

環境研資料

No. 1 3 3

ISSN 0918-5720

横浜市環境科学研究所報

第 22 号

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE
No.22

1998年3月

横浜市環境科学研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

はしがき

当研究所は、昭和51年4月1日に発足し、その1年半後に、所報第1号が発刊されています。

この「はしがき」で、「昭和49年1月の横浜市公害対策審議会の『公害研究所（仮称）の創設について』の建議の線に沿って、社会科学を包含した総合的体系的な研究活動を進め得るよう、機構的には部課制をとらず、副主幹、主査制を採用し、全所的な立場からプロジェクトを組み易いようにした。また、昭和51年4月、神奈川県公害センター（現神奈川県環境科学センター）、川崎市公害研究所とともに協議会を常設し、連絡協調して研究調査にあたることにした。横浜市各局の検査研究機関との連携・共同研究については、近く連絡会議等も設けていく方針である。」と記述しています。

さらに、所報第1号の1頁～2頁で、公害研究所の基本的姿勢について、1. 研究所のありかた、2. 行政との連携、3. 研究成果の公開、4. 自主的運営の確立を記述しています。

この所報は、今回で第22号になりますが、この間、公害は深刻な状況を脱したものの、多様化・複雑化・広域化したため、これに環境保全面から対応することになり、平成3年6月には公害対策局を改組し環境保全局が設置され、合わせて公害研究所も環境科学研究所に名称変更されています。

しかしながら、今日においても、自動車公害や近隣騒音、廃棄物処理や有害化学物質、あるいは地球温暖化や酸性雨など、多くの解決すべき課題があり、また、エコロジーやアメニティーなど、環境の質的向上を目指し、環境エコアップも図りつつあります。

これらの課題に的確に対処するためには、原因の究明及び対策技術の開発等、場合によっては科学技術に対する文明論的な考察も含め、調査研究が要求されるところであり、当研究所の果たすべき役割はますます重要であると考えられ、省みれば創設時の理念は今もなお、十全であると思われまます。

当研究所は、以上の考え方をもとにして、調査研究等に取り組んでおりますが、本書では、平成8年度の業務報告、調査研究、関係資料を取りまとめました。関係行政機関、多くの市民の方々にご活用を頂ければ幸いと存じます。

平成10年3月

横浜市環境科学研究所長

吉田 作治

目 次

I 業務報告編

大 気 部 門	1
騒音・振動部門	1
水 質 部 門	2
地盤沈下部門	2
社会科学部門	2
環境セミナー	3

II 調査研究編

大 気 部 門

・都市大気中のベンゼン等芳香族炭化水素濃度の挙動	4
・有害大気汚染物質の沿道調査	7
・非等速吸引を用いたフィルター光透過法による燃焼排ガスダストの簡易測定法	17
・横浜市における微量降水の化学的性状－1984年～1995年の出現状況とその性状－	23
・銅試験板による酸性雨影響調査－銅の腐食と酸性雨による溶解－	27

水 質 部 門

・キショウブ (<i>iris pseudo-corus L.</i>) による窒素・りん濃度と除去速度 (第3報)	36
・フェルト状活性炭繊維吸着による事業所排水処理実験	43
・揮発性有機塩素化合物による地下水汚染 (第7報)－地下水中における汚染物質の動態－	48
・横浜市内の水田排水の農薬調査 (第2報)	56
・横浜市内河川における河床堆積物の性状調査 (第1報)－鶴見川水系－	63
・横浜市内河川中の糞便性大腸菌群について (3) 横浜市中部地域	69

地 盤 沈 下 部 門

・横浜市域における地層の調査研究 (1)－旭区と港南区で掘削したオールコアボーリングの鑑定結果－	75
--	----

ノ ー ト

大 気 部 門

・横浜市における酸性雨調査－1996年の調査結果－	83
・横浜市内における地球温暖化ガス関連物質の調査	87

騒音・振動部門

・植物による減音量の計算用葉面積調査 (その1)	91
--------------------------	----

水 質 部 門

・横浜市沿岸域のプランクトン相	95
・ダイアジノンの密封系における分解とミジンコへの生態影響について	103

III 資 料 編

1. 人員及び組織	105
2. 主要機器一覧表	105
3. 予算額	107
4. 学会等研究発表	109
5. 雑誌等投稿	110
6. 環境科学研究所発行資料 (調査研究等報告書)	111
7. 環境科学研究所発行資料目録	112

環境科学研究所では、環境・公害行政を科学的に推進するために、大気・騒音・水質・地盤沈下・社会科学の各部門において主に

- (1) 行政検体の分析・検査業務
- (2) 自動測定機の性能検査業務
- (3) 公害・環境問題の調査研究業務
- (4) 環境セミナー等の市民啓発業務

等を行っています。

I 大気環境に関する試験検査及び調査研究

大気部門では、大気汚染の実態・原因解明などの各種調査研究をすすめています。また、公害対策部による工場・事業場への立入検査や苦情処理に伴う検体について、試験検査を行うほか、大気汚染物質の常時監視測定への高い信頼性を確保するための各種自動測定機の性能検査を実施しています。

1. 試験検査業務

平成8年度に実施した各項目毎の検体数及び延べ項目数は表1のとおりです。また、窒素酸化物自動測定機やオゾン自動測定機など56台の検査を実施しました(表2)。

検体項目	平成8年度	
	検体	項目数
(1)重油中の硫黄分	149	149
(2)重金属類	15	15
(3)有害物質	76	127
(4)悪臭	83	83
(5)炭化水素類	10	64
(6)アスベスト等その他	77	562
合計	410	1,000

(1)重油中の硫黄分

市内の工場立入検査時に採取した燃料重油中の硫黄分を分析しました。重油中の硫黄分の分析は、JIS-K-2541に基づく蛍光X線法で行いました。

(2)重金属類

一般環境及び道路沿道で浮遊粉じんを採取し、水銀の測定を行いました。

(3)有害物質

神奈川県公害防止条例に規定される有害物質や未規制有害物質について分析を実施しているほか、工場から排出されるアルデヒド類や多環芳香族炭化水素類等の調査を行いました。

(4)悪臭

廃棄物処理場、製造工場、食品工場等から排出される悪臭を測定しました。

(5)炭化水素類

各種化学工場、塗装工場から排出される炭化水素類の測定を行いました。

(6)アスベスト等その他

環境中のアスベスト濃度測定や水道原水等に含まれるアスベストの同定等を行いました。さらに、規定の項目に分類できないもの、例えば、ばいじん、硫酸イオンの分析、苦情による試料をその他としてまとめました。

自動測定機	平成8年度 検査台数
窒素酸化物計	13台
一酸化炭素計	1台
オゾン計	28台
浮遊粉塵計	1台
オキシダント計	2台
オゾン発生器	2台
硫黄酸化物計	9台
合計	56台

2. 大気に関する公害・環境問題の調査研究業務

(1)地球規模の大気汚染に関する研究

フロン等によるオゾン層の破壊、炭酸ガス濃度の増加等による地球温暖化、酸性雨による森林の破壊等地球規模での環境問題について、調査研究を進めています。

- ①酸性雨調査
- ②フロンの環境濃度調査
- ③広域的熱汚染に関する研究

(2)大気中の化学物質に関する研究

発癌性をはじめ人の健康に影響を及ぼす恐れのある物質、ならびに除草剤等の散布による大気中の残存農薬などの、環境濃度の実態把握や分析法の検討を進めています。

(3)粒子状物質に係わる環境モデルに関する研究

浮遊粒子状物質に係る環境濃度は、固定発生源、移動発生源から排出されるばいじんのほか、土壌粒子・海塩粒子・二次生成粒子等多岐にわたる発生源により構成されます。そこで、これらの発生源が環境濃度に与える影響を推定し、環境濃度改善の手法を検討する基礎的研究をしています。

(4)測定・分析に関する研究

環境汚染の状況を適切に把握するために、現在、自動測定機や簡易測定法により環境濃度等の把握をしています。これら測定方法にはいくつかの課題が残されています。このような測定法上の問題点の解決を図りつつ新たな測定法の開発を目指して研究をしています。

II 騒音・振動に関する調査研究

騒音・振動に関する実態を調査し、評価方法・対策等の研究をしています。

(1)騒音の能動制御に関する基礎的研究

騒音の能動制御技術の実用化の可能性や適用範囲についての研究を進めています。

(2)都市空間における音環境に関する研究

本市域の地域特性を考慮し、地域ごとに持っている音環境の特色や住民の受け方について、商業地域として特色を持つ地区でアンケートなどにより調査し、研究を行いました。

(3)自然環境音に関する研究

都市部の緑地で聞こえる自然音について、自然音が人間に与える心理的効果を把握するため、心理実験手法の検討をしています。

Ⅲ 水環境における試験検査及び調査研究

水質部門では、公害対策部が行う工場・事業場に対する立入検査の際に採取した工場排水等の行政検体、市内公共用水域の環境調査に伴う検体、及び苦情に基づく検体などの分析のほか、水質汚濁の実態、原因解明などのさまざまな調査研究を行っています。

1. 検査業務

平成8年度に実施した検体項目の検体数及び項目数は次のとおりです。

検体項目	検体数	項目数
(1)工場立入り調査	1,576	4,027
(2)環境調査	594	896
(3)除害施設の管理	108	504
(4)苦情など	62	109
合計	2,340	5,536

(1)工場立入調査

平成8年度には、市内の事業場を対象に定期立入調査が行われ、これらの工場・事業場の排水などについて、懸濁物質(SS)、生物化学的酸素要求量(BOD)、化学的酸素要求量(COD)、シアン、カドミウムや水銀などの有害金属イオン、フェノールなどの30項目について検体の分析を行いました。

(2)環境調査

平成8年度の環境調査としては、公共用水域測定計画による水質調査のクロスチェック、中小河川水質調査、二河川協議会の調査、地下水汚染調査、土壌汚染要綱に基づく調査などの検体について分析を行いました。

(3)除害施設の管理

法令に基づき除害施設の排水管理のため、処理水等を毎月採取し、COD、重金属イオンなど31項目について分析を行いました。

(4)苦情など

河川における魚の浮上事故の原因調査等に必要の水質分析、魚の検査等を行いました。

2. 水質汚濁に関する調査研究業務

(1)富栄養化に関する研究

東京湾の富栄養化の状況を把握するため、人工衛星データによる水質解析手法の検討等を行っています。

(2)排水の処理技術の研究

用排水の有効利用を図るため、その改善方法について調査しています。

(3)河川等の水質浄化に関する研究

水生植物を用いた河川・池沼等の水質浄化の成果をもとに中高濃度窒素含有排水の浄化実験を行いました。また、河川における汚濁物質の変動特性を検討するために大岡川上流において水質、沈降物、堆積物付着藻類等を調査しています。

(4)水域の未規制化学物質に関する調査研究

農業、陰イオン界面活性剤などの未規制化学物質による汚染実態調査をしています。

(5)横浜港の自浄機能に関する研究

横浜港港奥部における生物生産量の調査及び底質直上部の現況調査を行っています。

(6)地下水汚染物質に関する研究

トリクロロエチレンなどの地下水汚染物質の土壌中での消長、分解生成物などの調査及び有機塩素化合物による地下水汚染のモニタリング調査等を行っています。

Ⅳ 地盤環境に関する調査研究

地盤沈下部門では、横浜市の地盤構造、帯水層の分布及び地下水の涵養状況を調査し、地盤沈下防止対策のための資料を得るとともに、地盤に関する諸情報を取りまとめた「地盤環境図」を作成するための資料の収集を行いました。

(1)地盤環境に関する調査研究

層別沈下特性調査や地質・土質調査等の地盤環境調査及び、地下水帯水層構造調査等の地下水環境調査を行いました。

Ⅴ エコアップ推進に関する調査研究

自然と共生した街づくりを実現するために政策科学という視点から計画論、環境デザイン等についての基礎研究をしています。

(1)エコシティーに関する研究

自然共生型エコライフ・エコシティー実現のための政策について、学識経験者による研究（「エコライフ・エコシティー研究会」）を組織して学際的な討議を行うとともに、エコシティー形成のための新しい環境デザイン（ネイチャーデザイン）手法についての研究をしています。

(2)エコアップ技術指導及び環境調査

緑政局，市内小中学校等の環境整備事業においてトンボ，メダカ等を指標としたエコアップ（環境のエコロジカルな改善）の技術指導をしています。（こども自然公園他）

また，トンボ環境，トンボ相の現地調査を週1回～月1回本牧市民公園トンボ池，および他の池について実施しています。「横浜にとんぼを育てる会」の協力を得て，本牧市民公園トンボ池の自然環境管理を実施しています。

(3)自然環境の回復と生態系に関する研究

水辺環境の主体である生態系を保全創造するため，市内の池の分布状況，ため池や公園池等における水生生物の生息状況を調査しています。

VI 環境セミナー

昭和52年度から「明日の都市環境を考える」を統一テーマに，環境・公害問題を市民とともに考えていく場として，環境セミナー（平成元年度までは公害セミナー）を開催しています。

これまで，一般市民を対象とした講演や研究発表を行ってきました。昭和61年度からは，「調べてみよう身近な環境—水，みどり，まち…」というテーマで，小・中学生，高校生から作品を募集し，平成元年度からは更に一般市民の作品も募集して，選定した応募作品の発表を中心に開催しています。

平成8年度は12月14日(土)に横浜市開港記念会館で開催し，参加者は285名でした。

都市大気中のベンゼン等芳香族炭化水素濃度の挙動

前田裕行*

要 旨

大気汚染防止法の改正に伴い、ベンゼン等の有害大気汚染物質濃度をモニターすることになった。分析方法の指針によると各測定ポイントにおいて月1回または2月1回の1日平均採取を行うことになるが、試料数が少ないため実際の環境濃度を代表するサンプリング方法としての特性を把握しておく必要がある。

そこで、実際の一般都市大気中において5週間にわたり4時間ごとの連続採取測定を行い、ベンゼン等芳香族炭化水素の濃度変動について調べた。

その結果、ベンゼン濃度は近傍の常時監視測定局のNO_x、NMHC濃度と類似した経時変化をしており、濃度の挙動は大気の安定度に左右されることが推測された。

1. はじめに

大気汚染防止法の改正に伴い、地方自治体においては新たな有害大気汚染物質対策が始まった。揮発性有機化合物（VOC）はじめ各種の大気汚染物質がモニタリングすべき物質とされている。

モニタリングは、長期平均濃度の把握のため24時間またはそれ以上平均濃度が把握できる方法を実施すること¹⁾とされる。

そのうち、VOC等のサンプリングには、低沸点物質を含めて一斉分析する必要性から主にキャニスターを用いて行うこととなるが、試料採取および分析時の作業量を考え合わせると、初期の段階では1ヶ月または2ヶ月に1回程度の調査しかできない状況にある。

この少ないデータ数から年間平均値を求め、評価しなければならぬ。

そこで、実際の環境大気では、有害大気汚染物質がどの程度の濃度変動をしているのかを把握するため、ベンゼン等芳香族炭化水素濃度について、長期の時間変動調査に適する吸着管採取方法を用い、その挙動を調査したので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査期間および地点

2-1-1 ベンゼン等炭化水素成分

都市環境大気中炭化水素組成の経時変化を調査するため、2時間採取を2時間間隔で実施（1日間で6検体試料採取）し、5週間（35日間）連続調査した。

調査地点は横浜市磯子区（横浜市環境科学研究所 屋上）において大気試料を採取した。調査期間は平成9年3月14日17時～4月18日17時までの35日間である。調査日の1日のうち、1, 5, 9, 13, 17, 21時から2時間毎に大気試料を採取した。

2-1-2 NO_x（窒素酸化物）、NMHC（非メタン炭化水素）濃度

調査地点近傍の常時監視局を選び、中区横浜商業高校ではNO_x、中区本牧ではNMHCデータを使用し解析に用いた。

2-1-3 調査地点の説明

ベンゼン等炭化水素調査を実施した環境科学研究所は、図-1に示すように、横浜市磯子区の北側（北緯35度25分、東経139度37分）に位置し周囲に病院などがある住宅地である。周辺状況は東側0.5kmに国道16号線、南東2kmに火力発電所、製油工場があり、北東方向20～30kmに鶴見、川崎の工業地域がある。

市内に設置されている一般環境大気測定局のうち、今回の調査地点に最も近い場所での測定局である「南区横浜商業高校」では平成8年度の常時監視局データに関する報告書²⁾によるとNO₂濃度の年平均値は0.032ppmであった。この数値は、ちょうど今回の調査地点に近い場所での測定局である「南区横浜商業高校」の年間平均値0.033ppmとほぼ同レベルである。

以上のことから、今回の調査地点は、市内の平均的な一般環境濃度を示す地点であると言える。

2-2 炭化水素成分試料の採取および分析方法

PE社製 オートサンプラー（STS25）を用い、サンプリングチューブへ、2時間間隔に大気試料を吸着採取した。

採取を終えたチューブはサーマルデソープションシステム（ATD400）により自動分析FID-GCへ試料導入し、低沸点および中高沸点炭化水素類を2種のキャピラリーカラムを用いて分析した。

分析および採取条件は、前報³⁾で報告した方法である。

Study on the Behavior of Aromatic Hydrocarbons such as Benzene in ambient Air

*Hiroyuki Maeda, 横浜市環境科学研究所大気部門

3. 結果および考察

3-1 調査期間中の気象状況

横浜地方気象台（横浜市中区）における調査期間中の気温、降水量および湿度について図-2に示した。

3月は後半から低気圧が通過した後、冬の気圧配置が強まり低温の日もあったが月末には天気が周期的に変わり回復した。

4月は月初め日本の南岸に前線が停滞し、曇りがちの日が続いたが6日には上空に寒気が入り大雨となった。その後高気圧が張り出し晴れた。中旬は移動性高気圧におおわれて晴れた日が続き、後半は気圧の谷の通過に伴い天気は周期的に変化した。

調査期間中の平均気温は12.1℃、降水量6.0mm、平均相対湿度は67.4%であった。

3-2 調査期間中のベンゼン等濃度について

2時間採取値の有効試料数197における調査期間平均濃度は1.21ppb($4.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、調査期間平均気温12℃)、標準偏差は0.83ppb($2.8\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。そのヒストグラムを図-3-1に示した。データ区間0.4~0.8と0.8~1.2ppbにおいて頻度数が63および57であり、この2つの区間で全体の60.9%を占めていた。

また、トルエンの平均濃度は4.60ppb($18.1\mu\text{g}/\text{m}^3$)、標準偏差は4.24ppb($16.7\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。そのヒストグラムを図-3-2に示した。データ区間1.0~2.0で頻度数が56と最も大きく、データ区間2.0~3.0および3.0~4.0で頻度数が24であった。

区間1.0~4.0で全体の40.6%を占め、ベンゼンと異なり比較的出現濃度範囲が広い傾向が見られた。

3-3 大気中ベンゼン、NO_xおよびNMHC濃度の経時変動

経時変動の様子を図-4に示した。これによると、ベンゼン濃度の変動傾向は、NO_xやNMHC濃度の変動と比較的類似していることが分かる。このことから、一般大気中ベンゼン濃度は、従来からの常時監視局での汚染物質と同様に気象要因による大気の安定度等に影響を受けながら濃度が変動していると考えられた。

3-4 日平均値によるベンゼン、トルエン、NMHC濃度の経時変動について

大気汚染防止法に関する「有害大気汚染物質の測定方法マニュアル」によると測定データは24時間値（またはそれ以上の平均濃度値）で評価することとなる。¹⁾

そこで、今回の測定値を1時~24時までの日平均値として計算し、ベンゼンおよびトルエンと他の物質について日平均値の経時変動を図-5に示した。

これによると、トルエンは平均値4.54ppb($17.9\mu\text{g}/\text{m}^3$)、標準偏差2.50ppb($9.8\mu\text{g}/\text{m}^3$)であり、ベンゼンの3~4倍程度の濃度レベルであり、変動も大きかった。

一方、ベンゼンは平均値1.19ppb($4.0\mu\text{g}/\text{m}^3$)、中央値1.03ppb($3.4\mu\text{g}/\text{m}^3$)、標準偏差0.54ppb($1.8\mu\text{g}/\text{m}^3$)、最小値0.52ppb($1.7\mu\text{g}/\text{m}^3$)、最大値は2.82ppb($9.4\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。

日平均値でのベンゼン濃度は、明確に他の汚染物質と濃度変動パターンの類似性が見られた。そこで、図-6にベンゼン濃

度に対するトルエン、NO_x、NMHC濃度の関係をプロットした。

これによると、ベンゼン濃度と他の物質との相関性は高く、5%危険率で有意であった。

また、ベンゼン濃度の出現幅について見ると、最小値と最大値の幅は、今回の34日間（日平均値算出の有効日数）の日平均値では約5倍の違いが見られていた。

このことは、1ヶ月の間に、日平均濃度において約5倍程度濃度値が異なる調査日が出現する可能性があることを示すものと思われる。

有害大気汚染物質の日平均値測定を実施し、年平均値評価を行う場合、調査日の選択が非常に重要である。

調査日の選択や評価にあたり、調査地点近傍の常時監視データのNO_x等の濃度レベルが大いに参考となると考えられた。

5. まとめ

改正された大気汚染防止法に関する分析方法の指針に従い、ベンゼン等の有害大気汚染物質濃度をモニターする場合、各測定ポイントにおいて月1回の1日平均採取を行い実大気中の平均濃度を評価することになる。濃度代表性がするサンプリング方法としては問題も多いと考えられる。

そこで、実際の一般都市大気中において5週間にわたり4時間ごとの連続採取測定を行い、ベンゼン等芳香族炭化水素の濃度変動について調べた。

その結果、ベンゼン濃度は近傍の常時監視測定局のNO_x、NMHC濃度と類似した経時変化をしており、濃度の挙動は大気の安定度に左右されることが推測された。

また、年平均値評価を行う場合、調査日の選択が非常に重要となると考えられる。

文献

- 1) 環境庁大気保全局大気規制課：有害大気汚染物質測定方法マニュアル（平成9年2月）、(1997)。
- 2) 横浜市環境保全局：横浜市大気汚染調査報告書 第37報（平成8年度-1996）、(1996)。
- 3) 前田裕行：サーマルデソープション法を用いた大気中炭化水素類のモニタリング、横浜市環境科学研究所報 第21号、111-118(1997)。

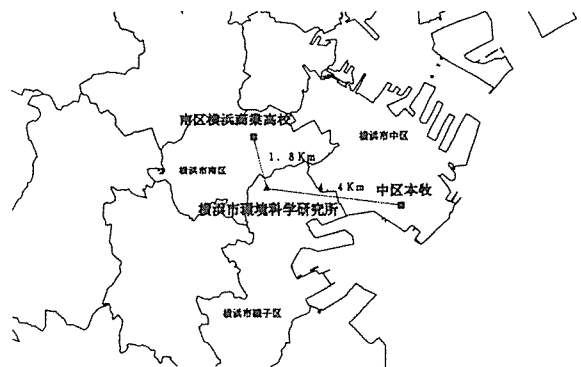
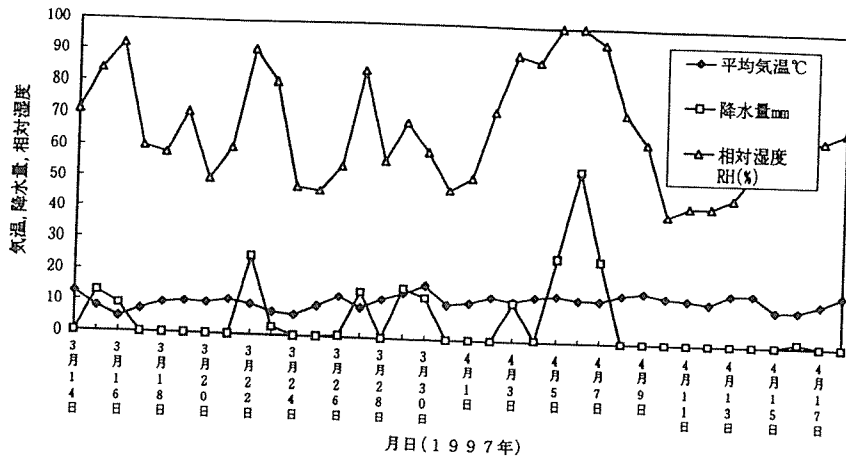
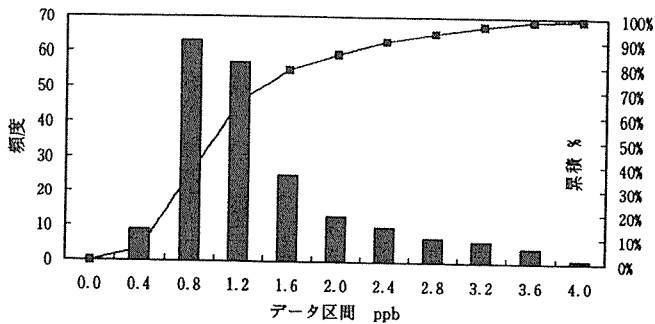


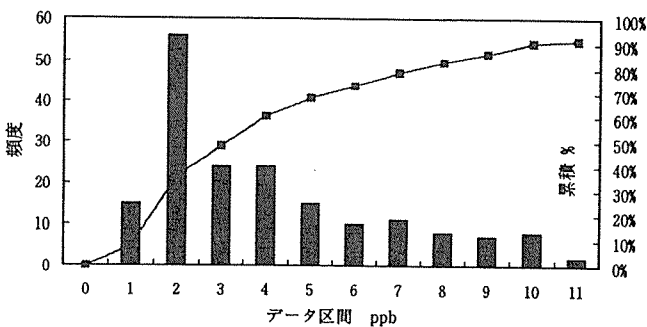
図-1 調査地点の位置



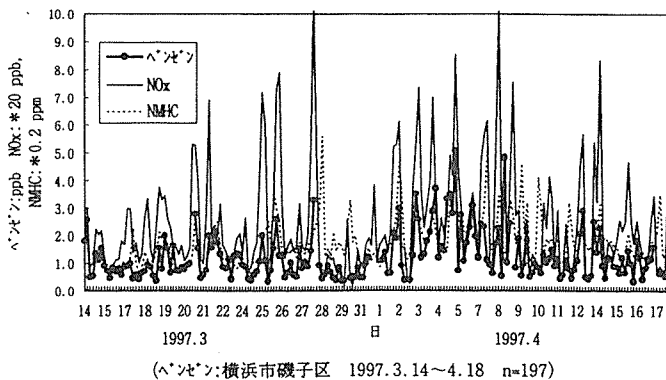
図一 調査期間中の気象要素



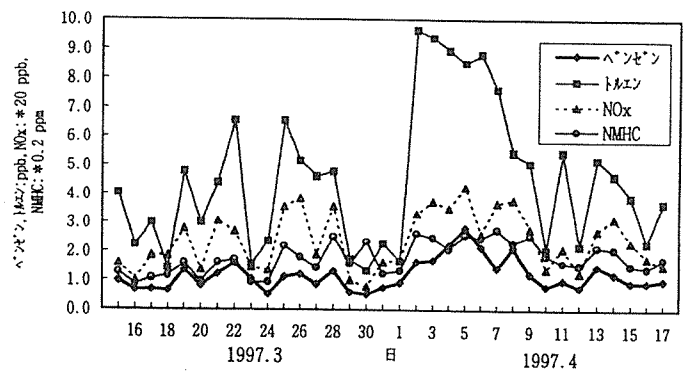
図一 3-1 ベンゼン濃度ヒストグラム



図一 3-2 トルエン濃度ヒストグラム

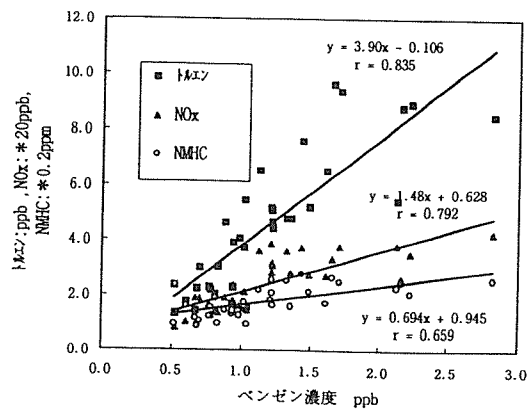


図一 4 大気中ベンゼン、NOx およびNMHC 濃度



(横浜市磯子区 1997.3.15~4.17 n=34)

図一 5 ベンゼン、トルエン、NOx および NMHC 濃度 (日平均値)



図一 6 ベンゼン濃度に対するトルエン、NOx およびNMHC濃度の関係 (日平均値 n=34)

有害大気汚染物質の沿道調査

坂井 清*, 前田裕行*

要 旨

自動車から排出される有害大気汚染物質等について、沿道及びその後背地における大気中濃度を実測調査し、季節による濃度傾向及び沿道濃度と後背地濃度の関係等を考察し、また他都市における調査結果と比較した。

ベンゼン、1,3-ブタジエン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド及びベンゾ(a)ピレンは、気象等の影響によりバラつくこともあるが、沿道の濃度が後背地よりも高い傾向にあることが分かった。また、各濃度の調査日毎の変化は、大気安定度の影響により、かなり大きいことも分かった。

調査項目濃度間の相関分析では、ホルムアルデヒドとアセトアルデヒド、アセトアルデヒドと粉じん、ホルムアルデヒドと粉じんの順に相関係数が高かった。

横浜における沿道及び後背地の濃度レベルは、他都市に比べ、ベンゾ(a)ピレンで高く、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド及びベンゼンでは中間的な値であることが伺われた。

1. はじめに

近年、大気中から、低濃度ではあるが発ガン性等の有害性が問題とされる物質が検出され、これらの有害大気汚染物質の長期暴露による国民の健康への影響が懸念されている。

このため環境庁では、大気汚染防止法を改正し、これらの有害大気汚染物質について総合的な対策を講じている。本市では改正法に基づき、平成9年度より環境濃度のモニタリングを開始する予定である。

これら有害大気汚染物質の中には、自動車の寄与割合が高いとされる物質も含まれているが、自動車からの排出実態については、そのデータが極めて少ない状況である。

そこで、自動車から排出される有害大気汚染物質等について、沿道及びその後背地における大気中濃度を実測調査し、季節による濃度傾向及び沿道濃度と後背地濃度の関係等について考察したので報告する。

2. 調査内容

2-1 調査項目

ベンゼン、1,3-ブタジエン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、ベンゾ(a)ピレン 粉じん

2-2 調査時間及び期間

次に示す二つの期間において、24時間測定を連続する3日間行っ

た。

①夏期：1996年 8月27日～ 9月 5日

②冬期：1997年 1月28日～ 2日 7日

2-3 調査地点

調査地点及び測定場所を表1及び図1、2に示す。

3. 調査方法

3-1 ベンゼン及び1,3-ブタジエン

3-1-1 試料採取方法

Carbotrap300mg及びCarbosieve150mg(いずれもシグマアルドリッチ社製)を2層に充填したステンレス管を捕集管とし、シーケンシャルローターを有するサンプリング装置(パーキンエルマー社STS25)にセットした。大気試料を捕集管に、夏期調査では4時間毎、冬期調査では6

時間毎に通気し、24時間採取した。

3-1-2 試料分析方法

(ガスクロマトグラフFID分析方法)

分析に使用したGCは、試料ガスの加熱脱着および低温濃縮機能を持つ自動サーマルデソープションシステムと接続したFID-GC(パーキンエルマー社製)である。加熱脱着されたサンプルはフオーカシングトラップに再トラップされ、GC部において低沸点炭化

Hazardous air pollutants around roads.

* Kiyoshi Sakai, Hiroyuki Maeda 横浜市環境科学研究所大気部門

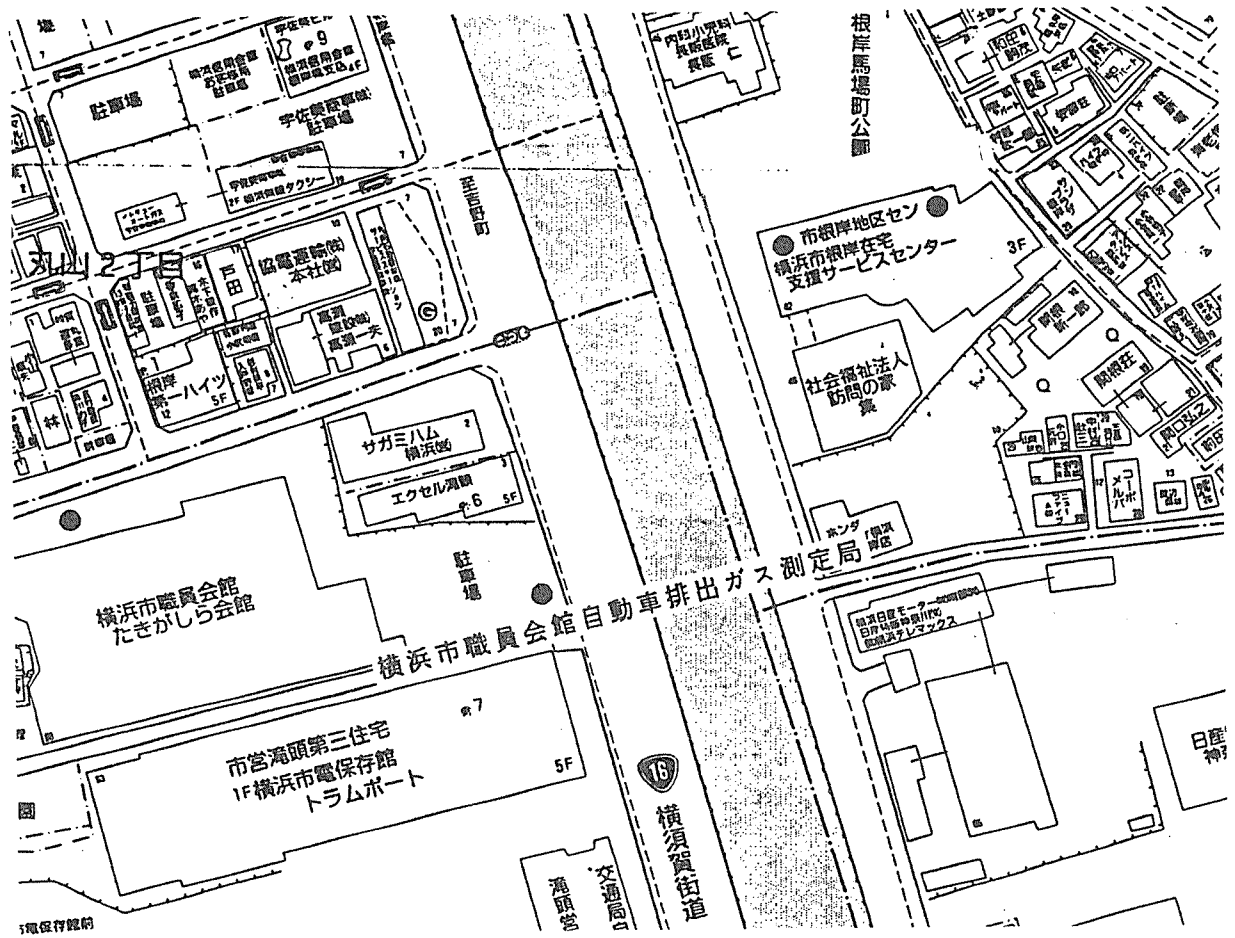


図1 滝頭調査地点の概略図

●：測定場所

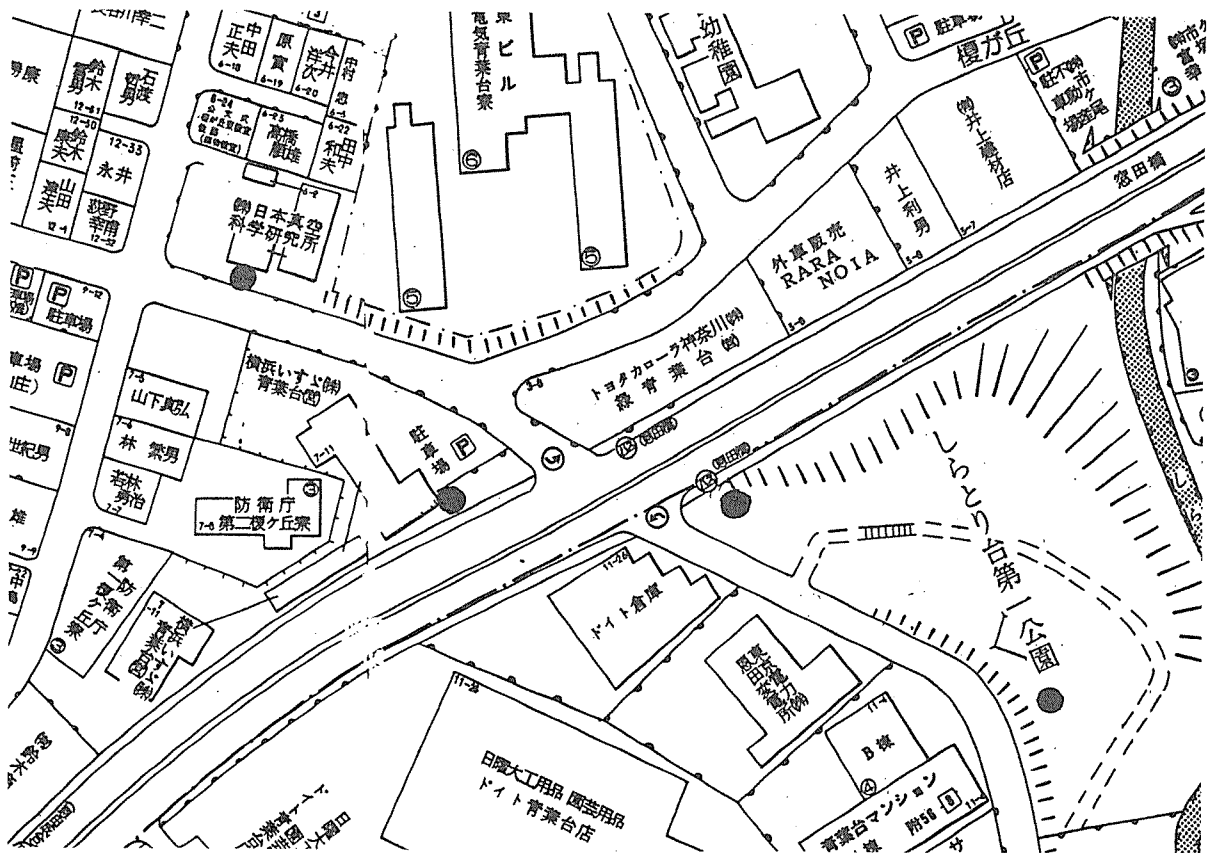


図2 青葉台調査地点の概略図

●：測定場所

水素類 (C₂~C₅成分) と中高沸点炭化水素類 (C₆~C₉成分) に分けられ分離される。それぞれのカラムからの溶出成分を2個の FID 検出器で検出し、低沸点炭化水素類および中高沸点炭化水素類のクロマトグラムを得る。

3-2 ホルムアルデヒド及びアセトアルデヒド

3-2-1 試料採取方法

オゾンスクラバー(よう化カリウムを含浸したシリカゲル管:ウォータース社製)に試料捕集管(2,4-ジニトロフェニルヒドラジンを含浸したシリカゲル管:ウォータース社製)を2連に接続して大気をポンプで吸引し、大気中のホルムアルデヒド及びアセトアルデヒドを2,4-ジニトロフェニルヒドラジン体として反応捕集した。大気は毎分500ml程度の流量で、24時間採取した。試料採取後の捕集管は密栓し、分析時まで冷暗所に保管した。

3-2-2 試料分析方法

試料採取後の捕集管にアセトニトリル5~20mlを通して、各種アルデヒドの2,4-ジニトロフェニルヒドラジンを溶離し、その溶離液の一部を紫外可視分光光度計付高速液体クロマトグラフ装置に導入して分析した。分析条件を表2に示す。標準溶液は、それぞれのアルデヒドの2,4-ジニトロフェニルヒドラジンをアセトニトリルに溶解したものとした。これを数種の濃度に希釈した溶液を試料と同様に分析し、絶対検量線法により定量した。

3-3 ベンゾ(a)ピレン及び粉じん

3-3-1 試料採取方法

シリカ繊維ろ紙に、毎分20~30l程度の流量で大気を24時間吸引し、ベンゾ(a)ピレンを粉じんと共に捕集した。なお、ろ紙の直径は55mm(有効捕集径:44mm)である。

表2 高速液体クロマトグラフィ条件

	アルデヒド類	ベンゾ(a)ピレン
固定相	ODS 0.46cmφ×25cm(粒径5μm)	
移動相	アセトニトリル 55% 水 45%	アセトニトリル 90% 水 10%
流速	1ml/min	1.3ml/min
温度	40℃	室温
検出器	紫外可視分光光度計 365nm	蛍光分光光度計 励起 384nm, 蛍光 406nm

3-3-2 試料分析方法

粉じん濃度は、ろ紙を恒温、恒湿の秤量室に48時間以上放置して恒量とし、粉じん捕集前後の重量差より求めた。なお、試料採取に際して粉じんの粒径分布を全く考慮していないので、測定値は相対的又は参考値的評価しかできない。

ベンゾ(a)ピレンについては、試料採取したろ紙の2分の1をエタノール1ml及びベンゼン3mlで超音波抽出後、5%水酸化ナトリウム溶液3mlを加えよく振る。遠心分離器にかけた後、上澄みのベンゼン層2mlを分取し、常温の暗所で蒸発乾固させる。これに、アセトニトリル1mlを加えて超音波で溶解させた溶液の一部を蛍光分光光度計付高速液体クロマトグラフ装置に導入して分析した。分析条件は、前掲の表2に示した。標準溶液は、ベンゾ(a)ピレンをアセトニトリルに溶解したものとした。これを数種の濃度に希釈した溶液を試料と同様に分析し、絶対検量線法により定量した。

4. 調査結果及び考察

大気中のベンゼン及び1,3-ブタジエン濃度測定結果を表3~表6に、その他の濃度測定結果を表7に示した。

表1 調査地点の概要

調査地点	測定場所	測定場所状況
滝頭	① 滝頭自動車排出ガス測定局 : 横浜市磯子区滝頭3-1-68	国道16号線道路端より7m, 高さ3m
	② たきがしら会館敷地内	国道16号線道路端より100m, 高さ1m
	③ 根岸地区センター敷地内 (2階外廊下)	国道16号線道路端より47m, 高さ5.5m
	④ 根岸地区センター敷地内 (2階建部屋上)	国道16号線道路端より90m, 高さ9.5m
青葉台	⑤ 青葉台自動車排出ガス測定局 : 横浜市青葉区しらとり台	国道246号線道路端より6m, 高さ1.5m
	⑥ しらとり台第一公園内	国道246号線道路端より74m, 高さ1m
	⑦ いすゞモーター神奈川(株) 青葉台営業所敷地内	国道246号線道路端より6m, 高さ1m
	⑧ (株)日本真空科学研究所 敷地内	国道246号線道路端より66m, 高さ2.5m

備考: 滝頭においては国道16号線の一方の道路端が堀割川及び市道に隣接し、電源の確保が困難なため、国道16号線道路端近傍では測定できなかった。

表3 大気中のベンゼン及び1,3-ブタジエン濃度 (夏期-滝頭)

	試料採取 開始日時	日平均値($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		(10時~翌日9時平均)					天候
		ベンゼン 濃度	1,3-ブタジ エン濃度	風向 (最多風向)	風速 (m/sec)	気温 ($^{\circ}\text{C}$)	雨量 (mm)	湿度 (%)	
滝頭測定局 (幹線道路から7m)	8月27日 10:12~	1.8	N.D.	SSE	0.9	21.5	0.21	75	曇り時々小雨
	8月28日 10:12~	2.2	N.D.	N	0.8	18.8	1.69	89	曇り時々小雨
	8月29日 10:05~	4.7	N.D.	C	0.6	22.8	0.00	80	曇り
たきがしら会館 (幹線道路から100m)	8月27日 10:58~	1.0	N.D.	SSE	0.9	21.5	0.21	75	曇り時々小雨
	8月28日 10:29~	1.7	0.07	N	0.8	18.8	1.69	89	曇り時々小雨
	8月29日 10:26~	3.8	N.D.	C	0.6	22.8	0.00	80	曇り
根岸地区センター 通路 (幹線道路から47m)	8月27日 12:04~	1.3	N.D.	SSE	0.9	21.5	0.21	75	曇り時々小雨
	8月28日 11:11~	2.5	N.D.	N	0.8	18.8	1.69	89	曇り時々小雨
	8月29日 11:11~	4.1	N.D.	C	0.6	22.8	0.00	80	曇り
根岸地区センター 中庭 (幹線道路から90m)	8月27日 11:40~	1.5	N.D.	SSE	0.9	21.5	0.21	75	曇り時々小雨
	8月28日 10:55~	1.7	N.D.	N	0.8	18.8	1.69	89	曇り時々小雨
	8月29日 10:53~	2.7	N.D.	C	0.6	22.8	0.00	80	曇り

表4 大気中のベンゼン及び1,3-ブタジエン濃度 (夏期-青葉台)

	試料採取 開始日時	日平均値($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		(10時~翌日9時平均)					天候
		ベンゼン 濃度	1,3-ブタジ エン濃度	風向 (最多風向)	風速 (m/sec)	気温 ($^{\circ}\text{C}$)	雨量 (mm)	湿度 (%)	
青葉台測定局 (幹線道路から6m)	9月 3日 10:56~	4.0	0.08	N	2.0	24.8	0.00	59	曇り後晴れ
	9月 4日 10:47~	5.5	0.07	E,SE	2.1	25.1	0.00	64	晴れ後曇り
	9月 5日 11:14~	9.5	0.14	SSW	2.3	25.6	0.00	67	晴れ一時曇り
しらとり台公園 (幹線道路から74m)	9月 3日 11:18~	3.4	N.D.	N	2.0	24.8	0.00	59	曇り後晴れ
	9月 4日 11:04~	7.4	N.D.	E,SE	2.1	25.1	0.00	64	晴れ後曇り
	9月 5日 11:24~	10.0	N.D.	SSW	2.3	25.6	0.00	67	晴れ一時曇り
いすゞモーター 神奈川 (幹線道路から6m)	9月 3日 11:51~	*20.2	N.D.	N	2.0	24.8	0.00	59	曇り後晴れ
	9月 4日 11:24~	*22.2	0.15	E,SE	2.1	25.1	0.00	64	晴れ後曇り
	9月 5日 11:43~	*24.9	0.20	SSW	2.3	25.6	0.00	67	晴れ一時曇り
日本真空科学 研究所 (幹線道路から66m)	9月 3日 12:07~	10.8	N.D.	N	2.0	24.8	0.00	59	曇り後晴れ
	9月 4日 11:40~	14.5	N.D.	E,SE	2.1	25.1	0.00	64	晴れ後曇り
	9月 5日 11:53~	12.0	N.D.	SSW	2.3	25.6	0.00	67	晴れ一時曇り

* 同時にブタン、ペンタン等のガソリン成分濃度も高いため、自動車修理作業によるガソリン蒸気の局地影響を受けたと推定される。

表5 大気中のベンゼン及び1,3-ブタジエン濃度 (冬期-滝頭)

	試料採取 開始日時	日平均値($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		(10時~翌日9時平均)					天候
		ベンゼン 濃度	1,3-ブタジ エン濃度	風向 (最多風向)	風速 (m/sec)	気温 ($^{\circ}\text{C}$)	雨量 (mm)	湿度 (%)	
滝頭測定局 (幹線道路から7m)	1月28日 9:55~	8.3	0.08	SW	1.82	8.7	0.00	40	快晴
	1月29日 9:50~	11.6	0.13	C	0.93	4.9	0.00	47	晴れ一時曇り
	1月30日 10:02~	5.4	N.D.	N,NW	1.11	4.6	0.00	29	晴れ後快晴
たきがしら会館 (幹線道路から100m)	1月28日 10:11~	7.2	0.10	SW	1.82	8.7	0.00	40	快晴
	1月29日 10:02~	7.2	0.07	C	0.93	4.9	0.00	47	晴れ一時曇り
	1月30日 10:10~	5.1	N.D.	N,NW	1.11	4.6	0.00	29	晴れ後快晴
根岸地区センター 通路 (幹線道路から47m)	1月28日 10:42~	8.3	0.07	SW	1.82	8.7	0.00	40	快晴
	1月29日 10:31~	6.4	0.07	C	0.93	4.9	0.00	47	晴れ一時曇り
	1月30日 10:31~	2.1	N.D.	N,NW	1.11	4.6	0.00	29	晴れ後快晴
根岸地区センター 中庭 (幹線道路から90m)	1月28日 10:56~	6.2	0.09	SW	1.82	8.7	0.00	40	快晴
	1月29日 10:45~	4.9	0.07	C	0.93	4.9	0.00	47	晴れ一時曇り
	1月30日 10:40~	3.4	N.D.	N,NW	1.11	4.6	0.00	29	晴れ後快晴

表6 大気中のベンゼン及び1,3-ブタジエン濃度 (冬期-青葉台)

	試料採取 開始日時	日平均値($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		(10時~翌日9時平均)					天候
		ベンゼン 濃度	1,3-ブタジ エン濃度	風向 (最多風向)	風速 (m/sec)	気温 ($^{\circ}\text{C}$)	雨量 (mm)	湿度 (%)	
青葉台測定局 (幹線道路から6m)	2月 5日 11:57~	5.3	N.D.	N	4.25		0.00		晴れ一時曇り
	2月 6日 10:42~	9.2	0.10	E	2.42		0.00		曇り後晴れ
	2月 7日 11:00~	12.5	0.08	NNE	2.30		0.00		晴れ一時曇り
しらとり台公園 (幹線道路から74m)	2月 5日 12:14~	1.8	N.D.	N	4.25		0.00		晴れ一時曇り
	2月 6日 10:50~	9.3	0.08	E	2.42		0.00		曇り後晴れ
	2月 7日 11:08~	9.2	0.07	NNE	2.30		0.00		晴れ一時曇り
いすゞモーター 神奈川 (幹線道路から6m)	2月 5日 13:48~	0.3	N.D.	N	4.25		0.00		晴れ一時曇り
	2月 6日 11:22~	2.5	N.D.	E	2.42		0.00		曇り後晴れ
	2月 7日 11:29~	0.0	N.D.	NNE	2.30		0.00		晴れ一時曇り
日本真空科学 研究所 (幹線道路から66m)	2月 5日 14:10~	3.3	N.D.	N	4.25		0.00		晴れ一時曇り
	2月 6日 11:32~	7.6	N.D.	E	2.42		0.00		曇り後晴れ
	2月 7日 11:37~	7.5	N.D.	NNE	2.30		0.00		晴れ一時曇り

表7 大気中のホルムアルデヒド等の濃度 (B(a)P:ベンゾ(a)ピレン)

場所	夏 期						冬 期					
	採取開始 日 時	採取終了 日 時	ホルムアルデヒド [※] μg/m3	ホルムアルデヒド [※] μg/m3	B(a)P μg/m3	粉じん μg/m3	採取開始 日 時	採取終了 日 時	ホルムアルデヒド [※] μg/m3	ホルムアルデヒド [※] μg/m3	B(a)P μg/m3	粉じん μg/m3
滝頭測定局	8/27 10:38	8/28 9:59	6.0	3.2	0.00048	69	1/28 9:59	1/29 9:44	7.0	4.9	0.0012	104
滝頭測定局	8/28 10:07	8/29 9:55	7.7	4.6	0.0010	81	1/29 9:56	1/30 9:57	6.4	3.8	0.0013	87
滝頭測定局	8/29 10:06	8/30 9:57	13.6	8.7	0.0019	184	1/30 10:03	1/31 9:41	5.6	3.1	0.0013	69
たきがしら会館	8/27 11:00	8/28 10:24	5.5	3.0	0.00056	36	1/28 10:16	1/29 10:04	5.0	4.3	0.00098	68
たきがしら会館	8/28 10:29	8/29 10:19	6.0	3.7	0.00070	47	1/29 10:10	1/30 10:12	3.4	2.8	0.00090	46
たきがしら会館	8/29 10:29	8/30 10:21	12.9	8.9	0.0015	112	1/30 10:15	1/31 9:55	2.7	2.1	0.00098	40
根岸地区センター通路	8/27 11:57	8/28 11:03	5.0	2.9	0.00065	46	1/28 10:37	1/29 10:27	4.5	3.7	0.0011	79
根岸地区センター通路	8/28 11:09	8/29 11:04	6.4	4.0	0.00078	52	1/29 10:33	1/30 10:27	3.2	2.6	0.0011	49
根岸地区センター通路	8/29 11:12	8/30 11:17	9.9	7.5	0.0013	115	1/30 10:31	1/31 10:24	2.5	1.8	0.0010	39
根岸地区センター中庭	8/27 11:34	8/28 10:46	5.1	2.9	0.00064	42	1/28 10:55	1/29 10:39	4.4	3.8	0.0010	70
根岸地区センター中庭	8/28 10:55	8/29 10:47	5.7	3.7	0.00074	49	1/29 10:45	1/30 10:38	3.2	2.7	0.00096	42
根岸地区センター中庭	8/29 10:56	8/30 10:58	12.6	8.7	0.0011	111	1/30 10:42	1/31 10:39	2.4	2.0	0.00083	35
青葉台測定局	9/3 10:56	9/4 10:34	8.1	4.7	0.0017	92	2/4 11:49	2/5 10:41	4.2	2.5	0.0011	69
青葉台測定局	9/4 10:47	9/5 11:06	6.5	3.5	0.0013	75	2/5 10:53	2/6 10:56	5.6	4.4	0.0029	99
青葉台測定局	9/5 11:14	9/6 10:52	5.2	2.8	0.00088	85	2/6 11:03	2/7 10:58	6.5	4.7	0.0023	130
しらとり台公園	9/3 11:18	9/4 10:55	6.4	4.0	0.0014	52	2/4 12:06	2/5 11:03	2.3	1.8	0.00056	36
しらとり台公園	9/4 11:04	9/5 11:21	5.0	3.0	0.00066	41	2/5 11:07	2/6 11:12	4.6	4.1	0.0024	71
しらとり台公園	9/5 11:24	9/6 11:08	5.1	3.3	0.00057	54	2/6 11:16	2/7 11:10	4.6	4.2	0.0018	86
いすゞモーター神奈川	9/3 11:51	9/4 11:15	8.9	5.8	0.0018	79	2/4 13:42	2/5 11:20	2.8	2.4	0.00064	33
いすゞモーター神奈川	9/4 11:24	9/5 11:39	7.2	4.5	0.0014	78	2/5 11:24	2/6 11:27	5.4	4.7	0.0028	86
いすゞモーター神奈川	9/5 11:43	9/6 12:02	7.3	4.7	0.00092	80	2/6 11:28	2/7 11:36	5.4	4.7	0.0020	92
日本真空科学研究所	9/3 12:07	9/4 11:31	7.2	4.7	0.0015	56	2/4 14:23	2/5 11:30	2.8	2.1	0.00043	29
日本真空科学研究所	9/4 11:40	9/5 11:49	5.4	3.4	0.00097	49	2/5 11:35	2/6 11:33	5.2	4.6	0.0023	71
日本真空科学研究所	9/5 11:53	9/6 12:15	5.9	3.8	0.00063	57	2/6 11:37	2/7 11:47	5.6	4.9	0.0016	80

また、幹線道路からの距離と各汚染物質濃度との関係をグラフにしたものが図3～図22である。

4-1 ベンゼン

ベンゼンの濃度と幹線道路からの距離の関係について見ると、滝頭では夏、冬共に図3及び図5のように沿道の方がその後背地よりも高い傾向がある。

青葉台の夏期について図4を見ると、道路北西側の沿道で著しく高く、対する南東側ではその後背地とほぼ同程度の濃度を示していた。調査期間中必ずしも南東方向からの風が卓越しているわけではないため、この高濃度の原因は道路からの影響のみによるとは考えにくい。この時のいすゞモーターでは、ベンゼンの他にブタン、ペンタン類等のガソリン揮発成分に由来すると思われる炭化水素成分濃度も同時に高い傾向が見られていたので、自動車修理作業等におけるガソリン蒸気発散による局地的影響を受けた可能性も考えられる。

一方、冬期には図6に示されるように、道路の南東側の沿道で濃度が高い傾向が見られている。調査の1日目と3日目は北よりの風が比較的多く吹いていたため、風下に当たる青葉台測定局において濃度が高くなったものと推察される。

4-2 1,3-ブタジエン

1,3-ブタジエンの測定結果には定量下限値未満が多く、正確な傾向をつかむことができなかった。これは、加熱脱着法による操作ブランク値のバラツキが大きかったことと、1,3-ブタジエンは、窒素バランスの標準ガスは定量的に分析できるが、検体に酸素が多量に混在する実試料は、加熱により分解し易いため、定量下限値が大きな値($0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$)となったからである。

4-3 ホルムアルデヒド

ホルムアルデヒドの濃度と幹線道路からの距離の関係について見ると、夏期は図7及び図8に見られるように、おおむね沿道側で濃度が高い傾向であった。一方、冬期は、図9に示す滝頭が、沿道で高い傾向が見られた。しかし、青葉台では、南東側の沿道で高い傾向となっている。これは、前述の様に北よりの風が吹いていたため、風下側の南東側で濃度が上昇しているものと思われる。

4-4 アセトアルデヒド

アセトアルデヒドの濃度と幹線道路からの距離の関係について見ると、夏期は図11及び図12に見られるように、ホルムアルデヒドと同様おおむね沿道側で濃度が高い傾向であった。一方、冬期ではホルムアルデヒドとは異なり、沿道地点と后背地との濃度の差は少なかった。

4-5 ベンゾ(a)ピレン

ベンゾ(a)ピレンの濃度と幹線道路からの距離の関係について見

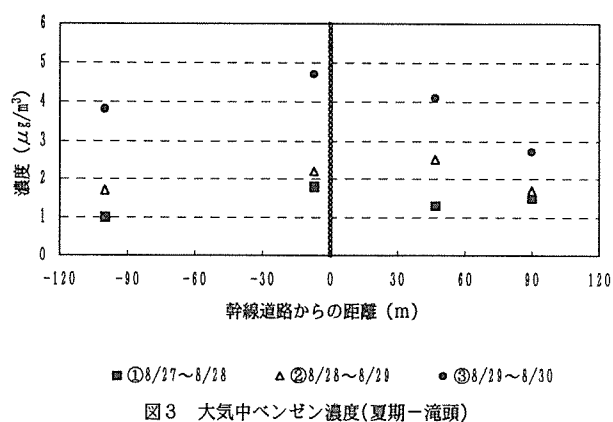


図3 大気中ベンゼン濃度(夏期-滝頭)

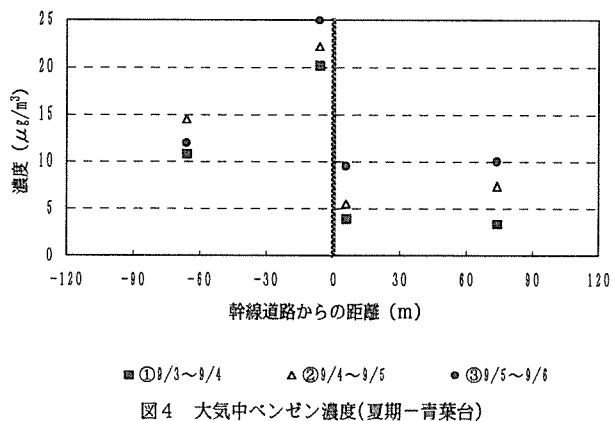


図4 大気中ベンゼン濃度(夏期-青葉台)

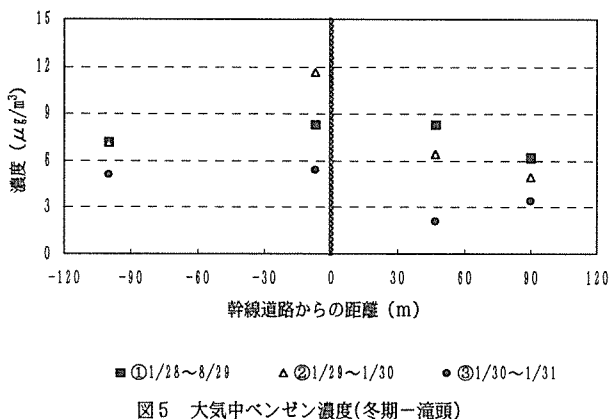


図5 大気中ベンゼン濃度(冬期-滝頭)

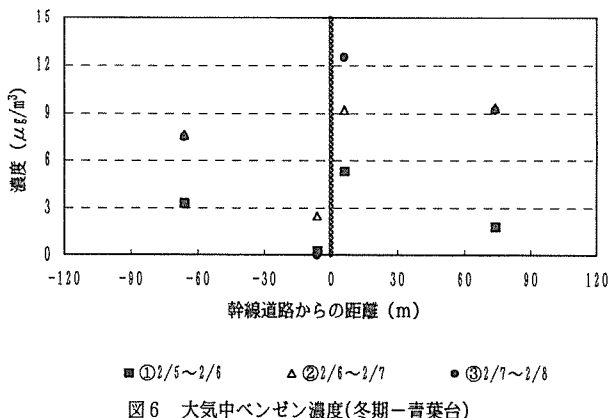


図6 大気中ベンゼン濃度(冬期-青葉台)

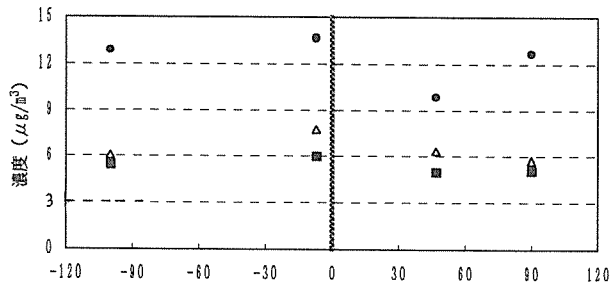


図7 大気中ホルムアルデヒド濃度(夏期-滝頭)

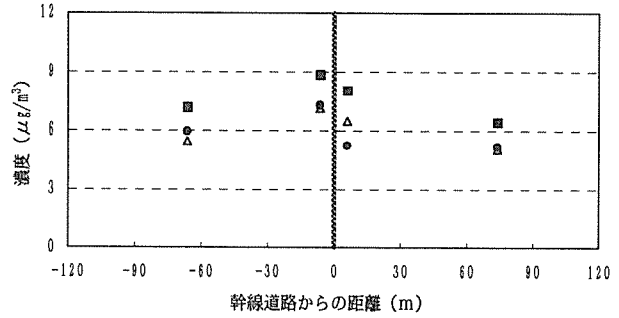


図8 大気中ホルムアルデヒド濃度(夏期-青葉台)

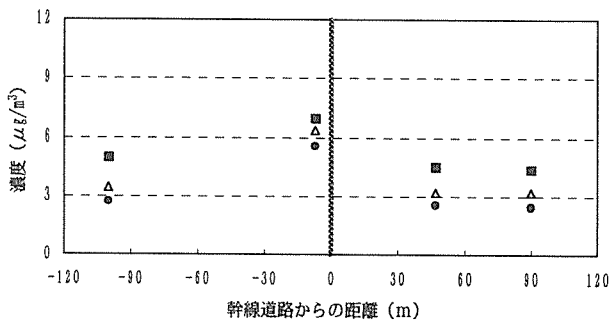


図9 大気中ホルムアルデヒド濃度(冬期-滝頭)

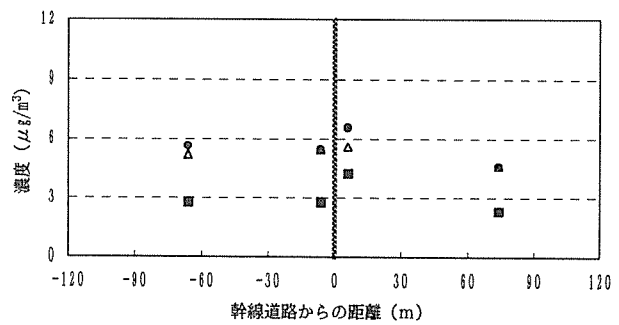


図10 大気中ホルムアルデヒド濃度(冬期-青葉台)

