

環境研資料

No.109

ISSN 0918-5720

横浜市環境科学研究所報

第 18 号

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE

No.18

1994年 3 月

横浜市環境科学研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

は し が き

横浜市環境科学研究所報18号をお届けします。

横浜市公害研究所から平成3年6月に横浜市環境科学研究所に改称し3年を経過しました。その間、公害問題、環境問題を取り巻く様々な環境は急転の様相を見せ、まさに、様変わりの状態です。

平成5年11月には、環境基本法が成立し、また、新たに水質基準が改定され平成5年12月には施行されるといった動きが活発です。このような動きの中で環境科学研究所がなにをなすべきかということが問われています。まさに激動の社会情勢の中であって、環境科学研究所の中だけがその埒外であってはならず、今後、これらの動きに対応した調査研究を展開していきたいと考えております。

環境科学研究所の業務は事務、社会科学、大気、騒音振動、水質、地盤沈下の6つの部門に分かれて業務を行っています。所報第18号は平成4年度のそれぞれの調査研究を中心にまとめたものです。

今回は、所報の体裁をB5版からA4版に変えました。新鮮な感じで目に飛び込むことと思います。新しい体裁に新しい意気込みを込めてお届けします。

皆様方のご高評とご叱正を賜りたいと存じます。

平成6年3月

横浜市環境科学研究所長

米 山 悦 夫

目 次

I 業務報告編

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

II 調査研究編

大 気 部 門

・特殊材料ガス希釈システムによる分析法の検討(II)	5
・石炭燃焼に伴う煙道内凝縮性粒子の排出特性	11
・南関東地域での年末年始時における浮遊粒子状物質の高濃度出現事例	15
・都市での植生指標を用いたヒートアイランド現象解析のためのNVIモデル	21

騒音・振動部門

・在来線鉄道のトンネルにおける振動調査	27
---------------------	----

水 質 部 門

・横浜市内におけるカワモズク (<i>Batrachospermum moniliforme</i>) の季節的な出現状況とその分布	35
・都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第2報)	43
・都市河川における水質調査(第2報)	53
・主成分分析法による鶴見川水質データの変動解析	63
・河川における長期水質変動の時系列解析	69
・横浜市沿岸海域における底質環境	75
・横浜港における底質汚染(第3報)	81
・水中に溶解したテトラクロロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験	87
・揮発性有機塩素化合物による地下水汚染(第5報)	91
・環境中の未知物質に対するX線分析の応用	95
・鉱油系廃油の資源化利用研究	103

地盤沈下部門

・軟弱地盤の沈下に関する調査研究(7)	105
・ボーリング資料と産出貝類群集から求められた帷子川沖積層の堆積環境	111
・星川ドーム東南翼部の地下地質調査	127

ノ ー ト

大 気 部 門

・横浜市における酸性雨調査	133
---------------	-----

水 質 部 門

・ミズワタの生長について(II)	137
・横浜市内水域環境中の細菌に関する研究(I)	141
・窒素含有工場排水の排水処理方法の研究(第1報)	143

・横浜市内事業所の重金属排水処理の実態調査	147
・埋立処分地浸出水中のマンガンの処理方法の検討(III)	149

III 資料編

1. 人員及び組織	151
2. 主要機器一覧表	151
3. 予算額	153
4. 学会等研究発表	154
5. 雑誌等投稿	156
6. 横浜市環境科学研究所発行資料（調査研究等報告書）	158
7. 環境科学研究所発行資料目録	159

環境科学研究所では公害・環境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 大気部門

大気部門では、規制各課が行う工場・事業場に対する立入検査に伴って生じる検体及び市民からの苦情に関する検体について、迅速、正確に対処するため分析・検査業務を実施しています。

また、大気汚染物質の測定結果への信頼性を確保するため、各種自動測定機の性能検査を実施し、さらに、大気汚染の実態・原因解明などの調査・研究を実施しています。

1. 検査業務

平成4年度に実施した各項目毎の検体数及び延べ項目数は次のとおりです。

検体項目	検体	項目数
(1) 重油中の硫黄分	226	226
(2) 重金属類	15	15
(3) 有害物質	30	60
(4) 悪 臭	159	314
(5) 炭化水素類	29	123
(6) アスベスト等その他	79	256
合 計	538	994

(1) 重油中の硫黄分

市内の工場立入検査における使用重油抜取り検体の分析依頼に対し、燃料中の硫黄分分析を実施しました。

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ローボリウムエアースンプラーを用いて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ますが、本年度は、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

三点比較臭袋法及びガスクロマトグラフ等を用い、養豚、養鶏、牧場、印刷工場、食品工場等から排出される悪臭の臭気指数及び物質濃度を測定しました。

(5) 炭化水素類

横浜市炭化水素系物質対策指導要綱に基づく、各種化学工場、油槽所から排出される炭化水素類の測定及び悪臭検体中の炭化水素類

の測定を行いました。

(6) アスベスト等その他

環境中のアスベスト濃度測定や建材中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、たとえば、ばいじん、窒素酸化物、苦情による試料をその他としてまとめました。

2. 自動測定機の性能検査業務

平成4年度は窒素酸化物自動測定機や硫黄酸化物自動測定機など24台の検査を実施しました。

自動測定機	検査台数
硫黄酸化物計 (SO ₂ 含む)	1台
窒素酸化物計	5台
オゾン計	14台
炭化水素計	2台
オキシダント計	2台
合 計	24台

3. 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、

- ①酸性雨調査
- ②フロンの環境濃度調査
- ③温室効果ガス(メタン、二酸化炭素等)の実態調査
- ④ヒートアイランド現象に関する研究

を実施しました。

(2) 未規制物質に関する研究

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、ならびに半導体等の先端技術産業で使用される化学物質による環境汚染を未然に防止する見地から、環境濃度の実態把握及び分析法の検討を行いました。

(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実施しました。

(4) 測定・分析に関する研究

環境公害行政を科学的に推進するには、環境汚染の状態を適切に把握することが重要であります。そのため、現在、自動測定機や簡易測定法により環境濃度等の把握に努めておりますが、これらの方法にもいくつかの問題点があり、また、自動測定できないものもあります。このような測定法上の問題点の解決を図りかつ新たな測定法の開発を目指して研究を実施しました。

II 騒音・振動部門

騒音・振動部門では、騒音・振動に関する実態を調査し、評価方法・対策等の研究を実施しました。

1. 環境騒音の音環境の創造に関する基礎的調査

一般家庭の日常生活における騒音の実態とその構成要因を調査し、騒音レベルを低下させ得る要因を探り、また、快適な音環境の創造に関する研究を行いました。

2. トンネル騒音振動に関する研究

道路及び鉄道トンネル内部と上部における振動、さらにトンネル開口部における騒音の分布状況を調査しました。

3. 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、住宅地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。

III 水質部門

水質部門では、規制各課が行う工場・事業場に対する立入検査に伴って生じる工場排水等の行政検体、市内公共水域における環境調査に伴う検体、及び市民からの苦情に基づく検体などについて分析を実施しています。

また、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4年度に実施した検体項目の検体数及び項目数は表-3のとおりです。

表-3 検体項目	検体数	平成4年度 項目数
(1) 工場立入り調査	1,830	4,098
(2) 環境調査	492	1,156
(3) 除害施設の管理	108	504
(4) 苦情など	47	76
合計	2,477	5,834

(1) 工場立入調査

平成4年度には、市内の延べ1,194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27項目について検体の分析を行いました。

(2) 環境調査

平成4年度の環境調査としては、公共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16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) 富栄養化対策手法の研究

東京湾の富栄養化機構の解明のため、人工衛星データによる水質解析手法の検討等を行いました。

(2) 水域環境モニタリング手法に関する研究

河川の突発的な水質変化を監視する手法確立のため、生物学的なモニタリング方法の検討等を行いました。

(3) 排水の処理技術等の研究

含マンガン廃水の排水処理方法の検討及び廃油を主原料とした塗料の開発等を行いました。

(4) 水域生態系の保全・創造の研究

水辺環境の主体である生態系を保全創造するため、大岡川水系の水生生物と水質、環境要因等との関連を調査するとともに、「鶴見川・帷子川水系生態調査報告書」を作成しました。

(5) 河川等の水質浄化に関する研究

水生植物を用いた河川・池沼等の水質浄化法についての調査研究及び河川形態が汚濁物質の挙動に及ぼす影響を検討しました。

(6) 未規制物質に係わる調査研究

有機塩素化合物などの未規制物質による汚染実態調査や汚染機構の解明を行いました。また各種汚染物質の種類構造別の分析法を検討し、排水・環境水中の濃度を調査しました。

(7) 底質汚染の変遷に関する調査研究

横浜沿岸域底質の堆積年代を調べるとともに、有害物質による環境汚染及び生息生物の年代による変遷等を調査しました。

(8) 地下水汚染物質に関する研究

地下水汚染物質の土壤中での消長、分解生成物などの調査及び浅層地下水調査用の簡易掘削機の開発を行いました。

(9) 陸域生物による環境モニタリングに関する調査研究

平成3年度に実施したスギ、ウメノキゴケ、ゼニゴケのモニタリング調査結果を「横浜市内の陸域生物による環境モニタリング調査」として報告書を作成しました。

IV 地盤沈下部門

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、更に、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っています。

1. 地盤環境に関する調査研究

平成4年度は、層別沈下特性調査や地質・土質調査等の地盤環境調査や、地下水位分布調査等の地下水環境調査を行いました。

V 社会科学部門

社会科学部門では平成2年度から、エコロジカル・ライフスタイルの研究をおこなっています。エコライフを実現するためには、エコロジカルな都市環境（エコシティ）づくりが必要であります。

その都市環境のエコロジカル化は新しい課題であり、そのための方法論（ネイチャーデザイン）と技術手法（エコアップ・テクノロジー）の研究開発が求められています。

1. エコロジカル・ライフスタイルの研究

自然共生型エコライフ・エコシティ実現のための政策について、学識経験者による研究会（「エコライフ・エコシティ研究会」）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実施しました。

2. エコアップ技術指導

緑政局、下水道局、都市計画局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）の技術指導を行いました（市立大道小学校自然広場他10件）。

また、港北ニュータウン地区総合公園予定地の基本計画策定に協力いたしました。

3. トンボ環境調査

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他の池について実施しました。

「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（水草補植、外敵駆除）及びプールのヤゴ生息状況調査並びに救出作業を実施しました。

VI 環境セミナー

1. はじめに

当研究所では昭和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。

昭和52年度から昭和60年度までは、一般市民を対象として、講演や研究発表を行っていました。

昭和61年度からは小・中学生、高校生から「調べてみよう、身近な環境ー水・みどり、まちー」というテーマで作品を募集し、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4年度は12月6日（日）に横浜市技能文化会館で開催し、参加者は269名でした。

2. 作品募集

作品の募集内容は観察記録・調査研究等のレポートやその活動状況、身近な環境とのふれあい体験の感想文などで、小学生以上の横浜市民から募集しました。

その結果、35編の作品が寄せられ、その内訳は小学生6編、中学生14編、高校生2編、一般市民13編でした。

これらの作品を「第16回環境セミナー公募作品集 調べてみよう 身近な環境ー水・みどり・まちー」（公害研資料No.103）にまとめ、セミナー参加者に資料として配布しました。

3. セミナーの開催

(1) 作品発表

渡辺允氏（元鶴かなしん出版）の司会進行により、応募作品の内18編が発表されました。

発表作品、発表者は次のとおりです。

- 『横浜市における中型哺乳類3種の最近の知見』
神奈川自然保全研究会 後藤好正
- 『分子拡散型サンプラー法による環境大気中の窒素酸化物の調査』
東海大学付属相模高等学校1年 中尾 淳
- 『紙のりサイクルファンタジー』
浅沼良次
- 『不用の傘で再利用』
河野レウ子
日枝小学校
- 『さわやか なごやか 日枝の町』
日枝小学校
- 『金沢区富岡東のセミ類』
芦沢一郎・芦沢 健・芦沢 淳
- 『セミの研究 2年目』
市立羽沢小学校3年 小池有希
- 『港南区の野鳥』
市立港南台第一中学校2年 杉本 淳
- 『野鳥観察で環境保全を』一金沢区片吹団地周辺ー
梅田小夜子・梅田優子
- 『帷子小ウォッチングクラブ今年の活動報告』
市立帷子小学校 ウォッチングクラブ
- 『美しい環境を大切に』
市立鴨志田第一小学校6年 栗原夏奈子
- 『星の光と町の光』
市立豊田中学校3年 高橋奈津子
- 『ドードーの悲しい物語』
市立豊田中学校3年 秋澤弥里
- 『おいしい水が飲みたい』
市立豊田中学校3年 佐藤文美
- 『早淵川の水生動物調査・3』
市立荏田南中学校2年 永田晶子
- 『ぼくの見た大気汚染』ー西区の松の気孔7000個の観察記録ー
市立一本松小学校5年 森谷慎平
- 『どんぐりの家のまわりの自然観察』
ボーイスカウト横浜第30団 カブ隊
- 『ラブリバートリップ大岡川 第2回』
ガールスカウト日本連盟神奈川県支部 横浜南地区

(2) 講演

矢島稔氏（財団法人東京動物園協会 常任理事）により「虫たちの衣・食・住」という題で、虫の様々な姿を写したスライドをつかって、講演が行われました。

特殊材料ガス希釈システムによる分析法の検討(II)

—特殊材料ガス連続測定器の応答特性—

前田 裕行*

要 旨

情報、エレクトロニクスなどの分野で高度化を支える基盤となっている半導体技術に使用されるガスは、その有害性、取扱安全性あるいは環境汚染の観点からの問題点がある。特に、安全な環境の裏付けとなるガスの計測方法について信頼性の向上が重要課題となっており、当研究所では分析方法についての研究を体系的に推進してきた。

近年、各種のガスセンサーを用いた方法が、連続測定が可能なことや計測準備が容易であることから、作業環境濃度モニター器又は漏洩警報器等で使用されている。今回、これらガスセンサーを用いる連続モニター器が、取扱施設の排出ガス測定及び一般環境濃度の測定に適用できるかどうかを知るため、これらの機器の応答特性について試験した。

その結果、定電位電解式センサーを用いたモニター器は、ガスを計測してから指示濃度が安定するまでの時間がややかかるものの、試験紙光電光度法モニター器と共に指示値の直線性は比較的良好であった。また、いずれのモニター器もACGIHのTLV-TWA値(アルシン50ppb、ホスフィン300ppb)濃度レベルは十分計測可能であった。これらのモニター器は、作業環境モニターとしてだけでなく、特殊材料ガスの使用施設の排ガスの測定に有効であると考えられたが、敷地境界域での一般大気濃度監視に使用する場合には、さらに検出感度や安定性の向上が必要であると考えられた。

1. はじめに

近年の半導体技術を基にする先端技術の発展はめざましいものがあり、情報、エレクトロニクス、エネルギーの分野で高度化を支える基盤技術となっている。

本市においても、将来を展望した活力ある都市基盤整備のため、これら先端技術産業の立地促進や既存工業の高度化を推進しており、市内の工業形態が変わりつつある。

しかし、これらの先端技術を支える製品には各種の薄膜素子や新材料があり、この製造過程で使用されるガスは、過去にいくつかの例がある爆発災害事故や周辺地域や労働環境の汚染の問題などその有害性や取扱上の安全性が懸念されている。

したがって、安全性の裏付けとなるこれらガスの計測方法に対する信頼性の向上が重要課題となってきている。

特殊材料ガスの分析方法については環境庁が「IC産業環境保全実態調査大気関係測定方法指針」¹⁾で定めているが、この指針では同族体が含まれる混合成分の分析に対応できず、また使用機材及び薬品の種類が多く、現場調査をするにあたっては困難な湿式法を採用している。

このため、当研究所では、有効な分析方法の体系化を進める目的で特殊材料ガスを対象とした標準ガス調整室を整備し、実ガスを使用した各種分析方法の研究を進めてきた。この結果、ドーピングガスとして使用されるアルシン、シラン(モノシラン)を同時検出できる乾式直接分析法として、光イオン化検出器(PID)を用いたガスクロマトグラフ(GC)分析方法を確立し、本所報に報告した。²⁾さらにその後の研究でホスフィンを加えた3物質の高感度同時分析も可能となった。

一方、各種のガスセンサーを用いた検出方法は、物質選択性に乏しい欠点はあるものの連続測定が可能なこと、計測準備が容易であることから作業環境濃度モニター器又は漏洩警報器等に使用されている。

そこで、これらの特徴があることから、ガスセンサーを用いたモニター器は、市内の特殊材料ガス使用施設の迅速な排ガス濃度測定や敷地境界域での連続的な濃度監視への応用への可能性を検討するため、ガスセンサーを用いた代表的な2種類の連続モニター器の物質選択性及び応答特性について、特殊材料ガス希釈システムを用いて試験したので報告する。

2. 実験装置の概要

2-1 特殊材料ガス希釈システム²⁾

このシステムは、特殊材料ガス供給ライン及び標準ガス希釈ラインからなる設備で、標準ガスは、ボンベシリンダーボックス内の高圧ボンベ入り標準ガスを質量流量制御し、小型風洞チャンバー内のガスミキサーに送り希釈用空気を用いて混合希釈した。なお、希釈用空気には、質量流量制御された精製空気を用い、調整された希釈標準ガスは、常圧排気ラインに付属したドラフトチャンバー内のガス供給口に導かれる。

今回応答試験するモニター器は、機器内部配管からの漏洩に対する安全性を考慮し、ドラフトチャンバー内に設置して調整した希釈標準ガスを供給した。

2-2 応答試験した連続モニター器の概要及び検出原理

(1) 連続モニター器の概要

各種の毒性ガス、可燃性ガスの微量検出に用いられており、半導

体製造プロセスで使用されるアルシン、ホスフィン、シラン等の水素化合物に反応し検出、警報を發する。

(2) 有害ガスモニター 7100型

試験紙光電光度法：試料ガスは発色試薬含浸テープに通気され、対象ガスが存在する場合にテープ上にガス濃度に応じた発色が生じる。同時に光学系で発色による反射率の変化をモニターし、その変化の度合から濃度を算出表示する。機器の外観を図-1、ガスサンプリングヘッドを図-2に示した。³⁾

(3) 毒性ガス警報器 EC-560型

定電位電解式センサ：試料ガスは隔膜を通して電気化学的触媒から構成される電極上に吸着される。ガスは電極表面で酸化反応し、一定の電位を与えた電極表面の電位の変化から電気化学的に検知され、濃度を表示する。機器の外観を図-3、電気化学的原理を図-4に示した。⁴⁾

(4) 両機器の稼働条件

ア. 有害ガスモニター 7100型 (MDA社製)

流量：800ml/min

校正：校正カードによるオプティカル校正

イ. 毒性ガス警報器 EC-560型 (理研計器製)

流量：500ml/min

校正：出力値のみを試験するため校正は行わず。

計測値出力：10mVフルスケール

2-3 流量値データロガー

(1) 16ビットパーソナルコンピュータ：

NEC製 PC-9801 RX

(2) AD変換モジュール (16チャンネル)：

コンテック製 AD12-16S (98) H

(3) 計測ソフトウェア：

コンテック製 LABTECH NOTEBOOK (98)

2-4 PIDガスクロマトグラフ自動分析システム

(1) 本体：日立製 263-50型

検出器：HNU製 PID (11.7eV UVランプ)

(2) エレクトロメータ、UVランプ電源：ガスクロ工業製

(3) 自動ガスサプラー：ガスクロ工業製 GS-5000 AH

(4) インテグレーター：日立製 D-2500

2-5 標準ガス

住友精化製 高圧充填 アルシン 195ppm/N₂

ホスフィン2000ppm/N₂

3. 試験方法

3-1 標準ガス希釈ライン予備調整

前報²⁾と同様に、使用するマスフローコントローラ (MFC) は窒素ガスにより精密膜流量計で校正し、MFCの流量値はその出力電圧 (0~5VDC) をデータロガー (AD変換モジュール付PC-9801 RX) で計測した。

3-2 加湿ライン調整

実際の排出ガスは、一般的に湿式スクラバーを通過したガスであることが多いため、試験ガスには加湿することが必要となる。

図-5に示す標準ガス希釈ラインに付属する小型風洞チャンバー内の加湿ボトル (図中記号F、容量2L、2連) に純水を満たし、これに希釈調整した標準ガスを通気させバブリングすることによって加湿標準ガスを得た。

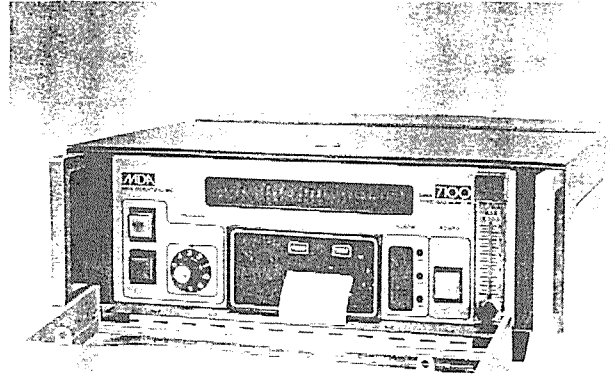


図-1 有害ガスモニター 7100外観

ヘッド構成図

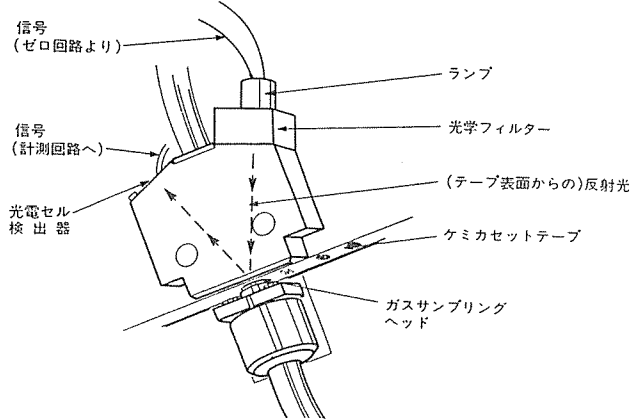


図-2 ガスサンプリングヘッド (7100型)

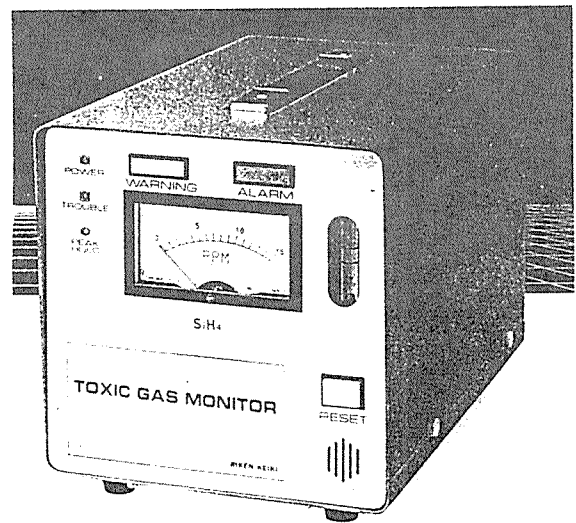


図-3 毒性ガス警報器 EC-560型

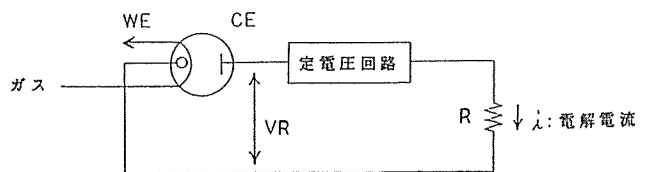
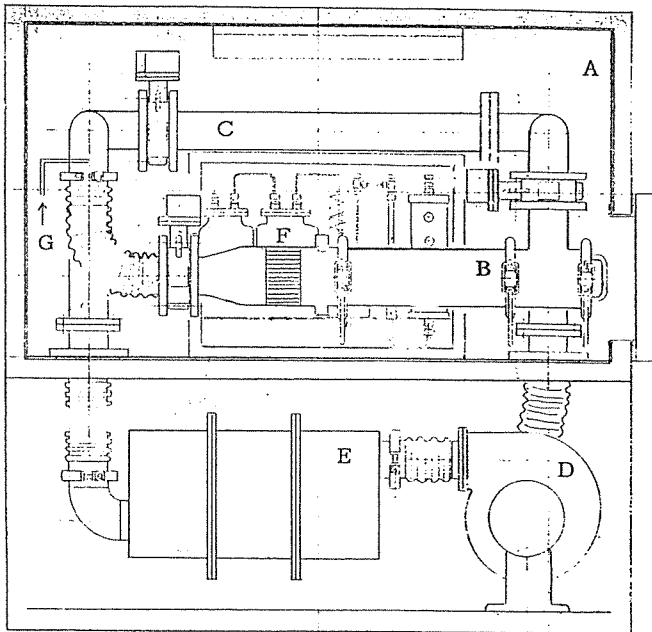


図-4 電気化学的原理 (EC-560型)



A 恒温槽 F 加湿ボトル (2 L フラスコ, 2 連)
 B ガラス風洞 (130mm φ) G 標準ガス導入部
 C バイパス部 (SUS)
 D フロア (6m/s Max)
 E 温調部 (5 ~ 40°C)

図-5 標準ガス希釈ライン (加湿ライン)

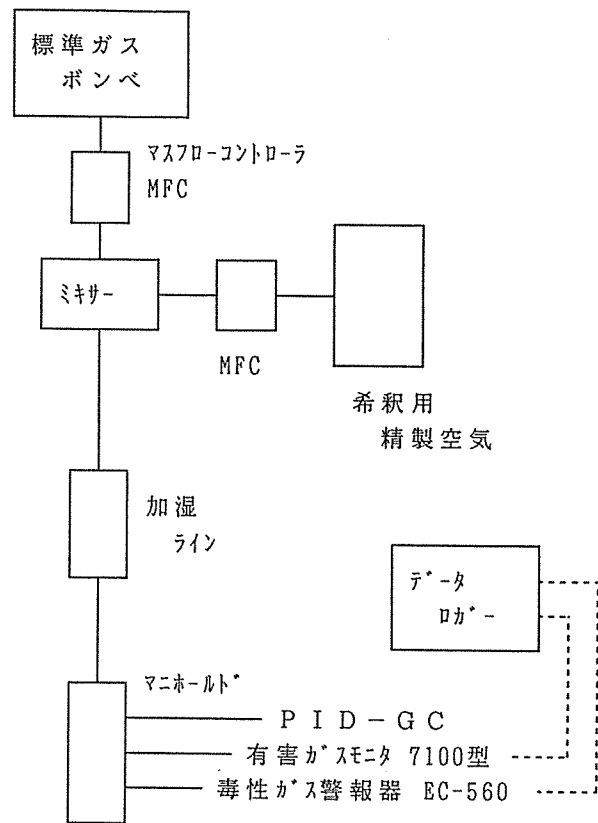


図-6 機器構成図

3-3 8チャンネル型DC増幅器の調整

EC-560型モニター器はフルスケール10mVの出力信号を持っている。これを取得入力レンジ±10Vのデータロガーに取得させるため、1000倍の信号増幅を行った。増幅器を使用するにあたって、定電位発生器 (横河電気㈱製ポータブルキャリブレーター Model 2422) から1.00~10.00mVまで段階的に発生電圧を変化させ、増幅されて出力される1.00~10.00Vの出力値の直線性について確認し、調整して用いた。

3-4 希釈ガスライン流量値及びEC-560型モニター器データロガーのデータ取得

計測ソフトウェアはコンテック製LABTECH NOTEBOOK (98)を用い、入力レンジ±10V、サンプリング間隔1.00秒、ステータス時間10,000秒で各マスフローコントローラの出力信号を取り込んだ。取得データ形式はアスキー整数とし、これを汎用表計算ソフト ロータス1-2-3で計算、グラフ表示した。

3-5 アルシン、ホスフィン希釈標準ガスの調整及びGC分析

高圧ボンベ充填の標準ガスを20ml/min以内で精密流量調整し、これに1~8l/minの精製空気を希釈ガスとして質量流量比混合して標準ガスを調整した。各物質濃度について1ppm以下の濃度を段階的に調整したものをマニホールドに導き、今回試験したモニター器及びPID-GCへ導入した。ガスクロマトグラフ条件は前報²⁾の通りである。

なお、今回試験した機器の実験構成を図-6に示した。

4. 検討結果及び考察

4-1 希釈用精製空気 (ゼロガス) の応答試験

希釈用精製空気は、標準ガスの希釈調整を行うときのベースとなるガスであり、機器の精度に直接関係するため特に応答試験を実施した。

希釈用精製空気は、当研究所の4階に設置されている連続測定機器検査検定用標準ガス発生システムで使用している精製空気と同じガスを分岐して特殊材料ガス希釈システムに導いた。この精製空気は、室内空気をオイルフリーコンプレッサー (最大吐出流速300l/min)で圧縮し、白金触媒系の炭化水素除去スクラバーに通し、さらに水冷及び電子クーラーによる除湿を行った後ソーグライム・活性炭スクラバーで純化したものである。この精製空気を今回試験するモニター器に導入して指示値のレベルを試験した。まず、はじめに両モニター器に高圧ボンベ入り合成純空気 (ZERO-A 住友精化製)を導入し、それぞれの機器のゼロ調整を行った後、相対湿度50%に調整した希釈用精製空気をEC-560型モニター器では約28分間、7100モニターでは42分間 (測定時間間隔: 1分間) 導入して指示値のレベルを調べた。その結果、図-7に示したEC-560型モニター器での応答値は10mVフルスケールに対し0.022mV (試料数1140) となりフルスケールの0.2%程度の非常に小さな指示値レベルとなり機器の精度からみてもほぼゼロレベルの指示値であった。また、7100モニターでも濃度値0.00ppb (試料数42)であった。さらに、同時にモニターしているPID-GC法からのクロマトグラムからも特殊材料ガスは検出されなかった。(なお、PID-GC法の場合は分離分析を行う関係で検出限界値はアルシンで0.02ppm²⁾であり、今回のモニター器の感度よりも低いと考えられる。)これらのこのことにより、今回使用する希釈用精製空気のブランクレベルは、検出されないレベルであると判断された。

4-2 アルシン及びホスフィン標準ガスの応答試験

標準ガス希釈ラインに付属する加湿ラインにより相対湿度50%、25°Cの加湿標準ガスを調整した。

アルシン標準ガスは50, 100, 200, 400, 800ppbの5段階、ホスフィン標準ガスは150, 300, 600, 900ppbと4段階の濃度について

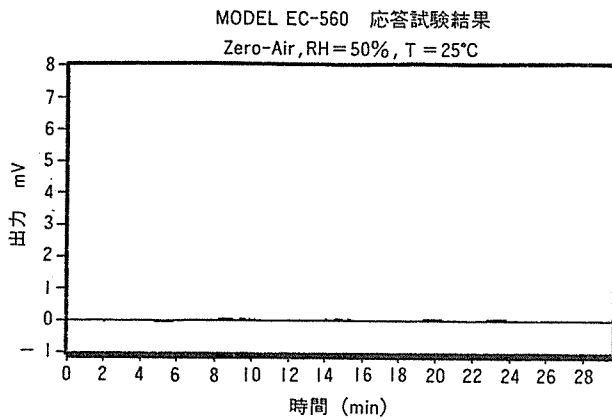


図-7 精製空気の応答試験結果

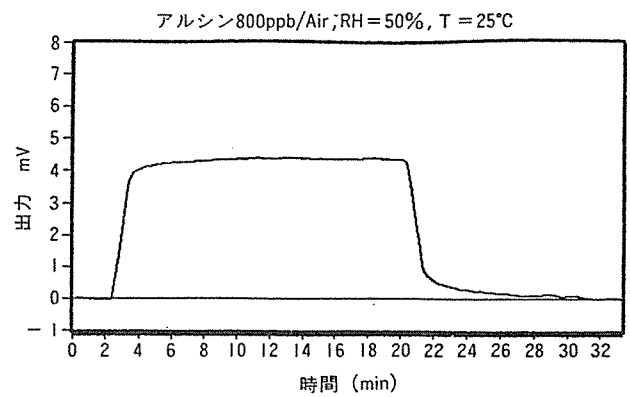


図-8 モニター器EC-560応答試験結果

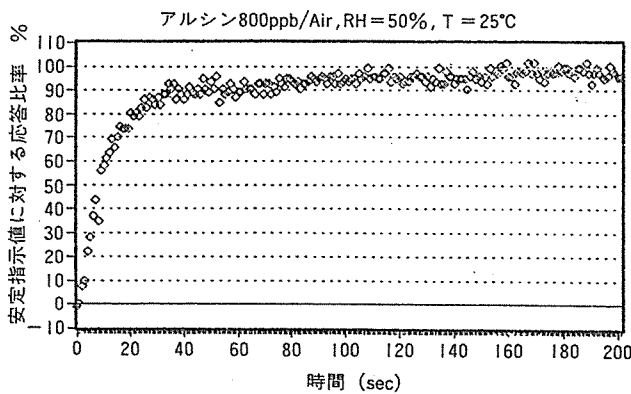


図-9 応答試験結果 (EC-560, 立ち上がり)

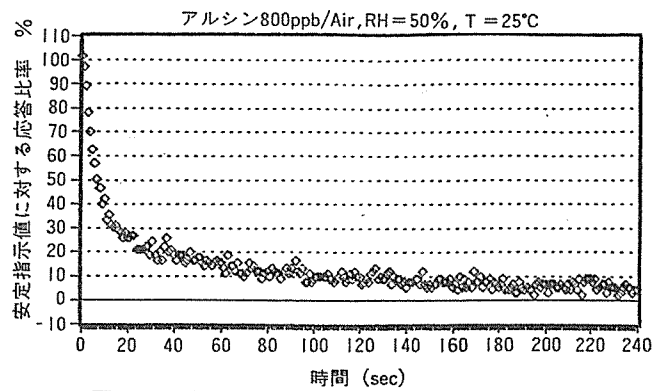


図-10 応答試験結果 (EC-560, 立ち下がり)

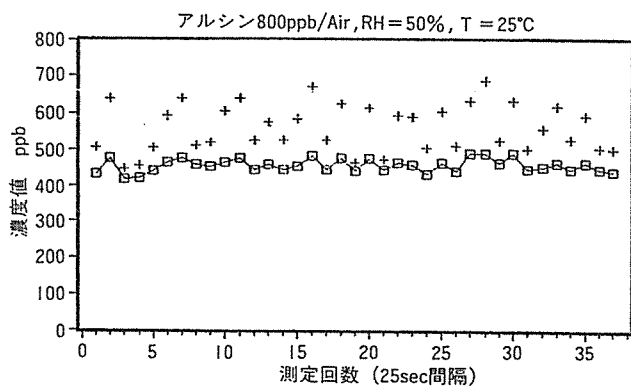


図-11 応答試験結果 (モニター器 7100)

供給し、各モニター器へガスを導入した。

試験する計測器へガスを導入するタイミングについては、前報²⁾で報告したように本標準ガス希釈ラインを使用した場合、対象ガスが設定濃度に達するまで約15分かかるため、この間、調整濃度の安定性を連続PID-GC法で見ながらその計測値が一定になった時点で標準ガスの供給管を各々の計測器に接続する方法とした。

表-1にアルシン標準ガスによる応答試験結果を表-2にホスフィン標準ガスによる応答試験結果を示した。モニター器EC-560型の場合の各濃度に対する応答値は、データ数720~1080の範囲内で採取した指示値の算術平均値から算出した。また、モニター器MDA7100型の場合の各濃度に対する応答値は、データ数5~37の範囲内で採取した指示値の算術平均値から算出した。

(1) モニター器EC-560型の応答特性について

図-8にモニター器EC-560へアルシン標準ガス供給管を接続開始してから濃度指示値が上昇した後指示値が安定し、さらに供給管を取り外してからゼロベースに指示値が戻るまでの応答値の変化を示した。これによると標準ガス供給管を接続してから、ある時間の後に安定値となることが分かった。また、安定値からゼロベースに戻るまでの時間的な変化が異なっていた。このことについて詳しく見るため、経時的な応答値の変化を安定指示値に対する応答比率(%)により指示値変化を調べた。立ち上がり(標準ガス供給管を接続してからの指示値変化)について図-9、立ち下がり(標準ガス供給管を取り外してからの指示値変化)について図-10に示した。これにより、安定指示値を示すまでの時間は、立ち上がりについて60%値まで10秒、90%値まで40秒であった。また、立ち下がりでは60%値まで10秒、90%値まで100秒であった。

このように、ある一定の濃度のガスを導入したとき瞬時に指示値を得るのではなく、応答時間を持つ原因は検出の原理に起因していると考えられる。すなわち560型のような定電位電解法の場合では、電極と電解質溶液の界面を一定の電位に保ちながら電解を行い、その設定電位を変えることにより各種のガスを定量的に検知する。ガスはいったん電解液に溶け込んでイオンの遊離が始まるが、電解液の容量に十分対応するガスの容量を通気させて反応させないと所定の指示値まで速くには達しないことから応答時間を持つものと考えられた。また、立ち下がりに際しゼロベースに戻るまで時間がかかることの原因は、ガス供給を絶っても、しばらくは電解液セルに遊離したイオンが残留しており、ゼロガスによる置換に時間がかかるためと考えられた。

(2) モニター器7100型の応答特性について

図-11にモニター器7100型へアルシン標準ガス供給管を接続開

表-1 特殊材料ガスの応答試験結果

(アルシン/Airバランス RH=50 T=25°C)

導入濃度 (ppb)	50	100	200	400	800
EC-560					
応答値 (mV)	0.448	0.814	1.476	2.590	4.377
STD	0.087	0.080	0.096	0.104	0.098
CV (%)	19.49	9.82	6.53	4.01	2.24
N	840	720	780	720	780
安定時間 (sec)					
立ち上がり 60%	20	20	15	15	10
90%	80	80	100	70	40
立ち下がり 60%	10	10	15	15	10
90%	120	120	150	150	100
MDA7100					
応答値 (ppb)	29	73	154	252	456
STD	1.50	1.73	2.82	6.57	18.40
CV (%)	4.74	2.37	1.84	2.61	4.04
N	14	13	13	19	37

表-2 特殊材料ガスの応答試験結果

(ホスフィン/Airバランス RH=50 T=25°C)

導入濃度 (ppb)	150	300	600	900
EC-560				
応答値 (mV)	2.100	3.166	4.725	6.098
STD	0.123	0.104	0.124	0.097
CV (%)	5.84	3.29	2.63	22.86
N	1080	1080	960	900
安定時間 (sec)				
立ち上がり 60%	10	8	10	
90%	40	15	20	
立ち下がり 60%	20	15	10	
90%	120	140	110	
MDA7100				
応答値 (ppb)	391	599	989	1334
STD	14.95	24.12	27.05	29.00
CV (%)	3.82	2.46	2.74	1.99
N	5	19	24	27

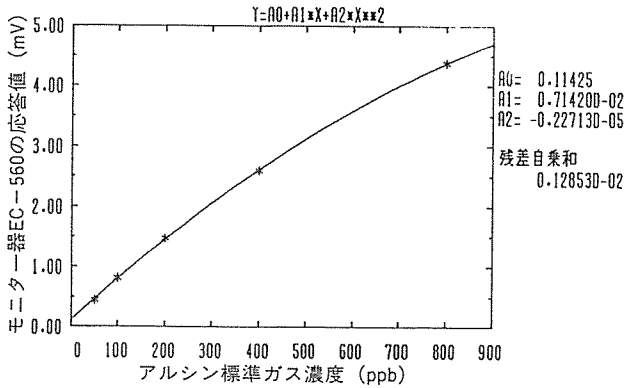


図-12 アルシン標準ガス濃度に対するモニター器の応答値 (EC-560)

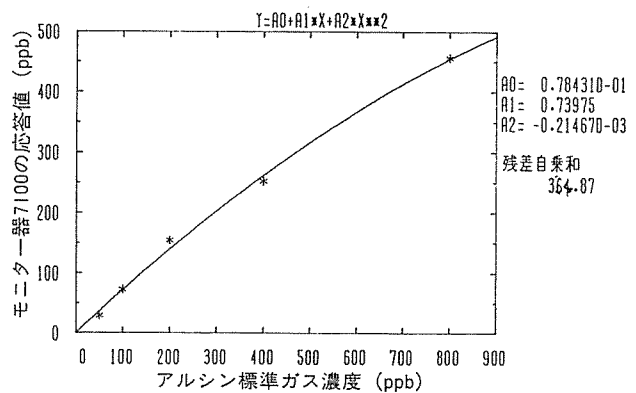


図-13 アルシン標準ガス濃度に対するモニター器の応答値 (7100)

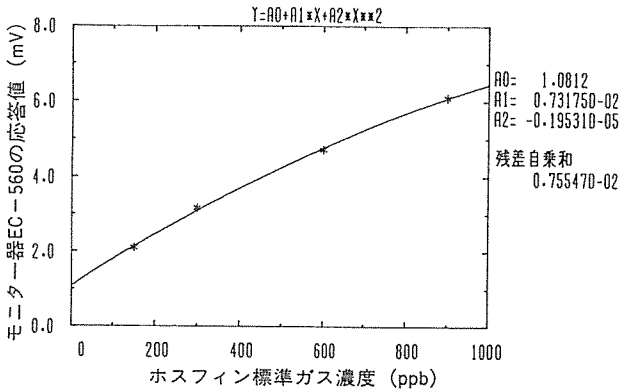


図-14 ホスフィン標準ガス濃度に対するモニター器の応答値 (EC-560)

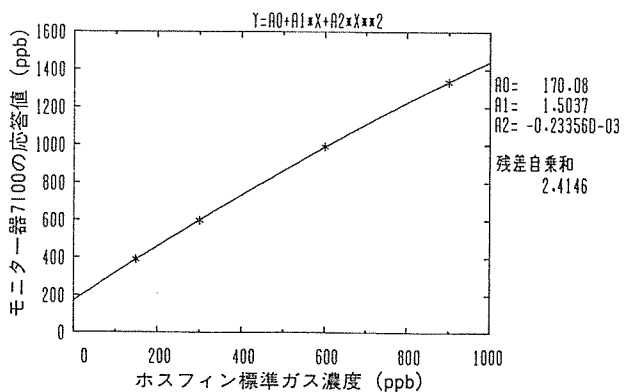


図-15 ホスフィン標準ガス濃度に対するモニター器の応答値 (7100)

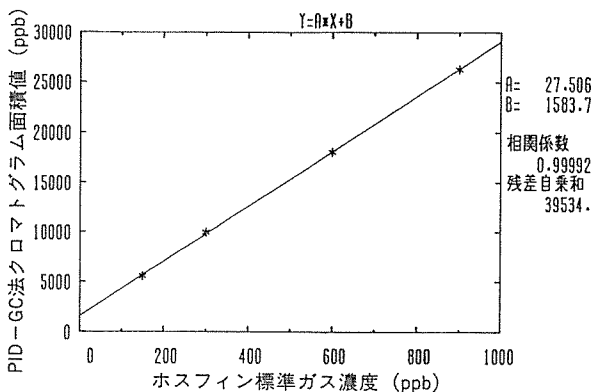


図-16 PID-GC法による標準ガスの応答値と濃度の関係

示値が見られた。この原因は、検出原理に図-2に示すような発色試薬含浸テープが一定時間毎に送り出される機構となっているため直前のガスの影響を受けない構造であることによると考えられた。一方、濃度の指示値は変動係数で約4%のばらつきが見られた。また、本標準ガス希釈ラインからの濃度は変動はなく一定であるにもかかわらず、ピーク濃度検出値は常に平均値の約1.4倍程度の数値を示しており、この原因は不明であった。

(3) 両モニター器の濃度応答性について

両モニター器にアルシン標準ガスの段階的な濃度を導入した場合の応答結果をそれぞれ、図-12及び13に、また、ホスフィン標準ガスの段階的な濃度を導入した場合の応答結果をそれぞれ、図-14及び15に示した。いずれの傾向も濃度が高くなるにつれて応答値は直線的な関係よりも低くなる傾向が見られた。濃度と応答値の関係は図中に示すように二次の多項式回帰ではほぼ適合していた。アルシンでは、両モニター器とも比較的に原点の近くを通る回帰曲線であっ

始してからの応答値の変化を示した。

この場合、25秒間隔で平均濃度及び最高ピーク濃度の出力がされる。結果は、標準ガス供給管を接続してからただちに安定濃度の指

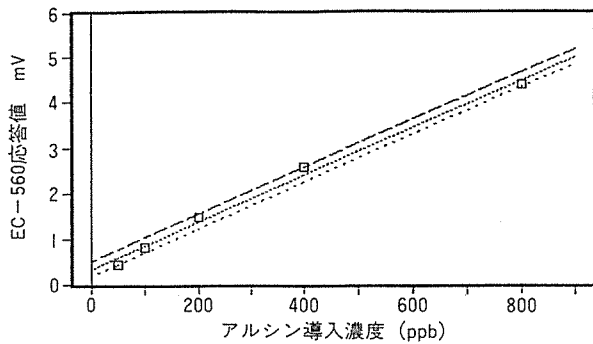


図-17 特殊材料ガス(アルシン)の応答試験結果(EC-560, 直線性誤差)(導入ガス:アルシン/Airバランス)

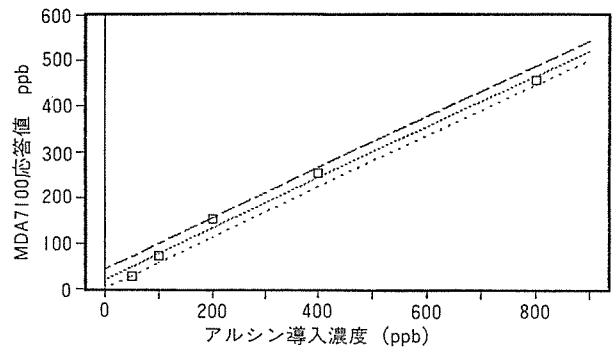


図-18 特殊材料ガス(アルシン)の応答試験結果(7100, 直線性誤差)(導入ガス:アルシン/Airバランス)

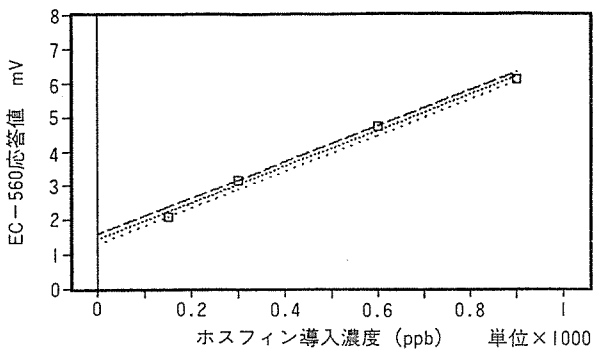


図-19 特殊材料ガス(ホスフィン)の応答試験結果(EC-560, 直線性誤差)(導入ガス:ホスフィン/Airバランス)

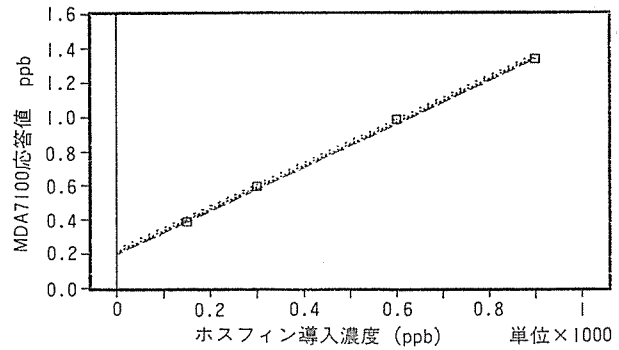


図-20 特殊材料ガス(ホスフィン)の応答試験結果(7100, 直線性誤差)(導入ガス:ホスフィン/Airバランス)

たが、ホスフィンでは原点を通らずに、ある程度のY切片を持つ傾向が見られた。

一方、これら標準ガスを同時にモニターしているPID-GC法によるクロマトグラフ応答値(面積値)と濃度の関係を見ると図-16のように直線性を明確に示しており、標準ガス発生ラインは段階的濃度を正確に発生していることが分かる。

これらのことにより、両モニター器は、アルシン50~800ppb、ホスフィン150~900ppbの濃度範囲に対しての応答が直線からややはずれることが分かった。このことについての誤差の割合を調べるために、応答試験結果の直線回帰式の上方向及び下方向に最も外れているデータを通る各々の回帰式との平行線の内側を誤差範囲とし、フルスケールに対しての誤差率を求めた。アルシンの応答誤差について図-17に示すようにモニター器EC-560型は、フルスケール(FS)10mVに対して-1.5%~+1.8%、図-18に示すようにモニター器7100型は-1.9%~+2.2%であった。また、ホスフィンの応答誤差については、図-19に示すようにモニター器EC-560型は、フルスケールに対して-1.5%~+1.3%、図-20に示すようにモニター器7100型は-1.9%~+1.3%であった。このように直線性からのずれは比較的小きな率であると思われる。しかしながら、回帰式が原点を通らない傾向が見られているが、より低濃度側での標準ガスの応答試験を行っていないため原因は不明であった。

今回の試験では応答特性を試験することを主な目的としたため、各モニター器の動的校正は実施していない。したがって、絶対濃度からの評価はできないが、これらのモニター器は、実ガスによる校正を精密に実施すれば、ある程度十分な直線性精度が得られると考えられた。

4. まとめ

半導体製品技術を支える製造過程で使用される特殊材料ガスは、

毒性の高いものが多く、取扱安全性あるいは環境汚染の観点からこれらガスの計測方法の信頼性の向上が重要課題となってきている。当研究所では有効な分析方法の体系化を推進してきたが、今回、代表的なガスセンサーを用いたモニター器2種類について、当研究所の標準ガス希釈ラインを用いてガスを調整し、その応答特性を試験した。

その結果、定電位電解式センサーを用いたモニター器は、ガスを計測してから指示濃度が安定するまでの時間がややかかる(90%応答値まで約40秒)ものの、試験紙光電光度法と共に指示値の直線性は比較的良好であった。また、いずれのモニター器もACGIH(American Conference of Governmental Industrial Hygienists)のTLV-TWA値⁵⁾(アルシン50ppb、ホスフィン300ppb)濃度レベルでは十分計測可能といえた。したがって、これらモニター器は、作業環境モニターとしてだけでなく、特殊材料ガスの使用施設の排ガスの測定に使用した場合でも有効であると考えられた。また、このモニター器を敷地境界域での濃度監視に使用する場合には、検出感度や安定性の向上が必要であると考えられた。

文 献

- 1) 環境庁企画調整局他: IC産業環境保全実態調査報告書, (1987).
- 2) 前田裕行, 新井久雄: 特殊材料ガス希釈システムによる分析法の検討(I)-PIDガスクロマトグラフを用いるアルシン, モノシランの同時分析-, 横浜市公害研究所報第14号, 15-20 (1990).
- 3) 有害ガスモニター7100資料, 柴田科学機械工業株式会社
- 4) 定電位電解式毒性ガスセンサ技術資料, 理研計器株式会社
- 5) American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. 6th edition. Cincinnati: ACGIH, (1991).

石炭燃焼に伴う煙道内凝縮性粒子の排出特性

佐俣 満夫*, 太田 正雄*, 数野 賢治**

要 旨

煙道中では気体もしくはミスト状であるが、排出後大気中で凝縮して粒子化する凝縮性粒子が大気中での2次粒子生成の観点から最近問題になっている。そこで、市内の大規模発生源である石炭燃焼ボイラによる凝縮性粒子の調査を行った。その結果煙道排ガス中の凝縮性粒子濃度は電気集じん機後の排出粒子濃度の10~30%に達することがわかった。また公定法で測定される粒子と凝縮性粒子の生成過程における相違も推測された。

1. はじめに

煙道排ガス中には主に燃焼により生成し排出後粒子化するガス状物質、0.01 μ m以下の微粒子、ミスト状物質等が含まれ、いずれも煙突排出後に大気中で乾燥あるいは凝縮して粒子化する可能性がある。これらの大気放出後に生成すると思われる2次粒子は、大気中の浮遊粒子状物質の挙動を考えた場合無視できないものといえる。現在、煙道中のガストの測定法としてはJIS Z 8808 (以下JIS法)に規定された公定法がある¹⁾。このJIS法ではガストを主にろ紙捕集することになっているため、ガス状物質、微粒子またミスト化している物質はろ紙を通過してしまい、清浄空気を用いた希釈あるいは何等かの方法によって、大気温度まで冷却しないと析出してこないことが知られている^{2,3)}。飯豊ら²⁾はJIS法のI型+II型の方法で、また小暮ら³⁾は冷却+希釈法にて重油ボイラ等の煙道ガストを測定した結果、JIS法で採取したガストに比べいずれも40~60%もの2次粒子(ここでは凝縮性粒子という)の存在を報告している。そこで、大規模発生源である石炭発電ボイラを対象として、石炭燃焼に伴う凝縮性粒子の排出特性を調査したので報告する。なお、ここでは主に煙突からの粒子の排出実態を比較するため測定は電気集じん機後とした。

2. 測定施設と測定方法

横浜市内の浮遊粒子状物質への影響を考慮して、今回の調査は大規模発生源である石炭発電ボイラとした。表-1に煙道条件を示す。表-1中の燃料使用量は24時間の総石炭使用量から算出したものであり、各測定ごとに発電量に応じて燃料使用量と燃焼状態は若干変化しているものと思われる。測定位置は電気集じん機出口5mの直管部の位置とし、測定位置での排ガス温度は150 $^{\circ}$ Cであった。なお、この電気集じん機の集じん効率は常時99.0%であることが事前の調査で確認されている。煙道中での凝縮性粒子の採取には、希釈法や冷却法によって採取した排ガスの温度を大気温度以下にすることが考えられるが、これらの方法を実プラント上で用いるのは通常の場合測定装置が大きくなり、また装置内での粒子の付着が問題となる^{2,3)}。そこで実プラント上で小型であり、しかも効率よく測定できるような水冷式採取装置を製作したので図-1に示す。配管系は

粒子の管内付着を防止するために曲管部を極力避けるようにした。図-1中(A)で採取された粒子を1次粒子、(B)で採取された粒子を固体2次粒子とした。さらに測定後冷却器内面を純水で注意深く洗浄し、この洗浄液とドレンボット(C)に溜った液を蒸発乾燥後析出した粒子を水溶性2次粒子とした。ここで、2次粒子は低温になるほど生成することから³⁾、水冷器内は5 $^{\circ}$ C前後の水水を循環して用いた。また水溶性2次粒子の採取のために作製したドレンボットを図-2に示すが、これを用いることによって冷却器内壁に凝縮した水滴は効率良くドレンボット内に採取することができた。さらにあらかじめ試験風洞にて粒子の付着が認められないことを確かめた。そこでこの水溶性2次粒子と固体2次粒子を合わせたものを凝縮性粒子(B+C)とした。測定に使用したろ紙は円型のパルフレックスTX(43mm ϕ)を用い、1次粒子側は水分等の凝縮を防ぐため110 $^{\circ}$ Cに保温し、採取ノズルは6mm ϕ を用いた。また採取した粒子及びろ紙はいずれも感量0.01mgの天びんで秤量した。測定はすべて等速吸引法とし、3H間で計10回行った。採取時間が長すぎると、ドレンボットに採取した水滴がオーバーフローする懸念があり、1回の採取時間はドレンボットへの採取量を考慮して約30分とした。

表-1 煙道条件

燃 料	微粉炭
発 電 量	265MW/H
燃料使用量	89T/H
煙道断面	3 \times 5m
排ガス流速	10m/s
排ガス温度	150 $^{\circ}$ C
水分量	4.5%
O ₂ 濃度	7.5%
CO ₂ 濃度	10.5%

Characteristic of Condensational particles emitted from Coal combustion boiler . .