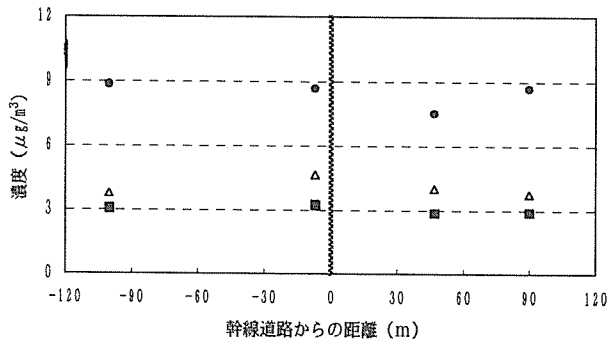


図11 大気中アセトアルデヒド濃度(夏期-滝頭)

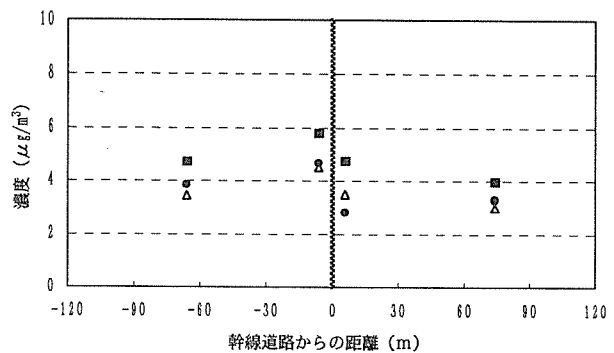


図12 大気中アセトアルデヒド濃度(夏期-青葉台)

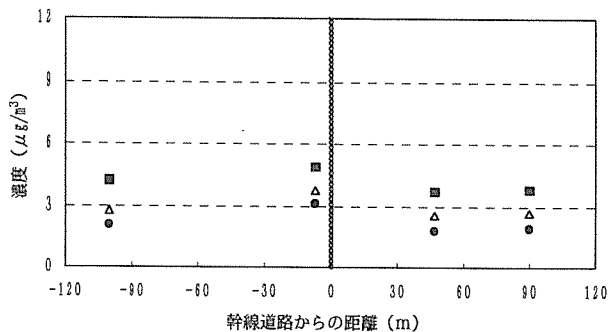


図13 大気中アセトアルデヒド濃度(冬期-滝頭)

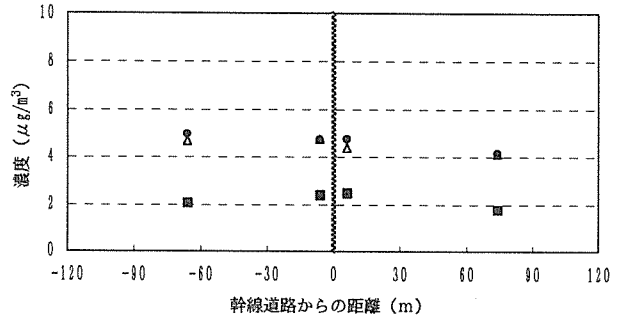


図14 大気中アセトアルデヒド濃度(冬期-青葉台)

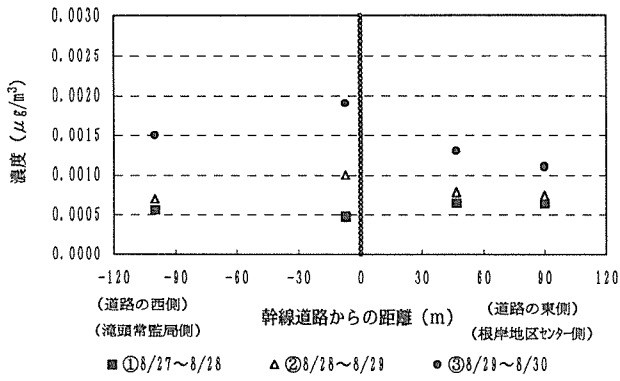


図 15 大気中B(a)P濃度(夏期-滝頭)

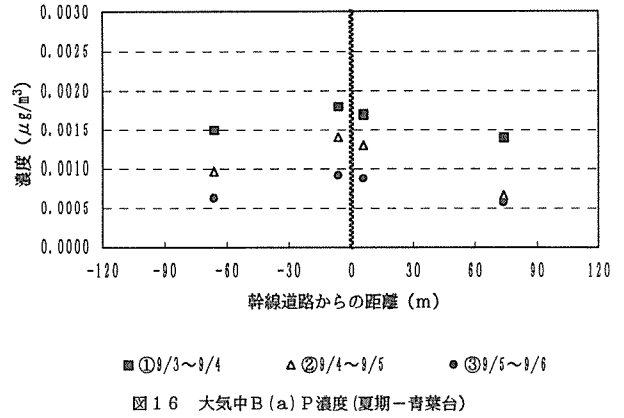


図 16 大気中B(a)P濃度(夏期-青葉台)

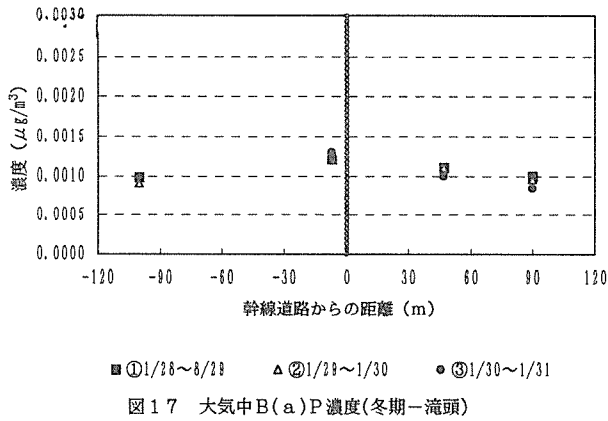


図 17 大気中B(a)P濃度(冬期-滝頭)

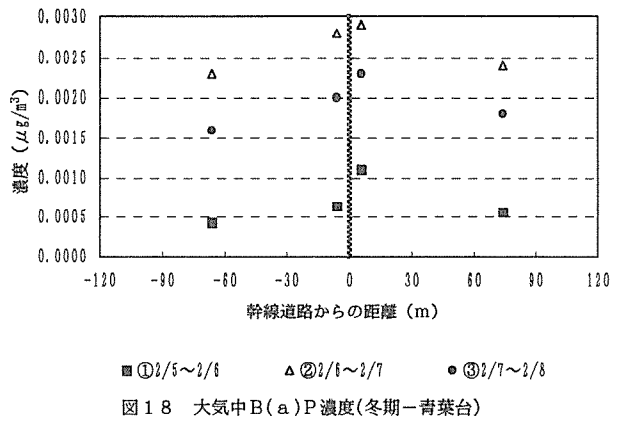


図 18 大気中B(a)P濃度(冬期-青葉台)

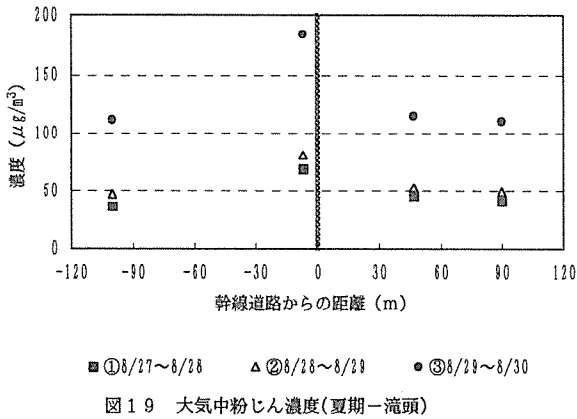


図 19 大気中粉じん濃度(夏期-滝頭)

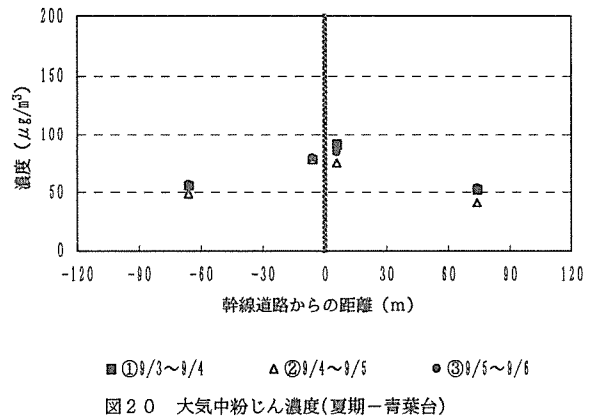


図 20 大気中粉じん濃度(夏期-青葉台)

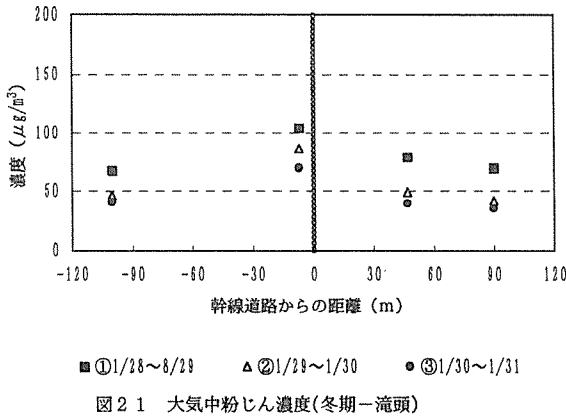


図 21 大気中粉じん濃度(冬期-滝頭)

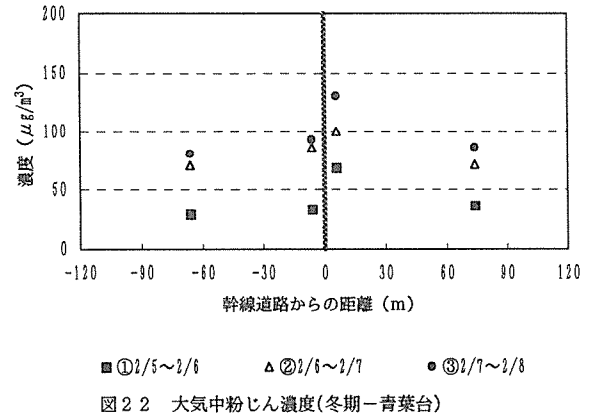


図 22 大気中粉じん濃度(冬期-青葉台)

ると、図15及び図16に示すように夏期は、沿道においてその後背地よりも濃度が高い傾向が見られたが、差は少なかった。一方、冬期における滝頭周辺では図17に示すように3日間のそれぞれの測定値は同様な濃度レベルであったが、沿道地点においてその後背地よりも濃度がやや高い傾向が見られている。しかしながら、青葉台周辺調査では、図18に示すように前述の滝頭周辺の傾向と異なり、3日間の日毎の濃度差が大きい傾向が見られる。

4-6 粉じん

粉じんの濃度と幹線道路からの距離の関係について見ると、夏期の滝頭では図19に示すように道路の西側の沿道で濃度が高いが、その他の地点では同様な濃度レベルであった。特に、調査3日目の濃度が高かった。一方、夏期の青葉台では3日間の測定値が、各測定点とも同様な濃度となったが、比較的明確に沿道の濃度が、その後背地よりも高い傾向となっている。冬期はいずれの調査地点とも、沿道の濃度がその後背地よりも高い傾向となっている。

4-7 各調査期間内の濃度変化について

全般的傾向として、各測定点の3日間における濃度変化は類似した傾向を示しているが、測定点毎の濃度は日により約2倍から数倍の違いが見られていた。各濃度が気象安定度に依存していることが伺われる。

ベンゼン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド及び粉じんでは、2~3倍程度の差となっているが、ベンゾ(a)ピレンでは冬期の青葉台のように調査日により数倍の差が見られることもあった。

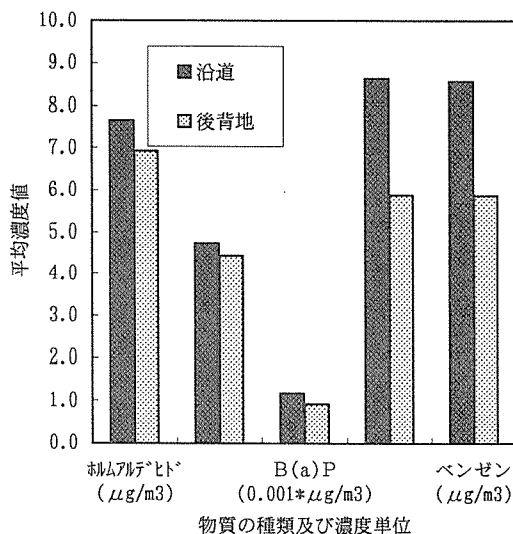


図23 沿道濃度と後背地濃度 (夏期)

4-8 沿道濃度と後背地濃度

今回の2つの調査地点における沿道とその後背地の各物質平均濃度をグラフにしたものを図23(夏期調査)及び図24(冬期調査)に示した。

夏期調査では、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド及びベンゾ(a)ピレン濃度は、沿道と後背地での差は少ないが、粉じん及びベンゼン濃度は、沿道の方が後背地よりも高い。一方、冬期調査では、アセトアルデヒド、ベンゾ(a)ピレン及びベンゼンで濃度差が少なかったが、ホルムアルデヒド、粉じん濃度は、沿道の方が後背地よりも高い傾向を示した。

したがって、夏期及び冬期調査で共通して濃度差が最も明確であった物質は、粉じんであり、その他ホルムアルデヒド及びベンゾ(a)ピレンにおいても沿道の方が後背地よりも高い傾向を示した。また、アセトアルデヒド及びベンゼンは、風向などの気象要素により、沿道とその後背地の濃度の差が少ないこともある物質であった。

4-9 物質間の濃度相関について

各成分の測定値から物質間濃度の相関マトリクスを表8に示した。これによると、濃度相関の高いものは、ホルムアルデヒドとアセトアルデヒド、アセトアルデヒドと粉じんおよびホルムアルデヒドと粉じんであった。また、ベンゼン濃度と他の物質は比較的低相関性が低かった。

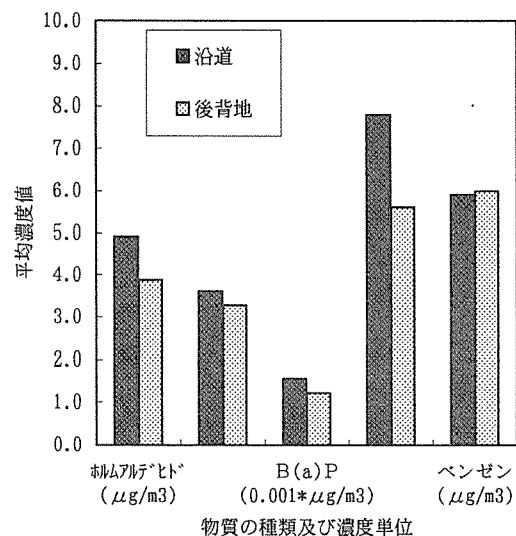


図24 沿道濃度と後背地濃度 (冬期)

表8 各成分間の相関

n = 48

	ホルムアルデヒド	アセトアルデヒド	B(a)P	粉じん	ベンゼン
ホルムアルデヒド	1.000				
アセトアルデヒド	0.935	1.000			
B(a)P	0.276	0.449	1.000		
粉じん	0.768	0.814	0.597	1.000	
ベンゼン	0.150	0.140	0.214	0.204	1.000

4-10 他都市との比較

本調査は環境庁からの委託業務として行われたものであり、同様の調査が他の4都市(千葉県袖ヶ浦市, 東京都世田谷区, 静岡県静岡市, 大阪府四条畷市)でも実施された。表9はその結果である。

千葉のベンゾ(a)ピレン, 東京のアセトアルデヒド及び横浜磯子のベンゾ(a)ピレンと1,3-ブタジエンを除けば, 各濃度は沿道が後背地より高くなっている。また, 表10を見ると平均値はすべての項目で沿道の濃度が後背地より高くなっている。

次に, 表9から横浜の濃度レベルは, ベンゾ(a)ピレンで他都市より高く, ホルムアルデヒド, アセトアルデヒド及びベンゼンでは中間的な値であることが示唆される。

5. まとめ

自動車から排出される有害大気汚染物質等について, 沿道及び

その後背地における大気中濃度を, 夏期及び冬期に調査した。調査結果から次のことが分かった。

ベンゼン, 1,3-ブタジエン, ホルムアルデヒド, アセトアルデヒド及びベンゾ(a)ピレンは, 気象等の影響によりバラつくこともあるが, 沿道の濃度が後背地よりも高い傾向にあることが分かった。また, 各濃度の調査日毎の変化は, 大気安定度の影響により, かなり大きいことも分かった。

調査項目濃度間の相関分析では, ホルムアルデヒドとアセトアルデヒド, アセトアルデヒドと粉じん, ホルムアルデヒドと粉じんの順に相関係数が高かった。

横浜における沿道及びその後背地の濃度レベルは, 他都市に比べ, ベンゾ(a)ピレンで高く, ホルムアルデヒド, アセトアルデヒド及びベンゼンでは中間的な値であることが伺われた。

表9 各都市の沿道調査結果(環境庁資料より抜粋)

	単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ベンゾ(a)ピレンは ng/m^3)				
	ベンゼン	1,3-ブタジエン	ホルムアルデヒド	アセトアルデヒド	ベンゾ(a)ピレン
千葉県袖ヶ浦市	3.3	0.29	3.8	2.2	0.43
(同)後背地	2.8	0.19	3.0	1.9	0.48
東京都世田谷区	9.8	0.44	5.0	8.6	1
(同)後背地	3.1	0.24	4.5	9.7	0.72
横浜市磯子区	4.8	0.06	6.5	4.2	1.1
(同)後背地	3.9	0.06	5.7	4.1	1.4
横浜市青葉区	9.7	0.08	6.1	4.1	1.7
(同)後背地	8.0	<0.06	5.0	3.7	1.2
静岡県静岡市	10	1.3	4.9	3.1	1.6
(同)後背地	8.1	0.65	4.0	2.1	0.83
大阪府四条畷市	6.3	1.3	15	5.4	0.68
(同)後背地	3.3	0.55	7.6	3.8	0.58

表10 沿道と後背地の濃度(環境庁資料より抜粋)

		単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ベンゾ(a)ピレンは ng/m^3)				
		地点数	検体数	平均値	最小値	最大値
ベンゼン	沿道	6	72	7.3	3.3	10
	後背地	6	72	4.9	2.8	8.1
1,3-ブタジエン	沿道	6	66	0.55	<0.06	1.3
	後背地	6	66	0.29	<0.06	0.65
ホルムアルデヒド	沿道	6	68	6.9	3.8	15
	後背地	6	64	5	3	7.6
アセトアルデヒド	沿道	6	72	4.6	2.2	8.6
	後背地	6	71	4.2	1.9	10
ベンゾ(a)ピレン	沿道	6	72	1.1	0.43	1.7
	後背地	6	71	0.87	0.48	1.4

非等速吸引を用いたフィルター光透過法による 燃焼排ガスダストの簡易測定法

佐俣満夫*

要 旨

煙道中のダスト濃度測定は現在等速吸引法で行われているが、この方法は操作がきわめて煩雑であり、測定時間のかかるため、ダスト濃度の簡易測定法を新たに開発した。この方法は等速吸引を無視してダストを短時間にフィルター上に採取し、このフィルター上に浸透液を滴下せしめ透明化させた後、簡易な光透過装置にて吸光度を測定し、検量線より捕集ダスト量を求め、これと非等速吸引補正式よりダスト濃度を得るものである。

1. はじめに

煙道中のダストの濃度測定は現在JIS Z 8808によって行われているが¹⁾、この方法はサンプリングを等速吸引で行い、ろ紙の精密な秤量を行う必要がある。煙道中で等速吸引を行うためには予め煙道中の水分、流速、ガス組成等を測定し、等速吸引ガス量を計算後、等速吸引にて排ガスを1m³サンプリングするのに2~3時間かかるため、1測定に1日かかるのが現状である。そのためダスト測定の1次スクリーニング用として許容誤差±15%以内で短時間で測定でき、操作が簡単で、しかも現場で直接ダスト濃度の得られる簡易測定法が望まれている。サンプリング時間を短縮するためには大容量で吸引する必要があるが、サンプリングノズル径に限界があるため非等速吸引による誤差が生じる。しかし非等速吸引誤差を精度よく補正できれば、煙道中の等速吸引を無視した大容量吸引法は有用と考えられる。またダスト濃度の測定法として吉山²⁾らはβ線を用いた方法を開発しているが、装置が大型化し、操作も繁雑なため簡易とは言いがたい。粒子濃度の検出法としては従来より種々の光学的手法が検討されているが、フィルター上にサンプリングされたダストを光透過もしくは光反射により検出できれば装置は小型化でき操作も簡単化できることが予想される。

フィルターを用いた粒子の光学的測定としてはHogenら³⁾の反射光を用いた方法、あるいは光透過法としてHorvathら^{4, 5)}のnucleoporeフィルターによる環境粉じんの測定やメンブレンフィルターをアセトンで透明化させるアスベストの測定法^{6, 7)}があるが、いずれのフィルターも煙道中のような高温多湿な環境には適用できない。煙道中で用いられるシリカ系フィルターの浸透液による透明化は今まで試みられていないが、この方法が可能となれば光透過法による装置がコンパクトで操作の簡単な簡易測定が期待できる。そこで筆者らは種々のシリカ系フィルターと浸透液による実験により新たに高温でも使用可能なシリ

カフィルターをほぼ透明化させることができた。さらにこのフィルター上に粒子を捕集したものに浸透液を浸透させ、それを光透過装置により測定した吸光度からダスト質量を得た後、非等速吸引誤差の補正を行うことによってダクト中のダスト濃度を得る方法を開発した。

2. 測定の原理

空間中に粒子が均一に分散しているとき、照射光は粒子により遮られるため、減衰する。そして照射光 I_0 、減衰光強度 I 及び粒子濃度 c の間には次式の関係が成立する。

$$\frac{I}{I_0} = e^{-kc} \quad (1)$$

ここで、 k は粒子、光路長などで決まる定数であり吸光係数と呼ばれる。さらに kc が十分に小さければ吸光度 I_s は次のように近似できる。

$$I_s = \frac{I_0 - I}{I_0} = kc \quad (2)$$

今フィルター上に吸光係数の等しい粒子が均一に堆積しており、フィルターと粒子はフィルターと同一の屈折率の液で充されており、その前方より白色光が照射されている場合について考える。

ここで液で充された粒子の吸光度 I_{sp} 、そのときのフィルターの吸光度 I_{sf} 、同じ液で充されたブランクフィルターの吸光度 I_{sbf} とすると、 I_s は次式で表される。

$$I_s = I_{sp} + I_{sf} - I_{sbf} \quad (3)$$

フィルターの個体差による吸光度の差がなければ、 $I_{sf} = I_{sbf}$ となり、Eq. 3は次式のようになる。

$$I_s = I_{sp} \quad (4)$$

The simplified Method with Filter light extinction and Anisokinetic sampling for Particle concentration in stack

*Mitsuo Samata, 横浜市環境科学研究所大気部門

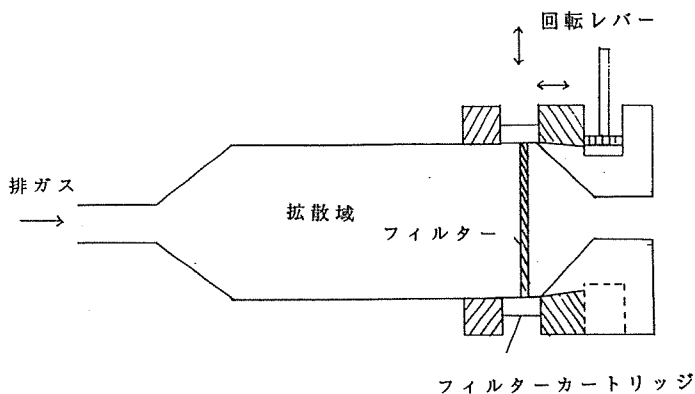


図-1
サンプリング装置におけるフィルターカートリッジ部の概念図

したがって I_s は粒子のみの吸光度として与えられる。そこで受光部での粒子による光の遮蔽面積を A 、受光部面積を A_0 とすると、 I_s は次のように表される。

$$I_s = k \frac{A}{A_0} \quad (5)$$

さらに均一な粒径 d_p 及び粒子密度 ρ_p をもった球形粒子がフィルター上に粒子同士が重なることなく均一に堆積しているものとすれば、フィルターの単位面積当りの粒子質量を M_0 として A を求め、Eq. (5)に代入することにより、 I_s は近似的に次式のようになる。

$$I_s = \frac{3kM_0}{2\rho_p d_p} \quad (6)$$

ここで k_0 を次のように置けば

$$k_0 = \frac{3k}{2\rho_p d_p} \quad (7)$$

Eq. (6)は次のように表される。

$$I_s = k_0 M_0 \quad (8)$$

上式において k_0 は粒子の粒径、黒度（光の吸収特性）、密度、形状等に影響されるが、一般の燃焼排ガスダストではこれらの因子はほぼ一定とみなされることが多いので、フィルター上で粒子同士が重ならない程度の低濃度域では I_s は M_0 に比例する。

3. 装置の設計及び試料の作成法

サンプリング装置

サンプリングされた粒子は光透過を用いるため円形フィルター上にはほぼ均一に堆積している必要がある。排ガス吸引量は10分間で 1 m^3 程度採取するものとし、内径 10 mm のサンプリングプローブを用いることにした。この場合プローブ内流速は 30 m/s 程度となる。試験風洞を用いてJIS 10種フライアッシュにより粒子の吸引実験を行ったところ、通常使用されている内

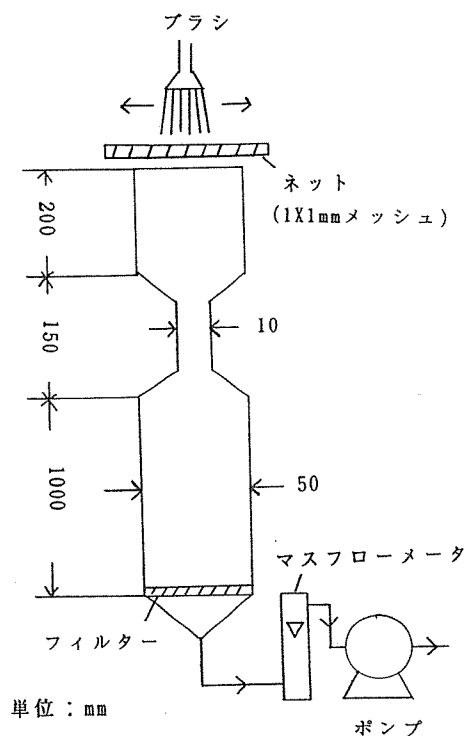


図-2
校正用試験粒子の均一捕集装置

径 50 mm の前後にテーパを持ったフィルターホルダでは粒子は中心部に多く堆積してしまうことがわかった。そこで前部テーパ部後方に拡散域を設けるとよいと考えられたので、前部テーパ部とフィルターの間に長さ $L=100, 200, 300\text{ mm}$ の直管部をそれぞれ挿入して実験した。その結果 $L=100\text{ mm}$ ではフィルター周辺部で

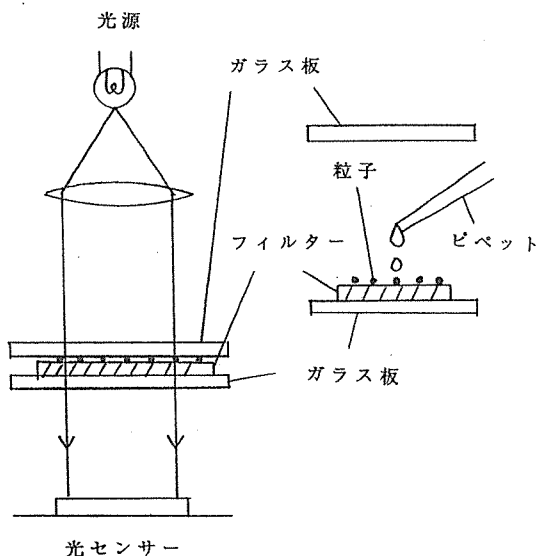


図-3
光透過装置の光学系及び試料の作成方法

表 - 1

光透過における粒子の諸元と式.(8)の成立する k_0 及び M_0 の範囲

粒子	k_0	M_0	$d_{pg}(\mu m)$	$\rho_p(Kg/m^3)$
カーボン粒子	1.0	0~0.8	3.1	2310
フライアッシュ(JIS.No10)	0.44	0~1.4	3.2	2330
タルク(JIS.No9)	0.14	0~2.2	3.1	2850

粒子の堆積量が若干少なくなる傾向がみられたが、 $L=200mm$ 以上ではほぼ均一に堆積していたので、この値を用いてフィルターホルダを作製した。また従来のねじ込み式のフィルターホルダでは現場でのフィルターの挿脱着の際のフィルターの破損の原因となるため、図-1に示すようにフィルター支持具をレバー操作により圧着せしめる簡便な方式とした。

校正用試験粒子の均一捕集装置

本簡易法を用いるとき、予め吸光度と粒子質量との校正グラフを作成しておく必要があり、フィルター上に均一に粒子を捕集する装置が必要となる。この校正は使用者が定期的に行う必要があるため、この装置も簡易なものを作製した。装置を図-2に示すが、装置への試験粒子の導入は粒子を適量付着させたハケを1mmメッシュの金網に散布し装置内に吸引落下せしめる方式とした。装置の直管部の途中に細管を設けない実験では粒子投入時の誤差が直接フィルター上の粒子のばらつきに影響した。そこでサンプリング装置の作製時の経験より途中に細管を設けることにより、投入時にばらつきを持った粒子群は細管部で一端凝縮混合されある程度均一化された後、後方のテーパ部と直管部で均一に拡散されることが期待された。直管の内径 $DL=50mm$ とし、種々の細管内径 Db で実験した結果、管径比 $Db/DL=0.25$ で15 L/min程度で吸引した場合フィルター上にほぼ均一に粒子を捕集することができた。管径比が0.25より大きくなると粒子の投入時の誤差の影響がみられるようになり、逆に小さくすると後方での均一な拡散が不十分となりいずれの場合も均一な粒子の捕集が得られなかった。

光透過装置及び試料の作成方法

光透過装置の光学系を図-3に示す。光源には6V白色光ランプを用い光はレンズを介して平行光路にしてから試料を通過後10 X10mmのフォトセンサーにより検知される。検知された光強度は計数部にて電氣的に吸光度として計算され、光学系にブランクフィルターをおいた場合などのため、ゼロ及びスパンの調整が行えるようにした。粒子の光学特性として光透過に最も大きく影響する因子は粒子の黒度と考えられるため、試験粒子は黒色粒子として重油燃焼排ガスガストを電気集じん機で捕集したものを $10\mu m$ 以下に風力分級したカーボン粒子、灰色粒子としてJIS 10種フライアッシュ、そして白色粒子としてJIS 9種タルクを用いた。

試料の作成は図-3に示すように厚さ2mmのガラス板上に粒子

を捕集したフィルターを乗せビベットで浸透液が十分フィルター中に浸透するように滴下し、その上にさらにガラス板を軽く乗せ内部に気泡が残らないようにして行った。この操作により、たとえ捕集時に凝縮していた粒子も浸透液により解離し、フィルター上に均一分布せしめることが可能である。

4. 光透過法の実験結果

4.1 浸透液の決定

フィルターには高温多湿下で十分な強度を持つ数種類の市販のシリカ及びガラス繊維フィルターを用いて光透過実験を行った。通常のシリカあるいはガラス繊維のフィルターはそのままではほとんど光を透過させない。そこで、浸透液にアセトン、白灯油、アニソール、チョージ油、フロモナフタレンを用い、屈折率 $n=1.3\sim 1.7$ の範囲で混合液の系列を作成し、前述した試料の作成方法により液に浸したフィルターを用いその光透過度を調べた。また最も光透過度の高い試料の混合液の屈折率をベック屈折率計により測定した。その結果有機質バインダーを多量に含むフィルターは複屈折により、また繊維径の不均一なも

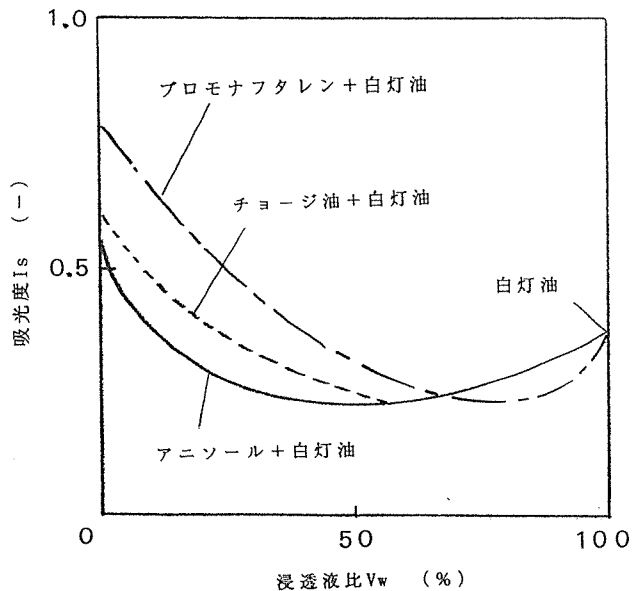


図 - 4

PXフィルターにおける吸光度と浸透液比の関係

のは空隙に空気が残留するためいずれも白色不透明となりよい光透過を示さなかった。そこで直径47mmφ、厚さ0.2mmのシリカフィルターは0.1μm程度の均一なシリカ繊維で空隙率もほぼ均一であり、バインダーもほとんど含まれていないことから最も光透過度がよく屈折率 $n=1.49$ を得たので、本法ではこのフィルター（以下Pxフィルターという）を用いた。浸透液中のPxフィルターは $n=1.49$ 付近では新聞の活字が十分に読めるような透明度を得た。フィルターの無い場合を $I_s=0$ 、完全遮蔽を $I_s=1.0$ とした場合の I_s と混合液比 V_w （白灯油／混合液(v/v)）の関係を図-4に示す。いずれの混合液も $I_s=0.25$ で最小となるが、この付近が $n=1.49$ の値である。特に白灯油とアニソールの混合液は n がそれぞれ1.45と1.52と共に $n=1.49$ に接近しているため、 V_w が30~60%程度の広い範囲で $I_s=0.25$ となっている。このことは浸透液の調整や長期間保存した場合に有利である。そこで実験には浸透液にアニソール：白灯油=3:2の混合液を使用した。

4. 2 吸光度と粒子質量との関係

カーボン粒子、JIS 10種フライアッシュ及びJIS 9種タルクによる光透過装置から得られた I_s と M_o の関係を図-5に示す。これよりカーボン粒子では I_s が0~0.8の広い範囲でよい直線関係が認められ、 M_o 換算での相対誤差は±3%以下であった。フライアッシュとタルクでは M_o が増加すると片対数で近似されるようになったが、これは M_o の増加とともに粒子同士の重なりも増加するためと考えられた。各粒子の幾何平均径(dpg)、 ρ_p 及び k_o を定数としたEq. (8)の成り立つ範囲を表-1に示す。 k_o の値には粒子の黒度、dp、 ρ_p 、形状等が影響するものと考えられるが、この場合粒子の黒度の影響が最も大きく、白色になるほど k_o は小さくなり、かつ I_s の適用範囲も小さくなる傾向がみられた。

これより、本法はカーボン粒子を主成分とする燃焼ダストや石炭燃焼ダストには適用できることがわかった。そこでカーボン粒子に47mmφのPxフィルターを使用した場合の全捕集粒子量 M と I_s の関係を図-6に示す。この場合捕集粒子質量が0.5~12mgの範囲で相対誤差±3%以下で測定可能である。

4. 3 フィルターの水分吸着に伴う光透過へ影響

一般に煙道中では5~20%程度の水分を含んでいるため、フィルターの水分吸着による光透過率への影響について検討した。乾燥したフィルター上にピペットで純水を添加後浸透液に浸透

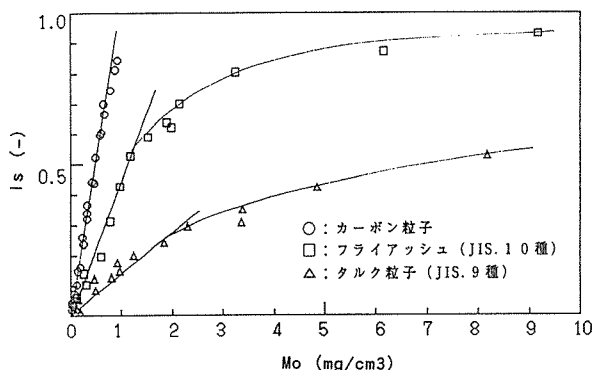


図-5

吸光度と M_o の関係

させた場合、水添加量の増加とともに I_s も増加し、フィルターは白色不透明となった。これよりサンプリング過程でPxフィルターが水滴を捕捉し、水添加率（水添加量／フィルター質量）がおよそ0.2以上になると測定誤差が著しく大きくなることがわかった。

次に、排ガス中でフィルターを加温した場合について検討した。昇温した飽和水蒸気中に2時間放置したPxフィルターと乾燥Pxフィルターの I_s は200℃までの間でほとんど変化はみられなかった。これより排ガス中に水分が含まれていても水蒸気の形態であれば本測定には影響がないことがわかった。

したがってPxフィルターを用いてサンプリングする場合、スクラパー出口などのミストを多量に含む排ガスでの測定は不適であり、フィルターホルダーを煙道外に設置する場合にはフィルターが露結しないようにホルダー及びフランジまでの間を150℃程度で十分加温する必要がある。

5. 非等速吸引による補正係数

簡易測定では等速吸引を無視し短時間に多量の排ガスを採取する必要があり、この場合ダスト濃度に非等速吸引誤差が生じる。煙道中粒子濃度 n_o 、非等速吸引粒子濃度 n_s とすると非等速吸引による相対誤差 E は次式のように表される。

$$E = \frac{n_s - n_o}{n_o} \cdot 100 \quad (9)$$

ここで、煙道中流速 v_o 、吸引流速 v_s とすると一般に E は $v_o=v_s$ のとき $E=0$ （等速吸引）、 $v_o>v_s$ のとき $E<0$ 、 $v_o<v_s$ のとき $E>0$ の関係があり、 v_s が v_o から外れるほど E の値も大きくなる傾向をもつが、本法のように大容量で吸引した場合は、 $v_o<v_s$ となるから非等速吸引による誤差はマイナス誤差となる。また E は慣性場では v_o/v_s と次式に示す慣性パラメータ ψ の強い影響を受けることが知られている⁸⁾。

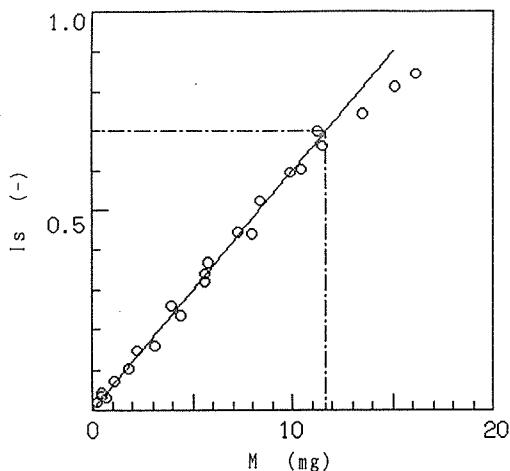


図-6

カーボン粒子に47mmφのPxフィルターを用いた場合の I_s と M との関係

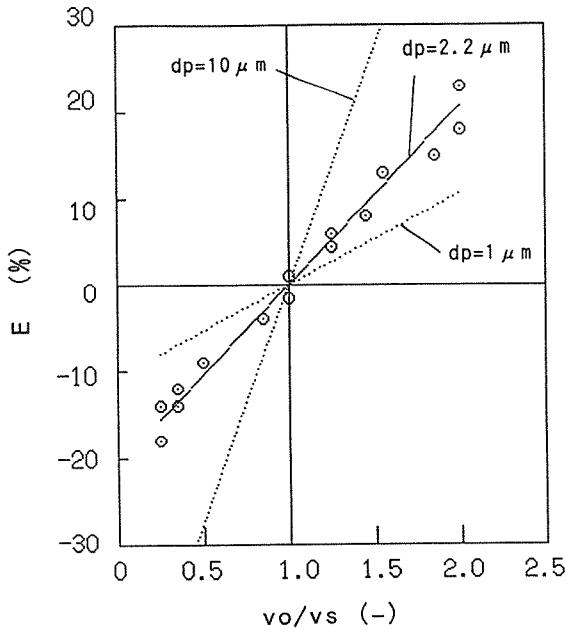


図-7
微粉炭火力発電ボイラダストでのE及び
vo/vsの関係と式(11)による計算結果

$$\Psi = \frac{dp^3 \rho_p v_o}{18 \mu d_n} \quad (10)$$

ここで、 μ はガス粘性係数、 d_n はノズル内径、 ρ_p は粒子密度である。

図-7に微粉炭火力発電ボイラ排ガスでの非等速吸引誤差の実証試験から得られたEとvo/vsの関係(○印)を示す⁹⁾。実証試験でのダストの主成分はフライアッシュ、幾何平均径 $dp=2.2 \mu m$ 、 $vo=17m/s$ であり、 Ψ は0.07程度であった。ここで一般のボイラダストの粒径は $dp=2\sim 3 \mu m$ 程度であり、 $vo=5\sim 20m/s$ 程度であるから実証試験データがほぼ適用できるものとして、簡易測定法でのサンプリング流速を前述したように $vs=30m/s$ とすれば、 $vo/vs=0.2\sim 0.7$ となる。図-7よりこの流速比の範囲でのEは-7~-20%程度となるため本法による非等速吸引誤差は無視できないものと考えられた。

筆者らは Ψ が0.01~30の広い範囲で使用可能な次式のような非等速吸引評価式を導いている¹⁰⁾。

$$\frac{ns}{no} = \frac{\sqrt{\Psi}}{1 + \sqrt{\Psi}} \left[\frac{vo}{vs} - 1 \right] + 1 \quad (11)$$

図-7中に実証試験の条件でのEq.(11)の計算結果を示すが計算結果と実証試験データはほぼ一致している。また同じ条件で $dp=1$ 及び $10 \mu m$ としたときの計算結果も合わせて図に示すが、 dp が大きくなるほどEも大きくなるのがわかる。

Eq.(11)において非等速吸引による補正係数 C_f を $C_f=no/ns$ と定義すれば、煙道中のダスト濃度 no は次のように表される。

$$no = C_f \cdot ns \quad (12)$$

上式において ns に光透過装置から得られたダスト濃度をあてはめ、 C_f にEqs.(10),(11)より計算された no/ns の値をあてはめ

れば煙道中のダスト濃度 no が得られる。 C_f を計算するに当りEq.s.(10),(11)より dp 、 ρ_p 、 μ 、 vo の値が必要となるが、ダストの dp 、 ρ_p を予め仮定し、 μ は温度に依存することから排ガス温度 To で推定すれば、煙道中の To と vo を測定しておけば C_f は計算できることになる。ここで燃焼排ガスダストの中位径は通常 $3 \mu m$ 、 $\rho_p=2000Kg/m^3$ 程度なので、 dp 、 ρ_p にこの値を用い、サンプリングノズル径 $d_n=10mm$ 、 $20^\circ C$ での吸引ガス量 $L_s=100 l/min$ (本法で設計した $vs=30m/s$ に相当)とした場合での To と vo による C_f の変化を図-8に示す。これより予め To 及び vo を熱線式流速計等で測定しておけば、図-8とEq.(12)を用いて no の算出は現場でも容易にできる。またボイラダストの粒径分布の標準偏差は通常1.5~2.2程度であるから、この分の誤差を考慮すると非等速吸引補正後での no の相対誤差は $\pm 3\%$ 以内と考えられた。

これより、本法による誤差は光透過と非等速吸引補正で共に $\pm 3\%$ 以内と考えられ、これよりトータル測定誤差は $\pm 9\%$ 以内となり、設計許容誤差 $\pm 15\%$ 以内にある。

9. おわりに

一部のシリカフィルターが浸透液により透明化されることを利用して、フィルター光透過法と非等速吸引法との併用により、燃焼排ガス中のダスト濃度が簡易に測定できることを見出し、以下のような知見が得られた。

- (1)最も光透過度のよいシリカフィルターの屈折率は1.49であり、浸透液としては3:2のアニソールと白灯油の混合液が最もよいと考えられた。
- (2)フィルター光透過法の原理は近似的にEq.(8)で表され、カーボン粒子を適用した場合よく一致し、この方法により排ガスを $1m^3$ 採取した場合 $0.5mg/m^3$ 以上で測定可能であり、測定誤差は $\pm 10\%$ 以内と考えられた。
- (3)予め排ガス温度と排ガス流速を測定しておくことによって、短時間で大容量を吸引するための非等速吸引による補正係数の算出方法を示した。
- (4)フィルターが水滴を捕捉した場合排ガスの吸引流量及び吸光度に著しい影響がみられたが、水蒸気の場合は影響がみられなかった。

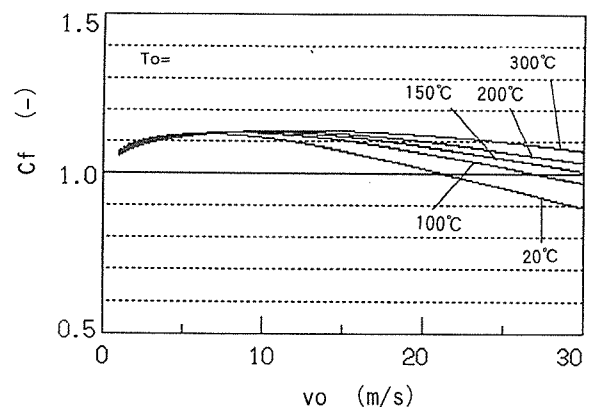


図-8
式(11),(10)に $dp=3 \mu m$ を仮定した排ガス
温度 To により vo と C_f の関係

「謝辞」

本研究に当たり金沢大学工学部土木建設工学科金岡教授のご指導を受けたことに感謝いたします。また、本研究は東京ダイレック（株）との共同研究の一環として行われたことを記す。

「引用文献」

- 1) JIS Z 8808: "Method of measuring dust concentration in flue gas", (1995)
- 2) 吉山、市川、小暮、田森：大気汚染学会誌, 23, 4, 241-249 (1988)
- 3) Horvath, H : Atoms. Envir., 27A, 3, 319-325 (1993)
- 4) Horvath, H and G. Metzger: J. Aerosol Sci., 21, suppl. 1, 525-528 (1990)
- 5) Horvath, H., M. Itoh, O. Preining and K. Takahashi: Erozoru kenkyuu, 9, 4, 330-337 (1994)
- 6) Edwards, G. H and J. R. Lynch: Ann. Occup. Hyg., 11, 1-6 (1968)
- 7) JIS K 3850: "Measuring method for airborne fibrous particles" (1995)
- 8) Davies, C. N: J. Appl. Phys., 2, 921-932 (1968)
- 9) 佐俣：エアロゾル研究, 7, 3, 253-257 (1992)
- 10) 佐俣、金岡：化学工学論文集、22, 6, 1423-1428 (1996)

横浜市における微量降水の化学的性状

— 1984年～1995年の出現状況とその性状 —

梅田てるみ^{*}, 加藤善徳^{*}

要旨

1984年～1995年の12年間に横浜市磯子で採取した一降水全量のデータ(823試料)を用いて、微量降水(降水量1mm未満の降水)の出現状況、pH、成分濃度等を調べた。その結果、微量降水は全試料数の約1割と、かなりの頻度で出現していることがわかった。また、微量降水の最低pHは3.15、平均pHは4.04となり、降水量1mm以上の降水(平均pH4.65)に比べ酸性度が非常に大きく、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- の濃度も4～8倍と非常に高いことがわかった。

これらの微量降水は、清浄な後続降水によって洗い流されることなく表面に留まるので、植物や器物に直接的な影響を与えると推測された。

1. はじめに

横浜市環境科学研究所では、酸性雨調査の一環として、1984年5月より、年間を通じ一降水全量(降り始めから降り終わりまで一括して採取したもの)及び初期1mm降水(降り始めから降水量1mmに達するまで貯水したもの)のモニタリングを行っているが、この結果¹⁻⁷⁾、通常、初期1mm降水は一降水全量に比べpHが低く成分濃度が高いことがわかっている。

一般に、汚染強度の強い初期降水が植物や器物に付着したとしても、比較的清浄な後続降水によって洗い流されるため、酸性雨による植物や器物の直接被害は少ないといわれている。しかし、降水量が少ない降水の場合には、低pH・高濃度のまま降り止んでいる可能性がある。

表-1に横浜地方気象台⁸⁾における日降水量の頻度分布を示したが、これによると、1995年の一年間に降雨のあった日数は196日で、このうち降水量1mm未満のものは106日にも及んだ。

このように、微量で降り止んでしまう降水がかなりの頻度で出現しているという点からみると、これらが植物や器物に与える影響は無視できないものと考えられる。

そこで、ここでは、これまでに当研究所が観測してきた12年間の降水データのうち、とくに、降水量1mm未満の降水(以下、微量降水という)に着目し、その出現状況、pH、成分濃度等について調べたので報告する。

2. 解析資料

横浜市環境科学研究所屋上(横浜市磯子区滝頭)で自動雨水採取装置(小笠原 US-400)により採取した1984年5月～1995年12月の一降水全量のデータ(微量降水を含む823試料)を解析資料として用いた。分析項目は表-2に示すpH、EC及び主要イオン8成分(SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+})であるが、微量降水の場合は採取量が少ないため、pHとECのみ測定し、イオン成分については欠測となっているものもある。

3. 結果

3-1. 微量降水の出現頻度

12年間に採取できた823試料の降水量(貯水量より算出)の頻度分布を表-3に示した。降水量1mm未満のものは91試料(11%)と

なり、採取した降水の約1割が微量降水であった。また、3mm未満のものも含めると207試料(25%)、5mm未満を含めると272試料(33%)となり、降水量の比較的少ない5mm未満の降水は約3割を占めていた。

なお、前述した気象台の結果と比べると、微量降水の割合が少ないが、これは、夜間や休日の降水の場合、試料の回収ができず、2降水あるいは3降水連続して採取したのもかなりあるためである。また、ここに示す以外にも、試料として採取できないほどのごく微量の降水もかなりあるので、これらを含めると気象台に近い値になるものと思われる。

表-1 気象台における日降水量の頻度分布(1995年)

日降水量 (mm)	出現日数
無降水	169
0.0以上 0.5未満	87
0.5以上 1.0未満	19
1.0以上 5.0未満	32
5.0以上 10.0未満	16
10.0以上	42

表-2 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率(EC)	電気伝導度法
NH_4^+ 、 K^+ 、 Na^+	イオンクロマトグラフ法
Ca^{2+} 、 Mg^{2+}	イオンクロマトグラフ法
SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^-	イオンクロマトグラフ法

Chemical characteristics of the little rainfall in Yokohama City.

*Terumi Umeda, Yoshinori Katou, 横浜市環境科学研究所大気部門

3-2. 微量降水のpH及び成分濃度

図-1~4に降水量とpH, SO_4^{2-} , NO_3^- , $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比の関係を、表-4に微量降水と降水量1mm以上の降水の平均pH及び平均濃度を示した。

(1) pH

低pHの試料は、図-1に示すように、降水量が少ない場合に多数出現し、降水量が多くなると出現しなくなる。823試料のうちpH4未満のものは全部で63あったが、このうち約7割に当たる45試料が降水量5mm未満のものであり、さらに22試料は降水量1mm未満のものであった。また、pH3.5未満の特にpHの低いものも5試料あったが、これらはすべて降水量1mm未満の微量降水で観測されたものであった。なお、823試料の最低pHは3.15(1985年7月10日、降水量0.5mm)であった。

微量降水の平均pHを求めると4.04となり(表-4)、1mm以上の降水(平均pH4.65)と比べ、微量降水の酸性度は非常に強かった。

(2) SO_4^{2-} , NO_3^-

図-2, 3に示すように、 SO_4^{2-} , NO_3^- の高濃度のものは降水量の少ない場合に多く出現し、降水量が多くなると SO_4^{2-} , NO_3^- の濃度は低くなった。823試料のうち SO_4^{2-} が $10\mu\text{g/ml}$ 以上の高濃度のものは全部で44試料あったが、これらは5例を除きすべて降水量5mm未満であり、さらにこのうち23試料は降水量1mm未満のものであった。一方、 NO_3^- が $10\mu\text{g/ml}$ 以上の高濃度のものは全部で51試料あり、このうち2例以外はすべて降水量5mm未満、さらに22試料は降水量1mm未満であった。また、 SO_4^{2-} , NO_3^- の823試料の最高値は、 SO_4^{2-} が $40.2\mu\text{g/ml}$ (1988年4月21日、降水量0.4mm), NO_3^- が $32.3\mu\text{g/ml}$ (1984年5月26日、降水量0.3mm)であり、いずれも降水量1mm未満の微量降水で観測されたものであった。

微量降水の平均濃度($\mu\text{g/ml}$)を求めると、 SO_4^{2-} 9.02, NO_3^- 8.80, Cl^- 6.01となり(表-4)、1mm以上の降水と比べ SO_4^{2-} が5倍、 NO_3^- が8倍、 Cl^- が4倍と非常に高い値となった。また、図-4に示すように、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比は降水量が少ないほど大きいものが多く、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比の平均値は微量降水が0.98、1mm以上の降水が0.60となり、微量降水は NO_3^- の寄与が大きい特徴があった。

3-3. 季節変化

以上から、pHが低く、 SO_4^{2-} 等の濃度が高いものは微量降水に多いことがわかった。ここでは、汚染強度の強い低pHの微量降水がどの季節に多く出現しているのか調べた。

図-5に微量降水のpHの季節変化を示した。微量降水のpHは最低3.15~最高6.54の広い範囲で変動しているが、pHの低いものは6~8月を中心に多く出現する傾向がみられる。微量降水91試料のうち、

pH4未満のものは22試料あったが、これらの季節別出現頻度は、春(3~5月)が5、夏(6~8月)が12、秋(9~11月)が2、冬(12~2月)が3となり、pH4未満のものは特に夏期に集中して降っていることがわかった。

4. まとめ

1984~1995年の12年間に横浜市磯子で採取した一降水全量のデータ(823試料)を用いて、微量降水(降水量1mm未満の降水)の出現状況、pH、成分濃度等を調べたところ、次のことがわかった。

- 1) 降水量1mm未満で降り止んだ微量降水は、823試料中91試料(全試料数の約1割)と、かなりの頻度で出現していた。
- 2) pHが低く、 SO_4^{2-} , NO_3^- の濃度が高い試料は降水量の少ない場合に多く出現していた。
- 3) 823試料の最低pHは3.15、 SO_4^{2-} 及び NO_3^- の最高値は40.2, 32.3 $\mu\text{g/ml}$ で、これらはいずれも微量降水で観測されたものだった。
- 4) 微量降水の平均pHは4.04、降水量1mm以上の降水の平均pHは4.65となり、微量降水の酸性度は非常に大きかった。また、 SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- の濃度も4~8倍と非常に高かった。
- 5) pH4未満の特に酸性度の強い微量降水は夏期(6~8月)に集中して降っていることがわかった。
- 6) これらは清浄な後続降水によって洗い流されることなく表面に留まるので、植物や器物に直接的な影響を与えると推測された。

表-3 降水量の頻度分布
(一降水全量, 1984年5月~1995年12月)

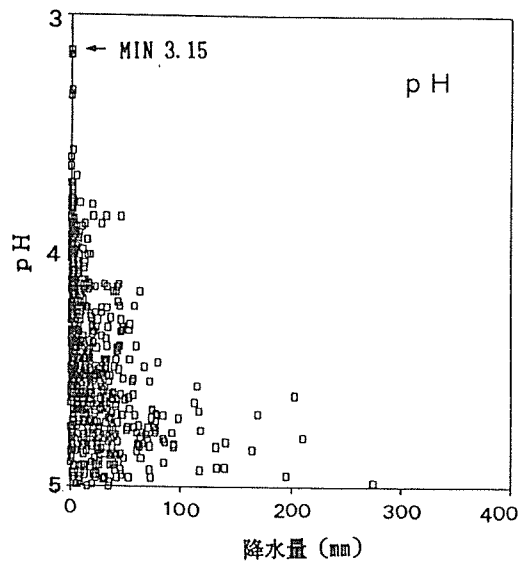
降水量区分	試料数(割合, 累積%)
1mm未満	91 (11, 11)
1mm以上 3mm未満	116 (14, 25)
3mm以上 5mm未満	65 (8, 33)
5mm以上 10mm未満	109 (13, 46)
10mm以上 20mm未満	149 (18, 64)
20mm以上 30mm未満	78 (10, 74)
30mm以上 40mm未満	72 (9, 83)
40mm以上 50mm未満	44 (5, 88)
50mm以上100mm未満	69 (8, 96)
100mm以上	30 (4, 100)
合計	823 (100, 100)

表-4 微量降水と降水量1mm以上の降水の平均pH及び平均濃度

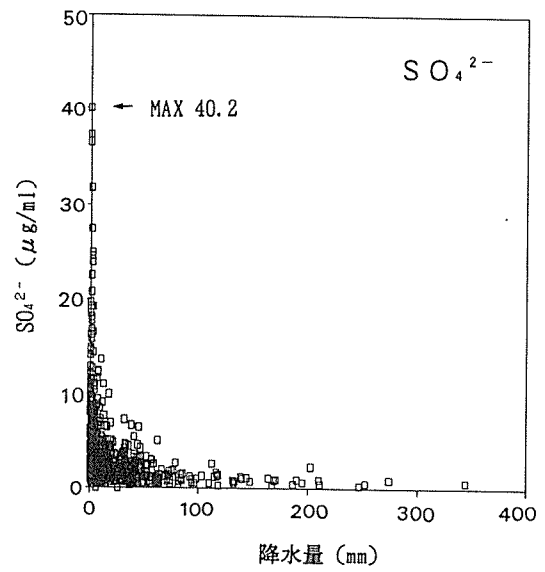
	試料数 n	降水量 mm	EC $\mu\text{S/cm}$	pH	SO_4^{2-} $\mu\text{g/ml}$	NO_3^- $\mu\text{g/ml}$	Cl^-	$\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$
微量降水	91	0.4	92.5	4.04	(9.02)	(8.80)	(6.01)	(0.98)
1mm以上の降水	732	26.7	20.8	4.65	1.81	1.08	1.37	0.60

注1) 平均値は降水量で重み付けした加重平均値。

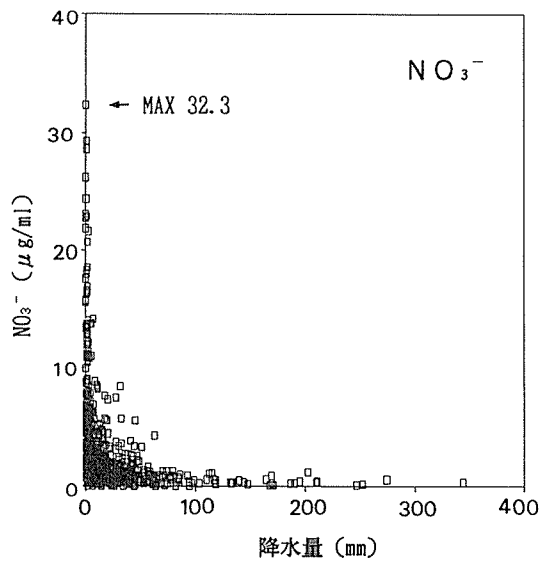
注2) ()内はイオン成分の分析を行うことのできた68試料の平均値。



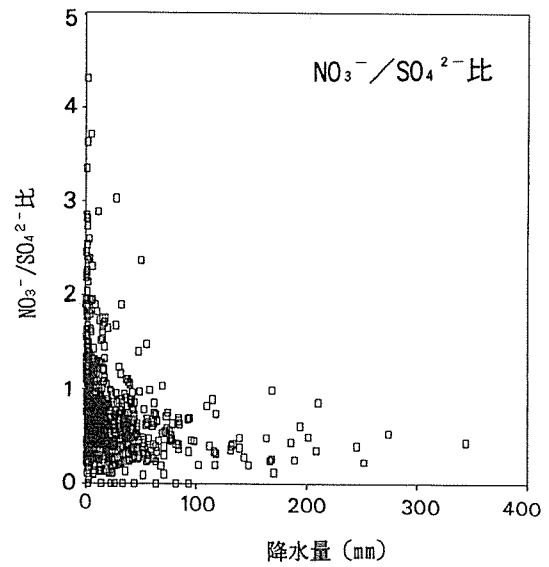
図一 pH5以下の降水 pH と降水量の関係



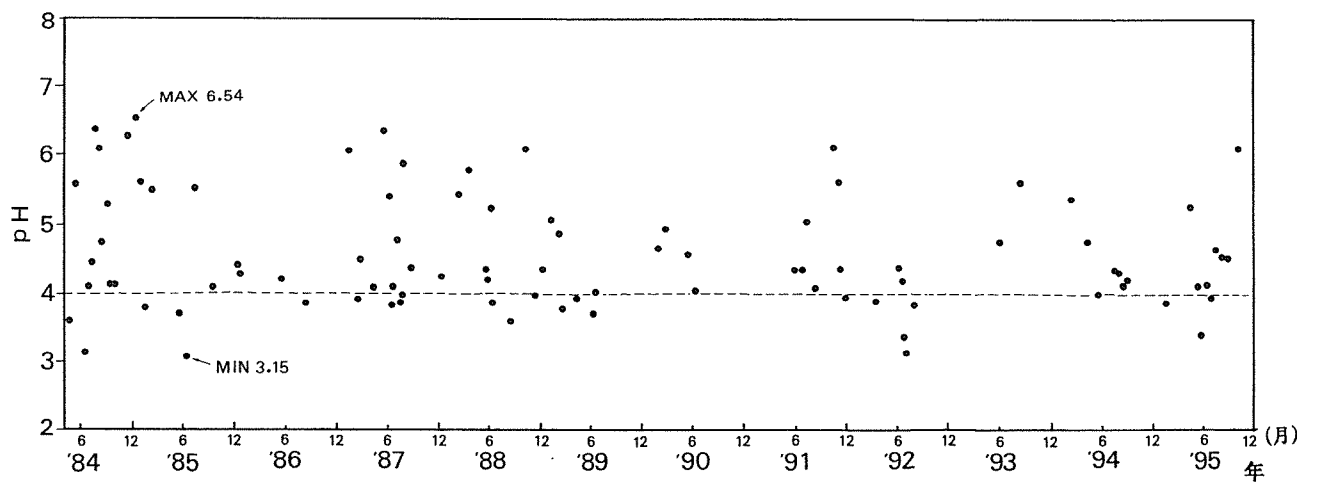
図二 降水量と SO_4^{2-} の関係



図三 降水量と NO_3^- の関係



図四 降水量と NO_3^-/SO_4^{2-} 比の関係



図五 微量降水の pH の季節変化

文 献

- 1) 横浜市環境科学研究所：酸性雨に関する調査研究報告書，15-29 (1993)。
- 2) 矢本てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1991年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第17号，205-207 (1993)。
- 3) 矢本てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1992年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第18号，133-135 (1994)。
- 4) 矢本てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1993年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第19号，111-113 (1995)。
- 5) 矢本てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1994年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第20号，53-56 (1996)。
- 6) 矢本てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1995年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第21号，93-96 (1997)。
- 7) 梅田てるみ，加藤善徳：横浜市における酸性雨調査－1996年の調査結果－，横浜市環境科学研究所報第22号，83-86 (1998)。
- 8) 横浜地方气象台：神奈川県気象月報 平成7年1月～12月 (1995)。

銅試験板による酸性雨影響調査

—銅の腐食と酸性雨による溶解—

加藤善徳*, 梅田てるみ*

要旨

1992年10月～1996年9月の4年間、横浜市磯子で銅試験板(1.2×100×100mm)を屋内(百葉箱内)、屋外に半年毎暴露し、その表面に生じた腐食生成物を水や酸で抽出して、その生成量、成分組成、溶出特性等を調べ、酸性雨による器物への影響について検討した。その結果、以下のことがわかった。

- (1) 抽出成分の組成を検討した結果、屋内、屋外とも硫酸銅、硝酸銅等の銅腐食物が生成していることがわかった。
- (2) 屋内、屋外の硫酸銅、硝酸銅の生成量を比較したところ、硫酸銅は屋外/屋内比が約2倍、硝酸銅は逆に屋外/屋内比が約1/2であった。
- (3) 屋内、屋外の硫酸銅、硝酸銅について、暖候期と寒候期の生成量を比較したところ、屋内外の硫酸銅、屋内の硝酸銅の暖候期/寒候期比は3～4倍であった。一方、屋外の硝酸銅は暖候期、寒候期とも非常に低く、季節変化もほとんどなかった。
- (4) 1992～1996年間の硫酸銅、硝酸銅の生成量の経年変化をみたところ、硝酸銅は屋内、屋外ともほぼ横ばいであったが、硫酸銅は屋内、屋外とも1992年来やや減少傾向にあった。この傾向は環境大気中のNO_x、SO_x濃度とほぼ対応していた。
- (5) 大気汚染物質等により生成された硝酸銅、硫酸銅は屋外において酸性雨により溶解されていくことが推定された。このうち、硝酸銅は通常の酸性雨(pH3以上)により大半が溶解されていくが、硫酸銅は通常の酸性雨では溶解されず残存していくものが半分以上であると推定された。

1. はじめに

環境庁の「第3次酸性雨対策調査中間取りまとめ」¹⁾で述べられているように、現在、日本では欧米並の酸性雨が降り続いており、原因不明の森林衰退がみられ、また、一部湖沼にアルカリ度の低下がみられている。このことは、現在の日本の酸性雨の状況が環境被害を引き起こしうるレベルになっていることを示すものであり、環境への影響が非常に心配されている。

また、国内の汚染だけでなく、中国、韓国等の近隣諸国では、急激な工業化がはかられており、この面からの影響も懸念されている。

このため、現状における各地の環境被害の実態、酸性雨と被害の因果関係等の調査が強く求められている。

横浜市では1984年より酸性雨の観測を始めており^{2), 3)}、影響調査については1994年から、リーチング調査⁴⁾、人工酸性雨調査⁵⁾、ブロンズ像調査⁶⁾等、器物影響を中心に調査を実施してきている。これまでの結果から、横浜では初期雨を中心にpH3台の雨が常時降っていること、銅板を雨に暴露すると銅が溶出し、その溶出量はSO₄²⁻、NO₃⁻、H⁺等の酸性降下量と非常に良い直線関係を示すこと、横浜(SO₄²⁻年降下量:3.4g/m²)と酸性雨の比較的弱い山梨県道志(SO₄²⁻年降下量:1.4g/m²)とでその溶出量を比較すると横浜は道志に比べ約2倍多いこと、横浜市内のブロンズ像の大半は白い筋状の「涙現象」の被害を受けていること等、横浜ではかなり酸性雨の影響が大きいことがわかってきている。

ここでは、さらに、酸性雨による銅製器物の腐食、溶解の一連の劣化のメカニズムを解明するために銅試験板を屋内、屋外に暴露し、その表面に生じた腐食生成物を水や酸で抽出してその生成量、成分組成、溶出特性等を調べる調査を実施した。

2. 調査内容

2-1 調査地点及び調査期間

調査は図-1に示す横浜市磯子区渡頭、横浜市環境科学研究所で実施した。調査地点は海に面した住居地域にあり、北東20～30km地点に京浜工業地帯が存在している。調査期間は1992年10月～1996年9月の4年間である。

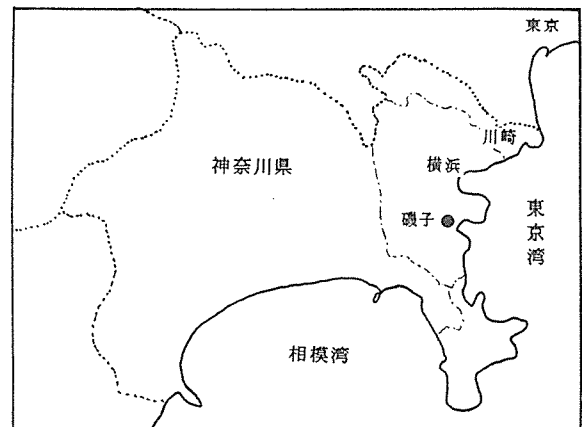


図-1 調査地点

Copper Corrosion Products and its solution by Acid rain

*Yosinori Katou, Terumi Umeda 横浜市環境科学研究所大気部門

2-2 調査方法

(1) 試験板

使用した銅試験板は日本テストパネル工業社製の標準試験板で規格はJIS H3100 C1 100P, 1.2 (厚さ) × 100 (縦) × 100 (横) mm, 重さ約103g, 鏡面羽布仕上げである。

(2) 試験板の暴露

試験板の暴露方法は環境庁の金属材料の腐食モニタリング指針⁷⁾に従い、屋内は写真-1に示す百葉箱内に試験板を木綿糸で吊下げて暴露し、屋外は写真-2に示すように鉄柱のアンクルを組み、南面方向45°に試験板を取り付け暴露した。

暴露単位は4月～9月(暖候期), 10月～翌3月(寒候期)の半年毎である。

2-3 腐食生成物の抽出法

(1) 抽出液

腐食生成物の抽出には水及びpH4, pH3, pH2, pH1のHCl溶液を用いた。水は蒸留-イオン交換処理水(17MΩ/cm, 以下, 純水と呼ぶ), HCl溶液は関東化学社製の特級塩酸(36%)を純水で希釈し各々調製した。なお, 調製したHCl溶液の正確なpHは, pH4が4.07, pH3が3.05, pH2が2.02, pH1が1.05である。

(2) 抽出方法

400ccが入ったポリエチレン製容器に銅暴露試料を1枚を入れ, 腐食生成物の抽出は図-2に示す手順で行った。まず, 純水これに10分間超音波抽出した。これを濾過して純水検液とした。次に, 抽出液を酸に変え, pH4のHCl溶液400ccで10分間超音波抽出し, その濾液をpH4検液とした。同様な手順で抽出液をpH3, pH2, pH1と段階的に強い酸に変えていき超音波抽出していった。これらの濾液をそれぞれ, pH3検液, pH2検液, pH1検液とした。

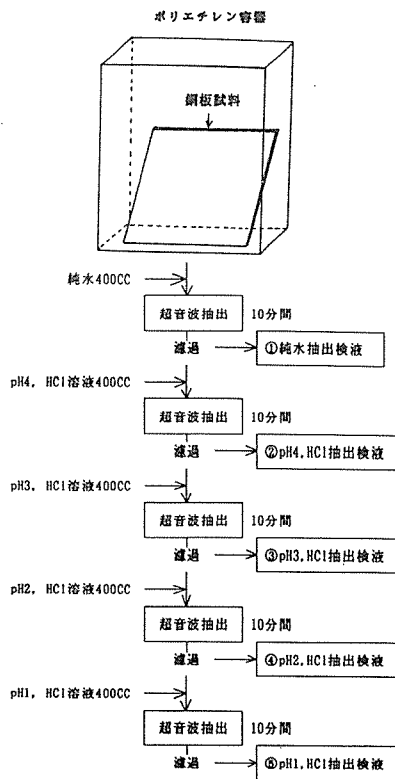


図-2 抽出方法

2-4 分析項目及び分析方法

各検液について, 表-1に示す方法により, PH, EC, 陰イオン3成分(SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻), 陽イオン5成分(NH₄⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺, Ca²⁺)及びCuを分析した。

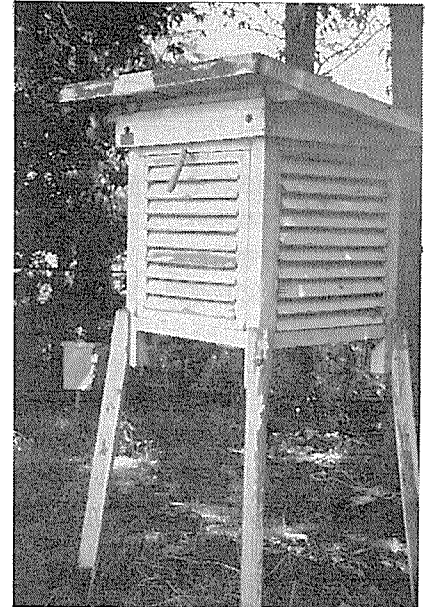


写真 1 屋内(百葉箱内)暴露

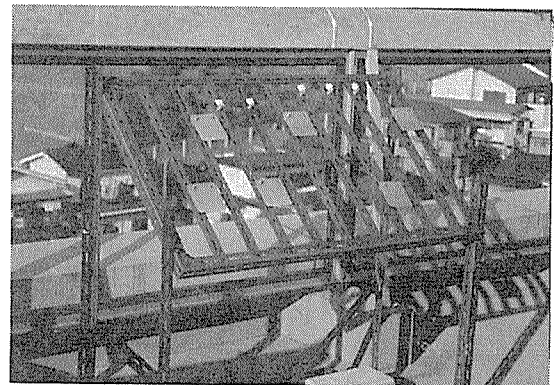


写真 2 屋外暴露

表-1 分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率 (EC)	電気伝導度法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法
NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , K ⁺	イオンクロマトグラフ法
Ca ²⁺ , Mg ²⁺	イオン加, 原子吸光度法併用
Cu	原子吸光度法

3. 結果

3-1 抽出成分の年平均濃度

表-2に屋内、屋外の銅暴露試料から抽出された抽出液別の各成分の年平均濃度及び全濃度（純水～pH1までの合計濃度）を示した。また、図-3に抽出液によるNO₃⁻、SO₄²⁻、Cuの成分濃度を示した。

(1) NO₃⁻

表-2に示すように、NO₃⁻の全濃度は屋内が2.64 μg/mlであった。一方、屋外は1.31 μg/mlであり、屋内に比べ約1/2と低かった（pH3までの抽出量では屋外/屋内比はさらに低く、約1/4であった。）。北瀬等⁸⁾は名古屋でFTIR法により銅の腐食物を調べているが、それによると、硝酸系の腐食物は筆者らの結果と同様、屋外は屋内に比べ非常に少ないと報告している。

次に、抽出液別にみると、図-3に示すように、屋内はpH3で特に多く抽出され、他は低く、全体のNO₃⁻の約6割がpH3で抽出された（pH3までの抽出量は全体の約8割）。一方、屋外はpH3を含め、純水～pH1を通じすべて低かった。

(2) SO₄²⁻

SO₄²⁻の全濃度は（表-2）、屋内が3.64 μg/ml、屋外が7.50 μg/mlであり、SO₄²⁻はNO₃⁻とは逆に屋内より屋外の方が約2倍高かった。抽出液別では（図-3）、屋内、屋外ともpH3とpH2で非常に多く抽出された。特に屋外のpH2は4.70 μg/mlと高く、屋内のpH2の約3倍の濃度を示した。

次に、SO₄²⁻とNO₃⁻の挙動を比べると、両者その傾向がかなり異なっていた。NO₃⁻はpH3までで多くが抽出されたが、SO₄²⁻はpH3まででは抽出しきれず、pH2で抽出されるものも非常に多かった。

(3) Cu

Cuの全濃度は（表-2）、屋内が70.72 μg/ml、屋外が126.10 μg/mlであり、屋内より屋外の方が約2倍高かった。

抽出液別では（図-3）、屋内、屋外とも抽出液のpHが低くなると高濃度となる傾向であった。これは酸の強さに応じCuの溶出量が増すことを示すものであり当然であるが、ここで注目されるのは、同じpHの抽出液でも先に述べたように屋内と屋外とでは抽出濃度が2倍も違っていた。

(4) その他の成分

NH₄⁺、Na⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、K⁺の各陽イオンの全濃度は（表-2）、いずれもSO₄²⁻、NO₃⁻に比べ非常に低かった。特に、Ca²⁺、K⁺は屋内、屋外ともすべて検出限界（0.01 μg/ml）以下であった。

なお、Cl⁻は、今回は抽出液にHCl溶液を使用したため、純水による抽出以外は海塩粒子や大気中のHClガス等を起源とするCl⁻を測定することはできなかった。

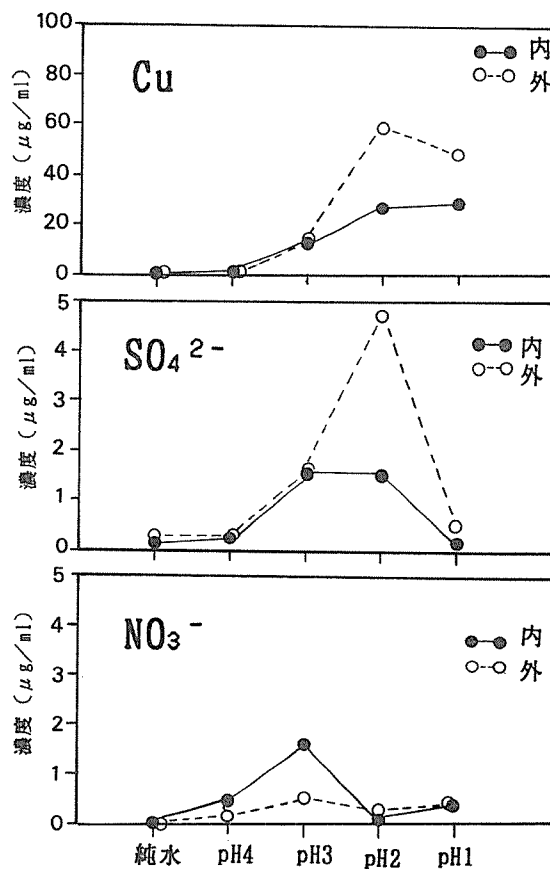


図-3 抽出液による成分濃度

表-2 屋内、屋外における各抽出成分の平均濃度 (μg/ml)

抽出液		pH	EC	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Cu	TC/TA
屋 内	純水	5.75	2	0.13	0.09	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	1.02
	pH4	4.38	29	0.23	0.45	3.48	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	1.92	0.94
	pH3	3.27	300	1.59	1.56	31.80	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	13.98	1.02
	pH2	2.13	3425	1.50	0.12	341.95	0.09	0.01	0.00	0.00	0.00	27.07	0.86
	pH1	1.07	32363	0.19	0.42	3324.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	27.58	0.92
	総和	-	-	3.64	2.64	-	0.11	0.06	0.00	0.00	0.00	70.72	-
屋 外	純水	6.09	3	0.35	0.04	0.24	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.54	1.25
	pH4	4.47	27	0.32	0.12	3.85	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	2.38	0.94
	pH3	3.30	290	1.61	0.41	32.83	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	15.32	1.01
	pH2	2.19	3021	4.70	0.27	333.67	0.19	0.05	0.03	0.00	0.00	59.33	0.88
	pH1	1.06	31975	0.52	0.47	3246.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	48.53	0.97
	総和	-	-	7.50	1.31	-	0.19	0.13	0.04	0.00	0.00	126.10	-

注) 総和とは純水～pH1までの合計濃度を示す。TAは全陰イオン、TCはCuを含めた全陽イオンの当濃度(μeq/l)の総和を示す。Cuは2価イオンとして算出した。

3-2 抽出成分の暖候期、寒候期別濃度

図-4、表-3に屋内、屋外における暖候期、寒候期別の NO_3^- 、 SO_4^{2-} 及びCu濃度を示した。

(1) NO_3^-

図-4に示すように、屋内の NO_3^- は寒候期に比べ暖候期に高かった。純水～pH1までの全濃度で比べると、暖候期/寒候期比は約3倍であった。一方、屋外は寒候期に比べ暖候期にやや高い傾向はあるものの、暖候期、寒候期とも非常に低かった。

(2) SO_4^{2-}

SO_4^{2-} は屋内、屋外とも寒候期に比べ暖候期に高かった。全濃度で比べると、暖候期/寒候期比は屋内が約4倍、屋外が約3倍であった。

(3) Cu

Cuは屋内、屋外とも、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} と同様、寒候期に比べ暖候期に高かった。全濃度で比べると、暖候期/寒候期比は屋内、屋外とも約2倍であった。

3-3 抽出成分の経年変化

図-5～7に調査期間中の NO_3^- 、 SO_4^{2-} 及びCuの全濃度の経年変化を示した。

(1) NO_3^-

図-5に示すように、 NO_3^- の全濃度は1992年～1996年の間、屋内、屋外とも暖候期に高く寒候期に低いという傾向を繰り返していた。経年的には、屋内は暖候期が3.96、4.31、4.21、3.48 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期が1.11、1.28、1.27、1.39 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、屋外は暖候期が1.37、1.48、1.88、1.18 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期は0.92、1.14、1.12、1.41 $\mu\text{g}/\text{ml}$ であり、 NO_3^- は暖候期は屋内、屋外とも、ほぼ横ばい、寒候期は横ばいしないしはやや上昇傾向であった。

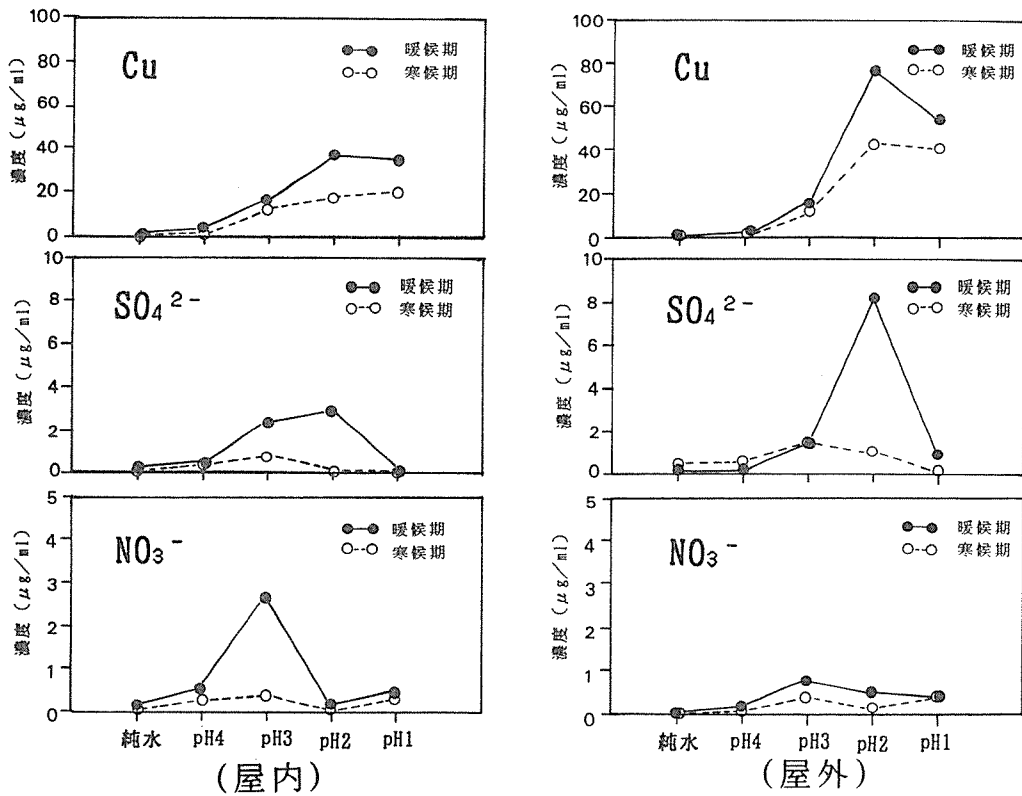


図-4 暖候期、寒候期別の成分濃度

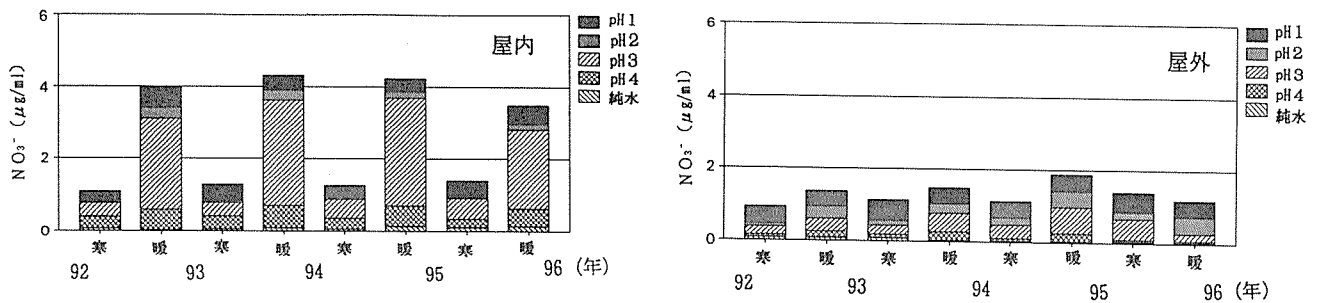


図-5 NO_3^- 総和濃度の経年変化

表-3 屋内、屋外における暖候期、寒候期別の各抽出成分の平均濃度 ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

《屋内における平均濃度》

抽出液		pH	EC	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Cu	TC/TA
暖候期	純水	5.75	3	0.16	0.10	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	1.11
	pH4	4.38	29	0.19	0.56	3.46	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	1.93	0.92
	pH3	3.30	292	2.35	2.66	31.63	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	15.83	1.01
	pH2	2.17	3155	2.88	0.22	328.10	0.11	0.03	0.00	0.00	0.00	36.55	0.85
	pH1	1.07	32300	0.20	0.45	3324.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	34.90	0.92
	総和	-	-	5.78	3.99	-	0.14	0.07	0.00	0.00	0.00	89.45	-
寒候期	純水	5.75	2	0.09	0.03	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	1.06
	pH4	4.38	28	0.26	0.33	3.49	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	1.90	0.93
	pH3	3.25	307	0.83	0.45	31.97	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	12.13	1.02
	pH2	2.09	3695	0.11	0.02	355.80	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	17.58	0.87
	pH1	1.07	32425	0.17	0.39	3324.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	20.25	0.92
	総和	-	-	1.46	1.22	-	0.10	0.05	0.00	0.00	0.00	51.95	-

注) 総和とは純水～pH1までの合計濃度を示す。TAは全陰イオン、TCはCuを含めた全陽イオンの当量濃度($\mu\text{eq}/\text{l}$)の総和を示す。Cuは2価イオンとして算出した。

《屋外における平均濃度》

抽出液		pH	EC	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Cu	TC/TA
暖候期	純水	6.05	2	0.09	0.04	0.22	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.32	1.25
	pH4	4.42	28	0.18	0.16	3.91	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	2.22	0.92
	pH3	3.31	290	1.67	0.45	33.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	15.85	1.01
	pH2	2.23	2870	8.37	0.39	330.15	0.19	0.07	0.03	0.00	0.00	75.50	0.87
	pH1	1.07	31725	0.83	0.44	3329.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	55.75	0.93
	総和	-	-	11.14	1.48	-	0.19	0.14	0.03	0.00	0.00	239.09	-
寒候期	純水	6.14	4	0.60	0.05	0.25	0.01	0.04	0.00	0.00	0.00	0.75	1.19
	pH4	4.52	26	0.46	0.07	3.79	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	2.54	0.93
	pH3	3.29	291	1.55	0.37	32.63	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	14.78	1.02
	pH2	2.16	3173	1.03	0.16	337.18	0.19	0.03	0.02	0.00	0.00	43.15	0.87
	pH1	1.06	32225	0.20	0.50	3163.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	41.30	0.99
	総和	-	-	3.84	1.15	-	0.19	0.13	0.03	0.00	0.00	102.52	-

注) 総和とは純水～pH1までの合計濃度を示す。TAは全陰イオン、TCはCuを含めた全陽イオンの当量濃度($\mu\text{eq}/\text{l}$)の総和を示す。Cuは2価イオンとして算出した。

(2) SO_4^{2-}

図-6にみられるように、 SO_4^{2-} の全濃度も NO_3^- と同様、屋内、屋外とも暖候期に高く寒候期に低いという傾向であった。経年的には、屋内は暖候期が6.73, 5.76, 6.46, 4.16 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期が1.52, 1.50, 1.51, 1.32 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、屋外は暖候期が12.65, 11.72, 11.65, 10.11 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期が4.30, 4.09, 3.67, 3.32 $\mu\text{g}/\text{ml}$ であり、 NO_3^- とは異なり、 SO_4^{2-} は屋内、屋外ともこのところやや低下傾向を示していた。特に屋外はこの傾向が顕著であった。

1992年7月から軽油中の硫黄の含有量が0.5%から0.2%に削減されたが、上記の結果はこの効果の現れと考えられる。

(3) Cu

図-7にみられるように、Cuの全濃度も、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} と同様、屋内、屋外とも暖候期に高く寒候期に低いという傾向であった。経年的には、屋内は暖候期が101, 87, 91, 79 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期が52, 53, 52, 49 $\mu\text{g}/\text{ml}$ であり、暖候期、寒候期とも横ばいないしはやや低下傾向であった。また、屋外は暖候期が141, 144, 163, 145 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、寒候期が98, 112, 98, 102 $\mu\text{g}/\text{ml}$ であり、暖候期、寒候期ともほぼ横ばいであった。

4. 考察

以上、銅腐食生成物の抽出結果について述べたが、以下、これを基に腐食生成物の組成、酸性雨によるこれらの溶出等について検討した。

4-1 腐食生成物の組成

(1) 純水抽出

図-8に純水で抽出された各成分を全陰イオン (TA) と全陽イオン (TC) とに分け当量濃度 ($\mu\text{eq}/\text{ml}$) で示した。

なお、TAとは SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- の3成分の和、TCとは H^+ 、Cu、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Ca^{2+} の7成分の和であり、Cuは2価イオン⁸⁾として算出している。

図-8に示すように、TAとTCは、屋内はほぼ同量、屋外はTAよりTCがやや大きめであるがほぼ一致していた。次に、TA、TCの各成分についてみていくと、TCは屋内、屋外ともCuが大部分を占め、TAは、屋内は SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- が2:1:2、屋外は NO_3^- が非常に低く、 SO_4^{2-} 、 Cl^- の2成分が大部分を占めた。

図-9に屋内、屋外の全試料によるTAとCuの関係を示した。これらは $Y=1.07X-0.32$ ($r=0.97$) と非常によい直線関係を示した。また、その傾きは1.07と当量的にはほぼ一致していた。

これより、純水で抽出された成分は主にCuとTA (SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^-) とで組成されている、すなわち、銅板上では硫酸銅、硝酸銅、塩化銅が生成していることがわかった。また、屋外では硝酸銅が少なく、特に硫酸銅、塩化銅が多くなっていた。

(2) 酸抽出 (pH4~pH1抽出)

図-10に純水と同様、pH4~pH1抽出についてのTA、TCの当量濃度を示した。

酸抽出の場合も、図-10にみられるように、各溶液ともTAとTCのイオンバランスはほぼ一致していた。また、その組成は当然、酸濃度が高くなるほどHClの組成に近づくが、ここで、抽出された SO_4^{2-} 、 NO_3^- に注目してみると、純水と酸抽出とでは、Cuと NO_3^- 、 SO_4^{2-} の組成比が非常に異なっていた。すなわち、Cu/($\text{SO}_4^{2-}+\text{NO}_3^-$)比で比べると、純水は屋内1.3、屋外2.1に対し、酸抽出では屋内が5~62、屋外が8~84と非常に大きくなっていった。

銅腐食物には、プロコンタイト [$\text{CuSO}_4 \cdot 3\text{Cu}(\text{OH})_2$]、アントレライト [$\text{CuSO}_4 \cdot 2\text{Cu}(\text{OH})_2$]、ポスンジャカイト

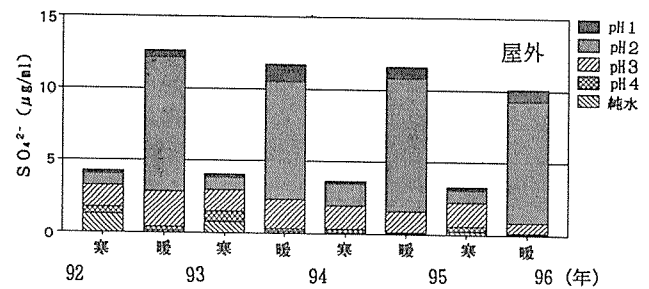
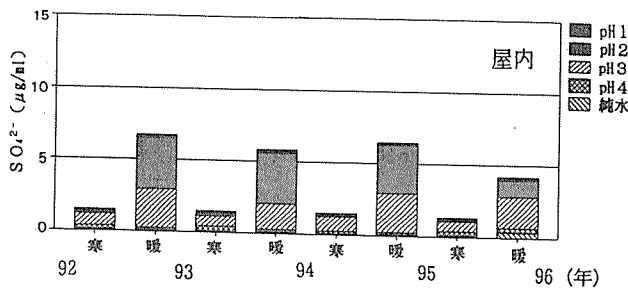


図-6 SO_4^{2-} 総和濃度の経年変化

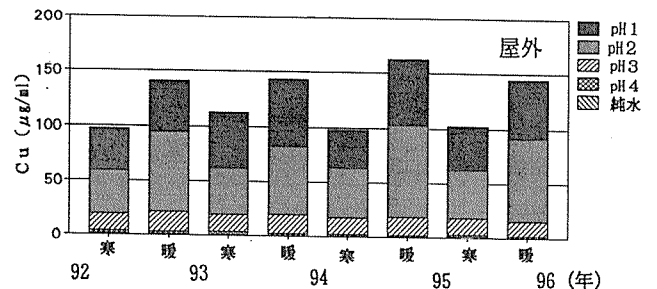
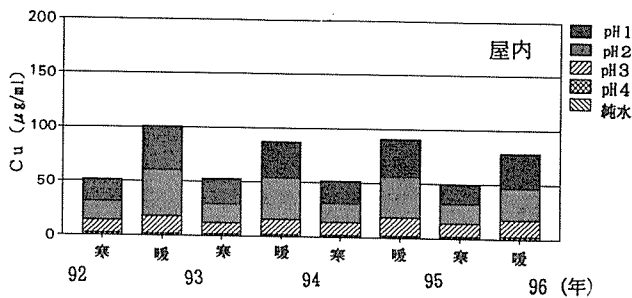


図-7 Cu総和濃度の経年変化

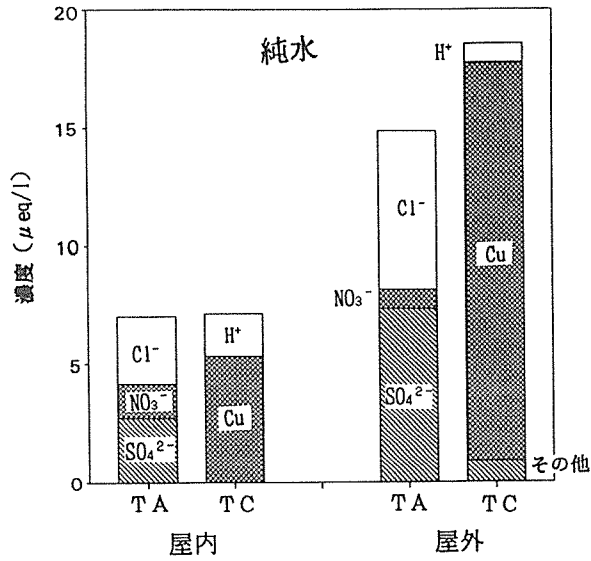


図-8 純水抽出による屋内，屋外のTA, TC濃度 (その他: NH₄⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺の和)

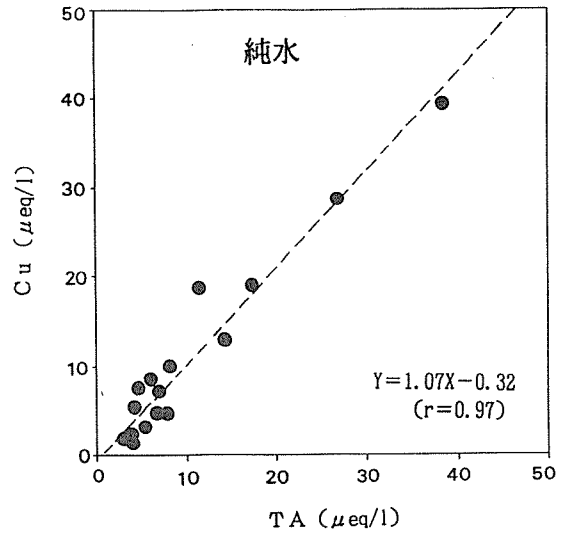


図-9 純水抽出によるTAとCuの関係

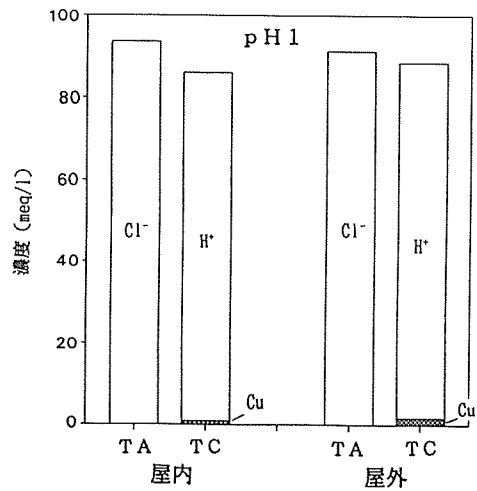
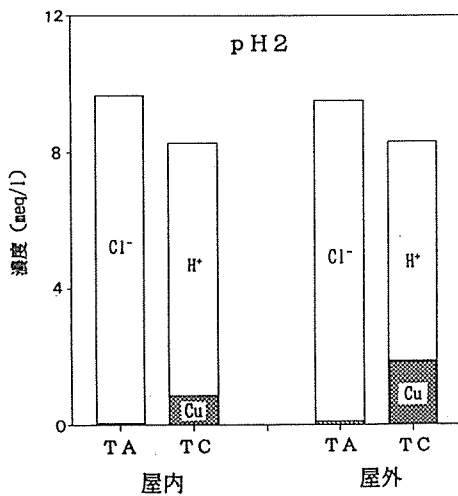
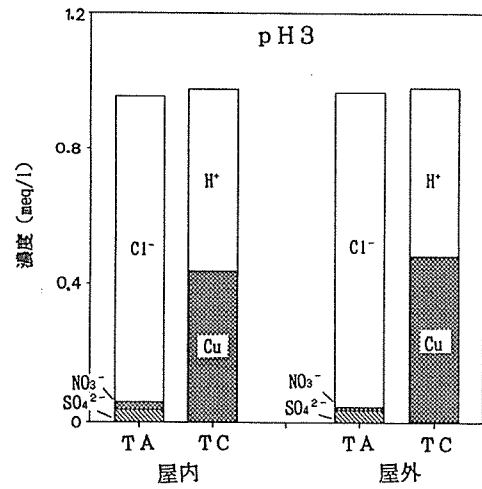
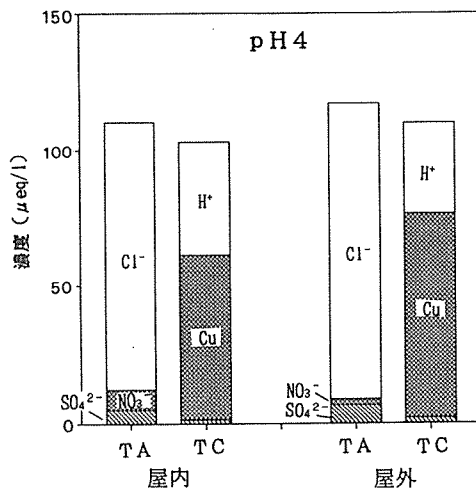


図-10 酸抽出による屋内，屋外のTA, TC濃度

[CuSO₄·3Cu(OH)₂·H₂O] , ゲルハルタイト [Cu(NO₃)₂·3Cu(OH)₂] , アタカマイト [CuCl₂·3Cu(OH)₂] 等、塩基性のものが多く同定されている^{9)・10)}。これら塩基性のものは、Cu/(SO₄²⁻+NO₃⁻)比がかなり大きいことから、酸抽出ではこれが多く溶解されているものと考えられる。

しかし、先に述べたCu/(SO₄²⁻+NO₃⁻)比はさらに非常に大きいことから、これら塩基性のものだけでなく、カップライト [Cu₂O] , テノライト [CuO] 等の酸化銅や銅の素地そのものも酸により溶解しているものと考えられる。

4-2 酸性雨による腐食生成物の溶解

(1) 硝酸銅

図-11に腐食生成物の生成と酸性雨による溶解に関する模式図を示した。

銅暴露試料中には硝酸銅、硫酸銅等の銅腐食物が多く生成されていたが、このうち、硝酸銅について屋外、屋内の量を比較すると、3-1で述べたように屋外は屋内に比べ、非常に少なくなっていた (pH3までのNO₃⁻抽出量でみると、屋外/屋内比は約1/4であった。)

横浜では初期雨を中心にpH3台の雨が常時降っていること、3-1で述べたように、NO₃⁻生成物はpH3の溶液で非常によく溶けることから、図-11に示すように、銅暴露板には、一旦、NO_x等の大気汚染物質との反応により硝酸銅が生成されるが、屋外では、酸性雨によりその多くが溶解されていくものと考えられる。

田村ら¹⁰⁾は静岡でX線回折等を用いて屋外のブロンズ像の腐食物を調べているが、それによれば、プロカンタイト、アントレライトの硫酸銅は認められたが、ゲルハルタイト等の硝酸銅は認められなかったと報告している。これは上記の結果を裏づけるものと考えられる。

(2) 硫酸銅

硫酸銅についても、図-11に示すように、SO_x等との反応により生成され、硝酸銅と同様、屋外では酸性雨により溶解されていくものと考えられる。しかし、3-1で述べたように、硫酸銅は、大きく分けてpH3で溶解するものとpH2で溶解するものの二つがあった。

前者は通常の酸性雨により溶解していくものと考えられる。しかし、後者は、一般にはpH3未満の雨はほとんど降っていないことから、通常の酸性雨には溶けず、そのまま残存していくものと考えられる。

このように考えると、屋外の硫酸銅はpH3で溶解するものは屋内に比べ非常に低く、pH2で溶解するものは屋内と同程度の濃度となるはずである。しかし、実際の屋外の硫酸銅は(図-3)、3-1で述べたように、pH3では低濃度とはならず屋内とほぼ同じ濃度、pH2でも屋内と同じではなく屋内の約3倍の濃度を示した。

これは、屋外の試料は雨が降った後、しばらく濡れた状態にあることが原因していると考えられる。すなわち、SO₂は水への溶解度がNO、NO₂に比べ非常に高いことから、屋外試料は大気中のSO₂をかなり吸収しているものと考えられる。Johnsonら¹¹⁾はチャンバ内で、SO₂、NO、NO₂の乾燥・湿潤石材の表面への沈着速度を調べているが、それによれば、石材の表面に水膜があるとSO₂がNO、NO₂に比べ特に多く吸収され、SO₄²⁻

生成量が特に多くなると述べている。

以上を整理して考えると、図-11に示すように、屋外ではSO_x等との反応により硫酸銅が生成される。そして、これらは酸性雨により溶解される。しかし、雨の濡れのためにSO₂が吸収され再び硫酸銅が生成される。屋外ではこの腐食生成、溶解を繰り返しているものと考えられる。

また、pH2の硫酸銅は、酸性雨により溶解されずに残存し、さらに雨の濡れのために生成する硫酸銅が加わるため、実際には、図-3のように非常に高濃度となるものと考えられる。

屋外設置の銅製の記念碑、ブロンズ像、銅ぶき屋根などでは、硫酸銅がよく観察される^{9)・10)}が、このことが大きく影響しているものと考えられる。

5 まとめ

1992年10月～1996年9月の4年間、横浜市磯子で銅試験板を屋内(百葉箱内)、屋外に半年毎暴露し、その表面に生じた腐食生成物を水や酸で抽出して、その生成量、成分組成、溶出特性等を調べ、酸性雨による器物への影響について検討した。その結果、以下のことがわかった。

(1) 銅暴露試料の抽出成分を分析した結果、Cu、SO₄²⁻、NO₃⁻、Cl⁻が主成分であり、NH₄⁺、Na⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、K⁺は非常に低かった。

(2) 抽出成分の組成を検討した結果、銅板上で硝酸銅、硫酸銅等の腐食生成物が生成していることがわかった。

(3) 屋内、屋外の硫酸銅、硝酸銅について、暖候期と寒候期の生成量を比較したところ、屋内外の硫酸銅、屋内の硝酸銅の暖候期/寒候期比は3～4倍であった。一方、屋外の硝酸銅は暖候期、寒候期とも非常に低く、季節変化もほとんどなかった。

(4) 1992～1996年の間の硫酸銅、硝酸銅の生成量の経年変化をみたところ、硝酸銅はほぼ横ばいであったが、硫酸銅は1992年来やや減少傾向にあった。この傾向は環境大気中のNO_x、SO_x濃度とほぼ対応していた。

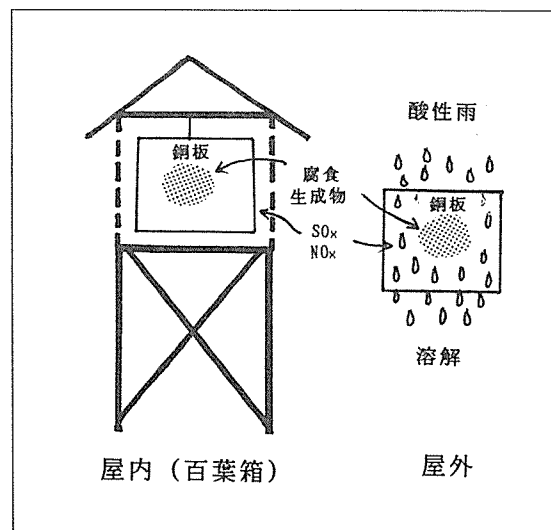


図-11 銅腐食物の生成と酸性雨による溶解

(5) 硝酸銅は大半がpH3までで溶解された。一方、硫酸銅はpH3で溶解するものとpH2で溶解するものの二つに大別された。

(6) 屋内、屋外の硝酸銅をpH3までの溶解量で比較したところ、屋外/屋内比は1/4となり屋外は屋内に比べ非常に少なくなっていた。

(7) 同様に、硫酸銅を屋内、屋外で比較したところ、pH3までの溶解量では屋内と屋外はほぼ同じ、pH2まででは、硝酸銅とは逆に約2倍屋外の方が屋内より多かった。

(8) (5)~(7)の結果を検討したところ、大気汚染物質により生成された硝酸銅、硫酸銅は屋外では酸性雨により溶解されていくことが推定された。このうち、硝酸銅は通常の酸性雨(pH3以上)で大半が溶解されていくが、硫酸銅は通常の酸性雨では溶解されず残存していくものが半分以上であると推定された。

6. 文献

- 1) 環境庁：第3次酸性雨対策調査中間取りまとめ、平成9年4月。
- 2) 横浜市環境科学研究所：酸性雨に関する調査研究報告書(1993)。
- 3) 矢本てるみ、加藤善徳：横浜市における酸性雨調査-1995年の調査結果-、横浜市環境科学研究所報第21号、93-96 (1996)。

4) 加藤善徳、矢本てるみ：酸性降下物による銅板等のリーチング試験-都市部と清浄地域の比較-、横浜市環境科学研究所報第21号、31-38 (1996)。

5) 矢本てるみ、加藤善徳：人口酸性雨による銅板および青銅板のリーチング試験、横浜市環境科学研究所報第21号、97-102 (1996)。

6) 矢本てるみ、加藤善徳：酸性雨等によるブロンズ像の影響評価-白色生成物の被膜率による評価-、横浜市環境科学研究所報第21号、19-30 (1996)。

7) 環境庁大気保全局大気規制課：大気汚染による金属材料の腐食モニタリング指針、昭和63年6月。

8) 北瀬 勝、酒井哲夫、大場和生、古賀真紀子：銅腐食生成物の可溶性成分について、名古屋市環境科学研究所報、23、9~15(1993)。

9) 江本義理：文化財をまもる、14、アグネス技術センター (1993)。

10) 田村久恵、古屋佳宏、竹下昭二、太田良和弘、立花義彰、坂本雅子：パブリック・コンサベーションの調査研究-II 静岡における屋外ブロンズ彫刻の現状、静岡県衛生環境センター報告 N037、61-71 (1994)。

11) Haneef S.J., Johnson J.B., Dickinson C., Thompson G.E. and Wood G.C.: Effect of dry deposition of NO_x and SO₂ gaseous pollutants on the degradation of calcareous building stones.

キシヨウブ (*Iris pseudo-corus L.*) による
窒素・りん濃度と除去速度 (第3報)

森本敏昭*, 遠田和雄*

要旨

キシヨウブ (*Iris Pseuda-corus L.*) を植栽した人工水路に窒素, りんなどを含む水耕培養液を循環する方法で, 全窒素 (T-N), 全りん (T-P) の除去速度を検討するため夏期, 秋期, 冬期に引き続き春期実験を実施した。

その結果, T-Nの平均日間除去速度は高い供試液濃度 (48.5~38.8mg/ℓ) のときに夏期に次いで高い数値 (19.75mg/株・日, 4.06g/m²・日) を示した。また, やはり高い供試液濃度 (6.59~3.32mg/ℓ) におけるT-Pの日間除去速度は2.214mg/株・日 (0.464g/m²・日) で, これは夏期, 秋期に次ぐ3番目の値であった。

春期は他期に比べて株数を多くしたため, 循環水のT-N濃度は年間を通じて最短の日数 (9日) でキシヨウブによる吸収可能下限濃度と思われる約0.3mg/ℓに達した。一方, T-Pは10~11日目の降雨の影響を受けた後13日目に0.2mg/ℓに達し, その後大きな濃度低下は見られなかった。しかし, T-Pに関しては0.06mg/ℓの濃度に対して70%以上の除去率を示す場合もあり¹⁾, 吸収下限濃度は不明であった。

なお, 各期における植栽株数が異なるため, 本報では主として株単位の除去速度で比較を行い, 単位面積当たりの除去速度は参考のため併記するにとどめた。

1 はじめに

キシヨウブの水耕栽培を利用した水質浄化法は既報の通り^{2), 3)}, 窒素・りんの除去に有効であるばかりでなく, その浄化施設を水辺に設置しても景観を損なう心配がないため, 池や小川などの水質浄化に適した方法と考えられる。

キシヨウブの水耕栽培水路における浄化特性を把握するため, 池や川などの水域環境に比べ, 比較的高濃度の窒素, りんを含有する試験水 (T-N約50mg/ℓ, T-P約8mg/ℓ) を用い夏期, 秋期, 冬期の3期について実験を行ってきたが今回は春期実験を実施したのでその結果を報告する。

平成8年5月に前年度の実験で使用した水耕栽培水路をそのまま使用して春期実験を行ったところ, データに不自然な結果が得られた。その原因はキシヨウブの株数が増えすぎ適度な植栽密度を越えたためと考えられたので, 平成9年3月中旬にキシヨウブを植え替えて春期実験を実施することとした。しかし植え替え後, 根のまわりの遮光不良による生長不良が一部の株に認められたので, これらの株をもう一度植え替え, 約1ヶ月余の馴養期間の後, 植物の状態が正常になった7月1日より実験を開始した。

春期実験としては時期はずれの感は拭えないが, 梅雨明け前の実験データであることを考慮して報文としてまとめた。

2 実験方法

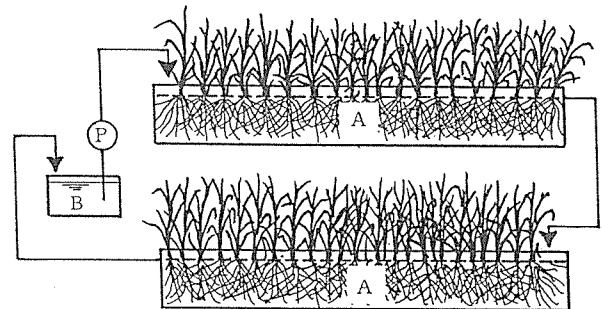
2-1 実験装置及びキシヨウブ

実験装置を図-1に示す。装置は前2報で報告した実験と同じものを使用した。キシヨウブについては以前植えた株が増えすぎたため, 適当と思われる密度に植栽しなおした。

春期実験期間中のキシヨウブの株数は植栽水面積1.125m²当たり

231株 (205株/m²) であった。この株数は夏期実験時の106株, 秋期, 冬期実験時の131株に比較して1.7~2.1倍と多くなったが, 実際の浄化施設を設計する場合の浄化効率や植栽するときの作業性などを考慮すると適当な密度と判断した。

また, キシヨウブの根のまわり及び対照水路には発泡スチロール製の梱包材を水面に浮かべて遮光材とした。



A 植栽水路 B 中継槽 P 循環ポンプ

図-1 実験装置

2-2 実験方法

実験期間は平成9年7月1日から7月18日までの18日間であった。実験は前回と同じく、はじめにArnon液⁴⁾の5倍希釈液を調整して植栽水路に満たし、ポンプで装置内を循環させ、毎日T-N、T-Pの濃度のほか装置内の水量などを測定した。

なお、装置における供試液の循環率は約40分に1交換の割合であった。

2-3 水質測定

試験水に対して、夏期、秋期、冬期実験と同様にJIS K0102により以下の項目の理化学分析を行った。

- | | |
|------------|--------------|
| ①水温 | ②溶存酸素(DO) |
| ③透視度 | ④水素イオン濃度(pH) |
| ⑤電気伝導率(EC) | ⑥全窒素(T-N) |
| ⑦全りん(T-P) | |

なお、T-N、T-Pの数値の表示は排水基準の定量限界値の一行下位までとし、T-Nは小数点以下2桁、T-Pは同3桁とした。

また、T-N、T-Pは実験開始時の水量470ℓに対する濃度に換算し、除去速度の計算を行った。また、実験開始後11日目と12日目に植栽水路の中継槽が降雨のために溢水したので両日のT-NとT-Pのデータは採用しなかった。

3 結果および考察

3-1 植物の生育状況

キシウブの根は植え替え後順調に生長し、実験開始時には水深35cmの水路底部まで達していた。

草高は89~157cm、平均129cmに達しており、葉の色も濃緑色を回復して馴養途中における遮光不良の影響はほぼ解消できたものと判断された。

3-2 実験期間中の天候と植栽水路におけるキシウブ草体からの蒸散量

表-1に実験期間中の天候、気温、水温およびキシウブ植栽水路における植物体からの蒸散量を示した。

表-1の中で蒸散量が-の箇所は降雨により前日より水量が増加した等の理由から蒸散量を測定できなかったことを示している。

また、植栽水路の蒸散量は総蒸発量から対照水路の蒸発量を差し引いた値となっている。すなわち、植物体を通して蒸発した水分量を表している。

実験開始後9日目までは晴天が続いたが、10~13日目に降雨があり、その後5日間は晴れ、小雨の順であった。

5日目から9日目にかけ、強風の日には植栽水路の蒸散量が高い数値となっている。全期間の植栽水路の蒸散量は11.8~27.1ℓ/m²・日、平均21.2ℓ/m²・日であり、単位面積当たりでは夏期、秋期、冬期実験のそれぞれ0.8倍、1.3倍、19倍に相当したが、1株当たりの蒸散量は平均103ml/株・日となり夏期の266ml/株・日、秋期の142ml/株・日より低い数値となった。

3-3 pHおよび電気伝導率

表-2に植栽水路及び対照水路のpHおよび電気伝導率の推移を示す。

植栽水路のpHは実験開始時の7.1から徐々に上昇し7日目に最高値の7.8に達した。その後、10日目から13日目の間降雨により若干数値が低下したが、14日目より再び上昇し再び7.8になった。

植栽水路のpHが経日的に上昇する傾向は夏や秋の実験でも確認されたが、夏期は12日目、秋期は13日目に最高値を記録したのに対し

春期は7日目と非常に短い日数で最高値に達した。

対照水路のpHは実験開始当初の7.7から実験終了時の7.2へと微少ながら低下した。ただ、pH値の変化は夏期、秋期と同様の傾向であった。

植栽水路の電気伝導率は実験開始時の640μS/cmから徐々に減少し、9日目に355μS/cm、実験終了時に235μS/cmとなった。電気伝導率の減少は窒素、りんなどの栄養塩類が植物によって吸収されたことを示している⁴⁾。春期における約400μS/cmという電気伝導率の減少量は夏期、秋期の減少量が約220μS/cmであったのに対してほぼ倍増している。これは、キシウブの株数が多かったためT-N、T-Pともにキシウブによって吸収される速度が速かったことが主な理由と考えられる。

一方、対照水路における電気伝導率は実験開始時の669μS/cmから8日目の688μS/cmまで上昇した後減少し、実験終了時には590μS/cm付近まで減少した。10日目から13日目にかけての減少量については降雨の影響も考えられるが、実験後期の減少傾向は遮光材表面に発生した藻類により若干の栄養塩類が吸収されたことも理由の一つと推察される。しかし、実験開始から7日目にかけて電気伝導率が上昇した理由は特定できない。

3-4 溶存酸素(DO)

春期実験におけるDOの変化を表-3に示す。

表-3より春期植栽水路のDOは5.0~6.9mg/ℓであり、その飽和率は65~85%、平均74%であり、夏期の平均66%、秋期の平均78%の丁度中間であった。

また、対象水路のDOは6.2~7.5mg/ℓで、飽和率は平均90%であった。

3-5 水路に発生した藻類

植栽水路および対照水路には藻類の発生を抑制するために、発泡スチロール製の梱包材をキシウブの根の周囲や対照水路の水面に浮かべて遮光したが、それでも実験終了時には梱包材の水面との接触部分に藻類の発生が認められたので、実験終了後藻類の同定を行った。

対照水路においては優占種として緑藻類に属するコナミドリ、(*Chlamydomonas* sp.)イカダモ(*Scenedesmus* spp.)が同定された。これらの藻類は日射が良好で栄養分過多の水域に発生する種として認識されている。それに対して植栽水路ではやはり緑藻類のコナミドリ(*Chlamydomonas* sp.)、オーキスチス(*Oocystis* sp.)に加えて、珪藻類のクシガタケイソウ(*Eunotia pectinalis*)、マガリケイソウ(*Achnanthes lanceolata*)が優占種であった。これらのうち、珪藻類は貧栄養の水質の良好な水域に生息する種として認められるが、緑藻類は当初の過栄養の時の種が残存していたものと思われる。このことは、対照水路では栄養分の残存が多く、植栽水路ではキシウブにより栄養分がほとんど摂取されたために水質が良好になったものである。また、藻類の種類数から見ても植栽水路の方が多く、水質的に良好な環境であることを示している。いずれにしろある種の植物には病原菌を駆除する効果がある等の報告もあり⁶⁾、植栽水路を通した後の水質は種々の面から良好な水域環境を創造するのに適していると思われる。

3-6 T-Nの濃度変化と除去速度および除去率

表-4に春期実験の植栽水路および対照水路におけるT-N濃度ならびに植栽水路における単位面積当たりおよびキシウブ一株当たりのT-Nの日間除去速度を示した。また、図-2に植栽水路および対照水路におけるT-Nの濃度変化を、図-3にT-Nの各濃

表-1 春期実験期間中の気候とキョウブ植栽水路における蒸散量

実験経過 日数	天候	気温 (°C)	水温 (°C)	植栽水路の蒸散量 (ℓ/m ² ・日) (ml/株・日)		対照・蒸発量 (ℓ/m ² ・日)
1	薄曇り	27.7	26.0			
2	曇り時々晴	27.9	26.3	20.00	97	0.00
3	快晴	33.3	27.7	11.78	57	2.08
4	晴	34.3	29.9	22.00	107	-
5	快晴(強風)	33.5	29.9	23.56	114	11.67
6	快晴(強風)	34.7	29.2	24.23	118	6.67
7	快晴(強風)	31.1	29.0	25.56	124	7.09
8	晴(強風)	30.5	28.7	24.23	118	5.42
9	晴(強風)	31.0	29.3	27.12	132	7.09
10	曇り時々小雨	22.8	26.8	-	-	-
11	雨	23.9	25.1	-	-	-
12	雨	22.8	25.1	-	-	-
13	雨	24.5	25.7	-	-	-
14	晴	30.7	27.0	-	-	-
15	晴(高曇り)	31.4	27.6	-	-	3.33
16	快晴	33.2	29.0	13.33	64	3.33
17	曇り後小雨	25.8	28.6	20.23	98	5.00
18	曇り(前夜雨)	25.6	24.7	-	-	-
平均		29.2	27.5	21.20	103	5.17

注)

- 1) 春期実験期間(平成9年7月1日~7月18日)
- 2) -は降雨の影響による欠測を示す。

表-2 pHと電気伝導率の変化

実験経過 日数	pH		電気伝導率(μS/cm)	
	植栽水路	対照水路	植栽水路	対照水路
1	7.1	7.4	640	669
2	7.1	7.7	570	673
3	7.1	7.6	486	667
4	7.2	7.6	443	672
5	7.3	7.5	403	680
6	7.6	7.5	382	685
7	7.8	7.5	375	688
8	7.8	7.2	360	685
9	7.8	7.1	355	675
10	7.7	7.0	340	675
11	7.4	7.1	179	645
12	7.6	7.1	280	630
13	7.5	7.1	260	600
14	7.8	7.1	260	600
15	7.7	7.1	255	560
16	7.8	7.2	259	605
17	7.7	7.2	255	565
18	7.7	7.2	235	592

表-3 DOの変化

(単位 DO: mg/ℓ, 飽和率: %)

実験経過 日数	植栽水路		対照水路	
	DO	飽和率	DO	飽和率
1	6.8	85	7.4	93
2	6.5	82	7.3	93
3	6.1	78	7.0	91
4	5.2	69	6.7	90
5	5.2	68	6.8	91
6	5.0	65	6.2	82
7	5.4	71	6.8	91
8	5.2	68	6.7	88
9	5.7	75	7.0	93
10	5.6	71	7.1	91
11	5.4	67	7.5	93
12	5.4	67	7.2	89
13	5.6	70	7.2	90
14	5.6	72	6.6	85
15	6.2	80	7.2	93
16	6.0	79	7.0	92
17	6.1	80	6.9	90
18	6.9	85	7.5	93

度に対する除去速度および除去率の関係をグラフとして示した。

表-4および図-2より、春期実験における対照水路のT-Nの濃度は実験開始時の52.6mg/ℓから実験終了時の41.0mg/ℓへ、18日間で11.6mg/ℓ低下したのに対して、植栽水路のT-N濃度は、実験開始時の48.5mg/ℓから9日目の0.29mg/ℓまでに48.21mg/ℓ減少し、その後は0.33~0.38mg/ℓで推移した。10日目以降は濃度低下が見られなかった为本実験においては0.3mg/ℓ付近がキシノウブによるT-Nの吸収下限濃度と考えられる。この間対照水路における濃度低下を考慮しても、植栽水路では、9日間で99.3%のT-Nが除去された。

対照水路におけるT-Nの濃度低下は、前報でも述べたように水路に若干発生した藻類の吸収等によるものと思われる。

表-4 春期実験における供試液中のT-N濃度とキシノウブ植栽水路による除去速度

経過 日数	植栽水路 T-N(mg/ℓ)	T-N除去速度 (g/m ³ ・日) (mg/株・日)		対照水路 T-N(mg/ℓ)
1	48.46	4.04	19.67	52.63
2	38.79	4.07	19.83	51.80
3	29.05	2.68	13.06	50.82
4	22.63	2.63	12.82	51.21
5	16.33	2.69	13.11	49.15
6	9.88	1.81	8.82	49.20
7	5.55	1.63	7.95	48.86
8	1.64	0.56	2.73	48.69
9	0.29	-0.01	-0.07	48.21
10	0.33	-	-	48.40
11	-	-	-	47.86
12	-	0.02	0.10	46.74
13	0.32	-0.01	-0.07	43.05
14	0.33	-0.01	-0.04	42.74
15	0.35	-0.01	-0.06	42.09
16	0.38	0.01	0.04	43.55
17	0.36	-0.01	-0.02	41.29
18	0.37	-	-	41.02

注) -は降雨の影響による欠測を示す。

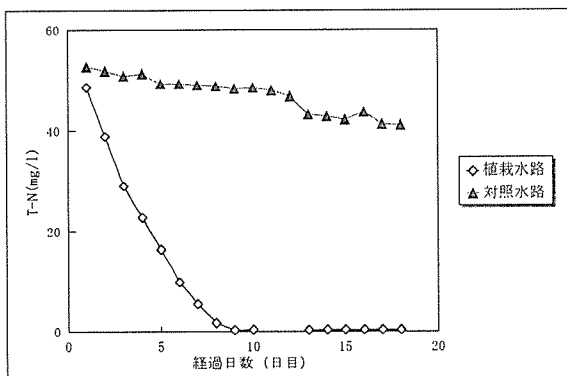


図-2 T-Nの濃度変化

次に、表-4、図-3より、春期実験におけるキシノウブ1株当たりT-Nの日間除去速度は、実験開始当初の供試液のT-N濃度が48.5~38.8mg/ℓ、平均43.6mg/ℓの時に最高値の19.67~19.83mg/株・日、平均19.75mg/株・日(4.06g/m³・日)を示した。

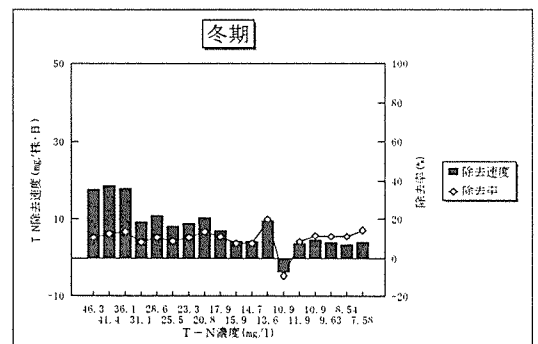
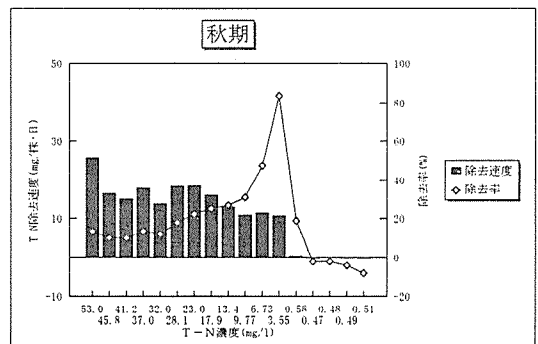
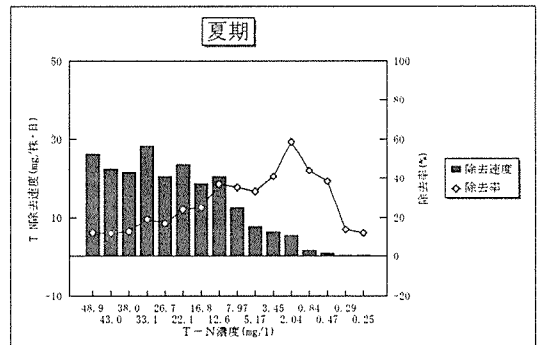
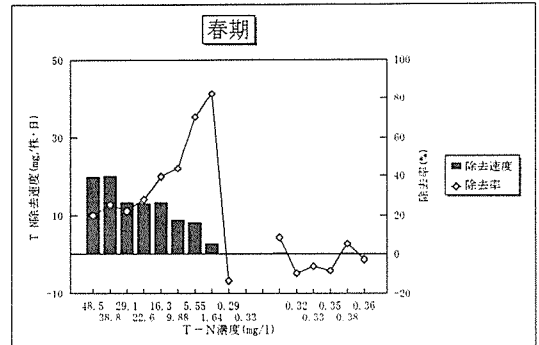