*Mitsuo Samata, Masao Ohta, 横浜市環境科学研究所大気部門

**Kenji Kazuno, 横浜市環境保全局公害対策部環境管理課

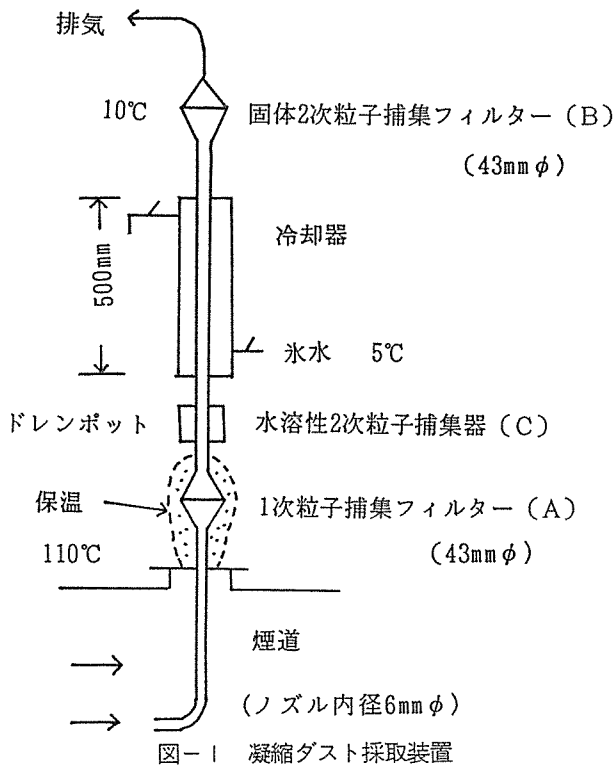


図-1 凝縮ガス採取装置

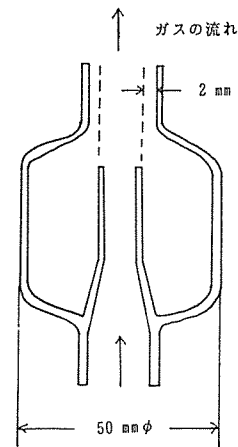


図-2 冷却用ドレンポット

3. 結果と考察

結果を表-2に示す。1次粒子濃度(Ac)は20~85mg/m³N, 固体2次粒子濃度(Bc)は0.7~3.3mg/m³N, 水溶性2次粒子濃度(Cc)は4.2~14.3mg/m³Nであり, BcはAc, Ccに比べてかなり低い濃度であった。これより, 凝縮性粒子の割合は全捕集粒子の10~30%程度であったが, 小暮らの石炭ボイラの集じん機後の結果(40~60%)³⁾に比べて1/2程度低い値であった。これは燃料の炭質や燃焼あるいは集じん方法等の相違によるものと考えられる。さらにボイラ直後を想定した場合には上述したように電気集じん機の集じん効率を99.0%とすると, 凝縮性粒子は石炭燃焼による生成ガスの0.1~0.3%程度と推測される。また表-2より, 水溶性2次粒子は1次粒子に比べて10~30%程度あり, 凝縮性粒子としては水溶性2次粒子の評価が不可欠であることがわかった。

3-1 1次粒子と固体2次粒子の関係

1次粒子濃度と固体2次粒子濃度の関係を図-3に示す。これより, 1次粒子濃度が増大しても固体2次粒子濃度はほとんど増加せ

ず, 固体2次粒子濃度は1, 2日目ではほぼ1mg/m³Nであり, 3日目で3mg/m³N程度であった。さらに捕集された固体粒子濃度(Ac+Bc)と固体粒子中の固体2次粒子濃度(Bc)の比:(Bc)/(Ac+Bc)を比較すると図-4のようになり, (Bc)/(Ac+Bc)の固体粒子濃度に対する減少傾向はBc=1, 3mg/m³N一定としたときの曲線とそれぞれほぼ一致した傾向となった。1次粒子濃度が測定時の燃料使用量, 燃焼状態及び集じん効率等の影響を受けるものとするれば, 固体2次粒子は1次粒子に比べてこれらの影響が小さいものと推測される。

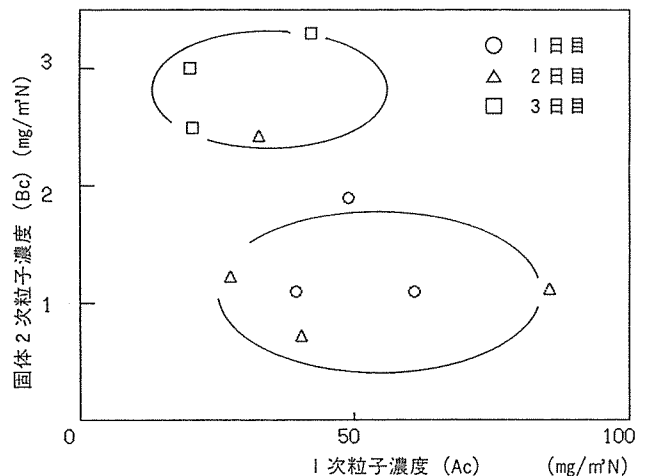


図-3 一次粒子濃度と固体2次粒子濃度の比較

表-2 測定結果

測定日	Ac (mg/m ³ N)	Bc (mg/m ³ N)	Cc (mg/m ³ N)	Ac+Bc+Cc (mg/m ³ N)	Bc+Cc (mg/m ³ N)
[1-1]	49.0	1.9	14.3	65.2	16.2
[1-2]	61.1	1.1	7.8	70.0	8.9
[1-3]	39.6	1.1	9.6	50.3	10.7
[2-1]	27.4	1.2	9.2	37.8	10.4
[2-2]	85.6	1.1	11.4	98.1	12.5
[2-3]	40.4	0.7	8.0	49.1	8.7
[2-4]	32.8	2.4	5.6	40.8	8.0
[3-1]	42.3	3.3	4.2	49.8	7.5
[3-2]	20.4	2.5	4.5	27.4	7.0
[3-3]	20.0	3.0	5.6	28.6	8.6

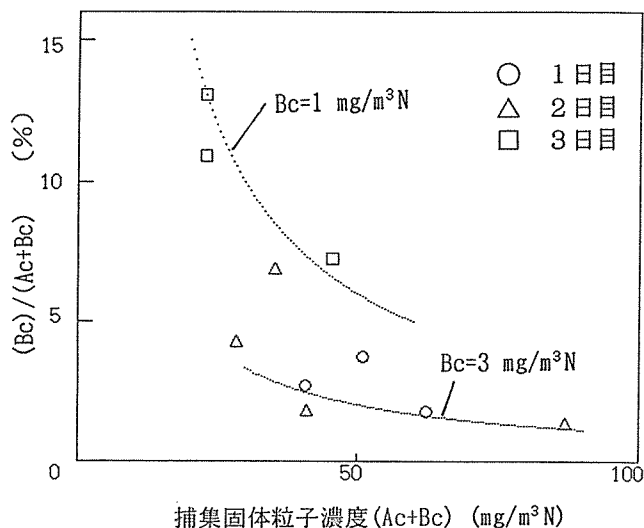


図-4 固体粒子濃度と固体2次粒子濃度の割合の比較

3-2 凝縮性粒子と1次粒子の関係

凝縮性粒子濃度(Bc+Cc)と1次粒子濃度(Ac)の比較を図-5に示す。これより1日目の1測定分を除き、他はすべて1次粒子濃度の増加とともに凝縮性粒子濃度もほぼ直線的に増加する傾向が認められ、その回帰直線を図中に示す。この場合は固体2次粒子の場合と異なり、測定日による相違はみられなかった。そして回帰式より除かれた1測定分と測定中最も1次粒子濃度の高い2日の3回目の測定分を更に除くと凝縮性粒子濃度は、1次粒子濃度の値にかかわらず、ランダムに分布していた。

3-3 全捕集粒子と凝縮性粒子の関係

捕集した全粒子濃度(Ac+Bc+Cc)と全捕集粒子中の凝縮性粒子の割合： $(Bc+Cc)/(Ac+Bc+Cc)$ の比較を図-6に示す。これより、全捕集粒子濃度が増加するほどその中の凝縮性粒子の割合は小さくなる傾向がみられた。これは全捕集粒子濃度を1次粒子濃度に置き換えて比較しても同様な傾向になることから、この傾向には1次粒子濃度の影響が大きく、1次粒子の増加に比べて凝縮性粒子の増加傾向はきわめて小さいためと考えられた。これは石炭燃焼では凝縮性粒子の前駆物質は、燃焼過程では主にガス化しており燃焼中での生成は比較的一定なのに比べて、1次粒子は燃焼析出粒子として燃焼条件や集じん機の捕集効率の影響を受けるためと推測された。

4. おわりに

石炭燃焼に伴う電気集じん機後の凝縮性粒子を水冷式捕集器を用いて測定することによって、以下のような知見が得られた。

- (1) 石炭燃焼による凝縮性粒子は電気集じん機後大気に放出される全捕集粒子の10~30%に達するが、ボイラ直後では0.1~0.3%程度であることが推測された。
- (2) 固体2次粒子濃度は他の濃度に比べて最も低く、1次粒子濃度の増加に比べて減少する傾向がみられた。
- (3) 凝縮性粒子を測定する場合、水溶性2次粒子の割合が大きく、この粒子の評価は不可欠と考えられた。
- (4) 全捕集粒子濃度の増加に対し、凝縮性粒子の割合は減少する傾向がみられた。
- (5) 各粒子濃度の傾向より、1次粒子と凝縮性粒子との生成過程は異なることが推測された。

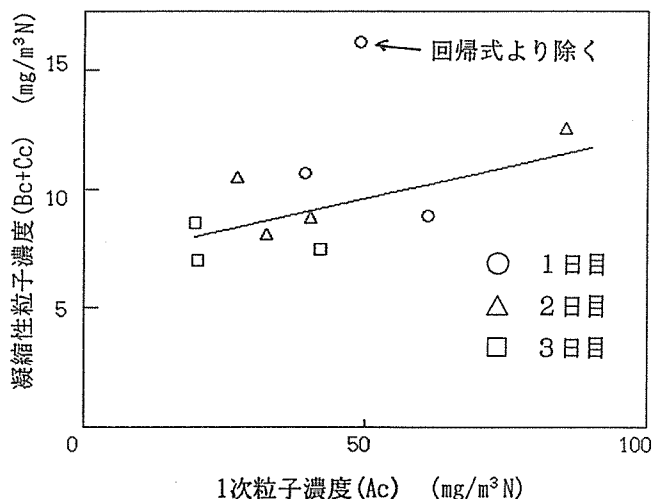


図-5 凝縮性粒子濃度と1次粒子濃度の比較

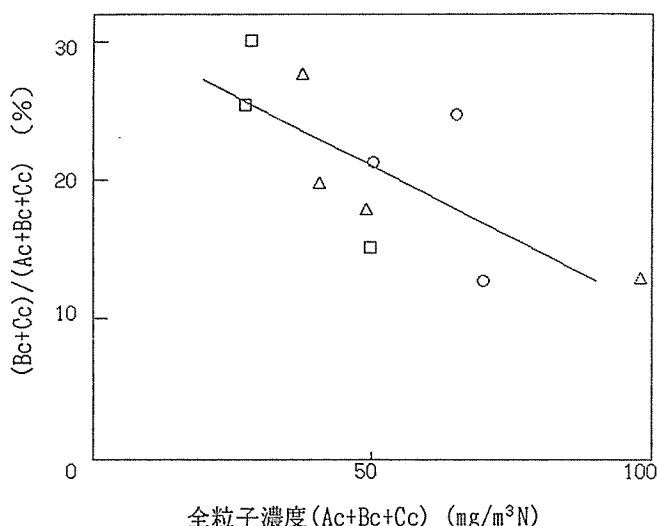


図-6 全粒子濃度と凝縮性粒子濃度の割合の比較

謝 辞

本研究はダスト測定器開発のための共同研究の一環として行われたものであり、採取装置の開発に協力いただいた東京ダイレック(株)の白井 忠、藤野 聡氏に感謝いたします。

文 献

- 1) 日本工業規格：JIS Z 8808(1992)、排ガス中のダスト濃度の測定方法。
- 2) 飯豊、鈴木、星野、内藤、飯村、鈴木：I型ばいじん採取における排ガス温度のばいじん濃度測定値への影響、大気汚染学会誌、21,5,402-410(1986)。
- 3) 小暮、白波瀬：排ガス中の凝縮ダストの測定法及び排出特性、大気汚染学会誌、27,3,153-164(1992)。

南関東地域での年末年始時における 浮遊粒子状物質の高濃度出現事例

新井 久雄*, 太田 正雄*, 白砂裕一郎*,
一都三県二市南関東SPM検討会**

要 旨

年末年始時には、人為発生源の大気汚染物質排出量が軽減することから、大気汚染物質濃度が冬期の最も低いレベルにあるとして評価されている。しかし、1990年12月31日から翌1月1日に、南関東地域の各地で浮遊粒子状物質濃度が、環境基準値を越す事例がみられた。この高濃度現象に最も関与した成分は、元素炭素、有機炭素および二次粒子成分で、それぞれの成分濃度は冬期の高濃度時期と同程度またはそれ以上の値を示した。二次粒子成分のうち、測定された主要な陽イオンおよび陰イオンが NH_4^+ 、 Cl^- 、 NO_3^- であったことから、その形態は主に NH_4Cl と NH_4NO_3 と推測された。また、この高濃度現象は、12月27日から30日かけて各地点の浮遊粒子状物質濃度が低くなっていることから、年末前の長期滞留によるものではなかった。

このように、人為発生源の影響が最も軽減すると推測される12月31日から1月1日に、南関東地域の各地点で浮遊粒子状物質濃度が環境基準値を越したことは、一次汚染物質が極めて拡散しにくい気象条件に加えて、二次粒子の生成が進みやすい諸条件が揃ったためと判断できた。

1. はじめに

年末年始時には、人為発生源からの大気汚染物質排出量が軽減し、環境中における大気汚染物質濃度が低下することはよく知られ、この時期の大気汚染物質濃度が冬期の最も低いレベルにあるとして評価されている。筆者らは、浮遊粒子状物質低減対策の基礎資料を得るため、1985年度から年末年始時に道路近傍および一般環境において浮遊粒子状物質調査を実施している¹⁾。それによると、12月31日から年始時には燃焼起源由来の成分濃度が低くなり、とりわけディーゼル自動車排出粒子の指標成分である元素炭素濃度は冬期の平常時に比較して低く、ディーゼル自動車の影響が小さくなることが確認され、この測定結果とディーゼル自動車の走行実態とよく一致していた。

しかし、1990年度の年末年始時に実施した調査では、12月31日から年始時に横浜市内のみならず南関東地域の各地点で炭素成分濃度(元素炭素、有機炭素)や二次粒子成分濃度が冬期の高濃度時期と同程度またはそれ以上の値を示し、さらに各地点において浮遊粒子状物質濃度は環境基準値(長期評価:1時間値の1日平均値が $100\mu\text{g}/\text{m}^3$)を越す状況となっていた。

そこで、その特異な結果が得られた事例について報告する。

2. 調査方法

2-1 定点調査

横浜市磯子(横浜市環境科学研究所)を定点として、1990年12月1日~翌年1月11日まで1日を単位として、ハイボリュウムエアサンプラー(午前10時にろ紙交換)により粒子状物質を石英ろ紙(PALL-FLEX2500QAT-UP)に捕集し、炭素成分と水溶性成分を表-1に示す方法により分析した。

2-2 共同調査

図-1に示す常時監視局または各自治体の研究機関において、冬期平常時(1990年12月3日~12月7日:13カ所)と年末年始時(1990年12月27日~翌年1月8日:6カ所で4日間3回サンプリング)に、アンダーセンエアサンプラー(午前10時にろ紙交換)により粒子状物質を微小粒子($2\mu\text{m}$ 未満)と粗大粒子($2\sim 11\mu\text{m}$)に分級捕集し、炭素成分と水溶性成分を表-1に示す方法により分析した。

なお、冬期平常時には石英ろ紙(PALLFLEX2500QAT-UP)とふっ素系ろ紙(ADVANTEC ポリフロン)を装着した2台のアンダーセンエアサンプラーにより粒子状物質を捕集し、石英ろ紙は炭素成分分析用、ふっ素系ろ紙は水溶性成分分析用とした。また、年末年始時には石英ろ紙を装着した1台のアンダーセンエアサンプラーにより粒子状物質を捕集した。

3. 解析資料

1990年12月および1991年1月における各常時監視局測定データ(浮遊粒子状物質、 NO_x 、風速)を用いて解析を行った。

4. 結果および考察

4-1 南関東地域での年末年始時における 浮遊粒子状物質濃度

1990年度の年末年始時における南関東地域の浮遊粒子状物質(以下SPM)濃度の平面分布を図-1に、また主な地点でのSPMおよび NO_x の濃度変動と風速の変化を図-2に示した。

一年を通じて最も人為発生源からの大気汚染物質排出量が軽減すると推測される12月31日から1月1日に、南関東地域における各地

A Case Study on High Level Suspended Particulate Matter during the Winter Holiday Term in Southern Kanto Air Basin.

*Hisao Arai, Masao Ohta, Yuichiro Shirasuna, 横浜市環境科学研究所大気部門

**Reseach Group for Suspended Particulate Matter in Southern Kanto Air Basin, 東京都環境科学研究所, 神奈川県環境科学センター, 千葉県環境研究所, 埼玉県公害研究所, 横浜市環境科学研究所, 川崎市公害研究所

点のSPM濃度は、図-1に示すように、山間部(松田)および北部(寄居)を除いて、ほとんどの地点で環境基準値である $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ を越し、12月の平均値より高くなった。この高濃度現象は、図-2に示すように、風速が弱い気象条件下で起り、12月27日から30日のSPM濃度レベルと風速の変化から判断して、年末前からのSPMの長期滞留によるものではなかった。

この高濃度現象を12月31日から年始時における人為発生源の粒子状物質排出実態から考えると、排出量が最も軽減すると推測される時期に各地点の濃度が環境基準値を超えたのは理解しがたい。とりわけ、都市域におけるSPM汚染に最も関与しているディーゼル自動車(大型車)走行台数は、年末年始時には横浜市内では平常時に比較して $1/3\sim 1/100$ (横浜市内の自動車専用道路)¹⁾に激減し、加えて、ほとんどの工場、事業所が操業を停止する時期にもかかわらず、SPM濃度が上昇したことは、気象条件以外に他の要因は見あたらない。気象条件を左右する気圧配置と大気汚染物質濃度との関係はよく知られており^{2),3)}、その関係は移動性高気圧の後面(通過直後)から低気圧の接近にあつた時に、大気安定度が強くなり、大気汚染物質は高濃度となる。1990年度の年末年始時における南関東地域の気圧配置は、地上天気図^{4),5)}および神奈川県気象月報によると、12月27日は冬型で北よりの風が強く、28日以降は弱い冬型となり、その後12月31日から1月1日には移動性高気圧の通過と低気圧の接近にあつては、SPMの高濃度現象を引き起こす気象条件であったものといえる。

一方、SPMと同様にディーゼル自動車からの発生源強度が大きいNOxは、図-2に示すように、風速が弱い12月21日から22日と12月25日から26日にはSPMと同様濃度上昇が認められるが、12月31日から1月1日にかけての濃度上昇は認められず、SPMの挙動と大きく異なった。このように、大気汚染物質が拡散しにくい気象条件下であったにもかかわらず、NOx濃度が12月31日から1月1日に低レベルであったことは、この時期の人為発生源からのNOx排出量が軽減していたことを示し、NOxは排出実態と一致しているといえる。

一般に、冬期におけるSPM濃度の挙動はNOx濃度と類似した変動を示すことから、SPMとNOxの主要発生源が類似あるいは、

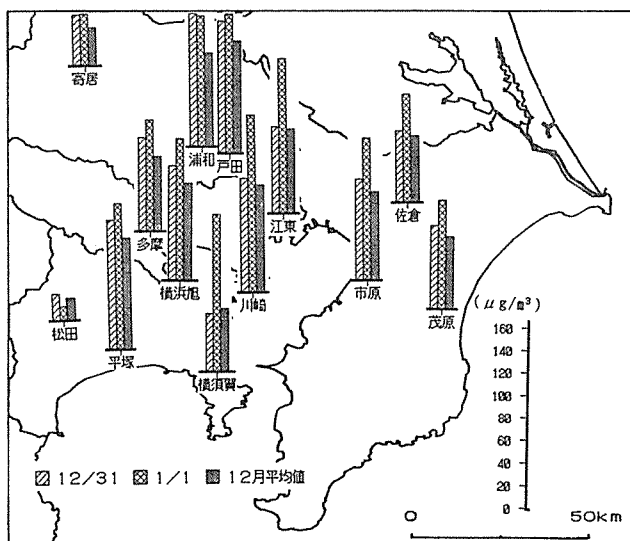


図-1 1990年度の年末年始時(12/31, 1/1)と12月(平均値)におけるSPM濃度の平面分布

SPMとNOxが各発生源からほぼ同時刻に排出されていると考えてよい。しかし、水野によれば^{3),6)}、気象条件によってSPMとNOxの濃度変動は差異が生じてくることがあると指摘している。特に、移動性高気圧から低気圧の接近時に相対湿度が高くなると、NOxよりSPMの濃度上昇が大きくなる現象が現れ、その要因としてSPMへ

表-1 分析項目と分析方法

有機炭素, 元素状炭素	熱分離法(分離条件: He雰囲気下 800°C)
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	純水-超音波抽出(石英ろ紙用) または純水・エタノール-超音波抽出 (ふっ素系樹脂ろ紙用)後、原子吸光光度法
NH_4^+	前処理(同上)後、インドフェノール法
Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}	前処理(同上)後、イオンクロマトグラフィー

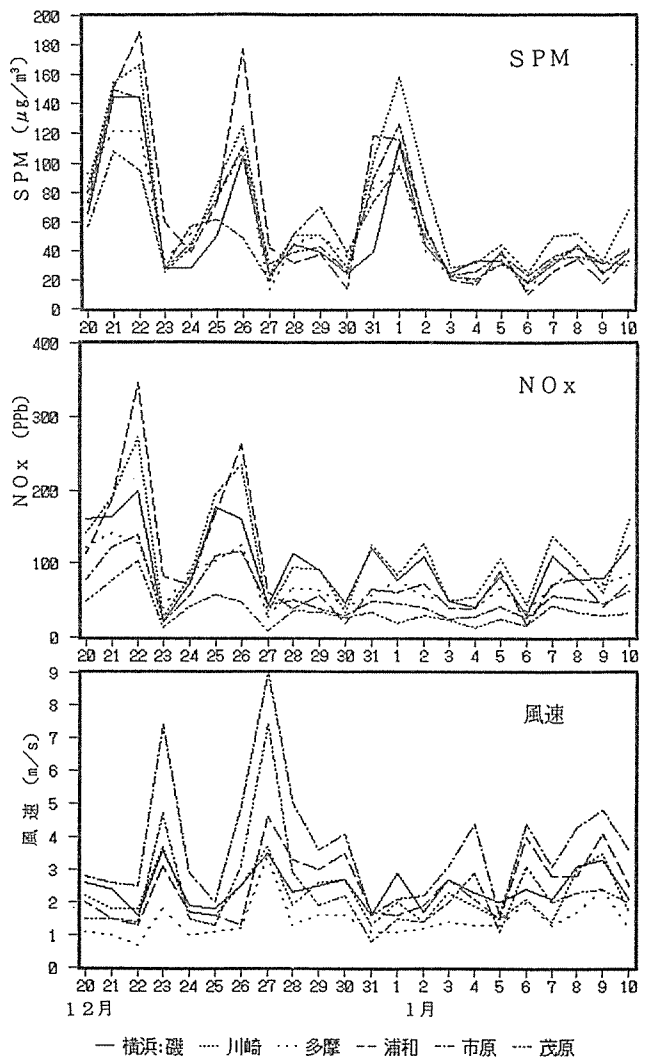


図-2 年末年始時におけるSPMおよびNOxの濃度変動と風速の変化(1990.12.20~1991.1.10)

の水分吸着や冬期の高湿度下におけるNH₄Cl, NH₄NO₃の生成を上げています。今回の高濃度時にも移動性高気圧の通過と低気圧の接近に伴い1月1日の朝から夕方に神奈川県内では降雨(横浜気象台:12mm)があり、そのため湿度が高い状況にあったと考えられる。このことは、大気汚染物質が極めて拡散しにくい気象条件に加えて、NH₄Cl, NH₄NO₃などの二次粒子の生成が進みやすい諸条件が揃っていた可能性を示唆している。すなわち、SPMが特異な濃度を示した状況を一次汚染物質のみによる影響だけでは説明できず、他の要因として高濃度の二次粒子の存在を考えねば、その状況を理解することができない。

4-2 定点調査(横浜市磯子)による年末年始時の各成分濃度

横浜市磯子における調査期間中の炭素成分(元素状炭素, 有機炭素), 二次粒子成分(nssCl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺)およびCl⁻の濃度変動を図-3に、また年末年始時の各成分測定結果を表-2に示した。このうち、nssCl⁻濃度とは粗大粒子域(2μm以上)に存在する海塩粒子の影響を除くため、Na⁺濃度をすべて海塩由来としてCl⁻濃度を補正した値である。

横浜市磯子での12月31日10時から1月1日10時における各成分濃度は、図-3および表-2に示すように、人為発生源の影響が大きい元素状炭素(以下EC), 有機炭素(以下OC)および二次粒子成分(nssCl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺の合計)が異常に高く、各成分とも冬期平常時の高濃度時期と同程度またはそれ以上の値を示した。EC, OCおよび二次粒子成分の濃度は、それぞれ67.6μg/m³, 63.8μg/m³, 135.0μg/m³で、これらの成分濃度の合計は266.4μg/m³となり、大幅に環境基準値を超過した。これらの成分は、いずれも2μm未満の微小粒子域に偏在していることから、各地点での12月31日から1月1日におけるSPMの高濃度現象は人為起源によるEC, OCおよび二次粒子が大きく関与していたと判断できた。

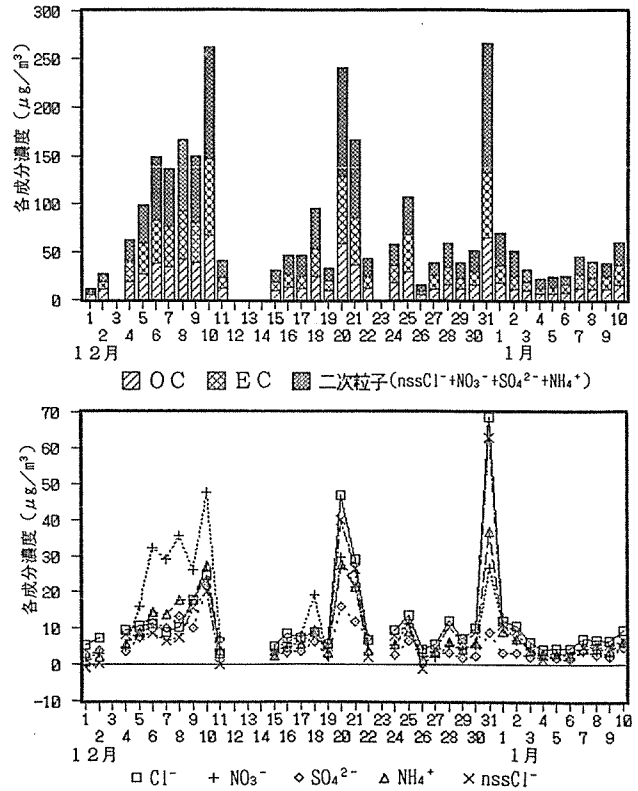


図-3 横浜市磯子における各成分の濃度変動(1990.12.1~1991.1.11)

表-2 1990年度の年末年始時における各成分濃度(横浜市磯子) 単位: μg/m³

測定日	TSP	EC	OC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	nssCl ⁻	総炭素	二次粒子
25 ~ 26	166	39.2	29.1	13.7	11.3	6.5	9.3	1.37	0.88	1.91	0.26	11.2	68.3	38.3
26 ~ 27	51	3.5	6.0	4.2	2.4	3.9	1.5	2.93	0.28	0.64	0.36	-1.1	9.5	6.7
27 ~ 28	76	14.1	10.9	5.7	2.0	3.2	3.7	0.61	0.44	1.19	0.13	4.6	25.0	13.5
28 ~ 29	102	17.7	15.1	12.1	5.3	3.2	6.2	0.98	0.68	1.67	0.17	10.3	32.8	25.0
29 ~ 30	74	11.3	11.0	7.1	4.2	1.9	4.3	0.44	0.42	1.09	0.08	6.3	22.3	16.7
30 ~ 31	93	13.8	15.9	10.1	5.3	2.4	6.0	0.69	0.52	1.30	0.13	8.9	29.7	22.6
31 ~ 1	401	67.6	63.8	68.6	26.7	8.8	36.5	3.08	2.41	5.78	0.63	63.0	131.4	135.0
1 ~ 2	107	17.3	17.6	12.0	10.9	3.2	9.2	0.59	0.73	1.58	0.17	10.9	34.9	34.2
2 ~ 3	80	12.9	11.1	10.8	6.9	3.2	7.1	0.76	0.38	1.12	0.14	9.4	24.0	26.6
3 ~ 4	56	8.6	10.1	6.3	4.4	2.2	3.8	1.60	0.26	0.94	0.24	3.4	18.7	13.8
4 ~ 5	46	5.6	6.1	4.2	2.6	3.1	2.7	1.52	0.26	0.62	0.21	1.5	11.7	9.8
測定期間中(n=36)														
平均値	135	23.3	20.8	11.9	11.4	5.7	8.6	1.47	0.73	1.90	0.27	9.3	44.2	35.0
最低値	41	2.2	5.5	2.9	1.8	1.6	0.9	0.32	0.20	0.50	0.08	-1.1	7.7	4.4
最高値	424	79.4	66.3	68.6	47.7	21.6	36.5	3.97	2.55	6.45	0.90	63.0	145.7	135.0

但し、測定時間は午前10~翌午前10時、TSPは総浮遊粉じん、ECは元素状炭素、OCは有機炭素、nssCl⁻濃度はCl⁻濃度から海塩粒子の影響を補正した値、二次粒子はnssCl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺の合計

各成分のうち、ECはディーゼル排出粒子が主要発生源と考えられ、ディーゼル自動車の走行台数が減少すれば、その濃度は、道路近傍はもとより一般環境中においても通常では低下する¹¹⁾。しかし、1990年度の12月31日から1月1日におけるECは高濃度となり、特異な状況となった。ECの主要発生源であるディーゼル自動車の走行が激減し、加えて、ほとんどの工場、事業所が操業を停止する時期に一次粒子であるECの濃度が高いことは、大気安定度が強く、汚染物質の拡散が妨げられた気象条件下であったことを裏付けていた。

次に、この高濃度時(12/31~1/1)における各二次粒子成分濃度をみると、nssCl⁻が異常に高く、次いでNH₄⁺、NO₃⁻、SO₄²⁻の順に高かった。それぞれの濃度は63.0μg/m³、36.5μg/m³、26.7μg/m³、8.8μg/m³で、このうちnssCl⁻とNH₄⁺は調査期間中の最高値を、またNO₃⁻は平均値の2.3倍となった。

そこで、二次粒子の形態を推測するため、陽イオン当量濃度(NH₄⁺、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺の合計)およびNH₄⁺当量濃度に対する陰イオン当量濃度(Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻の合計)の関係をそれぞれ図-4に示した。調査期間中の陽イオンと陰イオンの当量濃度は、おおむね1:1の関係となり、イオンバランスは良好であった。陽イオンのうち、最も当量濃度の高かったNH₄⁺は、陽イオン中の大部分を占め(平均値:約70%)、かつ陰イオンとの関係が強いことから、NH₄⁺塩を主体とした塩類の存在を意味する。したがって、12月31日から1月1日の高濃度時における二次粒子の形態は、測定された主要な陽イオンおよび陰イオンがNH₄⁺、Cl⁻、NO₃⁻であることから主にNH₄ClとNH₄NO₃と推測され、このことは前項で述べた冬期におけるSPMの濃度上昇の大きな要因と指摘されている高湿度下におけるNH₄ClとNH₄NO₃の生成を裏付けていた。

このように、12月31日から1月1日には、大気汚染物質が極めて拡散しにくい気象条件に加えて、NH₄Cl、NH₄NO₃の生成が進みやすい諸条件が揃ったため、SPMが高濃度になったと判断できた。

4-3 南関東地域での年末年始時における微小粒子中の各成分濃度

南関東地域での冬期平常時(12/3~12/7)および年末年始時(12/31~1/4)における微小粒子(2μm未満)中の各成分濃度を図-5に示した。本調査での冬期平常時(12/3~12/7)の4日間測定値は、定点調査の各成分濃度変動(図-3)をみると、冬期の高濃度時期の値といえる。

各地点での年末年始時(12/31~1/4)における微小粒子中のEC、OCおよび二次粒子成分(Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺の合計)濃度は、図-5に示すように、冬期平常時の高濃度時期(12/3~12/7) :

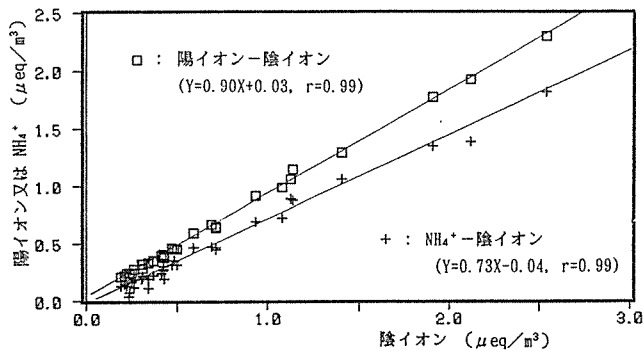


図-4 調査期間中における陽イオンおよびNH₄⁺と陰イオンの関係 (n=36)

図-3)に比較して同程度またはそれ以上の値を示した。年末年始時(12/31~1/4)の4日間測定値が高濃度となったのは、前項で述べたように、定点調査(横浜磯子)および各常時監視局のデータ(図-2)から12月31日から1月1日に各成分濃度が異常に上昇したことを示している。したがって、南関東地域における調査結果からも、12月31日から1月1日に、南関東地域の広い範囲にわたってSPM濃度が環境基準を超過した要因は、EC、OCおよび二次粒子成分が大きく関与していたと判断できた。

各成分のうち、南関東地域において最も特異な挙動を示していたのは、定点調査と同様に、Cl⁻であり、各地点での年末年始時(12/31~1/4)におけるCl⁻濃度は冬期平常時の高濃度時期よりも高いレベルにあった。南関東地域での冬期におけるCl⁻は、都市域では高濃度となるが、清浄地域では極めて濃度レベルが低くなる⁸⁾⁻¹¹⁾ことから、その挙動はECと同様に典型的な都市型汚染物質と考えられる⁸⁾。本調査の冬期平常時の高濃度時期においても、清浄地域に位置する松田および小河内でのCl⁻濃度は、それぞれ0.05μg/m³、0.04μg/m³と定量限界に近いことから(図-5)、その人為的な主要発生源は都市域に限定してよい。今回の定点調査でCl⁻濃度は12月31日から1月1日に特異な値を示し、さらに、それに伴い中和因子であるNH₄⁺も濃度が高く、この二成分で105.1μg/m³と環境基準値に匹敵するほどの濃度となっていたことから、Cl⁻がSPM濃度に大きく関与していたことは明らかである。したがって、従来から都市域におけるSPMの主要発生源と指摘されているディーゼル自動車や二次生成由来成分であるNO₃⁻、SO₄²⁻のみならず、Cl⁻の前駆物質であるHClの発生源とその排出量を把握する必要があると考える。

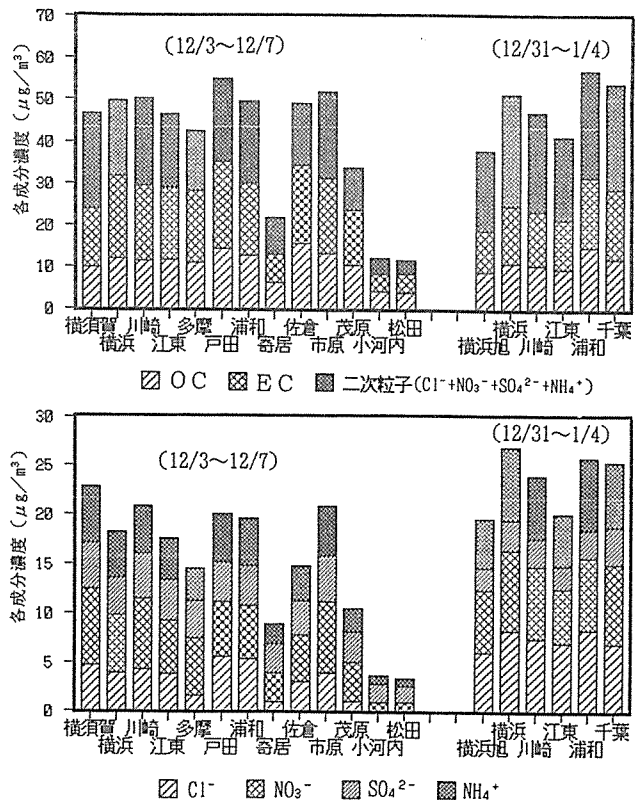


図-5 南関東地域における微小粒子(2μm未満)中の各成分濃度(1990年度)

5. まとめ

1990年度の12月31日から翌1月1日に、横浜地域のみならず南関東地域の各地点でSPM濃度が環境基準値を超した状況をまとめることとありであった。

1) 移動性高気圧の通過と低気圧の接近にあたった12月31日から1月1日にかけて、南関東地域における各地点のSPM濃度は、山間部および埼玉北部を除いて、ほとんどの地点で環境基準値を超え、各地点のその値は12月の平均値より高くなった。この高濃度現象は、12月27日から30日のSPM濃度レベルと風速の変化から判断して、SPMの長期滞留によるものではなかった。また、この期間中におけるNO_xは、SPMのような高濃度現象を示さなかった。

2) 定点調査(横浜市磯子)による12月31日10時から1月1日10時の各成分濃度は、人為発生源の影響が大きいEC、OCおよび二次粒子成分(nssCl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺の合計)が異常に高く、各成分とも冬期高濃度時期と同程度またはそれ以上の値を示し、これらの成分濃度の合計は大幅に環境基準値を超過した。このことから、各地点での12月31日から1月1日におけるSPM高濃度現象は、EC、OCおよび二次粒子が大きく関与していたと判断できた。

3) ディーゼル自動車等からのEC排出量が軽減する12月31日から1月1日に、一次粒子であるECの濃度が高いことは、汚染物質の拡散が妨げられた気象条件下であったことを裏付けていた。

4) この高濃度時における二次粒子の主な形態は、測定された主要な陽イオンおよび陰イオンがNH₄⁺、Cl⁻、NO₃⁻であることから主にNH₄ClとNH₄NO₃と推測された。

5) 南関東地域での年末年始時(12/31~1/4)における微小粒子中のEC、OCおよび二次粒子成分(Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺の合計)濃度は、冬期高濃度時期(12/3~12/7)に比較して同程度またはそれ以上の値を示した。このことから、12月31日から1月1日に、南関東地域の広い範囲にわたってSPM濃度が環境基準を超過した要因は、EC、OCおよび二次粒子成分が大きく関与していたと判断できた。

6. おわりに

人為発生源の影響が最も軽減すると考えられる12月31日から1月1日に、南関東地域の各地点でSPM濃度が環境基準を超過したことは、発生源排出量を年末年始時に削減したとしても、大気安定度の極めて強い気象条件下において、汚染物質の拡散が妨げられ、

かつ二次粒子の生成が進みやすい諸条件が揃えば、SPMは特異的に高濃度となり、環境基準値を超過することを示唆している。したがって、発生源対策を図るには、従来から実施されている年単位および季節単位の拡散シミュレーションでなく、環境基準に対応した手法、すなわち、冬期高濃度時期における時間分解能をあげた日単位の拡散モデルを開発し、環境基準達成のためのシミュレーションを実施しなければならない。

文 献

- 1) 新井久雄, 佐俣満夫, 白砂裕一郎: 年末年始時期における浮遊粉じん及び含有成分調査, 横浜市公害研究所資料No.89 (浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書), 107-125 (1989).
- 2) 大気汚染研究全国協議会: 大気汚染ハンドブック 気象編, コロナ社(1970).
- 3) 水野建樹: 高濃度大気汚染出現時の中規模スケールの気象, 大気汚染学会誌, 27, 101-109 (1992).
- 4) 気象庁監修: 天気図日記 1990年12月, 気象, No.406, 24-25 (1991).
- 5) 気象庁監修: 天気図日記 1991年1月, 気象, No.407, 24-25 (1991).
- 6) 水野建樹, 近藤裕昭: 初冬の粉じん濃度と相対湿度との関係 - 南関東における観測から -, 大気汚染学会誌, 25, 395-404 (1990).
- 7) 新井久雄, 白砂裕一郎: 横浜市内における浮遊粒子状物質の平Hおよび休Hの挙動, 横浜市環境科学研究所報, 17, 9-19 (1993).
- 8) 新井久雄, 佐俣満夫, 白砂裕一郎: 浮遊粒子状物質のバックグラウンド濃度と横浜市内の人為的汚染推定に関する調査, 横浜市公害研究所資料No.89 (浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書), 143-151 (1989).
- 9) 一都三県公害防止協議会: 平成元年度南関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書 (1989).
- 10) 一都三県公害防止協議会: 平成2年度南関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書 (1990).
- 11) 一都三県公害防止協議会: 平成3年度南関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書 (1991).

都市での植生指標を用いたヒートアイランド現象 解析のためのNVIモデル

—人工衛星データによるモデル化—

佐俣 満夫*

要 旨

都市の温度は年々上昇傾向にあり、このまま上昇し続けると都市環境の悪化とともに生態系などへの影響も懸念される。この現象はヒートアイランド現象と呼ばれ、人工衛星データによって得られる地上の温度情報はこのヒートアイランドの解析に適しているものと考えられる。そこでランドサットデータの解析より都市での温度分布には植生の影響が大きく関与していることがわかり、ランドサットから得られる植生指標と温度の関係を基にして、ヒートアイランド解析のための新たなモデル(NVIモデル)を構築した。NVIモデルは人工衛星観測時における温度上昇を予測するマイクロモデルと代表地点の温度の常時観測により時系列的な温度上昇を予測するマクロモデルから構成されている。

1. はじめに

最近、都市部では郊外に比べて温度が高くなるなど、局地的に温度上昇地域が現れる現象が問題となっている。これはヒートアイランド現象と呼ばれ都市での生活環境を悪化させるとともに、局地的な温度上昇に伴う生態系への影響も懸念される。ヒートアイランド現象の主要な原因には(1)工場、自動車あるいはクーラ使用等による人為的な放熱、(2)アスファルト道路やコンクリート建物など人工建造物による地表の水の蒸発量の減少、(3)日中に蓄積された地上の顕熱が夜間に放出されることなどがあげられ、主に都市環境における人為的な活動に由来するものが主原因と考えられている¹⁾。一方、人為的な活動が都市温度を上昇させるのに対し、森林などの植生は逆に温度上昇を抑制させる効果があることが最近分かってきた^{2,3)}。ヒートアイランド現象解析のための手法としては、都市での熱収支を拡散方程式などを用いて物理的に解析する方法^{4,5)}が検討されているが、複雑な地形や気象条件の解析を必要とするため未だ研究中である。最近人工衛星を使用したリモートセンシング技術の進歩に伴い、地上の温度や被覆状況を広域的に観測できるようになった。Nemaniら⁶⁾は人工衛星の赤色光及び近赤外データが植生の特性をよく表すことから、これらのデータを用いて森林繁茂の状況を評価する一つの指標を求めた。これは植生指標(normalized difference vegetation index) (以下NVI)とよばれるものである。さらに、周ら⁷⁾は森林域におけるNVIと地表温度の相関を調べた。また近藤ら⁸⁾は関東平野での郊外と都市のNVIを用いて一定の評価を行っている。これらの報告は主に森林などの植生域での限定された評価であるが、ここではこのNVIが宅地や工場等を含めた都市全体の被覆状況と温度の関係を拡張できるかどうかについて検討した。その結果人工衛星データによる植生指標を用いたヒートアイランド解析モデル(NVIモデル)を考案した。この中でNVIモデルは人工衛星観測時での温度上昇を予測するマイクロモデルと地上観測を主にした毎時の温度上昇を予測するマクロモデルにより構成されている。なお、ここでは横浜市などの一定の広域地域での温度変化を検討するため、温度は面平均温度として扱った。

2. リモートセンシングと人工衛星

現在、地球を回る人工衛星には、軍事衛星から宇宙観測衛星まで多種類の衛星がある。その中で地上の種々の情報を得るための人工衛星は地球観測衛星と呼ばれ、ランドサット(アメリカ)、スポット(フランス)、ノア(アメリカ)、モモ1号(日本)、ひまわり(日本)などがある。これらの人工衛星には0.5~12 μ m程度の波長の反射波を観測できる装置が搭載されており、種々の目的に応じてこれらのデータを解析できるようになっている。これらの観測手法は人工衛星からの遠隔測定法即ちリモートセンシング技術と呼ばれるものである。本研究では、地上での細部にわたるデータを必要とするため、地上空間分解能が最も高い(地上を最も細かく観測できる)ランドサット衛星を使用した。ランドサット衛星の諸元を表-1に示す。これより、ランドサットのバンド6では地上の温度、バンド3、4では地上の被覆状況が把握できる。しかし、ランドサットは雲があると観測不能であることや、同じ地上位置では16日に1回しか観測できないという欠点をもつ。

表-1 ランドサット衛星搭載観測装置の諸元

センサー	バンド	観測波長域(μ m)	色光名	主たる応用分野
TM	1	0.45-0.52	青色光	沿岸水域図化
	2	0.52-0.60	緑色光	植物の緑色光反射
	3	0.63-0.69	赤色光	クロロフィル吸収
	4	0.76-0.90	近赤外	生物活性量調査
	5	1.55-1.75	中間赤外	植物水分調査
	6	10.4-12.5	熱赤外	温度分布
	7	2.08-2.35	中間赤外	熱水変質帯調査

A model for heat island with Normalized Difference Vegetation Index used data of satellite in urban areas.

*Mitsuo Samata, 横浜市環境科学研究所大気部門

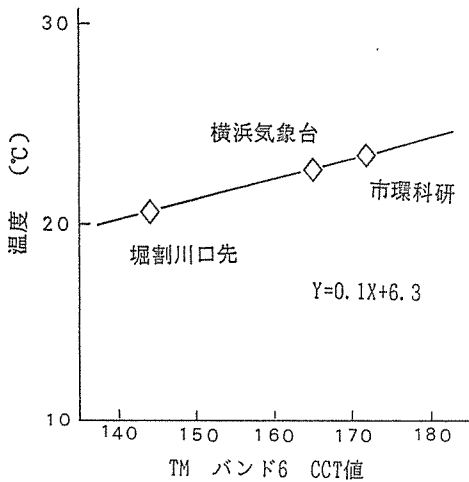


図-1 バンド6のCCT値と地上温度の比較

3. 横浜市域での夏期温度分布の特徴

ここでは地球観測衛星としてランドサット衛星のTMデータをを使用した。今回の解析には観測時に関東平野がほぼ晴天域をもつ1992年6月3日午前9時30分のデータを用いた。ランドサットから地上の温度情報を得るためには、熱赤外データであるバンド6を用いる。熱赤外データと地上温度の間には一般に次のような式が成り立つ⁸⁾。

$$R' = 5.129 \times 10^{-5} T^2 - 1.7651 \times 10^{-2} T + 1.6023 \quad (1)$$

R' : 単位波長当りの放射輝度

T : 観測輝度温度(K)

しかし、通常熱赤外の放射輝度は大気中で吸収、散乱等の影響を受けるため、実際にはバンド6と地上観測温度の間で相関をとる必要がある⁹⁾。図-1にランドサット観測時でのバンド6の放射輝度(CCT値)と地上温度の関係を示すがたいへん良い相関が得られ、相関式は次のようになった。

$$T^{\circ}\text{C} (\text{温度}) = 0.1 \times (\text{バンド6のCCT値}) + 6.3 \quad (2)$$

そこで、(2)式により横浜市域のバンド6のデータを20~25°Cの範囲で分割処理したものを図-2に示す。この結果と地上の被覆状況

表-2 地上の3被覆分類によるNVIと温度の範囲

	NVI	温度(°C)	バンド6のCCT値
森林域	0.2~0.5	21.0~22.5	147~162
緑生域	0~0.2	22.5~23.5	162~172
市街域	-0.2~0	23.5~24.5	172~182

表-3 3分類による代表地点の温度及びNVI値

分類	代表地点	温度(°C)	NVI
森林域	円海山	21.3	0.45
	三保市民の森	21.7	0.40
	下永谷市民の森	22.2	0.30
緑生域	緑区中山周辺	23.2	0.05
	ドリームランド周辺	23.0	0.10
	保土ヶ谷カントリー周辺	22.7	0.18
市街域	鶴見区大黒町	24.3	-0.18
	横浜駅周辺	24.0	-0.11
	上大岡駅周辺	23.8	-0.05

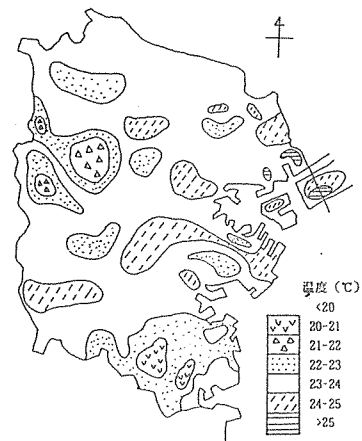


図-2 ランドサットによる横浜市域の温度分布 (1992年6月3日9時30分)

を対比すると、横浜市域での温度分布は地上の被覆状況に強く影響されるのがみられた。21°C以下の地域はほぼ森林域にみられ、住宅及び工場地域をみるとほとんど差はなく23~25°Cに分布していた。工場地域の中では特に鉄鋼関連の工場の立地している地域が25°C以上と高い値を示した。田、畑、公園などのある地域は21~23°Cに分布していた。これより、森林をはじめ田、畑などの植生分布が夏期の都市の温度降下に重要な働きをしていることが推測された。

4. 植生指標 (NVI) と地上温度

3.で述べたように都市での温度分布をみると植生分布が大きな意味をもつことから、植生指標 (NVI) を都市の被覆全体に拡張してNVIと温度との相関を検討した。NVIは表-1に示すような主にクロロフィルの吸収能 (バンド3) と生物活性量 (バンド4) を観測する波長の放射輝度の関数として表される。そこでランドサットTMのNVIは次のように表される。

$$NVI = \frac{\text{バンド4} - \text{バンド3}}{\text{バンド4} + \text{バンド3}} \quad (3)$$

都市ではその被覆状況がきわめて複雑なため、まず地上で30×30mのエリアではほぼ単一の近い被覆をもつ地点を地図や現地調査から選び、これを森林、田、畑、住宅地、工場、空き地の6つに分類した。この各々の地点についてTMのフォールスカラー表示上で注意深く相当する1画素を選び(2)式と(3)式よりその地点のNVIと温度を算出した。得られたNVIと温度の関係を図-3に示す。これより、NVIと温度は全体として高い直線相関をもつことと、各被覆分

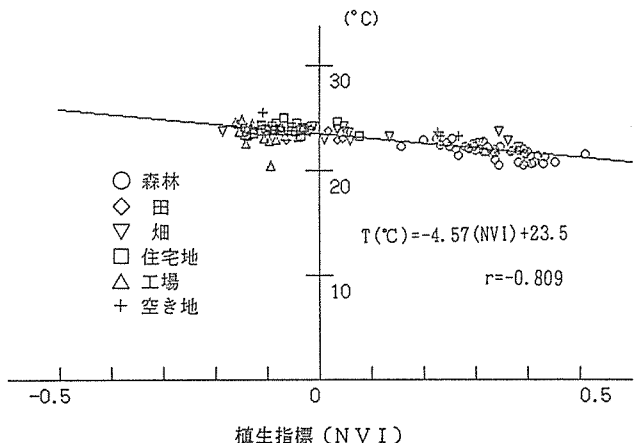


図-3 植生指標と温度の比較

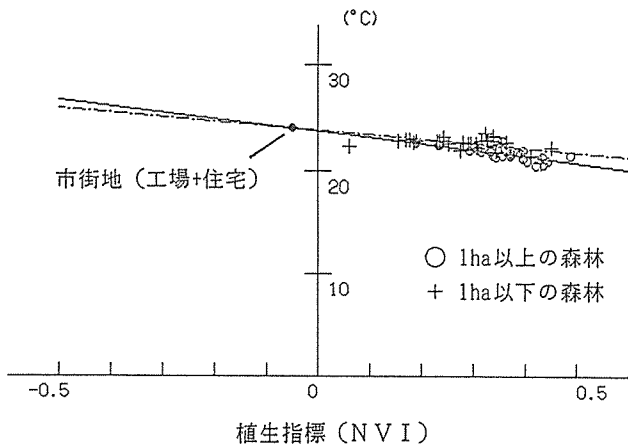


図-4 森林規模により分類した植生指標と温度の比較

類ごとにNVIの値も一定の範囲をもつことがわかった。NVIは工場と住宅地が-0.2~0, 森林は0.2~0.5の範囲であったが、空き地はコンクリートや草地などの場合があり、NVIは-0.1~0.3と広がりが見られた。また田、畑、公園等は互いに重複していたが全体的には0~0.2の範囲にあった。これより先の6分類をさらに住宅域(住宅地+工場)、緑生域(田、畑、公園)、森林域の3分類に再分類すると表-2に示すような各分類毎のNVIと温度の範囲が得られ、以下の解析ではこの3分類を用いた。この3分類での代表的な地点での温度とNVIの一例を表-3に示す。また森林域でも大きな森林と小さな森林では森林そのものの繁茂状況や活性度あるいは周囲の環境の影響で、同じNVI値でも温度が異なることが考えられたので、森林を市内の寺社森として点在するような1ha以下と市民の森のような1ha以上に分けて同様の解析を行った。ここで、市街地の分布からくる誤差をなくすため、市街地の代表中心点を近似的に1点とし、この点を通るように直線回帰させたものを図-4に示す。これより、1ha以下でも以上の場合でも共にNVIと温度にそれぞれ異なる

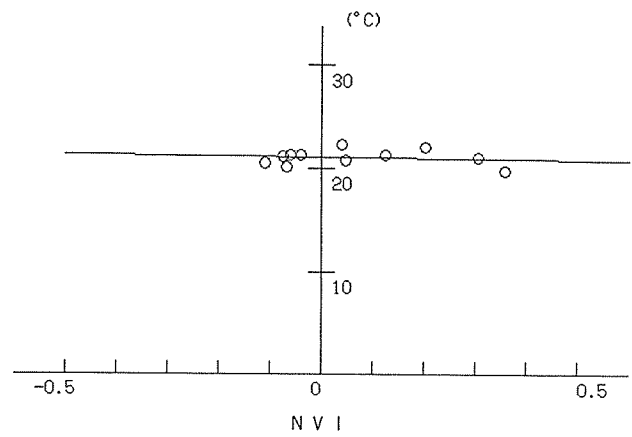


図-5 薄雲の地域のNVIと温度の比較

る直線相関が認められ、1ha以下の小さな森林では同じNVIの値でも大きな森林より温度は高い値をとることがわかった。

この日の人工衛星観測時には本市南部の一部にきわめて薄い雲がみられたが、薄雲の場合フォールスカラー画像でもきわめて判別が難しく、熱赤外は雲(大気エアロゾル)による吸収を受け輝度の減衰となる⁹⁾。このような薄雲の地域のNVIと温度の関係を図-5に示すが、これは図-3と明らかに異なり、NVIに対して温度はほぼ一定となり平坦な分布となった。これは薄雲の場合、バンド3,4などの電磁波は雲を透過することができるが、熱赤外は吸収されるためである。したがってフォールスカラー画像では判別不可能な薄雲でもNVIと温度の特有な相関より判別可能であることがわかった。また、この場合得られたNVIの値を用いてその地域を図-3を基にして雲のない場合として補正することも可能である。

5. NVIモデル

前述したように都市の温度分布は植生指標と直線的相関をもつことから、植生による被覆分類を適切に行えば、森林が開発により減少した場合など地上被覆分類が変わった場合の温度変化を予測できる可能性が明らかになった。しかし、地球観測衛星は広域をほぼ瞬時に観測できる反面、回帰周期が長く(ランドサットでは約16日)、また晴天でなければ観測不能であるという欠点をもつ。そこで、人工衛星データより得られた情報をもとに、地上での常時観測による

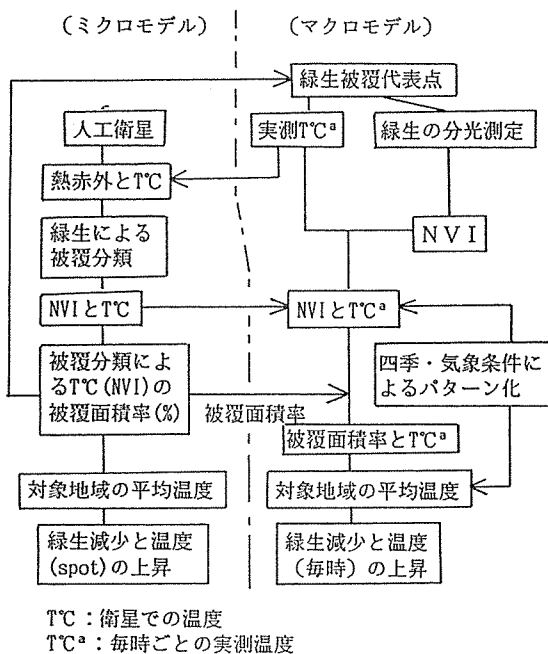


図-6 ヒートアイランド解析のための NVIモデルの概念図

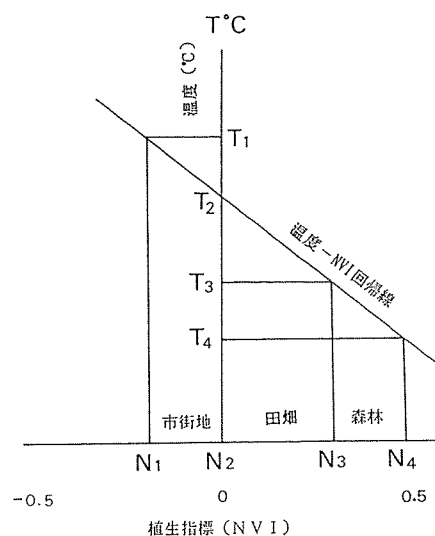


図-7 植生指標と温度の概念図

年間の温度上昇を予測するためのモデルも必要となる。ここでは人工衛星データによるマイクロモデルと地上観測を中心としたマクロモデルについて考察するが、モデルの概念図を図-6に示す。

5-1 ミクロモデル

4.で述べたように地上被覆を市街域、緑生域、森林域に3分類した場合のNVIと温度の関係は概念的には図-7に示すようになり、今回の観測では表-2に示す値が得られた。ここで表-2から得られた温度範囲をランドサットのバンド6のCCT値に(2)式を用いて逆変換し、対象エリアで各温度範囲に含まれる画素の総数と平均値を計算することによって、各被覆分類での被覆面積率(%)と面平均温度が得られる。この各面積率と面平均温度より対象エリア(横浜市)の総体面平均温度は次式によって計算される。

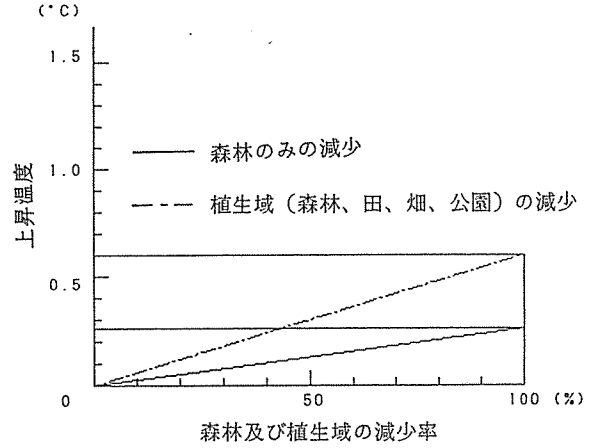


図-8 横浜市域での植生減少による温度上昇の予測

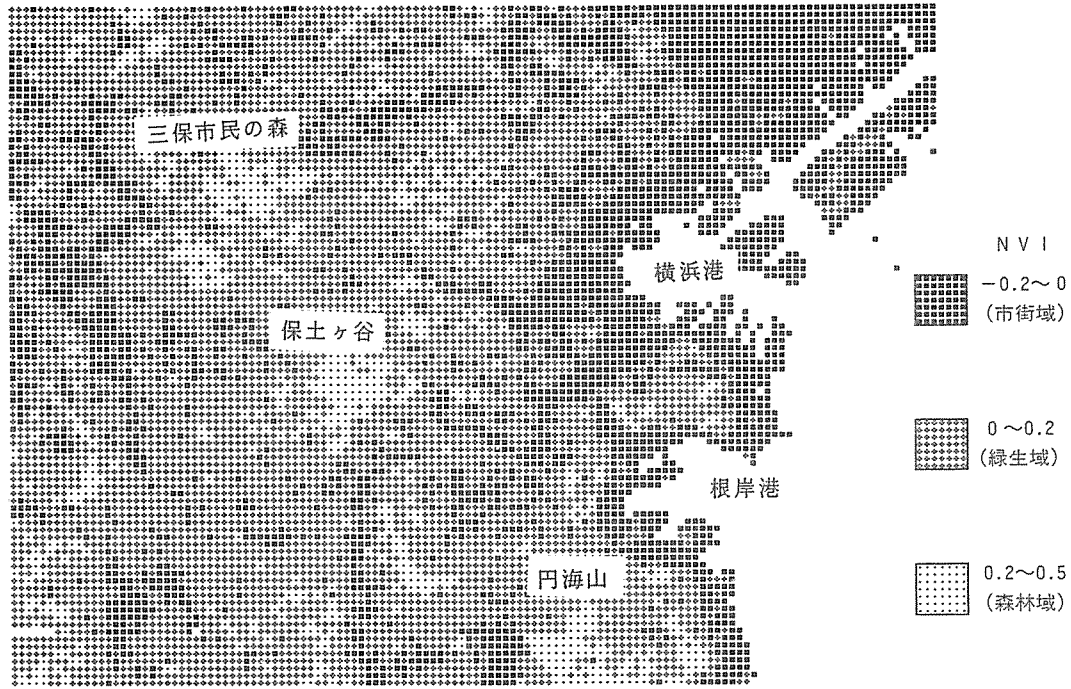


図-9 横浜市域のNVI分類による画像

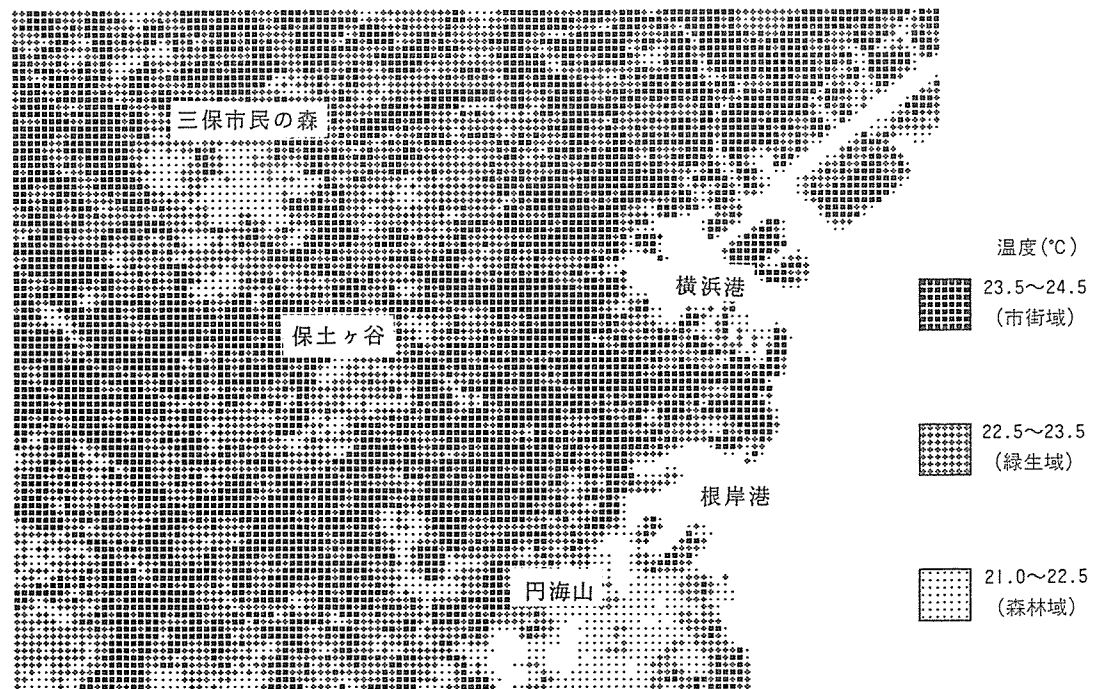


図-10 横浜市域の温度(バンド6)分類による画像

$$ST = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^n di \cdot Ti \quad (4)$$

ここで、

ST : 総体面平均温度 (°C)

di : 各分類での面積率 (%)

Ti : 各分類での面平均温度 (°C)

i : 分類番号

1992年6月3日9時30分のランドサットデータによって計算した横浜市域の総体面平均温度は23.51°Cであり、森林域、緑生域、市街域の面積率はそれぞれ14, 43, 43%であった。

そこで、一定の植生域(森林域+緑生域)がそのまま市街域に変わったものとする、(4)式における各面積率を変えることによって、その場合の総体面平均温度が得られることになる。さらに、初期に求めた総体面平均温度とこの結果との差によって植生減少に伴う温度上昇分が得られる。図-8に今回の衛星観測時での植生減少に伴う温度上昇の予測を示す。しかしこれはあくまで温度をはじめ観測時と同じ気象条件の下での予測である。さて表-2に示す値を用いてNVI及びバンド6を画面スライスした画像をそれぞれ図-9, 10に示す。これらの図はおおむねNVIと温度との範囲が対応しているが、臨海部での海との境界部分では帯状に温度の低下している部分が見られた。これは陸上より低い海温が内陸1~2km程度まで影響しているためと考えられ、NVIと温度の対応が異なる結果となっている。また内陸部では主に緑生域で対応の異なる部分が見られ、この場合は臨海部とは逆にNVIの対応より温度の高い地域が点在している。この地域は、比較的緑の多い住宅地であるため、NVIの値では緑生域と判別されるが、熱赤外では建物により市街域と判別されるためと考えられる。このように判別された地域は、新幹線沿線の北部海側の地域、鶴見川周辺、戸塚区と保土ヶ谷区の境などに多くみられるが、これらの地域はいずれも急速に開発が進んでいる結果とみられ、今後の動向に注目する必要がある。今後さらに解析精度を上げるためには、これらの判別誤差について詳細に検討する必要がある。