図-3 各期実験T-Nの濃度と除去速度及び除去率

29.1~16.3mg/ℓ, 平均22.7mg/ℓの濃度範囲におけるT-N除去速度は13.06~13.11mg/株・日, 平均13.00mg/株・日(2.67g/m²・日)であった。

さらに濃度が低下して9.9~5.6mg/ℓ, 平均7.7mg/ℓの範囲におけるT-N除去速度は8.82~7.95mg/株・日, 平均8.39mg/株・日(1.72g/m²・日), T-N濃度が1.6mg/ℓの時, 除去速度は2.73mg/株・日(0.56g/m²・日)と濃度の低下とともに除去速度も低下した。

図-3の折れ線グラフから, 春期実験におけるT-Nの除去率は供試液のT-N濃度が48.5~29.1mg/ℓの高濃度の範囲では20~25.1%(平均22.4%)と低く横這い状態であったが, T-N濃度が22.6~9.9mg/ℓでは27.8~43.8%(平均37.1%)と除去率はゆるやかだが直線的に上昇した。そして, T-Nの濃度が5.6~1.6mg/ℓでは70.5~82.3%(平均76.4%)と高い除去率を示した。

その後, 濃度が0.4mg/ℓより低くなるとT-Nはほとんど除去されず, 除去率は-10~+5%の間を推移した。

T-Nの除去率は濃度が16.3~1.6mg/ℓの範囲にある時に比較的高い数値を示す傾向がみられ, これは他期も同様であった。

この16.3~1.6mg/ℓのT-N濃度は水生植物を利用してT-Nを除去する時の最適濃度範囲を示していると考えられる。すなわち市内河川のT-N濃度はおよそ5~10mg/ℓであり, また, 市内の多くの池のT-N濃度は3~1mg/ℓなので, 水生植物による水質浄化法をこれらの水域に適用すれば, 効率的に水質浄化をはかれることを示唆している。

3-7 T-Pの濃度変化と除去速度および除去率

表-5に春期実験の植栽水路および対照水路のT-P濃度ならびに植栽水路における単位面積当たり, およびキシヨウブ一株当たりのT-Pの日間除去速度を示した。また, 図-4に春期実験の植栽水路および対照水路におけるT-Pの濃度変化を, 図-5にT-Pの各濃度に対する除去速度および除去率の関係をグラフで示した。

表-5 春期実験における供試液中のT-P濃度とキシヨウブ植栽水路による除去速度

経過日数	植栽水路 T-P(mg/ℓ)	T-P除去速度 (g/m ² ・日) (mg/株・日)		対照水路 T-P(mg/ℓ)
1	6.585	0.558	2.719	7.098
2	5.248	0.469	2.285	6.750
3	4.125	0.336	1.639	6.808
4	3.319	0.429	2.094	6.822
5	2.290	0.241	1.178	6.732
6	1.711	0.201	0.979	6.726
7	1.229	0.170	0.828	6.526
8	0.822	0.126	0.616	6.597
9	0.519	0.035	0.174	6.408
10	0.434	-	-	6.170
11	-	-	-	6.342
12	-	0.023	0.113	6.001
13	0.223	-0.001	-0.004	5.656
14	0.216	0.000	0.000	5.555
15	0.216	0.005	0.028	5.752
16	0.202	0.006	0.034	5.570
17	0.185	0.007	0.036	5.660
18	0.167	-	-	5.365

注) -は降雨の影響による欠測を示す。

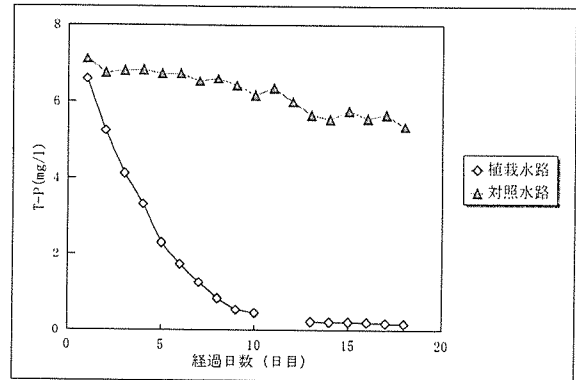


図-4 T-Pの濃度変化

表-5, 図-4より春期実験におけるT-Pの濃度変化をみると, 対照水路では実験開始当初の7.098mg/ℓから実験終了時の5.365mg/ℓへと18日間で1.733mg/ℓ低下した。一方, 植栽水路は実験開始当初の6.585mg/ℓから雨の影響を受ける前の10日目のT-P濃度が0.434mg/ℓで, 10日間で92.4%のT-Pが除去されたことになり, 夏期, 秋期の10日目までの除去率がそれぞれ86.2%, 86.4%であったのに比べ6%ほど高かった。

表-5, 図-5より春期実験におけるT-Pの日間除去速度は, 実験開始から4日目まで供試液のT-P濃度が6.59~3.32mg/ℓ, 平均4.82mg/ℓと最も高い濃度の時に2.719~2.094mg/株・日, 平均2.184mg/株・日(0.448g/m²・日)を示した。同程度の濃度の時の他期と比較すると, 夏期の5.055mg/株・日, 秋期の3.945mg/株・日に次ぐ値であるが, 単位面積当たりでは夏期の0.476g/m²・日, 秋期の0.459g/m²・日と同程度の値となっている。

その後5日目から8日目にかけてT-P濃度が2.29~0.82mg/ℓ, 平均1.51mg/ℓのときの除去速度は1.178~0.616mg/株・日, 平均0.900mg/株・日(0.185g/m²・日), そして9日目以後T-P濃度が0.5mg/ℓ以下に低下したあとは除去速度はほとんど零になった。夏期, 秋期はともに除去速度が徐々に減少し13日目頃に最低濃度に達したのに対して^{2), 3)}, 春期は9日目と短い日数で最低濃度に到達した。

春期実験におけるT-Pの除去率は, 図-5の折れ線グラフで示したようにT-P濃度が6.59~4.13mg/ℓの範囲では約20%程度で推移したが, 3.32~0.82mg/ℓでは徐々に上昇し, 実験開始後8日目の0.82mg/ℓの時に最大除去率36.9%を示した。その後9日目の濃度0.52mg/ℓの時の除去率が約16.4%まで低下した後, 10日目には雨の影響を受けた。12日目から実験終了時までの除去率は-1.4%から16.8%まで変動した。

以上の結果から, 本実験においては, T-Pの濃度が3~0.8mg/ℓの範囲の水質に対してキシヨウブによる当浄化法を適用すれば最も効率よくT-Pを除去することができると考えられる。他期の除去率を見ても同様の傾向が見られ, 夏期は5~0.99mg/ℓ, 秋期は3.5~6.4mg/ℓの濃度のときに比較的良好な除去率が得られている^{2), 3)}。しかし, 実際の河川水の水質浄化実験では, T-Pの濃度が0.1mg/ℓ程度の場合でも80%以上の除去率が得られており¹⁾, これらの違いはキシヨウブの生育条件の違いによるものと考えられる。

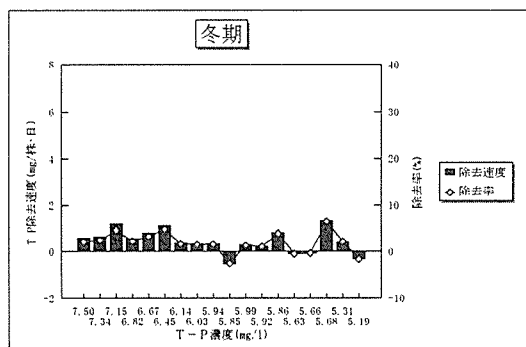
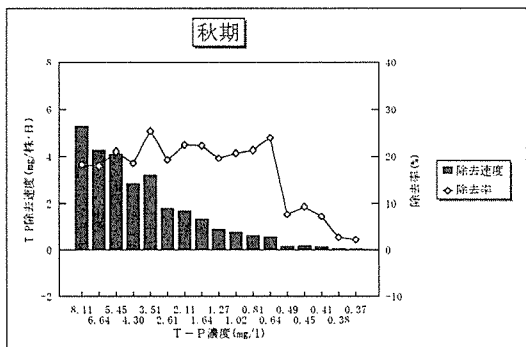
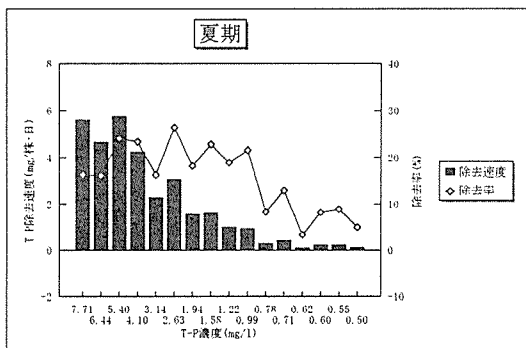
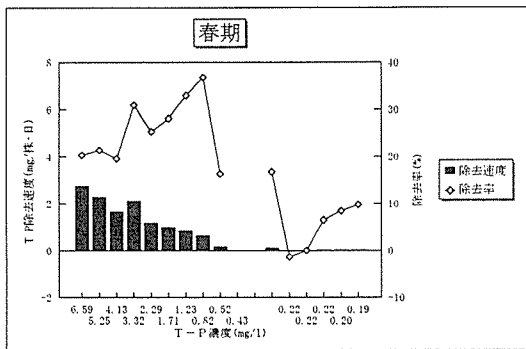


図-5 各期実験 T-P の濃度と除去速度及び除去率

4 T-N, T-P の季節ごとの吸収傾向

4-1 T-N の吸収傾向

図-3 からキショウブによる T-N の季節ごとの吸収傾向を一株当たりの日間除去速度で比較すると表-6 のようになる。

表-6 T-N の濃度別に見た各期の平均除去速度

供試液濃度 (mg/l)	除去速度 (mg/株・日)			
	春	夏	秋	冬
30 ~50	19.75	24.65	17.83	15.87
10 ~30	13.00	20.73	16.48	6.18
1.5~10	6.50	7.91	10.99	(3.77)

表からキショウブ一株当たりの T-N 除去速度は実験開始当初、供試液の濃度が 30~50mg/l に対しては夏期が最も高く 24.65mg/株・日、次いで春期 19.75mg/株・日、秋期 17.83mg/株・日、冬期 15.87mg/株・日の順であった。

やや濃度が低下して T-N 10~29mg/l の濃度域に対する除去速度は、30~50mg/l の場合と同様に夏期が最も高く 20.73mg/株・日、ついで秋期 16.48mg/株・日、春期 13.00mg/株・日、冬期 6.18mg/株・日の順であった。

T-N 濃度 1.5~10mg/l の時の除去速度は秋期が最も高く 10.99mg/株・日、ついで夏期 7.91mg/株・日、春期 6.50mg/株・日、冬期 3.77mg/株・日であった。この濃度域では春期の除去速度が低い数値となったが、図-3 から分かるようにこの濃度域の第 3 日目は水路内の T-N 濃度が 1.64mg/l から吸収下限濃度以下の 0.29mg/l に低下したことが影響していると思われる。

概して夏期は T-N の除去速度が最も高く、春と秋がそれに次いで高いのは、夏は気温が高く日照時間が長いため光合成が活発に行われるので当然のことと考えられる。

4-2 T-P の吸収傾向

図-5 からキショウブによる T-P の季節ごとの吸収傾向を一株当たりの T-P 除去速度で比較すると表-7 のようになる。

表-7 T-P の濃度別に見た各期の平均除去速度

供試液濃度 (mg/l)	除去速度 (mg/株・日)			
	春	夏	秋	冬
4.0 ~ 8.1	2.214	5.055	4.130	0.442
1.0 ~ 4.0	1.269	1.909	1.611	-
0.5 ~ 1.0	0.395	0.325	0.585	-
0.5以下	-	-	0.090	-

除去速度の比較をする前に、各期の実験開始時及び終了時の T-P 濃度について触れると、春期の実験開始時の濃度 6.59mg/l は→実験 9 日目に 0.43mg/l、以下同様に夏期実験開始時 7.71mg/l →実験終了時 0.50mg/l、秋期 8.11mg/l →0.37mg/l、冬期 7.50mg/l →5.19mg/l であった。

春期は 10, 11 日目に降雨の影響で中継槽が溢水したため、9 日目までの測定値によって考察した。なお、春期実験で 9 日目終了時の濃度 0.43mg/l は夏期 18 日間の実験終了時の 0.50mg/l より下回ったが、これは同じ植栽水面積に対してキショウブの株数が多かったことが主な原因と考えられる。

表-7 から、キショウブ一株当たりの T-P の除去速度は実験開始当初、供試液の濃度が 4.0~8.1mg/l に対しては夏期が最も高く 5.055mg/株・日、次いで秋期 4.130mg/株・日、春期 2.214mg/株・日の順であった。

T-Pの濃度が1.0~4.0mg/ℓにおける除去速度は秋期が最も高く2.002mg/株・日、次いで夏期1.749mg/株・日、春期1.270mg/株・日の順であった。0.5~1.0mg/ℓの濃度ではやはり秋期が最も高く0.708mg/株・日、次いで春期0.395mg/株・日、夏期0.221mg/株・日の順であった。

冬期は実験開始時のT-Pの濃度が7.50mg/ℓに対して18日間の実験終了時に5.19mg/ℓまで低下したにとどまり、この間の平均除去速度は0.442mg/株・日と低く、特に10日目以降は負の除去率も混在し、冬期はT-Pがほとんど吸収されないことがわかる。

概して、秋期のT-P除去速度は最も高い濃度域を除いて高い数値が得られた。これは実際の河川水の浄化実験を行った際にも見られた現象で、植物は秋にりんを多く吸収するものと考えられる。

5 まとめ

平成9年7月1日~18日までの18日間、キシノウブを水耕式に植栽した人工水路に栄養塩類を溶解した水耕培養液を試験水として循環させ、T-N、T-Pの濃度変化を測定することによって、キシノウブによるT-N、T-Pの除去速度及び除去率と試験水濃度との関係を検討した。

その結果、実験開始当初、試験水のT-N、T-Pの濃度はそれぞれ48.5mg/ℓ、6.56mg/ℓであったが、9日目までにT-Nの99.2%、T-Pの91.3%が除去された。

この間の除去速度はT-Nではキシノウブ一株当たり19.67~-0.07mg/株・日、単位面積当たりで4.04~-0.01g/m²・日、またT-Pは同じく、キシノウブ一株当たり2.719~0.174mg/株・日、単位面積当たり0.558~0.035g/m²・日となり、夏期、秋期の実験同様試験水中の濃度により除去速度が変動することが確認された。

一日当たりのT-N、T-Pの除去率からみて、キシノウブの水耕栽培水路を水域環境の水質浄化に適用する場合、最も高い効果を得るための対象水質としては、T-Nでは15~1.0mg/ℓ、T-Pでは3~0.1mg/ℓ程度の濃度範囲(河川浄化実験のデータ¹⁾を考慮)の場合が最適と考えられる。このT-N及びT-P濃度は横浜市内のほとんどの河川や池の水質が該当する。

以上、キシノウブによるT-N、T-Pの除去速度に関して、水耕栽培法で植栽した小規模な人工水路に水耕培養液を循環する方法により季節別に実験を行ったが、冬をのぞけば春から秋にかけて十分に水質浄化に適用可能であることが確認された。

最後に、春期は1m²当たりのキシノウブ植栽株数を205株/m²と密度を高めて実験を行った。その結果、単位面積あたりのT-Nの除去速度は供試液濃度が30~50mg/ℓのときに約4g/m²・日と高い数値が得られた。このように、除去速度は植栽密度によって大きく左右されることが確認された。

植物の種類によって異なる単位面積当たりの植栽可能本数(または株数)及び植物1本当たり(または株当たり)の除去速度を把握できれば、植物を利用した浄化施設を設計する場合に有効な資料となるであろう。

引用文献

- 1) キシノウブによる水質浄化法-実験報告書-, 横浜市環境科学研究所資料 N0111, 105(1994)
- 2) 遠田和雄, 森本敏昭: キシノウブによる窒素・りん除去速度と原水濃度(第1報), 横浜市環境科学研究所報, 20, 43~47(1996)
- 3) 森本敏昭, 遠田和雄: キシノウブによる窒素・りん除去速度と原水濃度(第2報), 横浜市環境科学研究所報, 21, 67~74(1997)
- 4) 山崎肯哉, 溶液栽培全編(増訂版) 博友社, 118(1984)
- 5) Kathe Seidel: Macrophytes and Water Purification, Biological Control of Water Pollution, 109-121(1976).

フェルト状活性炭素繊維吸着による事業所排水処理実験

大場 栄次

要旨

ドライクリーニング工場では、有機塩素系溶剤でドライ洗浄後に、再利用のため有機溶剤を蒸気洗浄してコンデンサーで収集される。このとき結露した成分が、水分離機で有機溶剤と水に分離されて水部分が排出される過程がある。この排水が高濃度の有機塩素化合物を含んでいるため、フェルト状の活性炭素繊維を使用した簡易な小型の吸着排水処理装置を試作して、排水中から有機塩素化合物を除去する吸着処理実験を平成7年7月から小規模なA事業所で行った。

その結果、実験を開始した4ヶ月後に有機塩素化合物で汚染されていた事業所周辺井戸の1井が改善され、これまでの調査で不明であった発生源と周辺汚染井戸の関係がわかった。

排水処理実験を行うまでの月毎に行ったモニタリング調査では、同地点の井戸水中のテトラクロロエチレンが最大で0.31mg/lの濃度で検出されたことがあったが、処理実験後は0.01mg/l以下の濃度まで減少した。

1. はじめに

平成9年3月に環境庁から新たに地下水環境基準値が設定された。この中でテトラクロロエチレン（以下PCEで表す）が0.010mg/l以下の濃度になっている。このため、市内の地下水のモニタリング調査を行い、基準値を越えている地域では改善対策を施すことが必要である。

現在、当所で行っている汚染地下水の改善対策は、都筑区I町で平成7年7月から、鶴見区K町では8年7月から、民家の井戸でフェルト状活性炭素繊維（以下ACフェルトで表す）を使用して浅層地下水の循環吸着方式による浄化を行っている。この地区は平成元年度から実施している市内の有機塩素化合物のモニタリング調査で、既存井戸から基準値以上のPCEが検出されたが発生源の特定ができなかった地域である。^{(1)・(2)・(7)・(8)・(9)・(21)・(22)・(23)}

その経過は、都筑区I町の実験井戸では実験当初のPCE濃度から80%以上の濃度減少が認められた。また、平成9年7月からこの実験井戸の浄化装置の改良を行い、揚水ポンプの仕様と吸着層を変更して従来の装置より1.5倍（20t/Day）の処理水量で浄化実験を行ったところ、実験井戸のPCE濃度は装置の改良前とあまり変わっていないが、実験井戸周辺に存在する2井の汚染井戸のPCE濃度減少傾向が大きく示されるようになった。

浄化実験前の調査月（初期濃度とする）の平成7年6月と実験過程の7年7月～10年1月までの周辺汚染井戸のPCE平均濃度は、I井戸で0.030mg/l、N井戸では0.17mg/lであった（平均値とする）。初めの装置で浄化した7年7月～9年6月までのPCE平均濃度は、I井戸で0.029mg/lと-3.3%の平均値からの差を示し、N井戸では0.17mg/lで平均値からの差はなかった。装置改良後の9年7月～10年1月までのPCE平均濃度は、I井戸で0.022mg/lと-27%の平均値からの差を示し、N井戸では0.13mg/lで-24%の平

均値からの差を示した。

このことから、当地区の汚染発生源は過去にあったもので、現在は汚染地域の周辺地層に浸透していたPCE等が、濃度平衡によって実験井戸に移動流入している量が多くなっていると考えられる。このため、当地域の汚染地下水を回復するためには浄化実験の継続が必要であり、早期回復を実現するためには吸着装置をさらに効率の良い方式（大型化）に変更することが必要とされる。

鶴見区K町では、同じ仕様の揚水ポンプを更新したのみで実験を継続中である。この井戸水中のPCE濃度は、実験当初の0.5mg/lから現在では地下水環境基準値以下の0.006mg/lに減少したままである。しかし、実験井戸の周辺に存在している汚染井戸のPCE濃度は実験当初からあまり減少していない。

現在までの実験調査結果から、汚染地下水の一改善手法を確立するために、他にPCE等の汚染が確認されている地域のうちで、汚染経路が不明で比較的汚染範囲が狭く小規模なドライクリーニング事業所が存在する旭区T町の汚染地区で^{(7)・(8)・(9)}、平成5年11月からPCE等汚染による発生源追跡調査を行うとともに、発生源の排水処理実験による汚染地下水の水質改善効果をみることにした。

2. 実験対象地域

今回実験した事業所の周辺には37井ほどの既存井戸があり、調査した32井の中でPCEが地下水環境基準値以上で検出された井戸が2井あった。この基準値以上のPCE濃度を示した井戸は、地形と周囲の非汚染井戸の状況からみて汚染経路が推測できない位置にある。このため、最終的に汚染井戸を中心に11井に調査範囲をしばり月毎に採水してPCE等の分析を行った。

Decline of the Concentration of Volatile Chlorinated Hydrocarbons by Experimental Treatment of a Factory Drainagesing Activated Carbonfiberfelt.

* Eiji Ohba, 横浜市環境科学研究所水質部門

旧国道16号線沿いに位置する汚染井戸の近くには、同じ道路に沿ってわずかに高い勾配の所に小規模のドライクリーニング事業所が存在している。事業所内井戸のPCE濃度は基準値以下の0.002~0.005mg/lであった。この事業所ではドライクリーニング洗浄剤にPCEを使用し、PCEを再利用するために使用後のPCEを蒸気洗浄してコンデンサーで収集している。収集された気体状のPCEと蒸気はコンデンサーの部分で結露して水分離機に入り、PCEと水とに分離され水部分は排出される。この排水は高濃度のPCEを含有している(100~300mg/l)。当事業所では排水処理の曝気時間の短縮を考え、揮発性の高いPCEを早く揮散させるために排水を湯で希釈(PCE濃度56~100mg/l)し、その後は適正な処理を行っている。水分離機排水量は日平均で4l程であった。

3. 実験方法

PCEを完全に除去した時の周辺の汚染井戸水への影響をみるため、まず事業所排水を当研究所で実験的に処理する方法をとり、ACフェルトを利用した小型の吸着処理装置を考案して有機塩素化合物含有排水処理を行うことにした。ACフェルトは前回の報告⁽²³⁾でPCE等を迅速に吸着することがわかっているため100g程度の少量使用でも相当の効果が期待できると予想^{(3)・(4)・(6)・(22)}、初めは製作費用のかからない簡易な装置を試作することにした。

また、この簡易処理装置で事業所排水処理を行って周辺汚染井戸の水質改善が認められた後は、長期間ACフェルトの更新を行わず排水処理できる装置をさらに考案する手順で検討することにした。

3-1 ACフェルトの吸着性能実験

今までの報告では^{(5)・(6)・(22)}、PCE含有の模擬試験水によるACフェルトのPCE吸着性能の実験結果であったため、実際の事業所排水中のPCE等を吸着できるACフェルトの性能を確認するために以下の実験を行った。

内径3.1cm×25cmのクロマト管に、2.7gのACフェルトを高さ30mmのロール状に充填した。このクロマト管に事業所排水を400ml/minの流下速度で通水し、最初は500ml、2回目以降は1,000ml毎に分画してPCEの濃度分析を行い地下水環境基準濃度値に達するまでの処理水量を求めた。

3-2 試作装置

1) 構造

簡易に製作した装置を図-1に示す。5cm幅にACフェルトを裁断し9cm径のロール状にしたもの3個を、1l(内径9cm)の円筒形ポリエチレン製洗浄瓶2本の低部を切断して25cmの長さに繋合させた容器に充填する、カートリッジ式の吸着部とした。吸着効率を考慮して吸着材の間に空間を設け段階的に吸着するようにした。ACフェルトの全使用量は120gであった。また、カートリッジ本体の処理水の入口と出口になる両先端部に浮遊物質等の固形物を除去する濾過用のスポンジを詰めた。

PCE等の汚染水は20lのドレンコック付きのポリ容器に入れ汚染水供給部として、ドレンコックの出口にカートリッジ部を押し込み接続した。カートリッジへの給水と排水は上下どちらからでも行えるようにした。

2) 条件

ポリ容器のドレンコックを全開して汚染水を自然流下させる手順のかからない処理方式にした。流下速度は排水量の重力圧で前後するが約270ml/minであった。

3-3 吸着処理装置

当事業所の1日4l程度の排水量に合わせて、約1年間ACフェルトを更新せず吸着処理できる装置を新たに設計製作した。装置を図-2に示す。

1) 構造

装置の構造は給水部と吸着部からなり、汚染水受け槽は約40l容量の大きさにして、通水量調整用のドレンコックなどは付けない自然流下構造に設計した。給水槽底部のA板に内径2mmの孔を12箇所あけ、B板は同じ孔で21箇所あけてA板とB板の空間で排水のオーバーフロー状態になるのを防いだ。また、A、B板の空間部分は、汚染水中の浮遊物質や固形物の除去を行うスポンジ等の濾材を装填するために設けた。

C層とD層はACフェルトを充填する吸着部分で、それぞれ500g程度を充填できる容量にして、段階的に効率よく吸着する多段構造にした。両層の底部にも内径2mmの孔を21箇所あけた。D層底部の孔を通過した処理水は最終的な排水となるが、この下の部分を集水構造にしてビニールホースなどを取り付けて任意な方向に排水できるようにした。なお、集水部の空間にACフェルトの更新時期を、簡易検知管などで確認するための気体吸引用細管を付けた。

今回製作した吸着処理装置に、約30lの排水を入れて通水量を計測したところ500ml/min程度の処理水量であった。

4. 結果と考察

4-1 ACフェルトの吸着性能

ACフェルトでPCE等含有の事業所排水を処理できるモデル実験の結果を表-1に示す。

PCE濃度が地下水環境基準値以下まで処理することを考えた場合、2.7gのACフェルトでは11.5lまでの排水処理で吸着材の更新といえる。しかし、吸着能力はまだ十分あり12.5lまで99.9%以上のPCEが吸着されている。簡易処理装置に充填した120gのACフェルトでは今回の事業所排水の場合500lまで基準値以下で処理できることと、4ヶ月間はACフェルトを更新せず連続使用できることがわかった。100g程度のACフェルトで1,000l程度の処理水量を見込むことができる。

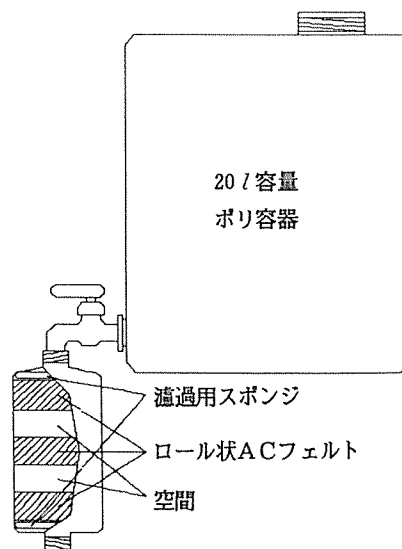


図-1 簡易吸着処理装置

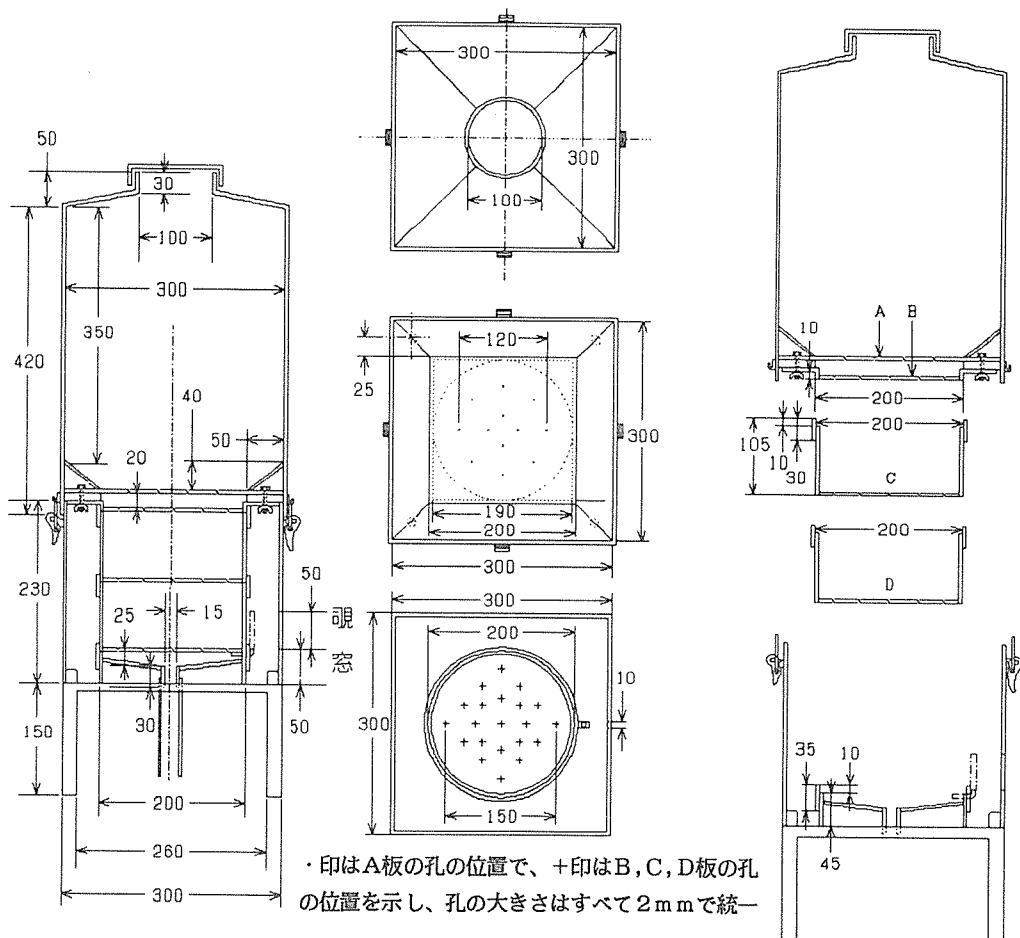


図-2 吸着排水処理装置

表-1 ACフェルトの吸着処理水量 (ml)

通水量	MC(mg/l)	TCE(mg/l)	PCE(mg/l)
原水	52	0.73	110
500	0.010	0.052	0.0014
1,500	0.14	0.094	0.0020
2,500	0.22	0.064	0.0025
3,500	0.24	0.039	0.0022
4,500	0.28	0.032	0.0057
5,500	0.31	0.016	0.0034
6,500	0.31	0.015	0.0046
7,500	0.30	0.015	0.0058
8,500	0.31	0.014	0.0065
9,500	0.30	0.015	0.0077
10,500	0.30	0.014	0.0090
11,500	0.30	0.014	0.011
12,500	0.29	0.014	0.015

※2.7gのACフェルトを充填した3.1cm×15cmのクロマト管使用での実排水モデル実験

表-3 No.6PCE汚染井戸の濃度変化

月	平成5年	平成6年	平成7年	平成8年	平成9年
1月		0.026	0.019	0.054	0.0010
2月		0.0067	0.034	0.019	0.0011
3月		0.034	0.0093	0.0068	0.0026
4月		0.029	0.029	0.0009	0.0011
5月		0.060	0.020	0.0010	0.0023
6月		0.042	0.12	0.0016	
7月		0.11	0.31	0.0024	
8月		0.14	0.30	0.030	
9月		0.075	0.038	0.0051	
10月		0.20	0.087	0.12	
11月	0.069	0.15	0.0055	0.037	
12月	0.045	0.10	0.0037	0.002	

※定量下限=0.0005mg/l 以下で濃度単位=mg/l

表-2 ACフェルトによる事業所排水の吸着状況 (濃度単位=mg/l)

	MC	TCE	PCE	銅	亜鉛	鉄	鉛
原水	23	0.082	56	19	0.97	1.7	0.44
12 l 処理	ND	ND	ND	3.4	0.008	0.019	0.017
定量下限	0.0005	0.0005	0.0005	0.010	0.005	0.010	0.010
吸着率(%)	100	100	100	99.8	99.2	97.7	100

※NDは定量下限以下を表し、簡易吸着処理装置にはACフェルトを120g充填。

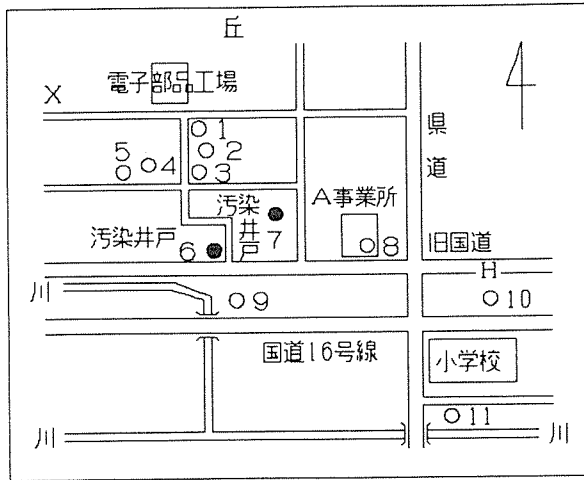


図-3 調査地区の概略図

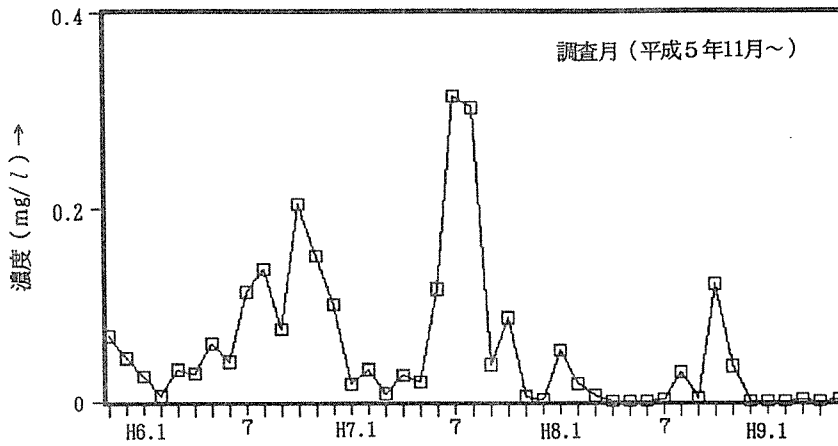


図-4 No. 6 PCE汚染井戸の濃度変化

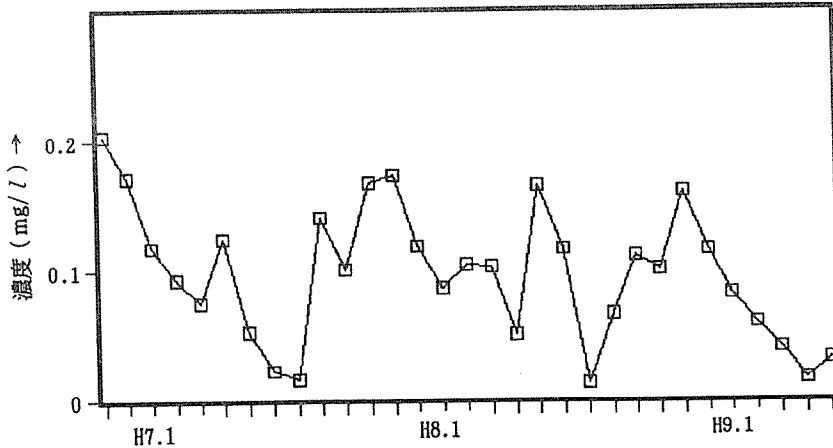


図-5 No. 7 PCE汚染井戸の濃度変化

実際のA事業所排水にはPCEの他に1,1,1-トリクロロエタン(以下MCで表す)、トリクロロエチレン(以下TCEで表す)、鉛、銅、亜鉛、鉄が含有されていた。これらの分析結果を表-2に示す。最初に搬入した排水量は12lであったが湯で希釈されていたため56mg/lのPCE濃度であった。簡易な試作装置で処理された

排水中の各成分については、最終通水の約500mlを試料として分析したところMCが100%、TCEが100%、PCEが100%除去できた。MCが痕跡程度のガスクロマトグラム上に示された分析結果から、ACフェルトは分子量の小さい物質には吸着性能が多少劣ることがわかる。

4-2 事業所排水処理後の汚染井戸のPCE濃度変化

事業所と周辺井戸との位置関係を示す調査地域における概略図を図-3に示す。

この地域は北部に丘があり、丘の麓から全体になだらかに南方向の川まで傾斜している。東西は東側の旧国道H位置が若干高く、H位置から西方向に標高が徐々に低くなっている地形である。

このため、No. 6へのPCE等の汚染経路を考えた場合、電子部品工場が発生源と予測できる。しかし、調査井戸のNo. 1、2、3で、電子部品工場が発生源と考えられる未規制物質のフロン113と規制物質のMCが基準値以内で検出され、経月の濃度変化でもこれらの物質がNo. 1からNo. 2、3と連鎖的に変動しているだけでPCEの検出は認められない。No. 4ではMCが若干検出されることがあるが他の物質は検出されていない。No. 5だけは他の調査地点と検出物質が異なり、1,1-ジクロロエチレン(基準値0.02mg/l)が0.020~0.10の濃度で検出されている。以前に西方向のX地点に石英硝子工場があり、No. 5の検出物質はこの工場跡地に由来している可能性が高い。このことから、No. 6、7の井戸水中からのPCEの検出は電子部品工場からの流入経路ではなく、汚染源は別の経路と考えられる。

No. 6の汚染井戸のPCE濃度変化を表-3と図-4に、No. 7の汚染井戸の分析結果を図-5に示す。

No. 6の井戸では、排水処理を開始した平成7年7月から4ヶ月後の11月には0.0055mg/lを示すようになり、9年5月までの期間の25回採水のうち16回が基準値以下のPCE濃度を示した。事業所排水処理以前には20回採水のうち2回が基準値以下を示した程度であった。

No. 6の井戸では、排水処理を開始した平成7年7月から4ヶ月後の11月には0.0055mg/lを示すようになり、9年5月までの期間の25回採水のうち16回が基準値以下のPCE濃度を示した。事業所排水処理以前には20回採水のうち2回が基準値以下を示した程度であった。

全体的にみると変動の大きい濃度値を示している。このことは、汚染井戸の近くの位置から不規則で直接的にPCEが流入している可能性が考えられる。汚染井戸から離れた場所が汚染源(流入源)の場合は濃度変化は緩やかである。(9)、(21)、(22)、(23)

また、A事業所のような小規模クリーニング事業所では排水量と排水時間が一定していないため、汚染井戸の大きなPCE濃度変動の一因はA事業所から由来している

ことが推測できる。さらに、事業所排水処理を開始した後に、4ヶ月程度で汚染井戸のPCE濃度が基準値以下まで減少したことが発生源を推定できる根拠となった。事業所排水処理を開始した後から、1週間の間隔で濃度減少が停滞するまで採水分析すれば詳細な濃度減少傾向が把握できたと考えている。

平成8年10月と11月に一時的にPCE濃度が上昇しているが、ACフェルトの更新が遅れて同年7月後半から4週間程一時的に従来の曝気処理で排水したことが、高濃度値になった原因と考える。流入源と汚染井戸間の地層部にPCE等が浸透吸着した分、PCE濃度変化にタイムラグとなって現れたことが推測できる。したがって、事業所の探業状態でも大きくPCE濃度変化に影響してくる部分もあるが、排水処理を開始した後でもしばらくの間地層に浸透した分のPCEが流入して高濃度値を示した後に徐々に減少したものと考えられる。その他の調査月では基準値以下のPCE濃度を維持している。また、平成9年8月から簡易処理装置から新たに製作した吸着排水処理装置に変更して排水処理しているが、その後は0.005mg/l以下のPCE濃度値となっている。

これまでの結果から、No.6、7井戸へのPCE等の汚染原因はA事業所からと考えられる。流入の流動的解析は地層別とメッシュ調査等で別途に詳細に調査する必要がある。図-5に示したNo.7井戸の調査結果から、処理実験を開始した平成7年7月～9年5月までの期間にPCEが最大で0.17mg/l、最低で0.017mg/lの範囲で検出され、大きく緩やかな濃度変動で濃度が減少しても一定した値を示さない結果になった。このことは、井戸周辺の地層に相当量のPCE等が浸透している状態が予想され、No.7の濃度変化は気象条件等から影響された部分が大きいと考えられる。またこの調査地点は、No.6とA事業所を一直線で結んだ線位置より北側の少々高い所にあり、A事業所排水の影響を早期に受けにくい地形条件である。したがって、PCE等含有排水規制のない時期に不十分な取扱い等で地層に蓄積されたものと考えられる。

5. おわりに

今回は、ACフェルトを使用した吸着処理装置を製作して小規模クリーニング事業所のPCE等を含有した排水処理を行ったところ、事業所周辺のPCE等汚染井戸の水質が改善された。

PCE等で汚染された表層の地下水を効率よく回復するためには、汚染地域を詳細に追跡調査して汚染源の存在を明らかにし、地下水回復と並行した汚染源対策を実施することで高い改善効果が得られる。観測井がなければ土壤溶液吸引法や穿孔採水などによって、汚染源と汚染範囲を確認することができる。

深層の汚染地下水の回復には、活性炭吸着等による充填塔揚水曝気処理方式などのプラント形式の大規模な改善対策が最も効果的である。⁽¹⁸⁾ この場合は多額の費用が必要で、ボーリング掘削等で深度別とメッシュ調査などの十分な予備調査やモデル実験を行うことも必要である。これとは別に、人間生活に密接な表層の地下水回復には小規模で簡易な改善対策でも効果的な場合がある。また、この手法の延長上に大規模の改善対策にも吸着材を効率的に活用することも考えられる。吸着効率の良いACフェルトはこれらの簡易な手法に最も適した一吸着材といえる。

今回の結果から、ACフェルトを利用した排水処理装置は、災害時等で緊急生活用水にPCE等で汚染された地下水が必要とされた場合、簡易な方法で浄水することにも利用できる知見が得られた。

今後は、規模の拡大に効率よく対処するための地下水改善対策手法の確立と、緊急時に備えて多量のPCE等で汚染された地下水を手軽に浄水する装置の開発を検討したいと考えている。

追伸、旭区T町における月毎の11井の採水と現地の状況調査では、平成7年4月から環境保全局公害対策部環境監視センターとの共同で行った。

参考文献

- (1) 大場 栄次: 井戸水に溶解したテトラクロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験, 横浜市環境科学研究所報, 20, 37-41(1996).
- (2) 大場 栄次: テトラクロエチレンの井戸水に溶解した有機塩素化合物(テトラクロエチレン)の吸着実験, 環境公害研究合同発表会・講演要旨集(神奈川県環境・公害研究機関協議会), 20, 27-30(1996).
- (3) 東洋紡績株式会社: KF装置技術資料, Kフィルター-溶剤回収装置の特徴と実際例.
- (4) 石崎 信男: 活性炭素繊維の特性と応用, 科学と工業, 59(5), 171-178(1985).
- (5) 大場 栄次, 悪七 由美子: 水中に溶解したテトラクロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験, 横浜市環境科学研究所報, 18, 87-90(1994).
- (6) 大場 栄次: 水中に溶解したテトラクロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験(II), 横浜市環境科学研究所報, 19, 127-131(1995).
- (7) 大場 栄次, 二宮 勝幸, 酒井 学, 若林 信夫, 悪七 由美子: 穿孔採水による低沸点有機塩素化合物の地下水調査方法, 横浜市環境科学研究所報, 16, 99-104(1992).
- (8) 大場 栄次, 若林 信夫, 成田 政義: エソノ付オガ-の開発, 横浜市環境科学研究所報, 17, 163-165(1993).
- (9) 大場 栄次, 二宮 勝幸, 酒井 学, 若林 信夫, 悪七 由美子: 横浜市における低沸点有機塩素化合物の地下水調査, 横浜市環境科学研究所報, 16, 87-97(1992).
- (10) 山本 莊毅: 地下水探査法, (改訂増補)株式会社地球社.
- (11) 村岡 浩爾: 地下水-その現状を探る, 公害と対策, 23(10) 920-926(1987).
- (12) 中杉 修身: 地下水への汚染物質侵入の機序, 公害と対策, 23(10) 941-946(1987).
- (13) 有機塩素系溶剤による地下水汚染について: (社)日本水質汚濁研究会-関東支部, (社)日本水質汚濁研究会関東支部講演会講演要旨集(1991).
- (14) 常盤 寛: テトラクロエチレンの分解細菌, 水, 495, 24-27(1993).
- (15) 有機塩素系溶剤の対策技術: 排水処理技術講演集, 横浜市環境保全局(1993-9).
- (16) 先崎 哲夫: 有機塩素化合物汚染地下水の処理, 資源環境対策, 1417-1422, Vol.30 No.15(1994).
- (17) 平田 健正: 土壌地下水汚染の浄化技術の現状と課題, 水環境学会誌, 86-90, Vol.17 No.2(1994).
- (18) 石崎 信也: 熊本市における地下水汚染とその対策について, 水環境学会誌, 91-95, Vol.17 No.2(1994).
- (19) 岡村 和雄, 吉田 克彦, 平野 浩二, 井口 潔, 伊藤 公紀, 村林 眞行: 曝気法と気相光反応の組合せによる水中テトラクロエチレンの分解処理, 水環境学会誌, 270-275, Vol.17 No.2(1994).
- (20) 徳永 隆司, 永淵 義孝, 田上 四郎, 世良 暢之, 北森 成治: テトラクロエチレン分解菌の分離と諸特性, 水環境学会誌, 679-685, Vol.17 No.2(1994).
- (21) 大場栄次: 有機塩素化合物で汚染された井戸水の吸着浄化, 水環境学会誌, 77-80, Vol.120 No.2(1997).
- (22) 大場栄次: 有機塩素化合物で汚染された井戸水の浄化実験, 月刊誌「水」, 25-34, 548(1997).
- (23) 大場栄次: 有機塩素化合物で汚染された井戸水の吸着浄化実験, 横浜市環境科学研究所報, 21, 75-79(1997).

揮発性有機塩素化合物による地下水汚染 (第7報)

— 地下水における汚染物質の動態 —

二宮勝幸*、悪七由美子**、島村雅英**

要 旨

1996年7月に市内の48井戸を対象にして井戸水中の揮発性有機塩素化合物の調査を行った。テトラクロロエチレンはトリクロロエチレンを経てジクロロエチレン類に分解するが、さらに微量ながら塩化ビニルまで分解している場合も認められた。この分解経路に由来するジクロロエチレン類は一定の生成比を示しており、シス体：トランス体：1,1体=10,000：50：4であった。1,1,1-トリクロロエタンは1,1-ジクロロエチレンおよび1,1-ジクロロエタンに分解するが、それらがさらに塩化ビニルやクロロエタンのモノクロロ化合物に分解する反応は起こりにくいと考えられた。フロン化合物の1,1,2-トリクロロ-1,2,2-トリフルオロエタンおよび1,2-ジクロロ-1,2,2-トリフルオロエタンが検出され、後者は前者の分解生成物質であると推察された。

これらの調査結果と1988年8月に行った調査結果の平均濃度を比較したところ、この9年間ですべての揮発性有機塩素化合物の平均濃度は減少傾向を示した。その一方で、相対的に汚染原因物質は減少し分解生成物質は増加してきていることから、地下水中で分解反応が進んでいるものと考えられた。

1. はじめに

環境庁が毎年全国レベルで実施している地下水質測定結果によると、有害物質のなかでもトリクロロエチレン等の揮発性有機塩素化合物(VCHs)は基準超過率が高く、また、その状況の改善ははかばかしくない¹⁾。こうしたなかで、1997年4月に水質汚濁防止法が改正され、汚染された地下水について人の健康の保護のために必要があるときは、「都道府県知事は、汚染原因者に対して地下水の水質浄化のため措置をとることを命じることができる」こととなった。そして、浄化のための技術も環境庁が実証調査として取り組んでおり²⁾、今まであまり進んでいなかった汚染地下水の浄化対策が具体的に実施されつつある。

浄化対策を行う上でまず必要なことは、地中に存在する汚染源の確定や汚染物質の拡がり程度など汚染の状況を十分に把握しておくことである。また、地下水中では汚染原因物質が分解してより有害な物質に変化する場合もあることから、それら分解生成物質の動態などについて調べておくことも重要である。一般に、地下水汚染は数百メートル四方程度の狭い範囲の場合が多く、個々の汚染地域についての評価が求められるが、様々な汚染地域を含めて総合的に汚染状況を評価しておくことも個々の汚染地下水の浄化対策を講ずる上で役立つ情報が得られると考えられる。著者らは、既に1988年8月に市内の井戸を対象にして調査を行い、汚染原因物質と分解生成物質との関係などについて明らかにしてきた^{3, 4, 5)}。

一方、近年の分析機器や分析技術の進歩は著しく、従来分析不可能であった物質が分析可能になり、検出感度も向上してきている。また、分解実験や現場調査の報告などから、揮発性有機塩素化合物の分解経路や分解機構などについて多くの知見が集積されてきている^{6, 7, 8, 9, 10, 11)}。

そこで、本報告では、まず、1996年7月に市内48カ所の井戸を対

象として、主要な汚染原因物質と考えられるテトラクロロエチレン、トリクロロエチレンおよび1,1,1-トリクロロエタンとそれらの分解生成物質などについて調査し、分解経路などの知見を参考にして地下水での汚染物質の動態を検討した。次に、今回の調査結果を1988年8月に行った調査結果と比較した。

2. 方法

2-1 調査方法

市内48カ所の井戸水を1996年7月に採取・分析した。なお、井戸の不使用や埋め立てなどの理由により、前回(1988年8月)の調査井戸のなかには、今回採水が困難あるいは不可能な井戸があったため、前回と今回の調査井戸が一致しているのは33カ所となった。

2-2 分解経路および分析項目の選定

図-1にテトラクロロエチレン、図-2に1,1,1-トリクロロエタンの分解経路を示す。トリクロロエチレンは汚染原因物質であると同時にテトラクロロエチレンの分解中間物質なので、図-1のトリクロロエチレン以降の分解経路をとることになる。なお、トリクロロエチレンは好気条件下でも分解すると報告されているが、その分解生成物質は図-1の分解生成物質とは異なり、次節で示す分析方法で一括して測定できないので、今回の分析対象から除外した。同様に、図-2における酢酸も除外した。一方、今回の調査では、複数の井戸から2種類のフロン化合物(FREONs)が検出された。1,1,2-トリクロロ-1,2,2-トリフルオロエタンと1,2-ジクロロ-1,2,2-トリフルオロエタンであり、前者は工業的に製造されているが、後者は工業製品ではなく、その起源は不明である。そこで、図-1および図-2の分解経路にあらわれる9種類のVCHsと上記の2種類のFREONsを合わせた次の計11項目の揮発性有機化合物(VOCs)を分析対象とした；

Groundwater contamination with volatile chlorinated hydrocarbons (VII) — Past and present status of contamination in groundwater —

* Katsuyuki Ninomiya 横浜市環境科学研究所水質部門

** Yumiko Akushichi, Masahide Shimamura 横浜市環境保全局水質地盤課

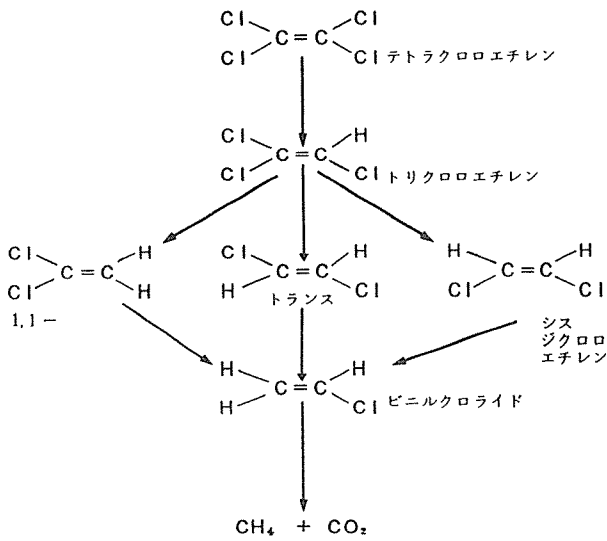


図-1 テトラクロロエチレンの熱分解経路

テトラクロロエチレン(PCE)、トリクロロエチレン(TCE)、1,1,1-トリクロロエタン(TCA)、シス-1,2-ジクロロエチレン(cis-DCE)、トランス-1,2-ジクロロエチレン(trans-DCE)、1,1-ジクロロエチレン(1,1-DCE)、1,1-ジクロロエタン(1,1-DCA)、塩化ビニル(VC)、クロロエタン(CA)、1,1,2-トリクロロ-1,2,2-トリフルオロエタン(F113)、1,2-ジクロロ-1,2,2-トリフルオロエタン(F123a)

標準は、1,1-DCA、VC、CA、F113およびF123aについてはスペルコ製の標準メタノール液を、その他のVCHsについては和光純薬製の混合標準メタノール液を用い、和光純薬製のトリハロメタン測定用メタノールで適宜希釈して作成した。

2-3 分析方法

ページトラップ-GC/MS法により測定した。試料量は5ml、GC/MSはスキャン法で測定し、マスプロマト法で定量した。

【ページトラップ条件】

吸着剤：VOCARB 3000

分析条件：ページ時間8min、クライオ温度-120°C

機種：Tekmar2000

【ガスクロマトグラフ条件】

カラム：AQUATIC、60m×0.25mmI.D.、膜厚1μm

温度条件：90°C(1min)-10°C/min-190°C(10min)

キャリアーガス：He、2ml/min

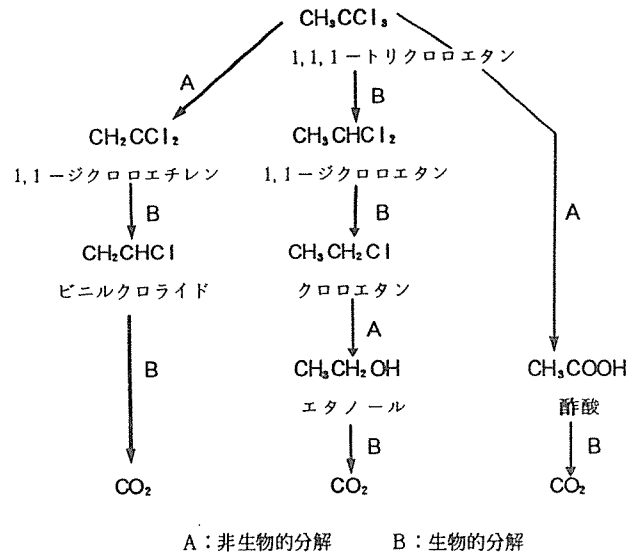
機種：HP5890

【マススペクトロメーター部】

イオン化エネルギー：70eV

イオン化電流：100μA

定量イオンm/z：PCE=166、TCE=130、TCA=97、



A：非生物的分解 B：生物的分解

図-2 1,1,1-トリクロロエタンの熱分解経路

cis-DCE、trans-DCE、1,1-DCE=61、
 1,1-DCA=63、VC=62、CA=64、
 F113=101、F123a=117

機種：VG MD800

3. 結果と考察

3-1 検出状況

2-2節に挙げた11項目のVOCsを分析した結果、CAを除く10項目が検出された。表-1にそれらの最大濃度、最小濃度、平均濃度および検出率(分析検体数48に対する検出検体数の百分率)を、図-3に濃度範囲別の頻度分布を示す。

表-1から、平均濃度の大きい項目はPCE、TCEおよびcis-DCEであり、いずれも20μg/l以上を示し、検出率も高かった。次いで、TCAとF113が1~2μg/lの濃度範囲にあった。F113については、大部分の井戸の濃度が3μg/l以下であったのに対し1カ所だけが最大濃度の52.5μg/lを示したことから、そのデータが平均濃度を大きく押し上げたためである。そのデータを除いたF113の平均濃度は0.1μg/lとなった。F123aについても同様なことが言える。cis-DCEを除く3種類のジクロロ化合物の平均濃度はcis-DCEに比べて2桁ほど低く、0.1~0.3μg/lの狭い範囲にあった。しかし、trans-DCEと1,1-DCEの検出率は40%前後の値を示したのに、1,1-DCAの検出率はそれらより20%程度低い23%であった。VCは平均濃度、検出率とも最も低かった。

次に、濃度範囲別の頻度分布(図-3)について検討した。いずれも項目も定量下限値に近い濃度範囲で頻度が高く、高濃度域では頻度がほぼ一様な分布を示した。PCEの頻度分布パターンはTCE、cis-DCEおよびVCのそれと比較的類似していたが、trans-DCEと1,1-DCEとはやや異なる分布を示した。TCAの頻度分

表1 VOCsの最大濃度、最小濃度、平均濃度(μg/l)および検出率(%)

項目	PCE	TCE	c-DCE	t-DCE	11-DCE	VC	TCA	11-DCA	F113	F123a
最大濃度	541	375	468	2.14	2.43	0.17	27.3	1.82	52.5	16.2
最小濃度	<0.05	<0.05	<0.05	<0.02	<0.02	<0.02	<0.05	<0.02	<0.02	<0.02
平均濃度	58.1	24.2	26.0	0.14	0.24	0.01	1.7	0.12	1.19	0.44
検出率	98	79	69	46	38	15	38	23	23	23

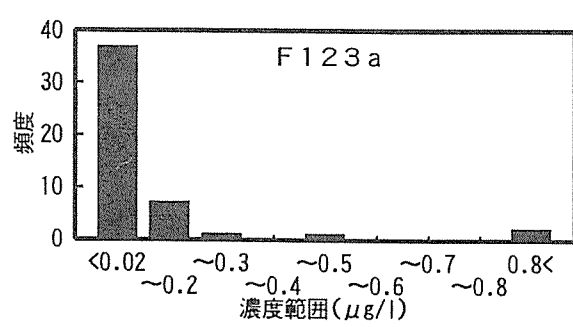
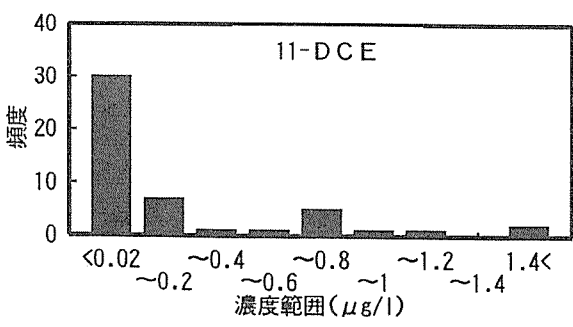
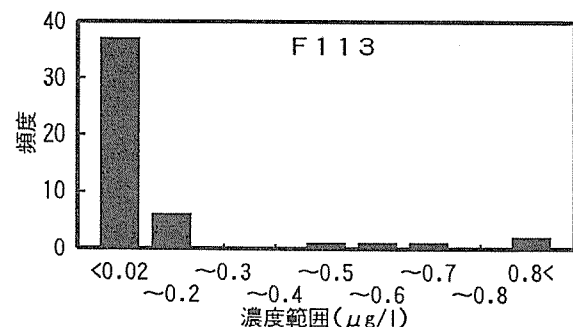
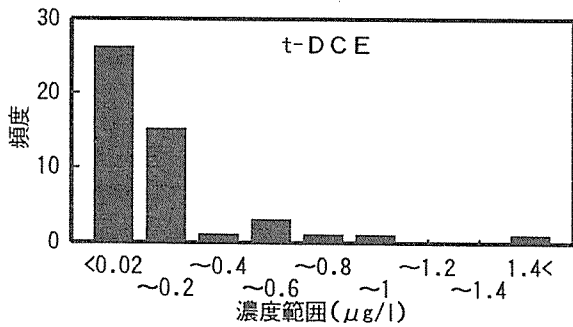
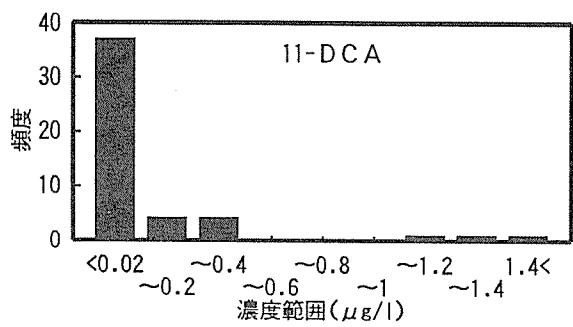
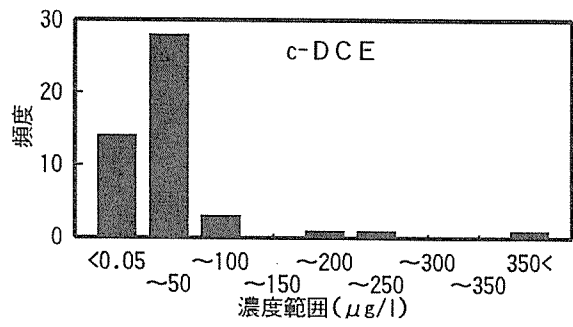
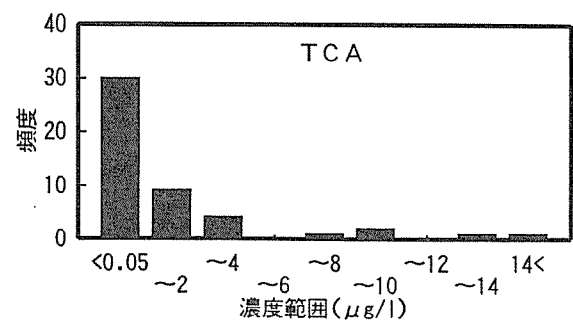
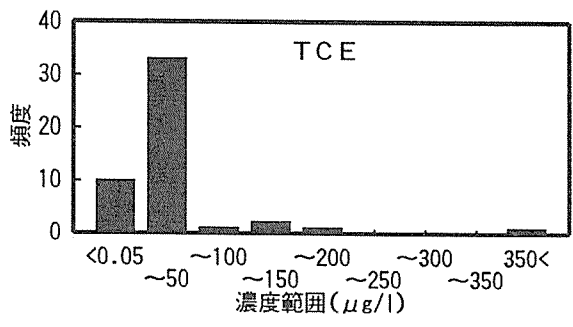
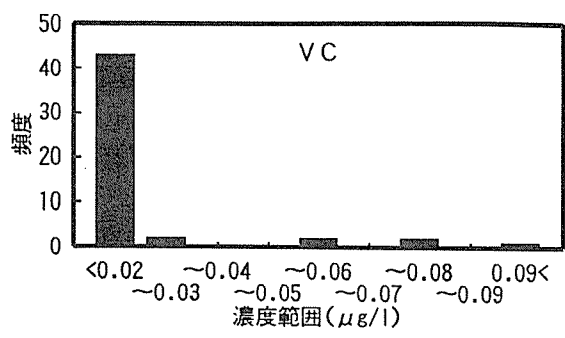
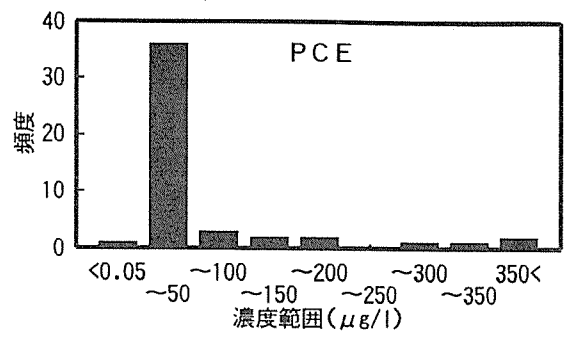


図-3 濃度範囲別の頻度分布

布と1,1-DCEおよび1,1-DCAのそれとは明確な関連を認められなかった。一方、F113とF123aについては、頻度分布パターンおよび濃度範囲とも類似していた。

3-2 同時に検出される物質の組合せ

VOCsによる地下水汚染では、同一の井戸で複数の汚染物質が検出される場合が多い。この理由として、単独物質によって汚染された後でその分解生成物質が生じた場合などが考えられる。ここでは、同時に検出される物質の組合せ(表-2)から、汚染原因物質とそれらの分解生成物質との関連性について検討した。

最初に、PCEの分解経路について検討した(図-1)。PCE、TCE、cis-DCE、trans-DCE、およびVCの5物質はそれぞれの検出検体のほとんどが相互に同時に検出され、1,1-DCEも比較的多くがそれら5物質と同時に検出された。このように、地下水中でもPCEやTCEからDCEsやVCに変換している可能性が高い。平均濃度(表-1)も併せて考えると、DCEsのなかでcis-DCEが主要な分解生成物質であり^{12, 13, 14, 16)}、さらにVCまで分解する反応は起こりにくいと考えられる¹⁰⁾。

TCAについては、分解の第一段階として、1,1-DCEあるいは1,1-DCAへ変換する(図-2)。1,1-DCEの検出検体数18のうち11検体がTCAと同時に検出され、1,1-DCAの検出検体数11のうち10検体がTCAと同時に検出された。また、1,1-DCEと1,1-DCAは同時に10検体が検出された。このように、これら3物質が同時に検出される割合が大きいことから、1,1-DCEと1,1-DCAはTCAの子物質である可能性が高い^{12, 13, 14)}。

TCA分解の第二段階において、1,1-DCAはCAへ、1,1-DCEはVCへ変換する(図-2)。前者の場合については、今回の調査結果でCAは検出されていないことから、地下水中には1,1-DCE

AからCAへの変換が起こりにくい^{6, 7)}、あるいはCAが生成されたとしても速やかに分解してしまうものと推察される。後者のVCについては、表-2から、その検出検体数7のうち、PCEやTCEなどは7検体とも同時に検出され、また、1,1-DCEとも6検体が同時に検出されているが、TCAと同時に検出されたのは1検体だけであった。PCEの分解経路はすべて生物的分解で行われているが、TCAからVCへの分解経路においては第一段階と第二段階とで分解様式が異なり、それぞれ非生物的分解と生物的分解であった。したがって、TCAから1,1-DCEへの分解が行われたとしても、それとは異なる分解様式である次段階のVCへの変換は起こりにくいものと推察される。

最後に、2種類のFREONsについて検討した。F113は冷媒などに使用されており、国内で地下水から検出されたという報告^{17, 18, 19)}があるが、F123aの報告例は見あたらない。しかし、カナダのLasageら²⁰⁾やアメリカのLewisら²¹⁾は地下水からF113とF123aを同時に検出し、F123aは嫌氣的条件下でF113の生物分解によって生じたものであると指摘している。表-2において、F113の検出検体数11のうちF123aと8検体が同時に検出されていることから、その可能性は高い。

3-3 VOCs相互の関係

3-1および3-2節での検討結果から、PCEやTCAなどは地下水中でも図-1や図-2の分解経路に沿って変換していくが、各分解生成物質の存在量に違いがみられたり、分解経路の途中で分解が止まってしまうような状況などが認められた。ここでは、それらの物質相互の関係について詳細に調べた。表-3に各物質相互の相関係数を示す。

3-3-1 汚染原因物質

表2 同時に検出される物質の組み合わせ

	PCE	TCE	c-DCE	t-DCE	11-DCE	VC	TCA	11-DCA	F113	F123a
PCE	(47)	38	34	22	17	7	17	10	10	10
TCE		(38)	32	22	16	7	12	10	8	9
c-DCE			(34)	22	15	7	12	9	6	7
t-DCE				(22)	12	7	6	6	4	5
11-DCE					(18)	6	11	10	6	7
VC						(7)	1	2	2	3
TCA							(18)	10	4	4
11-DCA								(11)	4	5
F113									(11)	8
F123a										(11)

表3 相関係数

	PCE	TCE	c-DCE	t-DCE	11-DCE	VC	TCA	11-DCA	F113	F123a
PCE	1.00	-0.01	0.32	0.36	-0.18	0.17	-0.16	-0.16	-0.08	-0.06
TCE		1.00	0.31	0.41	0.44	0.87	0.04	-0.01	-0.06	-0.05
c-DCE			1.00	0.95	-0.05	0.47	-0.12	-0.10	-0.05	0.04
t-DCE				1.00	-0.01	0.60	-0.12	-0.11	-0.06	-0.01
11-DCE					1.00	0.15	0.71	0.33	0.06	0.03
VC						1.00	0.12	0.10	0.05	0.03
TCA							1.00	0.46	0.40	0.37
11-DCA								1.00	0.70	0.69
F113									1.00	0.98
F123a										1.00

主要な汚染原因物質と考えられるPCE、TCEおよびTCA相互の相関係数はいずれもゼロに近い値を示した。しかし、これらは複合汚染を起こしている可能性があり、また、TCEはPCEの分解生成物質でもある。したがって、それらのことが3種類の汚染原因物質相互の関係に反映されているはずである。図-4に汚染原因物質相互の散布図を示す。

まず、PCEとTCAの散布図(図-4(a))をみると、ほとんどのデータはX(PCE)軸上とY(TCA)軸上にあり、第一座標には1個程度しか認められなかった。X軸上のデータはPCEのみが存在しTCAは存在していないこと、Y軸上のデータはその逆であること、そして第一座標のデータは両者の複合汚染であることを意味している。したがって、PCEとTCAによる複合汚染はほとんどなかった。

次に、PCEとTCEの散布図では、第一座標およびY軸上に多くのデータが分布していた。Y軸上のデータについては、TCAとの共存の可能性もあるので後述する。第一座標のデータは、PCEとTCEの複合汚染によるものと、PCE単独汚染とその分解生成物質であるTCEの共存によるものとが考えられる。PCEの分解由来のTCEについては、その分解反応モデルなどを用いることに

よってPCEとTCEとの関係を推察できる^{4, 6)}。ここでは解析の詳細は省くが、第一座標のデータのほとんどはPCEの分解に起因したものであった。したがって、PCEの単独汚染が多かった。

最後に、TCEとTCAの散布図では、データは第一座標にもX-Y軸上にも分布していた。今までの検討結果を併せて考えると、第一座標のほとんどのデータはTCAとTCEの複合汚染であり、Y軸上のほとんどのデータはTCAの単独汚染であった。このようにTCAがPCEに比べてTCEと複合的に汚染している割合が多い理由の一つとして、TCAとTCEは使用業種や使用場所など使用形態が類似していることが考えられる。

3-3-2 TCEとDCEs

表-3において、TCEとDCEsの相関係数は0.31~0.44と比較的高い値を示した。3種類のDCEsはTCEの分解生成物質であることから、散布図(図-5)を用いてそれらの関係を検討した。

TCEとcis-DCEおよびtrans-DCEは互いに類似した分布パターンを示したが、1,1-DCEの場合はそれとはやや異なる分布パターンを示し、Y軸付近にすなわちTCE不検出で1,1-DCE検出のデータが4個存在した。これらの1,1-DCEはTCEではなくTCAの分解由来である可能性が高い。

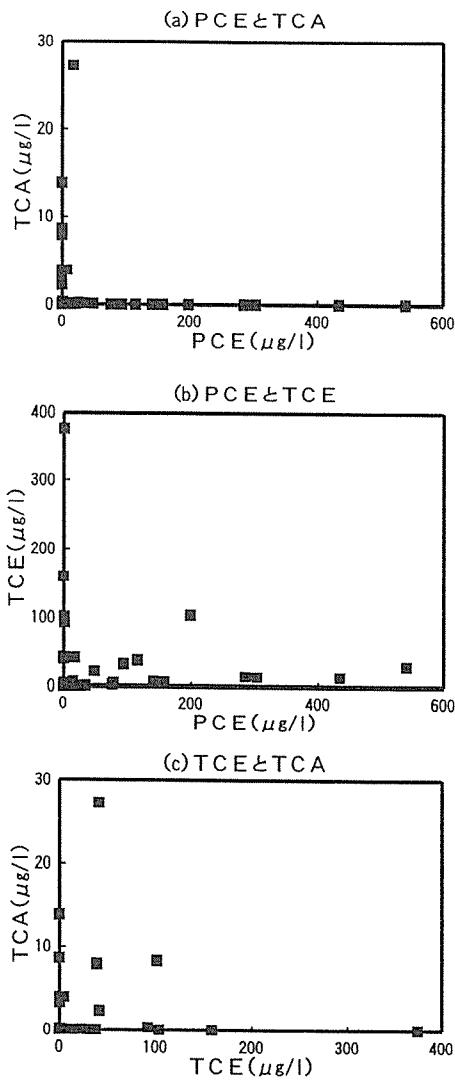


図4 汚染原因物質間の散布図

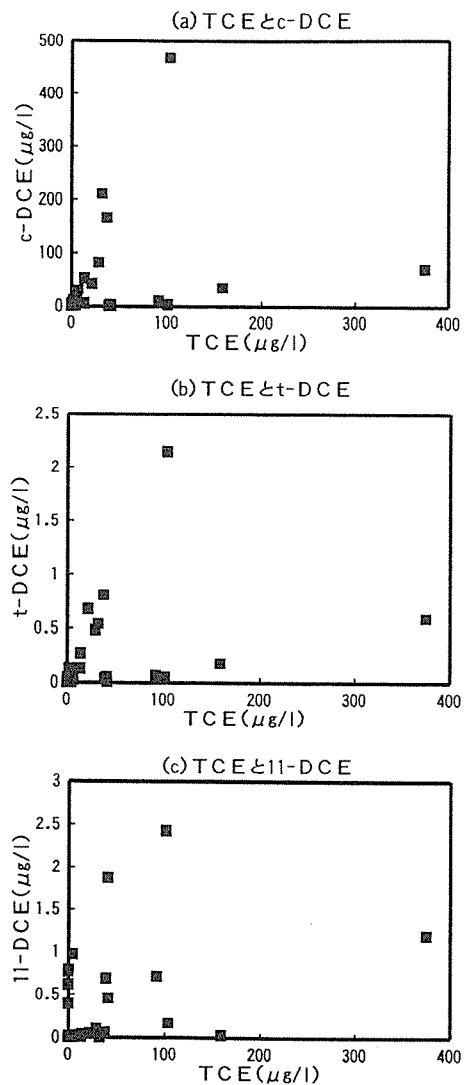


図5 TCEとDCEsの散布図

3-3-3 TCAと1,1-DCEおよび1,1-DCA

表-3から、TCAと1,1-DCEおよび1,1-DCAの相関係数は各々0.71および0.46で、前者の方が後者よりも高い値を示した。TCAと1,1-DCEおよび1,1-DCAの散布図を図-6に示す。

TCAと1,1-DCEの散布図(図6-(a))において、データは第一座標に多く分布し、Y軸近辺にも数個あったが、X軸上には認められなかった。したがって、TCA汚染井戸の多くは1,1-DCEと共存していることがわかった。それに対して、TCAと1,1-DCAの散布図では、データは第一座標のほかY軸やX軸付近にも数個分布しており、また、X軸のデータ数の方がY軸のそれよりも多かつ高濃度であった。このようにTCA汚染井戸は1,1-DCAと共存している場合が多いものの、1,1-DCAが検出されない場合も認められた。TCAから1,1-DCAへの変換は生物分解によることから、それらの井戸ではTCAの分解に適した土壌細菌が存在しない、あるいは、TCAによる汚染が新しく土壌細菌が十分に馴化されていないことなどが考えられる。

3-3-4 DCEs

中杉²⁹⁾は、VCHsの分解には生物が関与しているためDCE異性

体の生成比には一定の傾向がみられ、cis-DCEが最も多く、trans-DCE、1,1-DCEの順に少なくなっていくと指摘している。前回の調査²⁾では、cis-DCE 1000モルに対してtrans-DCEが約5モルの割合で生成されていることが明らかとなり、また、吉川らの川崎市における調査²⁹⁾でもほぼ同様な結果が得られている。

今回の調査においてもcis-DCEとtrans-DCEの相関係数は0.95と最も高い値を示し、それらの散布図(図-7)からも一定の比例関係が認められた。しかし、1,1-DCEとcis-DCEおよびtrans-DCEの相関係数はいずれもゼロに近い値を示した。これは、前述したように、1,1-DCEにはTCEの分解由来だけでなくTCAの分解に由来するものも加わっており、その影響を受けて先の相関係数は小さくなったと推察される。そこで、TCAによる汚染の影響を受けていると考えられるTCAおよび1,1-DCAの検出データを除いたn=28のデータを用いて、DCEs間の相関係数を求めた。その結果、1,1-DCEとcis-DCEおよびtrans-DCEの相関係数は各々0.92および0.94と大きく上昇し、また、1,1-DCEとcis-DCEの相関係数も0.99となった。これらの回帰式の傾きから、DCEsの生成比を求めたところ、

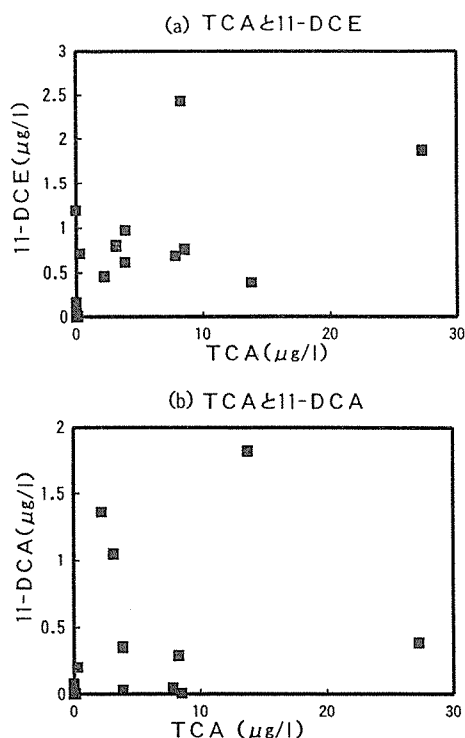


図6 TCAと1,1-DCE, 1,1-DCAの散布図

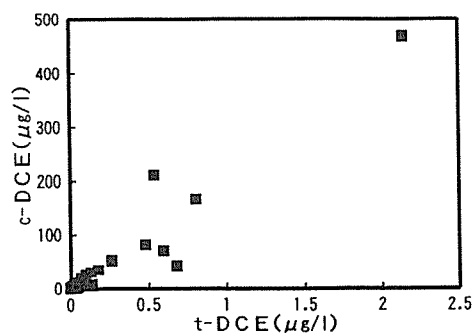


図7 t-DCEとc-DCEの散布図

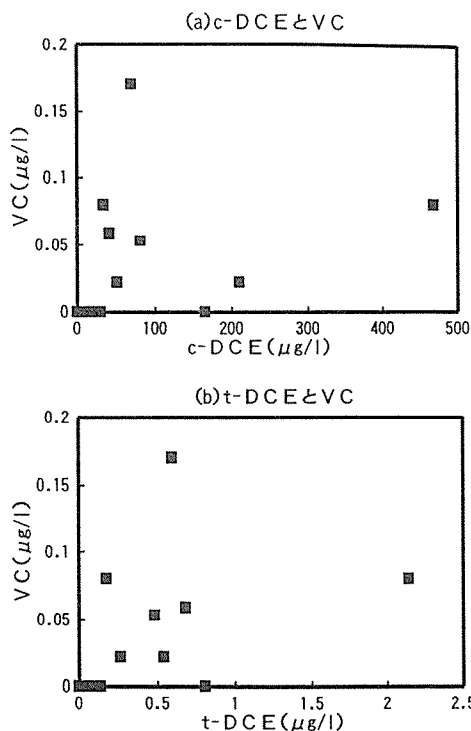


図8 DCEsとVCの散布図

cis-DCE : trans-DCE : 1,1-DCE = 10,000 : 50 : 4
 の割合が得られ、1,1-DCEはcis-DCEに比べて極めて微量しか生成されないことがわかった。

ただし、土壌の性質や分解細菌の種類などの違いによって、DCEsの割合が変化することも考えられるので、それぞれの汚染地域毎に生成比を求める必要がある。

3-3-5 DCEsとVC

VCはTCEあるいはTCAからDCEsを経由して生成される(図-1、図-2)。表-3において、VCと最も相関係数の大きい項目は相関係数が0.87のTCEであり、次いで0.60のtrans-DCE、0.47のcis-DCEの順であった。しかし、1,1-DCEおよびTCAとの相関係数はそれぞれ0.15および0.12と低い値を示した。ここでは、VCとその親物質であるDCEsとの関係について調べた(図-8)。

VCとcis-DCEおよびtrans-DCEの分布は互いに類似したパターンを示したが、1,1-DCEの分布はそれらとは異なるパターンを示した。1,1-DCEの場合は、第一座標のほとんどのデータが他のDCEsの場合に比べてY軸付近に偏り、X軸上のデータすなわちVC不検出で1,1-DCE検出のデータが多くあるという特徴を有していた。これらX軸上のデータは、VCと1,1-DCEの相関係数を低下させる原因となっており、VCの生成に関与していない。VCがTCE、cis-DCEおよびtrans-DCEと比較的高い相関を示したのに対して、TCAおよび1,1-DCEとの相関は小さかったことを考慮すると、今回の調査で検出されたVCの多くはTCAではなくPCEの分解経路に由来したものである可能性が大きい。

3-3-6 FREONS

図-9に、FREONSの散布図を示す。ただし、3-3-1で述べたように、2種類のFREONSともかなり高濃度なデータが1個あったので、それを除いた散布図を示してある。

データの多くは第一座標にあり、そのほかXY軸上に比較的高濃度なデータが各々1個ずつあった。F123aがF113の分解生成物質とすると、Y軸上のデータはF113が未分解のまま存在したもので、X軸上のデータは逆にF113がほとんど分解したものと解釈される。また、第一座標のデータはF113からF123aへの分解途中のものと考えられ、分解は比較的進んでいるようである。一方、F113やF123aは他のフレオン化合物へ分解するとの指摘があることから²⁰⁾、今後はそれらも含めた検討が必要である。

3-4 過去の調査結果との比較

今回(1996年7月)の調査結果と前回(1988年8月)の調査結果を用い、汚染物質の平均濃度の推移について検討した。検討対象項目

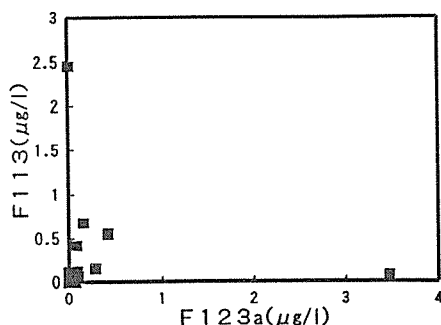


図9 F123aとF113の散布図

は、前回と今回の調査で一致している7項目である。ただし、前回と今回の調査で一致している33井戸のうち、2カ所の井戸はTCEおよびTCAによってかなり高濃度に汚染されており、そのような高濃度データを採用すると平均濃度に大きな偏りを生じさせるので、その2つを除いた31のデータを検討対象とした。また、前回と今回の定量下限値は異なるので、その違いの影響が平均濃度にあらわれることを避けるため、平均値の算出には同一の定量下限値(0.5μg/l)を用いた。表-4に、前回と今回の平均濃度、PCE濃度を100とした場合における各項目の相対濃度比(PCE比)、そしてTCA濃度を100とした場合における1,1-DCEの相対濃度比(TCA比)を示す。

まず、前回と今回の平均濃度を比較すると、すべての項目で今回の方が前回よりも低くなった。PCE、TCE、1,1-DCEおよびTCAについては濃度が一桁低くなったが、cis-DCEとtrans-DCEについては桁違いの濃度の低下は認められなかった。3つの汚染原因物質が比較的大きな濃度低下を示した理由として、法規制により新たな汚染が減少したこと、地下水中で希釈や拡散が進んだこと、さらに浄化対策の行われた一部の地域でその効果が表れたことなどが考えられる。

次に、PCE比を用いて前回と今回の調査結果を比較した。TCE、cis-DCEおよびtrans-DCEのPCE比は前回よりも今回の方が大きかったが、1,1-DCEとTCAについては逆に今回の方が小さかった。前の3物質のPCE比の上昇は、PCEに対する3物質の平均濃度の割合が上昇してきていることを意味している。これら3物質はPCEの分解生成物質であることから、PCEは分解・減少し、相対的にTCE等の分解生成物質は増加してきていると推察される。しかし、PCEに対するTCAおよび1,1-DCEの平均濃度の割合が低下してきている原因はわからなかった。

一方、1,1-DCEはTCAの分解生成物質でもあることから、前回と今回における1,1-DCEのTCA比を比較してみた。TCA比は、PCE比の場合とは異なり、前回よりも今回の方が1,1-DCEのTCA比は大きくなった。TCAは地下水中で分解・減少するとともに、その分解生成物質である1,1-DCEは相対的に増加してきていると推察される。

4. まとめ

市内の48カ所の井戸水を対象にして、VOCs11物質の汚染状況を調査した結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) PCEはTCEを経てDCEsに分解し、さらに、微量ながらVCまで分解する場合もあった。DCEsは一定の生成比を示し、

表4 1988年と1996年の測定結果の比較表 (n=31)

	年	PCE	TCE	c-DCE	t-DCE	11-DCE	TCA
平均濃度 (μg/l)	1988	290	100	58	0.17	1.30	27.0
	1996	58	33	37	0.14	0.19	1.4
PCE比 (%)	1988	100	34	20	0.06	0.44	9.3
	1996	100	57	64	0.24	0.33	2.4
TCA比 (%)	1988					4.8	100
	1996					14.0	100

注) PCE比,TCA比はPCE,TCAの濃度を100とした場合における各物質濃度の比

- cis-DCE : trans-DCE : 1,1-DCE = 10,000 : 50 : 4 の割合であった。
- 2) TCAは1,1-DCEや1,1-DCAに分解するが、それらジクロロ化合物がさらにVCやCAまで分解する反応は起こりにくいと考えられた。
 - 3) 今回の調査ではF113とF123aも検出された。後者は前者の分解生成物質であると推察された。
 - 4) 単独汚染は汚染原因物質がPCEの場合が最も多く、複合汚染はTCAとTCEによる場合が多かった。
 - 5) 今回の調査結果と9年前の調査結果とを比較したところ、検討した全項目の平均濃度は前回に比べ今回の方が1桁程度低下したが、汚染原因物質から分解生成物質への変換も進んでいた。

文献

- 1) 中島宣雅：平成6年度地下水質測定結果について、用水と廃水、**38**, 390-393(1996)。
- 2) 中杉修身、平田健正：土壌・地下水汚染技術の実証調査、第5回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究会講演集、141-144(1997)。
- 3) 二宮勝幸、大場栄次、酒井学、山口敬義：揮発性有機塩素化合物による地下水汚染(第1報)、横浜市公害研究所報、**15**、143-149(1991)。
- 4) 二宮勝幸、大場栄次、酒井学、悪七由美子、若林信夫：揮発性有機塩素化合物による地下水汚染(第5報)、横浜市環境科学研究所報、**18**、91-94(1994)。
- 5) 二宮勝幸、酒井学、柏木宣久：テトラクロロエチレンの分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法、水環境学会誌、**15**、822-827(1992)。
- 6) T.M.Vogel and P.L.McCarty: Abiotic and Biotic Transformation of 1,1,1-trichloroethane under Metagenic Conditions, *Environ. Sci. Technol.*, **21**, 1208-1213(1987)。
- 7) G.M.Klecka, S.J.Gonsior, and D.A.Markham: Biological Transformations of 1,1,1-Trichloroethane in Subsurface Soils and Groundwater, *Environ. Toxicol. Chem.*, **9**, 1437-1451(1990)。
- 8) Leschber R., Mergler-Voelkl R., and Nerger M.: Soil and Groundwater Contamination by Low Boiling Chlorinated Hydrocarbons in Berlin, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, **39**, 159-164(1990)。
- 9) 矢木修身：微生物による揮発性有機塩素化合物の嫌気分解、地下水汚染・土壌汚染の現況と浄化対策、工業技術会、264-273(1993)。
- 10) 内山裕夫：微生物による揮発性有機塩素化合物の好気分解、地下水汚染・土壌汚染の現況と浄化対策、工業技術会、275-288(1993)。
- 11) 浦野紘平、宮本健一：土壌・地下水での有機塩素化合物の反応、用水と廃水、**35**、209-223(1993)。
- 12) 川田邦明、横山ひろみ、尾崎邦雄：新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染、水質汚濁研究、**12**、306-312(1989)。
- 13) 吉岡昌徳、岡田圭司：地下水におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンおよび分解微生物の検出状況、兵庫県公害研究所報、**26**、50-55(1994)。
- 14) 渡辺正子：有機塩素化合物の分解生成物による地下水汚染(その2)、東京都環境科学研究所年報、113-119(1995)。
- 15) 河野謙一、富山典孝、関屋幸一、安藤ゆかり、杉本貴之、迫田勝藤：低沸点有機塩素化合物による地下水汚染の追跡調査(第2報)、宮崎県衛生環境研究所年報、115-120(1995)。
- 16) 吉川サナエ、柴田幸雄、山本順昭：川崎市における地下水中の揮発性有機塩素化合物の調査結果(第4報)、川崎市公害研究所報、**22**、34-38(1996)。
- 17) 鶴川昌弘、宮野啓一、布浦雅子、桐山晴光：水中有機物質の検索に関する研究(第5報)、大阪府立公衆衛生研究所報(公衆衛生編)、**28**、89-100(1990)。
- 18) 伊藤伸一、長谷川一夫、節田節子、内藤昭治：神奈川県における1,1,2-トリクロロ-1,2,2-トリフルオロエタン(フロン113)による地下水汚染、神奈川県衛生研究所報告、**19**、44-46(1989)。
- 19) 矢口久美子、五十嵐剛、鈴木俊也、近藤治美、稲葉美佐子、田村行弘：ページトラップ・GC-M/S法による地下水中揮発性有機塩素化合物の調査、第30回日本水環境学会年会講演集、194p.(1996)。
- 20) S.Lesage, R.E.Jackson, M.W.Priddle, and P.G.Riemann: Occurrence and Fate of Organic Solvent Residues in Anoxic Groundwater at the Gloucester Landfill, Canada, *Environ. Sci. Technol.*, **24**, 559-566(1990)。
- 21) L.Semprini, G.D.Hopkins, P.L.McCarty, and P.V.Roveerts: In-Situ Transformation of Carbon Tetrachloride and Other Halogenated Compounds Resulting from Biostimulation under Anoxic Conditions, *Environ. Sci. Technol.*, **26**, 2454-2461(1992)。
- 22) 中杉修身：地下水汚染の機構をさぐる、生活と環境、**43**、26-32(1989)。
- 23) 吉川サナエ、林久緒、山本順昭、大島道孝、横田覚：川崎市におけるトリクロロエチレン、ジクロロエチレン等の低沸点有機塩素化合物の調査結果、水環境学会誌、**15**、762-767(1992)。

横浜市内の水田排水の農薬調査 (第2報)

初貝留美*, 下村光一郎*
飯塚貞男*, 山口一誠**

要 旨

平成8年度、横浜市内の河川水中の農薬調査を行った結果、ジクロロボス、ダイアジノン、フェニトロチオン、イプロベンフォスが検出され、水田が排出源の一つであると推定できた。そこで平成9年度は水田排水に焦点を絞り、市内の水田を3地点選び水田排水中の農薬の種類及び濃度の変化について調査した。調査した農薬は、環境基準項目及び要監視項目のうちのガスクロマトグラフで分析できる13種類にモリネート、フェンチオンを加えた15種類とした。その結果、検出された農薬は殺虫剤のジクロロボス(DDVP)、ダイアジノン、フェンチオン(MPP)、イソキサチオン、フェニトロチオン、殺菌剤のイプロベンフォス(IBP)除草剤のシマジン(CAT)、モリネートであった。平成8年度の河川水中の農薬調査で検出された農薬は全て検出されており、これらの農薬が水田から排出されていることが分かった。また検出されたほとんどの農薬は6月から7月が最も濃度が高かった。

1. はじめに

農薬による環境汚染が社会問題になって久しい。農薬は、シマジンなど4種類が環境基準項目に指定され、12種類が要監視項目に、また27種類の農薬が水質評価指針にそれぞれ指定されている。横浜市では公共用水域測定計画で環境基準項目の農薬については定期的に測定している¹⁾。

筆者らは、平成8年度に市内29河川水中の環境基準項目及び要監視項目中の13種類の農薬の調査を行った²⁾。その結果、ジクロロボス、ダイアジノン、フェニトロチオン、イプロベンフォスの4種類が検出され、これらの農薬の排出源の一つが水田からの排水であることが推定できた。

そこで平成9年度は、水田排水中の農薬について調査した。水田に使用される農薬は『神奈川県農薬安全指導指針』³⁾

(以下指導指針とする)に各種類明記されているが、分析した農薬は環境基準及び要監視項目のうちガスクロマトグラフで分析できる13種類と今回は、モリネート、フェンチオンを加えた15種類とし、水田排水中の農薬の種類及び濃度についてモニタリング調査をしたので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査期間

調査期間は、平成9年の田植えの始まった5月26日から収穫時期の9月22日までとし、採水は毎週1回とした。

2-2 調査した農薬

表-1に示したようにガスクロマトグラフで分析可能な15種類の農薬を調査した。

2-3 分析方法

分析方法は、環境庁告示の固相抽出-ガスクロマトグラフ法に基づいて行った。ガスクロマトグラフの検出器は、ECD, FPD, NPDの3種類を用いた。

表-1 調査した農薬

($\mu\text{g}/\text{l}$)

農薬名	基準値・指針値	定量限界値
シマジン	3 以下	0.1 以下
チオベンカルブ	20 以下	0.1 以下
イソキサチオン	8 以下	0.1 以下
ダイアジノン	5 以下	0.1 以下
フェニトロチオン	3 以下	0.1 以下
イソプロチオラン	40 以下	0.1 以下
クロロタロニル	40 以下	0.1 以下
プロミザミド	8 以下	0.1 以下
EPN	10 以下	0.1 以下
ジクロロボス	10 以下	0.1 以下
フェノカルブ	20 以下	0.1 以下
イプロベンホス	8 以下	0.1 以下
モリネート	5 以下	0.1 以下
フェンチオン	*	0.1 以下
クロロニトロフェン	*	0.1 以下

※ 基準値, 指針値は定められていない。

The Investigation of the Agricultural Chemicals Used in the Rice Field in Yokohama (II)

*Rumi Hatsugai, *Koichiro Shimomura, *Sadao Iizuka 横浜市環境科学研究所水質部門

**Issei Yamaguchi 横浜市環境保全局水質地盤課

3 結果および考察

3-1 調査地点の概要

市内の水田の面積は、昭和55年度は614haであったが平成7年度では342haと減少してきており、青葉区、緑区、旭区、泉区などにわずかに見られる。その中から、寺家地区、恩田地区、矢指地区の3地区の水田を調査地点として選んだ。

3-1-1 寺家地区

図-1に調査地点を示した。調査地点の寺家地区の水田は、

中央を流れる寺家川から水を引いている。寺家川の源流部は、図-1に示したように5つの池であり、ここから出た水が寺家川となり、水田を通り約1kmで鶴見川に流入する。途中に4つの水門があり、田植えの時期の5月下旬から穂の実る9月中旬まで、この水門を閉じ、水田に水を潤している。水田を通った水は再び寺家川に流入する。稲作の期間は川というより水田専用の水路となっている。従って水田の農業を調査するには理想的な場所と考えられた。5月の下旬に水田に水がはられ田植えが始まり、6月の月上旬に終わっていた。

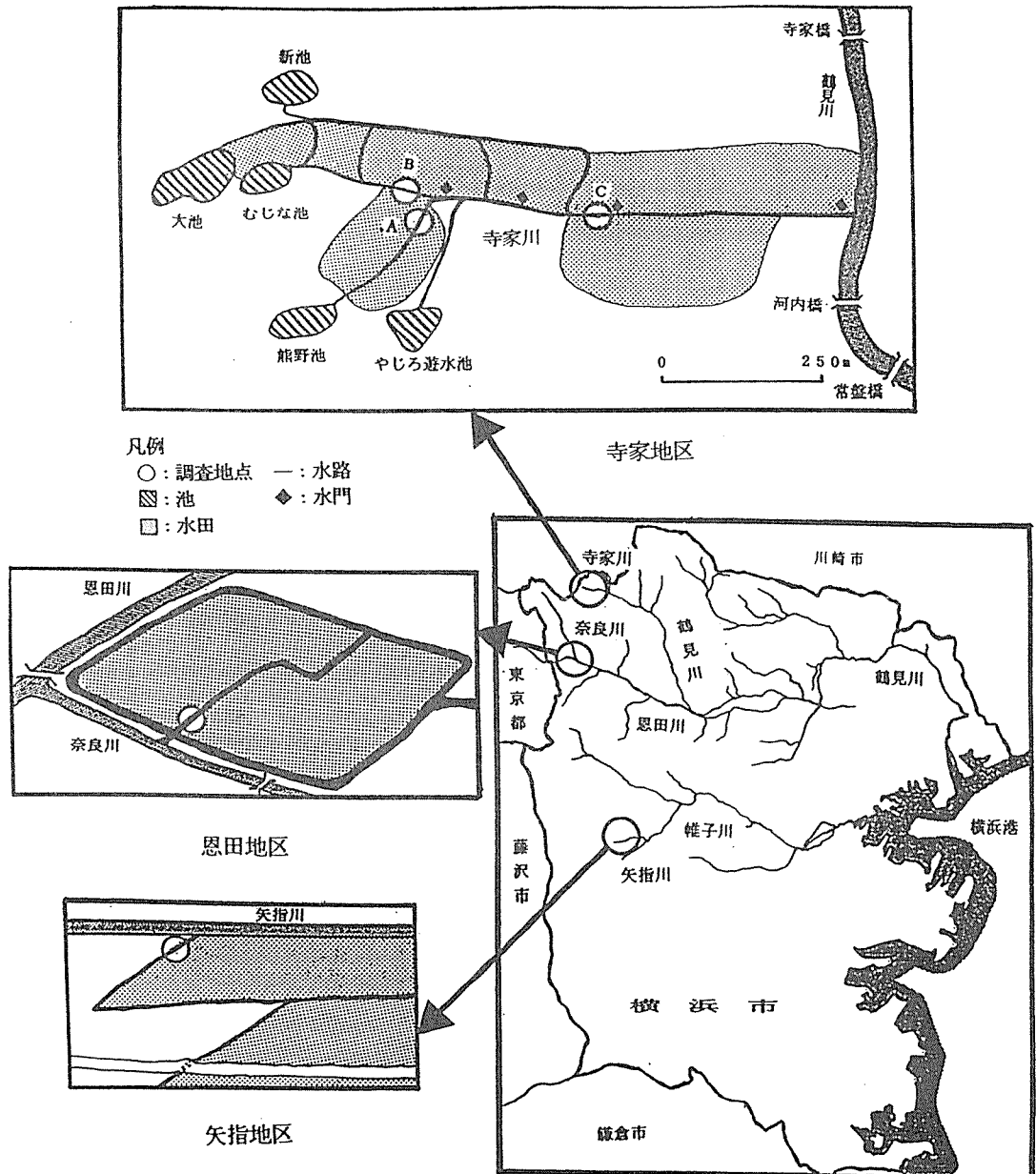


図-1 調査地点

調査地点は図-1に示したように水田排水が流入する3ヶ所を設定した(調査地点A, B, Cとする)。Aは寺家川に流入する水路, B, Cは前回の調査結果から、農薬の検出する確率の高いと予想された水田排水が滞留する寺家川の直前とした。

3-1-2 恩田地区

図-1に調査地点を示した。恩田地区の調査地点は、奈良川と恩田川の合流点にある水田である。水田の水は恩田川から取水し、水田を潤した水は奈良川や恩田川に流入する。5月の下旬から6月の中旬にかけて田植えが行われていた。調査地点は水田の中央を通った用水路が奈良川に流入する地点とした。

3-1-3 矢指地区

図-1に調査地点を示した。矢指地区の調査地点は旭区の北に位置し、矢指川にそった水田である。田植えは寺家、恩田地区と同様に5月の下旬から行われていた。水田の水は、この矢指川源流部の湧水を引き込んで入る。水田排水は矢指川に流入し、下流で帷子川と合流する。調査地点は水田を通った水が矢指川に流入する地点とした。

3-2 検出された農薬の種類と濃度

調査の結果を表-2に示した。検出された農薬は殺虫剤のジクロロボス、ダイアジノン、フェンチオン、イソキサチオン、フェニトロチオン、殺菌剤のイプロベンフォス、除草剤のシマジン、モリネートの合計8種類であった。その他の調査対象とした農薬は検出されなかった。検出されなかったイソプロチオラン、チオベンカルブ等の農薬は指導指針では水田の他に畑や果樹園に多く使用されていた³⁾。また前回の河川水中の農薬調査で検出された農薬は、今回の調査で全て検出された²⁾。

検出頻度の最も高かった農薬はフェンチオンで延べ20回検出されており、次いでモリネートが19回、イプロベンフォスが16回、ジクロロボスが13回、ダイアジノンが12回検出された。また最高濃度はフェンチオンが $8.0 \mu\text{g}/\text{l}$ (寺家B、恩田)、モリネートが $2.9 \mu\text{g}/\text{l}$ (寺家C)、イプロベンフォスが $52 \mu\text{g}/\text{l}$ (寺家B)ジクロロボスが $46 \mu\text{g}/\text{l}$ (寺家A)、ダイアジノンが $12 \mu\text{g}/\text{l}$ (寺家B)であった。これらの農薬は、他都市の報告でも河川水中に高い頻度で検出されていた^{5), 6)}。

検出された農薬の種類が多かった寺家地区の各調査地点のうちB及びCは水門の直前であり、水田から流出してきた排水がそこにせき止められるため予想された通り検出頻度、濃度ともに高く、イプロベンフォス、ジクロロボス、ダイアジノンの最高濃度は、いずれも環境基準値や指針値を超えていた。せき止められた排水は水門からオーバーフローして鶴見川に流入するが、鶴見川と合流した下流部の常盤橋での6月の調査では、いずれの農薬も検出されなかった。

一方、恩田地区と矢指地区で検出された農薬は、恩田地区でフェンチオン、イプロベンフォス、ダイアジノン、イソキサチオンが、矢指地区でイソキサチオン、フェンチオン、シマジンであった。寺家地区では連続して検出されていたのに対し恩田地区および矢指地区では検出が単発的で濃度も寺家地区

に比べて低かった。これは両地区とも水田の排水口が何ヶ所もあり排水が分散していることや、寺家地区のような水門等を設けていないため水田排水の溜水が採水できなかったためと考えられた。そこで検出された農薬の種類、頻度の多かった寺家地区に焦点を当て、ここでのモリネート、フェンチオン、イプロベンフォス、ジクロロボス、ダイアジノンの5種類の農薬の週間濃度変化についてみた。

3-3 寺家地区の農薬の週間濃度変化

寺家地区で検出されたモリネート、フェンチオン、イプロベンフォス、ジクロロボス、ダイアジノンの5種類の週間濃度変化を図-2から図-6に示した。

3-3-1 モリネート

モリネートは苗の移植後散布する有機リン系の除草剤であり対象となる雑草はマツダイ、ホタルイ等で、他都市の河川での検出頻度が高いため今回の調査項目に加えたが、寺家地区でも検出頻度は高かった。図-2に週間濃度変化を示した。5月の下旬に水田に水がはられたので調査は5月26日から行った。6月16日にA, B, C 3調査地点で検出され、以後3地点とも7月14日まで毎週検出された。いずれの地点においても6月から7月に濃度のピークを示し、調査地点Aでは8月4日の調査まで検出された。8月12日以後の調査では各地点とも検出されなかった。

(単位名: $\mu\text{g}/\text{l}$)

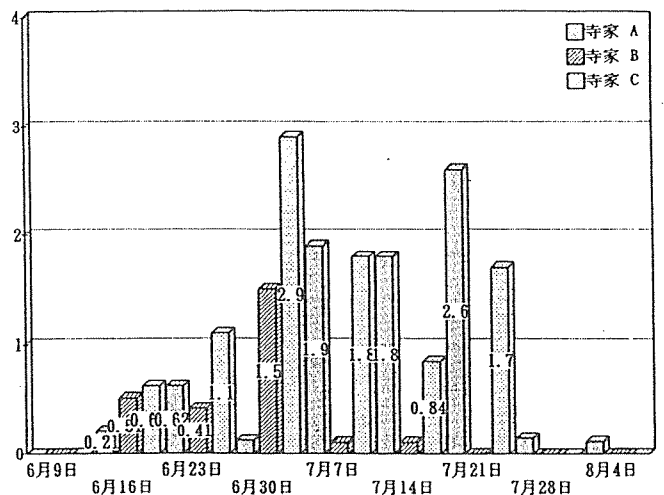


図-2 モリネート

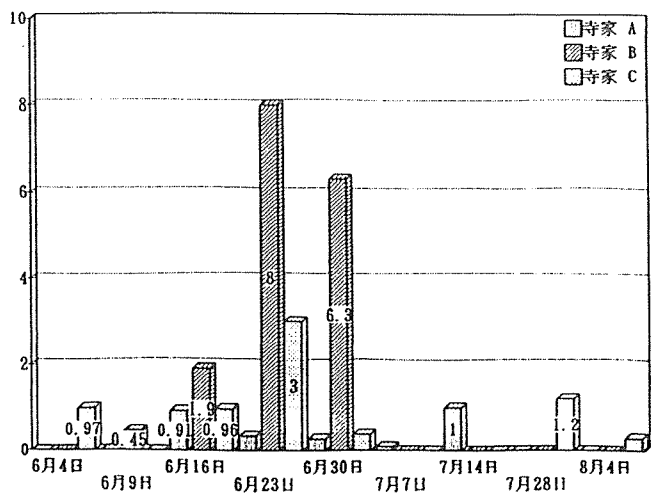


図-3 フェンチオン

表-2 検出された農薬の濃度①

平成9年5月26日 単位(μg/l)

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A	14							
寺家 B	23							
寺家 C	16							
恩田地区								
矢指地区								

平成9年6月4日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A								
寺家 B								
寺家 C			0.97			0.91		
恩田地区			5.1					
矢指地区								

平成9年6月9日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A	35							
寺家 B	15	12	0.45					
寺家 C	31	1.8						
恩田地区		0.11						
矢指地区			2.2	0.26				

平成9年6月16日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A	45		0.91				0.21	
寺家 B	11	12	1.9				0.51	52
寺家 C	28	1.6	0.96				0.62	5.6
恩田地区				0.13				
矢指地区				0.15				

平成9年6月23日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A	46		0.34				0.62	
寺家 B	31	1.5	8.0				0.41	
寺家 C	16	2.1	3.0				1.1	3.9
恩田地区								
矢指地区								

平成9年6月30日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A			0.28				0.12	
寺家 B			6.3				1.5	
寺家 C			0.37				2.9	
恩田地区								
矢指地区								

平成9年7月7日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロ糸	ダイジソ	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマシ	モリネート	イプロベンフォス
寺家 A			0.10				1.9	
寺家 B		1.5					0.10	7.5
寺家 C							1.8	0.35
恩田地区			8.0					
矢指地区								

表-2 検出された農薬の濃度②

平成9年7月14日 単位(μg/l)

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A			1.0				1.8	
寺家 B		0.26					0.10	1.0
寺家 C							0.84	2.0
恩田地区			0.35					
矢指地区								

平成9年7月21日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A							2.6	
寺家 B								0.83
寺家 C							1.7	0.61
恩田地区								
矢指地区								

平成9年7月28日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A							0.14	
寺家 B								0.39
寺家 C			1.2		0.62			7.3
恩田地区								
矢指地区								

平成9年8月4日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A							0.11	
寺家 B								
寺家 C			0.3					0.49
恩田地区								
矢指地区								

平成9年8月12日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A								
寺家 B								
寺家 C								
恩田地区		0.49						1.2
矢指地区								

平成9年8月19日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A								
寺家 B					0.12			0.14
寺家 C								
恩田地区		0.15	0.16					0.67
矢指地区								

平成9年8月26日

調査地点	殺虫剤					除草剤		殺菌剤
	シロロホス	ダイアジノン	フェンチオン	イソキサチオン	フェニトロチオン	シマジン	モネート	イプロベンフロス
寺家 A								
寺家 B								
寺家 C	1.1							
恩田地区		0.11						0.25
矢指地区						0.82		

3-3-2 フェンチオン (MPP)

フェンチオンは有機リン系の殺虫剤で、その水田での用途は蛾、イネツトムシ、イネゾウムシ、カメムシ類の防除に用いられておりモリネートと同様に今回の調査項目に加えた。週間濃度の変化を図-3に示した。6月4日の調査でC地点で検出され、6月16日から6月30日までは3地点とも毎週検出された。6月に濃度がピークとなり8月4日の調査で検出された以後は各地点とも検出されなかった。

3-3-3 イプロベンフォス (IBP)

イプロベンフォスは稲のいもち病の防除のため使用される殺菌剤であり、前回は3回の調査すべて検出されていた。週間濃度変化を図-4に示した。6月16日の調査で、B、C地点で検出され、以後、濃度は低いが、8月19日の調査まで検出された。モリネートやフェンチオンのような顕著な濃度ピークはみられなかったが、検出期間の長い農薬といえた。

3-3-4 ジクロロポス (DDVP)

ジクロロポスは水田では、ウンカ類、ツマグロヨコバイ等の殺虫剤としての効果があるが、指導指針にはジクロロポスは果樹園や畑での使用が多く、水田にはジクロロポスと同様な働きをするトリクロルホン (DEP) が使用されている。このトリクロルホンはジクロロポスと構造が似ており、分析を行ったガスクロマトグラフの条件ではジクロロポスと検出ピークが重なり分離ができず、しかもトリクロルホンは温度、pH等の要因でジクロロポスに変化しやすいとされている。そのため検出されたガスクロマトグラフのピークはトリクロルホンか又はその代謝物の可能性があると考えられるが今回はジクロロポスとした^{7)・8)}。

週間濃度変化を図-5に示した。ジクロロポスは前回の調査では検出されなかったが今回は5月26日の調査で3地点とも検出し、さらに6月9、16、23日の調査では各地点で高濃度で検出され濃度のピークを示した。それ以後は8月26日にC地点で検出されたのみであった。他の農薬と比較して濃度は高かったが検出期間の短い農薬であるといえた。

3-3-5 ダイアジノン

ダイアジノンは水田では、ニカメイチュウ等の病害虫を防除する有機リン系の殺虫剤で、前回の調査では6月と8月に検出されていた。調査地点の週間濃度変化を図-6に示した。ダイアジノンは6月9日の調査で、B、C地点で検出され、6月が濃度のピークであった。以後は頻度、濃度とも減少し7月21日以後の調査では、いずれの調査地点でも検出されなかった。

以上が検出頻度の高かった寺家地区の五つの農薬の週間濃度変化であった。今回の調査は5月の下旬から毎週1回行ったので、前回行った毎月1回の調査では把握できなかった農薬の濃度のピークが明らかとなった。例えば寺家地区では、BとCの中間地点における6月下旬から8月上旬までの3回の前回の調査では、ジクロロポスは検出されなかった。しかし今回の調査結果からジクロロポスは5月から6月にかけて濃度のピークがあり以後ほとんど検出されないことが分かり、前回の結果を裏づけていた。ジクロロポス以外にも寺家地区

(単位名: $\mu\text{g}/\text{l}$)

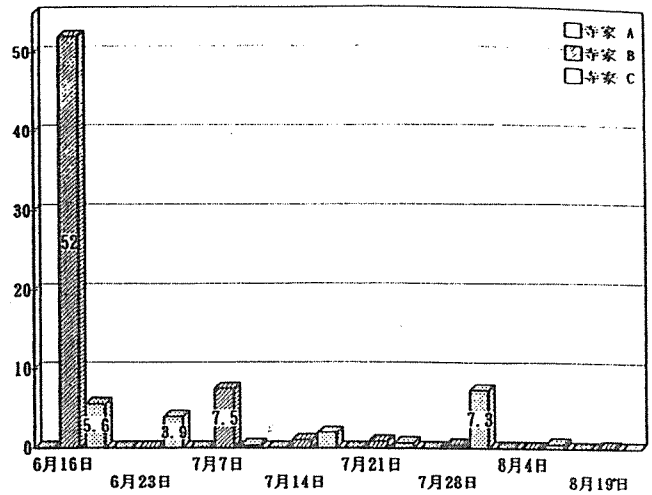


図-4 イプロベンフォス

(単位名: $\mu\text{g}/\text{l}$)

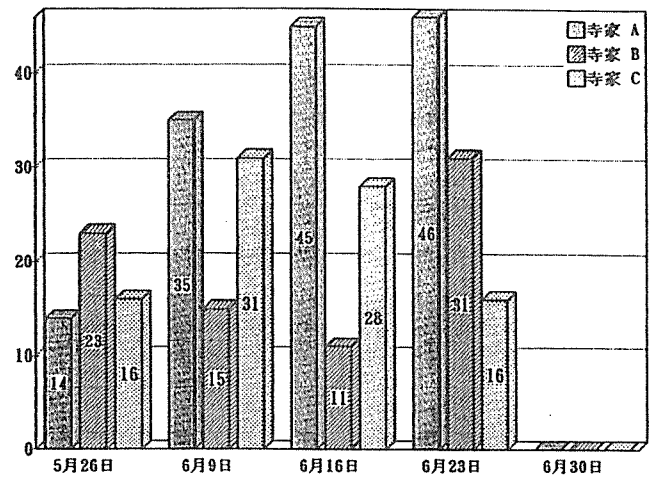


図-5 ジクロロポス

(単位名: $\mu\text{g}/\text{l}$)

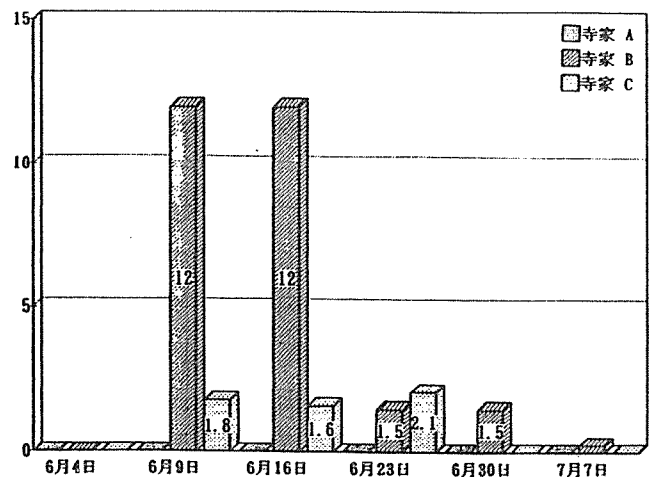


図-6 ダイアジノン

で前回検出したダイアジノンの濃度のピークが6月であることやイプロベンフォスは検出期間が長いことなどが明らかとなった。また農薬が検出されなくなった9月22日の調査では、B地点の上流で農薬に弱いといわれているヌカエビの存在が確認された⁹⁾。

4. まとめ

5月下旬から9月下旬まで、毎週1回、水田排水中の農薬調査を行い、次のことが分かった。

1. 検出された農薬は、ジクロロボス、ダイアジノン、シマジン、フェンチオン、イソキサチオン、フェニトロチオン、モリネート、イプロベンフォスであった。水田がこれらの農薬の排出源の一つであることが確認できた。
2. 検出された農薬のうち殺虫剤のフェンチオン、ダイアジノン、ジクロロボスは5月から6月の初旬に検出され始め、6月に濃度のピークがあったのに対し、除草剤のモリネートは6月中旬から検出され始め、7月が濃度のピークであった。また殺菌剤のイプロベンフォスのはっきりした濃度のピークはみられなかった。

参考文献

- 1) 横浜市環境保全局：横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果，1995
- 2) 初貝留美，下村光一郎，飯塚貞男，若林信夫：横浜市内の河川水中の農薬調査，横浜市環境科学研究所報，21号，123～128，1997
- 3) 神奈川県農政部農業技術課：神奈川県病害虫雑草防除基準，平成9年度版
- 4) 横浜市：横浜市統計書，平成9年度
- 5) 吉澤正：千葉県公共用水域における農薬汚染実態調査，用水と廃水，Vol. 37, No9, 691～699, 1995
- 6) 次田啓二他：福井県内河川における農薬汚染実態調査（第2報），福井県環境科学センタ年報，25, 94～97, 1995
- 7) 日本水道協会，上水試験方法解説，369, 1993
- 8) 伊藤伸一他：固相抽出／GC－MS法を用いたトリクロルホン（DEP）の分析，水道協会雑誌，Vol. 64, No. 4, 9～13, 1995
- 9) 畠山成久他：霞ヶ浦水系河川のヌカエビ生物試験による農薬毒性の季節変動，水質汚濁研究，Vol. 14, No. 7, 1991

横浜市内河川における河床堆積物の性状調査 (第1報)

— 鶴見川水系 —

小市 佳延*, 福嶋 悟*

要 旨

横浜市北部の鶴見川水系において、河床の底質および付着物の性状を夏・冬季に調査した。その結果、底質の粒径割合は、上流部の地点では最も粗い粒径2-1mmが30~70%と高く、一方感潮域や人工水路の地点では粒径0.075mm以下の微細泥粒子が25%と高かった。また、粒径が小さいほど汚濁度が高いというわけではなく、粒径2-1mmに植物の細片が多くみられる底質もあった。底質のILは夏季より冬季の方が高い地点が多く、20%まで高くなる地点もみられた。一方、底質中の有機物への藻類寄与率は冬季より夏季の方が高く、最高で12%であった。有機物分解の進行度の指標であるC/N値は、上流に比較して感潮域で高く、分解の進んだ底質が蓄積したものとされた。

付着物の付着量は感潮域で多く、水中の懸濁物が沈積したものとされた。付着物中の有機物成分への藻類寄与率は夏季に高く、8.6~113%であった。感潮域では約10%と低く、藻類以外の有機物に由来すると思われた。

1. はじめに

都市河川の河床堆積物はその上部を流れる水質中の懸濁物質が沈降・堆積したものや水中の栄養物・栄養塩を摂取して生長した生物群等で構成されている。一方、河床堆積物は降雨などによる増水時には掃流・浮上して水質汚濁源の一つになる。したがって、河床堆積物は、時々刻々変化する水質とは違い、その水域の有機汚濁の履歴を反映したものと考えられる。

また、河床は魚や幼生昆虫を始めとする水生生物の生息場所であり、河床環境がその種類や数量に大きな影響を与えている¹⁾。

筆者らはかつて河床汚濁物質の動態調査結果について報告してきたが²⁻⁹⁾、これらは市内河川の中から特定の場所を選んで調査したものであり、市内全域を網羅したものではなかった。一方、市内河川の水質については県の公共用水域測定計画や市独自の中小河川調査などによって定期的に市内全域のデータが多数得られている。ところが、河床堆積物については調査の数も少なく、データも未整備である。

そこで今回、市内河川の代表的な地点を選び、河床堆積物の性状を調査した。本報では、市内北部の鶴見川水系における河床堆積物の性状を理化学的な面から検討したところ、若干の知見が得られたので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査地点

鶴見川は町田市の丘陵地から横浜市北部を流れ、東京湾へと注ぐ全長42.5km、流域面積70km²の一級河川である。

調査地点である鶴見川水系の20地点を図-1および表-1に示す。

T1~5は鶴見川本流の地点、T6~20は支流の地点である。また、T4から下流は感潮域にあたる。

2-2 調査期日および試料採取法

調査は1995年夏(8月17, 21日)および1996年冬(3月4, 6日)に行った。

各地点における河床堆積物として、底質および付着物を採取した。底質は岸寄りの流速の遅い数ヶ所から表層2cmの底質を採取混合して測定用試料とした。付着物は流心に近いところにある石等の基質を採取し、表面の付着物をブラシで剥ぎ取って試料とした。

2-3 試料調整法および測定項目

現場では、気温、水温、酸化還元電位、水深、流速を測定した。

底質については、湿泥状態で2mm目のふるいを使って木の葉・礫等を除去したのち、遠心分離器にかけてうわ水を捨て、混合した一部をChl. a 用試料とした。残りについては湿泥状態で1mm目のふるいで篩別し、粒径2-1mm試料と粒径1mm以下の試料とに分離した。これを、必要ならば、遠心分離にかけた後、風乾した。粒径1mm以下の試料は乾燥後、乳鉢で砕き、砂と泥との境界である0.075mm目のふるいで篩別し、それぞれ粒径1-0.075mm試料、粒径0.075mm以下試料とした。この1地点につき3種類の乾燥試料について、IL, T-C, T-N, T-Pを測定した。測定方法は、

IL: 600℃, 2時間後の減量

T-C, T-N: 柳本製MT-3型 CHN計

T-P: 硫酸・過酸化水素分解後、アスコルビン酸-モリブデン青法
Chl. a: Strickland and Parsonsの方法⁷⁾

また、微細泥率は粒径0.075mm以下の試料が粒径2mm以下の試料に占める割合とした。

付着物については木の葉・礫・貝等を取り除き、Chl. a は湿状態の試料の一部をメンブランフィルターでろ過し、ろ紙上に捕捉されたものを分析に供した。その他の試料は風乾後粉碎し、IL, T-C, T-N, T-Pを底質と同様の方法で測定した。付着量は乾重量を採取面積で除して求めた。

3. 結果と考察

3-1 底質

3-1-1 粒径割合, 微細泥率

表-1 調査地点

地点	地点名	支川名	河床状態
T 1	学校橋		砂泥
T 2	千代橋		砂礫
T 3	亀の子橋		砂礫、岩盤
T 4	大綱橋		砂礫泥、岩盤
T 5	末吉橋		砂泥
T 6	神前橋	奈良川	砂泥
T 7	真橋	しらとり川	砂礫、三面コンクリート
T 8	恩田大橋	恩田川	砂礫、コンクリートブロック
T 9	新治橋	梅田川	砂泥
T 10	都橋	恩田川	砂礫
T 11	宮前橋	寺家川	砂礫
T 12	黒須田橋	黒須田川	砂礫
T 13	鴨居橋	鴨居川	泥
T 14	半助橋	江川	砂泥
T 15	大竹橋	大熊川	砂礫
T 16	団地入口橋	砂田川	砂礫、三面コンクリート
T 17	又口橋	鳥山川	砂泥
T 18	茅ヶ崎橋	早淵川	砂礫
T 19	峰大橋	早淵川	砂礫
T 20	一本橋	矢上川	泥

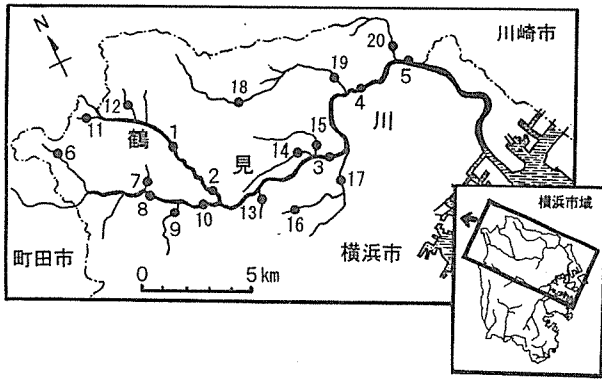


図-1 調査地点図

環境庁の底質調査方法⁹⁾では2mm目のふるいを通したものを底質として用いている。一方、環境庁化学物質調査要領⁹⁾やいくつかの文献¹⁰⁾では粒径1mm以下の底質を用いている。また、粒径の分布は河川状態に依存し、粒子が細かいほど汚濁の度が高い¹¹⁾といわれている。そこで、底質を粒径2-1mm, 1-0.075mm, 0.075mm以下の3種類に分け、それぞれの割合を求めた。その結果を図-2に示す。

夏季はT 6~8, 10~13, 18, 19で粒径2-1mmが30%以上となっており、特にT 10, 13では70%前後の値であるのが認められる。これらは恩田川水系や寺家川等の上流部の地点で、T 7の真橋を除いて河床は砂・礫質である。粒径1-0.075mmの割合が高いのは上記以外の地点が多い。粒径0.075mm以下の割合、すなわち微細泥率が高いのはT 5, 14, 20で、25%前後である。T 5, 20は感潮域、T 14は人工水路にあたる。

冬季は粒径2-1mmの割合はT 10~13, 17, 18で40%前後である。粒径0.075mm以下の割合が高いのはT 1, 6, 10, 14, 20で、40%前後の値である。T 1は本流の堰によってできた滞留域で、流速が遅いため微粒子が堆積しやすい。T 10は湾曲した箇所、礫の間に流れによって運ばれてきた微粒子が捕捉されたものと考えられる。T 14, 20は流れの緩やかな直線路で、夏季の調査でも高かったところである。

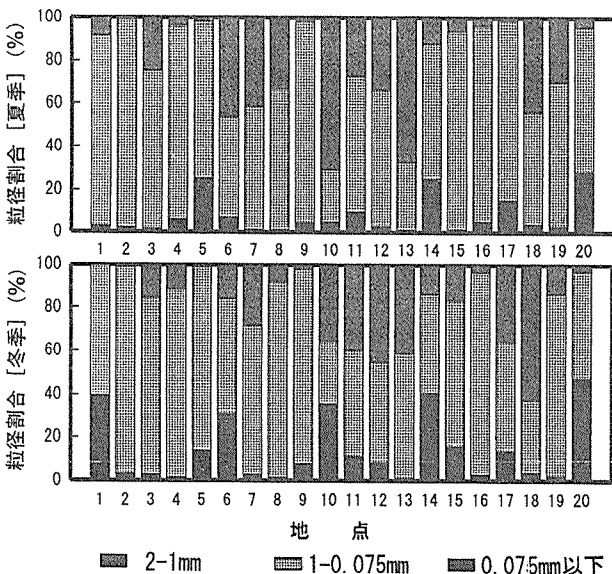


図-2 底質の粒径割合

一般に冬季は夏季より粒径0.075mm以下の微粒子の割合が高くなっているのが認められる。これは冬季の水量減少により流速が低下して微粒子が堆積しやすくなったことや、秋から冬季にかけて生物の再生産活動が衰え、分解・微細化した有機物が目立つようになったためと考えられる。

3-1-2 IL

図-3にILの結果を示す。

夏季の鶴見川本流T 1~5では、T 3が1.1%と最も低く、T 5が4.9%と最も高いのが認められる。支川ではT 14, 20がIL 10%近くあり、全地点中の中でも最も高い値である。これらに次いで高いのがT 17の7.3%である。

冬季はT 3, 8で最も低く、1.1%である。最も高いのはT 20の20.3%で、この値は夏季の2倍である。T 14の9.8%は夏季と同一である。他に5%を越える地点はT 1, 6, 10, 11, 15, 17と夏季にくらべて多くなっているのが認められる。このうちT 17は鳥山川の地点で、平均水質¹²⁾はBOD 17mg/lと高く、また河川の形態も州が随所にみられる流れの複雑な構成となっていて流下物が堆積しやすい環境になっている。一方、T 3, 8の水質の平均BODは15, 18mg/lとほぼ同一の値であるが、これらの地点は川幅のある直線路で、中州などはみられず、流下物の蓄積しやすい河川形態ではない。このことがILの低い底質になっているものと思われる。