5-2 マクロモデル

衛星観測日の当研究所で測定した24時間の気温及び日射量の変化を図-11に示す。衛星観測時(9時30分)は日射量の増加とともに

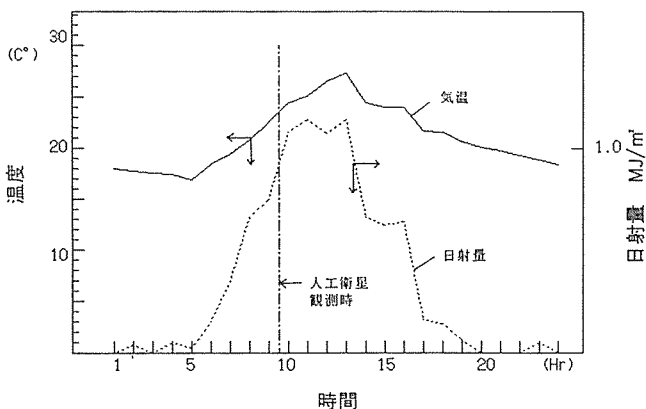


図-11 横浜市環境科学研究所での1992年6月3日の気温と日射量の経時変化

に気温の上昇過程にあり、気温は13時ごろにはほぼ最高値に達した。したがって1日の横浜市域の総体面平均温度を得るためには、このような温度変化のパターンを把握する必要があり、少なくとも代表地点での温度の常時観測を必要とする¹⁰⁾。図-6に示したように人工衛星データから得られた市街域、緑生域、森林域での面積率は数カ月程度の短期間ではほとんど変わらないものとするれば、この3分類を代表する地点で温度の常時観測を行い、これを適当な間隔で測定した代表点でのNVIの地上観測値と対応させることによって、図-7に示したようなNVI-温度直線が毎時ごとに得られる。この結果は人工衛星データと違い常に測定値が得られ、それによって四季や気象条件によるNVIと温度の特性が得られる。そして、この代表地点での気温と人工衛星データより得られた面積率を(4)式に代入すれば、毎時の横浜市域の総体面平均温度が得られることになる。さらにこの毎時の総体面平均温度を前述の四季・気象条件別のNVI-温度直線よりパターン化すれば、年間あるいは年別の総体面平均温度が得られることになる。これと前述の面積率より気象条件等を含んだ月別、年別等の温度上昇の予測が可能になるものと考えられる。

6. NVIモデルの特徴

ヒートアイランド現象はその現象がきわめて複雑であるため、研究されているどのモデルにも一長一短があり、本モデルでも例外ではない。本モデルでは温度を面的な広がりの中で面平均温度として評価したが、温度代表値をどのようなものにするかは基本的な問題である。また人工衛星からの温度情報は熱赤外放射輝度として得られるが、地上での放射温度と気温の特性を把握することが重要である。そこで本モデルの特徴的長所及び短所をまとめると次のようになる。

長所としては

- (1) 植生と市街との関係を基本とするため、自然と人為という関係に置き換えられ、きわめてエコロジカルなモデルといえる。
- (2) 対象エリアを広域的な面の広がり(面平均温度)の中で評価できる。
- (3) モデルの構造が比較的簡単で、しかも人工衛星データを含め、実測データのみより成り立っているため、無理な予測が生じにくい。

逆に短所としては

- (1) 数値解析のような人工放熱などの動的現象の評価が難しい。
- (2) モデルが既知のデータに基づくために、未知の突発的な現象の評価が難しい。

などの点が上げられる。今後は、本モデルの各構成要素の詳細な検討を行うとともに、精度を高めるため他の数値モデルなどとの結合なども検討していく必要がある。

7. おわりに

都市でのヒートアイランド現象には植生分布の影響が大きいことがわかり、人工衛星データから得られる植生指標(NVI)を用いた温度上昇予測モデルの構築を行った。その結果以下の知見が得られた。

- (1) 夏期の都市では建物、道路などの人工建造物は温度上昇をもたらす、森林、畑などの植生は逆に温度の抑制効果があることがわかった。
- (2) 都市全体を被覆分類することによって、人工衛星データのNVIと温度の間に直線相関がみられ、横浜市域を市街域、緑生域、森

林域に分類することによってNVIも温度もそれに対応して分類されることがわかった。

(3) NVIと温度の関係をj用いて人工衛星観測時での温度上昇を予測するマイクロモデルと被覆代表点での地上の常時温度測定による毎時での温度上昇を予測するマクロモデルの基本概念を構築した。

文 献

1) 木村：都市の熱汚染，大気汚染学会誌，27,6,(1992)。

2) 金子，日野：蒸発散に伴う森林温度の低下に関するTMによる実態把握，日本リモートセンシング学会誌，13,1,1-13(1993)。

3) 周，横山：リモートセンシングによる東北地方の日中の地表温度と各種環境要素との関係，同上，12,1,17-29(1992)。

4) 松梨：環境流体輸送，275-286，日刊工業新聞社。

5) 横山：地球環境シュミレーション，85-180，白亜書房。

6) Nemani.R.R and S.W.Running：J.Appl.Meteo., 28,4,276-284(1989)。

7) 近藤，栗原，三上：ランドサットデータによる関東平野の諸都市のヒートアイランド強度の解析，日本リモートセンシング学会誌，13,2,32-42(1993)。

8) 宇宙開発事業団地球観測センター編：地球観測データ利用ハンドブック，1989。

9) 大仲：熱赤外画像装置，日本リモートセンシング学会誌，13,2,66-74(1993)。

10) 近藤，内藤：地表面近くの地温，気温の日変化特性，国立防災科学技術センター研究報告，2,89-105(1969)。

在来線鉄道のトンネルにおける振動調査

中村 俊亮*

要 旨

在来線鉄道の5つのトンネルにおいて、測定点をトンネル坑口の線路脇及びトンネル上の地面に設け振動調査を行った。

「新幹線鉄道における振動レベルの指針値70dB」を超えていたのは3トンネルの線路脇であり、トンネル上の地面ではすべて指針値以下であった。しかし、トンネル上でも感覚閾値の55dBを超えている地点があった。

トンネル上の地面の振動はトンネル直上より直上から10~20m離れた地点が最大レベルとなる傾向がみられ、トンネル上の地面の振動レベルはトンネルからの高さが増すにつれ減衰する傾向がみられた。その減衰の傾向は、回帰式から求めると、トンネルからの高さが2倍になると6.7dBの減衰となった。

振動を周波数分析した結果、線路脇の振動のピークは40~63Hzの比較的高い周波数に集中していた。一方、トンネル上における振動のピークの周波数は25~63Hzにあり、都市部の地下鉄の振動においてピークとなるといわれている周波数63Hzより低域に広く分布していた。

1. はじめに

近年、環境問題に対する人々の関心は高まり、交通騒音、振動に対しても厳しい目が向けられている。一方、本市においては立ち遅れている交通網を整備していく計画がある¹⁾。これらの計画により鉄道及び道路を新設する場合、環境面の配慮からトンネル構造を採用する機会が多くなると予想される。トンネルはトンネル内の騒音を遮へいする効果があるが、トンネル上の地面へはトンネル内の振動を伝搬し、トンネル坑口ではトンネル内の騒音を放射するという問題点もある。当研究所ではトンネル騒音、振動に関する研究を進めおり、道路トンネルにおける振動調査の結果を前報²⁾で報告した。本報では在来線鉄道のトンネル振動について調査したので結果を報告する。

2. 測定方法

2-1 調査地点

調査したトンネルは表-1に示す在来線鉄道の複線区間に設けられたA~Eの5カ所のトンネルである。図-1に各トンネルの振動測定点を示す。測定点はトンネル入口の線路脇1地点とトンネル上の地面3地点に設けた。図-1に示すように、線路脇の測定点は測定側線路の中心から5m離れた地点に設け、トンネル上の地面の測定点はトンネル中心直上(0m)の地面と、そこから線路に対して直

角方向に10m及び20m離れた地面に設けた。なお、表-1にあるトンネルからの高さとは図-1に示したようにトンネル下部の線路面からトンネル直上の地面までの垂直距離を表し、以後、トンネルからの高さとはこの垂直距離を示すものとする。

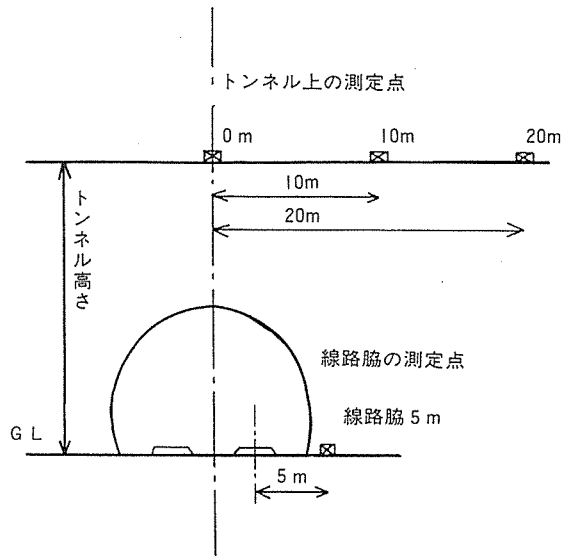


図-1 トンネルにおける測定点

表-1 調査したトンネル

場 所	鉄道種類	トンネル構造	通過速度の範囲 (km/h)	トンネルからの高さ (m)
A トンネル	在 来 線	山岳トンネル	64-95	19
B トンネル	在 来 線	開削式トンネル	52-62	6.2
C トンネル	在 来 線	山岳トンネル	76-80	20
D トンネル	在 来 線	山岳トンネル	69-83	17
E トンネル	在 来 線	山岳トンネル	85-105	13.5

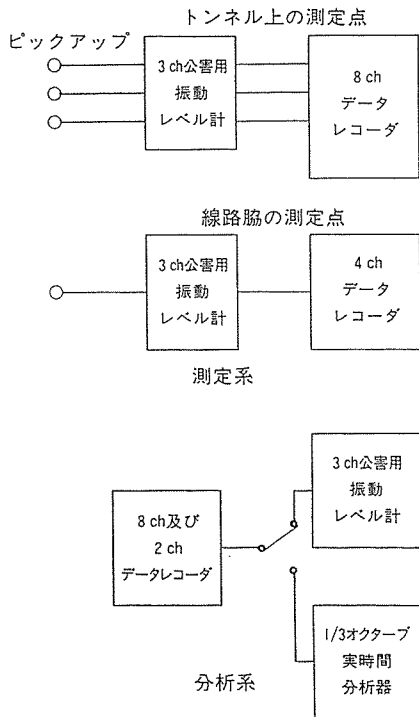


図-2 測定系と分析系

2-2 測定方法及び解析方法

振動の測定方法は、列車通過時に線路脇とトンネル上の各測定点で同時に振動を測定し、振動ピックアップから振動レベル計を通し振動加速度モードでデータレコーダに収録した。振動の測定は測定側線路を10本の列車が通過するまで行い、同時に、列車の通過速度も測定した。

振動の解析にあたっては、データレコーダに収録したデータを再生し振動レベル計を通し振動レベルに変換して、列車通過時の振動レベルのピーク値を読み取った。あわせて、1/3オクターブ実時間分析器を用いてピーク値の周波数分析も実施した。

今回の調査における測定系と分析系を図-2に示す。また、今回の調査で使用した機器を以下に示す。

3 ch公害用振動レベル計	リオン	VM16	2台
8 chデータレコーダ	ソニー	PC208	1台
4 chデータレコーダ	ティアック	R-81	1台
レベルレコーダ	リオン	LR-04	1台
1/3オクターブ実時間分析器	リオン	SA-25	1台

3. 測定結果及び考察

3-1 振動レベル測定結果

各トンネルの各測定点における測定結果、及び、その平均値を表-2に示す。鉄道振動の規制値は在来線鉄道にはなく、新幹線鉄道に関してだけ「新幹線鉄道の振動対策に関する勧告」の中で振動レベルの指針値70dBが定められている³⁾。この中では通過列車の振動レベルのうち上位半数を算術平均したものを指針値としており、本調査で用いた測定側通過列車の振動レベルの算術平均値とは若干、意味が違うが、振動レベルが大きくなるのは測定側通過列車の場合が多いと考えられることから、両者にあまり大きな差がでないと考え参考のため比較する。

各測定点における振動レベルの平均値をトンネル別に図-3に示す。指針値70dBを超えているのはA、B、Eの3本のトンネルの線路脇であり、トンネル上の測定点はいずれも指針値以下となった。

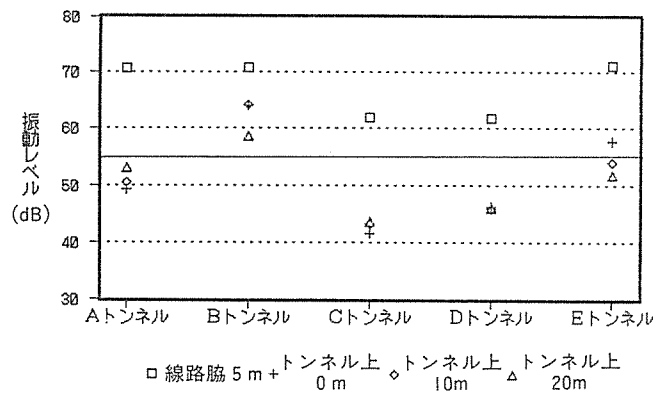


図-3 各トンネルにおける振動レベル (平均値)

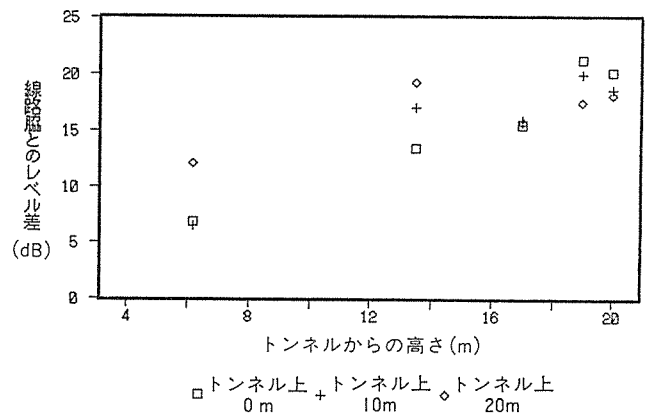


図-4 トンネルからの高さレベル差

しかし、振動の感覚閾値は55dBであり⁴⁾、BトンネルとEトンネルではトンネル上でも55dB以上となった測定点があることから、トンネル上の地面でも鉄道振動を感じる可能性はある。

各トンネルでトンネル上の測定点の振動レベルを比べると、Eトンネル以外の4トンネルではトンネル直上(0m)から10~20m離れた地点の振動レベルがトンネル直上と等しいか直上よりも大きくなっている(Bトンネルの20m地点を除く)。トンネル上の地面の振動レベルがトンネル直上から少し離れた地点で最大レベルとなることは、鉄道トンネル振動の特徴として他のトンネルの調査結果でも報告されている⁵⁾。これはレールから発生した振動がトンネル下部に伝わり、そこからトンネルを迂回するように土中を伝わりトンネル上の地面に達するためと考えられる。

つぎにトンネルの高さによる振動レベルの減衰を調べる。線路脇5mの振動レベルとトンネル上の各測定点の振動レベルでレベル差をとり(線路脇5mの振動-トンネル上の振動)、トンネルの高さ別に示したものが図-4である。全体的にトンネルからの高さが増すとレベル差が大きくなる傾向がみられるが、詳細な傾向を調べるためトンネルからの高さレベル差の回帰式をもとめる。トンネル上の測定点はトンネルにより最大レベルとなる位置が違うため、回帰式に用いるレベル差は各トンネルで最小レベル差(トンネル上の振動レベルの最大値)となった位置の値を用いる(図-4で各トンネル高さにおいて最小となったレベル差の値)。トンネルからの高さの対数をとってレベル差とで回帰式を求めると、

$$VL = 22.4 \text{ Log } h - 11.5 \quad (\text{相関係数 } 0.995)$$

ただし、VL: 線路脇とトンネル上とのレベル差 (dB)

表-2 振動レベルの測定結果

場 所	列車番号	速度 (km/h)	振 動 レ ベ ル (dB)			
			線路脇 5 m	トンネル上 0 m	トンネル上10m	トンネル上20m
A トンネル	NO.1	75	70	50	50	54
	2	64	69	49	51	54
	3	80	71	49	49	52
	4	79	72	50	52	55
	5	70	70	48	50	52
	6	71	70	48	49	52
	7	95	72	51	53	55
	8	70	70	49	49	50
	9	73	71	49	52	53
	10	92	70	49	50	53
	平均値	77	71	49	51	53
B トンネル	NO.1	60	71	64	64	59
	2	60	73	67	65	59
	3	61	72	64	65	60
	4	57	70	65	64	58
	5	62	69	62	63	57
	6	62	70	64	65	59
	7	59	69	64	64	59
	8	59	72	64	66	59
	9	52	72	64	63	59
	10	62	69	61	63	57
	平均値	59	71	64	64	59
C トンネル	NO.1	76	61	42	42	43
	2	80	62	42	44	43
	3	78	60	40	43	42
	4	78	63	43	42	44
	5	80	61	42	45	44
	6	80	62	40	43	42
	7	78	60	40	42	42
	8	78	63	43	42	44
	9	76	62	43	46	45
	10	77	65	42	44	48
	平均値	78	62	42	43	44
D トンネル	NO.1	78	61	46	46	46
	2	79	63	47	46	47
	3	80	61	47	46	47
	4	75	63	46	46	45
	5	77	62	47	46	47
	6	79	61	46	45	46
	7	74	61	46	45	45
	8	77	63	46	46	45
	9	69	62	47	46	46
	10	83	61	45	46	46
	平均値	77	62	46	46	46
E トンネル	NO.1	87	71	56	53	51
	2	91	71	54	52	51
	3	85	69	55	54	52
	4	96	71	58	53	51
	5	94	70	58	53	51
	6	103	72	60	56	52
	7	95	71	58	54	52
	8	106	74	60	56	54
	9	92	69	56	52	51
	10	105	73	61	57	53
	平均値	95	71	58	54	52

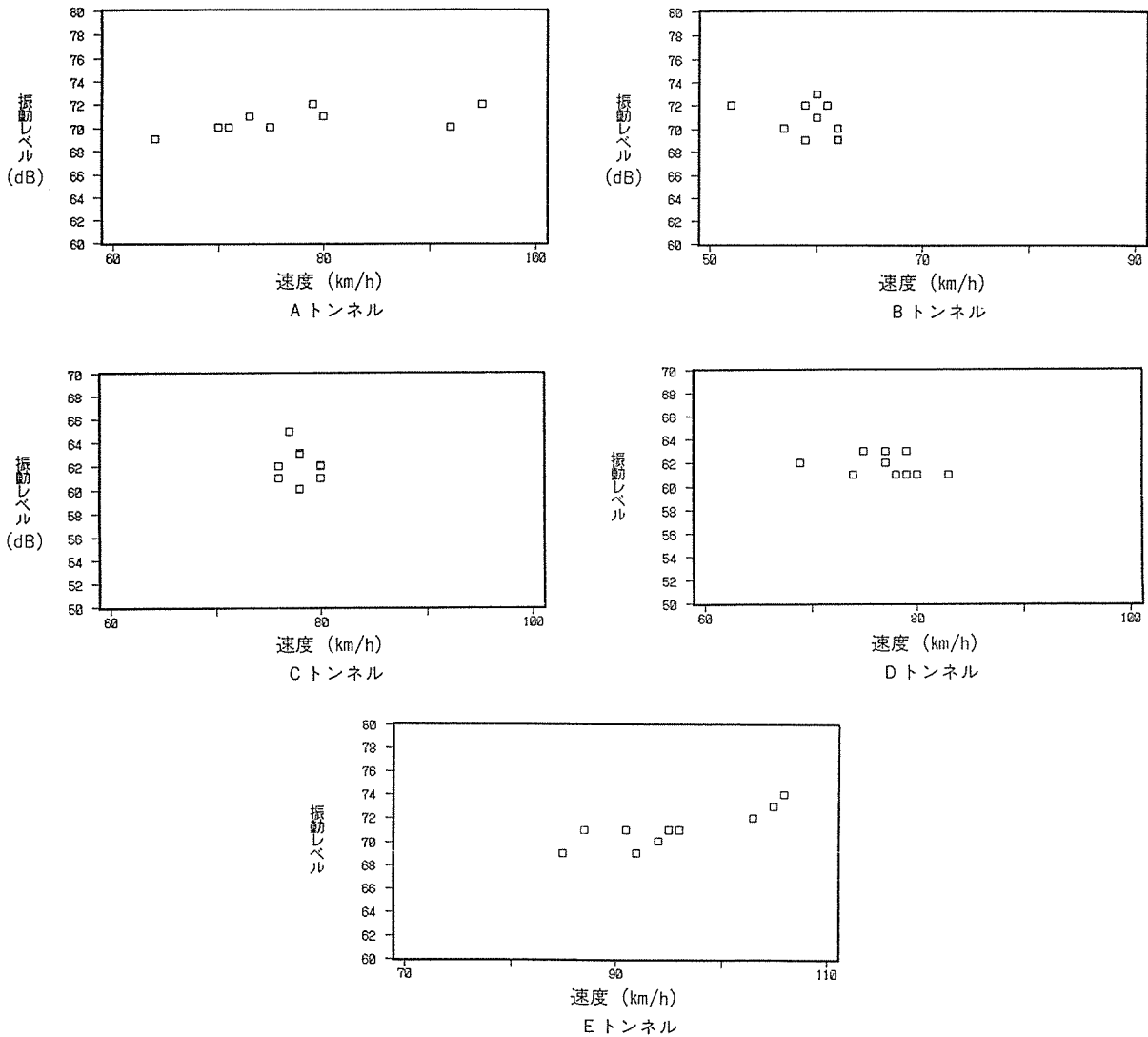


図-5 列車速度と振動レベル(線路脇5m)の関係

h : トンネルからの高さ (m)
と相関の高い回帰式になる。得られた回帰式をあてはめると、トンネル上の地面ではトンネルからの高さが2倍に増えれば振動レベルは6.7dB減衰することになる。

次に、通過速度が列車から発生する振動の大きさに与える影響を調べる。図-5に伝搬経路の影響を最も受けないと考えられる線路脇5mの測定点の振動レベルと通過速度の関係を各トンネルごとに示す。AトンネルとEトンネルでは速度が上昇すると振動レベルも高くなる傾向がみられるが、その他のトンネルではみられない。ここで振動レベルは対数をとった値なので、列車速度も対数をとって振動レベルの回帰式を求めると、

- Aトンネル VL= 11.3Log V+49.3 (相関係数0.627*)
- Bトンネル VL=-22.8Log V+111 (相関係数-0.355)
- Cトンネル VL=-24.8Log V+108 (相関係数-0.138)
- Dトンネル VL=-11.3Log V+83.1 (相関係数-0.270)
- Eトンネル VL= 40.3Log V-8.60 (相関係数0.832**)

ただし、VL : 振動レベル (dB)

V : 速度 (km/h)

* : 危険率5%で有意

** : 危険率1%で有意

となり、AトンネルとEトンネルで速度が上昇すると振動レベルが上昇する傾向がみられたが、それ以外のトンネルは速度の影響が明確にならなかった。この原因を検討すると、Aトンネル(速度の標準偏差9.4)、Eトンネル(同6.9)では通過速度のバラツキがある程度あるのに対し、Bトンネル(速度の標準偏差2.9)、Cトンネル(同1.4)、Dトンネル(同3.6)では通過速度のバラツキが少ない。このため速度のバラツキが少ない測定点では、車両の整備状況、重量等の車両個体差による影響に速度による影響が隠れてしまったためと考えられる。車両の整備状況がよく車両個体差の少ない新幹線における調査結果⁹⁾では通過速度と振動レベルは高い相関を示していた。

3-2 周波数分析結果

トンネルにおける列車振動の特徴を明らかにするために、各列車ごとに振動の周波数分析を行い、この周波数分析結果を各測定点ごとにパワー平均した。各トンネルごとの周波数分析結果を図-6~図-10に示す。

各トンネルの線路脇5mの振動スペクトルのピークをみると、Aトンネルでは40Hz、Bトンネルでは40Hz、Cトンネルでは40Hzと63Hz、Dトンネルでは40Hz、Eトンネルでは50Hzにある。各トンネルとも40~63Hzの比較的高い周波数にピークは集中しており、道路振動でみられる⁷⁾低い周波数のピークはみられなかった。これ

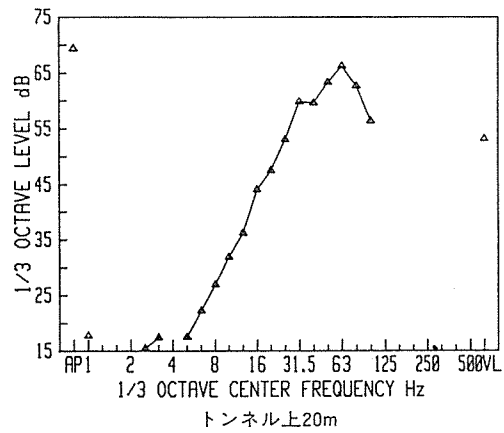
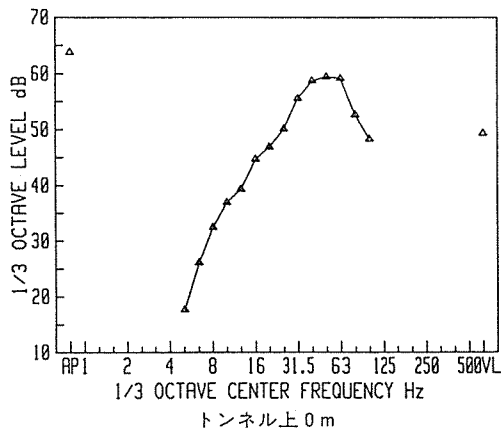
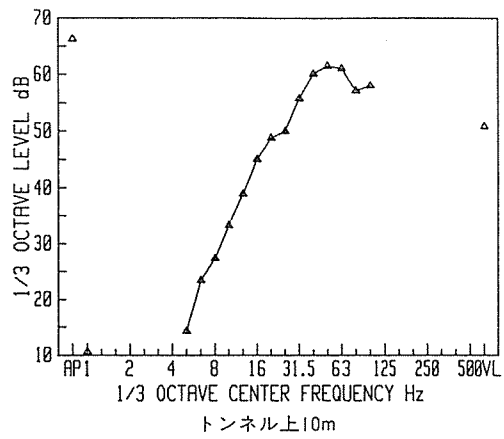
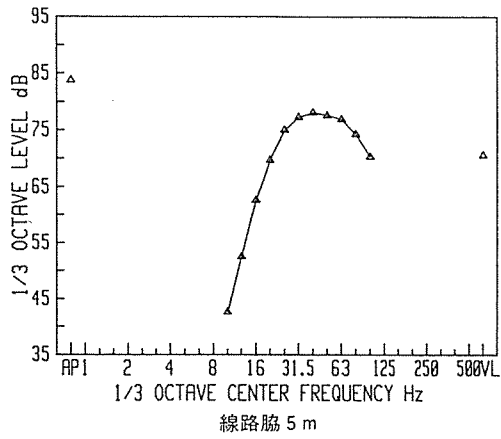


図-6 Aトンネルの周波数分析結果

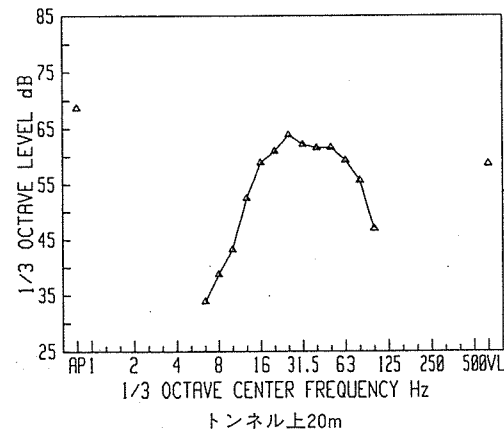
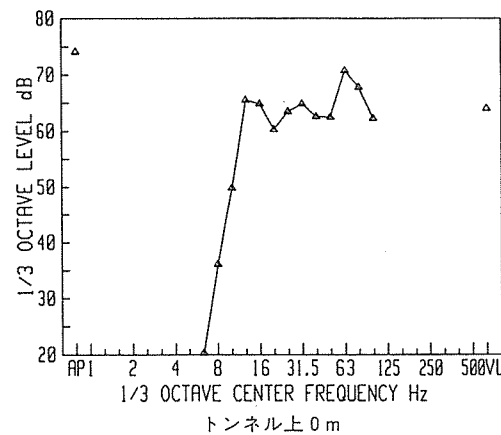
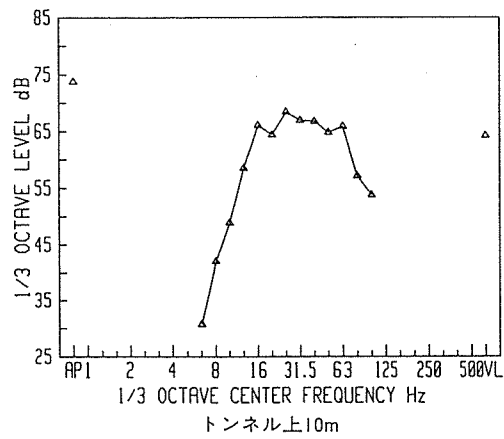
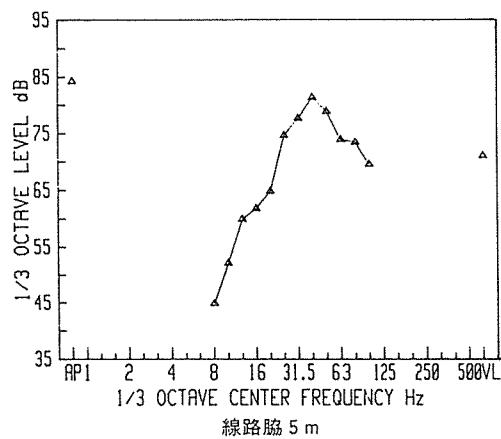


図-7 Bトンネルの周波数分析結果

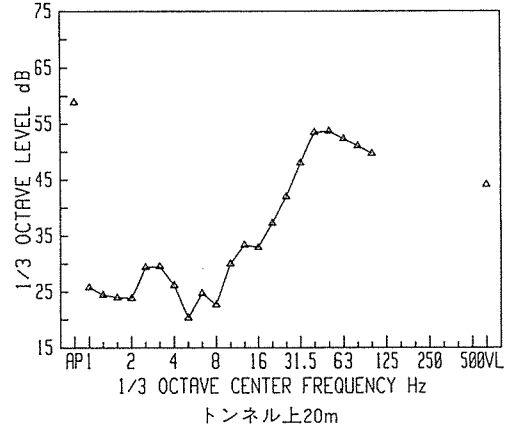
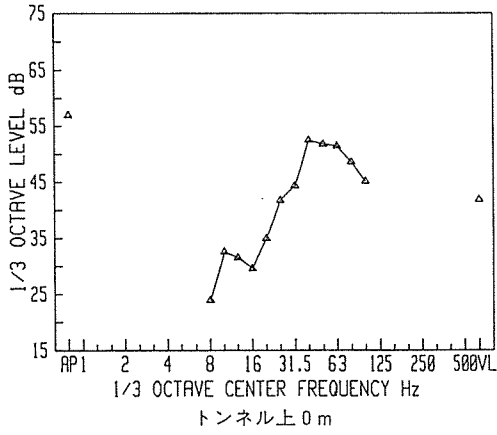
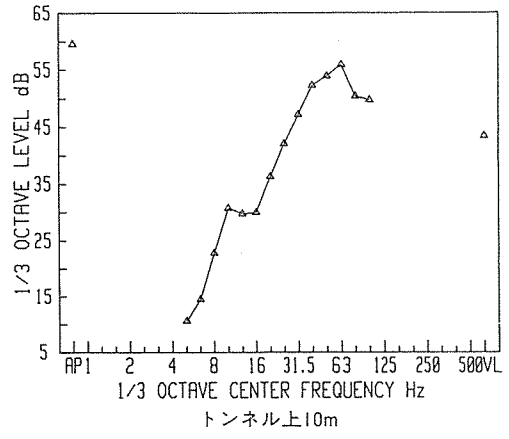
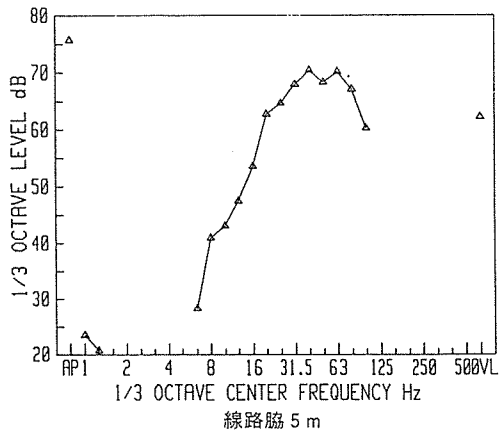


図-8 Cトンネルの周波数分析結果

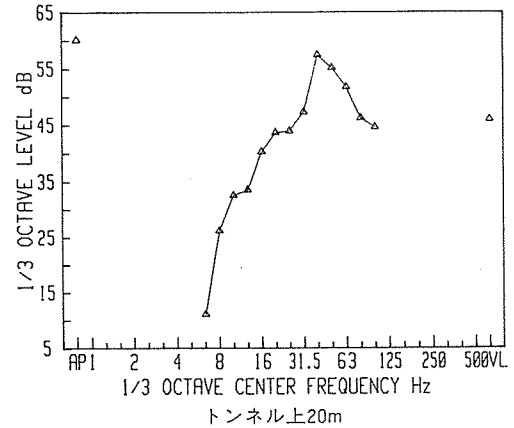
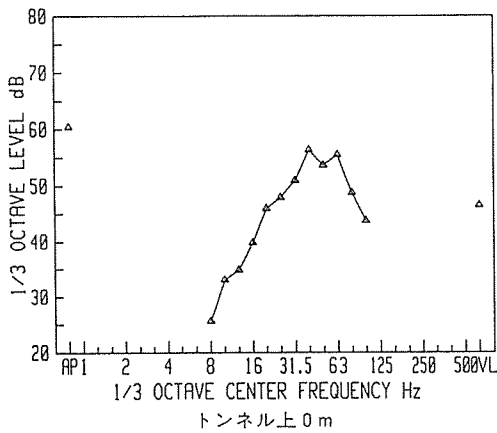
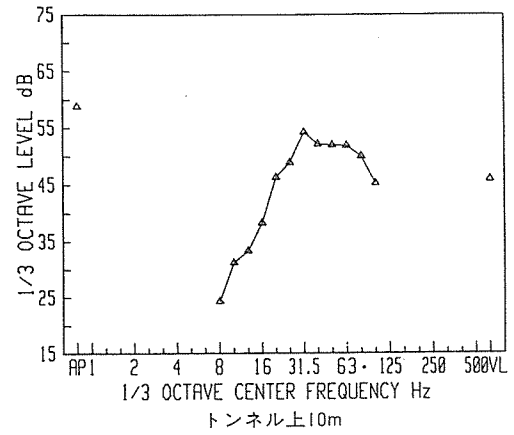
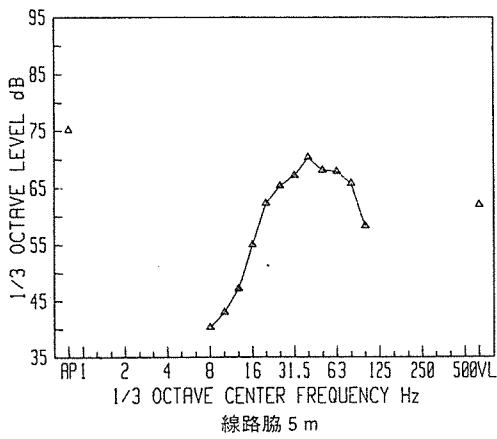


図-9 Dトンネルの周波数分析結果

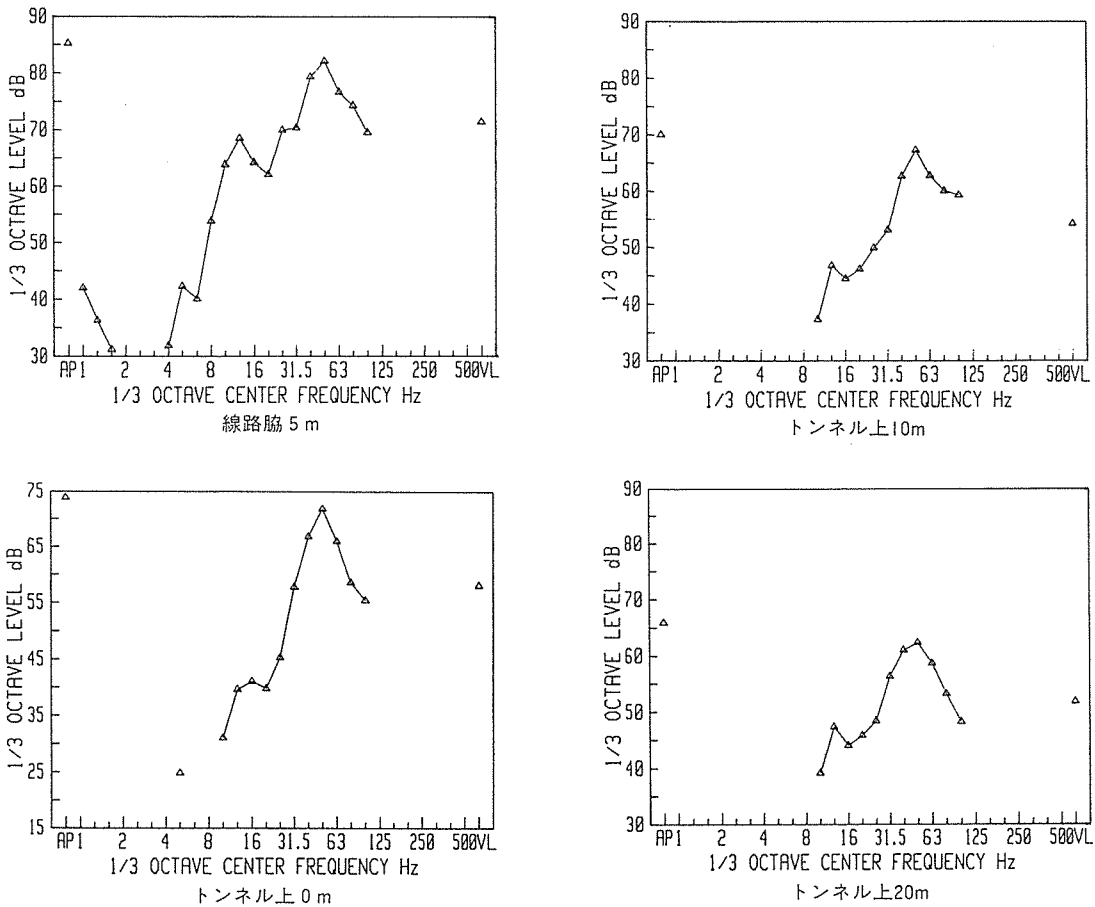


図-10 Eトンネルの周波数分析結果

は道路では軟らかいゴムタイヤと舗装面の接触によって発生する振動のため共振周波数が低くなるのに対し、鉄道は硬い鉄の車輪とレールの接触によって発生する振動のため共振周波数が高くなるのが原因として考えられる。

各トンネルのトンネル上の各測定点における振動スペクトルのピークをみると、Aトンネルでは40～63Hz、Bトンネルでは25と63Hz、Cトンネルでは40Hz～63Hz、Dトンネルでは31.5～40Hz、Eトンネルでは50Hzにあり、20Hz以下の周波数がピークとなることはないものの25～63Hzに広く分布していた。都市の地下鉄における振動スペクトルは、63Hz付近がピークとなることが多いといわれているが、本調査におけるピークは低域まで広く分布している。都市の地下鉄は軌道構造が高い周波数をよく伝えるコンクリート道床となることが多いことや、伝搬距離の短くなる浅い開削式のトンネルが多いことから、振動が63Hz付近でピークとなると考えられる。これに対し、本調査のトンネルは軌道構造がいずれも高い周波数を減衰させる砂利道床であり、また、Bトンネルは開削式トンネルであるが、それ以外は山岳トンネルで振動の伝搬距離が長い伝搬中に高い周波数が減衰しやすくなっている。このことから本調査におけるトンネルは、道床を伝わる周波数が低くなり伝搬中も高い周波数が減衰するため、都市部の地下鉄に比べ振動スペクトルのピークが低い周波数まで分布したと考えられる。(なおトンネルが浅く開削式トンネルのBトンネルではトンネル直上のピークは都市部の地下鉄と同じ63Hzであった。) 振動のピーク周波数が低域になるということは、人間の振動の体感としては感じやすくなるが、振動が家屋等に伝わり固体音になり音が変わると人間に聞こえる聴感としては鈍くなるものといえる。

4. まとめ

今回の調査結果をまとめると次のとおりである。

- 1) 新幹線鉄道における振動レベルの指針値70dBを超えていたのは3本のトンネルの線路脇で、トンネル上の地面では指針値を超えている地点はなかった。しかし、トンネル上でも感覚閾値55dBを超えている地点はあった。
- 2) トンネル上の地面の振動はトンネル直上(0m)より直上から10～20m離れた地点が最大レベルとなる傾向がみられた。
- 3) トンネル上の地面の振動レベルはトンネルからの高さが増すにつれ減衰する傾向がみられ、その減衰の傾向を回帰式より求めると、トンネルからの高さが2倍に増えると6.7dB減衰していた。
- 4) 振動を周波数分析した結果、線路脇の振動のピークは40～63Hzの比較的高い周波数に集中していた。トンネル上における振動のピークの周波数は25～63Hzとなり、都市部の地下鉄の振動においてピークとなるといわれている周波数63Hzに比べ低域に広く分布していた。このことは人間の振動の体感としては感じやすくなるが、振動が家屋等に伝わり固体音になり音が変わると人間に聞こえる聴感としては鈍くなるものといえる。

文 献

- 1) 横浜市：新総合計画長期ビジョン(案), 48-51, 1993年6月。
- 2) 中村俊亮：道路トンネルにおける振動調査, 横浜市環境科学研究所報, 17, 69-78(1993)。
- 3) 環境庁大気保全局：振動規制技術マニュアル, 236, 1989年11月。
- 4) 中野有朋：入門公害振動工学, 103-106, 1981年9月。
- 5) 木村和則, 織田 厚, 時田保夫：地下鉄走行による地表振動予測

- (地下鉄固体音に関する研究 I), 日本音響学会秋季講演論文集, 477-478(1978).
- 6) 中村俊亮: 鉄道トンネルにおける振動調査, 横浜市環境科学研究所報, 16, 131-137(1992).
- 7) 中村俊亮: 道路交通振動に関する研究 — 道路交通振動の実態調査 —, 横浜市公害研究所報, 14, 47-55(1990).
- 8) 風巻友治: 地下鉄における防振工法, 建築学会, 109-115, 1983年2月.

横浜市内におけるカワモズク (*Batrachospermum moniliforme*) の季節的な出現状況とその分布

福嶋 悟*, 樋口文夫*, 水尾寛己*, 前川 渡*

要 旨

*Batrachospermum moniliforme*成体の季節的な出現状況の変化を帷子川水系の矢指川の源流部で調査した。湧水点のひとつでは、ほぼ年間を通して観察され、12月に最も多くなり翌年の4月まで高い密度で出現した。他の湧水点では冬期になって出現し、約半年間だけ観察され、多く出現したのは3月だけであった。

成体の密度が高くなった時期の水温は12.7°Cで、それより水温が低い期間中から14.3°Cまで上昇した時期まで密度は高く、水温がそれより上昇すると減少した。ほぼ通年で成体が観察された湧水点のpHは7以下と低く、相対照度は大きい傾向が認められた。

約半年間だけ成体が観察された湧水点のある小河川では、湧水点における出現期間より短い期間しか成体は観察されなかった。湧水点で成体の密度が最も高くなった時期に、小河川でもその分布が広がった。そして、小河川における分布は局地的な日照条件に影響を受けていた。

1. はじめに

横浜市内では近年の都市化の進行により開発は源流部の谷戸にも及んでいる。谷戸を流れる小河川や池には、多様な生物群集がみられ、限られた地域にしか分布しなくなってしまった水生生物が生息しているところもある。著者らは河川生態系の保全あるいは回復を図るため、主に源流部を対象に、水生生物群集と環境との関係について研究を行い、得られた研究成果の一部は、報告書などにとりまとめてきた¹⁻⁵⁾。

過去には、生物がみられなくなってしまった市街地内を流れる河川では、水質汚濁に適応性のある魚が放流されてきた。その結果、それらが増殖し魚類群集の優占種となる例もみられている。近年、自然環境の保全や回復の必要性が広く認識されるようになり、生物の放流は源流部でも行われるようになってきた。放流される生物は、その環境に生息していたり、過去に生息していた種が選定されている例が多い。しかし、放流される個体は同種ではあるが、他の地域で生息していたもので、分化によりその形質は地域で異なる場合がある。最近になって、横浜市内の源流部で従来から生息していた種とは異なる形質の個体が採集される例がみられる。極端な場合は、形態は類似しているが、種としては別のものまで採集されるようになってきている。限定された地域にしか生息しなくなってしまった個体群を保護し、増殖していくためには、その個体群に関する種々の情報を収集し、対策手法を確立する必要がある。筆者らは、分布状況あるいは生息地域が限定されている個体群の生態についての調査研究を進めており、魚類ではホトケドジョウとアブラハヤ、甲殻類ではヌカエビを対象としてきた。本報で対象とした紅藻類のカワモズク *Batrachospermum moniliforme*も、横浜市内では限られた場所のみ分布する種のひとつである。

*B. moniliforme*の成体は中軸と輪生枝から構成され、輪生枝の先端に造精器が形成される。造果器を付ける枝は輪生枝より短く、造果器の受精後、放射状に分枝する短い造胞糸を形成し、その塊が

果胞子体となる。各造胞糸の先端が果胞子嚢になり、その中に果胞子が形成される。果胞子嚢から放出された果胞子は発芽し、匍匐部と1列細胞の分枝系状の直立部からなるシャントランシア期になる。成体はその枝の一部から形成される。このような有性生殖により形成される成体の長さは2~12cmで⁶⁾、流れの中でユラユラ揺れている茶褐色の群体は肉眼で観察できる。

*Batrachospermum*は平地あるいは丘陵の湧泉や湧水が流れる小河川に生育している⁶⁾。成体の季節的な出現状況の変動は、温度、光周期、積算日射量、流速、水生動物による摂食の影響を受けているとHambrook and Sheathは多くの研究者の報告をまとめて示している⁷⁾。さらに、大雨に伴う流水の増加や、砂泥の堆積も季節的な変動に変化を生じさせる要因となっている⁸⁾。

本報では、個体群の生態に関する研究の一環として、*B. moniliforme*を対象に年間の生育状況について、横浜市内を流れる帷子川の源流部で行った調査と、他の地域における藻類調査の紅藻類に関する結果をまとめて報告する。

2. 調査地点

カワモズク *Batrachospermum moniliforme*成体の季節的な出現状況の調査は、横浜市旭区矢指町に位置する帷子川水系の支流、矢指川の源流部で行った。図-1に示すように中原街道の南から北側に向けて流れる小河川A(写真-1)と、西から東側に向かう小河川Bとがあり、その流域には農業専用地区がある。また、二つの小河川の合流点付近で、西から流れる小河川Bには南から小河川Cが流入する。

調査地点はAとCに設定した。AとCは小さな谷戸をはきんで左右の端を流れており、Aの東側は丘陵の傾斜地で斜面には樹木が多い。また、Bの調査地点付近から上流側は流れに沿って道路があり、東側は荒地あるいは畑で、Aより開けた部分を流れている。AとCは共に幅1m程度、水深は5cm以下で、護岸は石積みあるいはコン

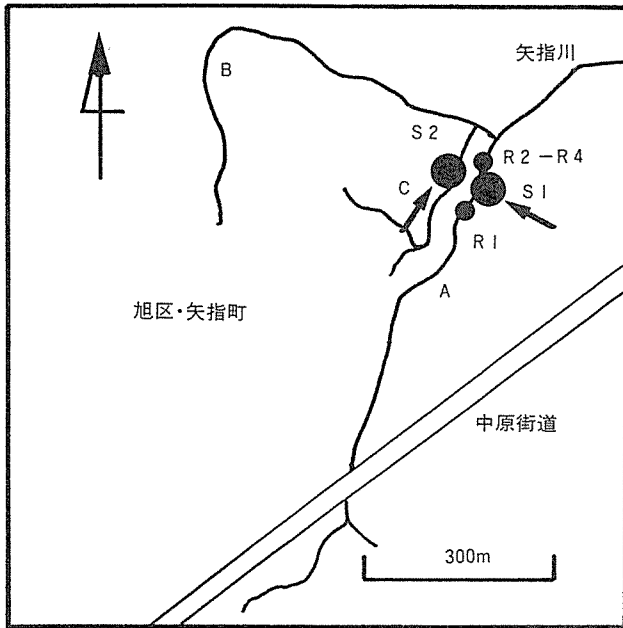


図-1 矢指川源流部の調査地点、矢印は湧水の流入点

クリートで造られ、小石をコンクリートで固めた川底となっている。

Aには途中で湧水が流入する場所があり、その流入地点をS1、そこから上流側約14mをR1、S1の下流8mをR2、R2から6m下流をR3、さらにR3から19m下流をR4とした。R4から下流は堰により水が停滞しているため調査範囲としなかった。また、Cの調査地点はS2の1地点で、地下から湧水が塩化ビニル製のパイプを通して湧き出している所である。

3. 調査時期

調査は1992年5月より始め、*Batrachospermum moniliforme*の成体が出現するまでは2ヶ月に1度、出現が確認されてからは1ヶ月に1度の頻度で1993年9月まで行った。また、それらの地点での環境要因項目の測定は、概ね午前10時から12時までの間に行った。藻類群集組成の調査は*B. moniliforme*の生育状況調査に先駆けて、1991年5月から1992年2月にかけて4回行った。

4. 調査方法

4-1 環境要因

水温(WT)：ペッテンコップフェル水銀温度計。

pH：比色計(アドバンテック, BTB; PR)。

電気伝導率(EC)：電気伝導率計(東亜電波, CM-1K), 25°C値に換算して表示。

相対照度：照度計(東京光学, SPI-71), 水面照度と裸地の照度を測定しその百分率を相対照度とした。

流速：電磁式流速計(東邦計測, TK-105D), 各地点の任意の9ヶ所でそれぞれ5回測定し平均値を流速とした。

4-2 藻類

*Batrachospermum*は各調査地点において肉眼で成体を観察し、群体数の多少でその生育状況を相対的に3段階で評価した。本報告で示す生育状況とは、成体以外のシャントランシア期のような肉眼観察の不能なものは含まない。

藻類群集を調べるための試料は、水底の礫表面から定量的にナイロンブラシで採取し、ホルマリン溶液を5%程度加えて固定した。

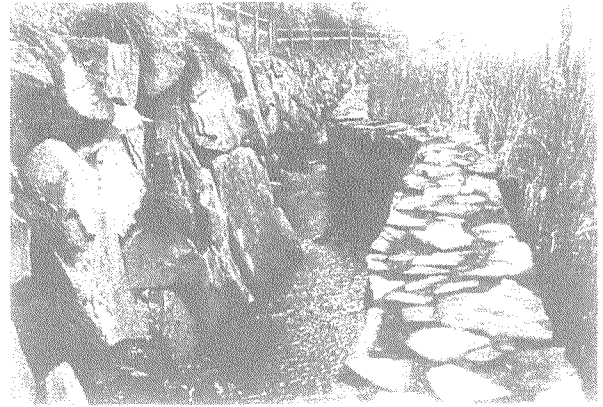


写真-1 小河川Aの湧水流入地点付近(1993年1月)

実験室内で固定した試料を顕微鏡(総合倍率600倍)で観察し、種別に計測して群集組成を求めた。

5. 結果と考察

5-1 湧水の流入地点における季節的な出現状況

矢指川源流部の小河川AとCに湧水が流入する地点S1とS2における*Batrachospermum moniliforme*成体の出現状況と、環境要因の測定結果の周年的な変化を図-2に示した。

成体はS1において調査を開始した1992年5月から12月までの間は出現しなかった。その後、1993年1月になってわずかに礫に付着しているのが観察されるようになった。3月には成体の群体数は最も多くなった(写真-2)。4月になると群体数はやや減少し、7月以降は観察されなくなった。このようにS1では約半年間だけ成体が観察されたのに対して、S2ではほぼ年間を通して観察された。S2ではS1で観察されるようになった時期より2ヶ月前の1992年11月から出現し、12月には群体数は多くなり、1993年4月まで高い密度で出現した。その後、5月と6月にはやや減少し、7月から調査を終了した9月までの間もわずかに出現しているのが観察された。

水温は夏期以降に低下し始め、S2で成体が出現した時期には15.0°C、S1の場合は11.7°Cであった。S2で成体が多く出現するようになった時期の水温は12.7°Cで、それより水温が低い期間中から14.3°Cまで上昇した時期まで高い密度で観察された。そして、水

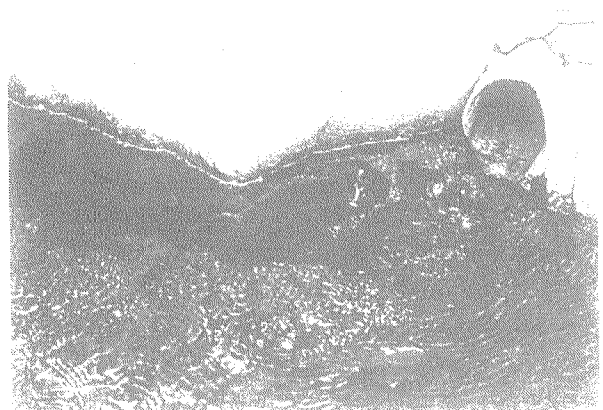


写真-2 小河川Aの湧水流入地点S1における*Batrachospermum moniliforme*成体の出現状況(1993年3月下旬)

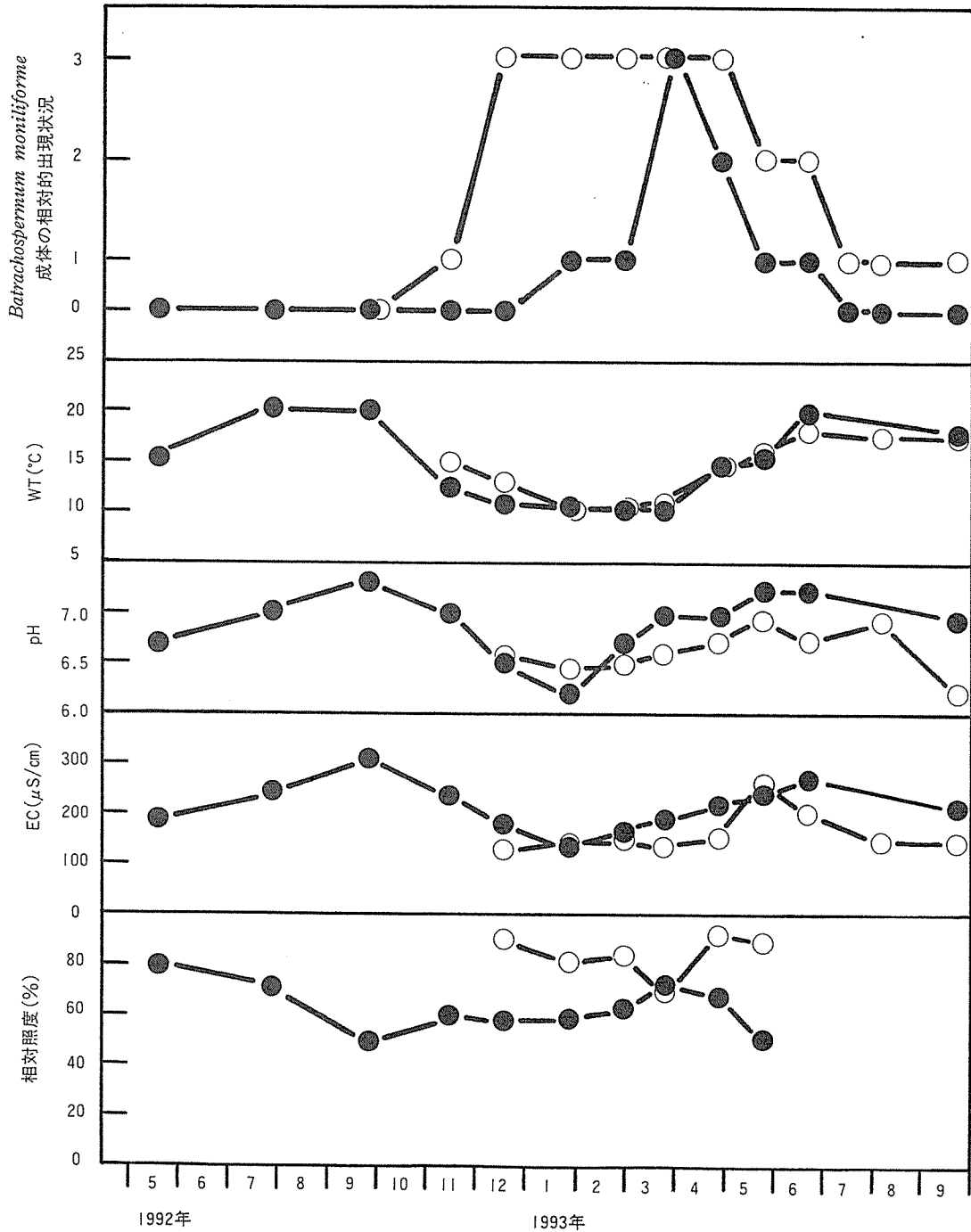


図-2 小河川に湧水が流入する場所(S1, S2)における *Batrachospermum moniliforme* 成体の相対的出現状況と環境要因の変化, 黒丸は小河川AのS1, 白丸は小河川CのS2

温がそれより上昇した時期には成体数は減少した。

S1で測定されたPHは6.2~7.3, S2は6.3~6.9で, S1のpHが低かった1992年12月と93年1月以外の時期にはS2で低い傾向がみられた。1992年11月の調査時から12月の調査時までの間に, それぞれの月における日降水量の最大値が記録され¹⁰⁻¹¹⁾, 降雨の影響で12月の湧水のpHが低くなったと考えられる。また, 1月も調査の2日前にその月の日降水量としては最も多い降雨があった¹²⁾。このような, 降雨後における湧水のpHの低下は他の源流部でも観察されている⁴⁾。

電気伝導率はS1で133~313 μ S/cm, S2ではそれに比べると小さい傾向にある。

相対照度はS1の場合に50~79%であった。S2の測定頻度は少

ないが, S1より大きい傾向が認められる。S1は東側の斜面に樹木が多いため相対照度が小さかった。それに対して, S2の場合は流れの東側が開けた環境であるため, 相対照度は大きくなっている。

*B. moniliforme*と*B. boryanum*の生育地では年間を通して成体が観察される例や, 夏から秋には見られなくなる例もある⁹⁾。Sheath and Burkholderは*B. moniliforme*が年間を通してほとんど日陰にならない河川と, 樹木により日射がほとんど妨げられている河川とで, 10, 11月から6, 7月まで多く成体が出現したことを観察している¹³⁾。本種は照度の低い環境にも生育することから日照条件に対する適応性は広く¹⁴⁾, 高照度の環境下でよく生育している¹⁵⁾。このような報告は, 矢指川源流部における本種の周年的な出現状況とほとんど一致している。また, 日長が成体の形成に関係し,

日長が短い場合に水温や照度が大きくなると成体が形成されなくなることが実験的に認められている¹⁶⁾。

他の*Batrachospermum*の出現状況にも、本種と類似の傾向が認められている。*B. boryanum*の成体は樹木の葉が落ちてから1ヶ月後の水温が急激に低下した11月に出現し、翌年の5～6月の相対照度が大きく低下した1ヶ月後に減少し、成体の出現状況と相対照度とに正の相関が、水温とは負の相関があるとされている⁸⁾。それとは逆に、日照あるいは水温変化は*Batrachospermum*の季節的な出現状況と関係がないとする報告もある⁹⁾。

アルカリ性の水域に生育している藻類は、光合成に炭素を重炭酸イオンの形で取り込むが、酸性水域に生育するものは、その環境に多く存在する遊離炭酸を取り込む¹⁷⁾。*Batrachospermum*は光合成に炭素源として遊離炭酸のみを利用する¹⁸⁾。また、酸性河川(pH: 5.5)で*B. moniliforme*は藻類群集の優占種となり¹⁹⁾、酸性水域によく出現する珪藻類の*Eunotia pectinalis*と共に広く分布している¹³⁾。S1に比べて成体の旺盛な生育が観察されたS2は、日照条件が良好であると共に、pHが低い傾向がある。pHの低い環境は*B. moniliforme*の光合成に必要な遊離炭酸が多く、その生育に適した環境となっている。