3-1-3 T-C, T-N, T-P

T-Cの結果を図-4に示す。T-Cは夏季にT 14, 17, 20でそれぞれ35.6, 23.6, 53.4mg/gと高いのが認められる。冬季になるとこの中でもT 20の値が107mg/gまで上昇している。その他の地点でもT 1, 6, 10~12は夏季より高く、10mg/gを越えているのが認められる。富栄養化の指標であるT-N, T-Pについても同様の傾向がみられる。

3-1-4 C/N値

有機物分解の進行度の指標になると考えられるC/N値¹³⁾を図-5に示す。

夏季の値ではT 8~10で7.1~8.9と低く、有機物分解は初期の段階と考えられる。本流のT 1~5ではT 1~4のC/N値が10前後であるのに対し、T 5では13.3と高く、感潮域で分解の進んだ底質が蓄積していることを推測させる。T 7, 12, 14は16.5, 16.2, 20.7と

高く、かなり分解の進んだ底質と考えられる。

冬季の値は夏季より低い傾向にある。本流のT1~4、恩田川のT8、10等はC/N値6.2~8.3と低く、新しい底質と考えられる。T7は16.7と高く、これは夏季と変わらない。T7はコンクリート3面張りの水路のため、増水時には堆積物は流れやすい。それでも流されずに残った底質は古くからのものと考えられる。T11、18は冬季の方がC/N値が高くなった地点で、15.3前後である。T14は全地点中最もC/N値が高く、18.5である。T14のある江川は下水処理水を流し

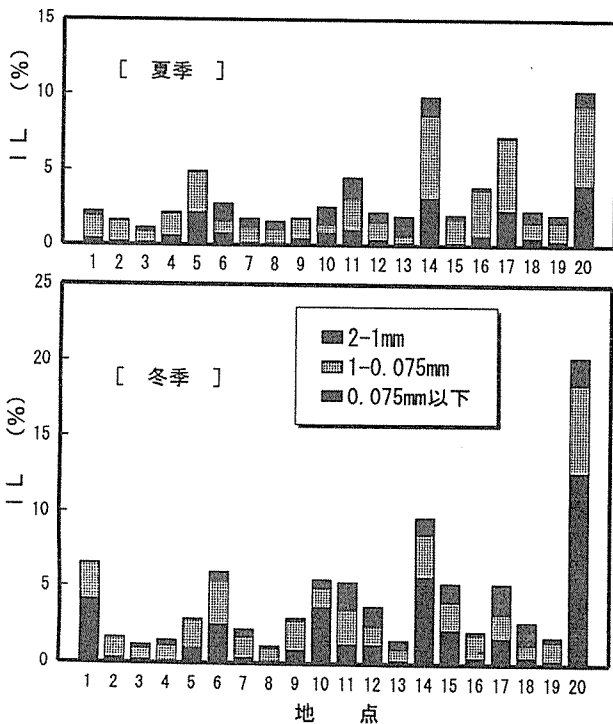


図-3 底質のI/L

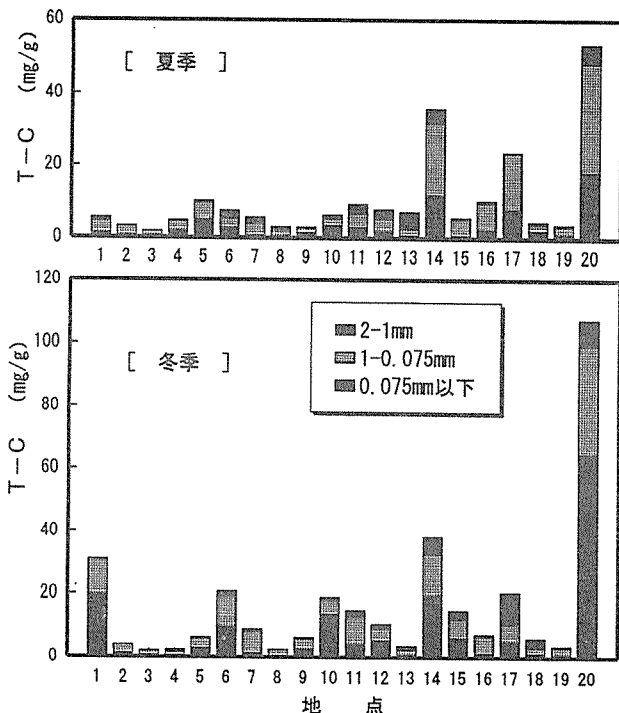


図-4 底質のT-C

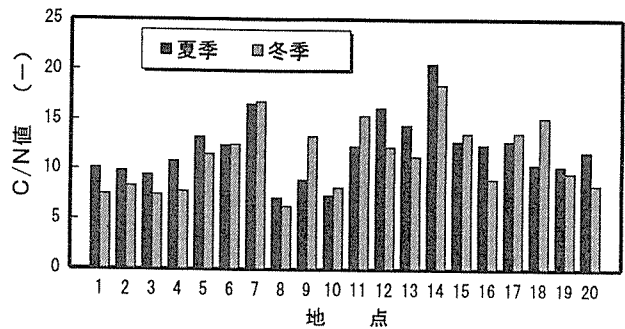


図-5 底質のC/N値

ている人工水路であり、水質、水量的に変化の乏しいものと考えられ、降雨の時も増水による掃流などは起こりにくく、古い底質がそのままになっているものと思われる。

3-1-5 N/P値

富栄養化の指標であるT-NとT-Pの比であるN/P値は植物プランクトンで7.2、活性汚泥で8程度といわれており、閉鎖性の高い水域の底質ほど高くなる傾向がある^{14, 15)}。今回の結果から計算したものを図-6に示す。

N/P値は0.52~2.7であり、これは埼玉県中川¹⁶⁾の1.4~2.3、青森県南部の河川¹³⁾の0.42~2.4と同程度、東京都神田川¹⁷⁾の0.9~4.4よりはやや低い値である。またN/P値が2を上回るのは夏季のT20、冬季のT1、10、20である。

粒度別ではほとんどの地点で0.075mm以下の試料がN/P値の高いのが認められる。中には夏季のT7のようにN/P値が11.5となるものもある。これらの微細泥粒子は藻類や細菌等に由来することが考えられる。

また、夏季のT20、冬季のT1、20では粒径による差が小さく、逆に粒径2-1mm試料の方がN/P値が高くなっているのが特異的である。

3-1-6 Chl. a, 藻類寄与率

2次汚濁をもたらす恐れのある付着藻類の指標となるChl. aの結果を図-7に示す。夏季はT10、14、17、20で46.4~109 μg/gと高いのが認められる。冬季になるとT17で急激に減少し、代わりにT1、12で70 μg/g前後と高いのが認められる。また、T10では103 μg/gと夏季の2倍以上となり、これはT20に近い値である。T20は夏・冬季共に110 μg/g弱と高く、他の項目同様に2次汚濁度の高いことが推測される。

底質の有機物成分中に付着藻類の占める割合、すなわち藻類寄与率を検討するために、藻類のI/Lに対するChl. aの割合を1.5%と仮定して計算した²⁾。その結果を図-7に示す。

夏季と冬季では、全地点中7割が夏季の方が藻類寄与率の高いのが認められる。これは夏季の方が世代交代が活発で、剥離した付着藻類が蓄積したためと考えられる。

夏季のT1、10、12は寄与率が9%を越え、このうちT10、12は冬季になってもその値はほとんど変わらない。T10は日当りのよい湾曲した砂礫質の地点で、流下してきた剥離藻が捕捉されやすく、また現場の礫上で生長・剥離した藻類も多いと考えられる。T12も高さ50cmほどの堰で仕切られた淵内で、河床は砂礫質であり、水深はあるもののT10と似たような河床形態である。さらにT1は砂泥質ではあるが、堰上の滞留域であり、流速はかなり遅い。このように藻類由来の有機物は比重が軽いため、流速の遅い箇所に堆積す

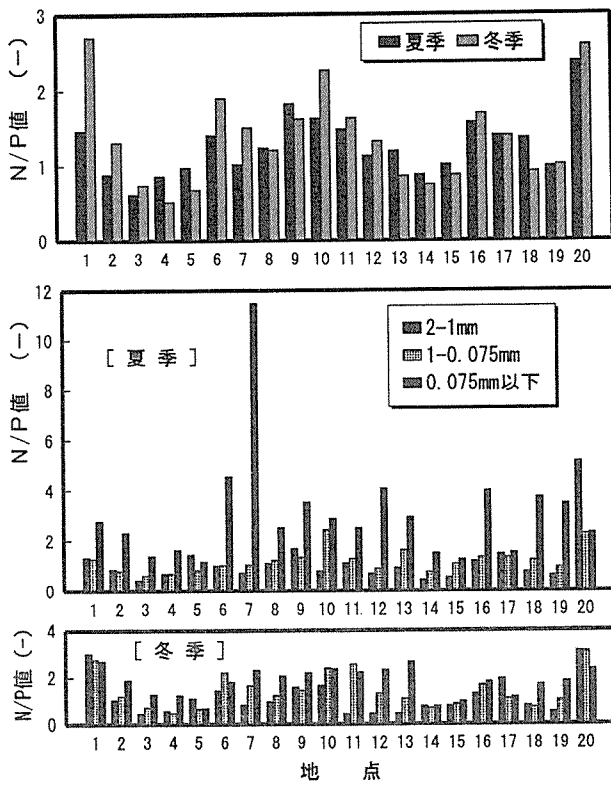


図-6 底質のN/P値

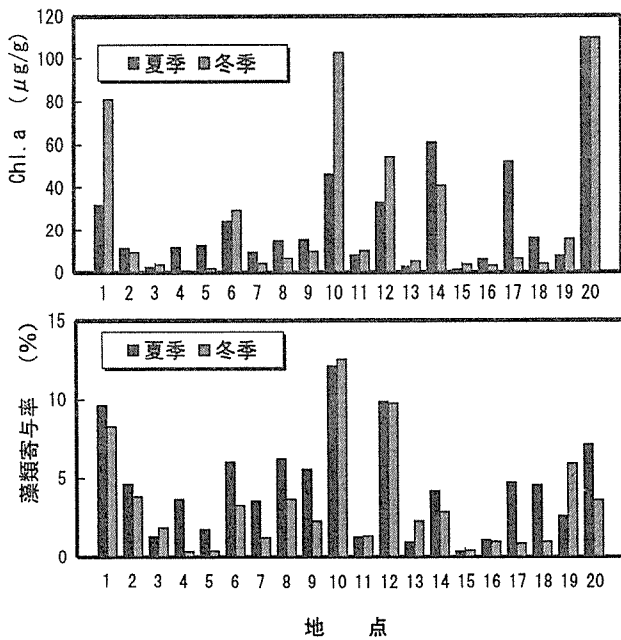


図-7 底質のChl. a および藻類寄与率

る性質のあることが推測される。T20も流速は遅く、Chl. a の濃度は高いが、夏季でも寄与率は7.1%であり、藻類以外の有機物が多いと考えられる。

3-1-7 各項目の関係

3-1-1~6で概説したように、各項目には類似の傾向がみられるものがあつた。それらの関係を明確にするために相関係数を求めた。その結果を表-2に示す。相関係数が0.9以上なのは含水率と微細泥率、ILとT-C、T-CとT-Nの3組である。細かい粒子が多いほど

表-2 底質の項目間の相関係数

	微細泥率	IL	T-C	T-N	T-P	Chl. a
含水率	0.909	0.374	0.439	0.369	0.503	0.785
微細泥率		0.226	0.305	0.257	0.493	0.738
IL			0.942	0.855	0.668	0.411
T-C				0.942	0.712	0.501
T-N					0.726	0.495
T-P						0.444

含水率が高く、比重も軽いと考えられる。微細泥率は汚濁項目とは相関が低い、このうちChl. a とは0.74と比較的高く、微細粒子に剥離藻類由来物が集中しているものと思われる。

3-1-8 粒度の影響

粒度による各項目の違いを検討するための一例として、粒度別のILとT-Cとの関係を図-8に示す。粒度別の分布は粒径1-0.075mmが左下スミで最も小さく、つぎに2-1mm、0.075mm以下の順に大きくなる傾向がある。また全体としては1本の直線にのるのが認められる。文献¹¹⁾によれば粒径が小さいほど濃度が高くなるということであるが、今回の結果をみると、最も粒径の大きい2-1mmのものが1-0.075mmのものより値が大きくなっている。

集団より大きく離れているものとして、夏季は粒径2-1mmのT14、17、20、および1-0.075mmのT14、20、また冬季では2-1mmのT1、20、および1-0.075mmと0.075mm以下のT20がある。冬季のその値は夏季の2倍以上という高濃度となっている。これらのう

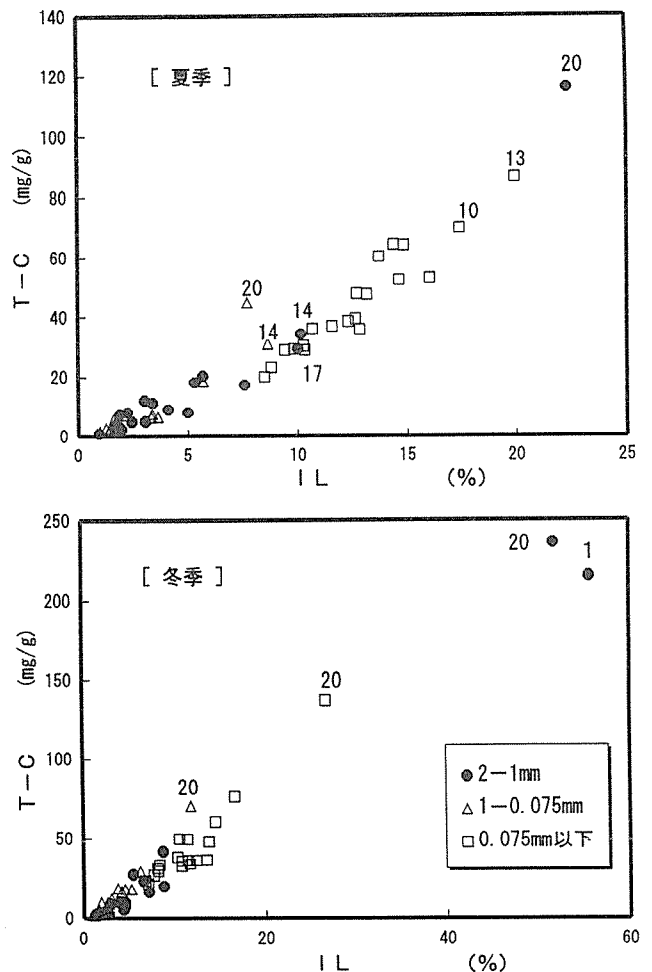


図-8 底質の粒度別 IL-T-C 図

ち粒径2-1mmの試料を観察すると、枯葉や茎等の細かい植物片が混入している。この植物片は有機物の含量が高く、それがこのような高濃度の原因と思われる。冬季は秋季の落葉や水草の枯死を経て河床に沈積したものが多くみられる。他の地点の粒径2-1mmにも多少なりとも植物片等が含まれているために1-0.075mmのよりも分布が高い方に集まったと考えられる。

3-2 付着物

調査地点のうちT7, T15(夏季), T16は河床が一面の砂または砂礫層で、付着物の基質となる石等がなかったため、欠測とした。

3-2-1 付着量

付着量の結果を図-9に示す。上流のT6, 11, 12は23~150g/m²と低い。一方、付着量が800g/m²以上の地点はT4, 5(冬), 10(夏), 17(夏), 19, 20である。このうちT4, 5, 19, 20は感潮域にあたり、これらの地点では潮の干満による流速の変化で水中の懸濁物の堆積が促進されたものと思われる。

3-2-2 IL, T-C, T-N, T-P

ILの結果を図-9に示す。ILについては、夏季はT13, 14で高く、それぞれ36.9, 26.7%と30%前後であった。T13のある鴨居川の平均水質¹²⁾はBOD 18mg/lと鶴見川水系の中では高い。またT14のある江川は下水処理水を上流より流す人工水路であり、水量的には天候に左右されない安定した河川と考えられるため、付着物の生育には適した環境と思われる。他に高いのはT6, 17がIL 20%前後となっている。T17のある鳥山川はT13の鴨居川同様水質のBODが高いところであり、付着物の生長に寄与しているものと思われる。

冬季は夏季のように突出する地点はないものの、T1, 3, 13, 14, 18でILが20%前後であるのが認められる。このうちT1, 3は夏季より冬季の方が高い。他にもT2, 10等が同様に冬季に高く、川幅の広い本流に共通した傾向と思われる。

T-C, T-N, T-PについてはILと同様の傾向にあった。

3-2-3 C/N値

C/N値の結果を図-9に示す。C/N値は夏季の場合、早淵川のT18, 19で高く、それぞれ13.0, 11.3である。他にT4, 5, 11, 20もC/N値10前後とやや高く、これらはやや分解の進んだ付着物と考えられる。また、下流域の地点でC/N値が高い傾向がみられる。その他の地点ではC/N値5.5~7.9と低く、生育中の藻類等で付着物の有機物成分は占められていると思われる。

冬季は夏季にくらべて全体的に低くなっているのが認められる。これは水温低下による生分解活動の低下とみられる。その中においてT11, 19はC/N値が9以上と高く、分解の進んだ有機物をいくらか含んでいるものと思われる。

3-2-4 N/P値

N/P値の結果を図-9に示す。付着物のN/P値は1.5~6.1と地点により大きな差が認められる。このうち感潮域のT4, 5では1.5~1.8と低いが、これらの地点でのILも5%前後と低いことから、無機物の土壌成分が付着物中に多く含まれたものと思われる。植物プランクトンや微生物のN/P値約7には及ばないものの、夏季のT8, 9, 冬季のT3, 20ではN/P値5以上と高いのが認められる。

3-2-5 Chl. a, 藻類寄与率

Chl. a および藻類寄与率の結果を図-9に示す。Chl. a は、夏季ではT13が6.28mg/gと全地点中最も高く、つぎにT6, 12, 14で2mg/g前後であるのが認められる。それにくらべて藻類の生育活動の衰える冬季はほとんどの地点で低く、T1やT6の約0.6mg/gが最高

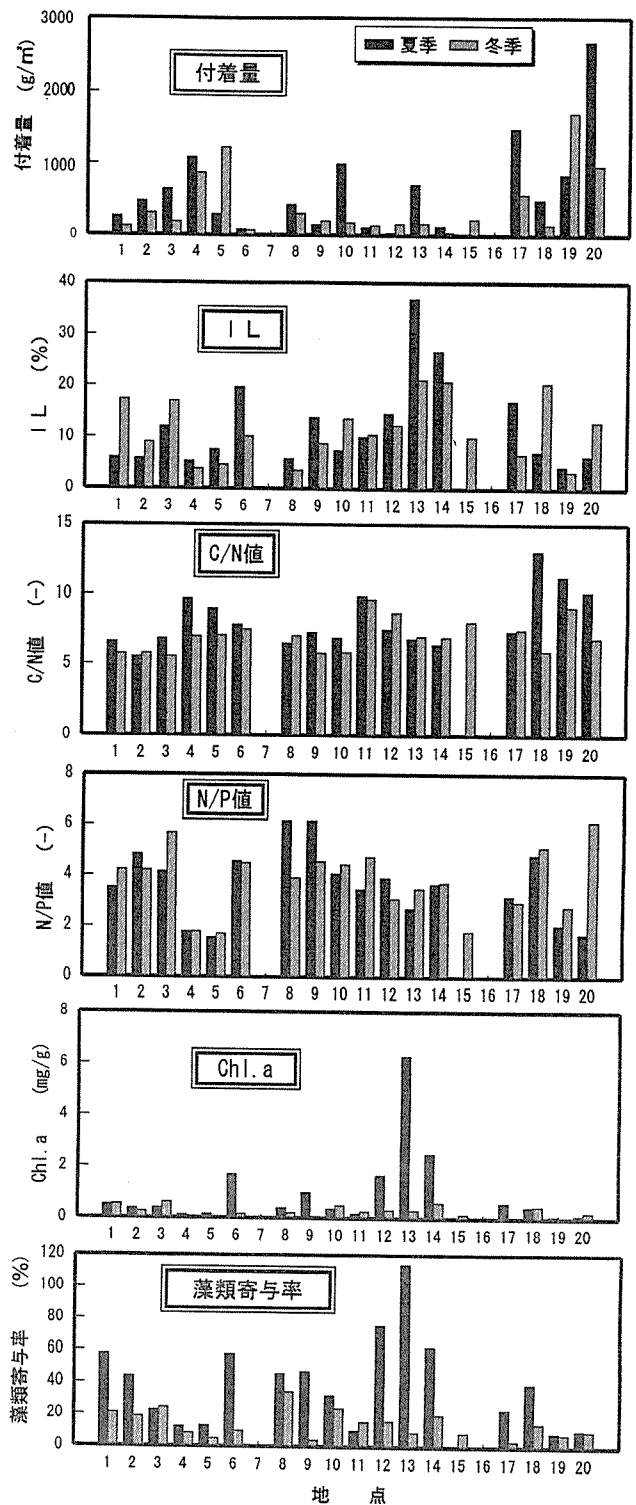


図-9 付着物の測定結果

である。

藻類寄与率は、夏季の場合T13が113%と最も高く、T12が76%、T1, 6, 14が約60%と比較的高いのが認められる。T4, 5, 19, 20の感潮域を含む下流の地点では10%前後と低く、有機物の由来が藻類以外のものに依存していることが考えられる。他に上流の寺家川T11も藻類寄与率が10%と低い。冬季の藻類寄与率は夏季より低く、3.3~33.7%である。ILは夏季から冬季で急激な減少はみられず、かえって冬季の方が高い地点もあることから、冬季は細菌類が有機物成分として寄与しているものと思われる。

4. まとめ

横浜市北部の鶴見川水系において、河床の底質および付着物の性状を夏・冬季に調査した結果、以下のような知見が得られた。

- 1) 底質の粒径割合は、上流部の地点では最も粗い粒径2-1mmが30~70%と高く、一方感潮域や人工水路の地点では粒径0.075mm以下の微細泥粒子が25%と高かった。
- 2) 底質のILは夏季より冬季の方が高い地点が多く、20%まで高くなる地点もみられた。
- 3) 有機物分解の進行度の指標であるC/N値は、上流に比較して感潮域で高く、分解の進んだ底質が蓄積したものと思われた。
- 4) 底質のN/P値は0.5~2.7で他の河川と同程度であったが、微細泥粒子がこの値を引き上げるのに貢献していた。
- 5) 底質中の有機物への藻類寄与率は冬季より夏季の方が高く、最高で12%であった。
- 6) 粒径が小さいほど汚濁度が高いというわけではなく、粒径2-1mmに植物の細片が多くみられる底質もあった。
- 7) 付着物の付着量は感潮域で多く、水中の懸濁物が沈積したものと思われた。
- 8) 付着物中の有機物成分への藻類寄与率は夏季に高く、8.6~113%であった。感潮域では約10%と低く、藻類以外の有機物に由来すると思われた。

文 献

- 1) 小林紀雄, 福嶋 悟: 鶴見川水系の水生動物と底質との関係, 鶴見川・帷子川水系生態調査報告書, 横浜市環境科学研究所資料No. 106, 75-88(1993).
- 2) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第1報) - 鶴見川 -, 横浜市環境科学研究所報, 17, 113-121(1993).
- 3) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第2報) - 烏山川 -, 横浜市環境科学研究所報, 18, 43-51(1994).
- 4) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第3報) - 和泉川 -, 横浜市環境科学研究所報, 19, 89-96(1995).
- 5) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第4報) - 降雨の影響 -, 横浜市環境科学研究所報, 20, 19-24(1996).
- 6) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第5報) - 大岡川 -, 横浜市環境科学研究所報, 21, 81-86(1997).
- 7) J. D. H. Strickland, T. R. Parsons: A Practical Handbook of Seawater Analysis, *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 185-192(1972).
- 8) 環境庁水質保全局: 底質調査方法, 2-4(1988).
- 9) 環境庁環境保健部環境安全課: 化学物質と環境(平成7年版), 29(1995).
- 10) 小倉久子, 小川カホル, 木内浩一, 平間幸雄, 小林節子: 東京北部海域の底質, 千葉県水質保全研究所年報(平成5年度), 125-128(1994).
- 11) 芦田賢一, 駒井幸雄: 底質分析をめぐる濃度変動-重金属を中心として-, 水環境学会誌, 16, 79-84(1993).
- 12) 横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書(平成7年度), 横浜市環境保全局, 23&66(1997).
- 13) 対馬和浩, 工藤精一, 千代森光仁: 県南公共用水域における底質の特性, 青森県公害センター所報, 9, 82-86(1989).
- 14) 井上隆信, 海老瀬潜一: 河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価, 水環境学会誌, 16, 507-515(1993).
- 15) 亀田安竹, 木下正明: 閉鎖性水域底質中の栄養塩類について, 公害と対策, 14, 852-858(1978).
- 16) 岡崎 勉, 新井妥子, 高橋基之, 蓮沼弘行, 山川徹郎, 粕谷敏明, 森田善一: 河川環境における栄養塩類(窒素・磷)の動向-中川-, 埼玉県公害センター研究報告, 22, 23-31(1995).
- 17) 山崎正夫, 津久井公昭: 河川におけるスカムの発生に関する研究(その1), 東京都環境科学研究所年報, 1991, 174-179(1991).

横浜市内河川水中の糞便性大腸菌群について

(3) 横浜市中部地域

酒井 学*

要 旨

横浜市では、「水環境」の保全創造をめざした、ゆめはま水環境プランを作成し、河川源流から中流の河川区分において糞便性大腸菌群数の水質目標値を示したが、市内河川において糞便性大腸菌群数の測定調査はBODなどと比べると少ないのが現状である。そこで、平成6年度の南部地域、平成7年度の北部地域に引き続き、平成8年度には中部地域において、市民が河川とふれあいやすい場所を選び、糞便性大腸菌群数及び水質の測定を行った。

仏向川の源流部ではいずれの調査でも糞便性大腸菌群が検出されなかったが、二俣川、中堀川、相沢川の市街地における調査では、下水道整備が進んでいるものの依然として多数の糞便性大腸菌群が検出された。また大岡川下流部では、清水橋で糞便性大腸菌群が多く検出されたが、長者橋では糞便性大腸菌群が少なく、これは海水による影響と推察された。

表 - 1 調査地点

番号	調査地点
1	境川（瀬谷区鶴間橋）
2	相沢川（瀬谷区橋戸1丁目）
3	矢指川（旭区矢指町）
4	二俣川（旭区二俣川橋）
5	中堀川（旭区白根3丁目）
6	帷子川（保土ヶ谷区川島橋）
7	帷子川（西区沼野橋）
8	仏向川（保土ヶ谷区仏向町）
9	今井川（保土ヶ谷区元町橋）
10	大岡川（南区清水橋）
11	大岡川（中区長者橋）

1. はじめに

都市における河川は水路としての働き以外に、市民にうるおいとやすらぎを与える憩いの場所として見直されるようになってきた。横浜市では「ゆめはま水環境プラン」を設定し、河川水域を目標イメージに沿って6区分に分け、各々の目標水質を定めている¹⁾。その中で、源流から中流にかけて「豊かな緑に囲まれた自然のせせらぎ」「魚とりが楽しめるのどかな小川」「水遊びが楽しめる澄んだ流れ」を目標イメージとして、糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 /ml以下という基準（目標値）が掲げられた。

しかし市内河川において糞便性大腸菌群数の測定は少ないのが現状であることから、平成6年度より横浜市内を、北部、中部、南部の3地域に分け、糞便性大腸菌群数を調査することとした^{2, 3)}。今回は平成8年度に行った中部地域の調査結果及び考察について報告を行うとともに、まとめを行った。

2. 調査及び分析方法

調査は平成8年4月から平成9年2月にかけて行った。図-1、表-1に調査地点を示し、一部の調査地点の現場状況を写真-1に示した。今回の調査地点は横浜市中部地域において市民が河川とふれあいやすい場所を中心に、現状を把握する目的で選定を行った。

気温、水温は現地で測定し、それ以外の項目については、研究所へ試料を持ち帰り分析を行った。水質分析方法は前報^{2, 3)}に従い、糞便性大腸菌群数はデスオキシコール酸塩寒天培地による高温平板法を用い、培地上のコロニーを適宜MMO-MUG法⁴⁾にて確認した。

3. 結果及び考察

各調査地点の測定結果を表-2に示し、BOD、COD、糞便性大腸菌群数についての平均値を表-3に示した。

以下調査地点別に結果及び考察を述べる。

3-1 境川（鶴間橋）

境川は城山町から相模原市、町田市、横浜市、大和市を通り、藤沢市で柏尾川と合流して相模湾に注ぐ河川である。本調査地点は横浜市と大和市との境界であり、すぐ上流は、東京都町田市となっている。ここは平成6年度調査を行った高鎌橋の10km上流の地点で、公共用水域の測定点となっており、平成7年度の結果では、BODの平均値は9.1mg/lで、環境基準(8mg/l)をわずかに超えていたが、カドミウム、鉛、総水銀は健康項目の環境基準を満足していた⁵⁾。今回の調査でもBODの平均値は9.2mg/lとなり、環境基準(8mg/l)をわずかに超え、糞便性大腸菌群数は年間平均 1.9×10^1 個/mlとなった。

平成6年度の相模原市の下水道普及率は81%⁶⁾、東京都町田市の下水道普及率は64%⁶⁾であることから、上流の下水道未整備の地域で一部の排水が流入して水質が有機的に汚濁し、糞便性大腸菌群が検出されたものと考えられた。

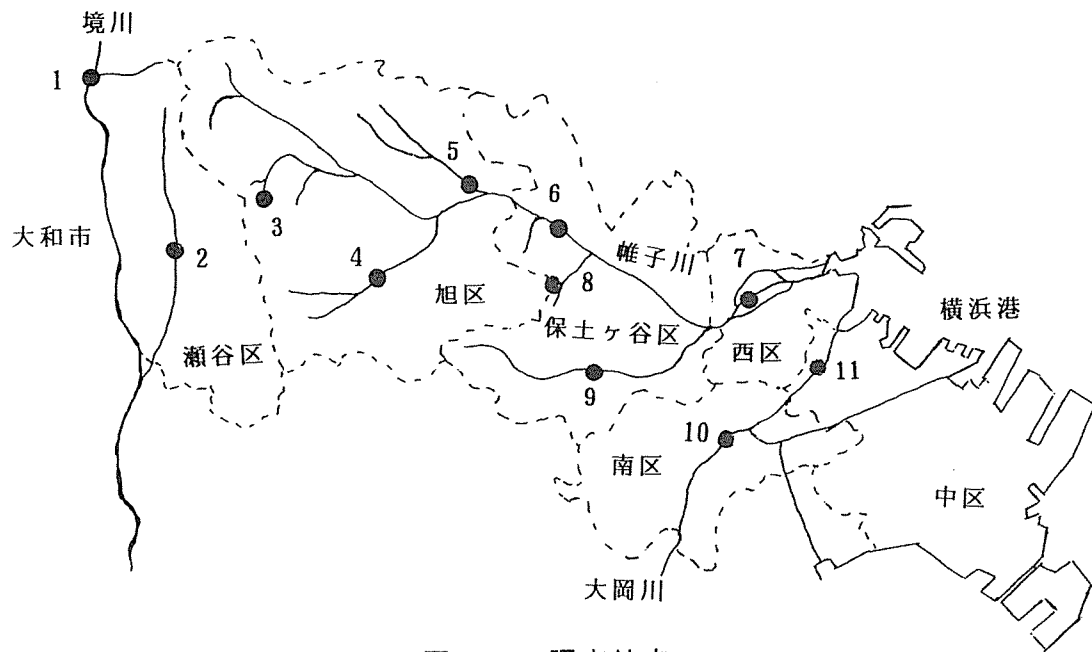
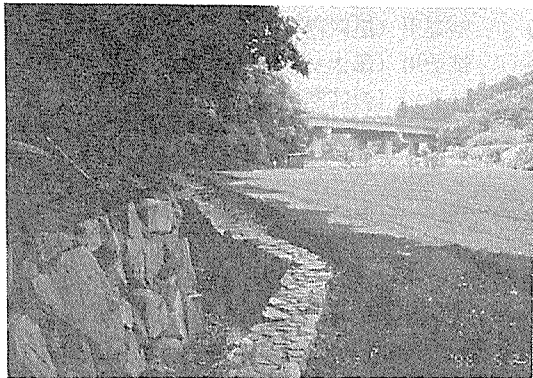
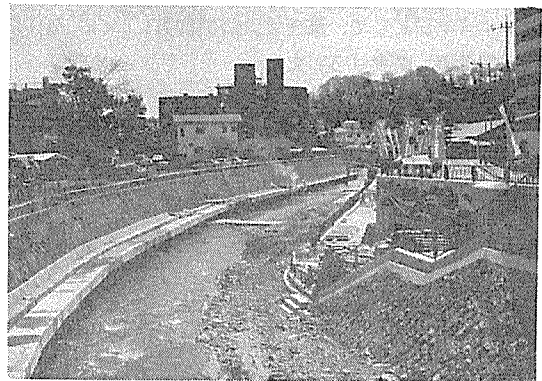


図-1 調査地点



地点番号3 矢指川 (矢指町)



地点番号6 帷子川 (川島橋)



地点番号8 仏向川 (仏向町)



地点番号10 大岡川 (清水橋)

写真-1 調査地点

表一2 調査結果

調査地点	調査日 (年月日)	天気	気温 (℃)	水温 (℃)	pH	EC* (μ S/cm)	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	糞便性大腸菌 群数(個/ml)
境川 (鶴間橋)	8. 4. 25	晴れ	21.2	18.3	8.0	680	9.8	12	8.0×10^0
	8. 8. 7	晴れ	28.8	26.5	8.0	530	8.8	12	4.1×10^0
	8.10.31	曇り	19.0	18.0	7.4	590	6.1	8.8	6.0×10^0
	9. 1. 22	晴れ	3.0	6.0	7.5	620	12	8.4	2.0×10^0
相沢川 (橋戸)	8. 4. 25	晴れ	22.3	19.4	9.9	280	3.9	8.7	3.0×10^0
	8. 8. 7	晴れ	27.7	23.7	8.9	270	5.9	5.7	5.2×10^0
	8.10.31	曇り	19.0	17.3	7.9	280	5.3	7.1	2.6×10^0
	9. 1. 22	晴れ	4.0	6.5	8.0	270	11	6.2	9.0×10^0
矢指川 (矢指町)	8. 5. 23	晴れ	20.7	15.7	7.5	260	0.8	2.2	1.4×10^0
	8. 8. 7	曇り	25.6	20.7	7.9	250	0.5	1.8	1.5×10^0
	8.10.31	曇り	16.5	15.3	7.9	250	1.0	3.1	4.0×10^{-1}
	9. 1. 22	晴れ	0.0	3.0	7.7	240	3.3	1.2	0.0×10^{-1}
二俣川 (二俣川橋)	8. 4. 25	晴れ	22.4	19.4	9.1	310	6.1	9.3	2.4×10^1
	8. 7. 25	晴れ	28.0	22.5	7.7	320	6.4	5.0	9.0×10^1
	8.10.31	曇り	19.0	18.3	7.7	290	4.7	5.6	1.7×10^1
	9. 1. 22	晴れ	5.0	7.3	7.5	350	5.4	5.0	1.8×10^1
中堀川 (白根)	8. 5. 23	晴れ	19.4	17.7	8.2	340	13	9.7	2.6×10^2
	8. 7. 25	晴れ	27.0	21.8	7.8	300	4.6	4.5	3.6×10^1
	8.11. 7	晴れ	13.0	15.6	7.7	300	9.7	7.7	1.0×10^1
	9. 2. 6	晴れ	8.0	10.5	7.5	320	9.3	8.0	1.3×10^1
帷子川 (川島橋)	8. 4. 17	晴れ	17.3	14.9	8.3	320	5.8	3.1	1.1×10^1
	8. 7. 25	晴れ	28.0	22.2	7.9	300	2.4	4.2	3.9×10^1
	8.11. 7	晴れ	13.5	13.3	8.1	290	3.2	4.5	1.1×10^1
	9. 2. 6	晴れ	7.7	8.3	8.0	320	3.8	4.6	5.0×10^1
帷子川 (沼野橋)	8. 5. 16	晴れ	19.4	18.1	7.5	7500	2.4	4.9	2.4×10^1
	8. 7. 31	晴れ	30.8	25.7	7.9	13000	2.6	3.5	5.5×10^1
	8.10.31	晴れ	18.5	17.0	7.8	1780	1.8	3.9	2.5×10^1
	9. 2. 6	晴れ	9.5	8.8	7.7	6100	2.9	4.7	3.0×10^1
仏向川 (仏向町)	8. 4. 17	晴れ	15.4	13.4	6.8	320	0.3	0.9	0.0×10^{-1}
	8. 7. 25	晴れ	25.0	17.5	7.1	330	0.2	1.6	0.0×10^{-1}
	8.11. 7	晴れ	11.0	14.5	7.1	460	0.5	2.0	0.0×10^{-1}
	9. 2. 6	曇り	6.5	8.7	6.9	460	0.2	2.0	0.0×10^{-1}
今井川 (元町橋)	8. 4. 17	晴れ	14.8	14.8	8.5	430	7.2	3.3	1.4×10^2
	8. 7. 31	晴れ	30.0	26.7	8.8	470	3.7	4.7	4.3×10^1
	8.11. 7	晴れ	12.8	11.4	8.0	500	2.1	5.6	3.5×10^1
	9. 2. 6	曇り	6.5	7.5	8.0	450	4.0	4.9	1.7×10^1
大岡川 (清水橋)	8. 4. 17	晴れ	14.5	13.7	7.6	7300	1.9	2.9	6.4×10^1
	8. 7. 31	晴れ	30.0	27.3	7.9	30000	2.8	3.9	8.8×10^1
	8.10.17	晴れ	16.5	16.8	7.6	8600	2.0	4.7	6.3×10^1
	9. 2. 6	曇り	6.0	7.0	7.7	9500	2.5	4.9	3.2×10^1
大岡川 (長者橋)	8. 5. 16	晴れ	19.0	17.3	8.3	36000	2.5	3.2	1.5×10^0
	8. 7. 31	晴れ	31.0	27.7	8.0	38000	2.3	3.1	6.3×10^1
	8.10.17	晴れ	20.5	18.2	7.6	25000	1.6	2.9	1.2×10^1
	9. 2. 6	晴れ	11.0	9.6	7.9	43000	1.1	2.4	1.0×10^1

*EC (電気伝導度, 25℃換算値)

表一3 BOD, COD, 糞便性大腸菌群数の平均値

調査地点	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	糞便性大腸菌群数 (個/ml)
境川(鶴間橋)	9.2	10	1.9×10^1
相沢川(橋戸1丁目)	6.5	6.9	2.3×10^1
矢指川(矢指町)	1.4	2.1	4.9×10^0
二俣川(二俣川橋)	5.7	6.2	3.7×10^1
中堀川(白根3丁目)	9.2	7.5	8.0×10^1
帷子川(川島橋)	3.8	4.1	1.7×10^1
帷子川(沼野橋)	2.4	4.3	2.7×10^1
仏向川(仏向町)	0.3	1.6	0.0×10^{-1}
今井川(元町橋)	4.3	4.6	5.9×10^1
大岡川(清水橋)	2.3	4.1	4.2×10^1
大岡川(長者橋)	1.9	2.9	3.8×10^0

3-2 相沢川(橋戸1丁目)

相沢川は瀬谷区の住宅地を南北に流れて、境川に合流する河川である。今回のBOD平均値は6.5mg/lで、横浜市環境保全局による平成7年度の結果(調査地点童橋、今回の地点より2km下流、BOD 7.8mg/l)⁵⁾とほぼ同じ値であり、環境基準は満足するものの、ゆめはま水環境プランの目標値(BOD5mg/l、糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下)は満たしていなかった。この原因としては、下水道整備が進んでいるものの(平成8年3月末の瀬谷区下水道普及率93%)、上流瀬谷区瀬谷町の一部などに下水道未整備の地区が残されており、相沢川に生活排水が流入しているものと思われた。

3-3 矢指川(矢指町)

今回の調査地点は矢指川の上流部で、周辺は農地、林、市民の森などになっている場所である。BODの平均値は1.4mg/l、糞便性大腸菌群数は 4.9×10^0 個/mlとなり、この地点におけるゆめはま水環境プランの目標値(BOD3mg/l、糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下)を満足していた。

3-4 二俣川(二俣川橋)

二俣川は旭区内の住宅地や農地の間を流れ、鶴ヶ峰で帷子川と合流する河川である。BOD平均値は5.7mg/l、糞便性大腸菌群数の平均値は 3.7×10^1 個/mlとなり、ゆめはま水環境プランの目標値(BOD5mg/l、糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下)は満たしていなかった。

周辺は下水道整備が進んでいるものの、流域の旭区本宿町や希望ヶ丘地区には未だ下水道未整備の地域も残されており、生活排水が二俣川に流入しているものと推察された。

3-5 中堀川(白根3丁目)

中堀川は旭区内の住宅地や農地の間を流れ、白根3丁目の白糸の滝周辺は公園となっている。BODの平均値は9.2mg/lとなり、環境保全局による平成7年度の測定値(浜串橋、今回の調査地点より500m下流、BOD9.9mg/l)⁵⁾とほぼ同じであり、環境基準(10mg/l以下)を満たしていた。しかし、ゆめはま水環境プランの目標値(BOD5mg/l、糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下)は満たしていなかった。

なお、通常、高温平板法で検出される典型的赤色コロニーの大部分は*Escherichia coli*と考えられるが、まれに他種が優占種となる場合も報告されている³⁾。そこで、糞便性大腸菌群が多数検出された8年5月の検体(2.6×10^2 個/ml)でデスオキシコール酸塩寒天培地上の赤色コロニー3個について、MMO-MUG法(コリラート)を用いて調べたところ、いずれも*E.coli*陽性を示し、糞便性大腸菌群であることが確認された。

旭区内でも下水道の整備が進み、平成8年3月には旭区の下水道普及率は95%となっている。しかし、旭区上白根町の一部など中堀川上流には下水道未整備の地域も残されており、生活系排水が流入し、BOD及び糞便性大腸菌群による水質汚濁が認められたものと推察された。

3-6 帷子川(川島橋)

この地点は帷子川の中流で、市民の憩いの場所として、一部川に降りられるように護岸改修を行っている場所である。

今回の調査ではBOD3.8mg/lとBODについては、ゆめはま水環境プランの目標値を満たしていたが、糞便性大腸菌群数は 1.7×10^1 個/mlとなって、上流の中堀川、二俣川などと比べて少ないものの、ゆめはま水環境プランを満足していなかった。

3-7 帷子川(沼野橋)

ここは、西区岡野2丁目と西平沼町にかかる場所で、帷子川の下流部にあたる地点である。調査時の潮位により川の水位に差が認められたこと及び電気伝導度が上流の川島橋と比べて極端に大きいことから、かなり、海水による影響を受けているものと思われる場所である。

測定結果(平均値)はBOD2.4mg/l、COD4.3mg/l、糞便性大腸菌群数 2.7×10^1 個/mlとなり、上流部川島橋の数値と比べて、BODがやや小さいものの、COD及び糞便性大腸菌群数は同じような測定結果が得られた。

3-8 仏向川(仏向町)

調査地点は仏向川の源流で、下水道局がせせらぎを整備した場所であり、この地点より上流は林となっている。

水量は少ないものの、BOD0.3mg/l、COD1.6mg/lとなり、糞便性大腸菌群も検出されず、今回の調査の中で最も汚濁の少ない調査地点であった。

3-9 今井川(元町橋)

今井川は保土ヶ谷区今井町を源流部とし、天王町で帷子川に合流する河川で、調査地点は今井川の源流部と帷子川合流部とのほぼ中間地点である。

BODの平均値が4.3mg/l、CODの平均値が4.6mg/lとなり、若干有機性汚濁が認められたものの、ゆめはま水環境プランの目標値(BOD5mg/l以下)は満足していた。しかし、糞便性大腸菌群数については、平均値が 5.9×10^1 個/mlとなり、目標値(1.0×10^1 個/ml以下)を超えていた。中堀川の場合と同様に糞便性大腸菌群が多数検出された(1.4×10^2 個/ml)8年4月の検体の赤色コロニー3個についてMMO-MUG法を用いて調べたところ、いずれも*E.coli*陽性の結果が得られ、糞便性大腸菌群であることが確認された。

保土ヶ谷区についても平成8年3月における下水道普及率は95%を超えているが、今回糞便性大腸菌群による汚濁が認められており、その原因としては、上流部の保土ヶ谷区今井町の一部などに残された下水道未整備の地域からの排水の影響と思われる。

3-10 大岡川(清水橋)

この地点は大岡川の下流部にあたり、横浜商業高校の横で桜並木になっている地点である。

帷子川の沼野橋と同様に、調査時の潮位で川の水位の差がみられ、電気伝導度も大きいことから、海水による影響が認められた地点である。

測定結果(平均値)はBOD2.3mg/l、COD4.1mg/l、糞便性大腸菌群数 4.2×10^1 個/mlとなり、BODのゆめはま水環境プランの目標値(5mg/l以下)は満足しているものの糞便性大腸菌群がやや多く検出された。そこで、平成8年10月の検体についてデスオキシコール酸塩寒天培地上のコロニー4個をMMO-MUG法にて調べたところ、3個で*E.coli*陽性を示し、大部分が糞便性大腸菌群であることが確認された。

3-11 大岡川(長者橋)

ここは大岡川の清水橋よりも更に下流にあたる地点で、電気伝導度の結果からもわかるように、今回の調査の中で最も海水の影響が大きい場所である。

平成8年5月の糞便性大腸菌群数は 1.5×10^0 個/mlが得られ、デスオキシコール酸塩寒天培地上の赤色コロニー3個について、MMO-MUG法で調べたところ、いずれも*E.coli*陽性を示し、糞便性大腸菌群であることが確認された。

そして、糞便性大腸菌群数の調査平均値は 3.8×10^0 個/mlとなり、上流の清水橋と比べて極端に小さくなっており、海水による希釈の影響と推察された

4. まとめ

横浜市中心部地域11地点の糞便性大腸菌群数及び水質(BOD、COD)に関する調査を行った結果、調査地点の中で仏向川の源流部が有機性汚濁及び糞便性大腸菌群が認められず、水量は少ないものの水質的には最もきれいでであると判断された。

相沢川、二俣川、中堀川、今井川などの住宅地を流れる河川は、下水道整備が進んでいるものの、糞便性大腸菌群に関しては、ゆめはま水環境プランの目標値である 1.0×10^1 個/mlを大きく超えており、より一層の河川環境の整備が望まれる結果となった。

河川下流部の感潮域の場合、大岡川清水橋及び帷子川沼野橋においては、糞便性大腸菌群数が 1.0×10^1 個/mlを超えていたが、長者橋では 3.8×10^0 個/mlと少なく、水質的にはかなり良好なものとなっていた。

また、BOD、COD、糞便性大腸菌群数の各項目間の相関関係について調べたところ、前報^{2,3)}と同様にBOD-COD間の一次回帰における相関係数は0.96となり、危険率1%で有意な相関関係が認められた(図-2)。一方、BODとlog(糞便性大腸菌群数)の間は、一次回帰における相関係数が0.52となり(仏向川の糞便性大腸菌群数は 0.0×10^{-1} 個/mlであるため除いて計算)、危険率10%で相関関係が認められたものの、BODとCODの相関関係に比べると弱いものであった。

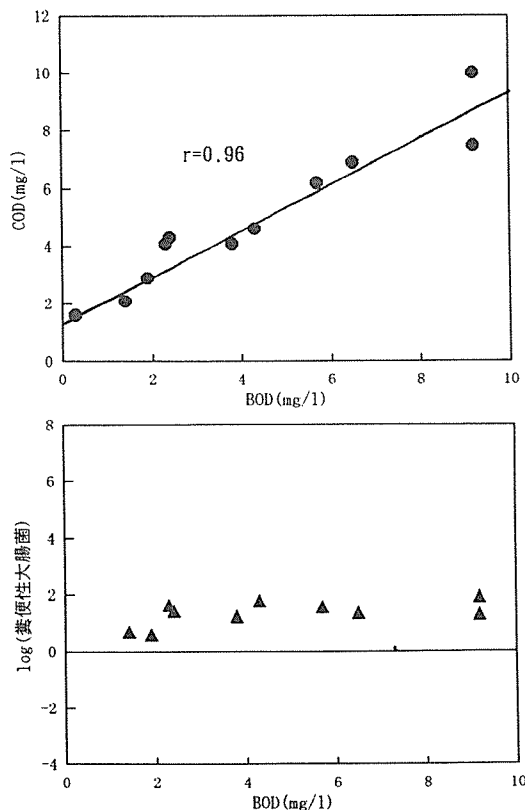


図-2 BOD, COD, log(糞便性大腸菌群数)の関係

表-4 横浜市内河川のBOD及び糞便性大腸菌群数の平均値

調査地点	BOD (mg/l)			糞便性大腸菌群数 (個/ml)	
	環境基準	ゆめはま 目標値	測定値	ゆめはま 目標値	測定値
鶴見川 (樽網橋)	10	5	6.9	————	2.1×10^1
(鴨池橋)	8	5	9.6	————	2.0×10^1
矢上川 (上田橋)	10	—	9.8	————	7.4×10^1
早淵川 (境田橋)	10	5	3.1	1.0×10^1	3.1×10^1
大熊川 (新大熊橋)	8	5	6.2	1.0×10^1	3.4×10^1
江川 (半助橋)	8	5	5.4	1.0×10^1	2.4×10^0
鳥山川 (新横浜)	8	5	6.8	1.0×10^1	2.4×10^1
鳥山川 (羽沢)	8	5	15	1.0×10^1	9.2×10^1
谷本川 (市ヶ尾)	8	5	5.4	————	1.6×10^1
寺家川 (寺家)	8	3	0.5	1.0×10^1	7.0×10^{-1}
恩田川 (柳橋)	8	8	6.0	————	2.0×10^{-1}
(中山大橋)	8	8	10	————	3.0×10^1
奈良川 (ことり橋)	8	8	2.8	————	1.7×10^1
岩川 (岡部谷戸)	8	3	2.6	1.0×10^1	1.4×10^1
梅田川 (新治谷戸)	8	3	0.5	1.0×10^1	3.8×10^{-1}
境川 (鶴間橋)	8	8	9.2	————	1.9×10^1
(高鎌橋)	8	8	6.9	————	1.9×10^2
帷子川 (川島橋)	10	5	3.8	1.0×10^1	1.7×10^1
(沼野橋)	10	5	2.4	————	2.7×10^1
相沢川 (橋戸)	8	5	6.5	1.0×10^1	2.3×10^1
矢指川 (矢指)	10	3	1.4	1.0×10^1	4.9×10^0
二俣川 (二俣川橋)	10	5	5.7	1.0×10^1	3.7×10^1
中堀川 (白根)	10	5	9.2	1.0×10^1	8.0×10^1
仏向川 (仏向)	10	5	0.3	1.0×10^1	0.0×10^{-1}
今井川 (元町橋)	10	5	4.3	1.0×10^1	5.9×10^1
和泉川 (和泉親水公園)	8	5	8.3	1.0×10^1	1.3×10^2
宇田川 (まさかりが淵)	8	5	10	1.0×10^1	1.0×10^2
柏尾川 (元町橋)	8	5	7.1	1.0×10^1	2.2×10^2
舞岡川 (舞岡)	8	3	2.2	1.0×10^1	1.0×10^2
いたち川 (日東橋)	8	3	0.7	1.0×10^1	8.0×10^1
(上郷)	8	3	0.3	1.0×10^1	3.9×10^{-1}
大岡川 (長者橋)	10	5	1.9	————	3.8×10^0
(清水橋)	10	5	2.3	————	4.2×10^1
(青木橋)	10	5	5.1	1.0×10^1	1.8×10^2
(氷取沢)	10	3	0.3	1.0×10^1	2.3×10^0
侍従川 (山王橋)	10	3	4.1	1.0×10^1	3.6×10^1
富岡川 (富岡小横)	10	—	1.4	————	8.3×10^1

———— ; 当該項目の目標値は、ゆめはま水環境プラン中で未設定¹⁾

調査地点詳細は文献2, 3) 参照

最後に横浜市内の主な測定地点について平成6年度及び平成7年度に行った結果とともにまとめたものが、表-4である。市内の平均下水道普及率は平成7年3月に96%、平成8年3月には97%に達している⁵⁾。その結果、有機性水質汚濁に関しては改善が進み、BODでみると多くの測定地点で環境基準を満足していた。ゆめはま水環境プランの目標値に関しても、鳥山川（羽沢）宇田川（まさかりが淵）で目標値を大きく超えていたが、他の地点においては、目標値を超えている地点はあるものの、かなり目標値に近い結果が得られた。しかし、糞便性大腸菌群数は、大岡川源流部²⁾、いたち川源流部²⁾、寺家川³⁾、梅田川新治谷戸³⁾、仏向川などの河川源流で人家のあまり存在しないような場所では、 1.0×10^1 個/ml以下と少ないものの、住宅地を流れる河川中流域では依然として多数認められているのが現状であった（江川（半助橋）、恩田川（柳橋）において糞便性大腸菌群数が少ないが、これは下水道処理に伴う残留塩素の影響であり、特異な河川状況である³⁾）。今後糞便性大腸菌のゆめはま水環境プランの目標達成に際しては（源流から中流部において糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下）、河川環境の整備とともに、

流域の大部分が下水道処理区に整備されている地点からも糞便性大腸菌が検出されたことから（富岡川）²⁾、実態、発生源調査など更なる調査が望まれるものと思われた。

文献

- 1) 横浜市環境保全局：ゆめはま水環境プランー概要版ー，横浜市広報印刷物登録番号第060564号，p1-30（1996）。
- 2) 酒井学：横浜市内河川水中の糞便性大腸菌群数について（1）横浜市南部地域，横浜市環科研所報，20，25-30（1996）。
- 3) 酒井学：横浜市内河川水中の糞便性大腸菌群数について（2）横浜市北部地域，横浜市環科研所報，21，87-92（1997）。
- 4) 厚生省生活衛生局水道環境部監修：上水試験方法1993年版，p504-505，日本水道協会（1993）。
- 5) 横浜市環境保全局：横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書，横浜市広報印刷物登録番号第080467号，p1-164（1997）。
- 6) 全国市長会編：日本都市年鑑平成8年版，p403-404，第一法規出版（1996）。

横浜市域における地層の調査研究(1)

—旭区と港南区で掘削したオールコアボーリングの鑑定結果—

杉本 実*, 美濃輪和朗*

要 旨

横浜市中央部のドーム状構造周辺の地下地質と帯水層を調査するため、帷子川支流の二俣川右岸丘陵部(南希望ヶ丘)と大岡川上流左岸の丘陵部でオールコアボーリングを行い、コアの詳細な観察を行った。その結果、当地域の地下地質は従来から考えられてきた相模層群の堆積物に幾すかの相違が認められ、新たな知見が得られたので報告する。

1) 帷子川支流の二俣川右岸丘陵部の地下地質には保土ヶ谷礫層が堆積しており、戸塚層の一部として位置付けられた。したがって今後は土屋面として再区分する必要がある。

従来、戸塚層は帷子川右岸に堆積していたことは知られていたが、その分布範囲は明らかではなかった。本調査によって戸塚層は二俣川両岸に分布している可能性も生じてきたので、その分布範囲を明らかにして行く必要がある。

2) 大岡川上流左岸の丘陵部の地下地質は、従来から相模層群上倉田層の堆積面として区分されてきた。しかしながら、本調査では下末吉面であることが明らかとなったため、今後は当地域の上倉田層の堆積面は下末吉面として再区分する。

上倉田層は、上位の瀬戸ヶ谷層(大磯丘陵の藤沢層)に不整合に覆われ、瀬戸ヶ谷層は、上位の舞岡層に不整合に覆われている。

舞岡層を整合に覆う舞岡ローム層は、上位の土屋ローム層により不整合に覆われている。土屋ローム層は、上位の下末吉層により不整合に覆われている。

1. はじめに

横浜市中央部の地質構造はドーム状構造(星川ドーム)で形成されている¹⁾。これを構成する堆積物は、今から約150万年前に堆積した第三紀後期鮮新世から第四紀後期更新世にかけての上総層群上星川層からなっている。

上星川層は第四紀中・前期更新世の相模層群に不整合に覆われ、その最上位層は新規のローム層(立川ローム層)が覆っている²⁾。これらの地域は、それぞれ樹枝状に開折が進み、丘陵・台地と低地を形成している。丘陵・台地は多摩丘陵と下末吉台地を形成し、低地は帷子川低地と大岡川低地からなっている³⁾。

低地と丘陵・台地の落差は約60~80mであり、急崖となっているため、露頭調査等から堆積物は容易に観察できる。しかしながら、丘陵・台地や低地においては、地下の堆積物が直接観察できないため、地層区分や地下水分布の詳細は不明瞭な部分が多い。これを検討する方法として、既存のボーリング資料を使い地下地質の構造を解明しているが、この調査では資料の不正確なものやボーリング調査の場所が限られるため、解析に必要となる場所のデータが得られない等の問題がある。そのため、地層や地下水の解析に欠かせない場所においてはボーリング調査を行い、コア観察から地下地質や帯水層の構造を解明し、地下水環境や防災地盤等の環境保全対策に役立っている。

本論は、星川ドーム周辺において丘陵・台地部の地下地質と帯水層の構造を調査する目的で実施された2本のボーリングコアを観察した。その結果、コアの岩相や火砕質鍵層等の観察から周辺部との地層対比を行い、地層区分でいくつかの新たな知見が得られたので報告する。

2. ボーリング位置とその周辺部の地層

2-1 南希望ヶ丘のボーリング(MKiボーリング)

図-1に2カ所で実施されたボーリングの位置を示す。図中のMKiは横浜市旭区南希望ヶ丘(南希望ヶ丘中学校)の地点であり、相模鉄道本線希望ヶ丘駅より南西、約1Kmのところにある。

当地点は星川ドームの南西翼に当たる帷子川支流の二俣川と柏尾川支流の阿久和川とを分ける分水嶺に位置しており、多摩丘陵が分布している地域である。

多摩丘陵を構成する地層は相模層群下末吉層の堆積面(河岸段丘の下末吉面)が支流の二俣川と本流の帷子川右岸沿いに広く分布している。下末吉層の下位には、下末吉層に不整合に覆われた相模層群保土ヶ谷礫層(戸塚層)が堆積している^{4), 5)}。

標高約64mの希望ヶ丘駅付近から標高約70mのMKi付近は下末吉層が堆積している。一方、駅の北方には上倉田層が堆積している。この両者の下位は不明瞭な地層であり、特に古期ローム層と新期ローム層の区分や上倉田層を整合に覆う山王台ローム層の堆積が明らかでなく、再検討の必要がある。また、上倉田層・古期ローム層・新期ローム層は下位の上総層群を不整合に覆っている。

2-2 東永谷のボーリング(HGaボーリング)

図-1のHGaは横浜市港南区東永谷(市立南高等学校)のボーリング地点である。星川ドームの南東翼に当たり、大岡川上流左岸の丘陵に位置し、京浜急行電鉄本線大岡駅より西方、約1.4Kmの地域である。当地域は多摩丘陵南部で標高は約60m+である。

「横浜市地形地質図」⁶⁾によると、当地域は相模層群の

山王台ローム層の堆積面で、上倉田層を整合に覆う山王台ローム層が堆積している。山王台ローム層は、上位の古期ローム層や新期ローム層により不整合に覆われていると考えられている。

また、HGa地点の東方約300mから上大岡駅にかけては、下末吉面（下末吉層の堆積面）が大岡川の左岸沿いに分布している。上大岡駅付近の丘陵・段丘下部（標高20m付近）には、相模層群の屏風が浦層が分布している。

図-2は調査地周辺の地質図と横浜サブ団研グループ⁷⁾（1983）が示した丘陵台地を構成する露頭柱状図である。主に第四紀の土橋ローム層と下末吉ローム層の地層を岩相と火砕質鍵層の特徴から示したものである。また、図-3は調査地周辺の地層を既存資料を使って作成した地質断面図である。

当地域の地層は第三紀後期鮮新世から第四紀前期更新世にかけての上総層群上星川層を第四紀中・前期更新世の相模層群が不整合に覆い、最上位層は新規のローム層（立川ローム層）が覆っている。

3. 調査結果と考察

3-1 南希望ヶ丘コアの観察結果（MKi 地質柱状図）

MKiの観察結果をMKi地質柱状図（図-2）に示す。

ボーリングは70mまでオールコアでサンプリングしている。

地表から約2.1mの深度には2枚の黒バンドが挟まれており、約4.2mまで全体が褐色のローム層からなっている。こ

れらの岩相の特徴からは本層が立川ローム層と対比される。

深度約4.2mから約8.8mまで（層厚約4.6m）の岩相は暗褐色のローム層からなる。深度約7.5mには武蔵野ローム層に介在する火砕質鍵層（東京軽石）が挟まれていることから、本層は武蔵野ローム層と対比される。

以上の層序区分によって、深度8.8mまでは立川ローム層と武蔵野ローム層の新期ローム層が堆積していることが明らかとなった。

深度約8.8mから約20.6mまで（層厚約11.8m）の岩層は褐色から灰褐色のローム層で、深度約15mから約20.6mまでの間にはスコリア、軽石、ガラパミ等（KIP-6, -7, -8, -9, -10, -11, -12, -13, -14）からなる火砕質鍵層が密集している。これらの鍵層は明らかに下末吉ローム層（古期ローム層）の鍵層と対比できるので、これらの堆積物は下末吉ローム層とした。

深度約20.6mから約21.3mまで（層厚約70cm）の岩層は黒褐色のローム層からなり、通称「クロカゲ」と呼ばれている。土屋ローム層の最上部に位置しているため、下末吉ローム層を境する鍵層とされている。このことから、下末吉ローム層と土屋ローム層の境界は深度約21.3mとして区分した。

深度約21.3mから約29.3mまで（層厚約8m）は灰色から暗褐色のローム層からなる。深度約24.8m付近には通称シマヘビ（TU-23）と呼ばれている火砕質鍵層が介在している。また、深度約26.1m付近にはニセ東京（TU-16）と呼ばれる火砕質鍵層が約40cmの

層厚で介在している。これらの地層に介在される火砕質鍵層は土屋ローム層（古期ローム層）と対比できるので、深度約21.3mから約29.3mの堆積物は土屋ローム層とした。

深度約29.3mから約43.6mまで（層厚約14.3m）は礫層であるため、コアの採取は断片的に行っている。岩層は凝灰岩からなる礫岩である。この礫層の確認においては、ボーリング掘削中の循環ベントナイト泥水から排出されるスライム観察と敷地内の下水道のシールド工事で搬出される土砂（粒径約50mmの礫から約300mmの巨礫が主体）でも確認した。これらの観察結果から、深度約29.3mから約43.6mの礫層は保土ヶ谷礫層（戸塚層）と対比した。

深度約43.6mから約70mまでは暗灰緑色の泥岩とシルト岩の互層からなり、標準貫入試験のN値が50以上である。また、白色軽石が点在して具化石が挟まれている。これらの岩相の特徴から推定して、本層は上総層群上星川層の泥岩・シルト岩と推定した⁸⁾。

MKiボーリングで明かになった、層厚約14mの礫層は、帷子川流域右岸からJR横須賀線保土ヶ谷駅付近・本牧台地にかけて堆積している「保土ヶ谷礫層」の上流域に当たる礫層であり、この礫層を覆う全ローム層（新期・古期ローム層）の層厚は約30mである。

従来報告（1997）¹⁾においては、MKi地点付近は下末吉ローム層の堆積面とされていた。しかしながら、本調査結果においては保土ヶ谷礫層（戸塚層）の上位に土屋ローム層が覆い、その上位には下末吉ローム層が覆っていた。また、更にその上位には新期ローム層の武蔵野ローム層と立川ローム層が覆っていた。下末吉層は下末吉ローム層を覆う地層とされていたが、当地点においては下末吉層が欠如しており、新たに戸塚層の堆積面が考えられてきた。そのため土屋面として再区分し、地質図等の一部修正の必要があると考えられる。

なお、今後は堆積面の広がりを二俣川両岸と帷子川流域に広げて再検討し、土屋面（戸塚層）の分布を明かにし、下末吉面（下末吉層）との関係を再検討して行く必要がある。

3-2 東永谷のコア観察結果（HGa コア）

HGaコアの観察結果を地質柱状図にまとめて図-3に示す。

ボーリングは156mまでオールコアでサンプリングしている。

地表から深度約3.6mまでの岩相は褐色のローム層からなっており、約2.6m付近に東京軽石（T・P）と約3.0m付近に三浦軽石（M・P）の火砕質鍵層が挟まれている。このT・PとM・Pは武蔵野ローム層に挟まれている鍵層のため、深度約3.6mまでの堆積物は最上部の立川ローム層を含めて、武蔵野ローム層（新期ローム層）と対比した。

深度約3.6mから約9.2mまで（層厚約5.6m）の堆積物は褐色ローム層からなり、KIP-6, KIP-9, KmP-6等の軽石やスコリアの火砕質鍵層が挟まれている。これらの火砕質鍵層は下末吉ローム層に多く介在するため、この堆積物は下末吉ローム層と対比した。

しかしながら、深度約8.4mから約8.7mの細粒砂（層厚約29cm）には軽石が密集している。この砂層は下末吉層の砂層とみるか、または下末吉海進時に海岸付近で堆積した砂丘砂とみるのか、岩層だけから明らかにできない。ここでは、下位に2枚の軽石層と黒褐色ローム層（クロカゲ）の特徴に着目し、このクロカゲを境に、その上位を下末吉層、下位を土屋ローム層として区分することにした。したがって下末吉ローム層の最下位には層厚約29cmの下末吉層が堆積していると考え、この位置を下末吉面と対比した。

深度約9.2mから約10.7mまで（層厚約1.5m）の堆積物は灰褐色ローム層からなり、白・黄・灰色軽石層の火砕質鍵層が挟まれている。この軽石層は土屋ローム層の火砕質鍵層（ウバミ軽石）と対比できるので、土橋ローム層（土屋ローム層）とした。なお、土屋ローム層の下位にクラック帯（黒色ローム）が認められることから、このクラック帯の上限までを土橋ローム層とした。

深度約10.7mから約12.0mまで（層厚約1.3m）の堆積物は青色ローム層（還元状態のローム層）からなり、火砕質鍵層は認められない。上方と下方の堆積物は舞岡ローム層（早田ローム層）の岩相の特徴に類似するため、ここでは舞岡ローム層と対比した。

深度約12.0mから約15.0mまで（層厚約3m）の堆積物は青色～暗青色の泥炭混じり砂・シルト層からなり、舞岡ローム層により整合に覆われている舞岡層と考えられる。

深度約15.0mから約31.0mまで（層厚約16m）の堆積物は泥炭層を挟んだ微細粒砂と暗炭色の泥岩とシルト岩が堆積している。このうち、深度29.2m～31.0m（層厚約1.8m）の砂層には黄・白色の軽石層が多く挟まれ、深度31.2m（層厚約1.2m）には砂混じりの円～垂円礫（最大粒径30mm）が認められる。この両者の堆積物は、ボーリング地点から約4Km北方の保土ヶ谷区瀬戸ヶ谷町の露頭で確認されている瀬戸ヶ谷層（大磯丘陵の藤沢層と対比されている）にその岩相の特徴が類似（礫層上位の軽石混じり、砂層・シルト層等）しているため、ここでは瀬戸ヶ谷層と対比した。

また、深度約15.0mから約27.5mまで（層厚12.5m）の泥岩・シルト岩互層（半固結状の軟岩）は貝化石を混入した海成層であるが、火砕質鍵層等の介在も認められないことから、地層対比が困難である。しかしながら、本堆積物の上位は舞岡層であり、下位は瀬戸ヶ谷層であることから推定して、舞岡層か、または瀬戸ヶ谷層のいずれかであるものと考えられる。

深度約31.2mから約39.2mまで（層厚約8m）の堆積物は褐色シルト・極微細粒砂層、灰色シルト岩・灰色細中粒砂層からなる。これらの堆積物には2枚の火砕質鍵層が介在されている。深度約34.2m付近にはゴマシオ状軽石が介在するSa-7の鍵層が認められ、深度約36.2m付近には赤色スコリアが介在するSa-3の鍵層が認められている。これらの火砕質鍵層は、山王台ローム層の火砕質鍵層と対比できるので、深度約31.2mから約39.2mまでの堆積物は山王台ローム層とした。

なお、下部の深度約39.2m付近の礫層は上倉田層の

基底礫層と考えた。

深度約39.2mから約76.9mまで（層厚約37.7m）の堆積物は岩相と挟まれている火砕質鍵層の特徴から検討して、屏風が浦層と対比できる。^{9)・10)}

本層上部の貝化石混じり砂層（層厚約8m）は、屏風が浦層上部と対比でき、本層中部の黒スコリア混じりのシルト岩層（層厚約8.5m）は屏風が浦層中部に挟まれている火砕質鍵層「コロッケ」層準と対比できる。

下部の砂層・シルト岩層（層厚約8.5m）は火砕質鍵層By-5、-4を挟んでいるので、屏風が浦層下部と対比できる。

最下部の基底礫層を伴った砂層・泥炭混じりのシルト岩層（層厚79.6m）には、多くの火砕質鍵層（軽石層）が挟まれ、火砕質鍵層By-1、-2、-3が認められる。特に、深度約72.7mから約76.9m（層厚約1.5m）の間にある粗粒白色軽石層は、屏風が浦層最下部にある火砕質鍵層「下倉田ガラバミ」と対比できる。

以上のことから、層厚約37.7mの堆積物は、屏風が浦層と対比した。

深度約76.9mから156.5mまで（層厚約80m）の岩相は灰色シルト岩、砂層からなり、泥炭や貝化石を混入し、軽石層を挟んでいる。これらの堆積物は挟まれている火砕質鍵層と岩相の特徴から上総層群と考えられ、深度約148mから152mの間には凝灰岩からなるHPタフとHKタフ、スコリア質凝灰岩からなるNYタフの3枚の火砕質鍵層が認められ、上総層群中里層の火砕質鍵層と対比される。

なお、本市の南部では屏風が浦層の下位に長沼層が堆積しているが、本ボーリングコアでは長沼層は認められなかった。

屏風が浦層の下位堆積物の層厚は約76.9mであり、この堆積物の上部層が長沼層だとすれば、特徴的な火砕質鍵層が多く挟まれているはずであり、識別は容易である。しかしながら、本コアにはそのような火砕質鍵層は認められていない。したがって、本調査地付近には、長沼層は分布していないと考える。

先に取りまとめた「横浜市の地形地質図」（2万5千分の1）においては、当地域は上倉田層を整合に覆う山王台ローム層の堆積面とされ、この山王台ローム層を上位のローム層がそれぞれ不整合に覆っていると報告した。しかしながら、今回のボーリング調査によって、調査地付近における下末吉層の堆積環境は、下末吉海進時に水面下に没して堆積している。このため、本層は下末吉面として新たに位置付けるものとした。

また、下末吉海進前の土屋ローム層・舞岡ローム層上部が堆積する間は、一時的に陸域であったが、それ以前は再び海域になっていたと考えられる。

4. まとめ

帷子川支流の二俣川右岸丘陵部（南希望ヶ丘中学校）と大岡川上流左岸の丘陵部（南高等学校）で実施されたボーリングコアを観察した結果、当地域の地下地質は従来から考えられてきた相模層群の堆積物にたいし、いくつかの相違が認められ、次のような知見が得られた。

1) 帷子川支流の二俣川右岸丘陵部の地下地質には保土ヶ谷礫層が堆積しており、戸塚層の一部として位置付けられた。したがって今後は土屋面として再区分する必要がある。

従来、戸塚層は帷子川右岸に堆積していたことは知られていたが、その分布範囲は明らかではなかった。本調査によって戸塚層は二俣川兩岸に分布している可能性も生じてきたので、その分布範囲を明らかにして行く必要がある。

戸塚層は巨礫を含んだ礫層で、層厚も西方向に向かって急激に厚くなり、相模原台地まで連続している。この礫層は、地下水の帯水層として、多くの場所で利用されており、今後の地下水環境対策に重要な資料となる。

2) 大岡川上流左岸の丘陵部の地下地質は、従来から相模層群上倉田層の堆積面として区分されてきた。しかしながら、本調査では下末吉面であることが明らかとなったため、今後は当地域の上倉田層の堆積面は下末吉面として再

区分する。

上倉田層は、上位の瀬戸ヶ谷層（大磯丘陵の藤沢層）に不整合に覆われ、瀬戸ヶ谷層は、上位の舞岡層に不整合に覆われている。

舞岡層を整合に覆う舞岡ローム層は、上位の土屋ローム層により不整合に覆われている。土屋ローム層は、上位の下末吉層により不整合に覆われている。

謝辞

ボーリングコアを観察するに当たって、横浜国立大学学生の武石義樹君及び当研究所の美濃輪和朗氏からはコアの整理で大変お世話になった。また、コアの採取では京浜調査工事（株）に大変お世話頂いた。ここに記して厚く御礼申し上げます。

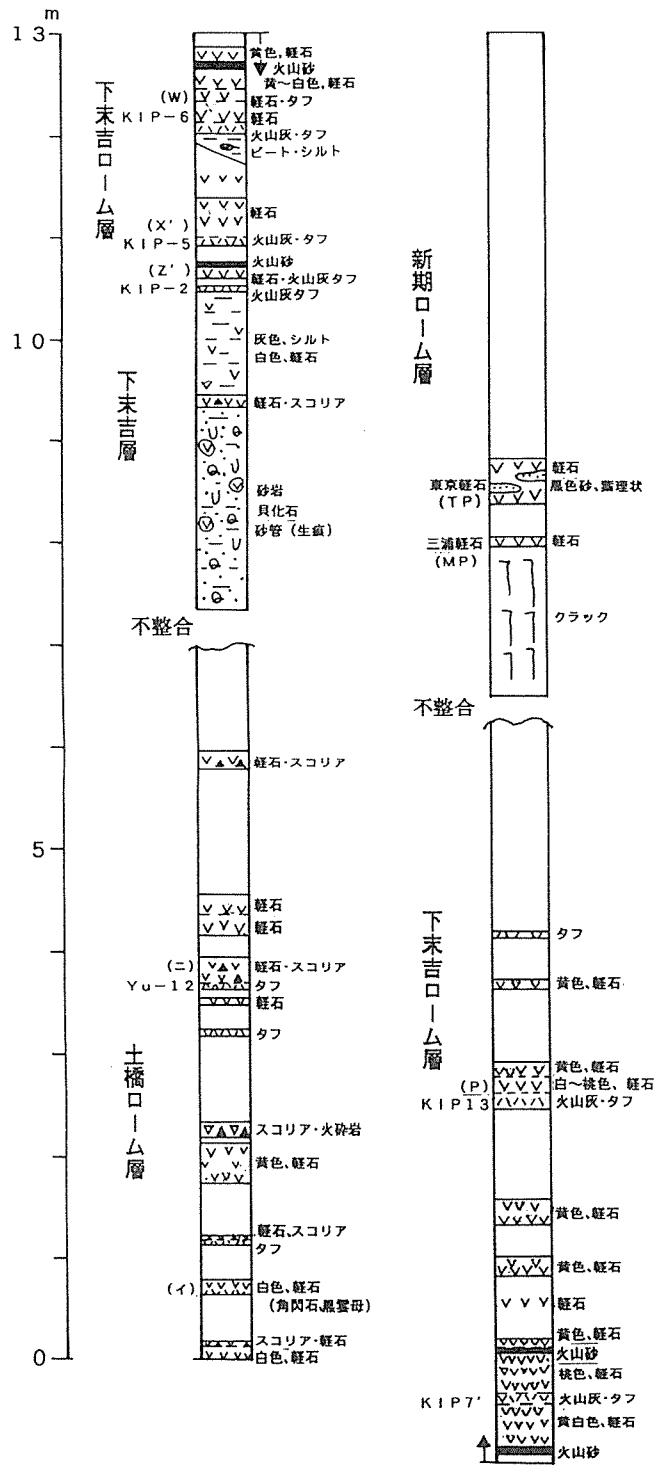
参考文献

- 1) 三梨昂・菊地隆男：横浜地域の地質，（5万分之1図幅），地質調査所，1982，p1101
- 2) 岡重文・菊地隆男・桂島茂：東京西南部の地質，（5万分之1図幅），地質調査所，1984，p148
- 3) 横浜市公害研究所：横浜市軟弱地盤層調査報告書（軟弱地盤構造と地盤沈下特性），公害研資料No.83，1988，p52～56
- 4) 岡重文：関東地方南西部における中・上部更新統の地質，地質調査所月報，vol.42(11)，1991，p553～651
- 5) 杉本実・梅原順造・飯塚貞男・岡重文・三梨昂：帷子川流域に分布する礫層の追跡調査と地下水環境の一考察，第2回環境地質シンポジウム，1992
- 6) 横浜市：横浜市地盤図集（2万5千分の1図幅，横浜市の地形・地質図），1996
- 7) 横浜サブ団研グループ：横浜市戸塚町西部における上倉田層および山王台ローム層に関する新知見，関東の四紀，No.10，1983，p15～20
- 8) 杉本実・梅原順造：星川ドーム東南翼部の地下地質調査，横浜市環境科学研究所報第18号，1994
- 9) 岡重文：横浜西南部の第四紀中・後期更新世の地質，地質調査所，1996
- 10) 関東第四紀研究会：下末吉台地およびその周辺地域の地質学的諸問題，地球科学，vol.24，p151～166

杉本実・岡重文(1996) 横浜市の地形地質図(1/25,000)、横浜市を簡略化



図-1 横浜市の地質と調査位置図



土橋ローム層と下末吉ローム層

横浜ザブ研グループ (1983)

図-2 露頭柱状図 (調査値周辺)

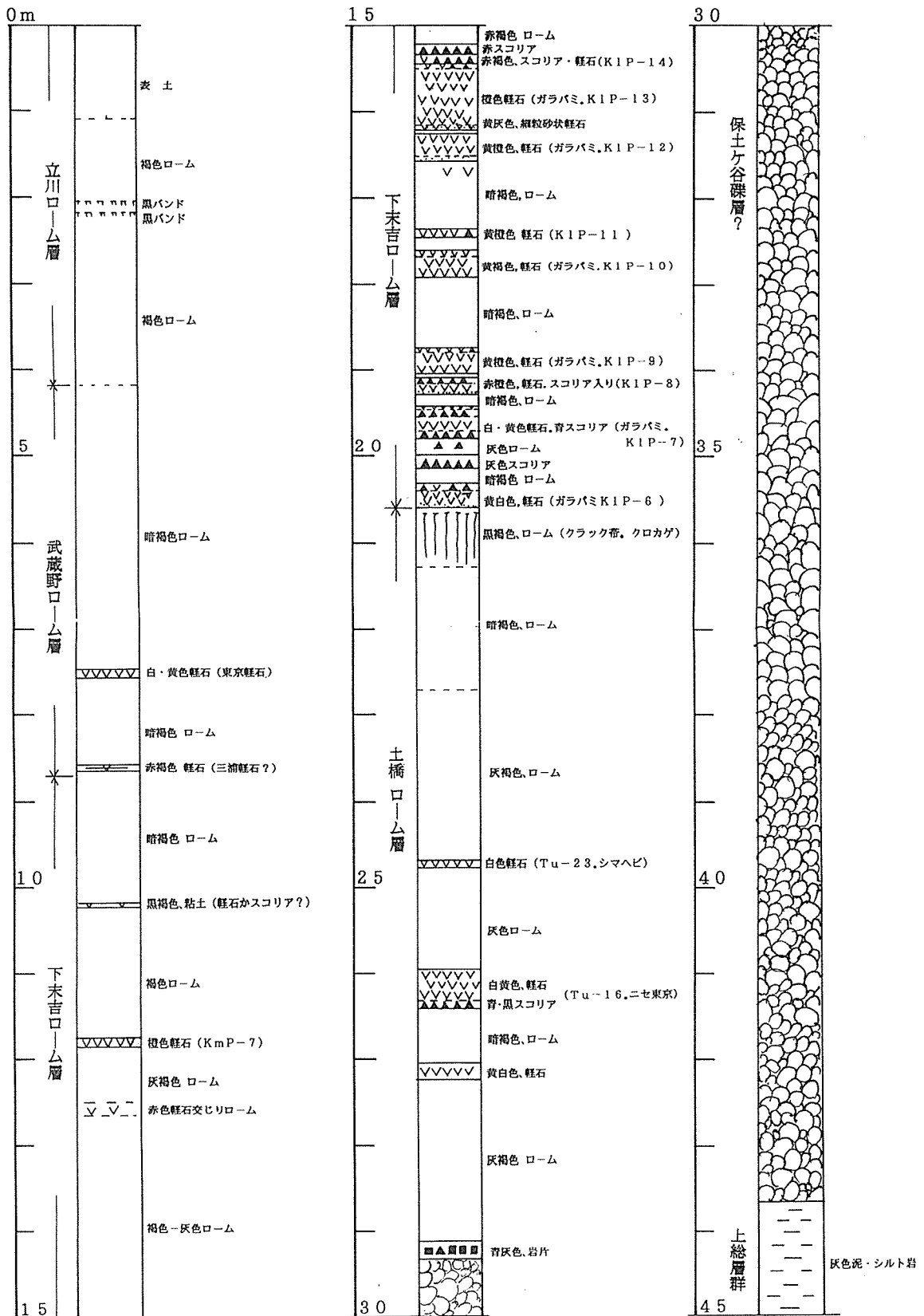


図-3 南希望ヶ丘地質柱状図

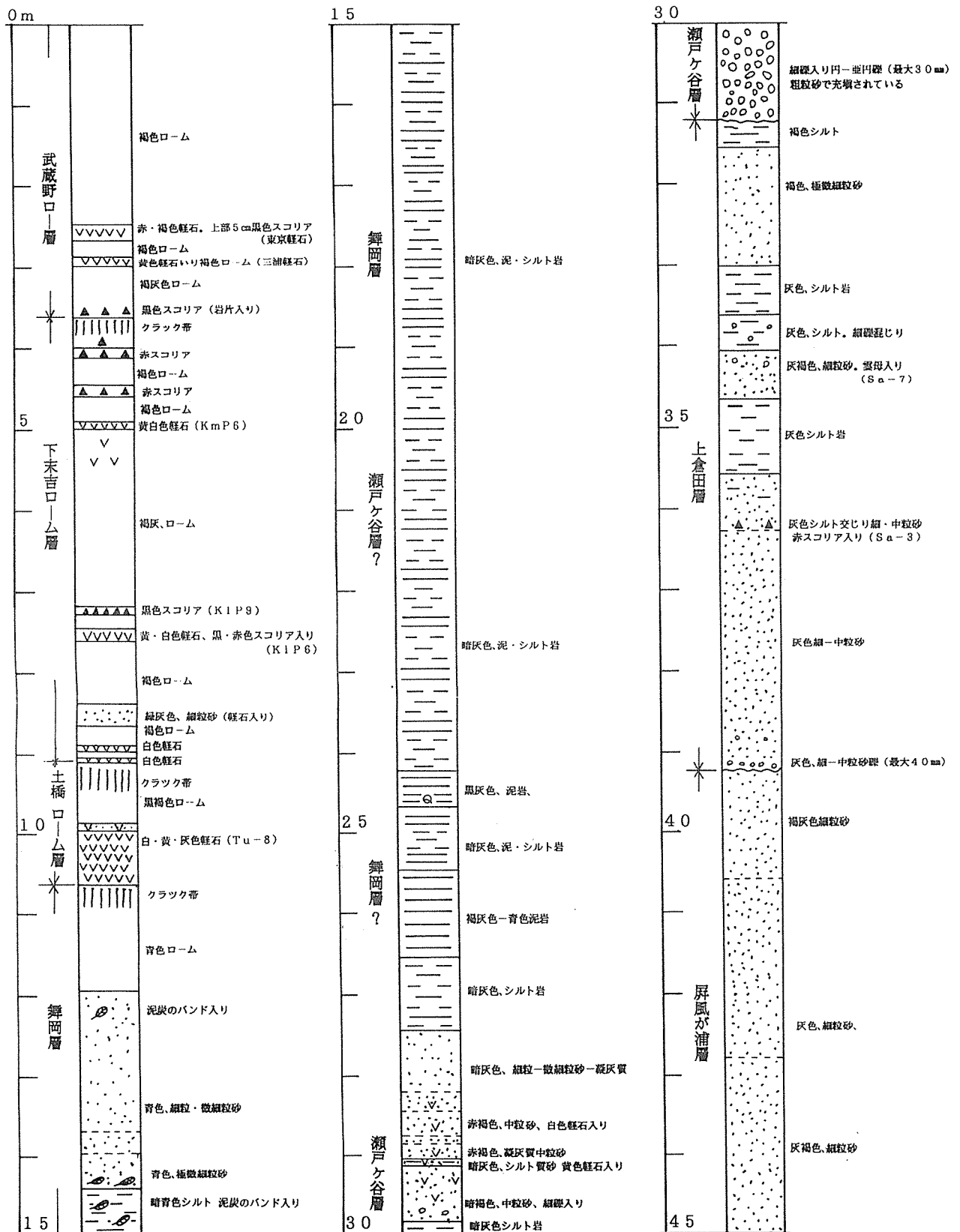


図-4 東永谷地質柱状図

横浜市における酸性雨調査

— 1996年の調査結果 —

梅田てるみ*, 加藤善徳*

1. はじめに

降水の化学的性状を長期的に把握するため、本市では1984年5月より一降水全量及び初期1mm降水を年間を通じ採取し、pH、導電率(EC)及び各イオン成分濃度の測定を実施している。ここでは、1996年の調査結果について報告する。

2. 調査内容

採取期間：1996年1月～1996年12月

採取地点：横浜市環境科学研究所屋上（横浜市磯子区滝頭）

採取方法：自動雨水採取装置（小笠原計器製作所US-400型）により一降水全量及び初期1mm降水を各降水毎に採取した。

分析項目及び分析方法：表-1に示した。

3. 結果

3-1. 気象状況及び採取状況

1996年1月～12月の1年間に一降水全量及び初期1mm降水を各46試料ずつ採取した。なお、降水量1mm未満の降水は調査対象から除外した。

1996年の年間降水量（採取した降水の貯水量より算出）は1653mmとなり、この値は、採取地点から約4km離れた横浜地方気象台における年間降水量¹⁾（1684mm）の98%で、両者は概ね一致していた。

また、気象台の観測によると、月間降水量²⁾は7月と9月が台風の影響等により平年よりかなり多かったが、1月、6月、8月は平年よりかなり少なく、年間降水量としてはほぼ平年並（平年値²⁾1569mm）となった。

3-2. pH

図-1, 2に一降水全量及び初期1mm降水のpHの最高、最低、平均値を示した。

(1) 一降水全量

1996年の一降水全量の最高pHは5.69（4月18日、降水量20.4mm）、最低pHは3.76（7月22日、降水量4.8mm）、降水量で重み付けした平均pHは4.74であり、この値は13ヶ年の平均値4.66（表-2）と比べやや高い値であった。

また、図-3にpHの頻度分布を示したが、一降水全量のpHは4.5以上5.0未満の階級が22試料（48%）と最も多く、次いでpH4.0以上4.5未満の14試料（30%）だった。また、pH4.0未満の特にpHの低い降水は、前述した7月22日の1試料（2%）だけだった。なお、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は45試料（98%）で、採取した降水のほとんどが酸性雨であった。

次に、経年変化についてみると（図-1、欠測期間のある年は除く）、加重平均値は4.55～4.77の範囲内にあり、ほぼ横ばいで推移している。また、最低値については1987年～1994年にかけて低下の

表-1 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率(EC)	電気伝導度法
NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Na ⁺	イオンクロマトグラフ法
Ca ²⁺ , Mg ²⁺	イオンクロマトグラフ法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法

傾向であったが、その後は明確な傾向は見られない。

(2) 初期1mm降水

1996年の初期1mm降水の最高pHは6.61（3月15日）、最低pHは3.57（7月22日）、加重平均pHは4.35であり、この値は13ヶ年の平均値4.28（表-2）と比べやや高い値であった。

また、図-3にpHの頻度分布を示したが、初期1mm降水のpHは、一降水全量よりも一階級低い4.0以上4.5未満の階級が16試料（35%）と最も多かった。また、pH4.0未満の特にpHの低い降水は6試料（13%）であり、5～8月、10月、12月に観測された。

次に、経年変化についてみると（図-2、欠測期間のある年は除く）、加重平均値は4.19～4.38の範囲内にあり、一降水全量と同様、ほぼ横ばいで推移している。

3-3. イオン成分濃度

表-2に一降水全量及び初期1mm降水の各イオン成分の年平均濃度を示した。

(1) 一降水全量

1996年のSO₄²⁻、NO₃⁻の年平均値（μg/ml）は、それぞれ1.83、1.38であり、13ヶ年の平均（1.81、1.11）とほぼ同程度ないしやや高い値であったが、経年的に見て大きな変化は見られなかった。

また、NH₄⁺、Ca²⁺及び海塩が主と考えられるNa⁺、Mg²⁺、Cl⁻も13ヶ年の平均と同程度ないしやや高めであったが、経年的に見て大きな変化はなかった。

(2) 初期1mm降水

1996年のSO₄²⁻、NO₃⁻の年平均値（μg/ml）は、それぞれ8.16、8.43であり、13ヶ年の平均（6.61、5.43）と比較し、いずれもやや高い値であった。

また、NH₄⁺、Ca²⁺も13ヶ年の平均と比べやや高かったが、海塩が主と考えられるNa⁺、Mg²⁺、Cl⁻は13ヶ年の平均とほぼ同程度であった。

経年的には、SO₄²⁻、NH₄⁺、Ca²⁺については明確な増減傾向がみられないが、NO₃⁻は1987年以降上昇する傾向がみられる。

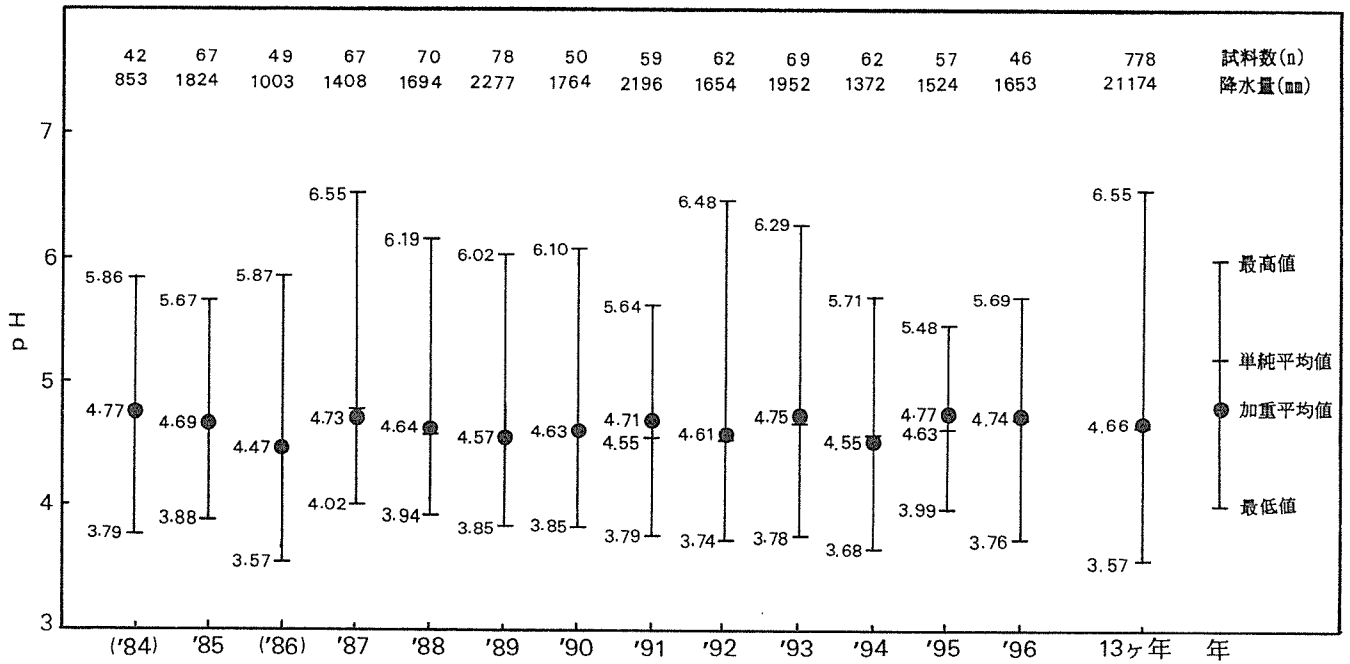


図-1 pHの経年変化(一降水全量)

(単純平均値は各降水のpH値の算術平均値, 加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算し, 降水量で重み付けした平均値をpHに再変換した値である。1984年1月~4月及び1986年3月~5月は欠測である。)

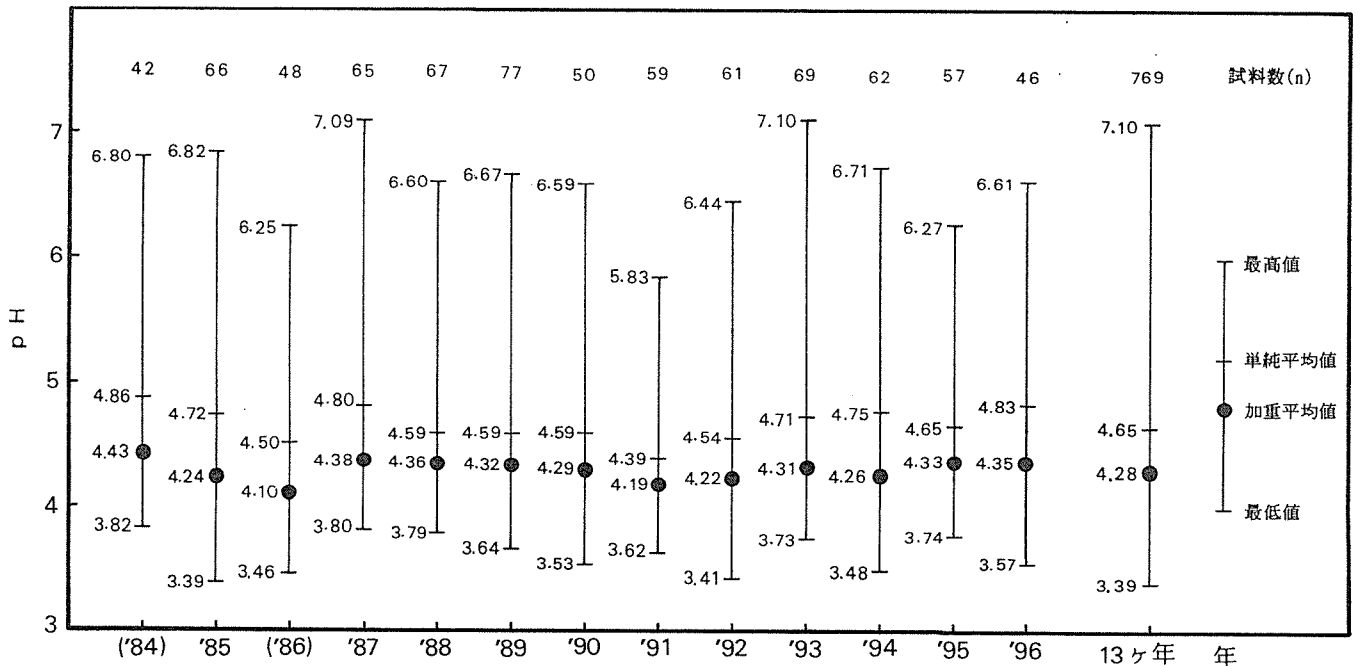


図-2 pHの経年変化(初期1mm降水)

(単純平均値は各降水のpH値の算術平均値, 加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算したものを平均し, pHに再変換した値である。1984年1月~4月及び1986年3月~5月は欠測である。)

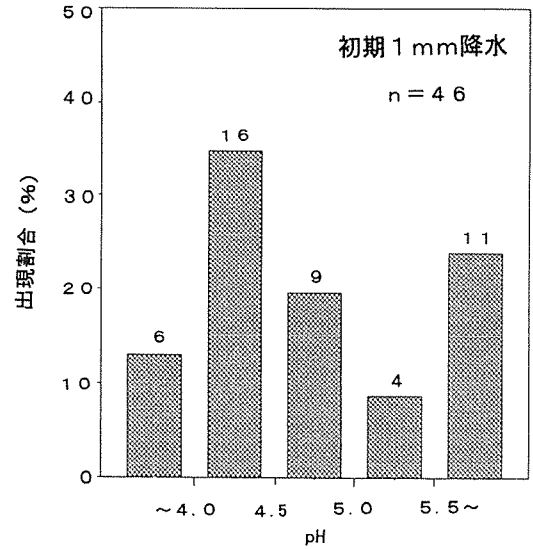
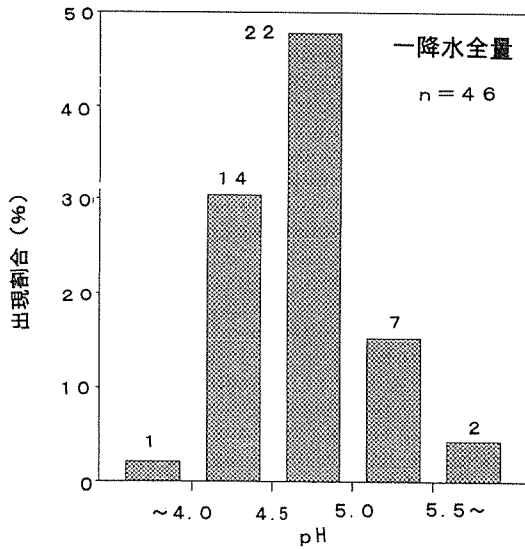


図-3 pHの頻度分布

表-2 降水成分の年平均濃度

	降水量 mm	試料数 n	pH	EC	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	
				μS/cm			μg/ml						
一 降 水 全 量	(1984年)	853	42	4.77	17.5	0.51	0.05	0.42	0.14	0.07	2.12	0.78	1.11
	1985年	1824	67	4.69	17.4	0.38	0.04	0.57	0.18	0.09	1.53	0.76	1.32
	(1986年)	1003	49	4.47	24.5	0.75	0.12	0.47	0.18	0.06	2.21	1.70	1.50
	1987年	1408	67	4.73	19.2	0.51	0.12	0.42	0.14	0.06	1.81	1.07	1.16
	1988年	1694	70	4.64	21.0	0.51	0.04	0.40	0.14	0.06	2.29	1.12	1.24
	1989年	2277	78	4.57	25.3	0.56	0.05	0.53	0.22	0.10	2.01	1.23	1.34
	1990年	1764	50	4.63	25.7	0.38	0.06	1.24	0.33	0.18	1.80	0.99	2.23
	1991年	2196	59	4.71	16.7	0.49	0.03	0.40	0.20	0.08	1.40	0.73	1.00
	1992年	1654	62	4.61	20.6	0.59	0.04	0.65	0.24	0.09	1.73	0.97	1.58
	1993年	1952	69	4.75	17.4	0.57	0.04	0.40	0.27	0.07	1.56	1.05	1.26
	1994年	1372	62	4.55	24.7	0.63	0.03	0.58	0.35	0.10	2.17	1.75	1.41
	1995年	1524	57	4.77	19.6	0.53	0.04	0.55	0.23	0.08	1.55	1.19	1.35
	1996年	1653	46	4.74	20.3	0.62	0.04	0.59	0.31	0.08	1.83	1.38	1.43
13ヶ年	21174	778	4.66	20.7	0.53	0.05	0.56	0.23	0.09	1.81	1.11	1.38	
初 期 1 mm 降 水	(1984年)	-	42	4.43	53.6	1.63	0.14	1.41	1.11	0.28	6.73	3.52	4.38
	1985年	-	66	4.24	66.8	1.62	0.20	2.56	1.86	0.49	6.26	4.28	5.87
	(1986年)	-	48	4.10	71.9	2.09	0.20	1.68	1.20	0.27	7.03	6.41	5.49
	1987年	-	65	4.38	56.9	1.15	0.23	1.90	1.31	0.36	5.57	4.04	4.82
	1988年	-	67	4.36	57.0	1.37	0.16	2.15	1.08	0.34	6.10	4.15	5.20
	1989年	-	77	4.32	63.0	1.31	0.20	2.13	1.29	0.39	5.44	4.11	5.44
	1990年	-	50	4.29	73.4	1.26	0.28	4.22	1.97	0.71	6.39	4.42	6.20
	1991年	-	59	4.19	70.7	1.73	0.20	2.48	1.47	0.48	6.75	4.62	5.20
	1992年	-	61	4.22	59.0	1.55	0.19	1.96	1.43	0.36	5.89	4.63	4.35
	1993年	-	69	4.31	77.8	2.56	0.31	2.95	2.51	0.55	8.76	8.00	7.16
	1994年	-	62	4.26	76.3	1.80	0.21	3.18	2.11	0.55	7.40	7.95	6.42
	1995年	-	57	4.33	65.6	1.56	0.21	2.25	1.59	0.41	6.00	6.44	4.67
	1996年	-	46	4.35	74.7	2.32	0.26	2.66	2.34	0.46	8.16	8.43	5.01
13ヶ年	-	769	4.28	66.6	1.68	0.21	2.43	1.64	0.44	6.61	5.43	5.44	

注1) 一降水全量の平均値は降水量で重み付けした加重平均値である。

注2) pHの平均は水素イオン濃度に換算したものを平均して求めた。

注3) 1984年1月~4月及び1986年3月~5月は欠測である。

注4) 13ヶ年の欄には1984年~1996年の平均値を示した。

4. まとめ

1996年の酸性雨調査の結果は次のとおりであった。

(1) 一降水全量(46試料)の平均pHは4.74, 初期1mm降水(46試料)の平均pHは4.35であった。

(2) 年平均pHは, 一降水全量, 初期1mm降水とも, 13ヶ年の平均値と比較しやや高いものの, 経年的に大きな変化はみられなかった。

(3) SO_4^{2-} , NO_3^- の平均濃度($\mu\text{g/ml}$)は一降水全量が各々1.83,

1.38, 初期1mm降水が8.16, 8.43であり, 13ヶ年の平均値と比べ一降水全量は同程度, 初期1mm降水はやや高い値であった。

(4) 初期1mm降水の NO_3^- 濃度は, 1987年以降上昇傾向となっている。

文 献

1) 横浜地方気象台: 神奈川県気象年報, 平成8年(1996).

2) 横浜地方気象台: 神奈川県気象月報, 平成8年1月~12月(1996).

横浜市における地球温暖化関連物質の調査

江幡 育郎*, 坂井 清*, 平野 耕一郎*

1. はじめに

近年、大気中の二酸化炭素やメタンなどの増加による地球の温暖化が問題になっている。

横浜市では地球温暖化の原因となる大気汚染物質として1993年より二酸化炭素(CO₂)、メタン(CH₄)および亜酸化窒素(N₂O)の3項目について市内6ヶ所で測定を開始した。次いで、1994年にフロン11(CFC11)、フロン12(CFC12)およびフロン113(CFC113)のフロン類についても測定を実施し現在に至っている。

2. 調査方法

2-1 調査地点

横浜市内の6地点(川向町, 下川井町, 東本郷町, 田谷町, 滝頭および新磯子町)(表-1, 図-1)で行った。

2-2 採取方法

調査地点において、1mmHg以下の真空にしたステンレス鋼製容器(日造研磨社製, SUS 316L)3リットルのバルブを2分間解放にし、除湿管(過塩素酸マグネシウム)を通して大気を容器に回収した。

2-3 分析装置

CO₂: 単光源二光束非分散赤外吸収方式で比較ガス流通系の高分解能 CO₂ 分析計。(島津製作所製 XURA-207)

CH₄: FID-GC の炭化水素自動計測器(島津製作所製 HCM-A)をメタンガスのみが高精度で分析できるように改良。

N₂O, CFC11, CFC12, CFC113: 非放射線式 ECD-GC (柳本製作所製 AG-1)および自動ガスサンプラー(柳本製作所製 P11, GSL-330A)で同時分析。

2-4 分析方法

CO₂, CH₄: 試料容器を CO₂ 分析装置の試料導入口に接続し、分析装置の系内と接続部の管内を排気し、試料容器のバルブを開き、ベローズポンプを用い試料空気を導入後、CO₂ 分析装置のセル内および CH₄ 分析計の計量管内を大気圧平衡にし、それぞれの分析装置で CO₂ および CH₄ を分析した。

N₂O, CFC11, CFC12, CFC113: 試料容器を自動ガスサンプラーの試料導入口に接続し、管内を排気し、試料容器のバルブを開き、ベローズポンプを用い試料空気を導入後、計量管内を大気圧平衡にし分析した。

3. 調査結果および考察

市内各地点の各項目の調査結果を表-2, 図-2に示した。また、工業地域については表-3に示した。更に、図-2において気象庁が行っている岩手県綾里のバックグラウンド観測値も同時に示した。

なお、各調査地点における結果は、工業地域である新磯子町を除き、局所的な汚染が推測される高濃度なデータ(バックグラウンド値に対して、CO₂>+75ppm, CH₄>+0.4ppm, N₂O>+90ppb, CFC11>+90ppt, CFC12>+100ppt, CFC113>+200ppt)を年平均値から除外し求めた。

地球温暖化に関わる大気汚染物質の発生源は横浜市内に多く存在するため、バックグラウンドである綾里の観測値よりも高濃度であった。

各地点の各汚染物質濃度は、それぞれ年間を通じほぼ同じレベルであったが、CO₂ 濃度は、夏期には低く冬期には高くなる季節変動の傾向が見られた。そのほかの物質については、季節変動がほとんど見られなかった。

表-1 調査地点

番号	地点名	所在地	地域の区分
1	川向町	都築区川向町	農業地域(田)
2	田谷町	栄区田谷町	"
3	東本郷町	緑区東本郷町	農業地域(畑)
4	下川井町	旭区下川井町	"
5	滝頭	磯子区滝頭	住宅地域
6	新磯子町	磯子区新磯子町	工業地域



図-1 調査地点

市内での CO₂, CH₄, N₂O の濃度は、年ごとに徐々に増えている。CFC11, CFC12 の濃度は、ほぼ一定の濃度になってきている。CFC113 の濃度は、減少傾向にある。工業地域である新磯子町の CO₂, CH₄, N₂O 濃度は一般環境に比べてが2割前後高いが、フロン

類の濃度は同程度であった。

フロン類の濃度増加が抑えられているのは、1987年のモントリオール議定書に基づくフロン類の生産規制(1996年までに全廃)の結果であると推定される。

表2-1 二酸化炭素の各地点別年平均値

CO ₂ /ppm	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	383	388	390	391	390
田谷町	370	383	381	385	384
東本郷町	381	388	382	391	389
下川井町	373	385	386	390	389
滝頭	386	386	384	391	392
平均値	378	386	385	389	389

表2-2 メタンの各地点別年平均値

CH ₄ /ppm	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	1.85	1.85	1.87	1.89	1.86
田谷町	1.83	1.84	1.86	1.85	1.85
東本郷町	1.88	1.88	1.91	1.90	1.91
下川井町	1.83	1.85	1.90	1.95	1.92
滝頭	1.86	1.86	1.86	1.86	1.88
平均値	1.85	1.86	1.88	1.89	1.88

表2-3 亜酸化窒素の各地点別年平均値

N ₂ O/ppb	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	328	323	331	329	328
田谷町	328	313	326	327	340
東本郷町	332	316	331	323	327
下川井町	316	316	331	322	325
滝頭	328	321	324	320	344
平均値	326	318	329	324	333

表-3 新磯子町における地球温暖化物質の年平均値

物質	'93	'94	'95	'96	'97
CO ₂ / ppm	466	441	450	427	430
CH ₄ / ppm	2.44	2.27	2.50	2.08	2.05
N ₂ O / ppb	379	419	461	488	382
CFC11 / ppt	—	307	310	307	316
CFC12 / ppt	—	571	625	580	593
CFC113 / ppt	—	207	201	178	145

表2-4 フロン11の各地点別年平均値

CFC11/ppt	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	—	329	307	322	306
田谷町	—	305	301	299	301
東本郷町	—	322	303	313	305
下川井町	—	305	313	311	312
滝頭	—	315	314	307	309
平均値	—	315	308	310	307

表2-5 フロン12の各地点別年平均値

CFC12/ppt	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	—	582	592	582	586
田谷町	—	546	576	570	572
東本郷町	—	565	583	596	598
下川井町	—	564	586	603	593
滝頭	—	555	579	581	586
平均値	—	562	583	586	587

表2-6 フロン113の各地点別年平均値

CFC113/ppt	'93	'94	'95	'96	'97
川向町	—	218	208	187	151
田谷町	—	192	200	156	154
東本郷町	—	233	216	200	156
下川井町	—	208	203	206	151
滝頭	—	214	193	200	161
平均値	—	213	204	190	155

文献

- 1) 平野耕一郎：非放射線式 ECD-GC による環境大気中の N₂O、フロン同時分析、横浜市環境科学研究所報第19号 37-40 (1995)
- 2) 横浜市：温室効果気体発生源モニタリング調査、平成2年度 国立環境研究所委託業務、7 (1991)
- 3) 平野耕一郎：グラフサンプリング法による環境大気中の CO₂、CH₄ の同時分析、島津科学計測ジャーナル Vol.4 No.1、35-39 (1992)
- 4) 気象庁：大気バックグラウンド汚染観測年報、(1998)
- 5) 横浜市環境保全局：横浜市大気汚染調査報告書 第37報、(1998)

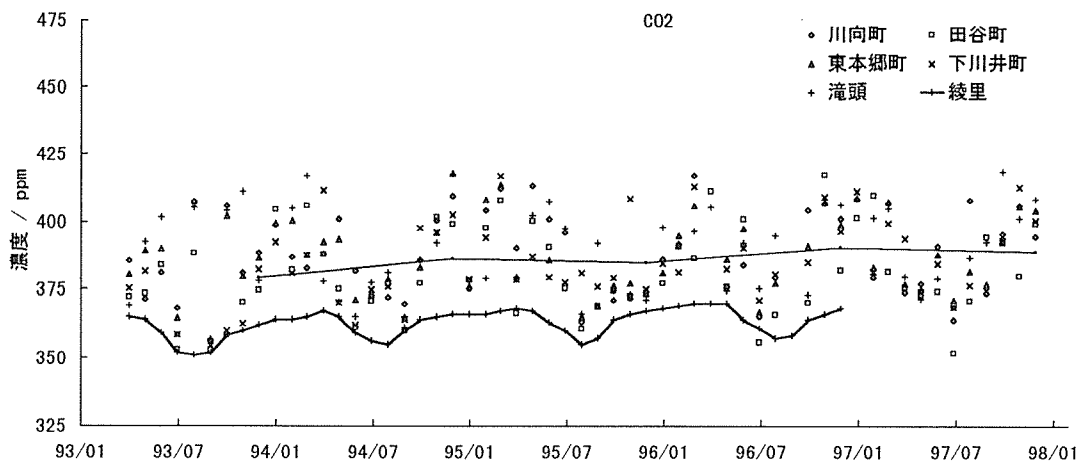


図-2-1 二酸化炭素の経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

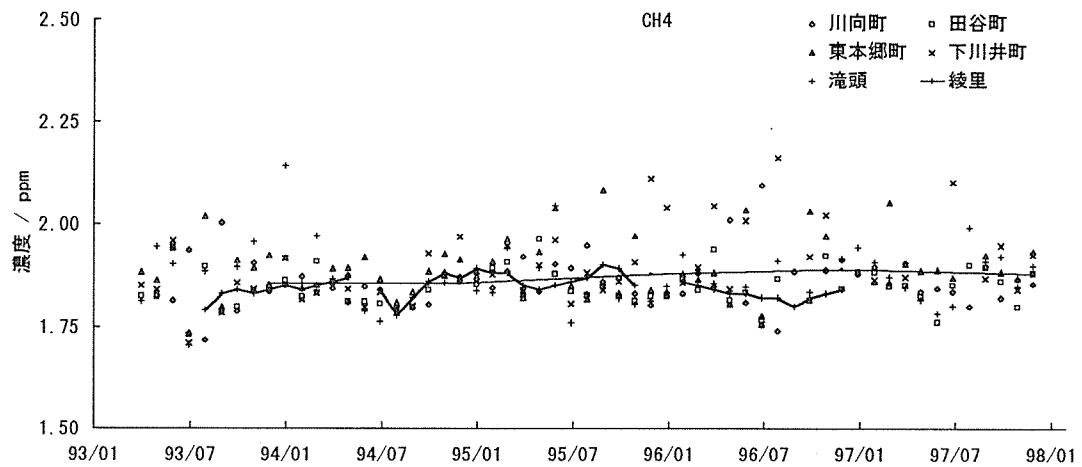


図-2-2 メタンの経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

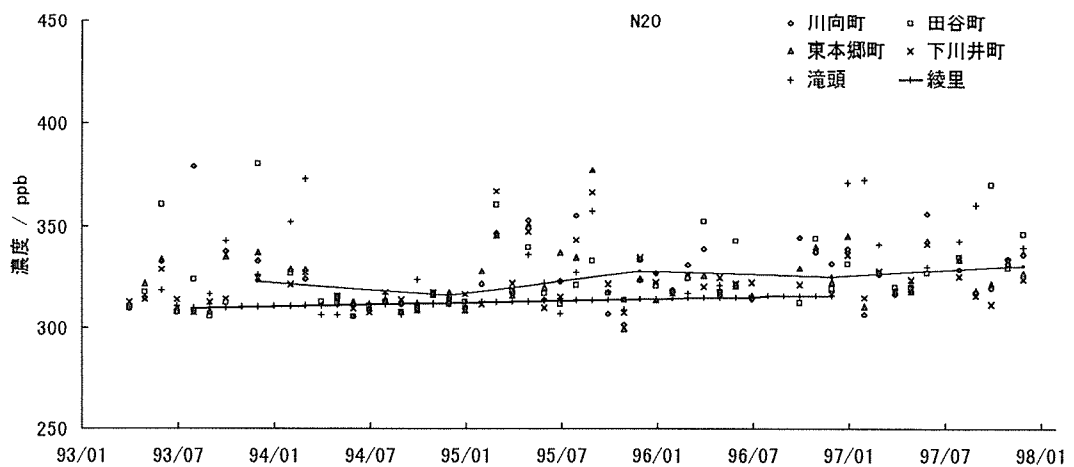


図-2-3 亜酸化窒素の経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

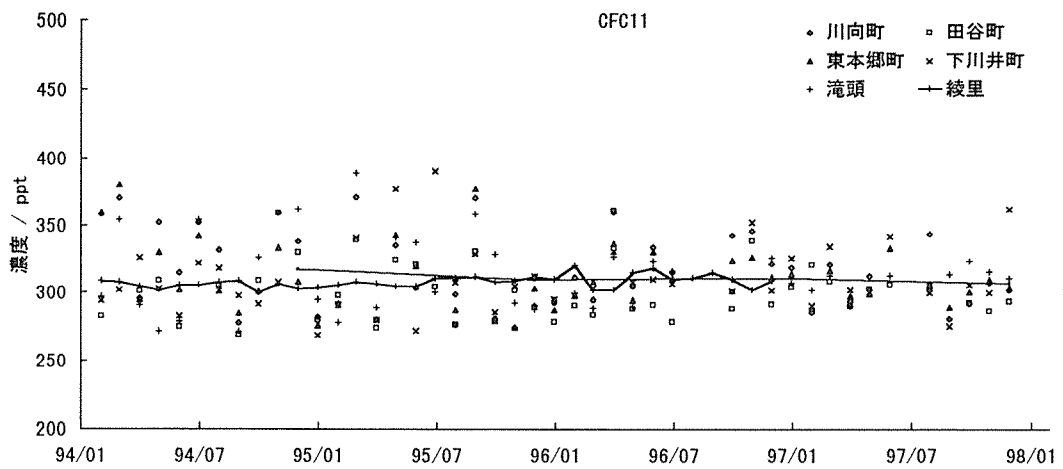


図-2-4 フロン11の経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

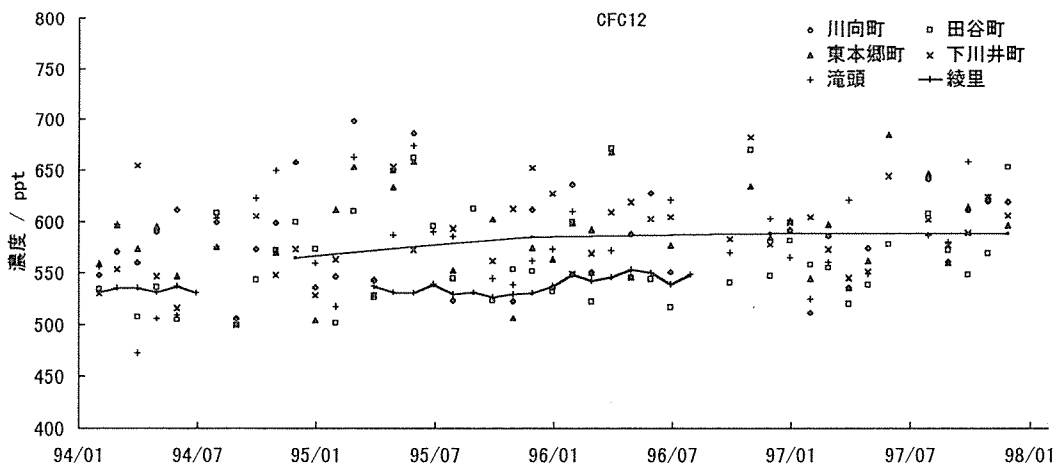


図-2-5 フロン12の経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

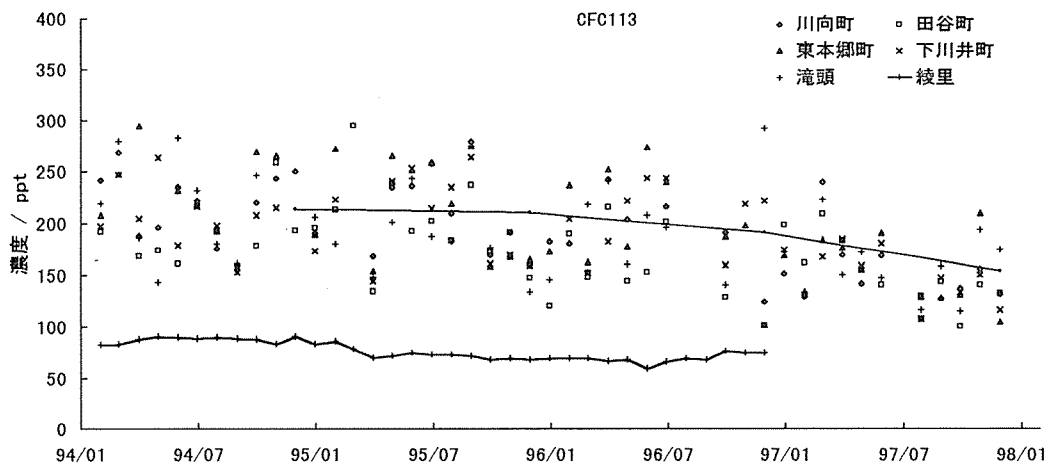


図-2-6 フロン113の経年変化（実線は、市内5地点の年平均値）

植物による減音量の計算用葉面積調査 (その 1)

村林亜希*, 鹿島教昭*

1. はじめに

横浜市が提案している植樹帯による挿入損失の計算チャート¹⁾は、使用樹種の葉面積が分かれば、挿入損失を計算で予測することができるというものである。しかし現在、樹木の葉面積の調査研究事例は他にはなく、樹種別の葉面積データを入手することは不可能である。そのため、この計算チャートを利用する際には、利用者が個々に使用樹種の葉面積を算出しなければならず、多大な時間を必要とする。そこで、樹木の葉に関する樹種別諸量と葉面積の関係を求め、葉面積の簡略算出法を提案することを目的として調査を行っている。

ここでは、平成 9 年に行った 5 種の樹木の調査結果について報告する。

2. 挿入損失の計算式

植樹帯の有無による音圧レベル差、すなわち挿入損失 L_i は葉面積数 FL (無次元数) と散乱数 ka (無次元数) で整理でき、次式で予測することができる。

$$L_i = FL \times f(ka) \quad \dots (1)$$

ここで、

FL : 葉面積数, 単位断面積当りの音が通過していく経路中に実際に存在する総葉面積[無次元]

F : 単位体積中の総葉面積[m⁻³]

L : 音が通過する植樹帯の幅[m]

ka : 散乱数[無次元]

k : 波長定数[m⁻¹], $k = 2\pi/\lambda = 2\pi f/c$

a : 葉面積を円とした時の直径[m]

c : 大気中の音速[m・s⁻¹], $c = 340\text{m/s}$

f : 周波数[Hz]

式 (1) について過去の実験データを代入し、1 次と 2 次まで多項式回帰を行い、実用上適当と考えられる次式を得ている。

$$L_i/FL = -0.039 + 0.1103(ka) \quad \dots (2)$$

$$L_i/FL = -0.100 + 0.1542(ka) - 4.001 \times 10^{-3}(ka)^2 \quad \dots (3)$$

したがって、使用樹種の F , a が分かれば挿入損失を計算で予測

することができる。

3. 調査方法

3-1 調査対象樹木

調査を行った樹木を表-1 に示す。なお、科名、学名は文献²⁾³⁾に拠る。

3-2 調査方法

一辺が 0.2m の立方体に含まれる葉を 1 樹種につき異なる 3ヶ所からビニールの袋に採取した。葉が乾燥しないように保存しつつ、一枚ずつ葉の質量(m)を 0.01mg まで、長径(l)、短径(s)を定規で 0.1mm まで、厚さをマイクロメータで 0.001mm まで測った。その後、葉を方眼紙にコピーし、方眼紙の面密度を用いて葉面積(A)を算出した。

4. 結果

4-1 物理特性

測定、及び計算結果を各樹木の物理特性として葉 1 枚当たりの平均値で表-2 に示す。

キンモクセイを除き、1 種類の樹木につき 3 通りの F が求まっており、3 つのデータにばらつきのある樹種がある。例えば、ツバキでは 12.36~17.03、サンゴジュでは 5.42~9.83 の値をとっている。これらのばらつきは葉の採取枚数についても存在し、葉の採取位置に関係して変動しているものと考えられ、葉の採取法を確立し、更にデータの収集、検討を行う必要がある。

4-2 物理特性間の相関

各物理特性間の相関行列を表-3 に示す。

この表より、厚さ以外の物理特性については、葉面積との相関が非常に高いことが分かり、葉面積の算出に有効であると考えられる。

各樹木について、葉面積(A)と長径×短径($l \times s$)、葉面積(A)と質量(m)の関係を図-1、2 に、葉面積と長径×短径、葉面積と質量の回帰式と相関係数を表-4 に示す。

表-1 調査対象樹木

樹種	科名	学名	葉	樹高
キンモクセイ	モクセイ科	<i>Osmanthus fragrans</i>	常緑広葉	中木
ツバキ	ツバキ科	<i>Camellia japonica</i>	常緑広葉	中木
アオキ	ミズキ科	<i>Aucuba japonica</i>	常緑広葉	中木
サンゴジュ	スイカズラ科	<i>Viburnum odoratissimum</i>	常緑広葉	中木
ユズリハ	ユズリハ科	<i>Daphniphyllum macropodum</i>	常緑広葉	高木

表-2 調査樹種の物理特性

樹種	キンモクセイ	ツバキ			アオキ			サンゴジュ			ユズリハ		
		NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3	NO.1	NO.2	NO.3
長径 l (mm)	89.5	76.5	73.6	76.5	123.7	131.4	114.1	85.4	109.1	102.2	147.7	122.4	138.0
短径 s (mm)	32.7	39.0	38.7	39.4	58.4	63.5	50.6	31.6	45.3	44.3	58.2	47.6	54.4
厚さ t (mm)	0.215	0.265	0.333	0.334	0.286	0.272	0.275	0.332	0.300	0.280	0.322	0.338	0.286
長径×短径 $l \times s$ (mm ²)	3111.1	3027.8	2925.5	3143.8	7730.7	9016.5	6065.1	2839.2	4992.4	4637.4	8843.7	5974.3	7732.8
質量 m (g)	0.57763	0.64609	0.63360	0.67826	1.41821	1.48333	1.04815	0.59655	0.89455	0.81336	2.03972	1.39162	1.51619
葉面積 A (mm ²)	2054.8	1997.3	1938.7	2096.3	5042.8	5911.0	3926.5	1958.7	3275.5	3098.2	6284.8	4306.2	5383.8
総葉数	141	53	51	65	20	18	22	37	24	14	17	24	21
総重量	81.45	34.24	32.31	43.41	28.36	26.70	23.06	22.07	21.47	11.39	34.68	33.40	31.84
単位体積当りの葉面積 F (m ⁻¹)	12.07	13.23	12.36	17.03	12.61	13.30	10.80	9.06	9.83	5.42	13.36	12.92	14.13

キンモクセイの総葉数, 総重量は0.024m³当り, ツバキ, アオキ, サンゴジュ, ユズリハの総葉数, 総重量は0.008m³当り

表-3 各樹種の物理特性の相関

キンモクセイ						サンゴジュ1					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.884	0.387	0.905	0.959	0.935	長径 l	0.935	0.525	0.964	0.976	0.981
短径 s		0.391	0.945	0.958	0.951	短径 s		0.514	0.959	0.981	0.975
厚さ t			0.518	0.355	0.354	厚さ t			0.601	0.533	0.534
質量 m				0.957	0.957	質量 m				0.988	0.986
$l \times s$					0.990	$l \times s$					0.997
ツバキ1						サンゴジュ2					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.847	0.660	0.911	0.953	0.924	長径 l	0.810	0.042	0.938	0.937	0.910
短径 s		0.616	0.940	0.958	0.963	短径 s		-0.326	0.861	0.961	0.960
厚さ t			0.763	0.680	0.678	厚さ t			0.025	-0.180	-0.220
質量 m				0.975	0.976	質量 m				0.941	0.939
$l \times s$					0.990	$l \times s$					0.989
ツバキ2						サンゴジュ3					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.808	0.595	0.908	0.942	0.910	長径 l	0.947	0.788	0.979	0.992	0.988
短径 s		0.677	0.952	0.946	0.964	短径 s		0.792	0.973	0.973	0.974
厚さ t			0.742	0.657	0.673	厚さ t			0.865	0.810	0.808
質量 m				0.986	0.990	質量 m				0.990	0.992
$l \times s$					0.991	$l \times s$					0.997
ツバキ3						ユズリハ1					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.888	0.543	0.921	0.967	0.948	長径 l	0.955	0.156	0.945	0.973	0.975
短径 s		0.605	0.958	0.957	0.969	短径 s		-0.033	0.912	0.992	0.984
厚さ t			0.755	0.609	0.624	厚さ t			0.356	0.064	0.096
質量 m				0.984	0.987	質量 m				0.947	0.958
$l \times s$					0.996	$l \times s$					0.996
アオキ1						ユズリハ2					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.931	-0.003	0.945	0.952	0.957	長径 l	0.950	0.275	0.967	0.985	0.980
短径 s		0.038	0.981	0.989	0.978	短径 s		0.129	0.913	0.985	0.981
厚さ t			-0.001	-0.019	-0.009	厚さ t			0.450	0.219	0.229
質量 m				0.994	0.998	質量 m				0.958	0.960
$l \times s$					0.995	$l \times s$					0.993
アオキ2						ユズリハ3					
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A	特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A
長径 l	0.974	0.285	0.949	0.971	0.964	長径 l	0.952	0.498	0.973	0.971	0.968
短径 s		0.280	0.985	0.991	0.989	短径 s		0.307	0.954	0.991	0.985
厚さ t			0.262	0.293	0.260	厚さ t			0.505	0.375	0.362
質量 m				0.991	0.997	質量 m				0.982	0.982
$l \times s$					0.996	$l \times s$					0.994
アオキ3											
特性	短径 s	厚さ t	質量 m	$l \times s$	葉面積 A						
長径 l	0.933	0.264	0.952	0.963	0.966						
短径 s		0.313	0.980	0.981	0.976						
厚さ t			0.289	0.302	0.279						
質量 m				0.993	0.995						
$l \times s$					0.997						