5-2 小河川Aにおける出現状況

S1で*B. moniliforme*成体が観察された期間中の小河川Aにおける分布状況の変化を図-3に示した。湧水の流入地点S1で成体が出現するようになった1993年1月には、小河川Aの他の地点では成体は観察されなかった。その後、3月初旬にR3でわずかな群体が観察された。S1での生育が最も旺盛になった3月下旬には、その上流と下流側の全ての地点で観察され、R3では他の地点に比べると多く生育していた。4月には分布範囲は減少し、R2とR3でわずかに観察できる程度であった。S1で減少した5月と6月には全ての地点で観察されなくなった。

R1からR4までの全地点で成体の生育がみられた期間はS1における期間より短く、小河川Aの環境条件が成体の生育に良好ではないことを示している。例えば、pHは表-1にみられるように、S1に比べてR1からR4では各調査時とも高く、7以下になることはなく、炭素源となる遊離炭酸が少ないことが考えられる。このようなpH条件でも表-2のように、相対照度の大きいR3では、成体は他の地点より長期間にわたり生育していた。また、表中の括弧内の数値は、護岸側で成体の生育がみられなかった部分の相対照度であ

表-1 小河川Aの各地点におけるpH

	R1	S1	R2	R3	R4
1992年12月21日	7.2	6.2	7.1	7.1	7.1
1993年1月27日	7.2	6.7	7.2	7.0	7.0
3月1日	7.3	6.7	7.0	7.0	7.0
3月24日	7.4	6.9	7.2	7.2	7.4
4月27日	7.4	6.9	7.3	7.2	7.2
5月24日	7.6	7.2	7.4	7.4	7.4
6月21日	7.6	7.2	7.6	8.0	8.0

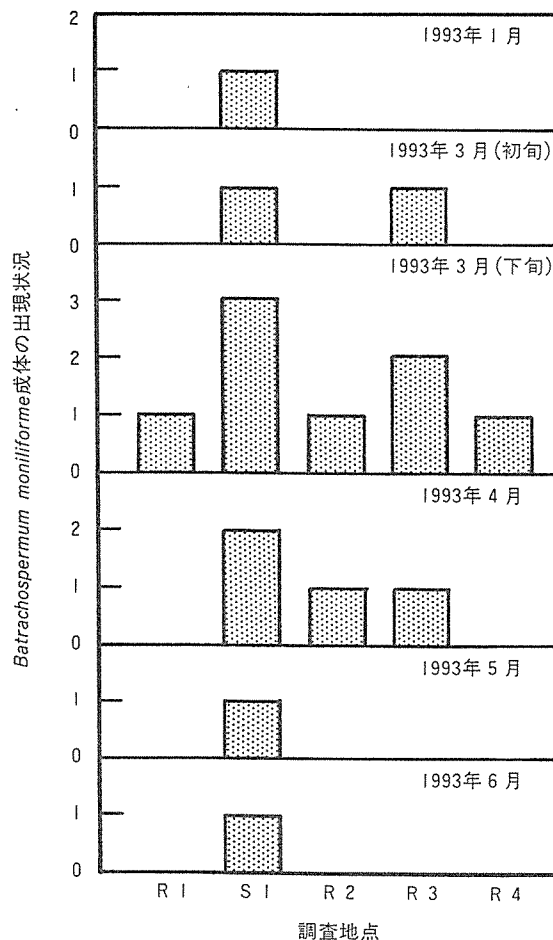


図-3 小河川Aにおける*Batrachospermum moniliforme*成体の相対的出現状況の変化、出現状況の0は出現しない、1は少ない、2は中位、3は多く出現した

るが、ほとんどの場合に値は小さかった。このような分布状況の相違は、日照条件が成体の生育に影響を及ぼしていることを示唆している。

成体が生育していた地点の流速は9～18cm/sであった(表-3)。北アメリカの例では、本種が生育していた30地点における流速は22～119cm/sでその平均は49cm/sである²⁰⁾。この値と比べると、矢指川源流部ではかなり流速の小さい流れに生育していると言えよう。小河川AとCの藻類群集組成を1991年から92年にかけて調べた

表-2 小河川Aの各地点における相対照度

	R1	S1	R2	R3	R4
1992年12月21日	58	57	62	63	57
1993年1月27日	54	59	63	65	71
3月1日	59	63	60	69	64
3月24日	69(45)	72(48)	62(47)	76(47)	63(31)
4月27日	50(50)	67(50)	67(79)	100(72)	77(69)
5月24日	41(35)	50(42)	50(33)	73(53)	82(27)

単位：%，括弧内は左岸の護岸側で*Batrachospermum moniliforme*の成体が生育していない部分における相対照度

結果を表-4に示した。AとCでは各調査時に*B. moniliforme*が多く出現していた。先に示したように、Aで成体が分布する期間はわずかであるが、顕微鏡下では肉眼ではみえないシャントランシア期の細胞が多く観察された。Aのように照度が小さい場合に*B. moniliforme*のシャントランシア期の藻体がみられ、照度が大きくなると成体が形成されるようになる¹⁹⁾。

*B. moniliforme*以外にAでは31種類、Cでは27種類が出現し、Aではケイソウモドキ *Amphipleura pellucida*と、フネケイソウ *Navicula symmetrica*が、Cではハリケイソウ *Nitzschia hantzschiana*が多かった。そして、AとCで出現した多くの種は良好な水質が維持されている環境に生育する種であった²¹⁾。

表-3 小河川Aの各地点における流速

	R 1	S 1	R 2	R 3	R 4
1992年12月21日	18	-	19	19	21
1993年1月27日	32	-	31	26	19
3月1日	25	-	17	18	15
3月24日	14	-	12	12	12
4月27日	9	-	10	9	9

単位：cm/s, -：欠測

表-4 小河川AとCの湧水流入地点下流における付着藻類組織(1991年~1992年)

	小河川A (S1下)				小河川C (S2下)			
	5月	8月	11月	2月	5月	8月	11月	2月
藍藻類								
ピロウドランソウ <i>Homoeothrix janthina</i>					+			
ユレモ <i>Oscillatoria</i> sp.		++			+	+		+
サヤユレモ <i>Phormidium</i> sp.		+		+		+		
紅藻類								
カワモズク <i>Batrachospermum moniliforme</i>	+++*	+++*	+++*	+++*	+++	+++	+++	+++
珪藻類								
マガリケイソウ <i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i>					+			
マガリケイソウ <i>Achnanthes japonica</i>	++	+		+	++	+		+
マガリケイソウ <i>Achnanthes lanceolata</i>				+				+
マガリケイソウ <i>Achnanthes minutissima</i>	+		+	++	+	++	+	+
マガリケイソウ <i>Amphipleura pellucida</i>	+			+++				
コバンケイソウ <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>					+	+		
クチビルケイソウ <i>Cymbella cistula</i>	+							
クチビルケイソウ <i>Cymbella prostrata</i>	+			+				
クチビルケイソウ <i>Cymbella</i> sp.						+		
オビケイソウ <i>Fragilaria</i> sp.				++				
ハスフネケイソウ <i>Frustulia vulgaris</i>		+						+
クサビケイソウ <i>Gomphonema intricatum</i> var. <i>pumila</i>		+			+	++	+	+
クサビケイソウ <i>Gomphonema parvulum</i>		+	+	+	+	+		
チャツツケイソウ <i>Melosira varians</i>					+	+		+
フネケイソウ <i>Navicula bacillum</i>		+						
フネケイソウ <i>Navicula cincta</i>				+				
フネケイソウ <i>Navicula cryptocephala</i>			+	++	++	+	+	+
フネケイソウ <i>Navicula decussis</i>								+
フネケイソウ <i>Navicula gregaria</i>	++	+		++	++	+		
フネケイソウ <i>Navicula margalithii</i>	+							
フネケイソウ <i>Navicula minuscula</i>						+		
フネケイソウ <i>Navicula symmetrica</i>	+	+++	+	+		+		
フネケイソウ <i>Navicula tenella</i>	+			+				
フネケイソウ <i>Navicula trivialis</i>				+				
フネケイソウ <i>Navicula veneta</i>				+				
フネケイソウ <i>Navicula ventralis</i>							+	
フネケイソウ <i>Navicula yuraensis</i>	+						+	
フネケイソウ <i>Navicula</i> spp.						+		
ハスフネケイソウ <i>Neidium</i> sp.								+
ハリケイソウ <i>Nitzschia dissipata</i>	+							
ハリケイソウ <i>Nitzschia hantzschiana</i>	+				+++	+	+	+++
ハリケイソウ <i>Nitzschia linearis</i>	++	+	+	++		+		+
ハリケイソウ <i>Nitzschia palea</i>	+							
ハリケイソウ <i>Nitzschia romana</i>				+				
ハネケイソウ <i>Pinnularia</i> spp.				+				
マガリクサビケイソウ <i>Rhoicosphenia curvata</i>						+		
ナガケイソウ <i>Synedra rumpens</i>				+				
ナガケイソウ <i>Synedra ulna</i>				++				+
緑藻類								
ツズミモ <i>Cosmarion</i> sp.				+				
キノミドロ <i>Stigeoclonium</i> sp.						++		
種類数	15	11	6	22	13	18	7	14
細胞数 cells/mm×mm	3059	4761	475	4429	2360	7524	7219	16370

(脚注) *：シャントランシア期の藻体

表示：+ < 3%； 3 ≤ ++ < 10%； 10% ≤ +++

表-5 横浜市内の*Batrachospermum moniliforme* 生育地の環境状況

	\bar{x}	u	max	min
WT(°C)	6.9	4.1	14	1.9
pH	7.4	0.9	8.3	6.9
EC(μ S/cm)	183	49	220	110
DO(mg/l)	11.3	1.8	11.9	9.2
BOD(mg/l)	1.0	0.5	1.8	0.2
NH ₄ -N(mg/l)	0.71	1.71	4.58	tr.
NO ₂ -N(mg/l)	0.01	0.02	0.05	tr.
NO ₃ -N(mg/l)	1.06	0.96	2.40	0.10
TIN(mg/l)	1.17	0.97	4.68	0.41
PO ₄ -N(mg/l)	<0.001	0.01	0.002	tr.

n : 7 (寺家川:1985年1月, 1988年1月, 1991年1月;
梅田川:1990年10月, 12月; 矢指川:1991年1月;
二俣川:1992年2月)
u : 不偏分散からの標準偏差
tr. : 定量限界以下

mg/lで, 二酸化炭素濃度, アルカリ度, 硬度についてもかなり広い濃度範囲が測定され環境要因に対する適応性は大きいと報告している⁹⁾。また, 本種が生育していた河川で6~7月に水温16~24.5°C, pH6.2~8.2, EC40~360 μ S/cm, DO3.4~6.2mg/lが記録されている²³⁾。

横浜市内における測定値に比べるとこれらの範囲は広い。このような傾向は, 分布調査をさらに広域的に行うことにより, 新たな生育場所を確認できる可能性があることを示している。また, 矢指川源流部の日照が遮られているような環境で, 成体の分布が広がるのは3月から4月にかけてであったことから, この時期を中心に調査を行う必要がある。

6. まとめ

横浜市旭区矢指町に位置する帷子川水系の源流部で, カワモズク*Batrachospermum moniliforme*成体の季節的な出現状況を, 1992年5月から1993年9月まで調査した。また, 本種の横浜市内における分布状況についてまとめた。それらの結果は以下のようである。

- (1) 湧水点のひとつではほぼ年間を通して成体が観察された。そこでは11月から出現して12月には成体密度が最も高くなり, 翌年の4月までは高い密度が維持され, 5月と6月にはやや減少し, 7月から9月までの間にもわずかではあるが観察された。同水系の他の湧水点では1月になって出現し, 6月までの約半年間だけ成体が観察され, 密度の高い期間は短く, 3月にのみ多く出現していた。
- (2) 成体が出現した時期の水温は15.0°Cで, 12.7°Cまで低下した時期に密度は高くなった。さらに水温が低い期間中から14.3°Cまで上昇した時期まで高い密度が維持された。水温がそれより上昇した時期には成体数は減少した。
- (3) ほぼ通年で成体が観察された湧水点のpHは6.3~6.9で, 半年間だけ観察された湧水点のpH値に比べると低い傾向がみられた。また, 両地点の日照条件は異なり, ほぼ通年で観察された湧水点の日照条件は良好であった。
- (4) 約半年間だけ成体が観察された湧水点のある小河川では, さら

に短い期間しか観察されなかった。湧水点で成体の密度が最も高くなった時期に, 小河川における分布は最も広がった。そして, 小河川における分布は日照条件の相違に影響を受けていることが認められた。

- (5) 横浜市内で*B. moniliforme*の分布が確認されているのは9地点と少ないが, これらの地点は全て湧水の流入点, あるいは湧水が流れる源流部に位置し, 小石, 岩盤あるいはコンクリート上に生育していた。それらの地点のpHの平均は7.4で最高は8.3であり, 矢指川よりpHの高い環境にも成体は生育していた。また, それらの地点のBOD, 窒素, リン濃度も低かった。

文 献

- 1) 横浜市公害研究所: 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書, 183pp. (1984).
- 2) 横浜市公害研究所: 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報, 275pp. (1987).
- 3) 横浜市公害研究所: 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報, 168pp. (1990).
- 4) 福嶋 悟・樋口文夫・水尾寛己・畠中潤一郎: 丘陵地源流部にみられる生態系の特徴, 横浜市環境科学研究所報, 17, 79-96 (1993).
- 5) 横浜市環境科学研究所: 鶴見川・帷子川水系生態調査報告書, 268pp. (1993).
- 6) 福嶋 悟: 丘陵地の源流部における藻類群集の特徴, 日本水処理生物学会誌, 28, 133-138 (1992).
- 7) 廣瀬 弘・山岸高旺(編): 日本淡水藻類図鑑, 内田老鶴圃, 東京, 933pp. (1977).
- 8) Hambrook, J.A. & R.G. Sheath: Reproductive ecology of freshwater red alga *Batrachospermum boryanum* Sirodot in a temperature headwater stream, *Hydrobiologia*, 218, 233-246 (1991).
- 9) Woelkerling, W.J.: Observations on *Batrachospermum* (Rhodophyta) in southeastern Wisconsin streams, *Rhodora*, 77, 467-477 (1975).
- 10) 日本気象協会: 神奈川県気象月報1992年11月, 13pp. (1992).
- 11) 日本気象協会: 神奈川県気象月報1992年12月, 13pp. (1992).
- 12) 日本気象協会: 神奈川県気象月報1993年1月, 13pp. (1993).
- 13) Sheath, R.G. & J.M. Burkholder: Characteristics of softwater stream in Rhode Island II. Composition and seasonal dynamics of macroalgal communities, *Hydrobiologia*, 128, 109-118 (1985).
- 14) Sheath, R.G., J.A. Hellebust & T. Sawa: Effects of low light and darkness on structural transformations in plastids of the Rhodophyta, *Phycologia*, 18, 1-12 (1979).
- 15) Rider, D.E. & R.H. Wagner: The relationship of light, temperature, and current to the seasonal distribution of *Batrachospermum* (Rhodophyta), *J. Phycol.*, 8, 323-331.
- 16) Huth, K.: Effect of day length and light intensity on the life history of *Batrachospermum moniliforme*, *Ber. Dtsch. Bot. Ges.*, 92, 467-472 (1979).
- 17) 藤田善彦: 水界環境と藻類の生理, 藻類の生態, 秋山 優・他(編), 内田老鶴圃新社, 東京, 1-13 (1986).
- 18) Raven, J.A. & J. Beardall: Carbon Dioxide as the

- exogenous inorganic carbon source for *Batrachospermum* and *Lemanea*. *Br. Phycol. J.*, **16**, 165-175 (1981).
- 19) Duthie, H.G. & P.B. Hamilton: Studies on periphyton community dynamics of acidic streams using track autoradiography, in *Periphyton of Freshwater Ecosystems*, Wetzel, R.G. (ed.), Junk, the Hague, 185-188 (1983).
- 20) Sheath, R.G. & J.A. Hambrook: Mechanical adaptation to flow in freshwater red algae, *J. Phycol.*, **24**, 107-111 (1988).
- 21) 福嶋 悟: 横浜市内河川にみられる藻類の地域的特徴とその指標性, 水域生物指標に関する研究, 横浜市公害研究所, 107-126 (1989).
- 22) 山崎林治: カハモヅク, 採集と飼育, 287 (1941).
- 23) Sheath, R.G. & B.J. Hymes: A preliminary investigation of the freshwater red algae in streams of southern Ontario, Canada, *Can. J. Bot.*, **58**, 1295-1318 (1980).

都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第2報)

—鳥山川—

小市佳延*, 福嶋 悟*, 初貝留美*, 酒井 学*

要 旨

横浜市内の比較的有機汚濁度の高い中小河川である鳥山川において、沈降物、堆積物、付着物および底質の動態を四季毎に調査した。その結果、降水量の多かった春・秋季は有機物濃度が低かったのに対し、降水量の少なかった夏・冬季は有機物等の濃度が高い傾向にあった。一方、付着藻類由来のChl. a濃度は春・夏季に高かったのが、秋季から冬季にかけて低くなり、河床の生物種が藻類からミズワタへと季節的に変化するのが認められた。また、各汚濁状態における有機物に対する付着藻類の寄与率は、付着物や堆積物で高く、1.3~(167)%および0.9~(147)%、以下沈降物0.2~93%、底質0.0~37%であった。さらに、汚濁状態間の類似度や鶴見川の汚濁状態についての比較も行った。

1. はじめに

富栄養化した都市河川の汚濁機構を明らかにする上で、汚濁物質の2次供給源となる河床における現象を把握することは重要と考えられる。前報¹⁾において著者らは、鶴見川中流域の川向堰湛水域における河床汚濁物質の各状態としての沈降物、堆積物、付着物および底質について調査結果を報告した。

その調査では、流速および水深が大きく異なる地点を選んで比較し、降雨時は水深が浅く流速が速いところで降雨の影響が大きいこと、水深が付着物の組成に影響していること、等の知見が得られた。しかし、この堰の稼働時期の都合で調査は春・夏季に限定され、秋・冬季の調査はできなかった。また、鶴見川は1級河川としては全国でワースト5に常時入るほどの汚れた河川ではあるが、横浜市内の他の中小河川とくらべればきれいな河川である。富栄養化の度合いがさらに高い中小河川の河床では汚濁物質や微生物量が多いために、大河川とは異なった現象がみられると思われる。

そこで今回は、比較的有機汚濁度の高い中小河川である鳥山川において、水深や水質が比較的同一で流速等の異なる地点を選び、四季を通して調査を行った。

本報では、その調査から四季や流速等による沈降物等の各汚濁状態の挙動の違いについて若干の知見が得られたので報告する。

は比較的安定しており、日中の平均で約16cmである。また、日中の平均流速は約10cm/secと3地点中最も遅い。

2-2 調査期日

調査は春・夏・秋・冬季について行い、それぞれ1週間程度捕集用トラップおよびレンガを設置し、これを3~4回繰り返した。詳細な期日を以下に示す。

[春]	第1期:	1990年 5月23日 ~ 5月30日
	第2期:	5月30日 ~ 6月7日
	第3期:	6月7日 ~ 6月13日
[夏]	第4期:	7月16日 ~ 7月23日
	第5期:	7月23日 ~ 7月27日
	第6期:	7月27日 ~ 8月3日
	第7期:	8月3日 ~ 8月8日
[秋]	第8期:	11月8日 ~ 11月15日
	第9期:	11月15日 ~ 11月22日
	第10期:	11月22日 ~ 11月26日
	第11期:	12月3日 ~ 12月10日

2. 調査方法

2-1 調査地点

調査地点の鶴見川支流である鳥山川又口橋付近の概略図を図-1に示す。鳥山川の概況については別報^{2,3)}を参照されたい。

右岸のTo-Aは3地点の中で最も流速が速く、日中の平均で約40cm/secある。河床はコンクリートのため、1年を通じて水深の変動は小さく、日中で約21cmである。

中央部のTo-Bは砂泥河床であり、当初水深は日中で30cm近くあったのが、秋の増水以後堆積物のために10cm程度になってしまった。日中の平均流速は約22cm/secである。

左岸のTo-Cはコンクリート床に砂泥が堆積したところで、水深

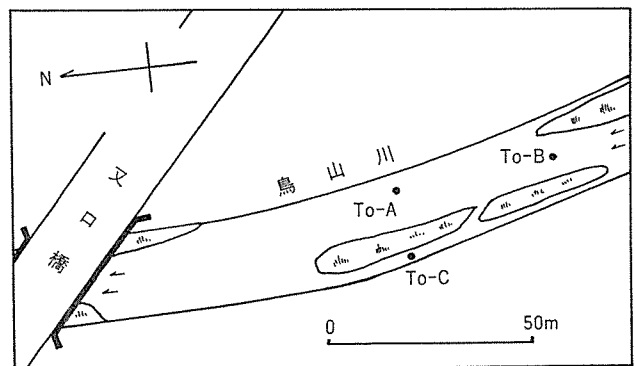


図-1 調査地点概略図

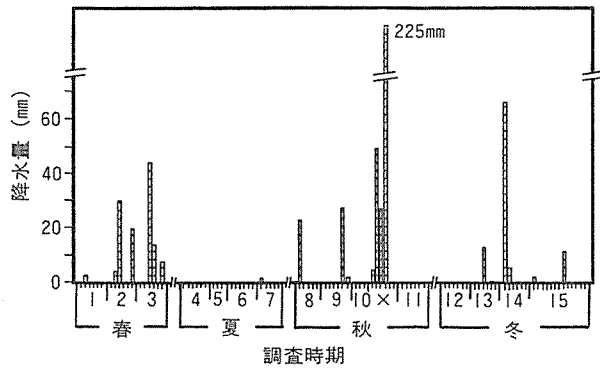


図-2 調査期間中の降水量

[冬] 第12期：1991年 1月31日～2月7日
 第13期：2月7日～2月14日
 第14期：2月14日～2月21日
 第15期：2月21日～3月7日

調査期間中の降水量¹⁾を図-2に示す。図-2より、夏季の第4～7期、秋季の第10、11期、冬季の第12期は期間中の総降水量が1.5mm以下であった。

なお、底質は原則として各季毎の初期と終期に採取した。また、堆積物・付着物については第14期は欠測した。

2-3 試料の定義および採取方法

本報告では、試料とする河床への沈降物、堆積物、付着物について他の報告とは多少異なった定義をしているのでまとめておく。

沈降物：捕集用トラップ内に蓄積した物質

堆積物：設置したレンガの表面のうち、水平な上面に蓄積した物質

付着物：設置したレンガの表面のうち、水流に平行な垂直面に蓄積した物質

なお、採取方法等は前報¹⁾のとおり。

2-4 測定項目および分析方法

前報¹⁾のとおり。

3. 結果と考察

3-1 沈降物

捕集用トラップに捕捉された沈降物の測定結果を表-1、図-3に示す。

蓄積速度は期間中降水量の多かった時期には急増しているが、降雨による増水時にトラップで捕捉しきれない形跡がみられたため、正確な値は得られていない。その中で流速の最も遅いTo-Cでは降雨時にもトラップから溢れることは少なく、蓄積速度が最も小さい傾向にある。

密度は1.66～2.65g/mlであり、降雨のあった期間に高く、晴天の多かった夏季に低い傾向にある。強熱減量 (IL) を始めとして、有機態炭素 (Org-C)、有機態窒素 (Org-N)、全リン (T-P) は密度と逆の傾向を示し、夏季および晴天のみの期間である第12期は高い値となっているのが認められる。クロロフィルa (Chl.a) も春・夏季については同様の傾向があるものの、秋・冬季は地点、天候に関わらず低い値となっている。

これらのことから、夏季の沈降性汚濁物質は密度の小さい剥離した藻類が多くを占め、春・秋季は降雨があったために密度の高い土壌由来の物質が捕捉されたと考えられる。さらに、冬季はILが高く

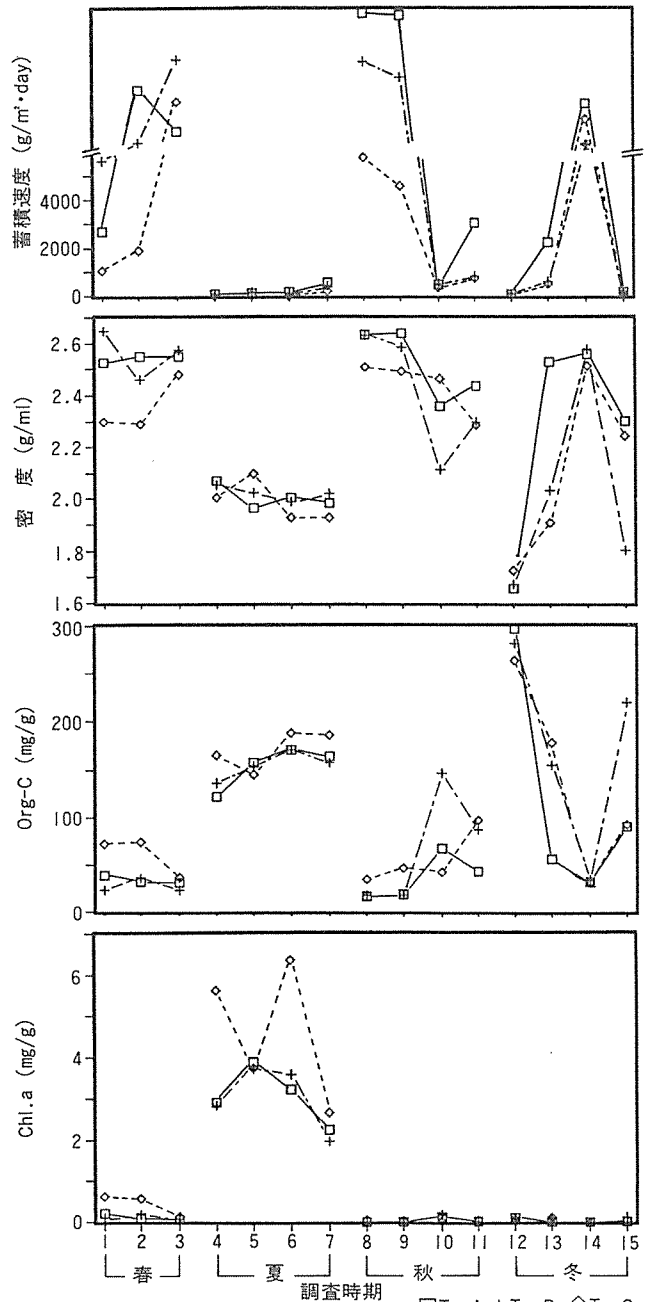


図-3 沈降物の測定結果 (一部)

てもChl.aが低いことから、水温が低いときの優占種であるミズワタ等の細菌類が捕捉されたと考えられる。

3-2 堆積物

レンガの上面に蓄積した堆積物の測定結果を表-2、図-4に示す。

IL, Or-C, T-P等の濃度は設置期間中降雨のなかった夏季および冬季の第12期に高いのが認められる。秋季の第10、11期は降水量0mmであったが、各項目の濃度は大きくない。これは図-2より、第10期の直前の降雨や第11期の前に大雨が降ったために河床の有機汚濁物質が流去されたためと思われる。ただ、Chl.aについては濃度の高いのは春・夏季であり、秋・冬季には1mg/g以下となるのが認められる。秋・冬季は沈降物同様、ミズワタ等の増加が推測される。

有機物の蓄積速度 (ΔIL) は春・夏季のTo-A, Bが高く、4.4～16.7g/m²·dayである。これは多摩川⁹⁾、千曲川水系⁹⁾、桑野川⁷⁾での付着性有機物生成速度 2～4, 0.8～7.0, 2.3～4.2g·IL/m²·dayに比べて高い値となっており、重力沈降により蓄積した有機物が多く

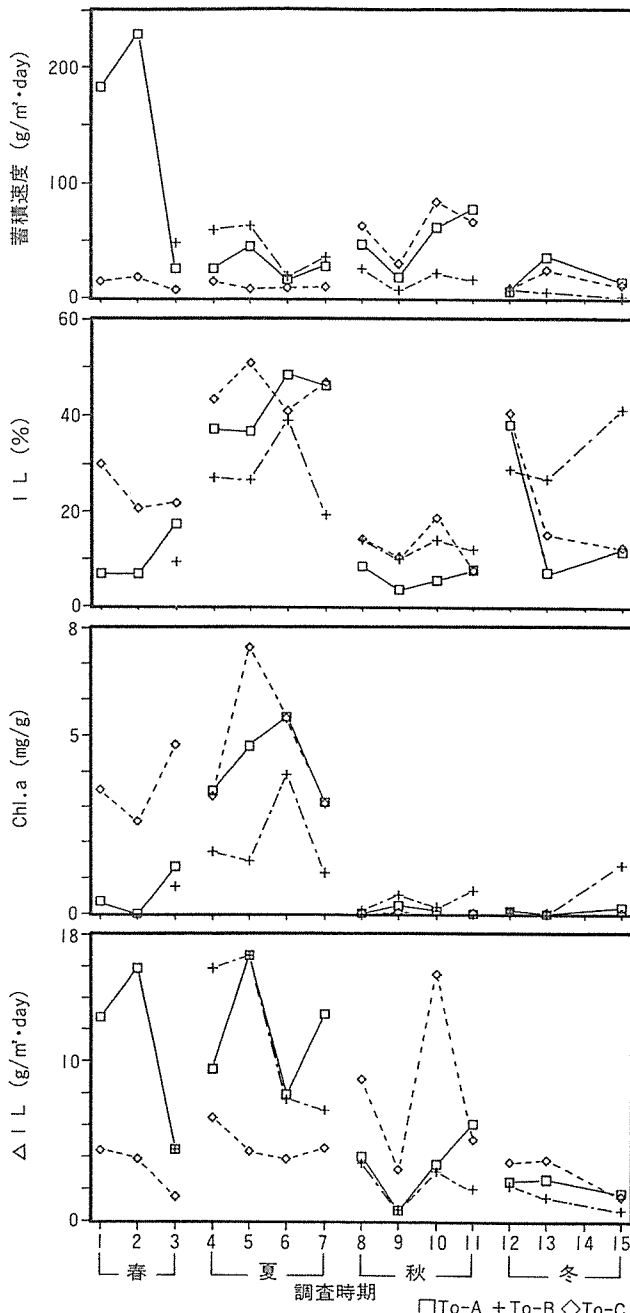


図-4 堆積物の測定結果 (一部)

を占めていることが考えられる。

地点毎の特徴をみると、流速の最も速いTo-Aは比較的蓄積速度は大きいものの、IL等の濃度は降雨のあった期間には他の地点の0.2~0.8倍と低くなる傾向がある。これは降雨によって流量が増すと、通常時の流速に比例して流速が増すために、To-Aでは一度堆積したものが流去される傾向が強いためと考えられる。

流速が中間のTo-Bでは、夏季は蓄積速度が3地点中最も大きく、一方各項目の濃度は低かったのが、秋・冬季になると逆に蓄積速度は小さくなり、各濃度が高くなる傾向がある。これは秋に水深が10cmまで浅くなったことによってレンガ表面が水流変化を受けやすくなり、流下物が堆積しにくくなったことが考えられ、相対的に有機物に富んだ付着性物質の占める割合が高くなったと思われる。

流速の遅いTo-Cでは四季を通じて有機物等の濃度は高い傾向がみられる。中州によって区切られた位置にあるTo-Cは降雨による増水の影響を受けにくく、 ΔIL の変化にみられるように約4 g \cdot IL/m 2 ・dayの割合で一定の速度で堆積している箇所と思われる。

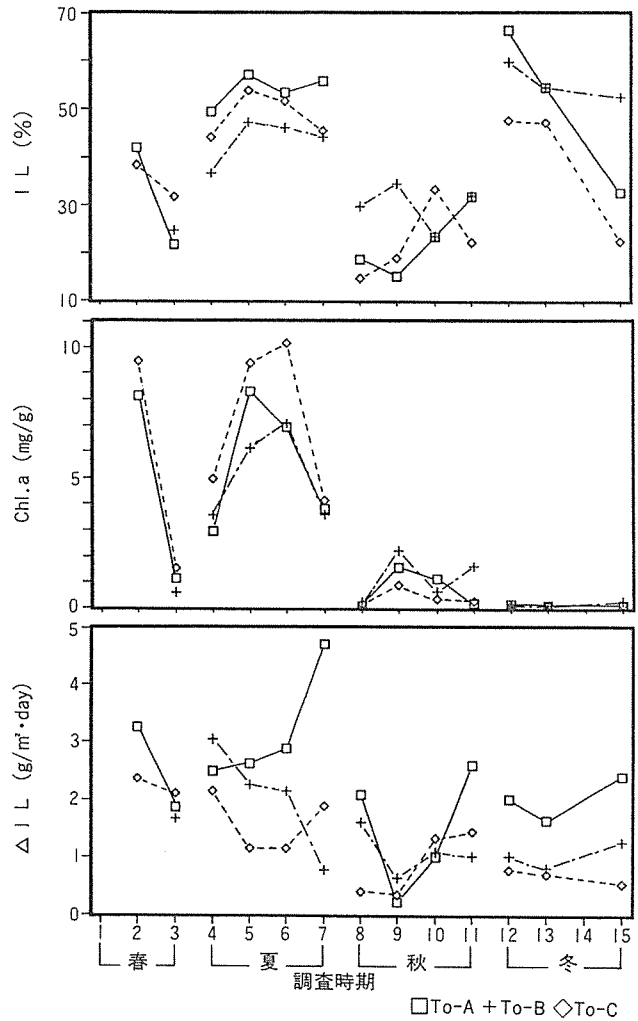


図-5 付着物の測定結果 (一部)

3-3 付着物

レンガの垂直面に蓄積した付着物の測定結果を表-3、図-5に示す。

蓄積速度は流速の速いTo-Aで大きく、流速の遅いTo-Cで小さい傾向がみられる。IL、Org-C等は晴天が続いた夏季等の期間は高く、また採取前4日間ほど降雨のなかった第13期も高くなる傾向がみられる。一方、第15期のように降雨から6日たつと逆に減少がみられる例もあり、この時は採取時がちょうど剥離期にあっていた可能性も考えられる。地点別では、To-Aが晴天期間に濃度が高く、降雨のあった期間には他の地点より低い傾向があり、増水による流速変化の影響を直接的に受ける地点と思われる。

Chl.aは春・夏季に高く、特に流速の遅いTo-Cの値が流速の速いTo-Aを上回る濃度となっているのが認められる。これは、流速の速いところでの物理的な付着藻の剥離が常時生じたためと思われる。また、秋季も沈降物等の他の汚濁状態とは違って0.10~2.25mg/gとある程度の濃度がみられる。

ΔIL はTo-A、To-B、To-Cそれぞれ0.21~4.71, 0.61~3.04, 0.41~2.37g \cdot IL/m 2 ・dayであり、流速の速いほど高い傾向がみられる。またその値としては流速1 m/sec前後で観測された多摩川、千曲川、桑野川の0.8~7.0g/m 2 ・dayに近い値となっているのが認められる。

3-4 底質

底質の測定結果を表-4、図-6に示す。

酸化還元電位 (Eh) は全体として春・秋季に高く、夏・冬季に低

表-1 沈降物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	To-A	(>6060)	2.54 ± 0.01	11.6 ± 2.0	34.0 ± 3.7	3.71 ± 0.60	1.91 ± 0.40	0.128 ± 0.061
	To-B	(>7280)	2.56 ± 0.08	10.4 ± 2.1	27.3 ± 5.4	3.08 ± 0.80	1.80 ± 0.22	0.113 ± 0.045
	To-C	(>3700)	2.36 ± 0.09	19.3 ± 4.7	60.8 ± 17.4	7.27 ± 2.48	3.49 ± 0.81	0.441 ± 0.222
夏	To-A	241 ± 196	2.01 ± 0.04	40.0 ± 2.3	153 ± 19	22.2 ± 3.3	7.38 ± 0.32	3.08 ± 0.59
	To-B	205 ± 128	2.02 ± 0.02	39.1 ± 2.3	154 ± 12	22.0 ± 2.3	6.70 ± 0.26	3.02 ± 0.70
	To-C	70 ± 80	1.99 ± 0.07	42.3 ± 3.8	171 ± 17	26.0 ± 3.6	6.94 ± 0.46	4.60 ± 1.48
秋	To-A	(>6760)	2.52 ± 0.12	13.3 ± 5.6	36.6 ± 20.4	4.07 ± 3.19	2.32 ± 1.15	0.038 ± 0.052
	To-B	(>5080)	2.41 ± 0.21	17.8 ± 10.2	67.1 ± 53.6	8.78 ± 7.77	3.37 ± 1.89	0.060 ± 0.075
	To-C	2860 ± 2350	2.44 ± 0.09	16.5 ± 4.3	54.7 ± 24.9	6.36 ± 3.39	2.71 ± 0.83	0.037 ± 0.005
冬	To-A	(>2630)	2.26 ± 0.36	25.1 ± 19.2	119 ± 104	15.9 ± 15.5	5.74 ± 5.18	0.041 ± 0.042
	To-B	(>1780)	2.02 ± 0.35	37.0 ± 17.0	172 ± 92	22.5 ± 13.0	7.64 ± 3.71	0.072 ± 0.042
	To-C	(>2020)	2.10 ± 0.30	32.2 ± 15.3	142 ± 88	17.4 ± 12.2	7.17 ± 4.21	0.056 ± 0.033

表-2 堆積物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	To-A	146 ± 87	2.55 ± 0.05	10.4 ± 4.9	26.1 ± 11.4	3.42 ± 1.13	1.78 ± 0.73	0.562 ± 0.560
	To-B	47.7	2.63	9.4	28.8	4.48	2.02	0.776
	To-C	13.4 ± 4.8	2.24 ± 0.09	24.1 ± 4.2	83.3 ± 25.5	13.0 ± 4.48	3.82 ± 1.02	3.60 ± 0.87
夏	To-A	28.8 ± 10.5	1.96 ± 0.07	42.2 ± 5.2	163 ± 35	27.8 ± 5.1	8.05 ± 0.88	4.19 ± 0.94
	To-B	44.3 ± 17.7	2.22 ± 0.12	27.9 ± 7.1	103 ± 31	15.9 ± 6.1	5.43 ± 3.13	2.07 ± 1.08
	To-C	10.6 ± 2.51	1.92 ± 0.05	45.5 ± 3.8	172 ± 22	25.7 ± 2.6	7.73 ± 0.36	4.83 ± 1.76
秋	To-A	51.2 ± 21.8	2.67 ± 0.03	6.4 ± 2.0	19.1 ± 4.1	2.59 ± 0.67	1.43 ± 0.33	0.099 ± 0.092
	To-B	18.0 ± 6.7	2.50 ± 0.06	12.4 ± 1.7	46.0 ± 8.9	6.22 ± 0.98	2.63 ± 0.36	0.373 ± 0.219
	To-C	60.7 ± 19.1	2.53 ± 0.09	12.7 ± 4.1	41.7 ± 18.6	4.03 ± 1.94	2.81 ± 0.88	0.036 ± 0.010
冬	To-A	19.3 ± 12.5	2.35 ± 0.31	18.9 ± 13.7	67.5 ± 54.9	9.48 ± 7.90	5.29 ± 4.81	0.096 ± 0.074
	To-B	4.86 ± 2.44	2.02 ± 0.13	32.2 ± 6.4	121 ± 24	16.8 ± 5.0	8.61 ± 2.18	0.483 ± 0.609
	To-C	15.5 ± 6.9	2.26 ± 0.23	22.7 ± 12.7	90.6 ± 52.7	11.5 ± 6.4	5.28 ± 2.75	0.055 ± 0.033

表-3 付着物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	To-A	8.13 ± 0.39	2.12 ± 0.36	31.9 ± 10.0	125 ± 73	20.0 ± 12.1	4.49 ± 3.09	4.63 ± 3.48
	To-B	6.77	2.27	24.6	112	18.2	2.00	0.591
	To-C	6.40 ± 0.20	1.86 ± 0.35	35.1 ± 3.3	136 ± 36	21.6 ± 6.3	2.18 ± 0.07	5.51 ± 3.97
夏	To-A	5.86 ± 1.52	1.77 ± 0.06	54.0 ± 2.9	217 ± 18	33.9 ± 3.5	10.5 ± 1.0	5.50 ± 2.19
	To-B	4.88 ± 2.31	1.82 ± 0.14	43.5 ± 4.1	176 ± 22	27.0 ± 3.1	8.60 ± 0.79	5.09 ± 1.53
	To-C	3.34 ± 1.20	1.84 ± 0.07	48.8 ± 4.1	185 ± 21	28.7 ± 3.2	8.04 ± 1.18	7.15 ± 2.63
秋	To-A	6.27 ± 3.72	2.33 ± 0.23	22.2 ± 6.2	100 ± 28	13.9 ± 3.0	5.82 ± 1.43	0.757 ± 0.624
	To-B	3.76 ± 1.36	2.04 ± 0.10	29.9 ± 4.0	122 ± 14	18.1 ± 2.9	7.06 ± 1.08	1.19 ± 0.79
	To-C	3.79 ± 1.74	2.14 ± 0.13	22.2 ± 6.9	96.5 ± 20.0	13.7 ± 3.1	5.39 ± 1.25	0.429 ± 0.281
冬	To-A	4.48 ± 2.06	1.75 ± 0.20	51.1 ± 14.0	198 ± 45	29.1 ± 6.9	15.7 ± 6.3	0.135 ± 0.025
	To-B	1.86 ± 0.39	1.64 ± 0.05	55.6 ± 3.1	242 ± 30	35.0 ± 5.8	14.9 ± 1.7	0.179 ± 0.075
	To-C	1.83 ± 0.39	1.87 ± 0.25	39.1 ± 11.9	187 ± 64	27.8 ± 9.3	11.0 ± 4.1	0.140 ± 0.017

表-4 底質の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	To-A	292 ± 49	2.68 ± 0.04	2.8 ± 0.7	3.6 ± 1.8	0.45 ± 0.24	0.40 ± 0.23	0.035 ± 0.034
	To-B	192 ± 52	2.73 ± 0.08	3.1 ± 0.4	4.3 ± 2.6	0.41 ± 0.22	0.42 ± 0.12	0.003 ± 0.001
	To-C	107 ± 116	2.63 ± 0.02	7.0 ± 1.0	13.6 ± 1.2	1.23 ± 0.02	1.05 ± 0.28	0.018 ± 0.010
夏	To-A	182 ± 106	2.43 ± 0.21	18.7 ± 10.0	57.9 ± 35.7	8.46 ± 5.19	3.02 ± 1.53	0.877 ± 0.592
	To-B	28 ± 21	2.72 ± 0.00	6.7 ± 1.0	17.1 ± 0.9	1.87 ± 0.59	0.93 ± 0.08	0.085 ± 0.083
	To-C	96 ± 67	2.60 ± 0.11	9.5 ± 5.1	24.1 ± 15.0	3.43 ± 2.21	1.79 ± 1.33	0.387 ± 0.287
秋	To-A	375 ± 12	2.70 ± 0.01	4.8 ± 0.6	9.9 ± 2.1	0.85 ± 0.13	0.93 ± 0.20	0.002 ± 0.000
	To-B	383 ± 10	2.66 ± 0.01	5.6 ± 1.4	13.2 ± 3.8	1.14 ± 0.34	1.14 ± 0.39	0.001 ± 0.000
	To-C	295 ± 59	2.70 ± 0.01	4.8 ± 0.2	10.4 ± 0.5	0.91 ± 0.06	0.94 ± 0.02	0.002 ± 0.001
冬	To-A	174 ± 8	2.73 ± 0.03	4.6 ± 0.4	13.2 ± 1.7	1.56 ± 0.01	1.24 ± 0.02	0.003 ± 0.001
	To-B	164 ± 32	2.67 ± 0.04	5.5 ± 2.2	13.1 ± 1.6	1.47 ± 0.11	1.33 ± 0.46	0.001 ± 0.001
	To-C	45 ± 63	2.63 ± 0.01	7.3 ± 0.0	22.4 ± 2.6	2.58 ± 0.39	1.65 ± 0.06	0.005 ± 0.001

い傾向がみられる。このうち、生物活動の活発な夏季にはいずれの地点も100mV以下にまで低下していくのが認められる。地点別ではTo-Cが他より低い傾向があり、これは流速が遅いことにより、酸素供給が他より不足がちになるためと思われる。

密度は春季に2.7g/ml前後だったのが夏季になるとTo-Aで

2.25, To-Cで2.46まで大きく低下し、秋・冬季には再び2.7g/ml前後に戻るの認められる。一方、IL, Chl.a等は夏季に高く、その他の季節は低い傾向がみられる。秋季になるといずれの項目も春季の状態にまで回復しているのは、秋季調査前の9月30日に185mmの降水量があったために、悪化した河床底質が流去されたためと

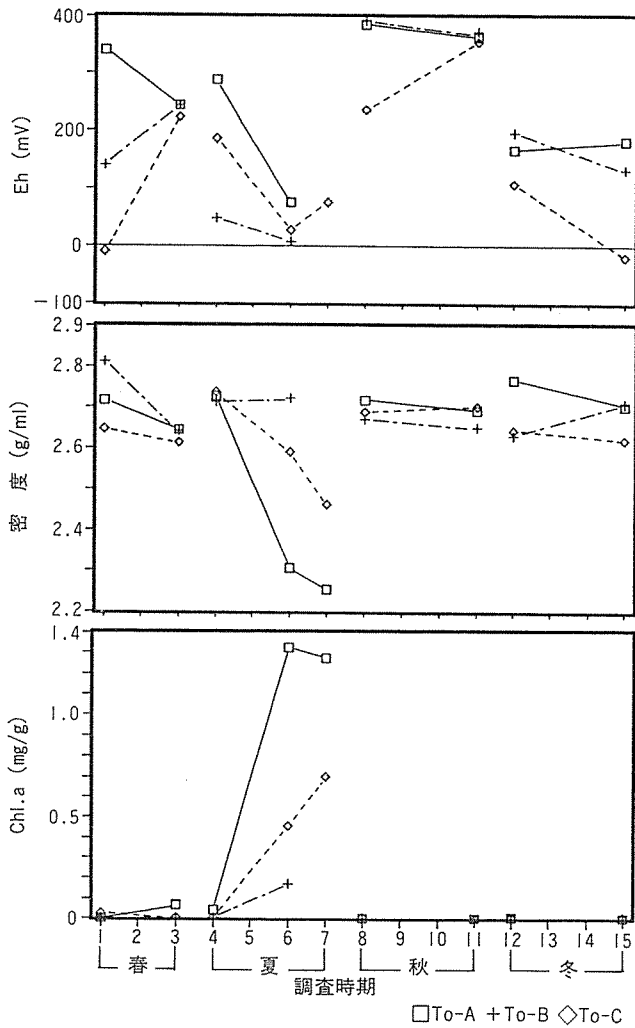


図-6 底質の測定結果 (一部)

と思われる。

夏季は地点間の差が明確に出ており、To-Aのコンクリート床上の底質は密度が小さく、Chl.aが約1.3mg/gまでなることから、藻類由来の汚濁物質を多く含む軽い底質と考えられる。To-CはTo-Aの半分程度の濃度であるが、ここは流速が遅いことにより流下物が堆積しやすいと同時に古い底質が流去されにくい箇所と考えられる。春季に堆積した比較的有機物の少ない底質上に新たに有機物含量の多い底質が堆積してもそれらが混在することでTo-Aほどには各項目の濃度が増加しなかったものと思われる。

3-5 OSI, C/N

底質の有機汚濁指標としてOSIおよびC/N値がある。ここで、

$$OSI = \text{Org-C} (\%) \times \text{Org-N} (\%)$$

で定義される。これらを今回の沈降物等に適用してみることにする。

OSIの場合、底質については1~5が腐植質等の汚泥物、5以上が腐敗した藻類にあたとされている^{8,9)}。図-7より、OSIは夏季および冬季に高く、また汚濁物質の中では付着物が最も高く、底質が低い傾向が認められる。付着物のOSIは4.2~117であり、ほとんどが5以上の値である。OSIの定義を適用すると、腐敗はしていないものの、そのほとんどが藻類ということになる。沈降物や堆積物、底質では降雨のあった期間は5以下になるのに、付着物はそれほど低下しない。底質は夏季には、特にTo-Aで6.4、13.7と高い値になることから、藻類含量が高いと推測されるが、その他の季節ではいずれも1以下となり、比較的良好な底質と考えられる。

C/N値はCよりNの方が分解速度が速いことから、値の大きいほ

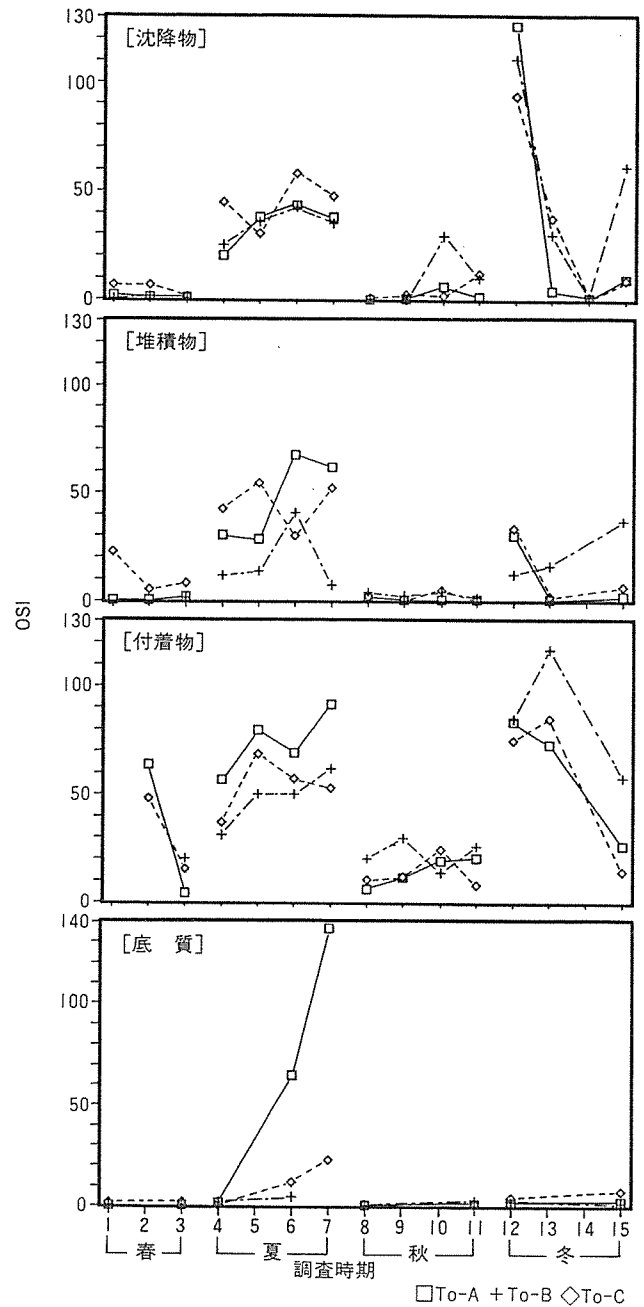


図-7 各汚濁状態におけるOSI

ど分解が進んでいるとするものであり、微生物の生体で4~9、新生沈殿物で約9、分解が進んだ湖底質で10~12とされている⁸⁾。ここではC=Org-C、N=Org-Nとして計算し、その結果を図-8に示す。

沈降物のC/N値は6.1~12.7と幅広いのが認められる。このうち夏季は6.1~7.2と低く、この時期の堆積物や付着物と同程度であり、剥離して間もない藻類が多数を占めていると思われる。C/N値が高くなるのは降雨があった期間が多く、増水によって河床の分解の進んだ堆積物が再浮上したのち沈降物として捕捉されたものと思われる。

堆積物のC/N値はTo-A、To-Bでは5.0~8.4と低いのにに対し、流速の遅いTo-Cでは秋季に9.9~11.6と高い値がみられ、分解が進んだ物質がTo-Cに堆積したと考えられる。

付着物のC/N値は四季を通じてほとんどが5.8~7.4と低く、付着物中の有機物のほとんどは生長中のものと考えられる。

底質のC/N値は6.6~12.6と沈降物同様幅広いのが認められる。このうち、春・夏季のTo-Aでは6.6~9.1と小さい。To-Aは流速

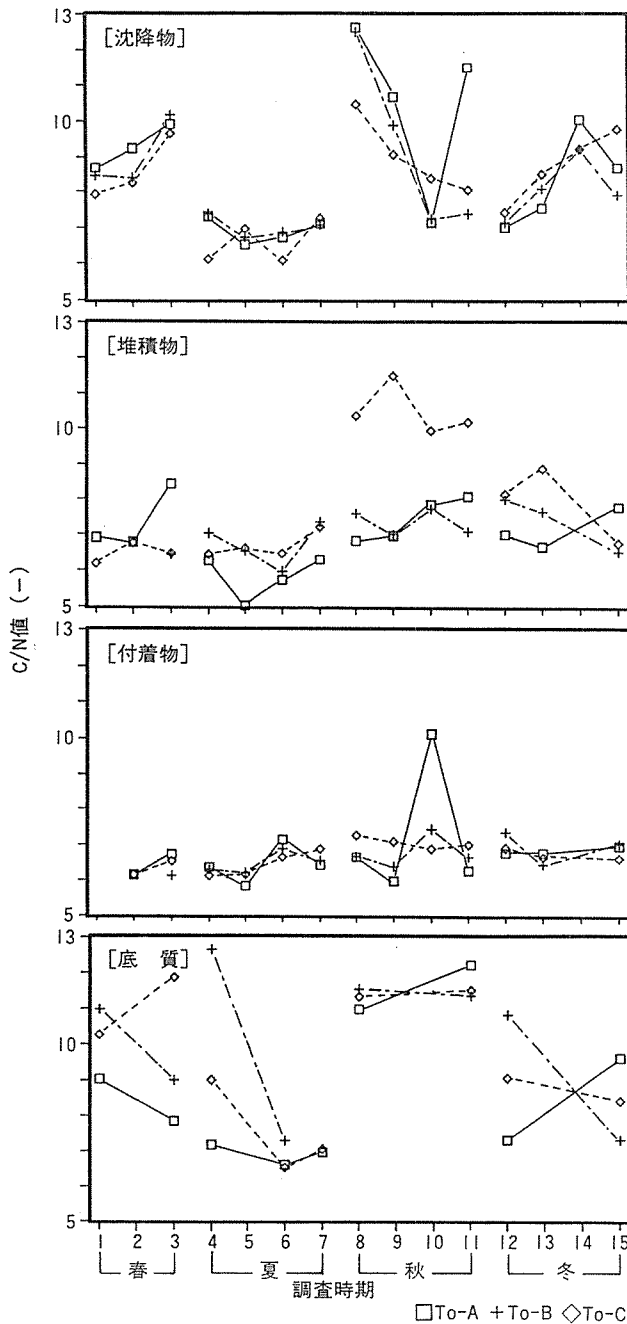


図-8 各汚濁状態におけるC/N値

の速いコンクリート床であり、増水による掃流現象も起きやすいことから比較的新しい汚濁物質が留まると考えられる。したがって、採取されたのは生長中の藻類等を含んだ分解の進んでいない底質と思われる。それに対して流速の遅いTo-Cや自然河床のTo-BではC/N値が高く、分解の進んだ底質が混在していると考えられる。秋季はいずれの地点もC/N値が高く、これは大雨による増水によって密度の小さい生長中の有機性汚濁物質が流され、上流にあった分解の進んだ底質に置き変わったためと考えられる。

表-5 各汚濁状態における藻類寄与率(%)

季節	沈降物	堆積物	付着物	底質
春	3~18	0.9~147	16~167	0.4~13
夏	34~93	37~93	40~133	0.2~37
秋	0.2~4.3	2.9~47	3.4~67	0.1~0.5
冬	0.3~1.9	0.9~22	1.3~4.9	0.0~0.6

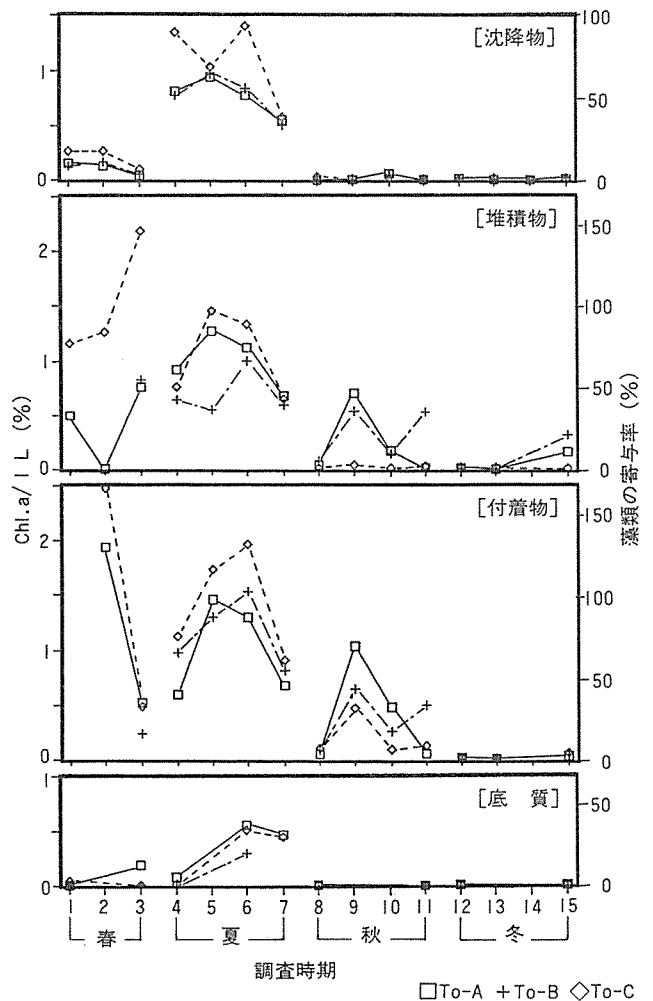


図-9 各汚濁状態におけるChl.a/IL比

3-6 付着藻類の汚濁状態への寄与

付着藻類の各汚濁状態への寄与率を求めるために、今回得られた結果からChl.a/IL比を算出し、図-9に示す。さらに、前報と同様に藻類中のILに対するChl.aを1.5%と仮定した場合の各状態における藻類の寄与率を表-5および図-9の右軸に示す。

沈降物、堆積物、付着物、底質のChl.a/IL比はそれぞれ0.003~1.4%、0.013~2.2%、0.019~2.5%、0.000~0.55%であり、付着物や堆積物が高く、沈降物、底質の順に低くなる傾向がみられる。

季節的な特徴としてはいずれの状態でも夏季が高く、春季がそれに続く。ただ、春季の堆積物や付着物では流速の遅いTo-Cで夏季を上回る値となる期間もみられる。藻類の寄与率は付着物が大きく、16~167%と計算上100%を越える値もあり、ほとんどが付着藻類と考えられる期間もみられる。秋季は、堆積物や付着物については藻類の寄与率が最高でも67%と夏季の半分程度にまで低下し、沈降物や底質に至っては0%に近い値となって藻類の寄与がほとんどなくなる。冬季は第15期の堆積物を除いていずれの状態も極めて低い値となっており、藻類の寄与がほとんどなく、ILの構成物質としてミズワタ等が優占していると思われる。

地点別の特徴として、流速の遅いTo-Cにおいては春・夏季には沈降物、堆積物、付着物のいずれも他の地点より藻類の寄与が大きいものに対し、秋季には逆に藻類の寄与が小さくなる傾向にあることがあげられる。