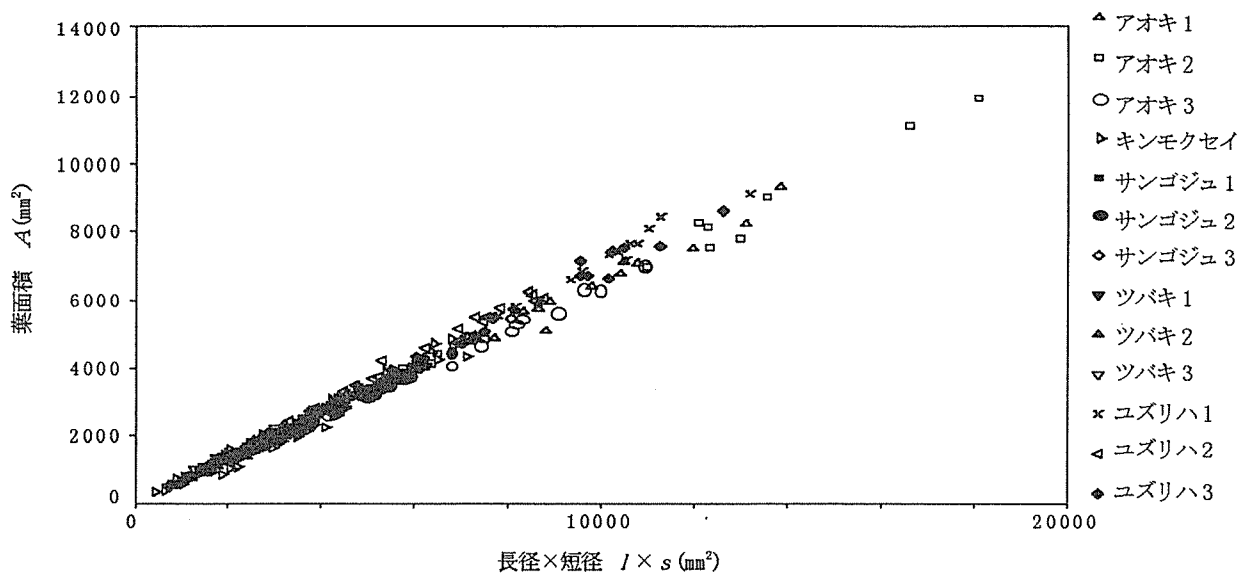


図-1 葉面積と長径×短径

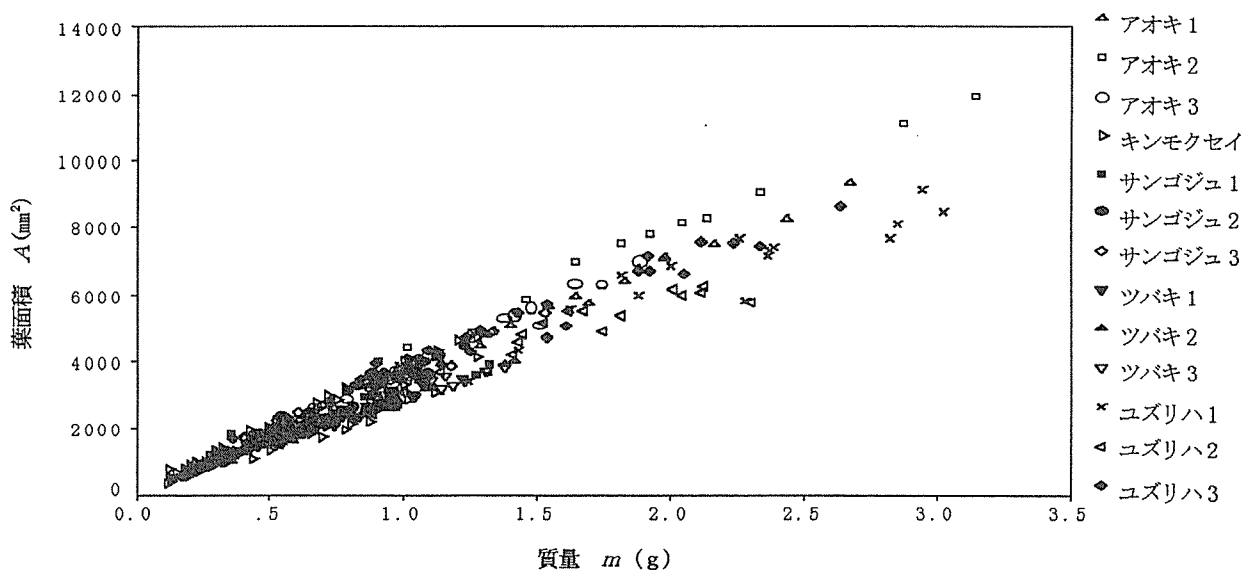


図-2 葉面積と質量

表-4 回帰式と相関係数

樹種	長径 (l) × 短径 (s)		質量 (m)	
	回帰式	相関係数	回帰式	相関係数
キンモクセイ	$A=0.6707 \cdot l \cdot s - 26.89$	0.990	$A=3368.02 \cdot m + 116.37$	0.957
ツバキ1	$A=0.6837 \cdot l \cdot s - 72.82$	0.990	$A=2535.10 \cdot m + 359.40$	0.976
ツバキ2	$A=0.6635 \cdot l \cdot s - 2.35$	0.991	$A=2607.56 \cdot m + 286.58$	0.990
ツバキ3	$A=0.6459 \cdot l \cdot s + 65.90$	0.996	$A=2685.72 \cdot m + 297.52$	0.987
アオキ1	$A=0.6459 \cdot l \cdot s + 49.31$	0.995	$A=3417.56 \cdot m + 195.93$	0.998
アオキ2	$A=0.6519 \cdot l \cdot s + 32.94$	0.996	$A=3807.90 \cdot m + 262.68$	0.997
アオキ3	$A=0.6270 \cdot l \cdot s + 123.81$	0.997	$A=3690.96 \cdot m + 57.80$	0.995
サングジュ1	$A=0.6798 \cdot l \cdot s + 28.65$	0.997	$A=2782.03 \cdot m + 299.12$	0.986
サングジュ2	$A=0.6519 \cdot l \cdot s + 20.99$	0.989	$A=3382.95 \cdot m + 249.32$	0.939
サングジュ3	$A=0.7068 \cdot l \cdot s - 179.49$	0.997	$A=3179.03 \cdot m + 512.55$	0.992
ユズリハ1	$A=0.7255 \cdot l \cdot s - 131.23$	0.996	$A=2639.71 \cdot m + 900.52$	0.958
ユズリハ2	$A=0.7202 \cdot l \cdot s + 3.56$	0.993	$A=2585.54 \cdot m + 708.13$	0.960
ユズリハ3	$A=0.6927 \cdot l \cdot s + 27.50$	0.994	$A=2987.92 \cdot m + 853.51$	0.982

図-1の結果は、樹種に無関係に1本の直線になっており、表-4からも葉面積と長径×短径の相関が非常に高いことが分かる。しかし、長径×短径は葉1枚毎に計測しなければならない。その点、質量は何枚かをまとめて計量することが可能であるため、その枚数を用いて回帰式から葉面積が算出できれば挿入損失の予測が更に容易になる。

そこで、葉面積と質量の関係に着目すると、図-2より1本の直線にはなっていない。しかし、必ずしも1本の直線に乗らなくとも、葉の形態等の何らかのパターンによって数本の直線に分けることが可能と考えられる。この点については、今後更に多種の樹種について正確なデータを収集して検討を行う必要がある。

また、葉面積と厚さとの相関はどの樹種についても低く、葉面積の算出には有効ではないようである。しかし、これは今回調査した樹種についてのみ言えることであり、更に多種の樹種についても調査を行えば、厚さと葉面積の間に相関のある樹種が出てくる可能性も考えられる。

5. まとめ

今回調査した樹種について次のことが分かった。

- 1) 厚さ以外の物理特性については葉面積との相関が非常に高く、葉面積の算出に有効と考えられる。
- 2) 物理特性の中でも質量について着目すると、葉面積との関係は必ずしも1本の直線にはならないが、葉の形等の何らかのパターンによって数本の直線に分けることが可能と考えられる。
- 3) 長径、短径は葉1枚毎に計測しなければならないのに対して、質量は何枚かをまとめて計量することが可能であるため、2)により更に挿入損失の予測が容易になる。
- 4) 葉面積と厚さとの相関は低く、葉面積の算出には有効ではないようである。

6. 参考文献

- 1) 鹿島教昭, 田村明弘, 鈴木弘之: 植樹帯による減音効果の研究(第4報)-挿入損失としての物理的效果III-, 横浜市公害研究所報 第13号, 57-63(1989).
- 2) 北村四郎, 村田源: 原色日本植物図鑑[I], (保育社, 改訂17刷 昭和57年1月).
- 3) 北村四郎, 村田源: 原色日本植物図鑑[II], (保育社, 改訂17刷 昭和56年12月).

横浜市沿岸域のプランクトン相

水尾寛己**・鳥海三郎*・二宮勝幸**・前川 波**

1. はじめに

横浜市沿岸域のプランクトン調査は、1974年の福嶋・吉武による調査⁽¹⁾にはじまり、その後、3年に一度の頻度で調査⁽²⁾は行われ、1989年以降は富栄養化発生の把握手法検討のための調査の一環として人工衛星運行日に合わせて毎年調査をおこない、1994年までの結果はすでに報告している⁽³⁾。今回の調査は、1995年度に人工衛星運行日に合わせて行われたものである。

2. 調査内容

今回は、1995年6月12日、28日、7月14日、8月15日、10月18日、12月5日と1996年1月22日、1月30日の計8回の水質調査を東京湾内の横浜市沿岸域の7地点(図1)で行い、その内、下記3地点においてプランクトン相を調査した。

1. 扇島沖 2. 多摩川沖 6. 根岸湾沖

3. 調査方法

(1) 水質調査

赤潮の発生状況等の水質を把握するために、表層海水をバケツにより採水し、水温、透明度、濁度、塩分、pH、クロロフィルaの測定をおこなった。

(2) プランクトンの定量

表層海水1lを研究所へ持ち帰った後、ただちに1000mlのメスシリンダーに移し、市販のホルマリンの5%濃度になるように固定し、1日放置し、プランクトンを沈澱させた。観察時に水流ポンプを用いて、海水の量を1/5から1/10に濃縮した。プランクトンの定量は縦に20目盛り、横に50目盛り合計100目盛りが刻まれている係数板(係数付スライドグラス)上に濃縮された海水1mlをピペットを用いて採り、その中に含まれる優占種5種の数をカウントメーターで計測した。

なお、調査結果の表には、現在までの調査で報告された種すべてをのせ、その中で1個体でも観察されたときはrの記号、10個体以上100個体未満のときはrrの記号をつけ、概ね個体数が100を越えるときはrrrの記号を付した。また、夜光虫については、各地点で観察されることが多かったが、固定して沈澱させても個体が浮いてしまうことが多く、個体数の測定が不正確になりやすいので、今回も記録からはずした。なお、ナノプランクトンと呼ばれる微細のプランクトンも同様の理由から個体

数の記録から除外した。

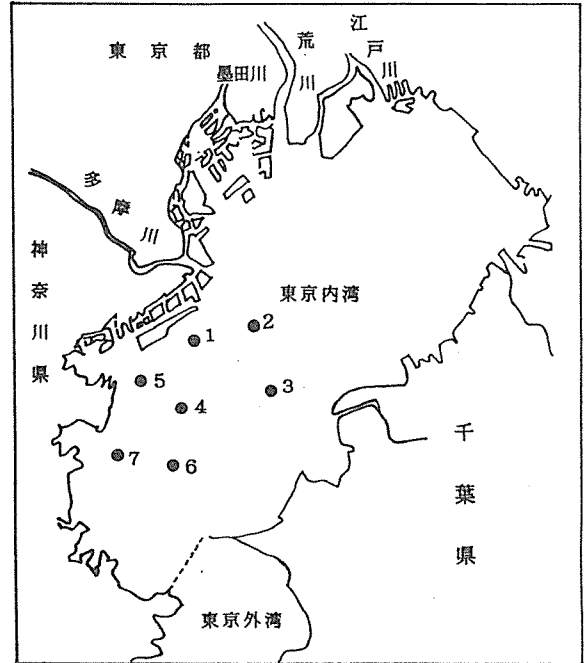


図1 調査地点

4. 調査結果

(1) 水質

表1に水質の調査結果を示した。調査地点中、st1は多摩川の影響を強く受けていて、塩分濃度は他の地点に比べて低い。また、st2も淡水の影響が見られるが、これは調査地点からみて、多摩川の影響によるものと推定される。st7は横浜港の近くの地点で、帷子川の影響を受けやすく、やや塩分濃度が低かった。

調査期間中で赤潮が発生していたのは、1995年6月12日、28日、7月14日、10月18日であった。赤潮が発生した時期において、特に淡水の影響を受けていると推定されるst1, 2, 7でクロロフィルaの濃度が比較的高い傾向が見られた。

(2) プランクトン相

表2-1~2-4にプランクトンの定性結果及びプランクトン優占種5種の定量結果を示した。

Plankton organism on the coast of Yokohama city

*Saburo Toriumi 観音崎自然博物館客員研究員

**Hiromi Mizuo, Katsuyuki Ninomiya, Wataru Maekawa 横浜市環境科学研究所水質部門

(3) 赤潮発生時のプランクトン

赤潮が発生していた6月12日のクロロフィルaはst.1で125, st.2で118, st.6で92.6で*Skeletonema costatum*が優占種であった。6月28日はクロロフィルaがst.1で100, st.2で70.2, st.6で109で*Skeletonema costatum*, *Nitzschia pungens*が優占種であった。7月14日はクロロフィルaがst.1で88.2, st.2で77.7, st.6で71.6で*Navicula britannica*, *Skeletonema costatum*, *Nitzschia longissima*, *Prorocentrum triestinum*が優占種であった。10月18日はクロロフィルaがst.1で57.2, st.2で56.5, st.6で49.3で優占種は*Prorocentrum minimum*, *Eutreptiella* spp.であった。

5. 考察

最近の横浜市沿岸のプランクトンの特徴として、春先の5月頃に*Skeletonema costatum*の赤潮が見られ、続いて渦鞭毛藻の*Prorocentrum minimum*の赤潮に変わり、夏季には*Eutreptiella*やナノプランクトンなどが増殖し、秋には渦鞭毛藻の*Ceratium*などの比較的大型の種が増え、冬期にはプランクトンの種類数と量が極端に減少する傾向が見られる⁽³⁾。

今回、赤潮が発生した時期の水温は6月12日は19.2~19.4℃、6月28日は20.3~20.7℃、7月14日は23.8, 24.0℃、10月18日は

20.8~21.5℃で、赤潮が発生しやすい水温条件と一致していた。

今回観察されたプランクトンは、6月頃は*Skeletonema costatum*で、夏から秋にかけては*Coscinodiscus* spp., *Prorocentrum minimum*, *Nitzschia longissima*の他*Eutreptiella* spp.が見られ、秋から冬季にかけては*Ceratium*などの種が見られ、最近の横浜市沿岸の特徴と同様な傾向を示した。

謝辞

調査に協力して下さった横浜市港湾局海務課並びに港務艇「ひばり」の職員の方々に深く感謝の意を表します。

文献

- (1) 福嶋 博, 吉武瑛紀子 (1974) : 横浜市内河川海域の水質汚濁と生物, 第2編 海域, 横浜市公害対策局, 117-136.
- (2) 鳥海三郎・水尾寛己 (1996) : 横浜の川と海の生物 (第7報・海域編), 横浜市環境保全局, 231-252.
- (3) 鳥海三郎・水尾寛己・島中潤一郎 (1995) : 第4章 横浜市沿岸域におけるプランクトン相, 東京湾の富栄養化に関する調査報告書, 横浜市環境科学研究所, 63-78.

表1-1 横浜市環境科学研究所東京湾水質データ

調査日	St.	時間	水温(°C)	塩分(%)	pH	透明度(m)	濁度	Chl-a($\mu\text{g/l}$)
1995.06.12	1	920	19.4	25.3	8.4	1.1	13	125
	2	935	19.4	24.2	8.4	1.0	12	118
	3	940	19.0	28.2	8.5	1.5	10	83.1
	4	955	18.9	30.3	8.4	1.5	7.5	66.5
	5	1005	18.9	31.0	8.3	1.5	6.4	48.1
	6	1020	19.2	28.6	8.3	1.3	8.1	92.9
	7	905	19.8	26.2	8.6	1.2	13	133
1995.06.28	1	922	20.7	29.3	8.4	1.3	6.6	100
	2	935	20.3	29.7	8.4	1.2	5.6	70.2
	3	948	20.1	30.4	8.3	1.5	4.6	67.7
	4	1002	20.3	31.0	8.4	1.3	5.5	68.2
	5	1015	20.6	30.6	8.5	1.3	5.5	61.8
	6	1030	20.5	30.6	8.5	1.2	6.3	109
	7	905	20.8	29.8	8.4	1.5	5.9	76.4
1995.07.14	1	924	24.0	23.7	8.6	0.9	12	88.2
	2	936	24.0	25.1	8.6	0.9	9.6	77.7
	3	947	24.2	25.2	8.7	0.9	9.9	76.5
	4	958	24.0	23.9	8.8	0.9	11	109
	5	1009	24.0	26.4	8.7	1.0	8.8	71.8
	6	1022	23.8	26.2	8.7	1.0	8.1	92.9
	7	909	23.5	26.0	8.5	1.3	8.0	79.9
1995.08.15	1	925	27.4	29.4	8.6	2.3	4.6	29.8
	2	945	27.7	28.5	8.6	2.3	4.0	20.8
	3	1000	27.7	28.5	8.6	2.5	3.8	16.1
	4	1022	27.0	29.6	8.5	2.3	3.3	20.2
	5	1040	27.8	29.6	8.6	2.2	3.8	19.4
	6	1100	27.7	29.8	8.5	2.5	3.6	24.9
	7	905	28.0	29.5	8.6	2.5	4.2	34.2

表1-2 横浜市環境科学研究所東京湾水質データ

調査年月日	St.	時間	水温(°C)	塩分(%)	pH	透明度(m)	濁度	Chl-a($\mu\text{g/l}$)
1995.10.18	1	925	20.9	29.6	8.3	1.5	6.9	63.1
	2	940	20.8	30.5	8.5	1.5	6.3	59.6
	3	955	20.8	31.6	8.3	2.0	5.0	46.7
	4	1010	20.9	31.6	8.4	1.7	5.4	46.9
	5	1023	20.6	31.8	8.3	2.3	4.5	34.6
	6	1037	21.5	31.1	8.4	1.2	6.7	67.9
	7	905	21.4	29.8	8.4	1.3	8.3	91.2
1995.12.05	1	923	12.0	32.6	8.2	4.3	2.4	6.3
	2	940	13.0	33.1	8.2	5.0	2.1	5.3
	3	1000	12.8	33.0	8.2	3.2	2.5	6.1
	4	1015	13.2	33.2	8.2	4.7	2.1	4.1
	5	1030	13.1	33.2	8.2	4.5	2.0	5.9
	6	1045	13.5	33.2	8.2	4.2	2.0	4.1
	7	903	14.5	32.6	8.2	3.5	2.2	3.9
1995.01.22	1	925	8.2	31.7	8.2	8.0	2.0	3.0
	2	945	8.2	32.9	8.2	8.0	1.0	1.3
	3	1000	8.1	32.9	8.2	7.0	1.0	4.1
	4	1010	8.5	32.9	8.1	8.0	1.0	3.1
	5	1025	9.0	32.9	8.1	4.0	1.0	2.6
	6	1045	8.9	32.5	8.1	8.5	1.0	2.2
	7	915	8.5	31.4	8.2	8.0	1.0	2.6
1995.03.26	1	923	10.6	31.4	8.3	2.5	3.7	32.1
	2	942	10.8	31.6	8.4	2.6	2.8	25.4
	3	956	10.6	31.7	8.3	3.5	2.8	15.7
	4	1010	10.4	32.0	8.3	2.2	2.9	18.0
	5	1021	10.5	32.0	8.3	2.5	3.3	18.8
	6	1033	10.7	31.4	8.3	2.8	2.8	20.8
	7	908	11.1	30.6	8.4	2.5	3.6	20.5

表2-1 横浜市沿岸域のプランクトン

種名	6/12			6/28		
	1	2	6	1	2	6
植物プランクトン						
珪藻類						
<i>Skeletonema costatum</i>	rrr (710)	rrr (890)	rr (240)	rr (90)	rr (260)	rr (170)
<i>Thalassiosira</i> spp.				r (10)		r
<i>Coscinodiscus</i> spp.				r (40)	r	r
<i>Rhizosolenia setigera</i>						
<i>Eucampia zodiacus</i>				r	r (40)	r (20)
<i>Ditylum brightwellii</i>						r
<i>Navicula britannica</i>					r	
<i>Neodelphineis pelagica</i>						
<i>Nitzschia longissima</i>					r	
<i>Nitzschia pungens</i>				r (20)	r (40)	r (30)
<i>Nitzschia</i> spp.						
<i>Chaetoceros</i> spp.						r (20)
<i>Cerataurina dentata</i>						
黄金色藻類						
<i>Dictyocha fibula</i>						
<i>Ebria tripartita</i>						
<i>Distphanus speculum</i>						
渦鞭毛藻類						
<i>Prorocentrum micans</i>						
<i>Prorocentrum minimum</i>	r (10)	r (5)	r	r	r (10)	r (20)
<i>Prorocentrum triestinum</i>						r
<i>Amylax triacantha</i>				r		r
<i>Dinophysis</i> spp.	r (10)	r	r (3)			
<i>Gonyaulax verior</i>						
<i>Heterocapsa triquetra</i>						
<i>Oxyphysis oxytoxoides</i>	r (10)	r	r (5)	r		r
<i>Protoperidinium bipes</i>		r (2)	r (2)		r	r
<i>Protoperidinium</i> spp.				r (30)	r (10)	r
<i>Scrippsiella trochoidea</i>						
<i>Ceratium fusus</i>						
<i>Ceratium furca</i>						
<i>Noctiluca scintillans</i>						
ユーグレナ藻類						
<i>Eutreptiella</i> spp.	r (10)	r (5)	r (2)	r	r	r
動物プランクトン						
繊毛虫類						
<i>Cyrtarocyliis</i> sp.					r	
<i>Favella</i> sp.						
<i>Tintinnopsis</i> sp.						
<i>Mesodinium rubrum</i>						
放散虫類						
<i>Acanthometron</i> sp.						r

注. () 中の数字は 1 ml 中に観察された優占種 5 種の個体数

表2-2 横浜市沿岸域のプランクトン

種名	7/14			8/15		
	1	2	6	1	2	6
植物プランクトン						
珪藻類						
<i>Skeletonema costatum</i>	rr (250)	rr (130)	r (90)			
<i>Thalassiosira</i> spp.			r	r (20)	r (20)	r
<i>Coscinodiscus</i> spp.				rr (160)	rr (110)	rr (150)
<i>Rhizosolenia setigera</i>						
<i>Eucampia zodiacus</i>		r				
<i>Ditylum brightwellii</i>		r	r			
<i>Navicula britannica</i>	rrr (2900)	rrr (2250)	rrr (1750)			
<i>Neodelphineis pelagica</i>				r	rr (110)	r (30)
<i>Nitzschia longissima</i>	rr (100)	rr (110)	r (60)	r (30)	r (40)	r (60)
<i>Nitzschia pungens</i>						
<i>Nitzschia</i> spp.	rr (190)	rr (270)	r (180)			
<i>Chaetoceros</i> spp.	r					
<i>Cerataurina dentata</i>						
黄金色藻類						
<i>Dictyocha fibula</i>						
<i>Ebria tripartita</i>	r	r	r	r	r	
<i>Distphanus speculum</i>	r		r			
渦鞭毛藻類						
<i>Prorocentrum micans</i>						
<i>Prorocentrum minimum</i>	r		r			
<i>Prorocentrum triestinum</i>	rr (100)	r (40)	r (80)	r		r
<i>Amylax triacantha</i>						
<i>Dinophysis</i> spp.		r				
<i>Gonyaulax verior</i>						
<i>Heterocapsa triquetra</i>				r (20)		
<i>Oxytyphis oxytoxoides</i>		r				
<i>Protooperidinium bipes</i>	r	r				
<i>Protooperidinium</i> spp.						
<i>Scrippsiella trochoidea</i>					r	r
<i>Ceratium fusus</i>						
<i>Ceratium furca</i>					r	
<i>Noctiluca scintillans</i>						
ユーグレナ藻類						
<i>Eutreptiella</i> spp.	rr			rr (100)	r (30)	r (40)
動物プランクトン						
繊毛虫類						
<i>Cyrtarocyliis</i> sp.				r		r
<i>Favella</i> sp.						
<i>Tintinnopsis</i> sp.						
<i>Mesodinium rubrum</i>				r		r
放散虫類						
<i>Acanthometron</i> sp.				r		

注. () の中の数字は 1 ml 中に観察された優占種 5 種の個体数

表2-3 横浜市沿岸域のプランクトン

種名	10/18			12/5		
	1	2	6	1	2	6
植物プランクトン						
珪藻類						
<i>Skeletonema costatum</i>	r (70)	r	r (40)			
<i>Thalassiosira</i> spp.		r				
<i>Coscinodiscus</i> spp.	r (70)	r (50)	r (60)	r	r	
<i>Rhizosolenia setigera</i>	r	r (50)	r (40)			
<i>Eucampia zodiscus</i>						
<i>Ditylum brightwellii</i>						
<i>Navicula britannica</i>						
<i>Neodelphineis pelagica</i>						
<i>Nitzschia longissima</i>	r (70)	r	r	r		
<i>Nitzschia pungens</i>						
<i>Nitzschia</i> spp.						
<i>Chaetoceros</i> spp.	r	r		r		r (20)
<i>Cerataulina dentata</i>	r	r (90)	r			
黄金色藻類						
<i>Dictyocha fibula</i>		r		r (20)	r (30)	
<i>Ebria tripartita</i>	r	r		r	r	r (10)
<i>Distphanus speculum</i>						
渦鞭毛藻類						
<i>Prorocentrum micans</i>	r	r		r		
<i>Prorocentrum minimum</i>	rr (140)	rr (180)	r (90)			
<i>Prorocentrum triestinum</i>	r					
<i>Amylax triacantha</i>						
<i>Dinophysis</i> spp.		r		r		
<i>Gonyaulax verior</i>						
<i>Heterocapsa triquetra</i>						
<i>Oxytyphis oxytoxoides</i>						
<i>Protoperidinium bipes</i>	r	r	r			
<i>Protoperidinium</i> spp.				r	r	r
<i>Scrippsiella trochoidea</i>						
<i>Ceratium fusus</i>	r			r (20)		
<i>Ceratium furca</i>	r	r		r (30)	r (30)	r (10)
<i>Noctiluca scintillans</i>						
ユーグレナ藻類						
<i>Eutreptiella</i> spp.	rr (130)	rr (160)	rr (90)	r		
動物プランクトン						
繊毛虫類						
<i>Cyrtarocyliis</i> sp.						
<i>Favella</i> sp.		r	r			
<i>Tintinnopsis</i> sp.				r	r	
<i>Mesodinium rubrum</i>				r (20)	r (10)	r (10)
放散虫類						
<i>Acanthometron</i> sp.		r		r	r	
有鐘類					r (10)	

注. () の中の数字は 1 ml 中に観察された優占種 5 種の個体数

表2-4 横浜市沿岸域のプランクトン

種名	1/22			3/26		
	1	2	6	1	2	6
植物プランクトン						
珪藻類						
<i>Skeletonema costatum</i>				rrr (126)	rr (570)	rr (270)
<i>Thalassiosira</i> spp.				r (30)		r
<i>Coscinodiscus</i> spp.	r (5)	r (2)	r (5)	rr (120)	r (40)	r (20)
<i>Rhizosolenia setigera</i>		r	r			
<i>Eucampia zodiacus</i>				r (10)		
<i>Ditylum brightwellii</i>		r				
<i>Navicula britannica</i>						
<i>Neodelphineis pelagica</i>						
<i>Nitzschia longissima</i>						
<i>Nitzschia pungens</i>	r	r	r (20)			
<i>Nitzschia</i> spp.						
<i>Chaetoceros</i> spp.				r	r	r
<i>Cerataulina dentata</i>						
黄金色藻類						
<i>Dictyocha fibula</i>	r (3)	r (2)	r (10)			
<i>Ebria tripartita</i>						
<i>Distphanus speculum</i>						
渦鞭毛藻類						
<i>Prorocentrum micans</i>						
<i>Prorocentrum minimum</i>	r (5)	r (2)	r (10)			
<i>Prorocentrum triestinum</i>						
<i>Amylax triacantha</i>						
<i>Dinophysis</i> spp.	r (5)	r (2)	r			
<i>Gonyaulax verior</i>		r				
<i>Heterocapsa triquetra</i>						
<i>Oxytyphis oxytoxoides</i>						
<i>Protoperidinium bipes</i>						
<i>Protoperidinium</i> spp.			r (10)	r (30)	r (5)	
<i>Scrippsiella trochoidea</i>		r	r			
<i>Ceratium fusus</i>						
<i>Ceratium furca</i>	r (7)	r (10)	r (20)			
<i>Noctiluca scintillans</i>	r					
ユーグレナ藻類						
<i>Eutreptiella</i> spp.						
動物プランクトン						
繊毛虫類						
<i>Cyttarocylis</i> sp.						
<i>Favella</i> sp.						
<i>Tintinnopsis</i> sp.						
<i>Mesodinium rubrum</i>				r (80)	r (90)	
放散虫類						
<i>Acanthometron</i> sp.	r					
有鐘類						

注. () の中の数字は 1 ml 中に観察された優占種 5 種の個体数

ダイアジノンの密封系における分解とミジンコへの生態影響について

酒井 学*

1. はじめに

ダイアジノンは、有機リン系の殺虫剤で一般的に使用されており、平成8年に初見らが行った横浜市内の河川調査においても、寺家川、平戸永谷川をはじめ、多数の河川から指針値以下（要監視項目、0.005mg/l）の濃度であるが検出されている¹⁾。また、土壌中においては速やかに分解するもの²⁾、水溶液中では、残存性を示したことから³⁾、生態系への影響が懸念されるところである。そこで、実験生物として、小型で飼育が比較的簡便であり、殺虫剤に対する感度が高いミジンコ (*Daphnia pulex*) を用いて、ダイアジノンの与える影響に関する検討を行った。

なお、実験システムとして、急性毒性⁴⁾や21日間の毒性試験^{5, 6)}などが報告されているが、ダイアジノンが比較的長期間残存することから、長期間観察可能なシステムを新たにつくり、実験を行った。

2. 実験

2-1 実験システム

研究所にて飼育中のミジンコ (*D.pulex*) から生後24時間以内の雌1匹、研究所にて培養中のクロレラ (*Chlorella sp.*) 1.0×10^6 cells、横浜市内の公園から採取し軽く乳鉢で粉碎した土壌0.5g、ミネラルウォーター（サントリー製、硬度60mg/l、市販品）にダイアジノン初濃度0.0001mg/l, 0.0003mg/l, 0.0005mg/lとなるようにダイアジノンを添加した水溶液90mlを100ml容量のガラス製アンプルに入れ、密封した。同様の手順にて、各濃度について、ミジンコ観察用に10本、ダイアジノン濃度測定用に3本試料を調製して実験を行った。

2-2 実験条件

調製したアンプルを、温度5℃、照明条件16時間明(2000-3000lx)、8時間暗に設定したインキュベーターに保存した(図-1)。7日間隔で70日後までミジンコの生死について観察を行い、ダイアジノンの影響を調べた(各濃度10本1組)。

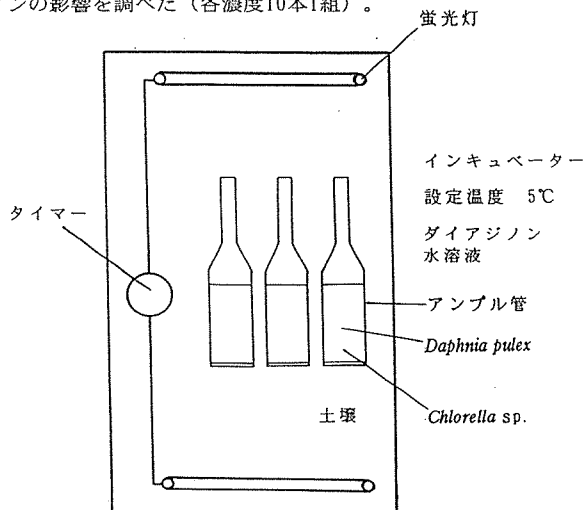


図-1 実験装置

2-3 ダイアジノン濃度測定

1, 21, 70日後、濃度測定のために用意したアンプルを開封し、n-ヘキサンにて抽出を行った後、GC (FPD検出器) を用いてダイアジノンの濃度を測定した²⁾。

3. 結果及び考察

3-1 ダイアジノン未添加の系

ダイアジノン未添加の系におけるミジンコの生存数を表-1に示した。21日後、ミジンコは10本のアンプルいずれも生存しており、42日後以降、70日後まで10本のアンプル中で9本で生存が認められた。また、通常20℃においては、10日前後で子が産まれるが、今回は実験温度が5℃と低く設定されているために、70日後においても子の産出は認められなかった。

なお、BOD用ふらん瓶(100ml容量)にミジンコ、クロレラ、ミネラルウォーターを入れて照明付き低温(5℃)飼育した系の溶存酸素濃度は28日後においても8mg/lを超えていた結果⁷⁾を考慮すると、今回アンプル中の植物プランクトンによる酸素発生と、ミジンコ、微生物などによる酸素消費のバランスが保たれていたために、密封容器の中においてもミジンコが長期間生存可能であったものと思われる。

3-2 ダイアジノン添加系

ダイアジノン添加系におけるミジンコの生存数を表-1に、アンプル中のダイアジノンの濃度を表-2に示した。

初濃度0.0001mg/lの系においては、70日後においてもミジンコは10本で生存しており、ダイアジノンの影響は認められなかった。

初濃度0.0003mg/lの系においては、21日後10本で生存していたが、28日後7本、35日後以降では3本となり、明らかにミジンコへの影響が認められた。

初濃度0.0005mg/lの系では14日後に8本、21日後に1本となり、28日後以降、いずれのアンプルにおいてもミジンコの生存は認められなかった。

なお、実験期間中のダイアジノンは、21日後に1日後の約60%に減少しており、71日後には更に初濃度の20~30%に減少していた。

表-1 ミジンコ生存数の変化

ダイアジノン 初濃度(mg/l)	経過日数 (日)										
	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70
0.0	10	10	10	10	10	10	9	9	9	9	9
0.0001	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
0.0003	10	10	10	10	7	3	3	3	3	3	3
0.0005	10	10	8	1	0	0	0	0	0	0	0

表-2 ダイアジノンの濃度変化

ダイアジノン 初濃度 (mg/l)	経過日数 (日)		
	1	21	70
0.0001	0.00008	0.00004	0.00002
0.0003	0.00028	0.00019	0.00007
0.0005	0.00045	0.00027	0.00016

3-3 考察及びまとめ

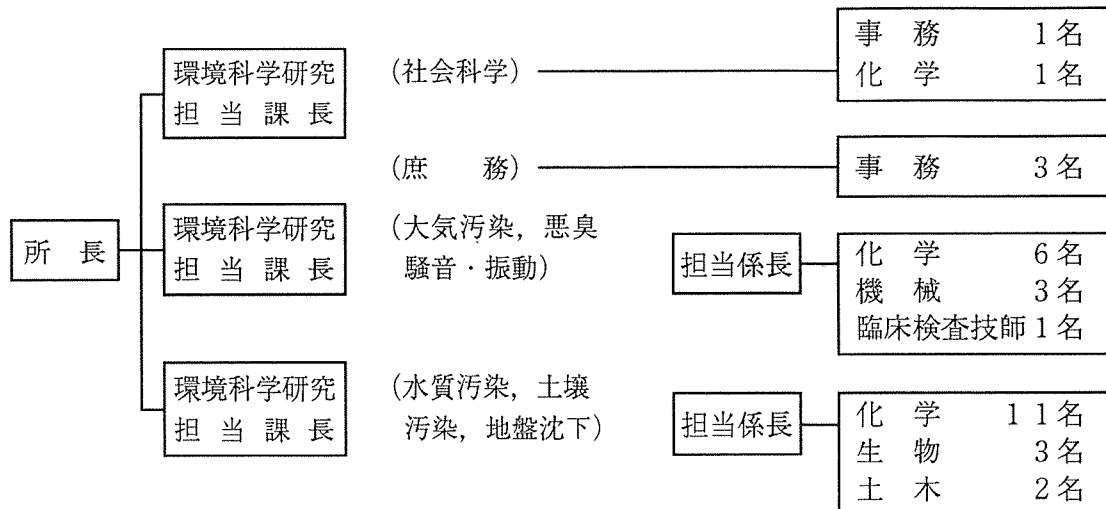
今回の結果、ダイアジノンは初濃度0.0001mg/lの系においては、70日後でも影響が認められなかったが、初濃度0.0003mg/lの系においては、35日後生存率30%と顕著な影響が認められた。ダイアジノンは、一部分解や土壌吸着を起こし、21日後では初濃度のおよそ60%に減少しており、ミジンコへ作用する効力は日数を経過するに従い徐々に弱くなっていると考えられる⁸⁾。にもかかわらず、影響が認められた初濃度は、0.0003mg/lとかなり低濃度で、実験方法が若干異なるものの、西内らが報告した3時間の半数致死濃度 (0.0078mg/l)⁹⁾の1/10以下であった。また、*D.pulex*と同属で、ほぼ同程度の化学物質感受性を持つとされる*D.magna*¹⁰⁾を用いた実験と比較すると、菊地らによる48時間の半数遊泳阻害濃度 (0.00084mg/l)¹¹⁾よりも低濃度であり、Fernandezらによる21日間の毒性試験の結果 (ダイアジノン0.00018mg/lにおいて*D.magna*の生存に影響が認められた)¹²⁾に近いものであった。

今回の実験系は土壌、植物プランクトンを含むもので、モデル実験系としては、ある程度実際の生息環境に近いものである。ダイアジノンは0.0003mg/lという要監視項目の指針値 (0.005mg/l)の1/10以下の低濃度でミジンコの生死に対して明らかな影響を与えており、実際の水環境においても長期間曝露されることにより水生生物などへの影響が懸念されることから、今後更に環境中における濃度測定及び生態影響実験が必要であるものと思われた。

文献

- 1) 初貝留美, 下村光一郎, 飯塚貞男, 若林信夫: 横浜市内の河川水中の農薬調査, 横浜市環科研所報, 21, 123-128 (1997).
- 2) 酒井学: ダイアジノンの密封条件下における分解性について(2) 土壌中におけるダイアジノンの分解性, 横浜市環科研所報, 20, 61-62 (1996).
- 3) 酒井学: ダイアジノンの密封条件下における分解性について(1) ダイアジノン水溶液の分解性, 横浜市環科研所報, 19, 133-134 (1995).
- 4) 日本規格協会: JIS K 0229, p1-17 (1992).
- 5) OECD: OECD化学品テストガイドライン-202ミジンコ類, 急性遊泳阻害試験及び繁殖試験, 第一法規出版 (1984).
- 6) OECD: Draft (1995)-OECD test guideline 202 part 2, (1995).
- 7) 酒井学: 未発表.
- 8) 酒井学: ダイアジノンの密閉系における分解とミジンコへの影響について, 日本薬学会第116年会要旨集, 第3分冊, p203 (1996).
- 9) 西内康浩, 橋本康: 農薬の数種淡水産動物に対する毒性, 防虫科学, 32 (1), 5-11 (1967).
- 10) H. Lilius, T. Hastbacka and B. Isomaa: A Comparison of the Toxicity of 30 Reference Chemicals to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*, Environ. Toxicol. Chem., 14, 2085-2088 (1995).
- 11) 菊地幹夫, 佐々木裕子, 若林明子, 渡辺のぶ子, 大田黒幹夫: ミジンコを用いたバイオアッセイによる農薬汚染スクリーニング調査, 東京都環科研年報, 1996, p93-98.
- 12) A. Fernandez-Casalderrey, M. D. Ferrando and E. Andreu-Moliner: Chronic Toxicity of Diazinon to *Daphnia magna*-Effects on Survival, Reproduction and Growth, Toxicol. Environ. Chem., 49, 25-32 (1995).

1. 人員及び組織



(平成8年12月1日現在)

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	VG アナリテイカル Auto Spec	1式	第二機器分析室
走査型電子顕微鏡	日立 S-4500	1式	電子顕微鏡室
同上用 X線分析装置	The KeveX DELTA レベル3	1式	電子顕微鏡室
蛍光 X線分析装置	理学電機システム 3270	1式	第二機器分析室
原子吸光光度計	日立 Z-8000 外	2式	第一機器分析室
ガスクロマトグラフ装置	島津 GC-14A ECD 外	14式	第三機器分析室
液体クロマトグラフ	島津 LC-4A, LC-6A	2式	第二機器分析室
赤外分光光度計	日本分光 3 A	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	恒温室
分光光度計	ダブルビーム自記 日立 200-10 型外	4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	柳本 AMD	1式	第一機器分析室
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
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
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440 外	3台	第二大気実験室
オキシダント自動記録計	電気化学	1台	第二大気実験室
オゾンメータ	京都電子工業 OX-21	1台	第二大気実験室
風向風速計	海上電機 WA-200 外	2台	第二大気実験室
イオン濃度測定装置	オリオン 801A 型	1台	第二大気実験室
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	NAGRAIV-SJ 型	1台	騒音研究室
騒音振動解析装置	ONO CF-360	1式	騒音研究室
騒音振動データ処理装置	YHP 310 AJ	1式	騒音研究室
慢性毒性試験装置 (魚用)	関東工機製作所製 外	2式	生物研究室
波高分析機	東芝 USC-1 MODEL 10	1式	元素分析室
電子計算機	ACOS3300	1式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL226	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 S43-3 UL-1	1台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	丸東 SE-27	1台	地盤沈下研究室
一軸圧縮試験装置	丸東 SG-2033	1式	地盤沈下研究室
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	日本化学工業 MODEL 3020	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 UN61430W	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 4500i	1台	第二大気実験室

品名	規格	数量	配置
全有機炭素分析計	ベックマン MODEL 915-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
高精度 オゾン計	紀本電子工業製	1台	第二大気実験室
高精度弾性波速度測定装置	丸東製作所製	1台	地盤沈下研究室
炭素・水素・窒素 (CHN) 分析計	柳本CHNコーダー MT-3 型	1台	第二大気実験室
クロロフィルメータ	ターナーデザイン社 MODEL10-000R	1台	生物研究室
電気炉	西村工業製	1台	第一水質実験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1台	地盤沈下研究室
1/3オクターブ実時間自動分析装置	リオン SA-25	1式	騒音研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1式	第二水質実験室
水生植物による水処理実験装置	当研究所設計	1台	処理実験室
煙道用水銀連結分析計	日本インスツルメンツ DM-C1	1式	工学実験室
圧密自動記録装置	理研電子 MODEL DACT-6	1式	地盤沈下実験室
風向別制御装置	日本公害防止技術センター WDP-100	1式	屋上
パーソナル・ガスモニタリングシステム	柴田科学 PDS-1	1式	恒温室
コンポジットサンプラー	日科機 S-4081	1式	第一機器分析室
データ収録分析装置	理研電子製	1式	地盤沈下実験室
粒度分布測定装置	島津 SA-CP3L	1式	第三水質実験室
パン型製粒機		1台	屋上
超低温マイクロトーム	共栄オリンパス クライオトーム	1個	恒温室
液体クロマトグラフ用蛍光モニター	日立 F-1150	1式	第二機器分析室
揮発成分混合ガス発生装置	紀本電子製 SS-1002	1式	第二大気実験室
特殊材料ガス環境用試料採取装置	三紳工業製	1式	標準ガス調整室
高精度自動体積計	エステック VM-100	1式	処理実験室
環境物理測定装置	RM-5220	1式	生物研究室
元素分析装置オートサンプラー	ヤナコ MTA-5	1台	元素分析室
騒音振動動作図装置	日本ヒューレット・パッカート 7550B 外	1式	騒音研究室
分光光度計	日本分光 V-550 外	1式	天秤室
農薬分析装置	HP5890・HP1090 外	1式	第三機器分析室
ガスクロマトグラフ分析装置	HP6890	1式	第三機器分析室
オートアナライザー (HPLC 分析装置)	ダイオネクス社 DX-120	1式	予備室
騒音振動データ処理機	ヒューレット・パッカート社 モデル 712/100	1式	騒音研究室

3.平成8年度 予 算 額

(単位：千円)

科 目	金 額	付 記
共 済 費	1,790	社会保険料 1,790
賃 金	10,435	
報 償 費	372	
旅 費	1,476	普通旅費 1,458
需 用 費	46,116	消耗品費 13,733
		燃料費 273
		食糧費 576
		印刷製本費 2,496
		光熱水費 23,848
		修繕料 5,190
役 務 費	2,605	通信運搬費 1,223
		手数料 1,349
		筆耕翻訳料 33
委 託 料	51,929	調査委託料 13,553
		清掃その他委託料 38,376
使用料及び 賃 借 料	72,948	
工事請負費	1,930	
備品購入費	13,820	
負担金補助 及び交付金	370	会費及び負担金 370
公 課 費	0	
計	203,791	

管 理 運 営 費	80,576
試 験 検 査 費	7,920
主 要 機 器 維 持 費	6,479
管 理 運 営 費	
調 査 研 究 事 業 費	24,300
機 器 等 整 備 費	8,100
事 業 費	
施 設 改 修 工 事 費	1,800
環 境 教 育 啓 発 等	6,386
そ の 他 事 業 費	
大 型 機 器 更 新	35,300
整 備 事 業 費	
ガスクロマトグラフ	20,666
質 量 計 更 新 事 業	
農 薬 分 析 装 置 導 入	8,185
原 子 吸 光 分 析 装 置	4,079
導 入	
計	203,791

平成9年度 予 算 額

(単位：千円)

科 目	金 額	付 記
共 済 費	1,850	社会保険料 1,850
賃 金	10,375	
報 償 費	640	
旅 費	1,409	普通旅費 1,391
需 用 費	41,083	消耗品費 11,583
		燃料費 245
		食糧費 481
		印刷製本費 2,900
		光熱水費 21,463
		修繕料 4,411
役 務 費	2,727	通信運搬費 1,355
		手数料 1,349
		筆耕翻訳料 23
委 託 料	75,970	調査委託料 39,982
		清掃その他委託料 35,988
使用料及び 賃 借 料	72,213	
工事請負費	1,620	
備品購入費	10,942	
負担金補助 及び交付金	370	会費及び負担金 370
計	219,199	

管 理 運 営 費	74,894
試 験 検 査 費	6,716
主 要 機 器 維 持	5,831
調 査 研 究 事 業 費	22,500
機 器 等 整 備	6,480
事 業 費	
施 設 改 修 工 事 費	1,620
環 境 教 育 啓 発 等	32,928
そ の 他 事 業 費	
大 型 機 器 更 新	34,660
整 備 事 業 費	
ガスクロマトグラフ	21,068
質 量 計 更 新 事 業	
農 薬 分 析 装 置 導 入	8,344
原 子 吸 光 分 析 装 置	4,158
導 入	
計	219,199

4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者及び共同研究者
日本リモートセンシング学会第20回学術講演会	1996.5	ランドサット TM データによる大気補正とクロロフィル a 濃度の推定	○水尾寛己, 岡敬一(神奈川県環科セ), 安岡善文(国環研)
第20回環境・公害研究合同発表会	1996.6	井戸水に溶解した有機塩素化合物(テトラクロロエチレン)の吸着実験	○大場栄次, 中出藤彦・林敏昭(東洋紡績(株)), 成田政義・小関聡((株)離合社)
全公研関東甲信静支部騒音振動専門部会	1996.7	盲学校生徒の音環境(聞き取り調査)	○鹿島教昭・村林亜希
	1996.7	横浜市内の住宅地における音環境調査	○村林亜希・鹿島教昭
「有害大気汚染物質の測定・分析技術とリスクアセスメント」講習会(工業技術会)	1996.7	ディフュージョンサンプラーによる有害大気汚染物質の測定法	○前田裕行
エアロゾル科学・技術研究討論会	1996.8	フィルター光透過を用いた煙道ダストの簡易測定法	○佐俣満夫
日本騒音制御工学会研究発表会	1996.9	音環境に関する地域住民の意識 その4. 住工混在地域における調査	○貝島熱紀・田村明弘(横浜国大), 鹿島教昭
	1996.9	視覚障害者の未知空間認知過程における聴覚情報の役割	○太田篤史・田村明弘(横浜国大), 清家 聡(大和ハウス工業), 鹿島教昭
日本音響学会秋季講演発表会	1996.9	視覚障害者の歩行実験における音情報の利用	○鹿島教昭, 田村明弘・太田篤史(横浜国大)
第37回大気環境学会	1996.9	横浜市における湿性・乾性降下物の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比の経年変化(1984~1995年)	○加藤善徳, 矢本てるみ
	1996.9	酸性雨による銅板のリーチング試験—都市部と清浄地域の比較—	○加藤善徳, 矢本てるみ
	1996.9	神奈川県臨海地域におけるアンモニア, 塩化水素等の環境濃度調査(2)	○加藤善徳, 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須賀市)
	1996.9	神奈川県における最近の炭化水素組成の地域傾向について	○前田裕行, 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須賀市)
第23回環境保全・公害防止研究発表会	1996.10	人工衛星データによる東京湾の水質リモートセンシング	○水尾寛己・二宮勝幸・前川渡, 岡敬一・大道章一・吉見洋(神奈川県環科セ), 小倉久子・飯村晃(千葉県水保研), 三嶋義人(東京都水質保全部), 安藤晴夫(東京都環科研), 仁部弘(太田区役所), 喜内博子(川崎市公害研), 安岡善文・沖一雄(国環研)

「理科教育研修講座（化学）高等学校」（神奈川県立教育センター）	1996.11	「環境と化学」（NO _x の簡易測定）	○前田裕行
環境保全技術協力（タイ王国バンコク首都圏庁）	1996.11	大気中の芳香族炭化水素のサンプリング及び分析に関する技術指導	○前田裕行
Acoustical Society of America and Acoustical Society of Japan Third Joint Meeting	1996.12	Visually handicapped pedestrians and the sound environment — Developmental change of the auditory information —	○ A. Ota, A. Tamura (Yokohama national University) and N. Kashima
第 31 回日本水環境学会年会	1997. 3	東京湾における無機態リン・窒素の濃度分布の季節別特徴	○二宮勝幸，柏木宣久（文部省統数研），安藤晴夫（東京都環科研），小倉久子（千葉県水保研）
日本薬学会第 117 年会	1997. 3	化学物質による生態影響評価のための密封生態系の調製とその適用について（第 1 報）	○酒井 学

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水環境学会誌	1996. 6	二宮勝幸，柏木宣久（文部省統数研），安藤晴夫（東京都環科研）	東京湾における水温と塩分の空間濃度分布の季節別特徴

【要旨】 東京湾内 41 地点の 5 年間の公共用水域水質測定結果に統計的手法を適用して上下層における季節毎の水温と塩分の濃度分布を作成し，それらの特徴を明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
都市の中に生きた水辺を	1996. 8	水尾寛己	8. 魚類と水辺環境

【要旨】 信山社から出版した「都市の中に生きた水辺を」の中で第 8 章を担当し，都市河川における魚と水辺環境とのかかわりと今後の課題について，調査データをもとに示した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水環境学会誌	1996. 9	二宮勝幸，柏木宣久（文部省統数研），安藤晴夫（東京都環科研）	東京湾における COD と DO の空間濃度分布の季節別特徴

【要旨】 東京湾内 41 地点の 5 年間の公共用水域水質測定結果に統計的手法を適用して上下層における季節毎の COD と DO の濃度分布を作成し，それらの特徴を明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
環境技術	1996.10	加藤善徳	都市域における林内雨・樹幹流—樹木内外雨の成分組成と年間降水量—

【要旨】 都市域において，林外雨，林内雨，樹幹流を降水毎測定し，樹木汚染と酸性雨・大気汚染物質の関係を解析した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
化学工学論文集	1996.11	佐俣満夫，金岡千嘉男（金沢大）	粒子濃度測定における非等速吸引誤差の評価法

【要旨】 煙道中のダスト濃度をサンプリングする場合，流れの流速と同じ速度で吸引しないと得られたダスト濃度に誤差を生じる。これは非等速吸引誤差と呼ばれている。この非等速吸引誤差を評価するための基本的数学モデルを構築し，462 の多量の実験データを用いて広い範囲で適用できる非等速吸引誤差の評価式を導いた。従来きわめて煩雑であったダスト濃度の測定がこの評価式を用いることによって簡易に行えることがわかった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
「水」	1997.2	大場栄次, 中出藤彦・林敏昭(東洋紡績(株)), 成田政義・小関聡((株)離合社)	有機塩素化合物で汚染された井戸水の浄化実験

【要旨】 フェルト状活性炭素繊維を使用した吸着処理装置を制作し、テトラクロロエチレン等で汚染された既存の井戸に設置して循環吸着処理方式による井戸水の浄化実験を行った。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水環境学会誌	1997.2	大場栄次	有機塩素化合物で汚染された井戸水の吸着浄化

【要旨】 フェルト状活性炭素繊維を使用した吸着処理装置を制作し、テトラクロロエチレン等で汚染された既存の井戸に設置して循環吸着処理方式による井戸水の浄化実験を行った。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
平成8年度酸性雨調査報告書	1997.3	加藤善徳, 矢本てるみ, 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 一都三県公害防止協議会	気象からみた降水の汚染機構

【要旨】 平成8年の梅雨期, 関東甲信越静地域の一都十一県一市で酸性雨の共同調査を実施した。その結果について気象の面から解析した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書平成6年度	1997.3	加藤善徳, 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須賀市)	有害化学物質調査(アンモニア・塩化水素調査)

【要旨】 平成7年度の夏と冬に, 神奈川県臨海地区でアンモニア, 塩化水素, 硝酸ガス, 粉じん等の共同調査を実施し, その結果についてまとめた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書平成6年度	1997.3	前田裕行, 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須賀市)	光化学大気汚染に係る炭化水素組成調査

【要旨】 神奈川県内の光化学大気汚染は, 関連物質の排出量対策がある程度進展しているにもかかわらず, 依然として環境基準を達成しておらず, 注意報発令回数も減少していない傾向にある。そこで, 広域的な光化学反応に寄与する環境大気中の炭化水素について, 現在の組成を調査し, 過去における調査結果と比較してオキシダント生成に係る炭化水素について, 地域的な光化学反応性を評価した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
平成7年度関東浮遊粒子状物質合同調査報告書	1997.3	新井久雄, 白砂裕一郎	炭素成分濃度

【要旨】 一都三県公害防止協議会のもとで, 一都六県三市の自治体により関東地域の広域的な浮遊粒子状物質の共同調査を行った。当研究所では, 浮遊粒子状物質中の炭素成分の分析を担当し, 調査結果報告書の作成において炭素成分濃度について執筆を行った。

6. 横浜市環境科学研究所発行資料(調査研究等報告書)

環境研資料	報告書名	発行年月
No.131	有害大気汚染物質沿道実態調査	1997.3

【要旨】 横浜市内幹線道路の沿道及びその後背地における有害大気汚染物質実態調査をまとめた(平成8年度環境庁委託業務報告書)。

7. 環境科学研究所発行資料目録

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市を照らす	1977. 3	A4. 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	B5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977. 11	B5. 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	B5. 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	B5. 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対策調査(アスベスト発生施設)	1978. 3	B5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 3	B5. 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	B5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978. 12	B5. 156頁
9	第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1979. 12	B5. 205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. 3	B5. 101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. 8	B5. 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	B5. 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. 3	B5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980. 12	B5. 236頁
21	帯水層層序確定のための地質調査	1981. 3	B5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B5. 18頁
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	B5. 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	B5. 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	B5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B5. 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	B5. 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	B5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B5. 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対する調査研究—	1981. 12	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B5. 44頁 付図2枚
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	B5. 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	B5. 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	B5. 11頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 41	自動車騒音公害対策模型実験－車線内遮音壁－	1982. 7	B5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料	1982. 8	B5. 31頁
43	大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－ 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	B5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982. 11	B5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録	1983. 1	B5. 99頁
46	大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－ 浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B5. 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	B5. 177頁
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B5. 155頁 付図4枚
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	B5. 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	B2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B5. 34頁
52	都市自然に関する社会科学研究(よこはま都市自然行動計画)	1983. 11	B5. 226頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり－「よこはまの川と池」再発見－	1983. 11	B5. 149頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983. 12	B5. 157頁
55	排水処理施設維持管理マニュアル－生物処理編－	1983. 12	B5. 132頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B5. 67頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B5. 183頁
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり－「よこはまの川と池」再発見－	1984. 2	B5. 135頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B5. 56頁 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B5. 49頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は－水質, 生物, 水ぎわ……－	1984. 11	B5. 105頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984. 12	B5. 193頁
63	横浜市南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984. 12	B5. 120頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル－イオン交換処理編－	1985. 1	B5. 134頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は－水質, 生物, 水ぎわ……－	1985. 2	B5. 133頁
66	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 －総合報告－	1985. 3	B5. 173頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985. 12	B5. 190頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告	1986. 3	B5. 149頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B5. 192頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして－道路緑化と騒音－	1986. 2	B5. 179頁
71	ホタルの生息環境づくり～技術マニュアル試案～	1986. 2	B5. 121頁
72	第10回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境－水, みどり, まち……－	1986. 11	B5. 174頁
73	横浜市公害研究所報第11号	1987. 3	B5. 216頁
74	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報	1987. 3	B5. 275頁
75	排水処理施設維持管理マニュアル－汚泥処理編－	1987. 3	B5. 132頁
76	10年のあゆみ・横浜市公害研究所設立10周年記念誌	1987. 3	B5. 203頁
77	第10回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境－水, みどり, まち……－	1987. 3	B5. 127頁
78	横浜市軟弱地盤層調査報告書(土地質試験データ図) 横浜市地盤環境図 横浜市地盤環境図	1987. 3	B5. 217頁 B2. (付図1) A0付図2～10

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 79	横浜市公害研究所資料室図書目録	1987. 3	B5. 328頁
80	第11回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1987. 11	B5. 89頁
81	横浜市公害研究所報第12号	1988. 3	B5. 161頁
82	第11回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境-水, みどり, まち……-	1988. 3	B5. 139頁
83	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (軟弱地盤構造と地盤沈下特性)	1988. 3	B5. 103頁
84	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (縦断面地質柱状図, 水準点変動図集)	1988. 3	B5. 162頁
85	植樹帯による歩道環境改善効果に関する調査研究 -横浜市磯子区産業道路沿道植樹帯設置事業のケーススタディー-	1988. 3	B5. 148頁
86	第12回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1988. 11	B5. 133頁
87	横浜市公害研究所報第13号	1989. 3	B5. 210頁
88	水域生物指標に関する研究報告	1989. 3	B5. 348頁
89	浮遊粉じんの発生源推定に関する調査報告書	1989. 3	B5. 195頁
90	第12回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境-水, みどり, まち……-	1989. 3	B5. 39頁
91	魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書	1991. 3	B5. 125頁
92	第13回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1989. 12	B5. 137頁
93	横浜市公害研究所報第14号	1990. 3	B5. 212頁
94	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報	1990. 3	B5. 166頁
95	第14回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1990. 11	B5. 102頁
96	横浜市公害研究所報第15号	1991. 3	B5. 226頁
97	自然観察ワークシート~横浜の都市自然を調べる~	1991. 3	B5. 115頁
98	トンボ生息環境づくり調査報告書	1991. 3	B5. 210頁
99	第15回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1991. 11	B5. 174頁
100	横浜市環境科学研究所報第16号	1992. 3	B5. 164頁
101	環境科学研究所業務案内リーフレット	1992. 2	B5. 4頁
102	横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書	1992. 3	B5. 133頁
103	第16回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1992. 12	B5. 108頁
104	横浜市環境科学研究所報第17号	1993. 3	B5. 232頁
105	横浜市陸域生物による環境モニタリング調査報告書	1993. 3	B5. 77頁
106	鶴見川・帷子川水系生態調査報告書	1993. 3	B5. 268頁
107	酸性雨に関する調査研究報告書	1993. 3	B5. 218頁
108	第17回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1993. 12	A4. 105頁
109	横浜市環境科学研究所報第18号	1994. 3	A4. 164頁
110	エコロジカル・ライフスタイルの政策科学的研究	1994. 3	A4. 118頁
111	キショウブによる水質浄化法-実験報告書-	1994. 3	A4. 121頁
112	第18回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1994. 12	A4. 71頁
113	エコロジカル・ライフスタイルの政策科学的研究 パートII	1994. 12	A4. 175頁
114	横浜市環境科学研究所報第19号	1995. 3	A4. 153頁
115	横浜市民の音環境に関する意識調査	1995. 3	A4. 130頁
116	横浜港, 生物と環境の変遷 -底質柱状試料中の生物化石調査-	1995. 3	A4. 90頁
117	東京湾の富栄養化に関する調査報告書	1995. 3	A4. 110頁
118	第2回陸域生物による環境モニタリング調査	1995. 3	A4. 70頁
119	第19回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境-水, みどり, まち……-	1995. 12	A4. 117頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 120	横浜市環境科学研究所報第 20 号	1996. 3	A4. 100 頁
121	エコロジカルライフスタイルの政策科学的研究 (Ⅲ)	1996. 3	A4. 84 頁
122	多環芳香族炭化水素 (P A H s) に関する調査研究報告書	1996. 3	A4. 130 頁
123	大岡川・境川水系生態調査報告書	1996. 3	A4. 200 頁
124	横浜の酸性雨 －よりよい環境をめざして－	1996. 6	A4. 6 頁
125	酸性雨のはなし	1996. 12	A4. 8 頁
126	第 20 回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境－水, みどり, まち……－	1996. 12 1997. 3	A4. 91 頁
127	横浜市環境科学研究所報第 21 号	1997. 3	A4. 141 頁
131	有害大気汚染物質の沿道実態調査報告書 －環境庁委託報告書－	1997. 3	A4. 60 頁

◇ 編集後記 ◇

研究所発足以来、毎年刊行してまいりました所報もここに「第22号」をとりまとめることができました。内容は、「業務報告編」、「調査研究編」および「資料編」を柱として構成されています。

今回、厳しい財政事情に対処するため、論文等の執筆者はワープロ、パソコンを駆使（苦使？）して完全版下を作成することにより、印刷経費の削減を図りました。

このため、文字の大きさなど、多少見苦しい点もありますが、本書が環境科学に関心を持たれる方々に御活用いただければ、幸いと存じます。

所報第22号編集委員会

菅原 継好

鹿島 教昭

加藤 善徳

大場 栄次

美濃輪 和朗

手塚 久代

松島 裕子