3-7 汚濁状態間の比較

沈降物、堆積物、付着物および底質の4つの汚濁状態間の相互関

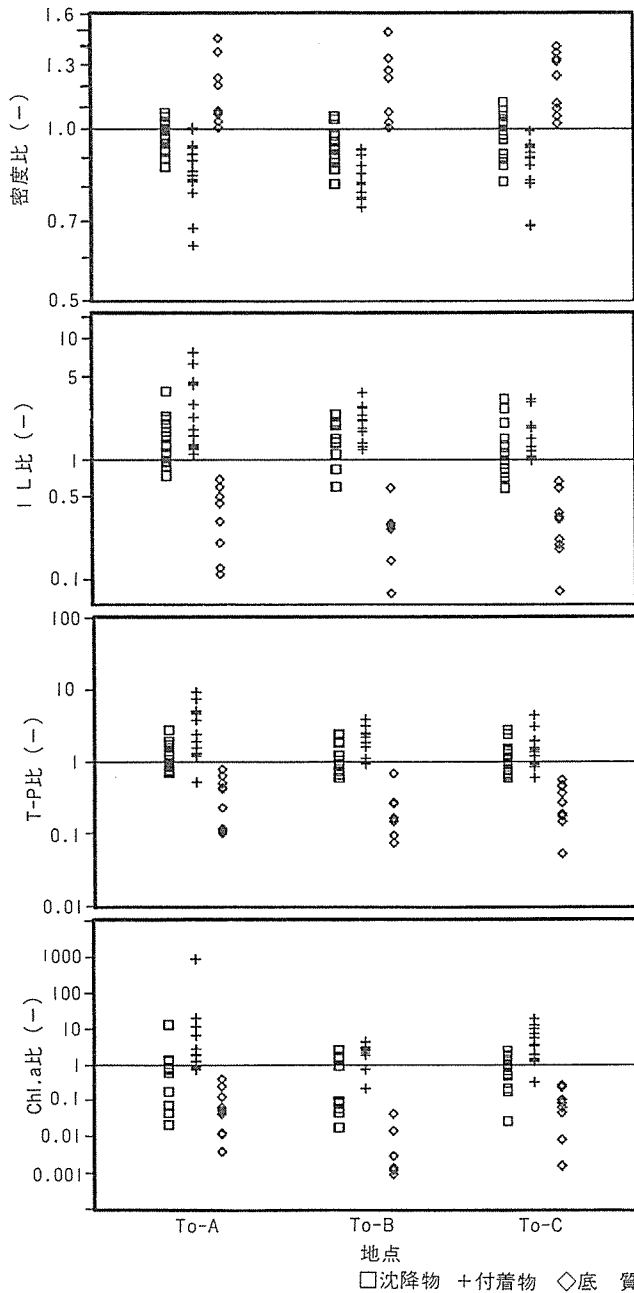


図-10 堆積物との濃度比

係ないしは類似度をみるために、密度、IL等の項目について、同一地点・同一期間の値の比を堆積物を基準にして求めてみた。その比が1に近いほど堆積物と類似していることになる。結果の一部を図-10, 11に示す。

図-10より密度の比はいずれの地点でも底質が最も大きく、以下堆積物、沈降物、付着物の順に小さくなる傾向がみられる。また、それらの範囲は0.6~1.5であり、鶴見川の0.7~1.2¹⁾にくらべて広がっている。その原因は底質の密度比が大きいことによるもので、夏・冬季に大きくなる傾向にあり、さらにこれはこの時期の堆積物の密度が小さいことによって相対的に比が大きくなったためである。

ILやT-Pの比は密度とは逆に付着物が大きく、沈降物、堆積物、底質の順に小さくなる傾向がみられる。ただ、付着物と沈降物の値は接近しており、鶴見川のように付着物の値が突出してはいない。

Chl.aの比の分布は他の項目にくらべて広く、さらに3地点の中では流速の最も速いTo-Aが広い傾向にある。付着物の値は沈降物や底質よりも高い傾向にあるものの、鶴見川でみられたように突出

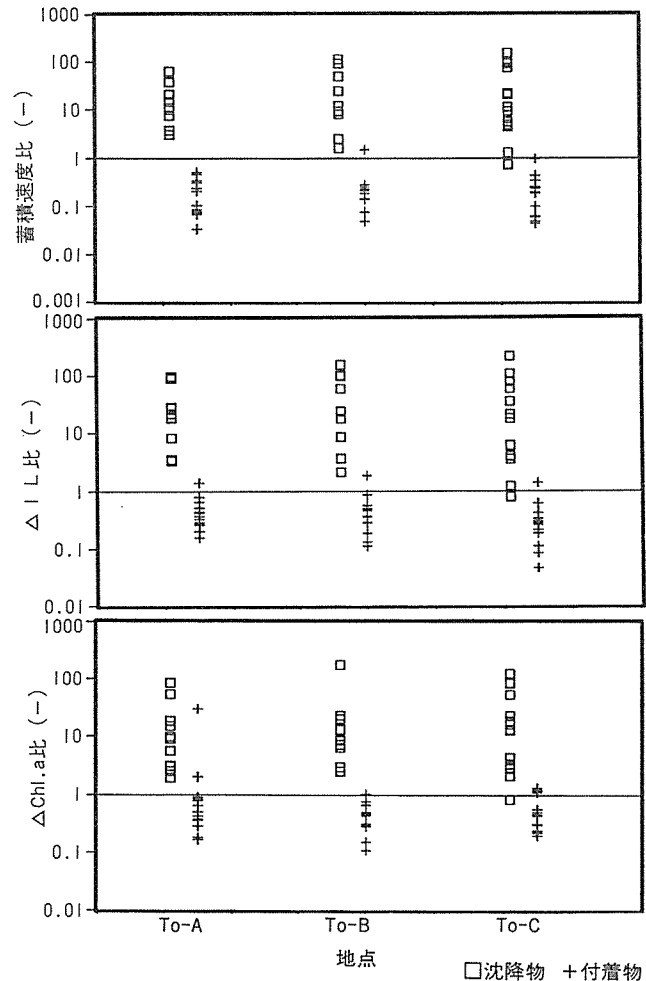


図-11 堆積物との各蓄積速度化

して大きいというわけではなく、ほとんどの比が0.2~19であり、やや高いという程度である。

濃度に関する堆積物との類似度の全体の傾向としては鶴見川同様、流下物の蓄積した沈降物が最も高く、次に現場で増殖する付着物が、そして堆積期間の長い底質は最も低いとみられる。ただし、付着物の濃度は堆積物により近くなっていると考えられる。

次に各種蓄積速度を比較してみる。なお、沈降物のうち捕集しきれなかった試料については省略してある。図-11より、蓄積速度比、 ΔIL 、 $\Delta Chl.a$ の比はそれぞれ沈降物、堆積物、付着物の順に小さくなる。沈降物と堆積物の比はいずれの項目ともおおよそ1~100倍と幅広く、鶴見川での比が原点から離れたところでまとまって分布しているのとは大きな違いがみられる。また、付着物は堆積物の1~1/30の値であり、沈降物と同様に鶴見川より幅広くかつ原点近くから分布しているのが認められる。

これらのことから、鳥山川では沈降物および付着物の各種蓄積速度は堆積物のそれぞれの速度に類似する場合が多くあり、沈降物については降雨のない夏季がそれに該当する傾向がみられる。

3-8 鶴見川との比較

春・夏季は鶴見川でも同一頻度で調査を行っている。その結果を比較することにより、各々の河川の特徴が導き出されるものと思われる。両川の各地点における平均値を図-12に示す。

沈降物については、降雨のあった春季の各項目の平均値は両川で違いはあまりない。しかし、夏季になると密度は鳥山川が約2.0g/mlに対して鶴見川では約2.5g/ml、またILは鳥山川約40%に対して鶴

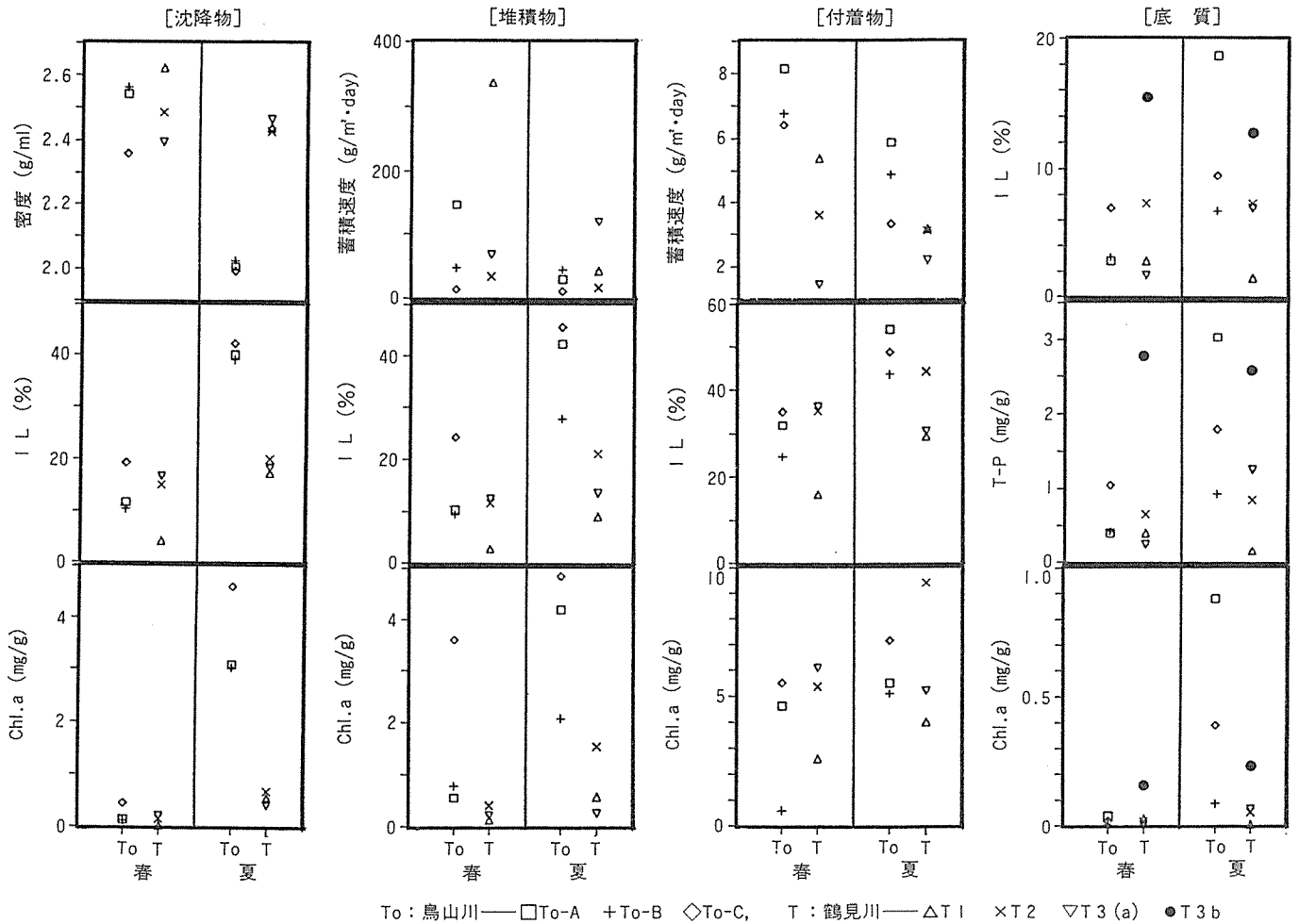


図-12 鳥山川および鶴見川の比較 (平均値)

見川約20%, Chl.aは鳥山川3.0~4.6mg/gに対して鶴見川0.4~0.7mg/g等のように鳥山川の沈降物の方が有機汚濁濃度が高く、軽い性質のあることが認められる。夏季は降雨がなかったために河床の土壌が浮上することもなく、両川の水質を反映させた流下物がトラップに捕捉されたためと思われる。

堆積物の蓄積速度は鶴見川の方がやや大きい傾向がある。春季の降雨時の増水による堆積を受けやすいのは瀬にあたる鶴見川のT1および鳥山川のTo-Aであり、一方降雨のなかった夏季は鳥山川の値は鶴見川のT1, T2と同程度である。ILは春季には鳥山川が平均値で9.4~24.1%なのに対して鶴見川は2.8~12.4%であり、鳥山川は鶴見川の約2倍の濃度となっている。また、夏季は両川とも春季より高いものの、鳥山川の27.9~45.5%に対し、鶴見川では9.1~21.0%であり、鳥山川の方が鶴見川の3倍程度高いのが認められる。Chl.aではさらに両川の差は大きくなり、春季で約8倍、夏季で約5倍も鳥山川の方が高い地点もみられる。水質的には中小河川である鳥山川は有機汚濁物質や栄養塩が高いことから、流下物は有機物に富み、さらに藻類等の生長が速くなるために、河床への堆積物は藻類に富んだ有機物濃度の高いものになったと考えられる。

付着物の蓄積速度は春・夏季とも鳥山川の方が鶴見川の2倍程度大きい。密度やIL, Chl.a等は春季の両川では同程度である。夏季は鳥山川の方が密度が小さく、ILやT-P等が高いのに対し、Chl.aは同程度であるのが認められる。これらのことから、夏季の鶴見川の付着物の構成物として藻類以外は土壌由来物が考えられるのに対し、鳥山川の付着物は細菌等の有機物も多く含まれ、生長速度も大

きいことが考えられる。

底質については、春季は鶴見川のT3bがIL, T-P等が突出して高いのが認められる。T3bは流速の遅いコンクリート床であり、やはり同じ河床状態の鳥山川のTo-Cでも鳥山川の中では最も高くT3bの1/2程度の平均濃度である。一方、両地点と同じコンクリート床であるTo-Aでの濃度が低いのは、通常から流速が速く、降雨時の増水による掃流現象を受けやすいため、有機物量の多い底質が蓄積しにくいことによると思われる。実際、自然河床であるT2も比較的高いが、ここは流速が遅い箇所であり、流速が大きな因子になっていると考えられる。夏季は鳥山川の方が全体的に各項目の平均濃度が高く、特にTo-Aは鶴見川で最も高いT3bの1.2~4倍の平均濃度となっているのが認められる。このことから、都市中小河川の底質は降雨がないと急激に悪化することを推測させる。

4. まとめ

比較的有機汚濁度の高い中小河川である鳥山川において、河床の沈降物、堆積物、付着物および底質の性状を調査した結果、以下のような知見が得られた。

- 1) 春季は降雨のためにいずれの汚濁状態も有機物濃度は低い傾向にあったが、その中で堆積物や付着物のChl.a濃度は比較的高く、付着藻類の増殖速度が高いことを示唆していると思われた。
- 2) 夏季はいずれの状態においても有機物や栄養塩, Chl.a濃度が高く、河床全域において藻類を中心とした内部生産活動が盛んに行われていると思われた。

- 3) 秋季は春季同様降雨があったため、各状態の有機物濃度は低くなった。Chl. a濃度は春季とは異なり、低くなったことから藻類の生長速度は鈍化したと思われた。
- 4) 冬季は底質以外の沈降物、堆積物および付着物については有機物や栄養塩の濃度が高い一方でChl. a濃度が低い傾向にあり、これはミズワタ等の繁殖によるものと思われた。
- 5) 降雨のあった期間の有機汚濁指標OSIは、付着物以外の沈降物、堆積物および底質では5以下となり、有機汚濁度が低くなるのが数値で示された。
- 6) 有機物分解の進行度を示すC/N値は付着物では常に低いのに対し、沈降物や底質では降雨のあった期間に高くなる傾向があり、掃流現象によって分解の進んだ有機物が移動し、沈降・堆積したと思われた。
- 7) 各汚濁状態での付着藻類の寄与率は、付着物や堆積物で高く、1.3~(167)%および0.9~(147)%, 以下沈降物0.2~93%, 底質0.0~37%であった。また、夏季が最も高く、次に春季, 秋季, 冬季となる傾向にあった。
- 8) 各汚濁状態間の類似度は鶴見川にくらべて付着物の各種濃度が堆積物により近く、また沈降物および付着物の各種蓄積速度も堆積物により近くなる傾向がみられた。
- 9) 春・夏季の鶴見川と鳥山川の各項目の値を比較したところ、各汚濁状態とも鳥山川の方が2~8倍大きく、さらに春季よりも降雨のなかった夏季において差が大きい傾向にあった。

文 献

- 1) 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)
- 2) 小市佳延, 福嶋 悟, 福島 博: 都市河川における自浄作用(第3報) - 舞岡川・阿久和川・鳥山川 -, 横浜市公害研究所報, 14, 85-95(1990)
- 3) 初貝留美, 福嶋 悟, 小市佳延, 酒井 学: 都市河川における水質調査 - 鶴見川, 鳥山川 -, 横浜市環境科学研究所報, 17, 123-132(1993)
- 4) 横浜地方気象台: 神奈川県気象月報1990.4-1991.3, 日本気象協会(1990,1991)
- 5) 相崎守弘: 富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化, 陸水雑誌, 41(4), 225-234(1980)
- 6) 渡辺義人, 西江敬一, 桜井正人: 河川の付着性微生物による有機物の生成, 用水と廃水, 17(6), 685-692(1975)
- 7) 小林節子: 着生微生物の剥離による河川水質への影響, 水質汚濁研究, 5(6), 329-339(1982)
- 8) 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)
- 9) D. G. Ballinger and G. D. Mckee: Chemical Characterization of Bottom Sediment, *Journal WPCF*, 43, 216-227(1971)

都市河川における水質調査(第2報)

—和泉川—

初貝留美*, 福嶋 悟*, 小市佳延*

要 旨

境川の支流、和泉川の中流域において、河川形態の相違が自浄作用に及ぼす影響について検討した。その結果、淵の区間では溶存態と懸濁態の両成分とも自浄作用の進行が認められた。瀬の区間では淵に比べると調査時期により自浄係数の変動が大きく、自浄作用が大きい反面、自濁作用も大きかった。

1. はじめに

横浜市内を流れる河川の水質汚濁は、産業系排水の法的規制や下水道の普及等により、かつてより改善されつつある。また、河川水質の回復には自浄作用も寄与するため、それを有効に活用できれば、さらに水質の回復を進行させることが可能となる。自浄作用には、希釈・拡散・沈殿などの物理的浄化、酸化・還元・吸着・凝集などの化学的浄化、微生物の酸化分解による生物的浄化などがある。その一方で、沈殿した汚濁物質が再浮上したり、河床付着微生物が剥離し、水中に移行することにより生じる自濁作用もある。

自浄作用については、過去にいくつかの中小河川で調査が行われているが^{1)~3)}、本報では横浜市区を流れる中小河川のなかでも、特に汚濁の著しい河川の一つである和泉川について、河川形態や河底構成物の相違が自浄作用に及ぼす影響について検討した。

2. 調査方法

2-1 調査地点の概要

和泉川は横浜市西部を流れる境川の支流で、全長9.5km、流域面積11.5km²の2級河川である。上流部は住宅地の中を流れ、中流部では周辺に農地と住宅地が混在し、下流部では水田や畑地が広がっている。

図-1には調査地点を示した。調査を行った地点のうち、I1(曙橋)からI2地点(石橋)までは淵の区間、その下流側のIA(草木橋)からIC地点(鍋屋橋)までは瀬の区間として設定した。

最上流部に位置するI1地点付近には地方道、区役所、私鉄線の駅があり、住宅も多い。また、その上流側には畜舎も点在している。I1からI2地点までの間では、両岸は傾斜のあるコンクリート護岸となり、河底には数十メートルおきに大きな石が置かれている。そのために、この区間の水流は停滞している。

IAからIB(赤坂橋)地点の間は、川幅が広がり直線的な礫質の浅瀬で、I1からI2地点に比べると流速がかなり速くなっている。IBからIC地点までの間は川幅が狭くなっており、護岸は自然状態で草木が繁茂している。

IC地点には簡易で取り外しのできる堰があり、農繁期の1992年5月から8月までの調査時には堰から取水され、周辺の農地へ水が供給されていた。

2-2 調査期日

淵の区間のI1~I2地点での調査は1991年7~8月、11~12月、1992年2~3月、5~6月にそれぞれ約1週間に1回の頻度で各期間3~6回行った。また、瀬の区間のIA~IC地点間でも同様の頻度で1992年5~6月、7~8月、11~12月、1993年2~3月に調査した。

2-3 測定項目及び分析方法

測定項目と分析方法は表-1に示したが、それ以外にICを除く各地点で水深、流速の測定を行った。

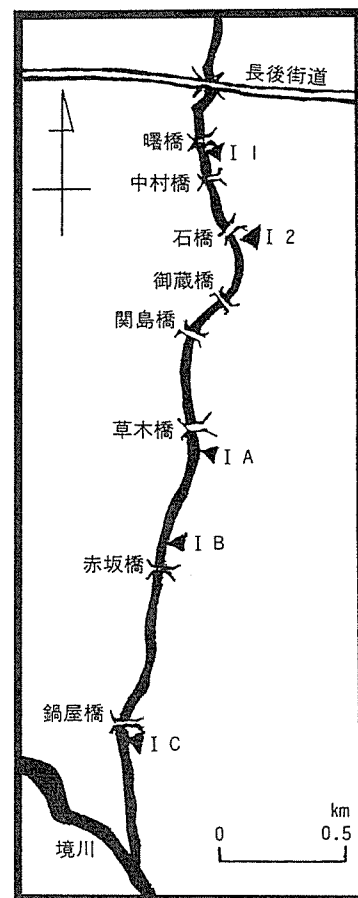


図-1 調査地点概略図

表-1 水質測定項目と分析方法

測定項目	分析方法
水温, 気温	ガラス棒状温度計
pH	比色法
電気伝導度 (EC)	電気伝導度計
懸濁物質 (SS)	石英繊維ろ紙法
強熱減量 (IL)	石英繊維ろ紙でろ過した後600±25°Cで2時間加熱した減量
溶存酸素 (DO)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法
生物化学的酸素要求量 (BOD), 溶存態 BOD (DBOD)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法による20°C 5日間の溶存酸素消費量
懸濁態BOD (PBOD)	(BOD) - (DBOD)
溶存態全窒素 (TDN)	アルカリ性過硫酸カリウム分解, 紫外線吸光度法
溶存態全リン (TDP)	過硫酸カリウム分解, アスコルビン酸・モリブデン青法
クロロフィルa (Chl. a)	Strickland and Parsonsの方法 ⁴⁾

採水は予め求めた流下時間にあわせて行った。流下時間は各調査期間の当初に飽和食塩水とポリビンを河川に流し、電気伝導率の変化とポリビンの流達時間から求めた。また、各調査日で流下時間が変化するため、各調査日にポリビンを流し、その流達時間から流下時間を補正した。

3. 調査結果と考察

3-1 流下に伴う水質の変化

3-1-1 淵の区間

淵の区間での流下に伴う水質の変化を図-2に、それらの平均値及び標準偏差を表-2 (淵)にまとめて示した。なお、期間中にあった降雨の影響を受けたと思われる試料の測定値は計算からは除外した。

I 1とI 2の平均値は両地点とも、1992年2~3月に懸濁態成分のうちILは19.7と17.9mg/l, PBODは21.1と15.4mg/lの最高値を示したのに対して、SSとChl. aは最高値を示さなかった。これは、この期間中にミズワタが河床に多く生育していたことから、それが剥離、流出したためと考えられる。そして5~6月にはChl. aを除く懸濁態成分の濃度は最低値となり、I 1ではSSが6.7mg/l, ILは5.2mg/l, PBODは7.2mg/lで、下流側のI 2ではSSが6.0mg/l, ILは4.7mg/l, PBODは5.6mg/lであった。

Chl. aが最高値を示したのは7~8月で、I 1とI 2地点でそれぞれ18.5と16.2μg/lとなった。この期間中に水中のChl. a濃度が高

表-2 水質測定結果

淵									
時期	地点	気温 (°C)	水温 (°C)	水深 (cm)	流速 (cm/s)		pH	EC-25 (μs/cm)	
					上	底			
1991年7~8月	I 1	30.6 ± 5.0	26.9 ± 2.2	18 ± 6	17.4 ± 5.9	9.1 ± 0.9	7.3 ± 0.0	451 ± 46.9	46.9
	I 2	31.4 ± 4.5	27.5 ± 1.4	28 ± 1	13.9 ± 6.0	5.8 ± 5.2	7.2 ± 0.0	453 ± 45.1	
1991年11~12月	I 1	14.3 ± 2.0	14.2 ± 1.1	27 ± 4	32.9 ± 6.1	8.0 ± 9.8	7.3 ± 0.2	353 ± 11.8	
	I 2	15.4 ± 1.6	14.3 ± 1.2	32 ± 2	18.8 ± 5.6	8.0 ± 6.7	8.0 ± 0.2	352 ± 14.7	
1992年2~3月	I 1	9.5 ± 0.6	10.3 ± 0.2	17 ± 2	12.1 ± 2.0	5.3 ± 2.5	7.3 ± 0.0	496 ± 123.4	
	I 2	10.2 ± 1.1	11.0 ± 0.6	27 ± 2	9.0 ± 2.0	3.4 ± 2.1	7.4 ± 0.1	352 ± 130.6	
1992年5~6月	I 1	23.7 ± 2.2	20.2 ± 1.2	9 ± 1	24.5 ± 10.4	12.8 ± 7.5	7.2 ± 0.0	378 ± 8.5	
	I 2	24.5 ± 2.7	20.9 ± 1.3	27 ± 4	15.8 ± 6.8	10.0 ± 13.5	7.2 ± 0.0	379 ± 10.8	

瀬									
時期	地点	気温 (°C)	水温 (°C)	水深 (cm)	流速 (cm/s)	pH	EC-25 (μs/cm)	SS (mg/l)	
1992年5~6月	I A	23.8 ± 2.8	19.6 ± 1.1	8 ± 2	46.4 ± 5.1	7.2 ± 0.1	370 ± 20	7.1 ± 1.5	
	I B	23.6 ± 2.4	21.1 ± 1.5	14 ± 1	67.4 ± 7.8	7.3 ± 0.1	371 ± 21	6.1 ± 1.1	
	I C	24.6 ± 2.0	21.6 ± 1.3			7.3 ± 0.1	378 ± 15	6.2 ± 0.5	
1992年7~8月	I A	30.5 ± 1.1	25.2 ± 0.5	6 ± 3	40.0 ± 4.6	7.3 ± 0.2	363 ± 44	12.5 ± 7.6	
	I B	31.3 ± 0.9	26.5 ± 0.8	11 ± 3	44.2 ± 6.1	7.7 ± 0.4	362 ± 38	14.6 ± 7.8	
	I C	31.9 ± 1.9	27.1 ± 1.0			7.5 ± 0.2	354 ± 41	11.0 ± 4.6	
1992年11~12月	I A	16.5 ± 2.0	14.7 ± 1.1	7 ± 2	46.9 ± 4.5	7.1 ± 0.1	354 ± 25	9.9 ± 1.5	
	I B	18.1 ± 2.0	16.0 ± 1.8	7 ± 1	48.3 ± 7.4	7.2 ± 0.1	354 ± 32	9.1 ± 2.4	
	I C	18.3 ± 1.7	15.1 ± 1.4			7.2 ± 0.4	358 ± 25	9.9 ± 1.5	
1993年2~3月	I A	12.3 ± 3.6	11.0 ± 1.9	7 ± 4	35.1 ± 3.1	7.1 ± 0.0	306 ± 104	18.2 ± 6.7	
	I B	11.6 ± 2.9	10.9 ± 1.8	11 ± 6	42.2 ± 9.3	7.2 ± 0.1	324 ± 108	13.9 ± 2.3	
	I C	12.4 ± 0.6	11.6 ± 1.6			7.2 ± 0.0	312 ± 105	14.9 ± 3.9	

くなったのは、藻類の光合成活性が高いために、藻類等で構成される河床の生物膜が多く剥離していることを示している。各懸濁態成分とも、上流側の I 1 に比べて下流側の I 2 地点で減少する傾向が認められた。例外として、SSは濃度が高かった11~12月に下流側の地点で高かった。

溶存態成分のうちDBODとTDNは2~3月に高い濃度となり、I 1 地点ではDBODは15.6mg/l、TDNは17.5mg/lで、I 2 地点ではそれぞれ10.8と15.5mg/lであった。また、5月には両成分の濃度は低く、I 1 地点ではDBODが5.7mg/l、TDNは9.35mg/lで、I 2 地点ではそれぞれ5.3と7.19mg/lであった。このように、多くの溶存態成分は懸濁態成分の傾向と同様に、下流側の地点で濃度が低下する傾向が認められた。しかし、TDPにはこのような傾向は認められなかった。

3-1-2 瀬の区間

瀬の区間での流下に伴う水質の変化を図-3に、それらの平均値及び標準偏差を表-2(瀬)に示した。

懸濁態成分のうちSSは、2~3月に高く I A 地点では18mg/lで、I C 地点でも15mg/lであった。ILは7~8月と2~3月に高く、各地点の濃度は7~8月は8.3~10mg/l、2~3月は6.0~11mg/lであった。Chl. aは瀬の区間と同様に7~8月の濃度が高く、I A 地点では12μg/lであるのに対して、I B 地点では38μg/lと約3倍以上に増加し、I C 地点では23μg/lまで減少した。I A と I B 地点間は水深が浅く、糸状緑藻類 (*Cladophora* spp.) が水面を被うほど多量

に生育していた。この緑藻類が両地点間で多く剥離したために、I B 地点のChl. a濃度が I A 地点に比べて高くなったのであろう。7~8月にこの区間の藻類量が多かったことはDO濃度にも認められ、I A 地点の6.6mg/lに比べると I B 地点では9.1mg/lと顕著な増加が示されている。PBODは2~3月に高く、11~15mg/lであった。2~3月のChl. a濃度は7~8月のように高くはなく、この区間でもミズワタが多く生育していたことから、その影響によりPBODが他の季節より高くなったと考えられる。

溶存態成分は流下による減少傾向は認められず、淵における傾向とは異なっていた。

3-2 到達率

淵と瀬における浄化作用の相違を明らかにするために到達率を求めた。淵の調査区間の上流側の I 1 地点と、瀬の区間の最上流地点である I A 地点の濃度をそれぞれ1とし、下流側の地点 (I 2 と I C) における相対濃度を到達率とした。

3-2-1 淵の区間

淵の区間における到達率は図-4に示した。懸濁態および溶存態成分とも、到達率が1以下になることが多い傾向が認められた。しかし、河川で生産される藻類を指標するChl. aにはその様な傾向はみられなかった。到達率が低いのは有機汚濁項目のTBOD、PBODおよびDBODで、淵の区間では沈殿効果と共に、生物浄化が進行していることが認められる。それに対して、栄養塩成分のTDPとTDNは藻類生産に利用されるが、その到達率はあまり低くはなら

淵つづき

SS (mg/l)	IL (mg/l)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	DBOD (mg/l)	PBOD (mg/l)	TDP (mg/l)	TDN (mg/l)	Chl. a (μg/l)
19.3 ± 14.4	10.2 ± 4.9	7.5 ± 0.1	22.7 ± 1.7	11.5 ± 2.0	11.3 ± 2.4	1.61 ± 0.32	14.03 ± 4.36	18.5 ± 5.8
13.7 ± 10.2	7.4 ± 6.3	7.5 ± 0.1	18.7 ± 1.2	10.3 ± 1.7	8.4 ± 0.8	1.65 ± 0.32	13.0 ± 2.41	16.2 ± 2.6
48.0 ± 38.0	14.6 ± 6.4	7.1 ± 0.9	16.8 ± 4.6	6.2 ± 3.3	10.6 ± 5.5	0.59 ± 0.24	11.49 ± 2.60	5.7 ± 3.4
43.7 ± 21.1	12.3 ± 3.5	6.0 ± 0.8	11.8 ± 2.1	4.1 ± 1.5	7.6 ± 2.3	0.58 ± 0.10	12.32 ± 0.36	1.0 ± 0.9
24.9 ± 18.0	19.7 ± 14.5	4.9 ± 1.0	36.7 ± 9.6	15.6 ± 4.4	21.1 ± 7.1	1.49 ± 0.55	17.49 ± 0.76	10.5 ± 9.3
22.7 ± 12.6	17.9 ± 11.1	4.8 ± 0.2	26.2 ± 7.6	10.8 ± 3.7	15.4 ± 6.6	1.19 ± 0.48	15.48 ± 1.10	11.5 ± 12.1
6.7 ± 1.1	5.2 ± 0.4	6.4 ± 0.5	13.3 ± 2.4	5.7 ± 1.4	7.3 ± 2.3	0.65 ± 0.04	9.35 ± 2.84	6.9 ± 0.6
6.0 ± 1.4	4.7 ± 0.9	5.5 ± 0.7	11.1 ± 2.5	5.3 ± 2.1	5.6 ± 2.4	0.64 ± 0.06	7.19 ± 0.17	6.7 ± 1.0

瀬つづき

IL (mg/l)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	DBOD (mg/l)	PBOD (mg/l)	TDP (mg/l)	TDN (mg/l)	Chl. a (μg/l)
5.6 ± 1.1	5.8 ± 1.3	16.1 ± 3.7	8.0 ± 1.8	9.1 ± 3.0	0.54 ± 0.05	8.18 ± 0.85	8.0 ± 0.2
4.6 ± 1.0	6.8 ± 1.6	11.0 ± 4.3	6.7 ± 1.9	5.5 ± 3.1	0.58 ± 0.06	7.81 ± 0.29	9.5 ± 1.5
5.1 ± 0.5	7.1 ± 0.6	12.7 ± 5.2	7.1 ± 1.2	6.7 ± 6.0	0.54 ± 0.04	7.91 ± 0.79	11.4 ± 3.9
9.1 ± 5.7	6.6 ± 2.0	12.8 ± 4.9	10.0 ± 2.0	4.9 ± 2.4	0.94 ± 0.14	7.20 ± 0.52	12.4 ± 10.4
10.4 ± 5.4	9.1 ± 2.1	16.1 ± 6.6	8.1 ± 2.4	10.2 ± 3.2	1.00 ± 0.27	6.93 ± 1.08	38.2 ± 29.5
8.3 ± 3.1	6.7 ± 1.1	11.8 ± 4.0	8.2 ± 2.8	4.9 ± 2.3	0.76 ± 0.04	7.34 ± 1.93	23.1 ± 16.7
6.4 ± 1.6	7.0 ± 1.9	12.5 ± 3.7	7.5 ± 2.0	4.4 ± 2.8	0.44 ± 0.19	8.95 ± 0.49	3.7 ± 1.1
5.3 ± 1.6	7.9 ± 0.6	11.4 ± 3.8	6.7 ± 1.6	4.4 ± 2.7	0.35 ± 0.11	8.89 ± 0.80	4.7 ± 1.8
5.5 ± 1.3	8.3 ± 0.8	10.1 ± 2.3	6.2 ± 2.0	3.5 ± 1.4	0.30 ± 0.07	10.25 ± 3.59	3.5 ± 1.2
10.8 ± 2.6	7.2 ± 1.7	18.7 ± 6.3	7.8 ± 2.3	10.9 ± 5.3	0.58 ± 0.09	8.87 ± 3.16	11.7 ± 13.1
7.5 ± 1.7	6.6 ± 1.3	20.5 ± 5.6	5.5 ± 1.9	15.0 ± 6.0	0.48 ± 0.20	9.11 ± 2.39	10.7 ± 9.9
6.0 ± 1.9	7.6 ± 1.1	17.8 ± 6.7	6.6 ± 1.0	11.2 ± 7.6	0.49 ± 0.20	11.34 ± 1.43	10.6 ± 8.9

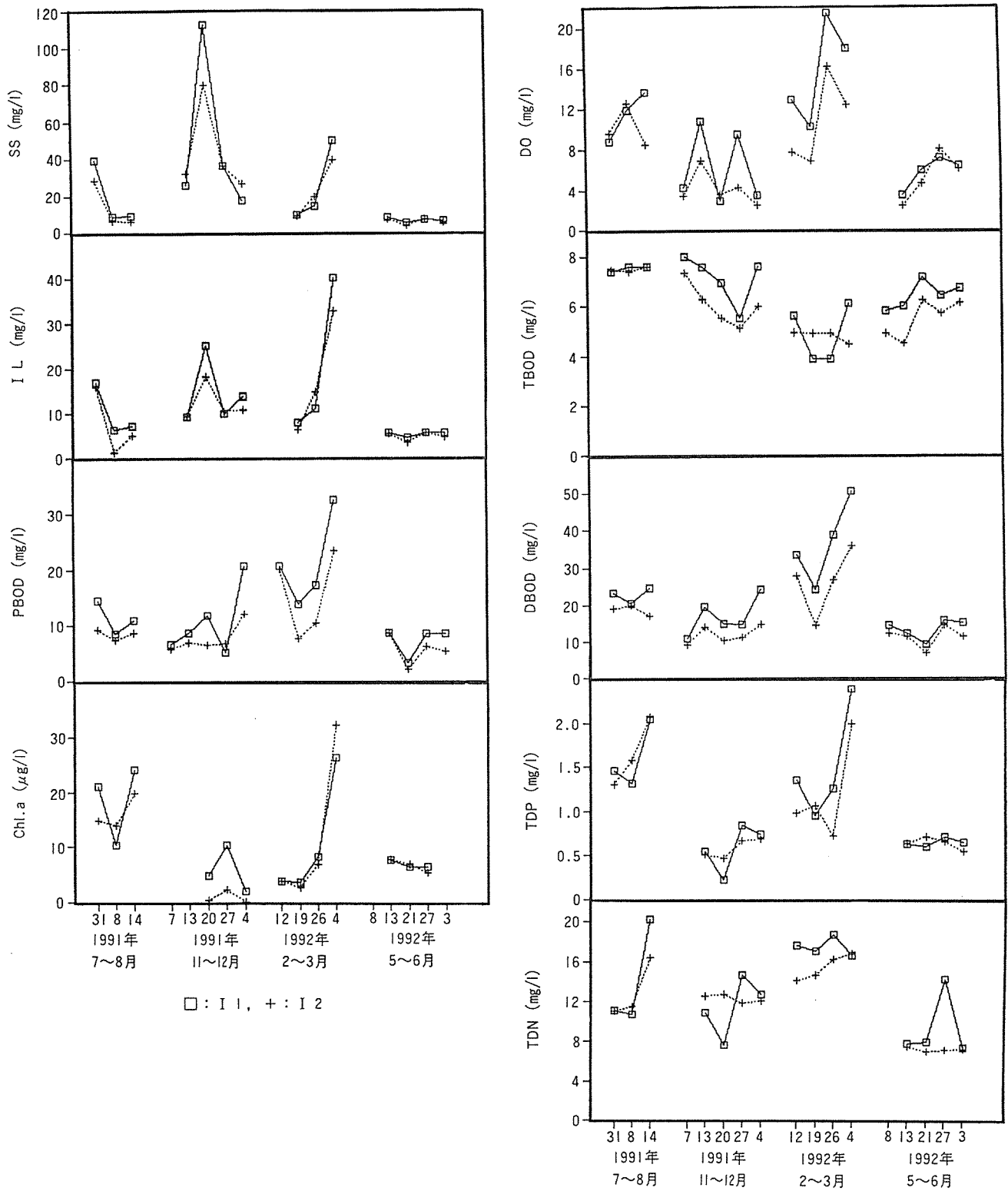


图-2 水质测定结果(湖)

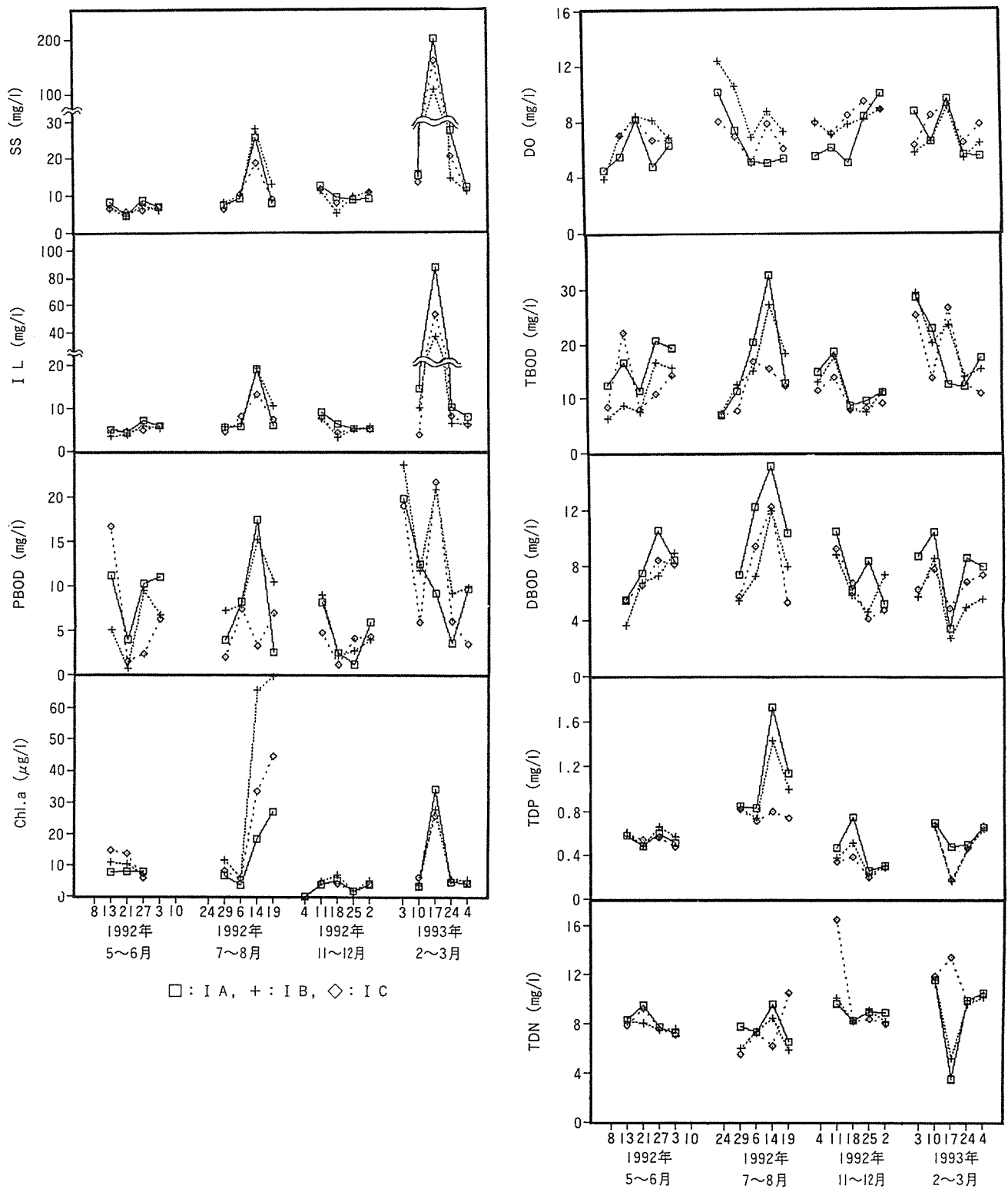


図-3 水質測定結果(瀬)

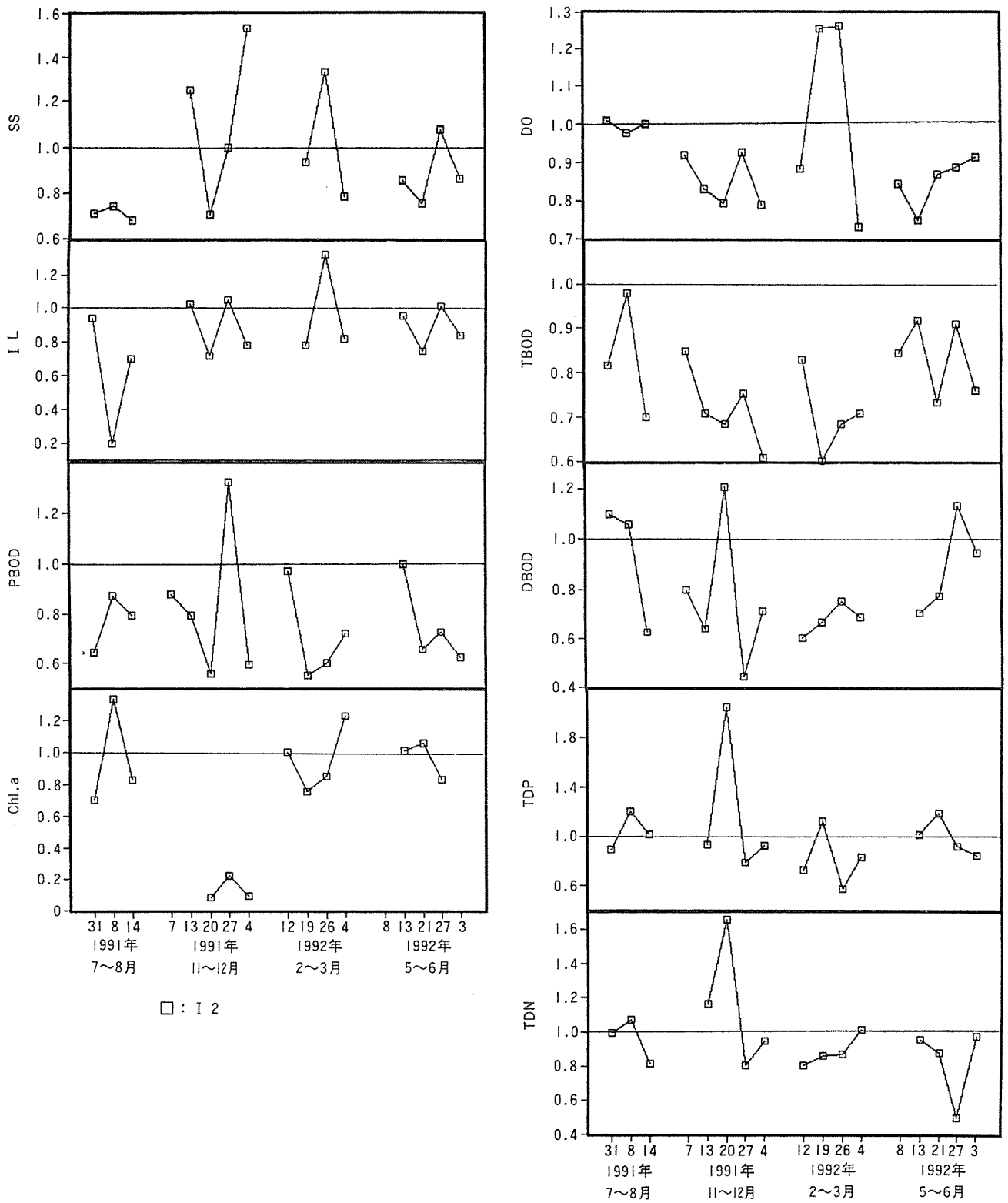


图-4 到達率(淵)

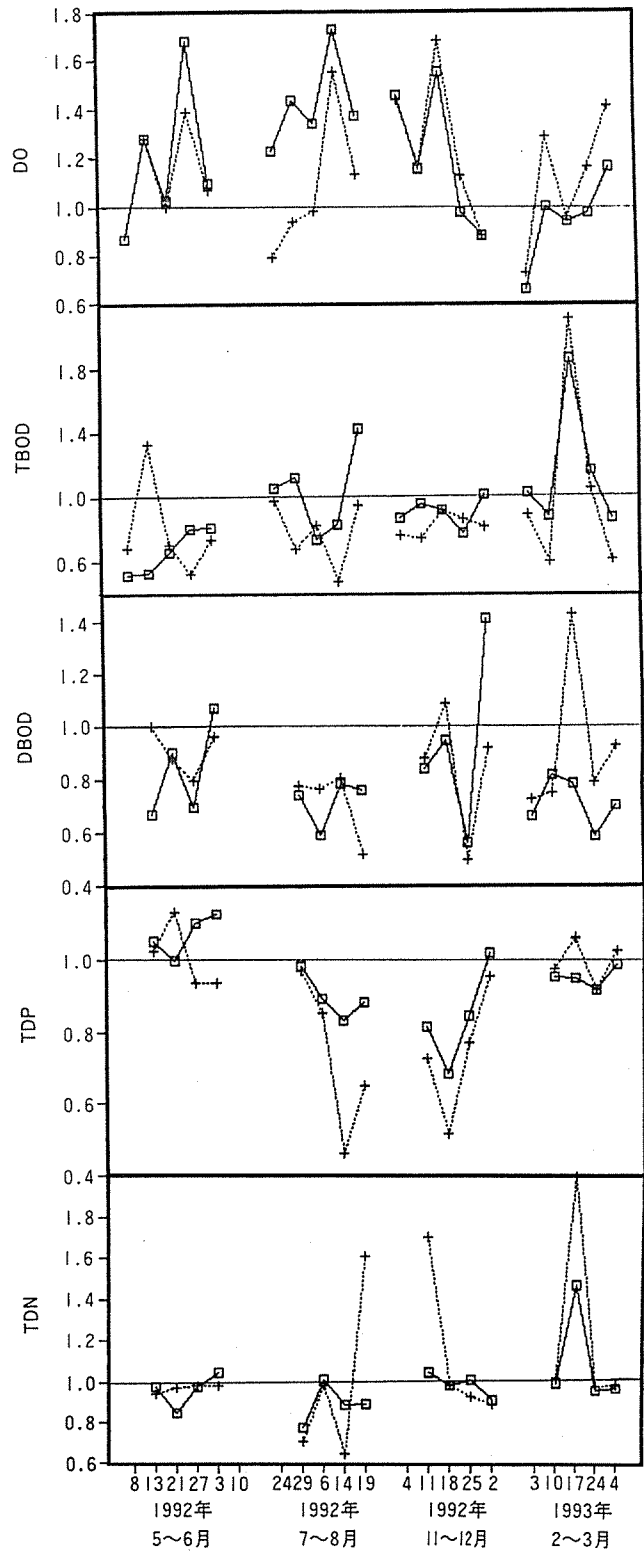
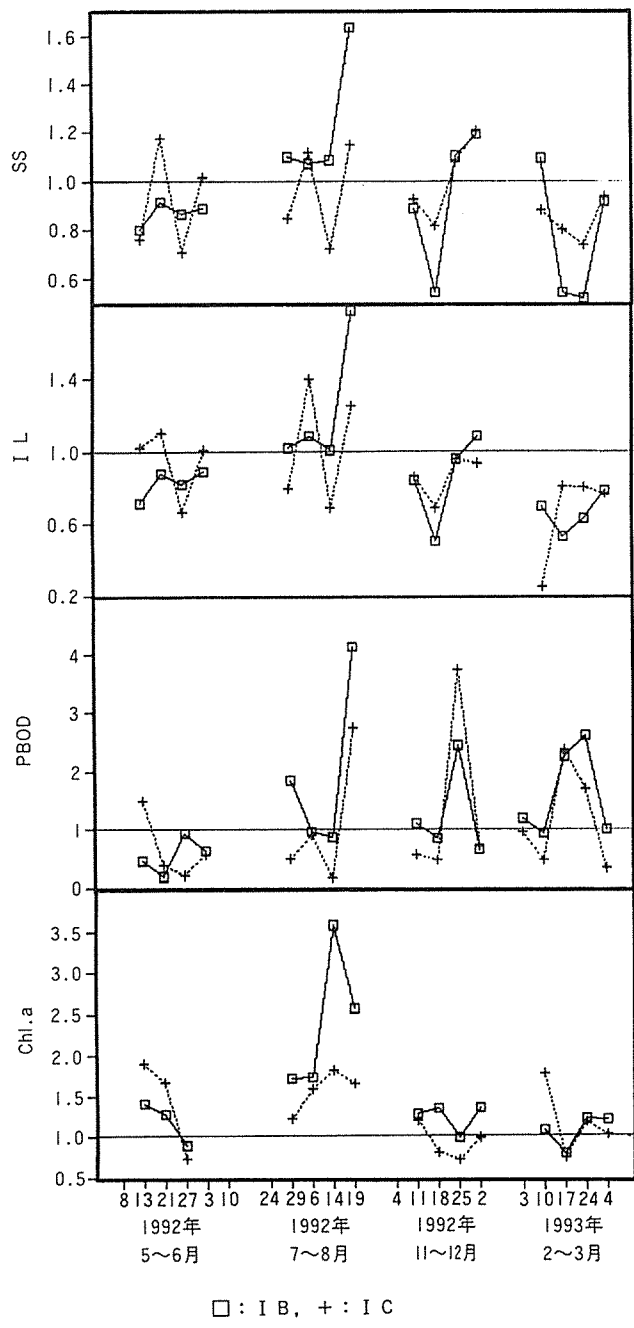


图-5 到達率(瀬)

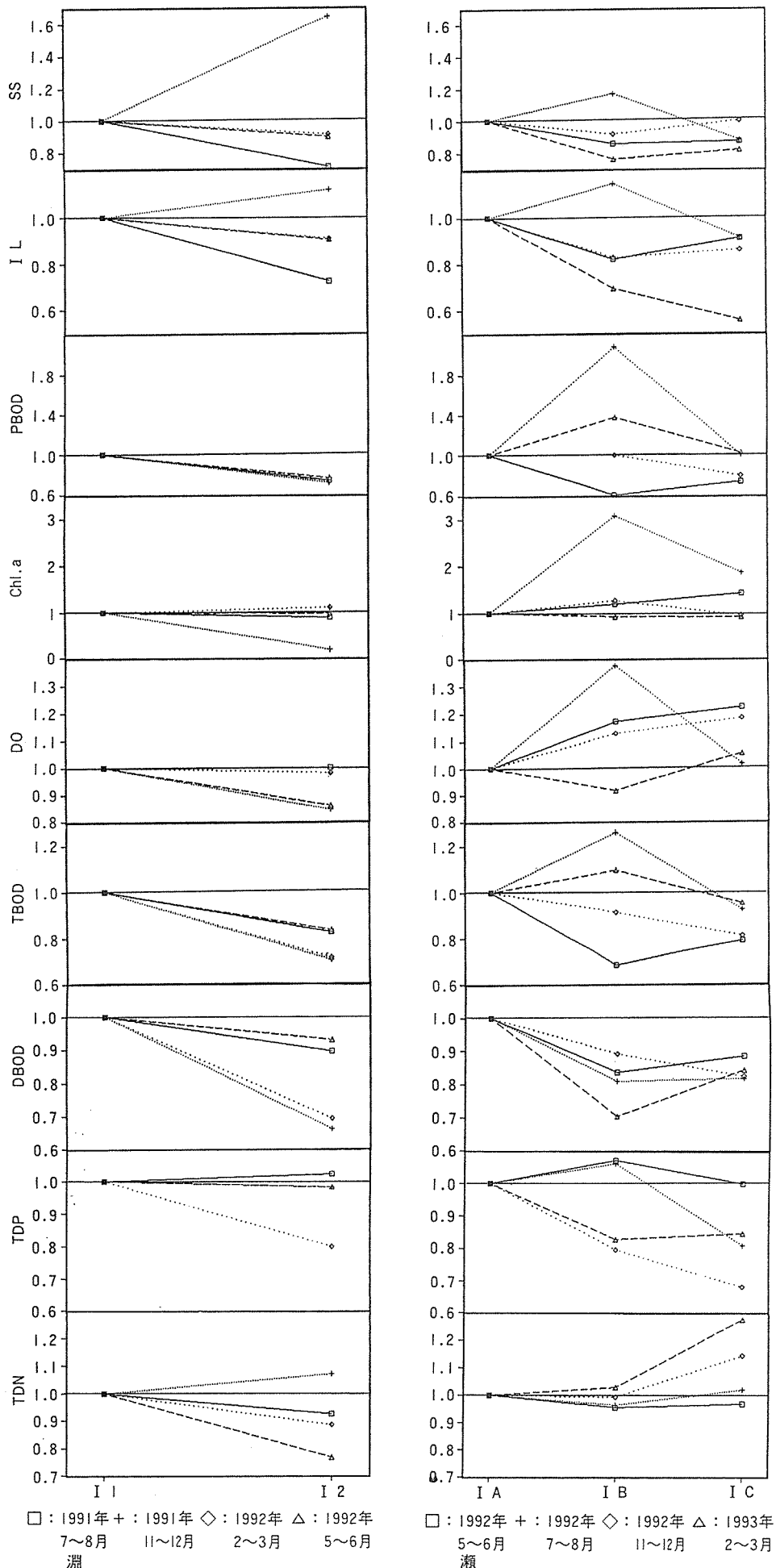


図-6 到達率 (平均値)

表-3 自浄係数 (淵)

時期	到達時間(分)	SS	IL	BOD	DBOD	PBOD	TDP	TDN
1991年7～8月	90.3	2.37	2.23	1.34	0.77	2.06	-0.17	0.53
1991年11～12月	71.6	-4.39	-0.97	3.08	3.61	2.91	0.15	-0.61
1992年2～3月	73.3	0.79	0.82	2.88	3.14	2.70	1.91	1.04
1992年5～6月	78.0	0.89	0.81	1.45	0.59	2.13	0.12	2.12

表-4 自浄係数 (瀬)

時期	区間	到達時間(分)	SS	IL	BOD	DBOD	PBOD	TDP	TDN
1992年5～6月	IA～IB	29.8	3.19	4.14	8.00	3.73	10.6	-1.50	0.99
	IB～IC	43.0	-0.23	-1.50	-1.27	0.87	-2.87	1.04	0.19
1992年7～8月	IA～IB	23.8	-4.07	-3.50	-6.04	5.54	-19.2	-1.28	1.02
	IB～IC	89.0	1.99	1.59	2.18	0.08	5.16	1.93	-0.40
1992年11～12月	IA～IB	19.8	2.67	5.96	2.91	3.57	0.00	7.25	0.22
	IB～IC	33.8	-1.56	-0.69	2.24	1.44	4.24	2.86	-2.17
1992年2～3月	IA～IB	23.5	7.16	9.72	-2.44	9.30	-8.49	0.06	0.71
	IB～IC	50.3	0.87	2.78	1.45	-2.27	3.63	0.26	-2.73

なかった。

過去に当該区間では、大きな石が置かれて半年間ほどは沈降作用による浄化が進行され、それ以降は水質が悪化する傾向が報告されている⁶⁾。図-6より、本調査期間ではそれとは異なり、浄化効果が認められた。このように、結果の傾向が異なったことは、水流に変化を及ぼす規模の施設を河川に設置した場合に、浄化機能からみた河川の安定にはかなり長い時間がかかることを示している。

3-2-2 瀬の区間

図-5に瀬の区間における到達率を示した。懸濁態成分のうちSSとILの到達率は1以下となることが多かったが、PBODとChl.aはそれとは逆の傾向がみられる。また、溶存態成分も項目により異なる傾向がみられ、DBODは1以下、DOは1以上となることが多かった。TDPとTDNの到達率は1前後のことが多かったが、TDPは1よりかなり低く、TDNは1よりかなり高くなることもあった。7～8月にはSS、ILそしてChl.aの到達率が高くなっている。これは前記のように、この時期に多く生育していた糸状緑藻類の剥離によるものである。

図-6より、到達率は淵にくらべると全体的に高くなっており、流下にもなう浄化作用があまり進んでいないことがわかる。これは水深が浅く流速が速いため、河床への沈殿が少なく、巻き上げや溶出さらには河床で生産された生物の剥離が多く生じたためといえる。

3-3 自浄係数

河川における有機汚濁物の減少はStreeter-Phelpsの一次反応式 $L = L_0 \cdot 10^{-Kt}$ で近似され [K:自浄係数, L_0 :上・下流の汚濁負荷量, t:流速時間(day)], 自浄係数Kの値が正の場合に自浄作用, 反対に負の場合には自濁作用が進んだ事を示す⁵⁾。この式を用いて和泉川の自浄係数Kを算出し、淵と瀬における自浄係数の平均値を表-3、表-4にそれぞれ示した。

3-3-1 淵の区間

自浄係数K値は、降雨の影響を受けた1991年11～12月を除くと、懸濁態と溶存態成分とも正の値となる傾向があり、淵の区間で自浄作用が進行していることが認められた。

BODのK値は1.34～3.08で時期による変動がある。PBODは2.06～2.91であるのに対して、DBODは0.59～3.61と変動が大きく、BODのK値の季節的な変動はDBODの影響によるものである。DBODのK値が大きいののは1991年11～12月と1992年2～3月であった。2～3月にはミズワタが多量に生育しており、その生産活動によりDBODのK値が大きくなったと考えられる。淵と同様に堰により水流が停滞する環境ではBODのK値は-38.1～1.06で³⁾、これに比べると淵でのK値は大きい傾向が認められた。

栄養塩成分のTDPとTDNのK値はそれぞれ-0.17～1.91と-0.60～2.12で、両成分のK値はBODのそれより低い傾向が認められた。

3-3-2 瀬の区間

淵と比べると、調査時期によりK値の変動が大きく、例えばBODは-6.04～8.00、TDPは-1.50～7.25、TDNは-2.73～1.02で、自浄作用及び自濁作用とも大きいことがわかる。特に懸濁態成分の変動が大きいことから、流下の際にさまざまな物理的作用を受けたといえる。流速が速く、河床は浅く凹凸があり、巻き上げや沈降、剥離、溶出が盛んに起きたと考えられる。

1992年7～8月にA～B地点で懸濁態成分に顕著な自濁作用が示されているのは、緑藻類の剥離、流出によるものといえる。また、この時期に同区間のTDNのK値が大きくなっているのは、緑藻類の生産活動により、窒素成分が消費されたためであろう。

横浜市内で類似した形態の河川におけるBODのK値は2.24～10.9で²⁾、それに比べると和泉川の当該区間におけるK値は小さく、その変動は大きい傾向が認められる。

4. ま と め

和泉川中流部の淵と瀬の区間において、流下過程における自浄作用の調査を行った。その結果、以下に示したことが明らかになった。

- (1) 淵の区間では懸濁態および溶存態成分とも、到達率が1以下になることが多い傾向が認められた。しかし、河川で生産される藻類を指標するChl. aにはその様な傾向はみられなかった。到達率が低いのは有機汚濁項目のTBOD, PBODおよびDBODで、栄養塩成分のTDPとTDNの到達率はあまり低くはならなかった。
- (2) 瀬の区間では懸濁態成分のうちSSとILの到達率は1以下となることが多かったが、PBODとChl. aはそれとは逆の傾向がみられる。また、溶存態成分も項目により異なる傾向がみられ、DBODは1以下、DOは1以上となることが多かった。TDPとTDNの到達率は1前後のことが多かった。淵にくらべると瀬では全体的に到達率は高くなっており、流下にもなう浄化作用があまり進んでいないことが認められた。
- (3) 淵の区間での自浄係数は懸濁態と溶存態成分とも正の値となる傾向があり、淵の区間で自浄作用が進行していることが認められた。BODの自浄係数は1.34~3.08で時期による変動があり、それはDBODの影響によるものであった。栄養塩成分のTDPとTDNの自浄係数はそれぞれ-0.17~1.91と-0.60~2.12で、両成分の係数はBODのそれより小さい傾向が認められた。
- (4) 瀬の区間では淵に比べると調査時期により自浄係数の変動が大

きく、特に懸濁態成分の変動が大きかった。BODの自浄係数は-6.04~8.00、TDPのそれは-1.50~7.25、TDNでは-2.73~1.02で自浄作用が大きい反面、自濁作用も大きかった。これは緑藻類の剥離、流出に起因するものであった。

文 献

- 1) 小市佳延, 福嶋 悟, 福島 博: 都市河川における自浄作用 - 鶴見川・境川一, 横浜市公害研究所報, 13, 139-154(1989).
- 2) 小市佳延, 福嶋 悟, 福島 博: 都市河川における自浄作用(第3報) - 舞岡川・阿久和川・鳥山川一, 横浜市公害研究所報, 14, 85-95(1990).
- 3) 小市佳延, 福嶋 悟, 福島 博: 都市河川における自浄作用(第2報) - 堰の浄化効果一, 横浜市公害研究所報, 14, 75-83(1990).
- 4) Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons: A practical handbook of seawater analysis, *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 185-192(1972).
- 5) 國松孝男, 村岡浩爾: 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, 102-105(1989).
- 6) 小市佳延, 福嶋 悟: 都市河川における自浄作用(第4報) - 和泉川一, 横浜市公害研究所報, 14, 97-103(1990).

主成分分析法による鶴見川水質データの変動解析

二宮 勝幸*

要 旨

鶴見川中流域の都橋（恩田川）と千代橋（谷本川）における過去15年間の公共用水域水質測定結果に主成分分析法を適用し、水質時系列データに含まれる変動成分について検討した。両河川とも、季節変動成分が最も大きな変動を示した。そのほかに、トレンドや降雨影響の変動成分が認められた。ただし、恩田川ではトレンドの変動成分の方が降雨影響の変動成分より大きな変動を示したが、谷本川ではそれと逆の関係を示した。この理由として、汚濁程度の大きい恩田川と比較的水質のきれいな谷本川における水質や流域特性の違いが影響したためと考えられた。このように、主成分分析法によって、水質時系列に含まれる主要な変動成分の抽出やそれらの評価を行うことができた。

1. はじめに

河川水質は、時系列的にみると、いろいろな変動成分を含んでいる。それらの変動成分は、河川水質が主として気象や人間の社会活動の影響を受けるために、形成されたものである。

気象変化に伴う水質変動としては、日周変動や季節変動などの周期的な変動のほか、数日間程度の間隔で繰り返される降雨の影響による変動などがある^{1,2)}。また、降雨量は年によって多寡があることから、降雨による河川水質への影響は年単位で変動しているものと考えられる³⁾。このように、気象に起因する河川水質の変動は基本的に短周期から長周期までのいろいろな変動成分をあわせもっている。

河川水質に影響を与える社会的因子には、人間の1日間あるいは1週間を基本単位とした生活パターンによるものがあり、そのほかにもその時々々の環境問題への取り組み方や経済社会情勢などによっても河川水質は大きな変化を受ける。例えば、人口の増加はその流域の河川の水質を悪化させ、下水道の普及は河川水質を改善させる。このような場合は、河川水中の汚濁物質濃度はそれぞれ増加と減少のトレンドを示すことになる。これらのトレンド成分は周期の非常に長い成分とみなすことができよう。このように、気象変動に伴う基本的変動成分に人間の社会活動に起因する変動成分が加わって、実際の河川水質変動が形成されているわけである。

このようないろいろな周期変動成分を有する時系列データを解析する一つの統計的手法として、主成分分析法⁴⁾がある。主成分分析法は、データに含まれる多数の周期変動成分をまず周波数別に群分けし、次に各群に含まれる周期変動成分からその群を代表する主成分を合成して、その主成分とその群に属する各周期変動成分がどの程度類似した変動を示すのかを調べる方法である⁵⁾。

そこで、本報告では、横浜市北部を流れる鶴見川中流の汚染程度の異なる2河川における過去15年間の公共用水域水質測定結果に主成分分析法を適用し、河川水質の変動特性について解析した。

の2地点である。鶴見川は町田市を起点とし横浜市の北部を流れ東京湾に注ぐ一級河川であり、両地点はそれぞれ恩田川と谷本川の下流に位置している。両流域は、横浜市以外にそれぞれ他市の一部を含んでおり、恩田川流域では人口や住宅地が比較的多く、逆に谷本川流域では田畑などが多く残されている。また、両流域は1970年前後から下水処理の対象地域となっている。

2-2 解析データ

解析に用いたデータは、1976年4月から1991年3月までの都橋と千代橋の毎月1回、それぞれ午前11時と午前11時30分の前後1時間程度の間測定された次の8項目である⁶⁾：流量（FLOW）、BOD、COD、メチレンブルー活性物質（MBAS）、 PO_4-P 、 NH_4-N 、 NO_3-N 、CL。ただし、MBASについては、1986年度までは標準物質としてドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム（DBS）が用いられていたが、1987年度以降はドデシル硫酸ナトリウム（DS）が用いられるようになったので、1987年度以降はDBSとDSの分子量比1.21をデータに乘じ、DBSを標準としたMBAS濃度に統一した⁷⁾。

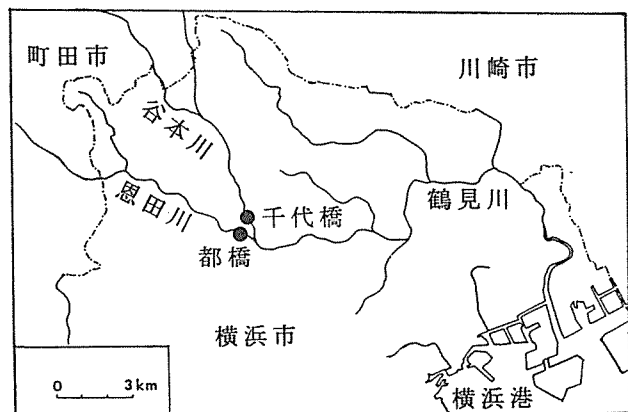


図-1 測定地点

2. 解析資料

2-1 測定地点

測定地点を図-1に示す。測定地点は鶴見川上流の都橋と千代橋

3. 解析結果

3-1 水質時系列とその概要

図-2に都橋と千代橋の水質時系列を、表-1に各水質項目の平均値、変動係数、最大値および最小値を示す。

まず、表-1をみると、FLOWの平均値は都橋と千代橋でそれぞれ2.4m³/sと2.2m³/sであり、両地点ともほぼ同じ河川流量であった。しかし、FLOWの変動係数は、都橋より千代橋の方が23%大きかった。これは、都橋に比べ千代橋では何らかの原因により河川流

表-1 1976-1990年の水質統計値 (mg/l)

		FLOW(m ³ /s)	BOD	COD	MBAS	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	CL
都 橋	平均値	2.40	13.50	13.37	1.01	0.64	5.04	2.18	34.29
	変動係数(%)	47	64	61	63	54	49	47	23
	最大値	7.94	61.00	90.00	3.40	1.90	12.00	7.40	85.00
	最小値	0.81	3.00	4.50	0.11	0.10	0.00	0.29	14.00
千 代 橋	平均値	2.20	9.69	10.50	0.56	0.42	2.84	1.89	29.23
	変動係数(%)	70	82	80	60	59	58	44	19
	最大値	14.40	79.00	110.00	1.60	1.20	8.00	5.90	48.00
	最小値	0.67	2.00	3.90	0.08	0.04	0.00	0.15	8.50

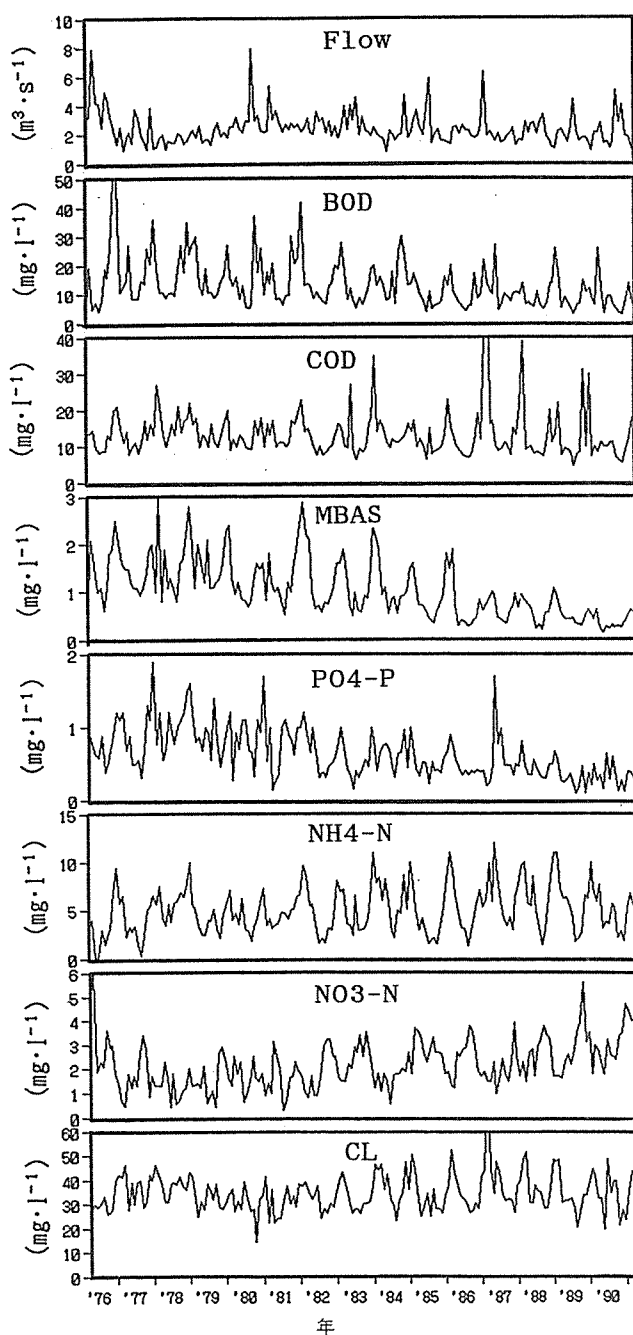


図-2 (a) 水質時系列 (都橋)

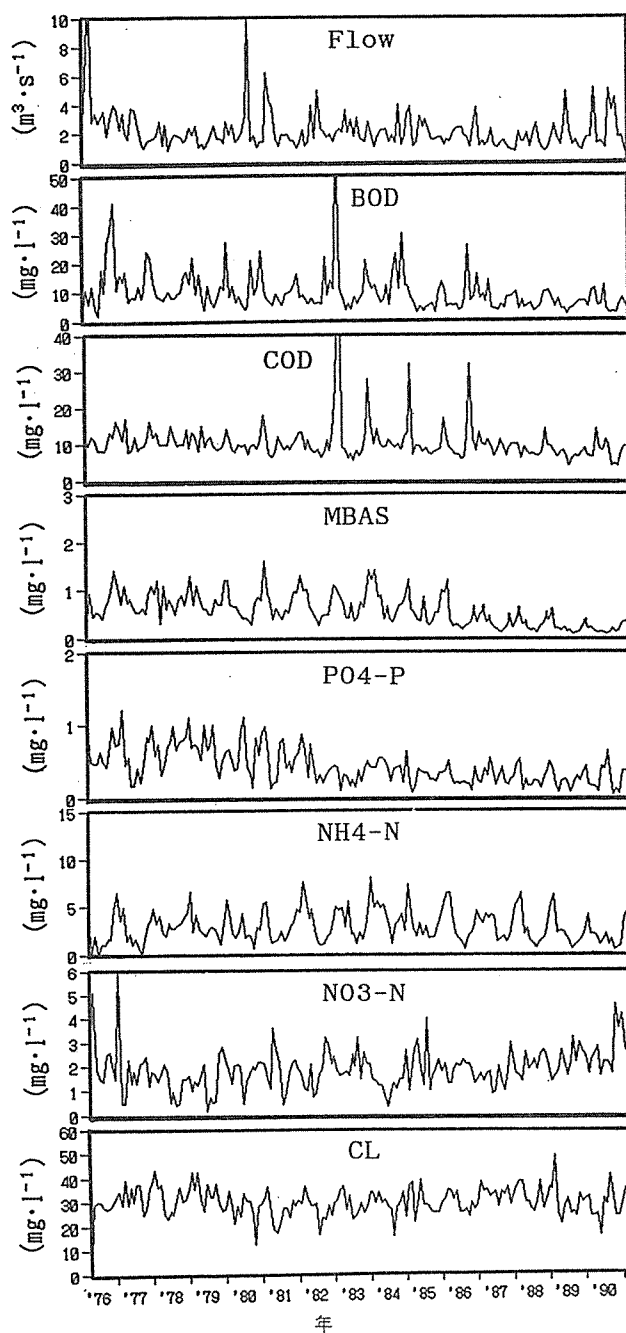


図-2 (b) 水質時系列 (千代橋)

量が一時的に大きくなるため影響を受けやすいと考えられる。FLOWを除き各水質項目の平均値は都橋の方が千代橋よりいずれも高く、千代橋に対する都橋の水質平均値の比は1.15~1.80倍であった。両橋の周日調査⁸⁾でも、ほぼ同様な結果が得られており、谷本川水系に比べ恩田川水系は人為的汚染の程度の大い河川といえる。BODとCODの変動係数については、千代橋の方が都橋よりいずれも20%程度大きかった。このことは、FLOWの千代橋における変動係数が高いことと関連しているものと思われた。また、変動係数が最も小さい項目は保存性を有するCLであり、両地点とも20%前後の値を示した。

次に、水質時系列において変動傾向をみると、各水質項目は程度

の違いはあるもののいずれも季節変動を示し、その傾向は千代橋に比べ都橋で大きかった。また、BODやMBASなどについては減少傾向、NO₃-Nについては増加傾向が認められた。このように各水質項目は様々な変動成分をもっているため、それら水質項目相互の関係を調べるため、相関係数に基づく主成分分析法を用いて検討した。

3-2 主成分分析法による水質変動解析

表-2に都橋と千代橋における各水質項目間の相関係数を、表-3に第1主成分(Z₁)から第3主成分(Z₃)までの各主成分の固有値、因子負荷量および寄与率を、図-3にそれらの主成分スコア時系列を示す。

前述したように、主成分分析法は、多変量の周期的時系列データ

表-2 都橋と千代橋の各水質項目間の相関係数

[都橋]	FLOW	BOD	COD	MBAS	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	CL
FLOW	1.000							
BOD	-0.117	1.000						
COD	-0.070	0.318	1.000					
MBAS	-0.071	0.625	0.255	1.000				
PO ₄ -P	-0.239	0.452	0.128	0.667	1.000			
NH ₄ -N	-0.419	0.404	0.465	0.338	0.394	1.000		
NO ₃ -N	0.242	-0.353	-0.267	-0.391	-0.553	-0.397	1.000	
CL	-0.295	0.309	0.489	0.246	0.387	0.683	-0.343	1.000

[千代橋]

[千代橋]	FLOW	BOD	COD	MBAS	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	CL
FLOW	1.000							
BOD	-0.051	1.000						
COD	-0.044	0.770	1.000					
MBAS	-0.047	0.498	0.264	1.000				
PO ₄ -P	-0.237	0.267	0.068	0.511	1.000			
NH ₄ -N	-0.361	0.384	0.281	0.575	0.442	1.000		
NO ₃ -N	0.332	-0.139	-0.178	-0.141	-0.470	-0.328	1.000	
CL	-0.408	0.265	0.199	0.289	0.444	0.534	-0.320	1.000

表-3 各主成分の固有値、因子負荷量および寄与率

主成分 固有値	都 橋			千 代 橋		
	Z ₁	Z ₂	Z ₃	Z ₁	Z ₂	Z ₃
固有値	3.56	1.29	1.01	3.28	1.53	0.98
FLOW	-0.408	-0.424	0.678	-0.439	0.538	-0.479
BOD	0.691	-0.349	0.215	0.669	0.643	0.147
COD	0.552	0.359	0.603	0.535	0.662	0.436
MBAS	0.702	-0.554	0.087	0.692	0.224	-0.555
PO ₄ -P	0.743	-0.397	-0.274	0.694	-0.296	-0.386
NH ₄ -N	0.777	0.410	0.000	0.795	-0.099	-0.123
NO ₃ -N	-0.675	0.138	0.218	-0.542	0.390	-0.232
CL	0.713	0.461	0.120	0.687	-0.303	0.121
寄与率(%)	44.5	16.2	12.7	41.0	19.2	12.3

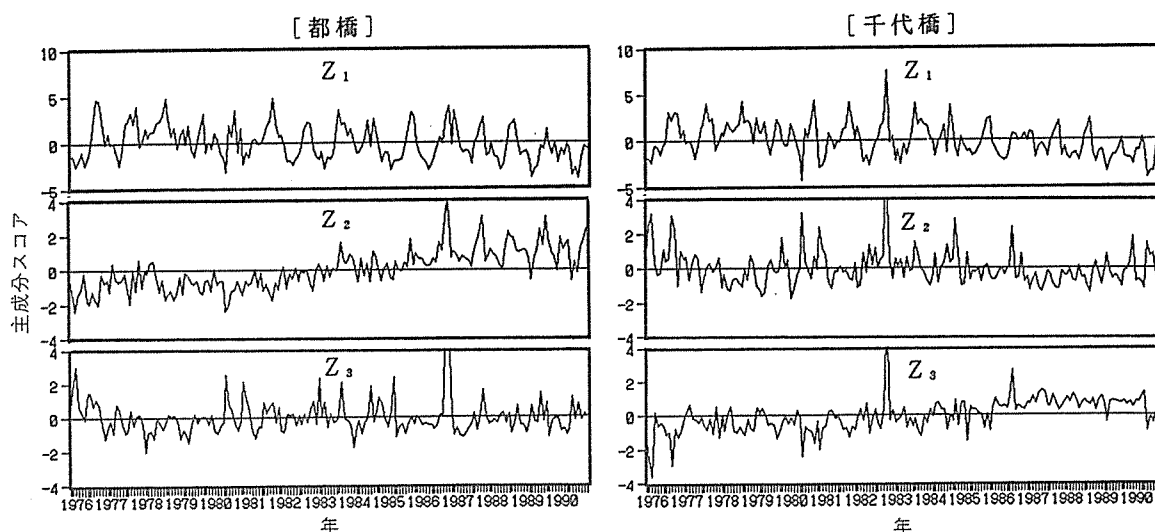


図-3 主成分スコアの時系列

に適用した場合、まず各変量が有する様々な周期成分のうち変動の最も大きな周期成分(第1主成分: Z_1)を選び出し、次にその主成分スコア時系列に対して各変量時系列がどの程度位相が近いのかを因子負荷量という値の大小で表し、さらに2番目以降の周期成分(Z_2, Z_3, \dots)についても同様に判定していく統計的方法⁹⁾である。そして、ある主成分に対するある変量の因子負荷量が1に近い値を示せばその変量はその主成分スコア時系列と順に対応し、-1に近い値を示せば逆に対応することを意味している。また、各主成分の変動の大きさの違いは相対的に寄与率で表される。

まず、図3の都橋の主成分スコア時系列についてみると、 Z_1 はわずかに減少傾向を示すものの、主として主成分スコアが冬季に高く夏季に低い値を示す季節変動を表す主成分であり、 Z_2 は全期間を通して増加のトレンドを示し、1987年以降に季節変動傾向が強まる主成分と解釈できる。 Z_3 は数年程度の間隔で増減を繰り返す形で変動し、時々大きなピークも認められる主成分である。

次に、都橋における主成分スコア時系列を、表-3の因子負荷量と寄与率との関連から評価してみる。

Z_1, Z_2 および Z_3 の寄与率は、それぞれ44.5, 16.2および12.7%で、 Z_1 の寄与率は Z_2 や Z_3 のそれに比べ3倍程度大きかった。 Z_1 と順に対応する項目、すなわち夏季に低く冬季に高い変動傾向を示す項目は Z_1 の因子負荷量が1に近い正值を示すBODやCLなどの6項目であった。これらは高温多雨の夏季に生物による分解作用や降雨による希釈作用を受けたため夏季に低い値を示したものである。 Z_1 に逆に対応する項目、すなわち夏季に高く冬季に低い変動傾向を示す項目は因子負荷量が負値を示すFLOWと $\text{NO}_3\text{-N}$ であった。FLOWは、降雨量の多い夏季に河川流量が増加したため、夏季に高い値を示したものである。 $\text{NO}_3\text{-N}$ については、高温多雨の夏季に $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化が促進され、また降雨に伴い土壌からの中間流出の影響が高まる^{1,2,9)}ため、夏季に高い値を示したものである。

Z_2 と順に対応する項目、すなわち1987年以降に季節変動傾向が強まる増加のトレンドを示す項目は Z_2 の因子負荷量が正值を示すCOD, $\text{NH}_4\text{-N}$, CLおよび $\text{NO}_3\text{-N}$ であった。CODが Z_2 と順に対応した理由として、図2の水質時系列をみると、1980年代後半に何らかの原因によりCOD値が異常に高まり、それが季節変動として強く現れたためと考えられる。 $\text{NH}_4\text{-N}$ とCLについては、経年的人口の増加などの影響を受け、また下水処理などでは効率良く除去できないため、増加のトレンドや1980年代後半における比較的大きな季節変動を示したものと推察される。 $\text{NO}_3\text{-N}$ については、窒素によって汚染された地下水が基底流出という形で河川水に影響を与えてきたこと^{10,11,12)}、微生物による $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化活性が大きくなってきたことなどにより、経年的に増加のトレンドを示したものと考えられる。 Z_2 と逆に対応する項目すなわち減少傾向を示す項目は、因子負荷量が負値をとるFLOW, BOD, MBASおよび $\text{PO}_4\text{-P}$ であった。FLOWについては、生活排水等の下流域の下水処理場への取り込みや流域の土地利用形態の変化などが原因していると推察される。その他の3項目については、下水道の整備や洗剤の無リン化などの結果である。

Z_3 については図3からだけでは明確な解釈をすることはできないが、 Z_3 に順に対応する主な項目は、 Z_3 の因子負荷量が比較的大きな正值を示すFLOWとCODであった。この理由として、河川流量は降雨によって増加し降雨は路上や底質の堆積物を流出させるのでCODなどを高めることが考えられる。したがって、 Z_3 は降雨による河川水質への直接的な影響を表す主成分であると解釈できる。一方、

Z_3 の時系列は弱いながらも数年程度の間隔で増減を繰り返していることから、 Z_3 は降雨量の年々変動に伴う河川水質への希釈作用の影響^{13,14)}も含まれているようである。

このように、都橋における3つの主成分は、それぞれ寄与率の大きい順に季節変動、トレンドおよび降雨影響を表すと解釈できた。

千代橋については、主成分スコア時系列(図-3)をみると、都橋の場合と同じ内容の3つの主成分が認められ、千代橋の Z_1 は都橋の Z_1 と同じ季節変動を表す主成分であった。しかし、 Z_2 と Z_3 に関しては、千代橋の Z_2 と Z_3 はそれぞれ降雨影響およびトレンドを表し、都橋の Z_2 と Z_3 と逆の内容を示した。この理由として、3-1節で述べたように、降雨による河川流量の変動が都橋に比べ千代橋でかなり大きかったため、降雨影響による変動が千代橋の方で大きく寄与したものと考えられる。また、トレンドを表す主成分は、恩田川の都橋(Z_2)ではBODが負値、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ が正值であるが、谷本川の千代橋(Z_3)ではその逆の関係になっていることから、両河川における汚濁程度や流域特性の違いなども影響していると推察される。

4. まとめ

鶴見川中流域の汚濁程度の異なる2河川(恩田川と谷本川)における過去15年間の公共用水域水質測定結果について、主成分分析法による統計解析を行った結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) 両河川とも、第1主成分は季節変動を表しており、その寄与率は、恩田川では44.5%、そして谷本川では41.0%であった。
- 2) 第2および第3主成分は、トレンドあるいは降雨影響を表す主成分と解釈できた。ただし、恩田川では第2主成分がトレンド、第3主成分が降雨影響を表すのに対し、谷本川ではそれとは逆に第2主成分が降雨影響、そして第3主成分がトレンドを表した。この理由として、河川の汚濁程度の違いや流域における降雨の流出特性の違いなどが考えられた。
- 3) このように、河川の水質時系列について主成分分析法を適用し調べることによって、その時系列にはどのような変動成分が含まれているのか、また汚濁程度の異なる河川水質では、相互にどのような違いがあるのかについて評価することができる。

文 献

- 1) 二宮勝幸, 水尾寛己: 魚類へい死事故に関する調査-柏尾川-, 横浜市公害研究所報, 12, 97~108(1987).
- 2) 二宮勝幸, 水尾寛己: 主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析(II)-河川水質への応用-, 横浜市公害研究所報, 13, 121~129(1989).
- 3) 古田正次, 岩瀬敏夫: 環境水質データの解析システムについて-河川水質変動の自然及び人為的な要因の検討への適用-, 愛知県公害調査センター報告, 17, 35~43(1989).
- 4) 奥野忠一, 久米均, 芳賀芳郎, 吉沢正: 多変量解析法, H科社連出版社(1971).
- 5) 二宮勝幸: 主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析(I), -COSINE関数モデルによる検証-, 横浜市公害研究所報, 13, 113~119(1989).
- 6) 横浜市公害対策局: 公共用水域水質測定結果(1976~1990).
- 7) 古武家善成: 兵庫県内の河川および沿岸海域におけるMBAS長期モニタリングデータの統計解析, 水質汚濁研究, 14(3), 165~173(1991).

- 8) 福島 博, 小市佳延, 大場栄次, 福島 悟: 鶴見川中流域における水質の周変動, 横浜市公害研究所報, 10, 129~140 (1985).
- 9) 海老瀬替一: 面源負荷の流出に及ぼす水文条件の影響, 国立公害研究所研究報告, 95, 57~70 (1986).
- 10) 川西琢也, 川島博之, 尾崎保夫: 地下水の硝酸態窒素濃度の上昇と農業生産, 用水と廃水, 33 (9), 725~736 (1991).
- 11) 永井 茂: 地下水の無機汚染の実態と問題点, 水, 9, 18~25 (1990).
- 12) 国松孝男, 村岡浩爾: 河川汚濁のモデル解析, p94, 技報堂出版, 東京 (1989).
- 13) 中島幸久: ENSOと日本の降水量の年々変動, 気象, 33 (7), 35~37 (1989).
- 14) 気象庁編: 異常気象レポート'89, p238, 大蔵省印刷局 (1989).

河川における長期水質変動の時系列解析

— 鶴見川・千代橋 —

二宮 勝幸*

要 旨

生活排水の影響の少ない鶴見川中流における過去15年間の公共用水域水質測定結果を用いた時系列解析を行った。その結果、水質時系列の変動成分には、季節変動のほか、2～3年程度の周期変動や減少および増加のトレンドが認められた。2年程度の周期変動の原因についてはわからなかった。3年程度の周期変動は降雨量の年々変動に起因するもので、降雨量の多い年にBODなどは希釈効果により低濃度を示し、NO₃-Nは中間流出の影響が高まるため高濃度を示した。減少のトレンドを示す項目はBODなどであり、この要因として下水道の普及効果などが考えられた。NO₃-Nは増加のトレンドを示し、それはNH₄-Nの硝化反応の促進や地下水の窒素汚染の影響によるためと考えられた。N/P比は増加してきており、富栄養化の制限因子はNからPに変わった。

1. はじめに

河川水質の変動要因には、自然由来のものと同様の社会活動によるものがあり、前者は主として気象因子が大きく係わっている。この2つの要因に基づく水質変動を分離して考察することによって、人間の社会活動が河川水質に与える影響をより正確に評価することができると考えられる。

気象変動に伴う水質変動には、日周変動や季節変動、数日程度の間隔で繰り返される降雨の影響による変動、そして地球規模の気象変動に起因する数年程度の周期変動などがある¹⁾²⁾。気象に起因する河川水質の変動は、基本的にこのような短周期から長周期までの変動成分をあわせもっている。

河川水質に影響を与える社会因子には、人間の1日間あるいは1週間などを基本単位とした生活パターンによるものがあり、そのほかに下水道の整備など環境問題への取り組み方や人口増加など社会情勢によっても河川水質は変化する。

このように、気象変動に伴う基本的周期変動に人間の社会活動による影響が加わって、実際の河川水質変動が形成されているわけである。そして、これらの事柄の総合的に反映された結果である公共用水域の水質を監視するため、各地方自治体により測定計画が実施され、長期間にわたる貴重なデータが蓄積されている。

そこで、本報告では、生活系排水の影響が比較的少ない市内河川について、公共用水域水質測定結果を用いた過去15年間の水質が気象および社会因子によってどのような影響を受けまた変化してきたのかを、特に1年よりも長い周期の変動成分を中心に検討した。

2. 解析資料

2-1 測定地点

測定地点を図-1に示す。測定地点は鶴見川上流の千代橋である。鶴見川は町田市を起点とし横浜市の北部を流れ東京湾に注ぐ一級河川であり、千代橋はその本流(谷本川)と支流・恩田川の合流点の少し上流に位置している。谷本川流域は、横浜市以外に町田市と川崎市の一部を含んでおり、比較的田畑などが多く都市の中では環境

が良好な地域である。また、測定地点の下流と上流にA、CおよびD下水処理場があり、それぞれは谷本川流域の横浜市域、町田市域および川崎市域の排水を集水し、処理後に放流している。

2-2 測定期間および測定項目

解析に用いたデータは、公共用水域水質測定結果の千代橋における1976年4月から1991年3月までの毎月1回、平日のほぼ11時30分から13時30分の間に測定された次の8項目である³⁾；流量(FLOW)、BOD、COD、陰イオン界面活性剤(MBAS)、PO₄-P、NH₄-N、NO₃-N、CL。なお、MBASについては、1986年度までは標準物質としてドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム(DBS)が用いられていたが、1987年度以降はドデシル硫酸ナトリウム(DS)が用いられるようになったので、1987年度以降はDBSとDSの分子量比1.21をデータに乘じ、DBSを標準としたMBAS濃度に統一した⁴⁾。

2-3 測定日時について

河川の水質変動は本来いろいろな周期成分から形成されている。ところが、実際に河川調査を行い水質時系列データを得るためには、ある時間間隔で水質試料をサンプリングし測定しなければならない。

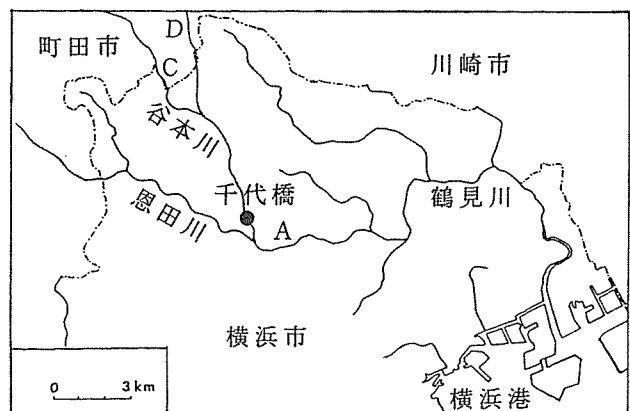


図-1 測定地点

Time-series analysis for long-term variation of water quality in the middle reaches of Tsurumi river

*Katsuyuki Ninomiya, 横浜市環境科学研究所水質部門

そのサンプリング間隔はどの周期成分（期間）について調べようとするのかによって自ずと決まる。例えば、季節変動成分や1年より長い周期成分を把握することを目的とした場合は、1年間について季節毎に1回、できれば月に1回程度の頻度で調査を行えばよい。ただし、この場合は、その調査日におけるサンプリングの時間が一定している必要がある。時間が一定していないと、季節変動成分に日周変動成分がノイズとしてランダムに加わってしまうからである。今回用いたデータは平日のほぼ一定時刻にサンプリングした試料から得られたものである。したがって、日周変動によるノイズはほぼ無視でき、また、人間の1週間の生活パターン、特に平日と休日に起因する変動ノイズも同様に無視できると考えられる。なお、サンプリング時刻の12時前後は生活系排水による影響の比較的大きい時間帯に相当する⁹⁾。

一方、測定計画では、なるべく晴天日の調査を目標としているが、現実には降雨影響のある日が調査日になるのは避けられない。数日程度の間隔で発生する降雨の影響は、データに確率的な要素として含まれていると考えて解析すべきであろう。

なお、参考資料として、横浜地方気象台の月平均気温、月合計日照時間、月合計降雨量¹⁰⁾も用いた。

3. 解析結果

3-1 水質時系列とその周期性

図-2に水質時系列を示す。

水質時系列の変動傾向をみると、FLOWを除き他の水質項目はいずれも季節変動を示している。また、BODやMBASなどは減少、NO₃-Nは増加のトレンドを示している。

このように、水質時系列はいろいろな周期成分を含んでいることから、そのパワースペクトルを求め⁷⁾(図-3)、周期性について検討した。

まず、スペクトルの特徴をみると、BODやMBASなどでは季節変動成分である12ヶ月周期が明確に認められた。しかし、FLOWとNO₃-Nは卓越した周期成分をもたず、特にFLOWはほぼ同じスペクトル密度のいろいろな周期成分を含んでいる。FLOWはその時々々の降雨量の増減によって直接に影響され、NO₃-Nは降雨に伴う中間流出の影響を受ける^{8,9,10)}。そして、2-3節で述べたように、数日程度の間隔で発生する降雨の影響は今回のデータに確率的な要素として含まれるので、この2項目は他項目と比べ卓越した周期を示さなかったと推察される。

次に、12ヶ月より長い周期成分についてみると、ほとんどの項目はスペクトル密度は小さいものの20~26ヶ月の周期成分を1つ持っていた。比較的生活排水の影響の大きい河川についての解析結果^{2,8)}では、30ヶ月程度の周期成分が主要なものであるが、谷本川ではそれよりも小さい周期を示した。そこで、最も密度の高い12ヶ月周期を消去して長周期の変動成分について詳細に調べることとした。

3-2 水質の数年周期の変動と気象因子との関係

様々な周期成分を含む時系列から12ヶ月周期の成分を消去するためには、12ヶ月移動平均を行えばよい¹¹⁾。ただし、降雨に伴う濁流の直接的影響を受けたと推察されるデータすなわちFLOWやCODなどに現れる異常値は、その前後の月のデータの平均値に置き換えてから、移動平均を求めた。図-4に水質の12ヶ月移動平均時系列を示す。

移動平均時系列は、いずれの水質項目も数年程度の周期で増減を繰り返しており、さらに、BODやMBASなどでは減少のトレンド、

そしてNO₃-Nでは増加のトレンドが認められた。この節では、数年程度の周期変動の要因について検討し、トレンドについては3-3節で述べる。

まず、FLOWとの比較で各項目の変動をみると、FLOWの小さい年にMBASやNH₄-Nなどは高まり、逆にFLOWの大きい年にNO₃-Nは高まっていた。MBASやNH₄-Nなどの変動をみると、高い値を示す年は1978、1981-82および1984年でほぼ3年に1回の頻度であった。しかし、それ以降は汚濁物質濃度が低下したためか明確な変動傾向が認められなかった。この3年程度の周期変動は、古田ら²⁾が言うように30ヶ月前後の降雨量の循環変動が河川水に希釈作用の強弱をもたらした結果であると考えられる。そこで、河川水質(図-4)と気象との関係について比較検討するため、図-5に横浜における気象¹⁰⁾の12ヶ月移動平均時系列を示す。

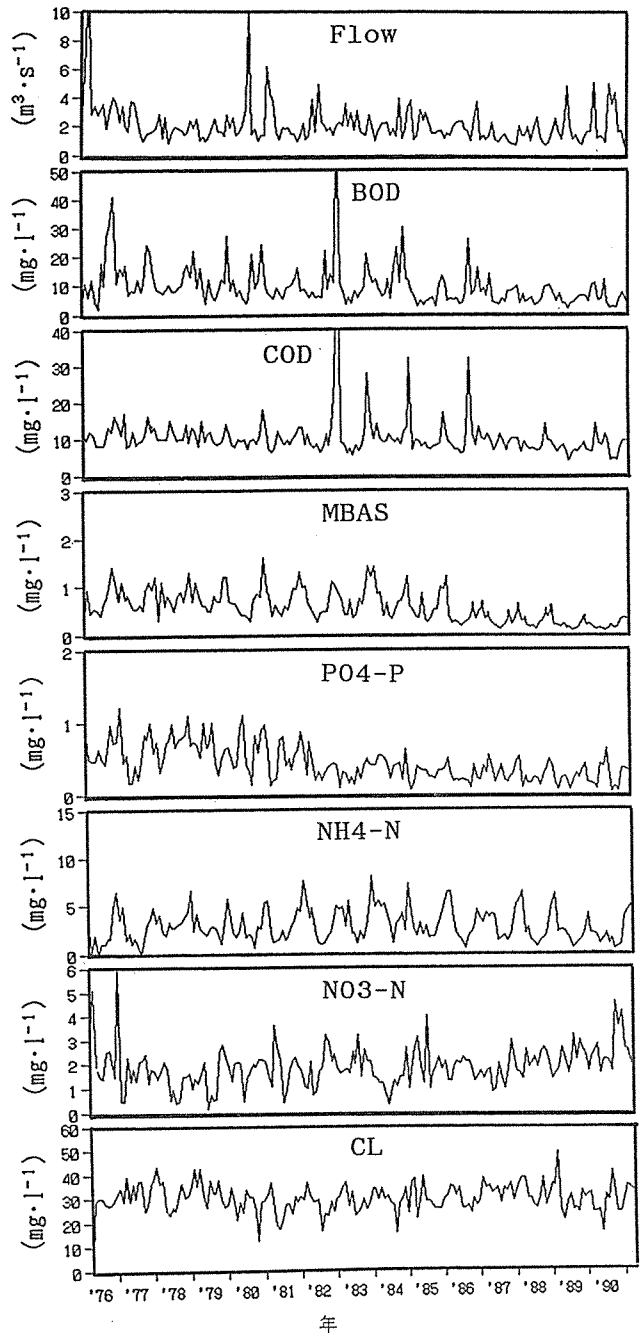


図-2 水質時系列

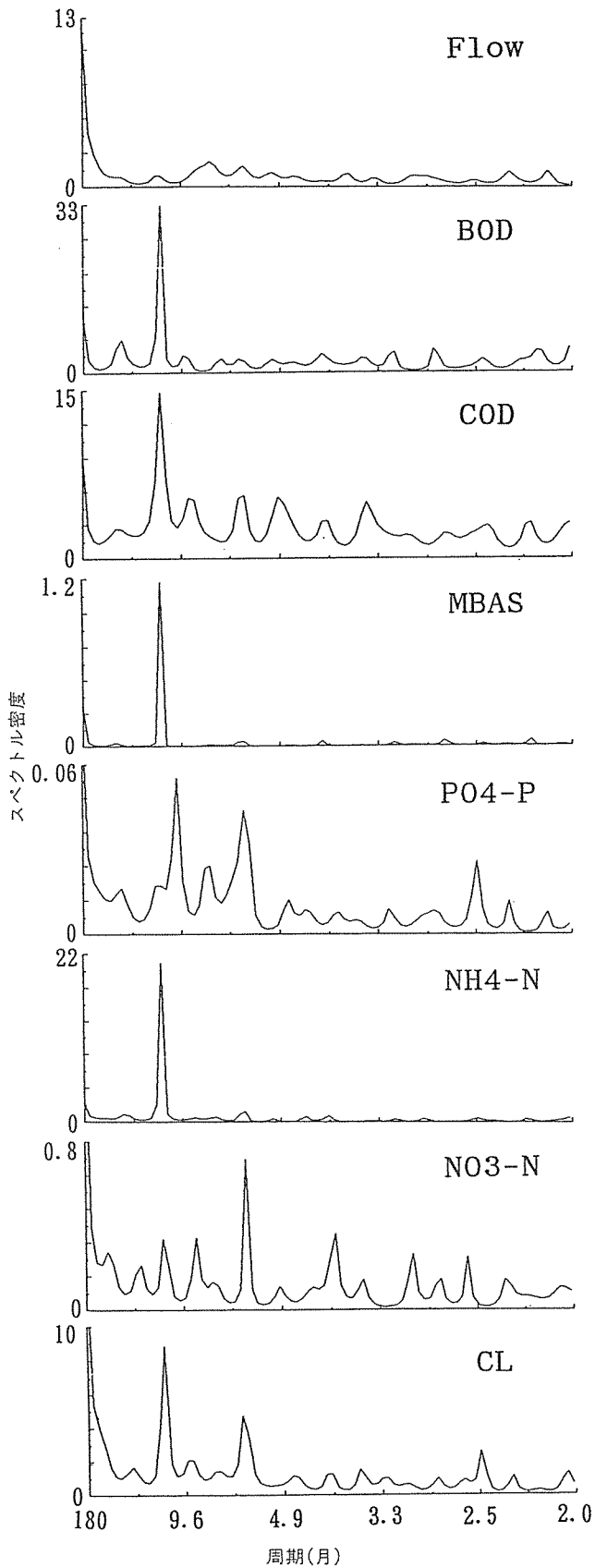


図-3 水質時系列のパワースペクトル

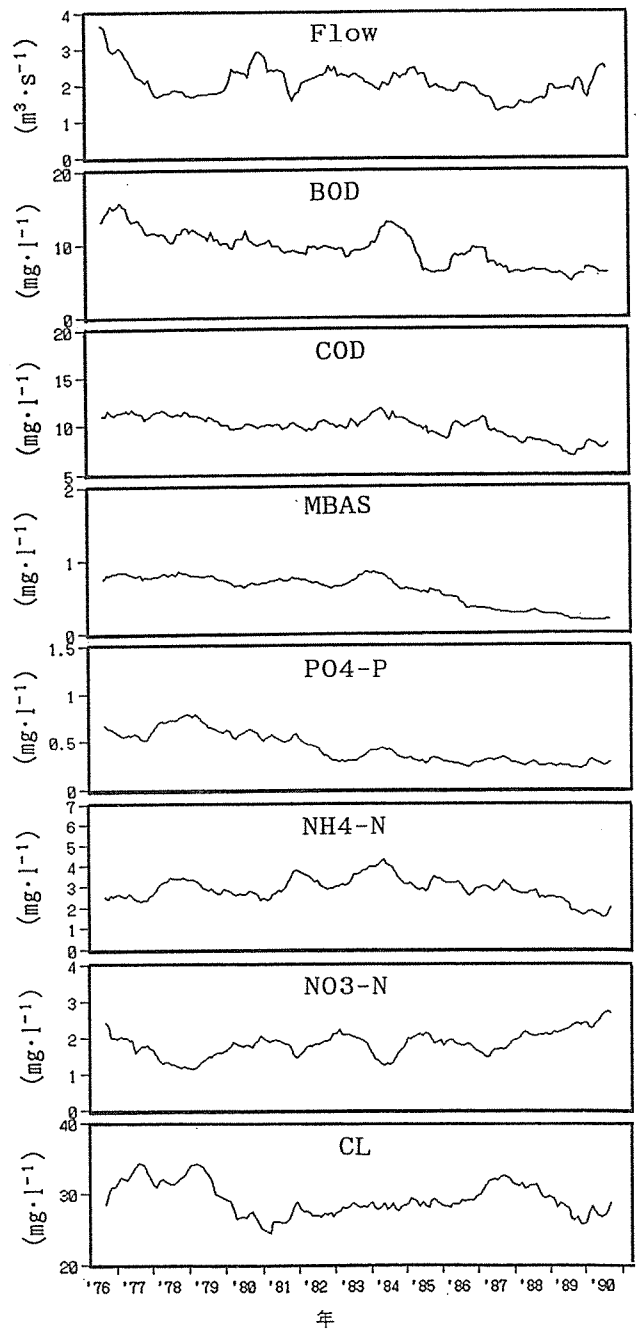


図-4 水質の12ヶ月移動平均時系列

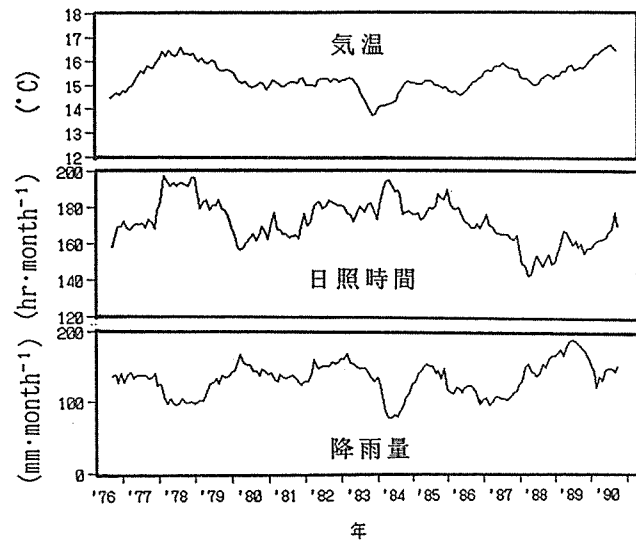


図-5 気象の12ヶ月移動平均時系列

降雨量の少ない年は気温が少し高く日照時間が長くなる傾向を示し、降雨量の少ない年は少ない順に1984, 1978, 1987, 1981そして1990年であった。これらの年は、明確な変動のみられない1987年以降を除き、MBASやNH₄-Nなどが高い年とほぼ一致した。また、降雨量のパワースペクトルから、その周期成分は33ヶ月であることがわかった。したがって、MBASやNH₄-Nなどが3年程度の周期で変動する要因は、主として降雨量の長周期変動を背景とした河川流量の増減の影響であると言える^{7,11)}。

一方、3-1節で述べたように、谷本川における長周期成分は20~26ヶ月であったが、比較的生活排水の影響の大きい河川での主要な長周期成分は30ヶ月程度^{2,8)}である。そして、水質の12ヶ月移動平均時系列(図-4)をみると、項目によっては変動幅は小さいものの3年より短い周期で変動している傾向も認められる。この違いの理由として、谷本川は汚濁程度が低いので、降雨量の年々変動による希釈作用以外の因子が影響して2年程度の周期を示したことが考えられる。この2年程度の周期変動の原因の1つに、古田ら¹²⁾の指摘した気温変動が考えられる。すなわち、地上気温の変動にみられる2年前後の周期の循環変動が水温変動などにも認められ、それが河川水質の2年程度の周期変動として現れたと推察されるが、詳細については今後の検討課題である。

NH₄-Nについては、季節変動(図-2)および数年程度の周期変動ともに正弦波に近い形をしている。そこで、NH₄-Nの季節変動の振幅に対する数年程度の周期変動の振幅の比率を計算により求めると¹¹⁾、その比率は平均して約3割弱となった。したがって、3年程度の周期で繰り返される降雨量の増減が河川水質に対して与える影響の度合は、谷本川ではNH₄-Nに関して季節変動幅の3割弱を占めるといえよう。

このようなMBASやNH₄-Nの変動特性とは異なり、NO₃-Nは降雨量の多い時期に高濃度を示した。雨水中にもNO₃-Nは含まれているが、その濃度は平均して0.23mg/l程度¹³⁾であり、雨水はむしろ都市河川水中のNO₃-N濃度を希釈しているといえる。したがって、NO₃-Nの高濃度の要因としては、降雨に伴う流出の影響が考えられる。一般に、降雨に伴う短期的な流出は、表面流出、中間流出および地下水流出(基底流)の3つから形成されている¹⁴⁾。このうち、浅層土壌を通過して流れ出る中間流出は、降雨終了後に降雨の始まる前の濃度を上まわる成分を含み、しかもその状態が降雨後の数日間程度持続する場合が多い^{15,9)}。NO₃-Nはこの中間流出成分に該当する。また、降雨量の多い年は平年に比べて降雨影響を受ける期間の長い年であると考えられる。したがって、降雨量の多い年は平年より中間流出の影響を受ける確率が高くなり、その結果、12ヶ月移動平均のNO₃-N濃度が高まったと推察される。

なお、日本の降雨量が数年程度の周期変動を示す原因は、太平洋赤道域の東部と西部との間で生じている数年周期の気圧変動(エルニーニョと南方振動)によって大気中に大規模な波動が作られ、それが時間遅れで北上し日本の降雨量に影響するためと考えられている^{15,16)}。

3-3 水質のトレンドの要因およびその影響

3-3-1 減少のトレンド

図-4において、BOD, COD, MBASおよびPO₄-Pは減少のトレンドを示した。しかし、気象(図-5)にはほとんどトレンドが認められないことから、これらの減少のトレンドは気象因子によるものではなく、下水道の普及など社会因子の影響によるものと考えられる。表1に、谷本川流域における下水処理場の稼働状況^{17,18,19)}や水

表-1 水域環境に係わる社会因子

年	内 容
1968	C 下水処理場稼働
1977	A 下水処理場稼働
1980	滋賀県「琵琶湖の富栄養化の防止に関する条例」施行 無リン化洗剤へ転換→1983年までにほとんどが転換
1982	茨城県「霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例」施行
1985	水質汚濁防止法改正→湖沼のN・P基準設定
1987	コンパクト型洗剤へ転換
1989	D 下水処理場稼働
1990	水質汚濁防止法改正→生活系排水対策の追加

域環境の改善に関わる社会的な出来事²⁰⁾などを年代順にまとめて示す。

谷本川流域の横浜地域、町田市域および川崎市域では、それぞれ1977年, 1968年および1989年から下水処理が開始された。また、1980年から1990年にかけては全国的に富栄養化防止などのための様々な施策や取り組みが行われた。したがって、BODやMBASなどの有機汚濁成分が減少のトレンドを示したのは、行政・メーカー・市民が水質汚濁対策に取り組んだ結果であると考えられる。以下、これら減少のトレンドを示す項目について考察した。

人為的汚染の程度を表す指標であるMBASについてみると、1984年頃まではほぼ横ばいで推移している。しかし、それ以降は水質の改善効果によると思われる減少傾向が明確に現れている。また、BODやCODはMBASとほぼ同様な傾向を示すが、PO₄-Pについては、そのようなトレンドのなかで1980年から1983年にかけて行われた無リン洗剤への転換の効果によるものと思われる降下も1982~1983年にわずかに認められた。しかし、1984年以降はその減少傾向は小さくなった。

1984年から1990年まではほぼ一定した減少のトレンドを示すBOD, COD, MBASおよびPO₄-Pについて、回帰式により1年間当たりの濃度減少率、その期間の平均濃度値に対する濃度減少率の比(相対減少率という)、および1990年度の平均濃度を求めた(表-2)。濃度減少率は水質項目それぞれの濃度の違いを反映しており、濃度減少率を水質項目相互の比較に用いるのは適当ではないが、それを基準化した相対減少率はその単位の中に濃度の次元をもたないため、各水質項目間相互の比較が可能となる。相対減少率の大きい項目は、大きい順にMBAS, BOD, PO₄-P, CODとなり、MBASはBOD

表-2 1984~1990年度における年間の濃度減少率と相対減少率および1990年度の平均濃度

水質項目	BOD	COD	MBAS	PO ₄ -P
濃度減少率(mg/l/年)	0.90	0.46	0.084	0.020
相対減少率(/年)	0.12	0.053	0.24	0.071
(相関係数*)	(0.75)	(0.85)	(0.95)	(0.74)
1990年度の平均濃度(mg/l)	6.1	8.0	0.17	0.27

*: 図4における年(月)と12ヶ月移動平均濃度の相関係数。

やCODに比べ2～4倍の相対減少率を示した。このように、河川水質の浄化効果がMBASによく現れた理由として、MBASは生活系と産業系に由来するものであるのに対し、BODやCODはそれ以外に自然・農地などからの排出経路もあるためと考えられる⁹⁾。

次に、BODとCODについて比較してみると、BODの濃度減少率・相対減少率はともにCODより約2倍大きいことから、河川水質の浄化効果はCODよりBODの方でより大きく現れていることがわかった。

PO₄-Pに関しては、洗剤中のリン酸塩との関係が考えられる。もし、PO₄-Pが洗剤に含まれるリン酸塩のみに由来するならば、1980～1983年の無リン洗剤への転換時に明確な減少を示すはずであるが、そうはならなかった。また、その相対減少率はMBASの相対減少率と同じになるはずであるが、PO₄-Pの相対減少率は0.071/年でMBASの0.24/年より低かった。この理由として、下水処理においてMBASに比べPO₄-Pの処理効率がよくないこと、またPO₄-Pは洗剤以外に農地由来のものなどがあることが考えられる。

一方、将来においてMBASを含む生活系や産業系の排水はすべて下水で処理され、河川水中にはMBASは含まれなくなると仮定すると、自然や農地由来などの成分も含まれているBODおよびPO₄-Pはその時点で濃度がゼロとはならず、その河川固有の値を示すことになる。そこで、MBASに対するBODおよびPO₄-Pの回帰式から、MBASがゼロの時のBODおよびPO₄-Pを求めると、それぞれ0.3～3.6mg/l(相関係数 r = 0.74) および0.14～0.19mg/l(r = 0.79)となった。実際には、MBASは下水処理によっても完全には除去されないこと²¹⁾などから、BODおよびPO₄-Pは上記の値より少し高い値をとると考えられる。1990年度におけるBODおよびPO₄-Pの平均濃度はそれぞれ6.1、0.27mg/lであり、今後もBODとPO₄-Pは減少して行くが、その減少速度はより緩やかになると推察される。

3-3-2 増加のトレンド

NO₃-Nについては、BODなどとは逆に増加のトレンドを示した。この要因として、窒素汚染の地下水による河川への流出影響と硝化反応との関連の2つが考えられる。

まず、地下水の影響について考察する。3-2節で述べたように、NO₃-Nの3年程度の周期変動は降雨量の多い年に中間流出の影響が高まることに起因するものであった。したがって、降雨量に増加のトレンドが認められれば、それがNO₃-Nの増加傾向を引き起こす要因となる。しかし、降雨量の12ヶ月移動平均時系列(図-5)にはほとんどトレンドが認められない。一方、NO₃-Nの時系列(図-2)をみると、季節変動幅は大きく変化しない形で増加のトレンドを示していることから、3つの流出のうち地下水流出(基底流)による影響が考えられる。すなわち、基底流は恒常的な地下水の供給から成る¹⁹⁾ので、その供給地下水が汚染されれば河川水質にも影響を与えることになる。近年、農地への窒素肥料の施肥などによる地下水のNO₃-N汚染が顕著になってきており、飲用水基準(この場合はNO₃-NとNO₂-Nの濃度和)の10mg/lを超過した井戸も増えてきている^{22,23)}。したがって、基底流を構成する地下水は経年的にNO₃-Nによって汚染されてきており、地下水の流速が小さいことも原因して、その河川水質への影響は時間遅れでかなり緩やかに現れてきたと考えられる。

次に、硝化反応との関連については、今回用いたデータは1日の中で硝化反応が活発に行われている午前12時前後の水質について得られた結果であるので¹⁰⁾、経年的に硝化反応が高まれば、あるいはNH₄-Nが増加すれば、それに応じてNO₃-Nも増加することにな

る。河川中の硝化菌のデータがないので、硝化反応の促進について詳しいことは言及できないが、溶存酸素(DO)濃度が高くなると、それに応じてNO₃-Nも増加する傾向がある¹⁰⁾。ここには、DOの時系列を提示しなかったが、DOは経年的にわずかに増加傾向を示している。DOは水質がきれいになってきたため増加したと推察されるが、このことがNO₃-Nの増加の1つの要因になっていると考えられる。また、下水処理水に比較的多く含まれているNH₄-Nが硝化作用によってNO₃-Nの増加に寄与していることも考えられ、さらに季節的なものとして非特定汚染源からの影響なども考慮する必要がある。なお、NH₄-Nは、それ自体が水域生態系に悪影響を及ぼす⁹⁾ほか、硝化に際し溶存酸素を消費するため、硝化性のBODとして測定される²⁴⁾。水質が改善されるに連れ、BODの中で硝化性BODの占める割合が高まると予想されるので、BODの評価をする際にはNH₄-Nの影響についても検討する必要がある。

BODなどの場合と同様に、定量的にNO₃-Nの変化を調べるため、回帰式から1984年から1990年における1年間当たりのNO₃-Nの濃度増加率を求めたところ、0.14mg/l/年となった。1990年度のNO₃-Nの平均値は2.7mg/lであるので、その年以降も同じ濃度増加率で推移していくと仮定すると、約52年で飲用水基準の10mg/lに達することになる。しかし、濃度増加率が変化していくことも考えられることから、今後もNO₃-NやNH₄-Nの濃度推移に注意を払っていく必要がある。

3-3-3 N/P比の変化

一般に、藻類の増殖は最小律の法則に従い、最も不足する物質が制限因子となり、増殖量を支配する。湖沼における富栄養化現象は、窒素あるいはリンが制限因子となる場合が多く、N/P ≤ 20かつP ≥ 0.02mg/lの場合に窒素を制限因子としている²⁵⁾。そして、NおよびPの大部分はそれぞれNH₄-NとNO₃-NおよびPO₄-Pによって占められていることから、NH₄-NとNO₃-Nの濃度和とPO₄-Pの濃度の比をN/P比としても大略間違いはない。

今までの考察結果から、NO₃-Nは増加傾向、そしてNH₄-Nは横ばいしないしやや減少傾向を示すが、PO₄-Pは1984年以降は明確に減少傾向を示すことがわかった。したがって、N/P比は経年的に増加していくと予想されるので、N/P比の変化について調べた。図-6に、N/P比の時系列を示す。

N/P比は、1976年から1980年頃までは10を超えることは少なかったが、1981年から徐々に増加していき、1980年後半には20を超えることが多くなった。したがって、谷本川においては過去15年間に制限因子はNからPに移ったといえよう。今後はPの減少速度は緩やかになるが、Nの増加傾向は続くこととみられることから、これからは制限因子がPであることに変わりはないと推察される。また、PO₄-

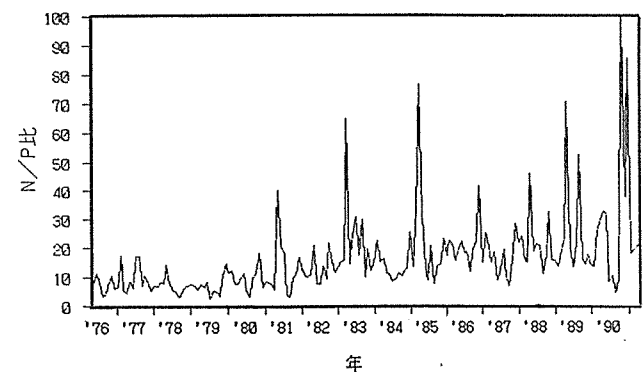


図-6 N/P比の時系列

-Pの濃度は1990年度平均で0.27mg/lであり(表-1),現在でも二次汚濁を引き起こすのに充分である。富栄養化対策として、Nの増加を抑えるとともに、Pの負荷量の削減についてもさらなる努力が期待される。

4. ま と め

有機汚濁程度の比較的小さい鶴見川本流の谷本川(千代橋)において、過去15年間の公共用水域水質測定結果を用いた時系列解析を行った結果、以下のことが明らかとなった。

1) 水質時系列には、季節変動のほか3年程度の周期変動や減少および増加のトレンドが認められた。また、2年程度の周期変動も存在すると思われるが、その原因についてはわからなかった。

2) 3年程度の周期変動は、地球規模の気象変動に伴う降雨量の3ヶ月の周期変動に起因するものであった。降雨量の多い年に低濃度を示す項目はBOD、COD、MBAS、 PO_4 -Pおよび NH_4 -Nであり、逆に高濃度を示す項目は NO_3 -Nであった。それらの原因として、前者は降雨量の増加に伴う希釈効果、後者は降雨による中間流出の割合の増加が考えられた。

3) 減少のトレンドを示す項目は、BODなどの有機汚濁成分や PO_4 -Pであり、下水道の普及や無りん洗剤への転換などが減少の主な要因であった。相対的な減少率は、大きい順にMBAS、BOD、 PO_4 -PそしてCODであり、この順序はそれぞれの成分の内容や排出源の違いによって説明できた。

4) 増加のトレンドを示す項目は、 NO_3 -Nであった。 NO_3 -Nの増加原因として、地下水の窒素汚染や NH_4 -Nの硝化による影響が考えられた。 NH_4 -Nについては、明確なトレンドは認められなかった。

5) NO_3 -Nは増加し PO_4 -Pは減少しているため、N/P比は増加してきており、富栄養化の制限因子はNからPに変わった。

謝 辞

公共用水域水質測定計画に携わっている横浜市、神奈川県の関係各位に感謝します。また、下水道普及率などの情報について助言して頂いた町田市下水道部の渋谷伸一氏に深謝します。

参考文献

- 1) 二宮勝幸, 水尾寛己: 主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析(II), 横浜市公害研究所報, 13, 121~129(1989).
- 2) 古田正次, 岩瀬敏夫: 環境水質データの解析システムについて, 愛知県公害調査センター報告, 17, 35~43(1989).
- 3) 神奈川県: 神奈川県水質調査年表(昭和51年度~平成2年度).

- 4) 古武家善成: 兵庫県内の河川および沿岸海域におけるMBAS長期モニタリングデータの統計解析, 水質汚濁研究, 14(3), 165~173(1991).
- 5) 福島 博, 小市佳延, 大場栄次, 福島 悟: 鶴見川中流域における水質の周H変動, 横浜市公害研究所報, 10, 129~140(1985).
- 6) 横浜地方気象台: 神奈川県気象年報(1976~1991).
- 7) 日野幹雄: スペクトル解析, 朝倉書店(1979).
- 8) 横浜市公害研究所: 魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書, 第2章 魚の死亡事故と水質変動特性との関連, 公害研資料No.91(1991).
- 9) 海老瀬替一: 面源負荷の流出に及ぼす水文条件の影響, 国立公害研究所研究報告, 95, 57~70(1986).
- 10) 二宮勝幸, 水尾寛己: 魚類への死事故に関する調査, 横浜市公害研究所報, 12, 97~108(1987).
- 11) 鈴木栄一: 気象統計学, 地人書館(東京), (1975).
- 12) 古田正次, 岩瀬敏夫: 汽水域における環境要因の変動特性—地上気温の年々変動—, 愛知県公害調査センター報告, 19, 18~22(1991).
- 13) 矢本てるみ, 加藤善徳: 横浜市における酸性雨調査, 横浜市環境科学研究所報, 17, 205~207(1993).
- 14) 国松孝男, 村岡浩爾: 河川汚濁のモデル解析, p94, 技報堂出版, 東京(1989).
- 15) 中島幸久: ENSOと日本の降水量の年々変動, 気象, 33(7), 35~37(1989).
- 16) 気象庁編: 異常気象レポート'89, p238, 大蔵省印刷局(1989).
- 17) 横浜市下水道局: 水質年報(昭和51年度, 平成2年度)
- 18) 町田市下水道部: 下水道事業年報(昭和52年度, 平成2年度)
- 19) 川崎市: 麻生環境センター・パンフレット
- 20) 吉村孝一: 化学物質としての界面活性剤, 水環境学会誌, 16(5), 294~301(1993).
- 21) 三浦千明: 合成洗剤と環境, 水質汚濁研究, 10(5), 315~321(1987).
- 22) 川西琢也, 川島博之, 尾崎保夫: 地下水の硝酸態窒素濃度の上昇と農業生産, 用水と廃水, 33(9), 725~736(1991).
- 23) 永井 茂: 地下水の無機汚染の実態と問題点, 水, 9, 18~25(1990).
- 24) 津久井公昭, 山崎正夫: 都内河川水質の特性, 東京都環境科学研究所報, 175~181(1991-2).
- 25) 鈴木 繁: 公共用水域の水質と保全対策の動向, 用水と廃水, 35(1), 7~18(1993).

横浜市沿岸海域における底質環境

白柳 康夫*, 上原 明**

要 旨

横浜市沿岸海域5地点における底質柱状試料を調査した結果、本牧埠頭沖の地点は、底質性状が黒色シルトであったが、根岸湾から金沢湾にかけての4地点においては、黒灰色から灰緑色の底質性状であった。また、強熱減量、亜鉛、鉛及び銅は、本牧埠頭沖を除いて、港奥部の内港地区に比較して低い値を示し、有機汚濁・重金属汚染ともに進行していなかった。これは、沿岸域の方が地形的に閉鎖性が低いためと考えられる。

覆砂等の砂層から推定した堆積速度は、本牧埠頭沖で4.67cm/y、金沢湾沖で0.79cm/yであった。

1. はじめに

東京湾の水質汚濁問題が社会問題となって久しいが、近年は七都県市首脳会議（首都圏サミット）でも各自治体に共通の問題として検討されている。東京湾のような閉鎖性水域での水質汚濁問題を考える際、底質汚濁の問題が重要なテーマとなる。そこで首都圏サミットでは、水質専門部会の中に「底質改善検討ワーキンググループ」を組織し、検討を行っている。底質改善対策の一般的手法としては、浚渫・覆砂などが挙げられるが、東京湾という広大な水域での事業となると膨大な費用を要する。また、効果的な改善対策を策定するには、現状の正確な把握→汚濁機構の解明→改善対策といった手順に従って行う必要がある。

横浜港の底質汚濁に関しては、既報¹⁾⁴⁾で主として港奥部について報告した。横浜港の港奥部は、東京湾という閉鎖的な湾の中のさらに奥まった場所に位置しており、底質汚濁が進行していることが確認されている。この港奥部に比較して、磯子から金沢にかけての沿岸域は、東京湾に直接面しており、港奥部に較べると閉鎖性が低くなっている。しかし、東京湾の水質汚濁を考える上で、この水域の底質汚濁の現状も把握しておく必要がある。そこで、横浜市沿岸海域5地点で、底質柱状試料を採取して底質環境に関する調査を行った。

なお、本調査は環境保全局水質課が実施した「横浜港底質改善対策調査」に併せて行った。

2. 調査地点及び分析方法

2-1 調査地点

調査地点は、横浜市沿岸域の5地点で、St.1本牧埠頭沖は、本牧埠頭の東側に位置し、前面には海づり公園施設が設置されている。護岸からは、約800m離れた場所で、水深は24.5mであった。St.2根岸沖は、護岸からは約500m離れており、水深は14.5mであった。St.3根岸湾は根岸湾内で、湾岸には石油化学工場、火力発電所等が立地している。水深は12mであった。St.4富岡沖は、護岸からの距離200m、水深14.5mであり、富岡川河口の前面にあたる。前面の富

岡地区は、1974年から1975年にかけて造成された埋立地である。St.5金沢湾沖は、護岸からの距離200m、水深18.5mであった。

2-2 分析方法

底質柱状試料は、内径100mm、全長2mのポリカーボネイト製パイプを用いて、潜水して採取した。採取にあたっては、バイブレーションコアサンプラーを用いた。底質柱状試料は、表層から10cmごとに分取して分析に供した。

分析項目は、強熱減量 (I.L.)、鉛 (Pb)、亜鉛 (Zn)、銅 (Cu) とした。強熱減量は環境庁編「底質調査方法」により、鉛など3元素はけい光X線法⁵⁾により分析した。

3. 結果及び考察

3-1 外観及び性状

図-1に底質柱状試料の柱状図を示す。また、分取の際に確認された貝類についても併せて示す。

• St.1：全長は165cmで、表層から55cmまでの層は黒色のシルト質、55~90cmが黒緑色シルト、90~100cmが黒緑色の砂、100~105cmが黒緑色シルトの砂混じり、105~150cmが黒緑色シルト、150~165cmが灰緑色シルトであった。表層から3cmまでの層は、流動的な浮泥状態であった。表層から65cm位までは硫化水素臭がした。100cm前後の層に出現した砂層は、横浜市港湾局が昭和52年に実施した覆砂のためと推察される。また、70~80cmの層と150cm以深の層においては、貝殻の破片が多数みられた。100~110cmにかけては、下駄(100mm×50mm程度)の切れ端がみられた。

• St.2：全長は128cmで、表層から15cmまでは灰褐色シルト、15~128cmが灰緑色シルトであった。分取の際に、比較的大型の貝類が確認され、25~30cmの層にイヨスグレ(合弁)、38~42cmの層にイタボガキ、105~110cmの層にツキガイモドキとスグレガイがみられた。

• St.3：全長は110cmで、表層から35cmまでは黒灰色シルトのやや砂混じり、35~60cmが灰緑色シルトの砂混じり、60~110cmが灰緑色シルトであった。全層を通じて貝殻片が多くみられた。特に、表層から20cm位の層で多かった。

The sedimentary environment in Yokohama City coastal area.

*Yasuo Shirayanagi, 横浜市環境科学研究所水質部門

**Akira Uehara, 横浜市環境保全局公害対策部監視センター

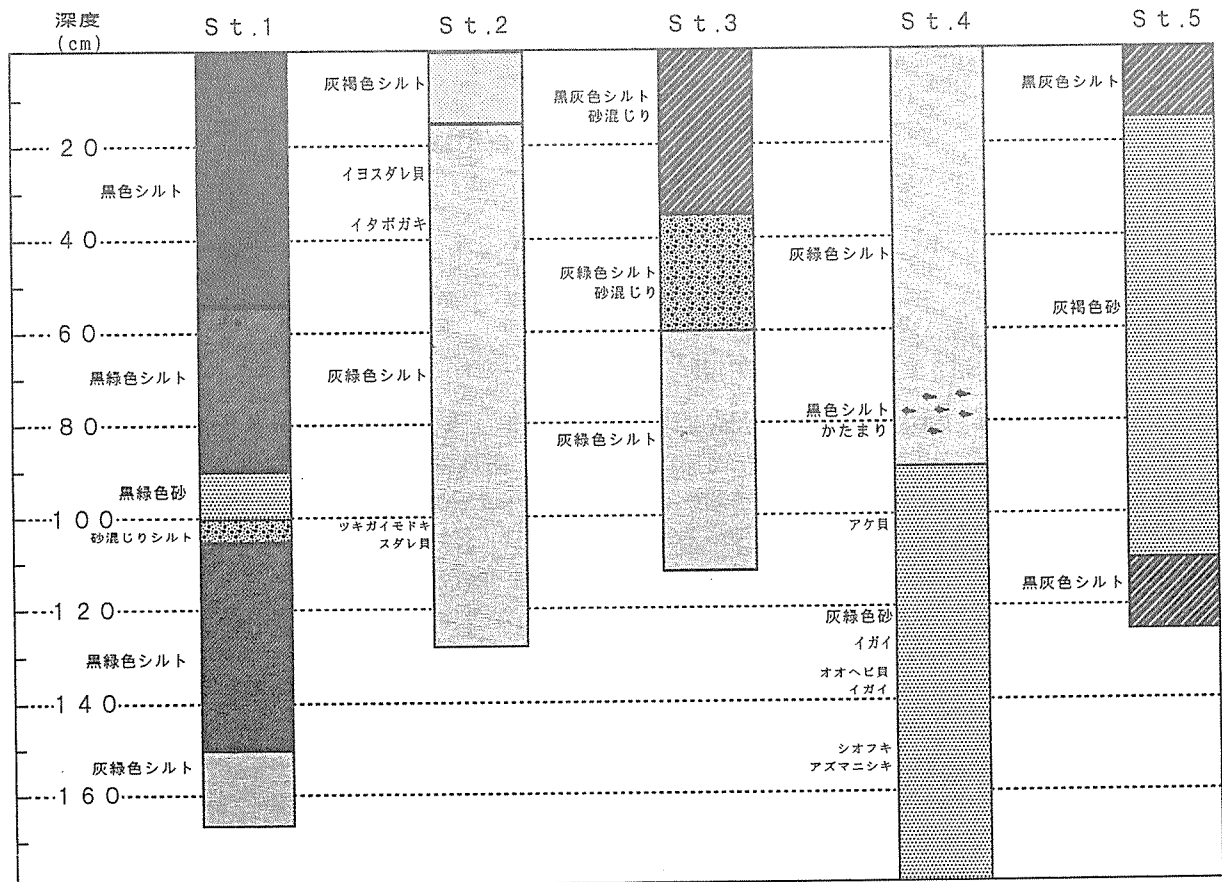


図-1 底質柱状試料の外観及び性状

- St.4: 全長は180cmで、表層から90cmまでは灰緑色シルト、90~180cmが灰緑色砂であった。80cm前後の層には黒色シルトの塊がみられた。90cm以深の層には、貝殻片が多数存在し、100cmの層にアケガイ、130cm~135cmの層にイガイ、135~140cmの層にヘビガイとイガイ、150~155cmの層にはシオフキとアズマニシキが確認された。
- St.5: 全長は125cmで、表層から15cmまでは黒灰色シルト、15cm~110cmが灰褐色砂、110cm~125cmが黒灰色シルトであった。15cmから約100cmの砂層は、横浜市港湾局が昭和48年に実施した⁶⁾、金沢海の公園の人工海浜造成工事の際に投入した砂の影響と推察される。

3-2 強熱減量の深度分布

図-2に強熱減量の結果を示した。なお、参考に1989年に実施した横浜港内港地区での調査結果⁷⁾を併せて示した。

- St.1: 100cm前後の層を除いて10%程度の値であり、外観等からも、有機汚濁がかなり進行している。100cm前後の層は、砂層となっており、そのため強熱減量が低い値を示したと考えられる。強熱減量の10%程度という値は、内港地区と同程度であり、沿岸域としてはかなり高い値となっていた。
- St.2: 6%程度の値で推移しており、大きな変動はみられなかった。外観的にも、ほぼ全層で灰緑色シルトとなっており、深度による変化はほとんど無いと言える。
- St.3: 表層から50cm前後の深度で高い値を示し、低層部と表層部で低い値を示した。50cm前後の層が堆積した時期の環境の状態によると思われるが、その他の重金属類はこのような顕著な傾向を示さなかった。
- St.4: 表層部で高く、深度が深くなるにつれて値が低くなる傾向を示した。この地点は、埋め立てにより流況等の水域環境がかなり変化したためと考えられる。

- St.5: 表層部(0~20cm)と低層部(90cm以深)でやや高く、中間部は2%程度の低い値を示した。これは、中間部が砂層であるためである。

以上、強熱減量の結果について述べたが、港奥部の内港地区に比較すると、St.1を除いて低い値を示した。これは、沿岸域の方が地形的に閉鎖性が低いためと考えられる。

3-3 鉛、亜鉛、銅の深度分布

図-3~5に、亜鉛、鉛、銅の結果を示した。参考に内港地区の結果を併せて示した。

- St.1: 深度分布のパターンは、強熱減量の結果とほぼ同様で、表層から160cmの深度から増加傾向を示し、130cmの層でピークに達し、90cmの層までは減少傾向、その後はほぼ横ばい状態で推移している。鉛は、60cmの層で高い値を示しているが、原因は明らかでない。表層部の値が、他の4地点に比較してやや高めとなっていた。内港地区と比較すると、半分以下の値であった。
 - St.2: 表層部でやや高い傾向がみられるが、ほぼ一定値で推移している。濃度的にも低く、前報⁷⁾で報告したバックグラウンド値と等しいような値であった。
 - St.3: 表層から60~70cmの層でやや高い値を示した他は、ほぼ一定値であった。強熱減量が高い値を示したのが50cm前後の層であり、重金属類が高い層とは一致していなかった。
 - St.4: 表層から90cm前後の層でやや高い値を示した他は、ほぼ一定値であった。外観が灰緑色砂から灰緑色シルトに変化するのが90cmの層であり、大きな環境変化があったことが推測される。
 - St.5: 表層と低層部でやや高めの値を示した他は、ほぼ一定値であった。外観と対比すると、シルト層でやや高めの値を示している。
- 以上、重金属類の結果について述べたが、いずれの地点も内港地

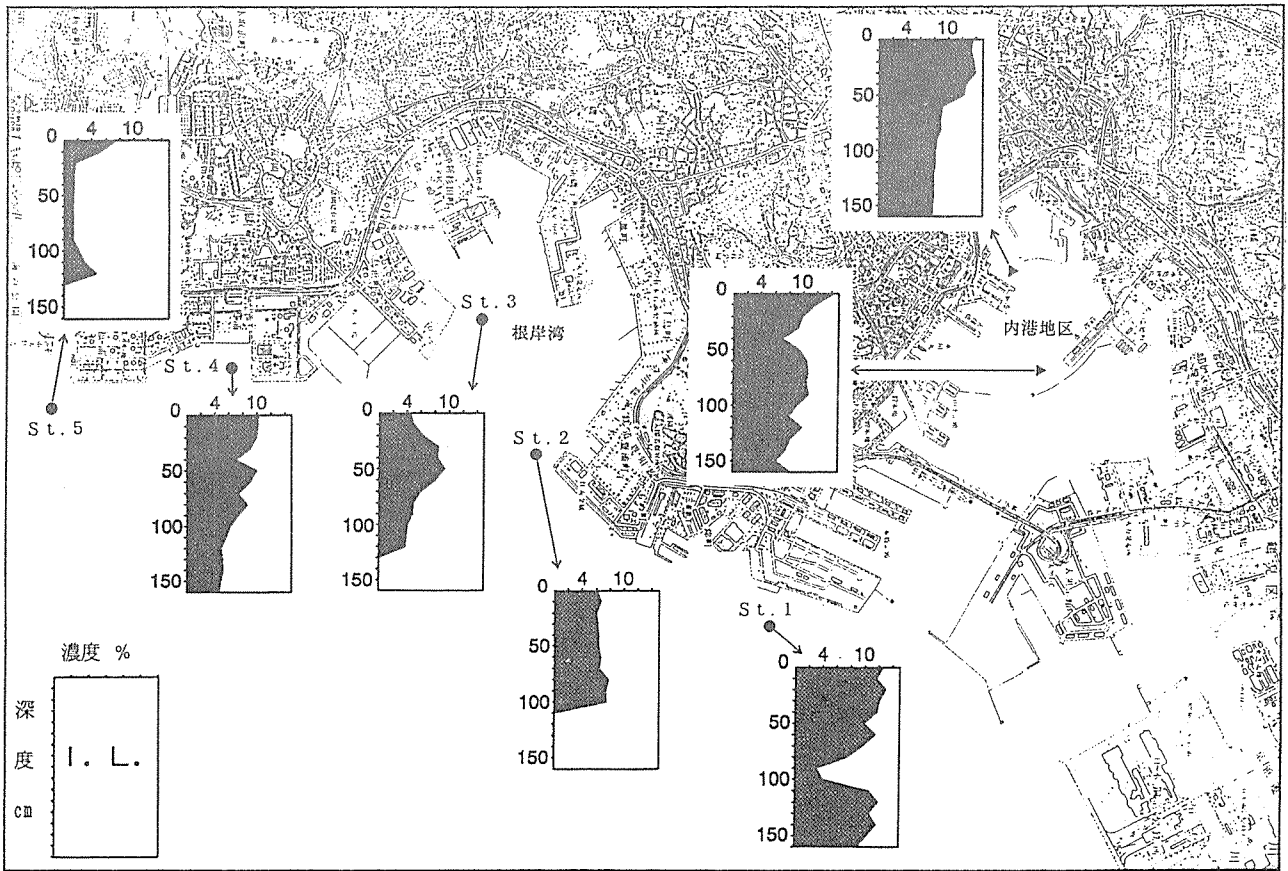


図-2 強熱減量の分析結果

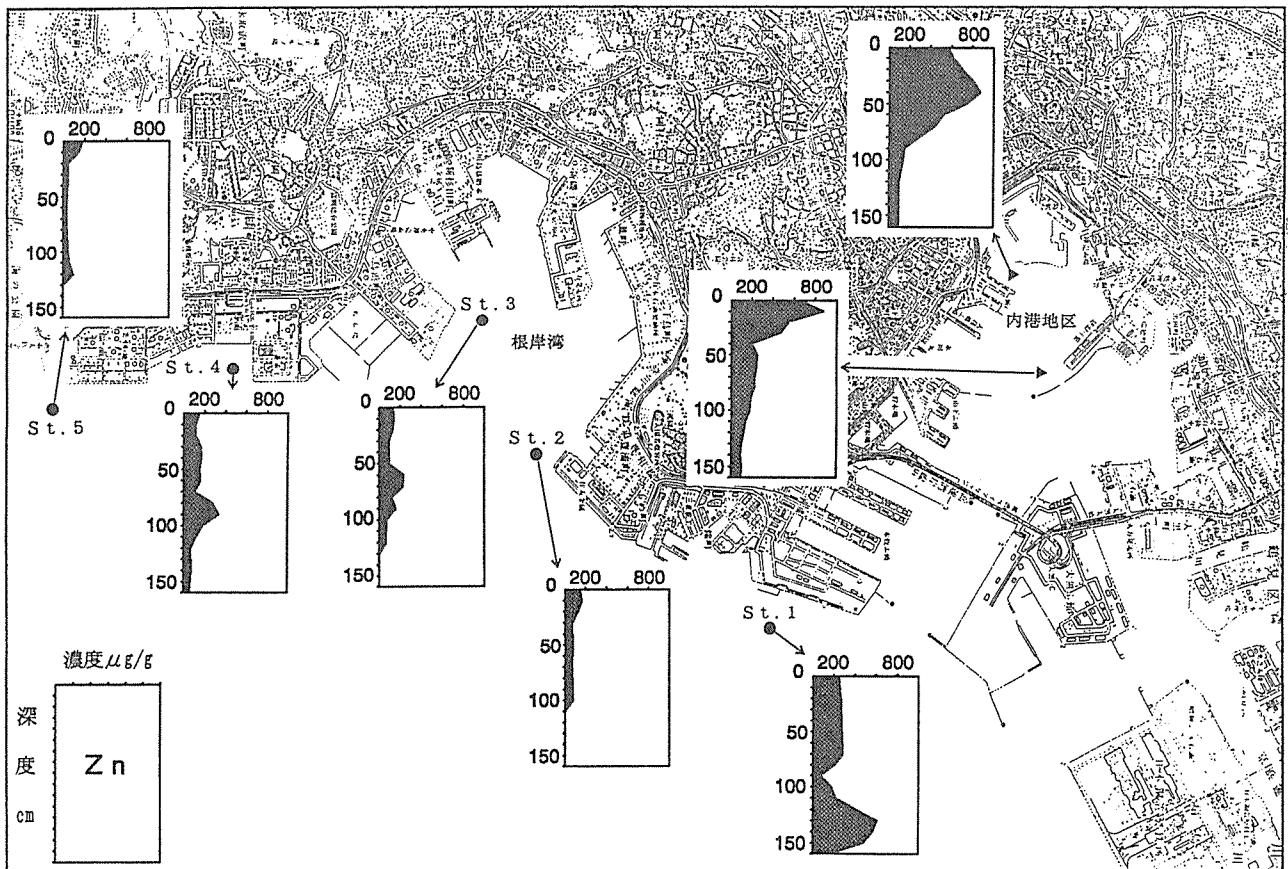


図-3 亜鉛の分析結果

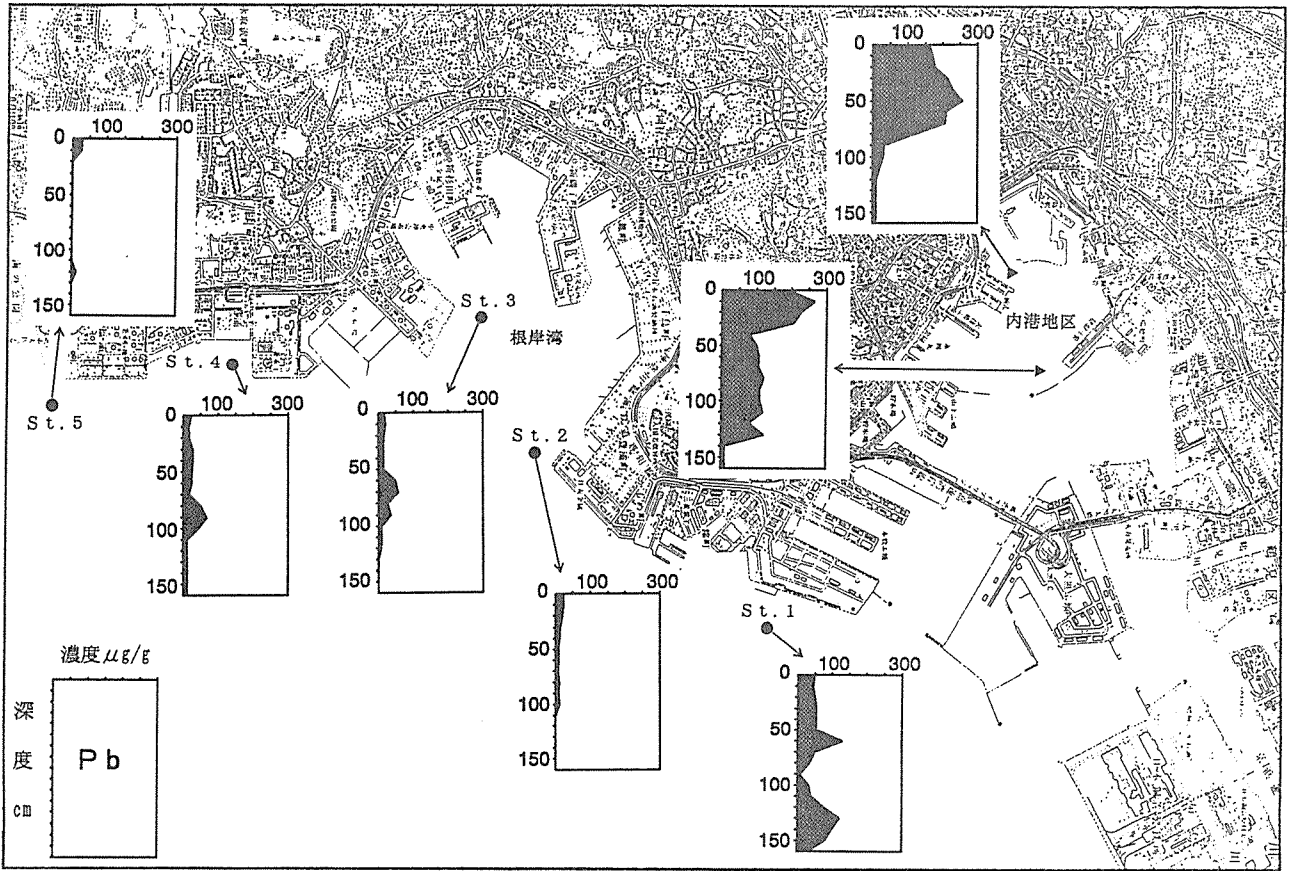


図-4 鉛の分析結果

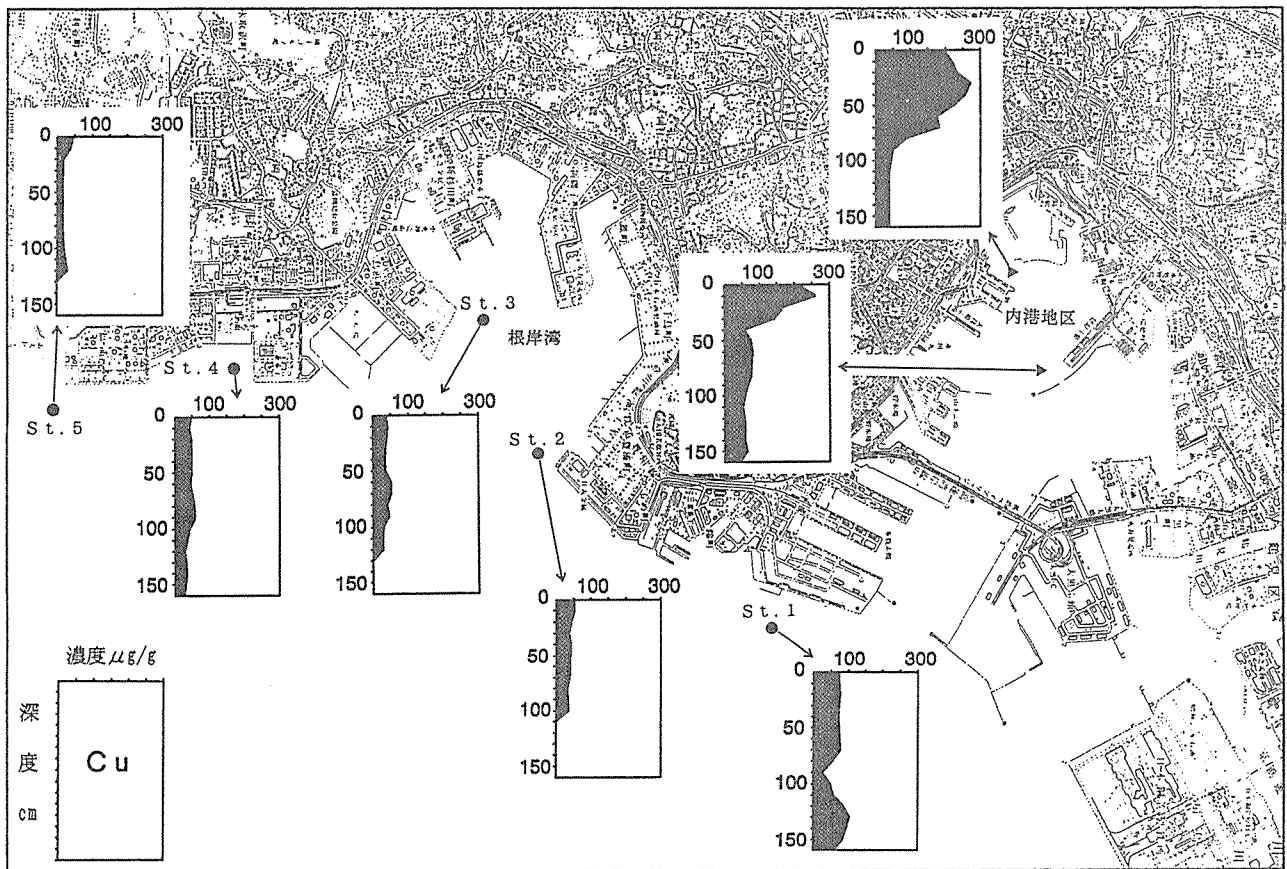


図-5 銅の分析結果

区と比較すると非常に低い値を示した。重金属濃度に関しては、沿岸海域は汚濁が進行していないと言える。

3-4 堆積速度の推定

横浜港の内港地区における底質の堆積速度については、前報²⁾までに報告してきており、2.2~5.1cm/yの値を得ている。しかし、沿岸海域における堆積速度については、未報告である。そこで、「横浜港底質改善対策調査」⁸⁾の結果や覆砂の実施状況などから、沿岸海域における底質の堆積速度を求めた。

堆積速度を推定する手法としては、底質柱状試料中の鉛-210等の放射性同位元素を分析することにより、堆積年代を推定する方法が一般的である⁹⁾。その他に、底質柱状試料中に表れる年代を示す日印を用いても推定可能である。今回採取した底質柱状試料は、St.1とSt.5において、覆砂による砂層が認められており、この層を日印として、堆積速度を推定する。

• St.1

この地点については、「横浜港底質改善対策調査」において鉛-210を用いた年代測定を実施している。しかし、砂層より上層は過剰鉛-210濃度が一定値を示し解析不能であった。また、砂層より下層においては1.23cm/yという値が得られている。そこで、上層の水分を詳細に分析すると、表層から70cmの層から水分の急激な変化が認められた。外観上は、90cmの層から砂層となっているが、70cmの層から砂の影響が認められる。この地点における覆砂が実施されたのが1977年であるので、15年間で70cmの底質が堆積したことになり、4.67cm/yの堆積速度となる。この値は、下層の値に比較すると、3.8倍もの大きさになる。しかし、横浜市港湾局港湾整備事務所が平成2年に実施した調査結果¹⁰⁾でも、砂層の上部に100cm以上の底質が堆積した地点が確認されている。この地点における底質の特徴として、有機汚濁物質濃度が高く、重金属類の濃度が低いことが挙げられる。重金属類の負荷源は、主として河川水など陸域からであり、この地点における堆積要因としては、海域での2次生産などが考えられるが、前面に設置された海釣り公園における撒き餌などの影響も考慮される。

• St.5

この地点は、1973年に人工海浜造成のための砂が投入された影響により、約100cmの砂層が存在していた。砂層の上部には、約15cmの黒灰色シルトが堆積しており、19年間で堆積したとすると、0.79cm/yの堆積速度となる。

以上、沿岸域2地点における堆積速度について検討したが、St.1における値は、内港地区の堆積速度に匹敵するものであり、堆積要因等については、さらに検討を要する。

4. まとめ

横浜市沿岸海域5地点における底質柱状試料を調査した結果、次のことがわかった。

St.1本牧埠頭沖の地点は、黒色シルトの底質であったが、他の4地点においては、黒灰色から灰緑色の底質性状であった。

強熱減量は、St.1本牧埠頭沖を除いて、港奥部の内港地区に比較すると低い値を示し、有機汚濁は進行していなかった。これは、沿岸域の方が地形的に閉鎖性が低いためと考えられる。

重金属類の亜鉛、鉛及び銅は、いずれの地点も内港地区と比較すると非常に低い値を示した。重金属に関しても、沿岸海域は汚濁が進行していなかった。

覆砂等の砂層から推定した堆積速度の結果は、St.1本牧埠頭沖で4.67cm/y、St.5金沢湾沖で0.79cm/yであった。

参考文献

- 1) 白柳康夫：底質柱状試料からみた横浜港の汚染の変遷，横浜市公害研究所報，12,73-84(1987)。
- 2) 白柳康夫：横浜港における底質汚染，横浜市公害研究所報，12,85-96(1987)。
- 3) 白柳康夫：横浜港における底質汚染(第2報)，横浜市公害研究所報，13,89-98(1988)。
- 4) 白柳康夫，大場栄次，大矢正代，福嶋悟：横浜港における底質の堆積要因，横浜市公害研究所報，14,137-148(1990)。
- 5) 白柳康夫：底質のけい光X線分析の検討，横浜市公害研究所報，8,103-110(1983)。
- 6) 横浜市港湾局開発事業課資料。
- 7) 白柳康夫：堆積年代を推定した底質柱状試料の作成，横浜港における水質・底質汚濁に関する調査報告書，129-132(1992)。
- 8) 横浜市環境保全局：横浜港底質改善調査報告書，28-34(1993)。
- 9) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアル「底質・生物編」，恒星社厚生閣(東京)，38-42(1986)。
- 10) 横浜市港湾局港湾整備事務所資料。

横浜港における底質汚染(第3報)

—水銀、カドミウムによる汚染状況—

白柳 康夫*

要 旨

横浜港の内港地区から沿岸域にかけての7地点における水銀及びカドミウムによる底質の汚染状況を調査した。その結果、水銀及びカドミウムによる汚染状況は、1973年の結果と比較すると、全ての地点で減少しており、大幅に改善されていた。しかし、恵比須運河においては、水銀が $38.2\mu\text{g/g}$ で検出された。また、水銀及びカドミウムとも、港奥部で高く、根岸湾から金沢湾にかけては、ほとんど検出されなかった。

底質柱状試料の深度分布の結果から、水銀、カドミウムとも表層よりも深度の深い層に高濃度で存在し、大岡川河口の地点では、表層から70cmの層で水銀が $10.5\mu\text{g/g}$ 、カドミウムは50cmの層で $4.07\mu\text{g/g}$ 検出された。また、カドミウムの深度分布の結果から、カドミウム濃度は日本の経済成長が始まる1950年頃から増加し始め、1970年頃にピークに達し、その後は減少傾向にあることがわかった。本牧埠頭沖の地点は、覆砂による砂層が存在し、この層を境に水銀及びカドミウム濃度が減少していた。

1. はじめに

日本における公害事例の代表的なものに水俣病がある。水俣病は、有機水銀による魚介類の汚染がもたらした健康被害であった。これを契機に水銀による環境汚染が問題となった。同様に、イタイタイ病もカドミウムによる公害病として問題となった。このような背景のもと、全国の自治体が水銀・カドミウムに関する環境調査を実施した。横浜市においても横浜港の沿岸域の底質等に関して調査を実施している。昭和49年度の調査結果¹⁾では、水銀が沿岸域の全域における底質から $0.07\sim 1.2\mu\text{g/g}$ の範囲で検出されている。昭和52年度には、鶴見区の運河部で高濃度の水銀汚染が確認され、有害底質の暫定除去基準 $59\mu\text{g/g}$ を設定して、基準値以上の水域に関して浚渫工事が実施された²⁾。水銀に関する浚渫工事は、昭和48年度に2件、昭和49年度及び昭和55年度にも各1件実施されたが、施工区域は運河部が主であった³⁾。カドミウムに関する浚渫事例はまだない。

近年、公共用水域水質測定計画による調査結果では水銀、カドミウムともまったく検出されていない⁴⁾。しかし、平成2年度における横浜市衛生研究所の東京湾産魚類15種20件、東京湾産貝類5種6件の水銀に関する調査では、平均値で魚類から $0.027\mu\text{g/g}$ 、貝類からも $0.002\mu\text{g/g}$ の値で検出されている⁵⁾。これは水中あるいは底質中に存在する水銀が食物連鎖などにより生物に移行したことも原因の一つと考えられる。横浜市沿岸域の底質に関する水銀・カドミウムの調査は、昭和49年度以来実施されていない。そこで、横浜港港奥部から本牧沖、金沢湾沖にかけての横浜市沿岸域における底質中の水銀・カドミウムに関する調査を実施したので、その結果について報告する。今回は、底質柱状試料を採取し、深度分布から汚染の変遷についても考察した。

2. 調査地点及び分析方法

2-1 調査地点

調査地点は、横浜港の内港地区から沿岸域にかけての7地点とした。St.1大岡川河口、St.2北水堤の内港地区で2地点、St.3本牧埠頭沖、St.4根岸沖、St.5根岸湾、St.6富岡沖、St.7金沢湾沖の沿岸域で5地点の合計7地点で底質柱状試料を採取した。底質柱状試料の採取は、潜水により内径100mmφ、全長2mのポリカーボネイト製パイプを用いて行った。内港地区の2地点は1989年9月に、沿岸域の5地点は1993年1月に採取した。また、平面的分布状況を把握するため、表層試料14試料についても調査を行った。

2-2 分析方法

底質柱状試料は表層から10cm毎に分取し、分析に供した。分析は、環境庁編「底質調査方法」に準じて行った。

なお、St.1とSt.2の試料は、「横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書」⁶⁾で報告した底質柱状試料を用いており、鉛-210により堆積年代を既に測定してある。

3. 結果及び考察

3-1 水 銀

3-1-1 平面的濃度分布

図-1に水銀濃度の平面的分布状況を示した。参考に、1973年の調査結果⁷⁾も併せて示した。その結果、全ての地点で1973年の値よりも低い値を示した。恵比須運河では $38.2\mu\text{g/g}$ と今回の調査の最大値を示した。恵比須運河においては、1978年に水銀汚染に基づく浚渫が実施されており、その時の除去基準は $59\mu\text{g/g}$ であった²⁾。今回の調査結果は、当時の除去基準を下回ってはいるものの、高い値を示した。水銀の濃度分布の特徴としては、本牧、大黒埠頭の内側の港奥部で濃度が高く、それよりも外側の地点は、 $1\mu\text{g/g}$ 以下の低い値であった。特に、根岸湾から金沢湾にかけては、定量限界値(0.1

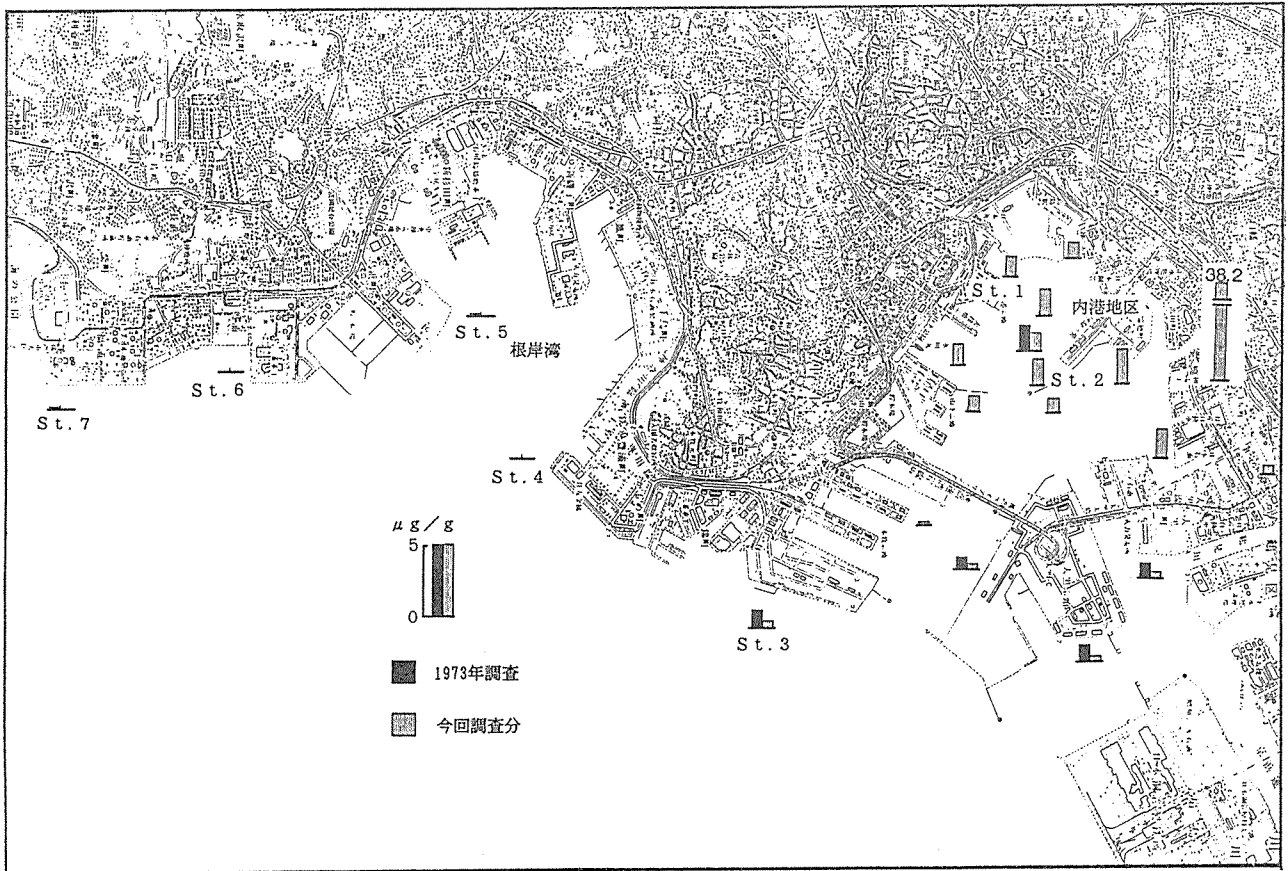


図-1 水銀の平面的濃度分布

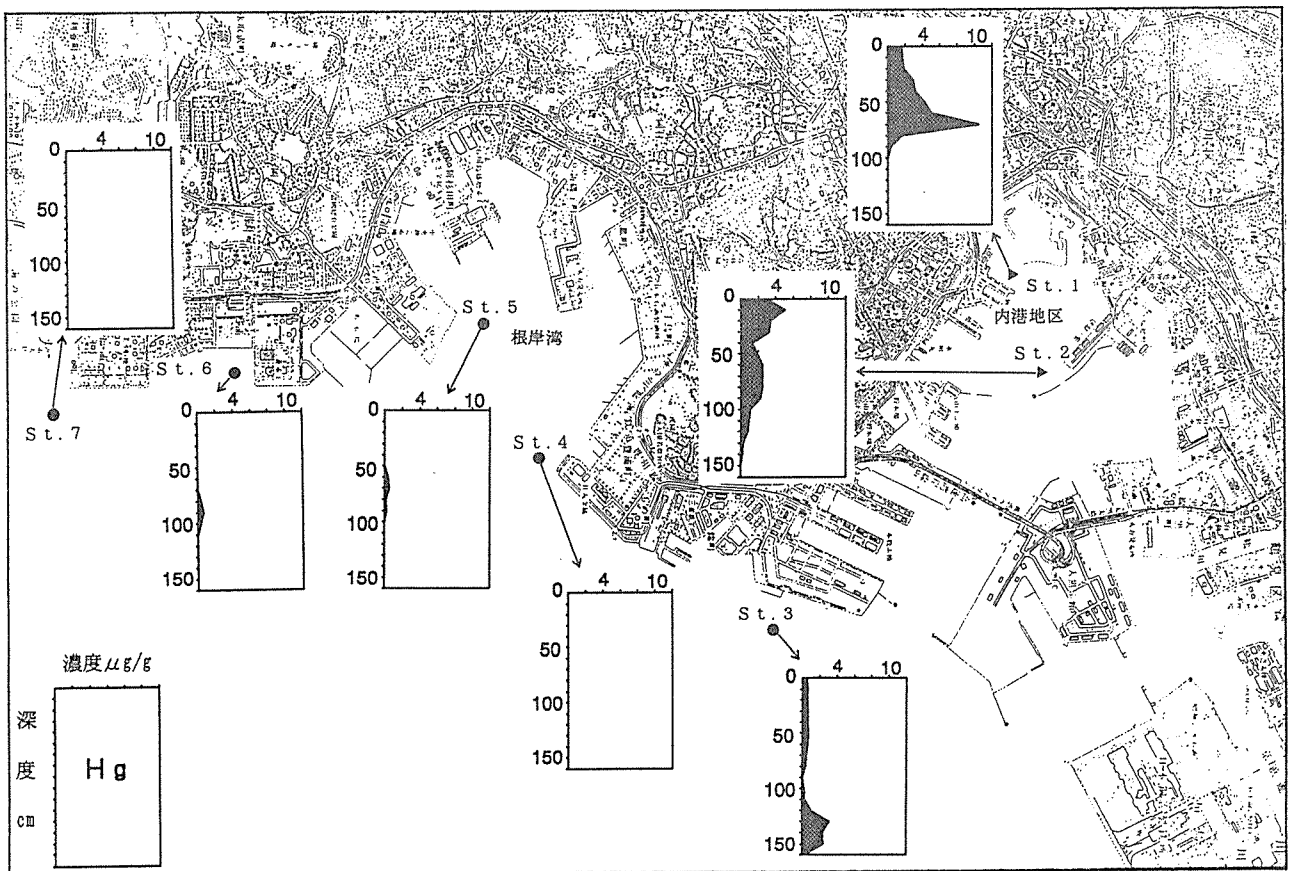


図-2 水銀の深度分布

μg/g) 以下であった。

3-1-2 深度分布

図-2に水銀の深度分布の結果を示した。St.1の大岡川河口では、表層から100cmの深度から検出され始め、その後急激に増大し、70cmの深度で10.5μg/gという最大値を示した。その後は、急激に減少し、表層付近ではほぼ横ばい状態であった。図-3には、日本における水銀の用途別消費量を示した⁹⁾。農業としての使用量が、1956年から増加し、その後1966年を境に減少傾向に転じていることがわかる。水銀全体としての使用量は、1964年をピークに減少傾向を示している。St.1における堆積年代と対比させると、急激に増加した時期と農業の使用量が増加した時期がほぼ一致するが、農業の使用量がその後1966年まで横ばいなのに対して、水銀濃度は急激な減少を示している。また、帷子川の流域に立地していた化学工場で水銀法によるカセイソーダの製造が行われており⁹⁾、その排水による影響も考えられる。しかし、カセイソーダ製造用の水銀も、1956年頃から急増しているが、その後も年による増減はあるものの1970年頃までは増加傾向を示しており、水銀濃度の変化と一致しない。水銀濃度の急激な減少の要因としては、横浜市の人口の増加率が急激な伸びを示したのがこの時期であり¹⁰⁾、郊外部における宅地開発による農地の減少に伴う、農業の使用量減などが一因として推測される。

St.2は、濃度レベルはSt.1に比較して低いが、深い深度まで水銀が確認された。表層から130cmの層から検出され始め、その後は増加傾向を示し、40cmの層で一度減少したが、10cmの層で最大値5.0μg/gを示した。鉛-210による堆積年代測定が100年程度が限度なので、130cmの堆積年代の正確な数字は出せないが、1900年以前であることは確実である。この年代の水銀による汚染の要因は明らかでない。その後の1950年過ぎからの増加は、農業やカセイソーダ製造用の消費量とほぼ一致している。

St.3は、表層から130~150cmの層で比較的高濃度を示し、それより上層では0.5μg/g程度の極低濃度で推移している。この地点は、1977年に実施された覆砂¹¹⁾の影響が90cm前後の層にみられる。覆砂後は、0.5μg/g程度の値で推移しているため、水銀に関しては覆砂による効果があったものと思われる。

St.4からSt.7は、極低濃度で検出された深度があるのみで、水銀による汚染は確認されなかった。

3-2 カドミウム

3-2-1 平面的濃度分布

図-4にカドミウムの平面的濃度分布の結果を示した。全ての地点で、1973年の結果を下回った。水銀と同様に、港奥部と運河部で高濃度を示し、恵比須運河で3.39μg/gの最大値を示した。根岸湾から金沢湾にかけての地点では、0.2μg/g程度と低濃度であった。

カドミウムによる環境汚染は、鉱山を発生源とするものが主であり、横浜港のような都市域では、高濃度の汚染は確認されなかった。カドミウムは、顔料や塩化ビニル安定剤、電池等に使用されており¹²⁾、これらの用途から環境中に放出されたものと思われる。いずれにしても、1973年の状態と比較すると、かなり改善されており、水質汚濁防止法など、公害対策の効果が表れていると考えられる。

3-2-2 深度分布

図-5にカドミウムの深度分布の結果を示した。St.1では、表層から110cmの深度から濃度が増加し始め、50cmの層で4.07μg/gという最大値を示し、その後は減少傾向を示した。これを堆積年代と対比させると、1950年頃から増加し始め、1970年頃に最大値を示し、その後は減少傾向にあることになる。この変遷のパターンは、日本

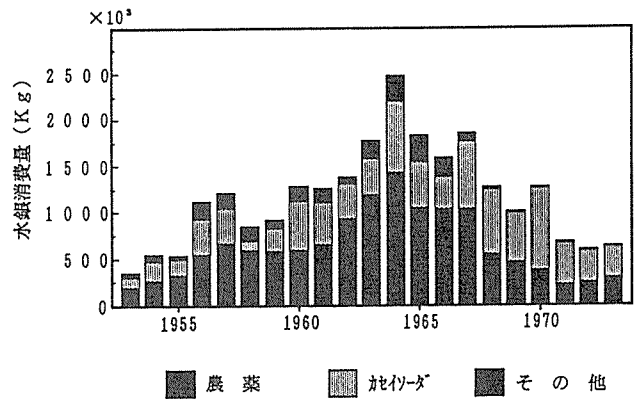


図-3 水銀の用途別消費量

の経済成長に伴い公害が顕在化していき、公害対策基本法の制定により、公害が沈静化してきたことを示している。

St.2は、表層から100cmの深度からやや増加し始め、10cmの層で最大値4.07μg/gを示した。堆積年代と対比させると、1910年頃からやや増加し始め、1950年頃からは増加の傾向が激しくなり、1970年過ぎにピークに達し、その後は減少傾向を示している。おおよそ、St.1に近似したパターンとなっているが、堆積速度の差が最大値を示す深度の差となっている。

St.3は、表層から160~120cmの深度で比較的高濃度を示し、130cmの層で最大値2.82μg/gを示し、その後は0.8μg/g前後の横ばい状態を示した。St.3は、水銀の項で述べたように、覆砂による砂層が90cm前後の層に存在しており、その層を境に濃度が減少しており、覆砂の効果が確認できる。

St.4~7は、極低濃度で検出された層があるのみで、カドミウムによる底質汚染の問題はないと思われる。

4. まとめ

横浜市沿岸域における水銀及びカドミウムによる底質汚染の状況を調査した結果、次のことがわかった。

- ①水銀による底質汚染は、1973年の結果と比較すると、全ての地点で減少しており、かなり改善されていることがわかった。最高濃度は恵比須運河における38.2μg/gであった。また、水銀は港奥部で濃度が高く、根岸湾から金沢湾にかけてはほとんど検出されなかった。
- ②水銀の深度分布の結果から、水銀は表層よりも深度の深い層に高濃度で存在し、大岡川河口地点では、表層から70cmの層で10.5μg/g検出された。
- ③カドミウムによる底質汚染を、1973年と比較すると、大幅に改善していた。濃度分布は、水銀と同様に港奥部で高く、根岸湾から金沢湾にかけては低い値であった。
- ④カドミウムの深度分布の結果から、カドミウム濃度は日本の経済成長が始まる1950年頃から増加し始め、1970年頃にピークに達し、その後は減少傾向にあることがわかった。
- ⑤St.3本牧埠頭沖の地点は、覆砂による砂層が存在し、この層を境に水銀及びカドミウム濃度が減少しており、覆砂の効果が表れていることがわかった。

参考文献

- 1) 横浜市公害対策局：公害との戦い(昭和49年版)、73-77(1975)。

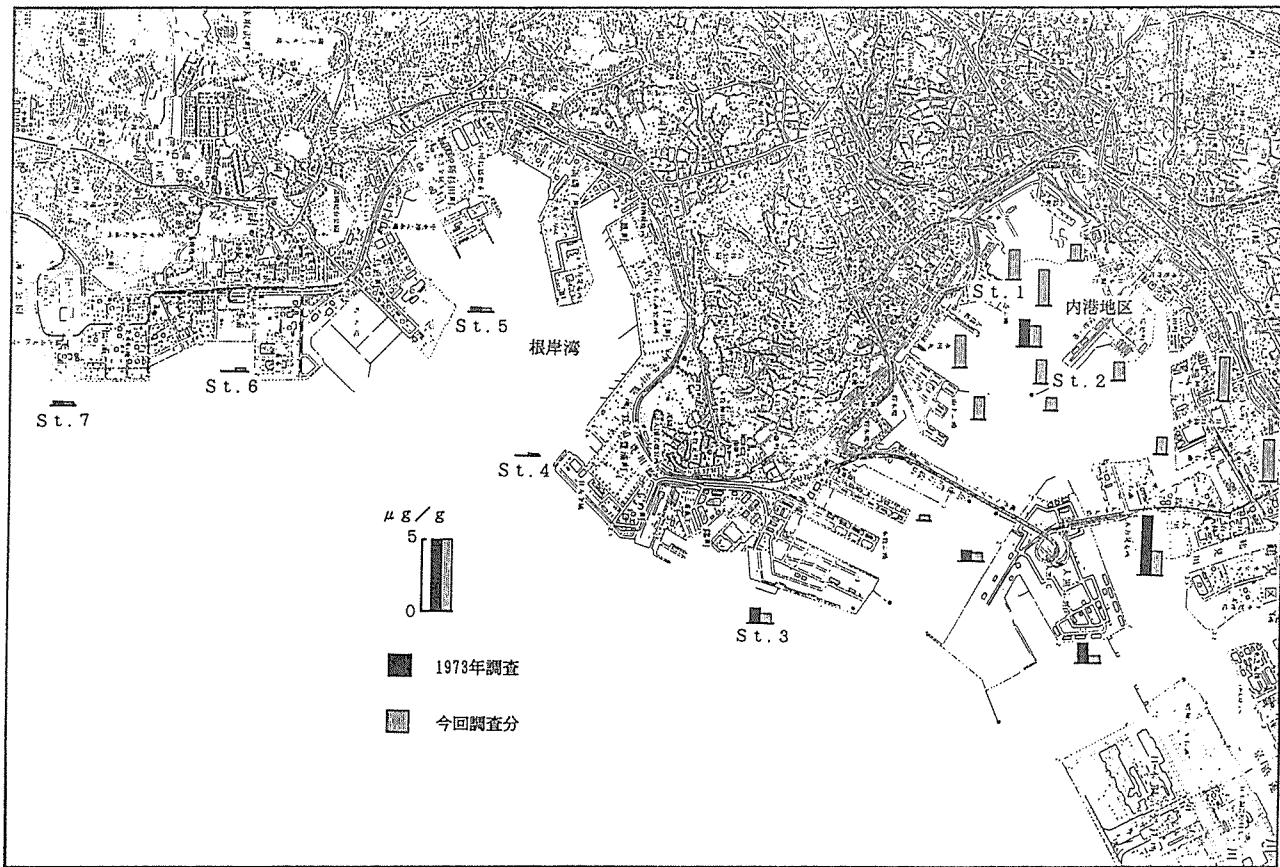


図-4 カドミウムの平面的濃度分布

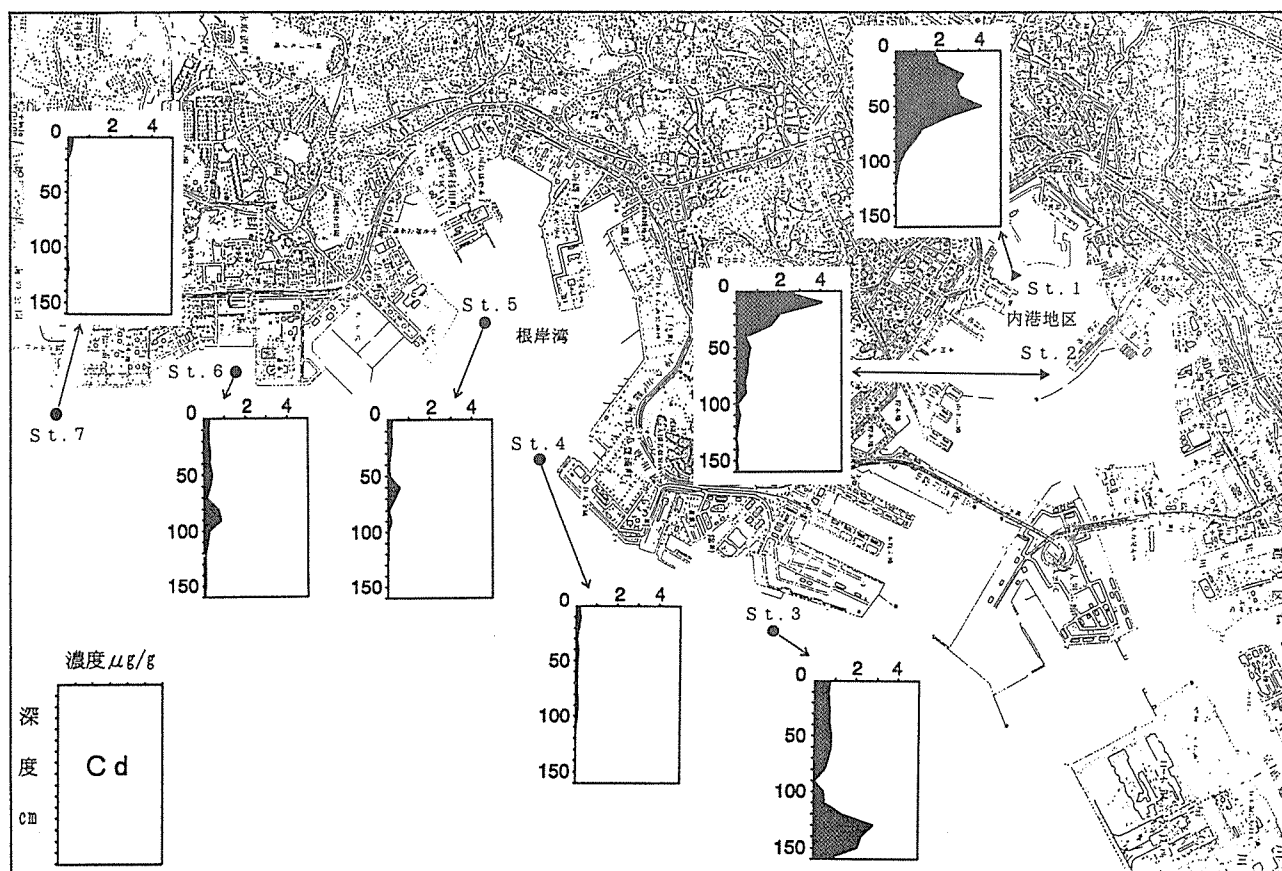


図-5 カドミウムの深度分布

- 2) 横浜市公害対策局：公害との戦い (昭和53年版), 73-74(1979).
- 3) 横浜市公害対策局：横浜環境白書 (昭和58年版), 53 (1983).
- 4) 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 (平成3年度), 13(1992).
- 5) 横浜市衛生研究所：横浜市衛生研究所年報, 30,22(1991).
- 6) 横浜市環境科学研究所：横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書, 129-132(1992).
- 7) 藤井菊茂, 新井久雄, 山本親男, 沢野俊彦：横浜市内河川底質並びに海底土の重金属分布, 横浜市衛生研究所年報, 15,69-75(1975).
- 8) 喜田村, 近藤, 瀧澤, 藤井, 藤木：水銀, 講談社 (東京), 16-17(1976).
- 9) 横浜市公害対策局：公害との戦い (昭和51年版), 91-92(1977).
- 10) 横浜市総務局：統計横浜, 403,2-4(1987).
- 11) 横浜市港湾局港湾整備部港湾整備事務所資料.
- 12) 日本化学会：環境汚染物質シリーズカドミウム, 丸善 (東京), 141(1977).

水中に溶解したテトラクロロエチレンの フェルト状活性炭による吸着実験

大場 栄次*, 悪七 由美子**

要 旨

テトラクロロエチレン溶解の模擬試験水を調製して活性炭素繊維フェルトを使用した簡易浄化器で吸着実験を行ったところ、実験開始直後から急速に濃度が減少し、短時間で相平衡に達する結果が得られた。これは、初期濃度の高低にかかわらず同傾向を示し、実験の最終時には初期濃度の1/120程度になった。

1. はじめに

テトラクロロエチレン (以下PCEと略す) やトリクロロエチレン (以下TCEと略す) 等で汚染された井戸水の浄化方法としては、現在、ばっ気法等が用いられているところがあるが、大規模な装置を必要とし、多大な経費がかかる。また、微生物による分解は低コストであるが、分解に長期間を要し、まだ実用的ではない^(6),7),8),9),10)。その中で、現在までの市内の井戸水調査では^{2),3),4)}、PCEが最も検出率と濃度の高い結果が示されている。

筆者は、ガス状溶剤の吸着回収に使われている活性炭素繊維フェルト (以下ACフェルトと略す) に着目し、これを用いて溶液中の有機溶剤の吸着を試みた。さらに、汚染井戸の低コスト浄化手法の開発に向けて、実験的な簡易浄化器を作製し、媒体の吸着特性実験を行ったので報告する。

なお、PCEで汚染された井戸水の浄化を想定し、実験の吸着対象物質はPCEを用いた。

2. 使用材料

ACフェルトは、セルロース繊維を原料として製造された繊維状の活性炭であり、本実験では、KF1500 (東洋紡績社製) を使用し

た。メーカーの資料¹⁾によれば図-1、表-1に示した細孔構造を持ち、粒状活性炭より非常に大きな吸着能力を持つとされている。

3. 実験方法

3-1 PCEの分析方法

分析は以下に示す方法で行った。

PCEにはTCEが混在し、同時に検出されることが多いのでPCE、TCE混合標準とした。

(1) 検量線用標準溶液

PCEとTCEの1,000mg/lヘキサン溶解 (アンブル封入の市販品) の水質試験用標準原液を適宜n-ヘキサン (水質試験用、以下同じ) で希釈して、ECD検出器付ガスクロマトグラフ (以下ECD-GCと略す) 注入時の濃度に混合調製した。このときのPCEが28μg/l、TCEは120μg/lの濃度である。

この溶液2μlをECD-GCに注入して、得られた成分ピーク情報から絶対検量線法で試料水の濃度を求めた。

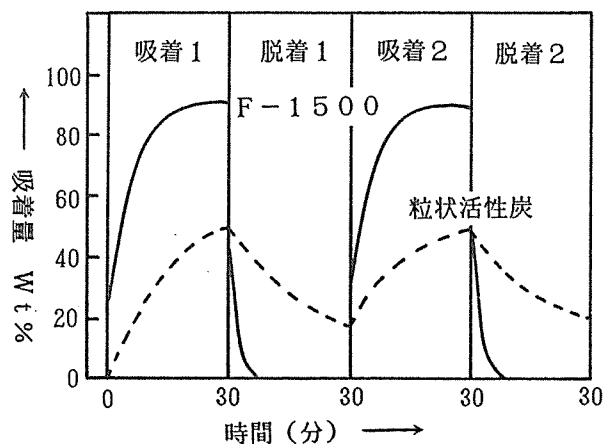
(2) 分析操作過程

分析操作過程を図-2に示す。

表-1 活性炭素繊維フェルトの特性

KFタイプ	KF 1000	KF 1500	KF 1600	粒状活性炭
単繊維直径(μ)	18~19	17~18	15~16	-
単繊維強度(Kg/mm ²)	10	7	6	-
比表面積 (m ² /g)	950~1050	1400~1450	1500~1550	900~950
外表面積 (m ² /g)	0.2~0.4	0.3~0.7	0.3~0.5	0.001
ベンゼン吸着率(%)	30~35	45~50	53~58	30~35
日付 (g/m ²)	270~310	180~220	150~180	-
かさ密度 (g/cm ³)	0.045	0.045	0.045	0.4~0.5

文献(1)から引用



吸着=1,500 μg/l, 脱着=窒素ガス(85°C)
風速=16cm/sec, 文献(1)から引用

図-1 PCEに対する吸脱着特性

An experiment on adsorption of tetrachloroethylene by activated carbonfiberfelt.

*Eiji Ohba, 横浜市環境科学研究所水質部門

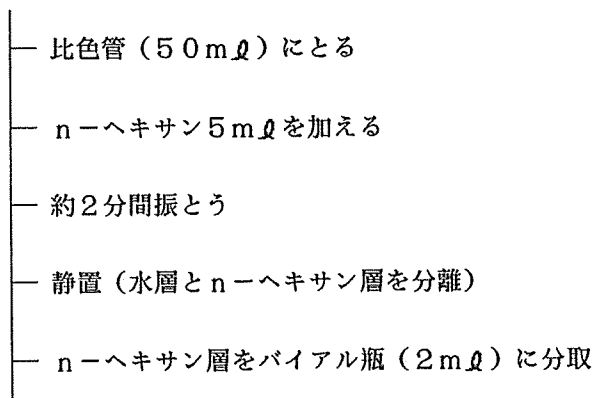
**Yumiko Akushichi, 横浜市環境保全局公害対策部水質地盤課

(3) ECD-GC分析条件

ECD-GC分析の諸条件を以下に示す。

ECD-GC型式	: GC-14A (島津製作所)
オートインジェクター	: AOC-14
オートサンプラー	: AOC-1400
クロマトパック	: C-R4A
使用カラム	: CPSIL8CB/50mキャピラリーカラム
キャリアーガス	: ヘリウムN60超高純度 99.99996%以上
メーカーアップガス	: 窒素N60超高純度99.99996%以上
ガス流量	: ヘリウム 3 ml/分, 窒素 45 ml/分
試料注入方式	: スプリット方式 (スプリット比=15:1)
試料注入温度	: 150°C
試料注入量	: 2 μ l
カラム温度	: 100°C
検出器温度	: 150°C
昇温	: なし (一定温度条件)

試験水 (40 ml)



n-ヘキサン層の一部をECD-GCに注入してPCE等を定量

図-2 分析操作

3-2 ACフェルトの吸着効果

3-2-1 ACフェルトクロマト管と試験溶液

(1) PCE原液の調製

蒸留水500mlとPCE(試薬特級)10mlを分液ロート(1,000ml)に取り、30分間連続振とうして静置分離した水層をPCE原液とした。このときのPCE濃度が220mg/l、不純物としてTCEが1.5mg/l混入していた。

(2) 試料水の調製

PCE原液を蒸留水で200倍に希釈し1,100 μ g/lの濃度に調製して試験水とした。TCEは7.5 μ g/lであった。

(3) ACフェルトクロマト管の作製

東洋紡績社製品のACフェルト(KF1500)を6.9g計量し、内径1cm×長さ30cmのクロマト管に高さ2cmに乾式充填した。

3-2-2 PCEの吸着実験

(1) ACフェルトクロマト管による吸着実験

先に調製した、試験水100mlを分液ロート(200ml)にとり、6.7ml/分の流下速度でACフェルトに通水して、その通過液を三角フラスコ(200ml)に採取した。この採取液のうち40mlを比色管(50ml)に分取してn-ヘキサン5mlを加え、2分間振とう後静置分離しn-ヘキサン層を分取した。このn-ヘキサンをECD-GCに注入してPCE等を分析した。

3-3 簡易浄化器の吸着特性実験

3-3-1 簡易浄化器の作製と試験溶液の調製

(1) 簡易浄化器の作製

鑑賞魚用のフィルターポンプを用い、その濾材入れにACフェルトを詰めて、水中のPCEを吸着除去するための浄化器とした。簡易浄化器を図-3に示す。

(2) PCE原液の調製

蒸留水250mlとPCE(試薬特級)を分液ロート(500ml)に入れ、3-2-1(1)と同様に操作した。このときのPCE濃度は430mg/l、TCE濃度は2.9mg/lであった。

(3) 実験水の調製

ガラス水槽(20リットル容量)に、22リットルの蒸留水を入れ、浄化器(ACフェルト未装着)を水槽に設置した。揚水ポンプを作動させ、気泡が発生しないように水位と吐水パイプの長さを調節して、水槽内の水を循環撹はんした。ポンプの仕様は4,200ml/分・AC16Wである。

次に、りん酸水素カリウム緩衝液を水中に滴下し、pHメーターを使用してpHを6.2に調整し、実験水とした。最後に、解放部はプラスチック膜で覆いテープで固定した。

この、簡易浄化器と実験水を次の実験で使用した。

3-3-2 簡易浄化器の吸着特性実験

(1) 高濃度実験

3-3-1(2)で調製したPCE原液200mlを実験水に添加して、装置の揚水ポンプを5分間作動させ循環撹はんした。5分後にポンプを停止させ、このときのPCE濃度を分析したところ3,700 μ g/lであった。

次に、浄化器の濾材入れにACフェルト21gを詰めて、揚水ポンプを作動させ吸着実験を行った。

はじめの10分間は2分間隔、次に10分間隔、その後は30分間隔で、図-3に示したA位置から実験水を採取した。水槽中のPCE濃度は不均一なことが考えられるため、最も残留濃度が高いと思われるA位置で吸着除去程度を判断した。

分析は、採取した水40mlを比色管(50ml)にとり、n-ヘキサン5mlを加えて2分間振とう撹はんして、静置後分離したn-ヘキサン層を分取しECD-GCで行った。

(2) 中濃度実験

PCE原液80mlを試験水に添加した。以下の操作は高濃度実験の操作に従った。このときのPCE濃度は1,300 μ g/lであった。

(3) 低濃度実験

PCE原液8mlを実験水に添加した。以下の操作は高濃度実験の操作に従った。このときのPCE濃度は150 μ g/lであった。

(4) ACフェルトブランク実験

簡易浄化器にACフェルトを詰めないで(以下ACフェルトブランクと略す)、PCEの揮散(減少)程度を観察するため、PCE原液80mlを実験水に添加して、高濃度実験の操作に従った。PCE濃度は1,400 μ g/lであった。

表-2 浄化器のPCE吸着特性

時間 (分)	高濃度 実験	中濃度 実験	低濃度 実験	Blank 実験	単位 = $\mu\text{g}/\text{L}$	
					減少率 (%)	
0	3700	1300	150	1400		
2	2900	1100	130	-	-	-
4	2300	900	110	-	-	-
6	1800	770	100	1400	0.0	
8	1400	620	90	-	-	-
10	1100	520	81	1300	7.1	
20	650	230	39	1300	7.1	
30	400	100	14	1300	7.1	
40	250	48	6.8	1300	7.1	
50	160	29	3.4	1200	14	
60	95	22	2.3	1200	14	
90	59	15	1.5	1200	14	
120	39	14	2.2	1100	21	
150	31	13	1.3	1000	29	
180	30	11	1.3	990	29	

Blankは中濃度で
ACフェルト未装着

表-3 浄化器のPCE吸着率(%)

時間 (分)	3700 $\mu\text{g}/\text{L}$		1300 $\mu\text{g}/\text{L}$		150 $\mu\text{g}/\text{L}$	
	区分	累計	区分	累計	区分	累計
2	22	22	17	17	12	12
4	16	38	16	33	12	23
6	14	52	10	43	8.4	32
8	11	63	11	54	7.7	40
10	7.1	70	7.8	62	6.1	46
20	12	82	21	83	28	74
30	6.9	89	9.5	92	17	91
40	4.0	93	4.2	97	4.8	95
50	2.4	96	1.4	98	2.3	98
60	1.8	97	0.5	98	0.8	99
90	1.0	98	0.5	99	0.5	99
120	0.5	99	0.1	99	0.0	99
150	0.2	99	0.1	99	0.6	99
180	0.0	99	0.1	99	0.0	99

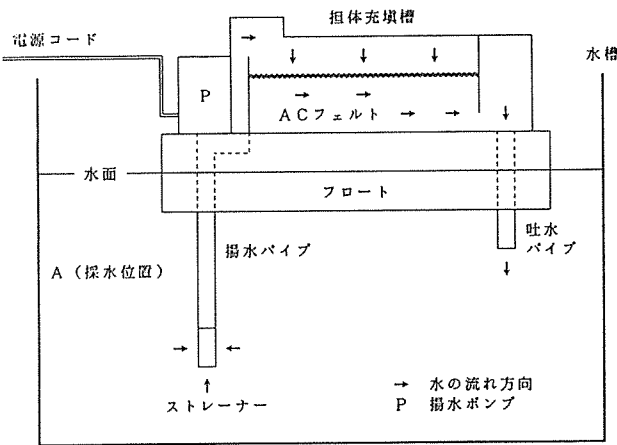


図-3 循環方式の簡易浄化器

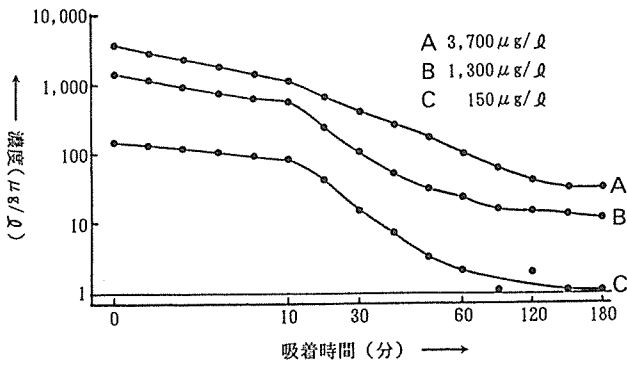


図-5 簡易浄化器のPCE吸着特性

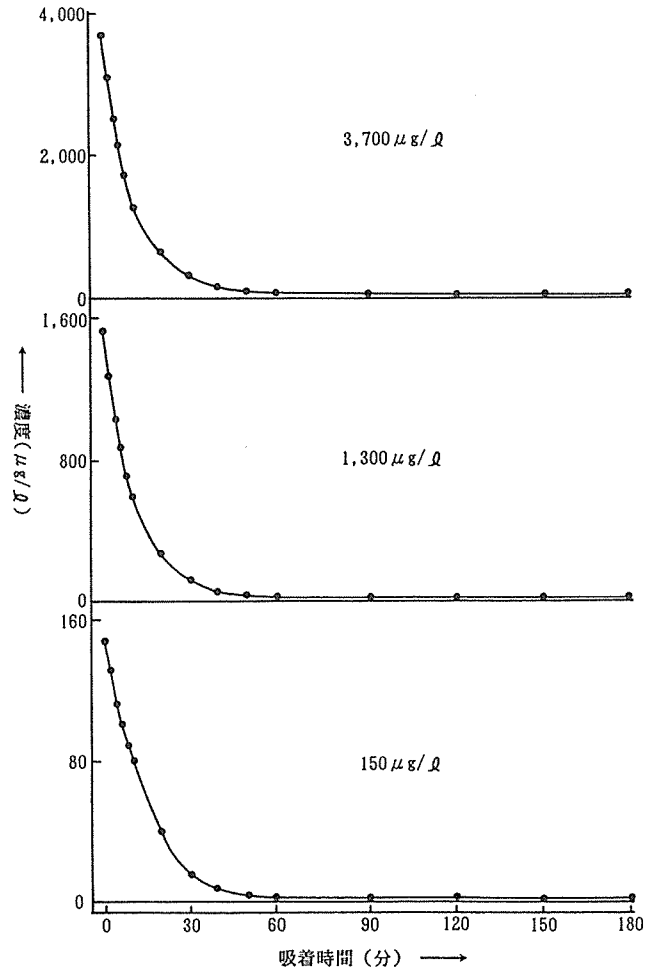


図-4 簡易浄化器のPCE吸着特性

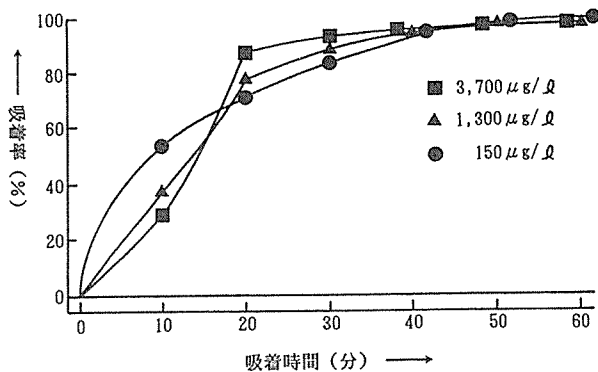


図-6 簡易浄化器のPCE吸着率

4. 結果と考察

4-1 ACフェルトの吸着効果

3-2-2の実験結果を以下に示す。

- ① ACフェルト通過前実験水濃度 = $450\mu\text{g}/\text{l}$
- ② ACフェルト通過後実験水濃度 = $0\mu\text{g}/\text{l}$

この結果、ACフェルトカラム通過後の実験水からPCEは検出されず、この条件下での吸着率は100%であった。ACフェルト(約7g)の使用量に対して実験水(100ml)が少ないことで好結果が示された。

また、カラム通過後の実験水は、無色透明でフェルトの繊維の散乱もなく、ECD-GCの分析結果では不純物質の成分ピークはなかった。

この結果から、水溶液中のPCEの除去に、ACフェルトを使用できそうなので、次に、実際の汚染井戸水の浄化を想定した簡易浄化器を作製して以下の実験を行った。

4-2 簡易浄化器のPCE吸着特性

4-2-1 実験結果

3-3-2で行った実験結果を表-2、図-4、5に、吸着率を表-3、図-6に示す。

(1) 高濃度実験 (PCE3,700 $\mu\text{g}/\ell$)

PCE濃度は、装置の揚水ポンプ作動から10分経過後に、1,100 $\mu\text{g}/\ell$ と減少し、初期濃度の70%を吸着除去できた。30分後には400 $\mu\text{g}/\ell$ となり、89%を吸着除去したが、120分後では39 $\mu\text{g}/\ell$ 、180分後には30 $\mu\text{g}/\ell$ (吸着率99%) となって、ほとんど変化がなく、相平衡に達したといえる。

(2) 中濃度実験 (PCE1,300 $\mu\text{g}/\ell$)

PCE濃度は、実験開始から20分後で230 $\mu\text{g}/\ell$ と減少し、83%を吸着除去できた。その後吸着は緩やかに進み、90分後に15 $\mu\text{g}/\ell$ となりほぼ相平衡に達し、180分後の濃度は11 $\mu\text{g}/\ell$ で、吸着率が99%となった。

(3) 低濃度実験 (PCE150 $\mu\text{g}/\ell$)

低濃度については他の実験水と多少異なり、濃度の減少傾向が緩やかで、実験開始20分後に39 $\mu\text{g}/\ell$ 、吸着率74%となった。60分後には2.3 $\mu\text{g}/\ell$ (吸着率99%) まで減少したが、その後変化はほとんどなく相平衡に達した。

(4) ACフェルトブランク実験 (PCE1,400 $\mu\text{g}/\ell$)

実験開始から40分後までのPCE濃度は、1,300 $\mu\text{g}/\ell$ で7.1%まで減少した。その後も段階的に減少して180分後では990 $\mu\text{g}/\ell$ の29%の減少率になった。

4-2-2 考察

図-4は各濃度での吸着特性について表し、図-5は各濃度の減少傾向を対数変換で表示した。

これらの結果から、ACフェルトのPCE吸着特性は、濃度の高低にかかわらず、ほぼ同様の吸着特性を持っていることがわかった。

実験開始30分後のPCE吸着率は、高濃度が89%、中濃度が92%、低濃度が91%と良好であった。

ACフェルトブランク実験の結果から、30分経過後の減少率は7.1%であった。

以上の結果から、ACフェルトは水溶液中でもPCEを急速に吸着する特性があることがわかった。今回は、約21gのACフェルトを使用した。PCE濃度とACフェルト量との関係、PCE以外の物質の吸着特性、脱着方法などの検討課題が残されている。また、ACフェルトからの有害物質等の溶出についても調べる必要がある。

5. おわりに

セルロース繊維を原料としたACフェルトは、他の担体に比較して繊維構造のため表面積が大きく孔径が細孔であり、迅速かつ大量の水処理に適する長所を持つ担体といえる。この反面、浮遊物質の多い水には目詰まりが起り易いと考える。しかしながら、現在筆者らが扱っている水は井戸水のため、浮遊物質が少なく、目詰まりの心配はない。

吸着しやすい物質には石油系炭化水素やハロゲン化炭化水素、エステル類、エーテル類、アルコール類、などがあるが、現在までの調査では、ハロゲン化炭化水素系のPCE等の含有が主で、濃度も $\mu\text{g}/\ell$ レベルのため長期使用に支障はないものと考えている。また、ACフェルトは熱窒素気流下で活性化(脱離作用)を施せば再利用できる利点がある。このとき、同時に有機塩素化合物の分解も行われる。

今回の実験結果から、ACフェルトを利用して、PCE汚染井戸の浄化に利用できるものと考えている。その際、人体に有害な無機物質、高沸点有機物質、揮発性有機物質について実験水を分析して、水中でACフェルトからこれらの物質が溶出しないことを確認しなければならない。

PCE等の、井戸水汚染浄化手法の確立までには多くの検討が必要であるが、今後は、曝気や排水を行わず、低経費で浄化できる浄化器の開発に向けた検討を重ねたいと考えている。

参考文献

- 1) 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。
- 2) 大場栄次、二宮勝幸、酒井 学、若林信夫、悪七山美子：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)。
- 3) 大場栄次、二宮勝幸、酒井 学、若林信夫、悪七山美子：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)。
- 4) 大場栄次、若林信夫、成田政義：エンジン付オーガの開発、横浜市環境科学研究所報、17,163-165(1993)。
- 5) 山本莊毅：地下水探査法、(改訂増補)株式会社地球社。
- 6) 村岡浩爾：地下水—その現状を探る、公害と対策、23(10),920-926(1987)。
- 7) 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)。
- 8) 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)。
- 9) 常盤 寛：テトラクロロエチレンの分解細菌、水、495,24-27(1993)。
- 10) 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)。

揮発性有機塩素化合物による地下水汚染(第5報)

—TCE汚染井戸における分解生成物質—

二宮勝幸*, 大場栄次*, 酒井 学*,
悪七由美子**, 若林信夫**

要 旨

トリクロロエチレン (TCE) によって汚染された井戸水中の分解生成物質について調べた結果、ジクロロエチレン (DCE) 類および塩化ビニル (VC) が認められた。DCE類の3つの異性体のうち、cis-1,2-ジクロロエチレン (cis-DCE) が最も多く存在し、trans-1,2-ジクロロエチレン (trans-DCE) と1,1-ジクロロエチレン (1,1-DCE) の存在割合はわずかであった。TCEは主としてcis-DCEを経てVCまで分解しているものと考えられた。この分解が連続一次反応に従って行われていると仮定して解析したところ、TCEの分解速度の方がcis-DCEの分解速度より約3倍速いことなどが明らかとなった。

1. はじめに

著者らは以前に、横浜市内の有機塩素系溶剤によって汚染された井戸水中の汚染原因物質およびその分解生成物質の関係について調べ、テトラクロロエチレン (PCE) は地下水においてTCEを経てcis-DCEまで分解している可能性が高いことを指摘した。そして、土壌を用いたPCEの生分解実験を行い、そのことを確認した²⁾。他研究機関においても同様の調査や生分解実験が行われており、著者らと同じ結果が報告されている^{3,4)}。

一方、外国では、DCE類よりもさらに塩素数の少ない化合物すなわち塩化ビニル (VC) やクロロエタン (CE) などまで分解するという実験報告^{5,6)}や、環境中においてもそれらの化合物を検出したという調査報告^{6,7)}もある。このようにPCEの分解は、cis-DCEまでで止まっている場合と、さらに分解してVCなどが生成される場合がある。この違いの原因の1つとして、PCEやTCEの分解速度に比べDCE類の分解速度がかなり小さいことが考えられる。したがって、実験期間が短かったため、あるいは地下水が汚染されてから充分な時間を経過していなかったために、VCなどが検出されるまでに至らなかったと推察される。

ところで、TCEはPCEの分解経路の中間物質であることから、TCE汚染地下水はPCE汚染地下水よりも分解の1段階進んだ状態にあると言える。したがって、TCE汚染地下水においては、外国での報告事例のように、DCE類も分解され、VCなどが生成されている可能性がある。

そこで、本報告では、市内のTCEによって汚染された井戸水中の分解生成物質について調べ、また、それらの分解速度などについても考察を加えた。

2. 調査方法

TCEによって汚染された市内の2ヶ所 (井戸A, 井戸B) の井戸水について、ヘッドスペース・GC/MS法によりTICを測定した。TICクロマトグラフ上に現れたピークについては、標準物質のマス

スペクトルと保持時間 (R.T.) による同定を行い、さらにそれら化合物濃度をそれぞれの特定期間モニターのマスプロトグラフのピーク面積から定量した。

【ガスクロマトグラフ条件】

充填剤: DB-1 (膜厚1.5 μ m)

カラム: 内径0.32mm, 長さ30m

分離温度: 40~110°C

キャリアーガス: ヘリウム11ml/min

【マススペクトロメーター条件】

イオン化エネルギー: 70eV

イオン化電流: 100 μ A

測定質量範囲: m/z=50~500

モニター質量 (m/z): TCE=130, cis-DCE=61, VC=62

3. 結果と考察

3-1 TICクロマトグラフ上の未知ピーク

図-1および図-2に、井戸Aおよび井戸BのTICクロマトグラフを示す。両井戸のTICクロマトグラフ上には、強度の大きなTCEとcis-DCEのピークが認められた。そのほかに、井戸Aでは比較的強度の小さい3つのピーク①, ②, ③, そして井戸Bでは4つのピーク①, ②, ③, ④が認められた。

3-2 井戸水中の分解生成物質およびその由来

図-3に、井戸Aのピーク①, ②, ③のマススペクトルを示す。標準物質のマススペクトルと保持時間から、ピーク①はtrans-DCE, ピーク②は1,1-DCE, そしてピーク③はVCであることが確認できた。

図-4に、井戸Bのピーク①, ②, ③, ④のマススペクトルを示す。ピーク①は井戸Aでは認められなかった1,1-ジクロロエタン (1,1-DCA) であった。そのほかのピークは井戸Aに存在した化合物であり、ピーク②はtrans-DCE, ピーク③は1,1-DCE, そしてピーク④はVCであった。

Groundwater Contamination with Volatile Chlorinated Hydrocarbons (V)

- Biodegradation of Trichloroethylene to less Chlorinated Compounds in Groundwater -

*Katsuyuki Ninomiya, Eiji Ohba, Manabu Sakai, 横浜市環境科学研究所水質部門

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

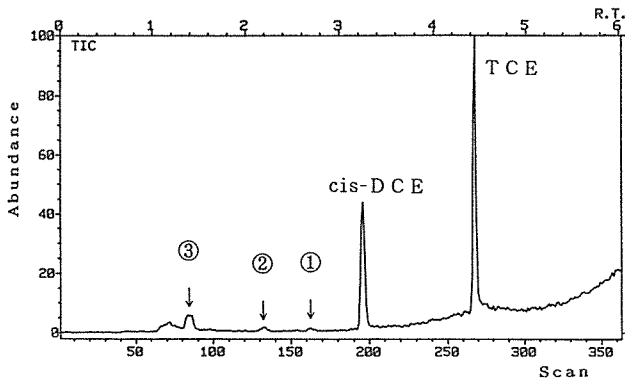


図-1 井戸AのTICクロマトグラム

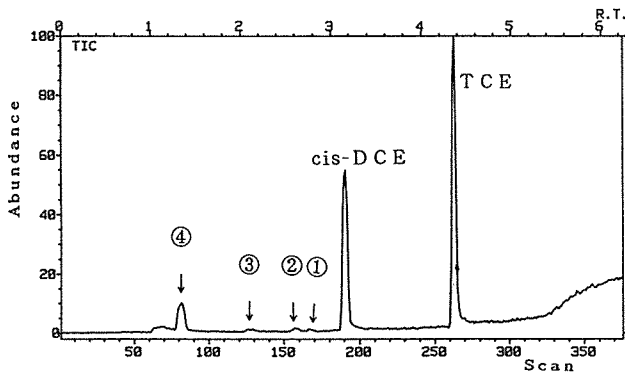


図-2 井戸BのTICクロマトグラム

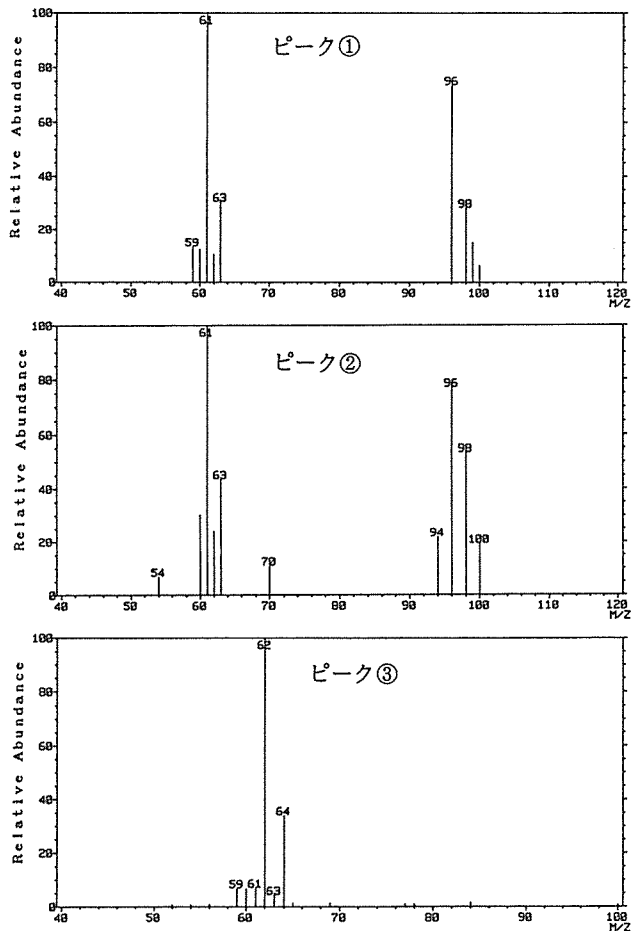


図-3 井戸Aの未知ピークのマスペクトル

Leschberら⁶⁾は、嫌氣的条件下における微生物によるPCEの分解経路として、図-5を提示している。図-5のPCE分解経路によると、TCEはPCEの分解の中間物質であるので、この分解経路からTCEの分解生成物質を推定することができる。

図-5から、TCEの一次分解生成物質として、cis-DCE以外にその異性体であるtrans-DCEおよび1,1-DCEがあり、また、これらDCE類の分解生成物質すなわちTCEの二次分解生成物質として、VCがある。したがって、井戸Aおよび井戸Bで検出されたDCE類およびVCはTCEの一次および二次分解生成物質であると考えられる。このように、PCE汚染井戸では認められなかったVCがTCE汚染井戸では検出された。このことは、1.はじめにの節でも述べたように、TCEはPCE分解の中間物質であり、TCE汚染地下水はPCE汚染地下水よりも分解の1段階進んだ状態にあるため、TCE汚染地下水の方がPCE汚染地下水より早い時期にVCが生成されたものと思われる。そのほかの原因として、VCが検出された汚染井戸は、DCE類からVCを生成しやすい環境条件にあること、例えばDCE類の分解に適した微生物が存在していることなどが関与している可能

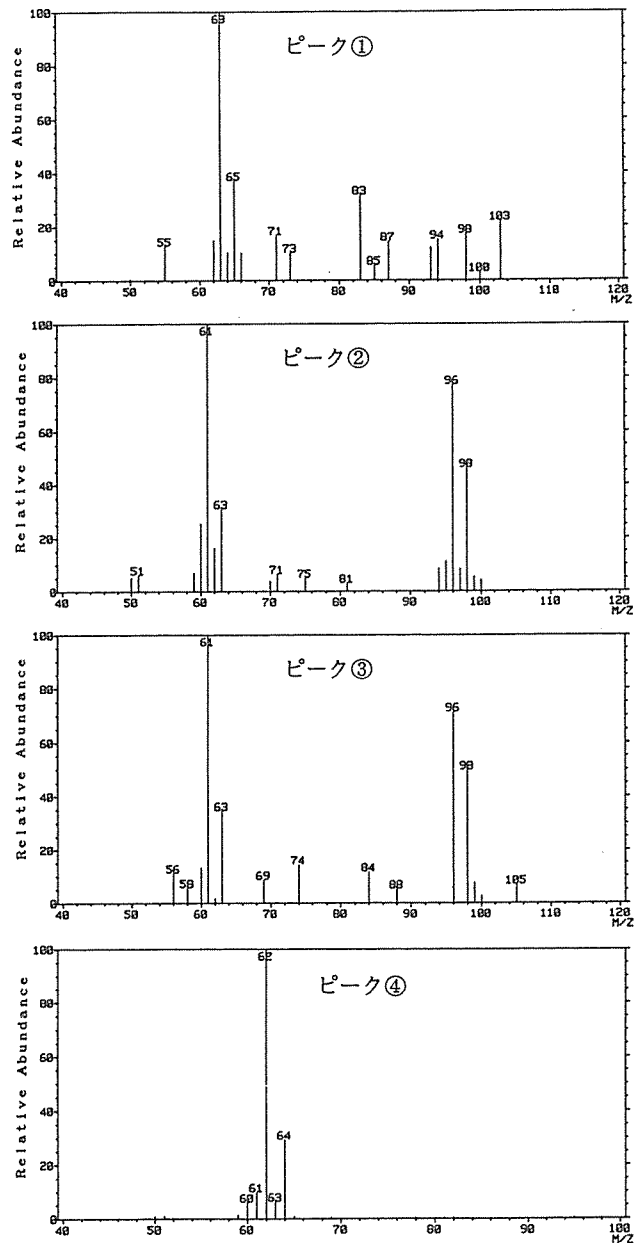


図-4 井戸Bの未知ピークのマスペクトル

性もある。これらのことについては、さらに検討していく必要がある。

一方、井戸Bについては、わずかながら1,1-DCAも検出された。1,1-DCAはPCEの嫌氣的分解経路には含まれないが、1,1,1-トリクロロエタン (TCA) の分解によって生成することが報告されている⁸⁾。しかし、井戸BではTCAは検出されていないことから、1,1-DCAが井戸Bで検出された原因として、そこにわずかに含まれていたTCAのほとんどが1,1-DCAに分解した、あるいは1,1-DCAそのものが外部から何らかの方法で混入したことが考えられる。

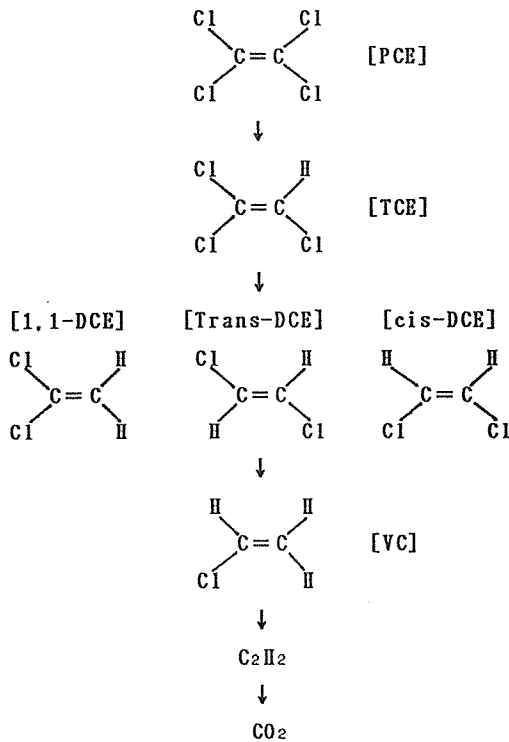


図-5 PCEの嫌氣的分解経路⁶⁾

3-3 DCE異性体の構成比

井戸Aおよび井戸Bにおいて検出されたTCEおよびその分解生成物質の濃度を、表-1に示す。また、表-1には、cis-DCEの濃度を1,000とした場合のDCE異性体の濃度比もあわせて示した。

これらDCE類のなかで、主要な異性体はcis-DCEであり、それに比べtrans-DCEおよび1,1-DCEはかなり少なかった。cis-DCE濃度を1,000とした場合におけるtrans-DCEと1,1-DCEの濃度比率は各々5.7~7.0と3.0~7.0の範囲にあった。

著者らは、以前に行ったPCE汚染井戸の調査結果¹⁾において、cis-DCEの1,000モルに対してtrans-DCEは約5モルの割合で存在していることから、地下水中にはcis-DCEが微生物により選択的かつ優先的に生成されていることを明らかにした。今回の調査において

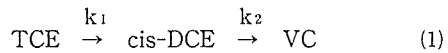
表-1 井戸水中の汚染物質濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$)

井戸名	TCE	cis-DCE	trans-DCE	1,1-DCE	VC
A (濃度比率)	220	300 (1000)	2.1 (7.0)	2.1 (7.0)	47
B (濃度比率)	730	990 (1000)	5.5 (5.6)	3.0 (3.0)	170

も、trans-DCEのcis-DCEに対する構成比はほぼ同じであるので、井戸AおよびBの井戸水中では、PCE汚染井戸の場合と同様な微生物分解が行われているものと推察される。一方、1,1-DCEのcis-DCEに対する構成比は前回の調査でははっきりした傾向を示さなかったが、今回の調査ではそれはtrans-DCEの場合と同様に5前後の値を示した。しかし、データ数が2つと少ないので、1,1-DCEのcis-DCEに対する存在比についてはより多くのデータを取りさらに検討していく必要があるだろう。

3-4 分解状態の評価

今回のTCE汚染井戸の調査結果から、TCEはcis-DCEを経てVCまで分解している可能性が高いことがわかった。PCEの分解経路(図-5)によると、VCはさらにエチレンやCO₂まで分解するが、今回の調査ではそれらの化合物まで分析対象としていないので、VC以後の分解については明らかではない。しかし、嫌気条件下における静的マイクロコスモスを用いた実験によると、VCは生分解しにくいこと⁹⁾、また、酵素を用いたクロロエチレン類の分解実験によると、VCの一次分解速度はTCEやDCE類などに比べ遅いこと¹⁰⁾が指摘されている。そこで、井戸AおよびBにおいて、VCの分解速度がTCEやcis-DCEの分解速度と比較して充分小さいと仮定すると、TCEの分解は次の連続一次反応で近似できる。ここで、k₁, k₂は速度定数である。



このTCEの分解反応モデルは、著者らが提案したPCEの分解反応モデル²⁾、すなわちPCEからTCEを経てcis-DCEまで分解するモデルの一段階進んだモデルである。したがって、PCE→TCE→cis-DCEの分解経路をTCE→cis-DCE→VCに置き換えることによって、著者らが提案したPCEの分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法^{2,11,12)}を今回のTCE汚染調査結果にそのまま適用でき、TCEの分解に関する挙動を推定することが可能となる。

まず、実際にTCEの分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法を適用する前に、その概要について述べる。

この分解反応モデルでは、TCEがほぼ完全にVCまで分解するのに要する時間を例えば10日間と仮定した条件のもとで、井戸水中のTCE, cis-DCEおよびVCの各濃度値から速度定数k₁, k₂と分解経過時間tを計算により求めることができる。そして、速度定数k₁, k₂からTCE分解の経時濃度変化図が得られ、分解経過時間tをその経時濃度変化図に当てはめれば現在における分解のステージを推定することができる。

以下、その地下水汚染解析方法を汚染井戸AおよびBに適用した結果について述べる。

表-2に、10日間を分解終了時間と仮定した場合における速度定数k₁, k₂および分解経過時間tを示す。また、図-6には、井戸AおよびBにおけるTCE分解反応モデルの経時濃度変化を示す。

まず、表-2の速度定数についてみると、両井戸ともほとんど同

表-2 井戸A, Bの速度定数と分解経過時間

井戸名	速度定数 k ₁	速度定数 k ₂	分解経過時間 t
A	1.59	0.5	0.75
B	1.47	0.5	0.82

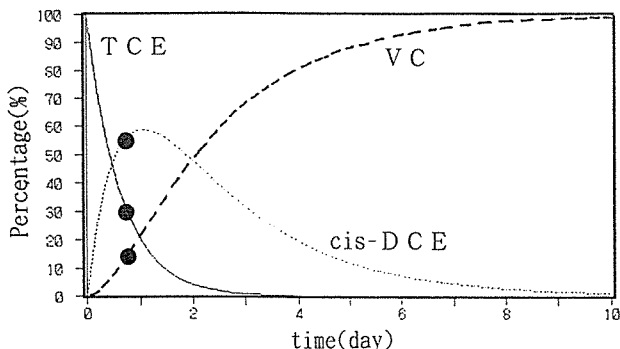


図-6(a) 井戸A ($k_1=1.59$, $k_2=0.5$)
の経時濃度変化

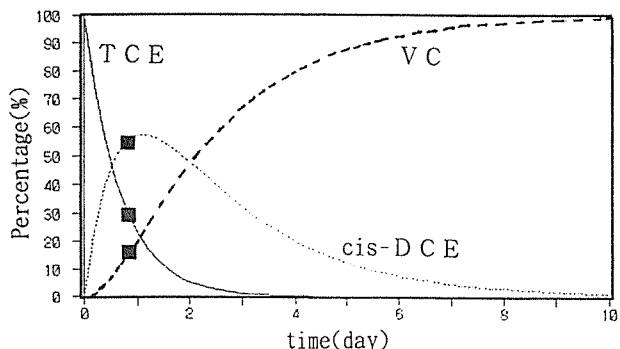


図-6(b) 井戸B ($k_1=1.47$, $k_2=0.5$)
の経時濃度変化

じ値を示した。また、速度定数 k_1 の方が速度定数 k_2 よりも大きく k_1/k_2 は約3であることから、TCEからcis-DCEへの分解の方がcis-DCEからVCへの分解より約3倍大きい速度で行われていると推察される。分解経過時間 t は両井戸においてほぼ同じ0.8日程度であり、分解が始まってから比較的早い時期に相当している。

次に、図-6をみると、両井戸の速度定数はほとんど同じであることから推察されるように、両井戸ともほぼ同じ経時濃度変化パターンを示した。現在における両井戸のTCEの分解状態は、cis-DCEが最大値を示す時間(井戸A: $t_{MAX}=1.06H$, $MAX=59\%$, 井戸B: $t_{MAX}=1.11H$, $MAX=57\%$)より0.3日程度前の段階にあった。今後もこのモデルに従って分解が行われれば、TCEは減少しVCは増加していくが、cis-DCEは少し増加してから減少に転じると推察される。

4. まとめ

TCEによって汚染された2井の井戸水中の分解生成物質について調べた結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) 調査した2井の井戸水中には、TCEとともにDCE類やVCも認められた。DCE類の中では、cis-DCEが最も多く存在することから、TCEは主としてcis-DCEを経てVCまで分解していると考えられた。
- 2) ジクロロ化合物の構成割合は、cis-DCE濃度の1,000モルに対してtrans-DCEと1,1-DCEは5モル前後の値を示した。このcis-DCEに対するtrans-DCEの構成割合はPCE汚染井戸の調査結果の

場合とほぼ同じであった。

- 3) TCEからcis-DCEを経てVCまでの分解反応を連続一次反応と仮定して解析したところ、これらの化合物は2井戸においてほとんど同じ分解挙動を示し、TCEの分解の方がcis-DCEの分解より約3倍速く行われていることが推察された。

参考文献

- 1) 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) - 汚染原因物質と分解生成物質の関係 -, 横浜市公害研究所報, 15, 143-149(1991).
- 2) 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(11), 822-827(1992).
- 3) 吉川サナエ, 林 久緒, 山本順昭, 大島道孝, 横田 覚: 川崎市における地下水中の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(10), 762-767(1992).
- 4) 矢口久美子, 渡辺 学, 平田一郎, 伊藤 武, 濱田 昭: 嫌気性土壌細菌によるテトラクロロエチレンの生分解に関する研究, 14, 476-486(1991).
- 5) Baek, N.H., Jaffe, P.R. and Shingal, N.: Simulating the Degradation of TCE under Methanogenesis, *J. Environ. Sci. Health, Part A Environ. Sci. Eng.*, 25(8), 987-1005(1990).
- 6) Leschber, R., Mergler-Voelkl, R. and Nerger, M.: Soil and Groundwater Contamination by low boiling Chlorinated hydrocarbons in Berlin, *J. Environ. Anal. Chem.*, 39(2), 159-164(1990).
- 7) Milde, G., Nerger, M. and Mergler, R.: Biological Degradation of Volatile Chlorinated Hydrocarbons in Groundwater, *Wat. Sci. Tech.*, 20(3), 67-73(1988).
- 8) Vogel, T.M. and McCarty, P.L.: Abiotic and Biotic Transformations of 1,1,1-Trichloroethane under Methanogenic Conditions, *Environ. Sci. Technol.*, 21(12), 1208-1213(1987).
- 9) Barrio-Lage, G.A., Parsons, F.Z., Narbaitz, R.M., Lorenzo, P.A. and Archer, H.E.: Enhanced Anaerobic Biodegradation of Vinyl Chloride in Groundwater, *Environ. Toxicol. Chem.*, 9(4), 403-415(1990).
- 10) Gantzer, C.J. and Wackett, L.P.: Reductive Dechlorination Catalyzed by Bacterial Transition-Metal Coenzymes, *Environ. Sci. Technol.*, 25(4), 715-722(1991).
- 11) 二宮勝幸, 酒井 学: 分解反応モデルによるテトラクロロエチレンおよびその分解物質の挙動解析, 水環境学会誌, 16(10), 742-746(1993).
- 12) 二宮勝幸, 大場栄次, 酒井 学: 揮発性有機塩素化合物による地下水汚染(第4報) - 分解反応モデルからみた地下水における汚染物質の挙動 -, 横浜市公害研究所報, 16, 111-117(1992).

環境中の未知物質に対する X線分析の応用

白柳 康夫*

要 旨

環境中の未知物質の成分同定に、X線分析を応用した。実際の分析例として、①河川中の白色沈殿物、②河川の白濁水、③河川の濁り水、④住宅床下の白色結晶、⑤酸性雨つららについて報告する。いずれも、X線分析を応用した結果、成分が同定でき、①は炭酸カルシウム(発泡モルタル)、②は二酸化チタン(白色系塗料由来)、③はモンモリロナイト(ベントナイト)、④は硫酸マグネシウム、⑤は炭酸カルシウム(鍾乳石)と同定された。

1. はじめに

地球温暖化・オゾン層破壊などの地球環境問題に端を発し、市民の環境に対する意識が高まってきている。それに伴い、身近な環境に対しても関心を持つようになり、環境の小さな変化にも敏感になってきている。そのひとつの表れとして、魚の浮上事故・河川水の色の変化・不法投棄などの通報が、市民から行政機関に寄せられている。平成3年度には、魚の浮上事故が17件、着色水等の苦情・事故が44件寄せられている¹⁾。行政からの依頼に基づき、環境科学研究所では、原因物質の特定・未知物質の成分同定などの業務にあたっている。当研究所における未知物質の同定に際しては、はじめに性状などから無機物か有機物かのおおよその判断を下す。有機物に対しては、ガスクロマトグラフ質量分析装置・赤外分光光度計・核磁気共鳴装置などにより対応する。無機物に対しては、X線分析装置で対応している。X線分析装置としては、けい光X線分析装置とX線回折装置がある。けい光X線分析装置は、試料の元素組成について分析するものであり、未知試料の主成分元素、微量元素に関する情報が得られる。X線回折装置は、試料の結晶構造を分析するものである。この両装置による分析により、未知試料の同定が可能となる。今回は、X線分析装置を用いて行った未知試料の分析例について報告する。

2. 分析方法

2-1 試料の前処理

X線分析を行うにあたって、試料の前処理を行った。前処理の方法は、試料の性状により異なるので、代表的な例を示す。

- 固形物：乾燥後、メノウ乳鉢により粉碎。量が充分にある場合は(3g以上)、アルミリングを用いて加圧成形する。少量の場合は、ろ紙上にのせ、マイラー箔をかぶせる。又は、セルロースパウダー上にのせ、加圧成形する。
- 岩石、金属片など：試料が堅くて粉碎が不可能なときは、試料ホルダー(内径50mmφ)に納まる程度の大きさにして、そのまま測定する。
- 水中の浮遊物質：メンブランフィルター(孔径0.45μm)上に捕捉し、乾燥する。試料がゲル状で、乾燥後ひび割れる場合は、マイラ

ー箔をかぶせる。

2-2 装置及び分析条件

分析に用いた装置と分析条件を以下に示す。

けい光X線分析装置	リガク System3270E
管 球	Rhエンドウィンド型
電圧電流	50KV-40mA
分光結晶及び検出器	F~Mg : TAP, F-PC Al~Si : PET, F-PC P~Cl : Ge, F-PC K~Ca : LiF, F-PC Ti~U : LiF, SC

X線回折分析装置	リガク RINT1100
管 球	Cu封入型
電圧電流	40KV-20mA
モノクロメーター	使用
データベース	JCPDSフルファイル

けい光X線分析は、原子番号で9番(フッ素)以上の元素について行った。試料の量により、視野制限スリットなどの条件を調節した。

X線回折分析も、試料の量により、ガラス試料板又は石英無反射試料板を使って行った。測定データのデータ処理は、次のように行った。はじめに、データの平滑化を行い、次にバックグラウンド処理、 $K\alpha 2$ 除去の順に処理した。その後、ピークサーチを行い、データの検索条件の指定を行った。検索条件としては、検索ファイル、主成分元素、微成分元素、不確定成分元素などである。元素成分の指定は、けい光X線分析の結果を基準にした。各条件を指定した後、一次検索、二次検索により、成分の同定を行った。

3. 分析実施例

環境科学研究所で分析を行った代表的な例を示す。この他にも、分析例は多数あるが、ここに記述する例は、比較的明確な結果が得られたものである。

3-1 河川中の白色沈澱物

3-1-1 概要

磯子区新杉田の杉田川の川底に多量の白色沈澱物があるとの連絡が入り、環境保全局水質課が調査を行った。現地調査の結果、河川床に多量の白色沈澱物が確認され、河川水がアルカリ性を示していた。

3-1-2 分析結果

搬入された白色沈澱物は、105℃で乾燥後、メノウ乳鉢で粉砕し、X線分析を行った。

けい光X線分析の結果を図-1に示す。含有成分としてカルシウム、イオウ、ケイ素、ストロンチウム等の元素が確認された。各元素のX線強度から、カルシウムが主成分であることが判明した。

図-2にX線回折分析の結果を示す。チャートは、鋭いピークを示しており、結晶状態が良好であることを示している。データ検索条件は、次のとおり指定した。検索ファイルは、無機物質ファイルと鉱物ファイルとした。主成分元素としてカルシウム、不確定成分元素として水素、酸素及び炭素を指定した。この条件で検索した結果、炭酸カルシウムであると同定された。データベースのチャートとほぼ完全に一致しており、炭酸カルシウムのほぼ純物質であると推定された。

その後の水質課の周辺調査などから、現場の上流部に防空壕が存在し、そこを発泡モルタルで埋め戻した事実が判明した。埋め戻しに用いた発泡モルタルが雨水などにより浸出してきたものと推定された。

3-2 河川の白濁水

3-2-1 概要

緑区のしらとり川で、白濁水が流れているとの連絡により、緑保健所と水質課が現場調査を行った。その結果、河川水が白濁して牛乳のような状態が確認され、試料を採取した。しかし、外観が白濁している以外には異状なく、魚などへの被害は無かった。

3-2-2 分析結果

搬入された白濁水は、静置しても沈澱せず、かなり微細な粒子であった。そこで、メンブランフィルターでろ過し、X線分析を行った。ろ過後のメンブランフィルターは、うす茶色であった。

図-3に、けい光X線分析の結果を示す。含有成分として、ケイ素、アルミニウム、チタン、リンなどの元素が確認された。これらの元素は、いずれも地殻中に含有されるものであり、河川水中の土壌成分に由来している。しかし、各元素のX線強度を通常の土壌・底質試料と比較すると、チタンのX線強度が極めて高くなっている。このことから、ケイ素やアルミニウムなどは、土壌成分の混入によるものであり、チタンが白濁物質によるものと推定された。

図-4にX線回折分析の結果を示す。明確なピークは、数本しか得られなかった。データ検索条件は、元素条件を除いて、3-1と同様である。元素条件は、主成分元素としてケイ素、アルミニウム及びチタンを指定し、不確定成分元素として、水素、酸素及び炭素を指定した。この条件で検索した結果、二酸化チタンと同定された。二酸化チタンは、ルチル型とアナターセ型の異性体が存在する。二酸化チタンは、白色塗料として用いられている²⁾。

3-3 河川の濁り水

3-3-1 概要

港北区勝田町の早淵川で茶色く濁った水が流れているとの連絡があり、水質課が現地調査を行った。調査の結果、茶色のフロック状の浮遊物質を含んだ水が確認された。

3-3-2 分析結果

搬入された水は、茶色のフロック状の浮遊物質を含んでおり、静置するとある程度沈降するが、圧密までではない。そこで、メンブランフィルターでろ過後、乾燥して、X線分析を行った。

図-5にけい光X線分析の結果を示す。含有成分として、アルミニウム、ケイ素、カルシウム及び鉄などが確認された。いずれもパーセントのオーダーで含有されていると推定される。

図-6にX線回折分析の結果を示す。データ検索条件は、元素条件を除いて、3-1と同様である。元素条件は、主成分元素としてアルミニウム、ケイ素、カルシウム及び鉄を、不確定元素として水素、酸素及び炭素を指定した。この条件で検索した結果、Quartz、synとイライト・モンモリロナイトを成分として含有することが推定された。モンモリロナイトを主成分として、他に石英などを含有するものとして、ペントナイトがある³⁾。ペントナイトは土壌改良剤等として使用されているが、発生源の特定には至らなかった。

3-4 住宅床下の白色結晶

3-4-1 概要

栄区犬山町の住宅床下の土がまろぼろになり、以前よりも盛り上がり、白色結晶が多く見られるとの苦情が寄せられた。水質課で調査したところ、多量の白色結晶が確認された。

3-4-2 分析結果

搬入された試料は、白色結晶と周辺土壌の2検体であった。周辺土壌には、うす褐色のまだらな結晶が確認された。そこで、分析対象試料は、白色結晶とうす褐色部分の2検体とした。

図-7に白色結晶とうす褐色部分のけい光X線分析結果を示す。白色結晶は、含有成分としてマグネシウム、イオウ、ケイ素、カルシウム及びアルミニウムなどの元素が確認された。主成分としては、イオウとマグネシウムの2元素であると推定された。うす褐色部分は、含有成分としてケイ素、アルミニウム、カルシウム、カリウム及びイオウなどの元素が確認された。

図-8に白色結晶とうす褐色部分のX線回折分析の結果を示す。データ検索条件は、元素条件を除いて、3-1と同様である。白色結晶の元素条件は、主成分元素としてイオウとマグネシウム、不確定元素として水素、酸素及び炭素を指定した。データ検索の結果、この結晶は硫酸マグネシウム ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) であると同定された。

うす褐色部分の元素条件は、主成分元素としてケイ素、アルミニウム及びカルシウム、不確定元素として水素、酸素及び炭素を指定した。データ検索の結果、この結晶はQuartz (SiO_2) とAnorthite ($CaAl_2Si_2O_8$) であると同定された。Anorthiteは、灰長石のことであり、火山灰の成分である³⁾。この地域は、地質的に火山灰を含んでおり、先の硫酸マグネシウムの結晶との因果関係はないと推定された。

その後、硫酸マグネシウムの析出原因について検討し、床下の土壌中（結晶が析出していない部分）にも硫酸マグネシウムが含有されていることが確認された。その他の周辺土壌中には確認されなかった。しかし、床下の硫酸マグネシウムの因果関係については、結論が得られなかった。

3-5 酸性雨つらら

3-5-1 概要

中区のビルの外壁に、いわゆる「酸性雨つらら」と思われる鍾乳状生成物が確認され、同定を行った。酸性雨つららとは、酸性雨により建物のコンクリートから鍾乳柱として生成したものである。

Qualitative Analysis

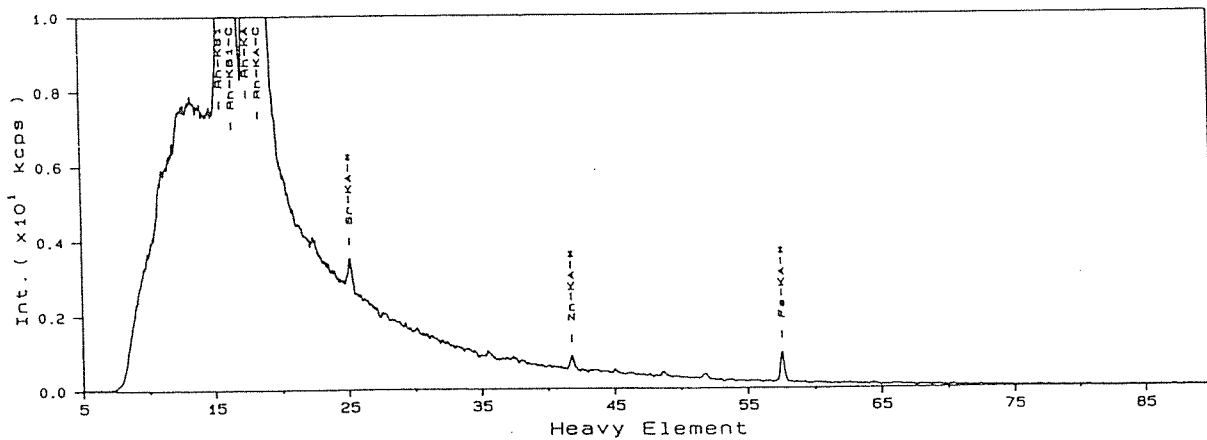
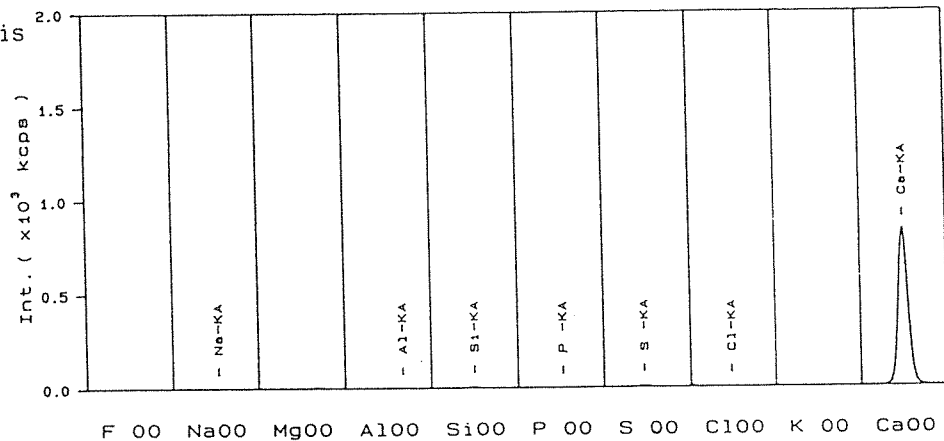


図-1 白色沈殿物のけい光X線分析結果

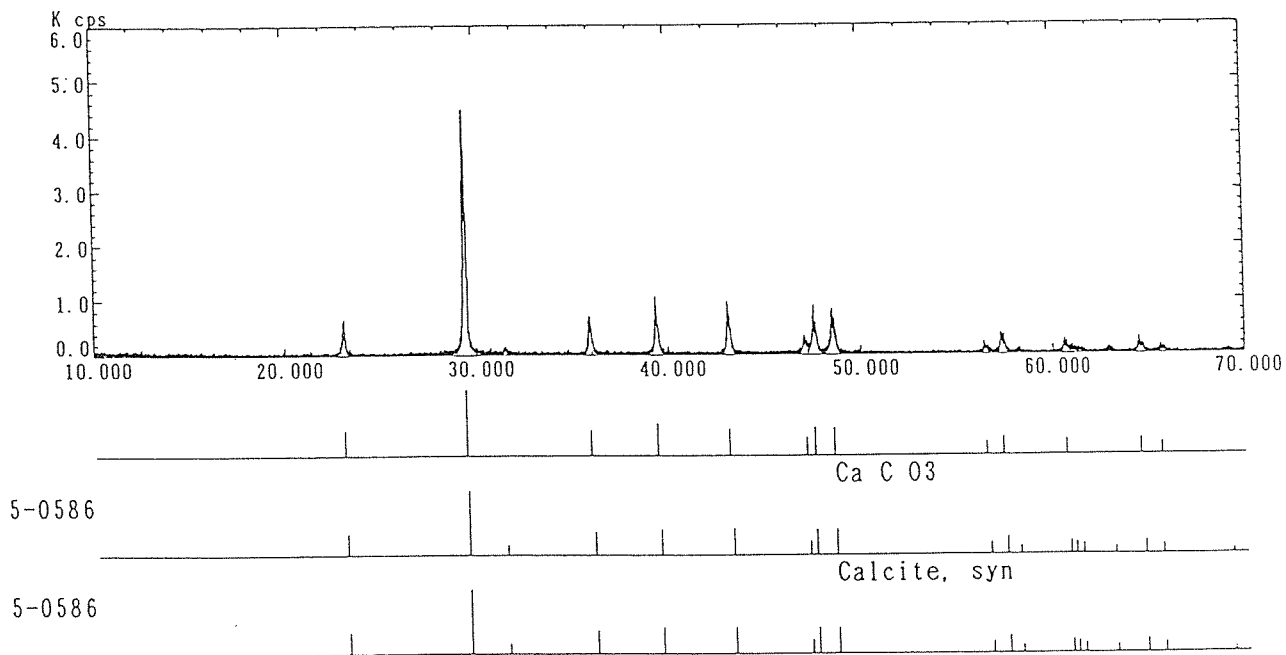


図-2 白色沈殿物のX線回折分析結果

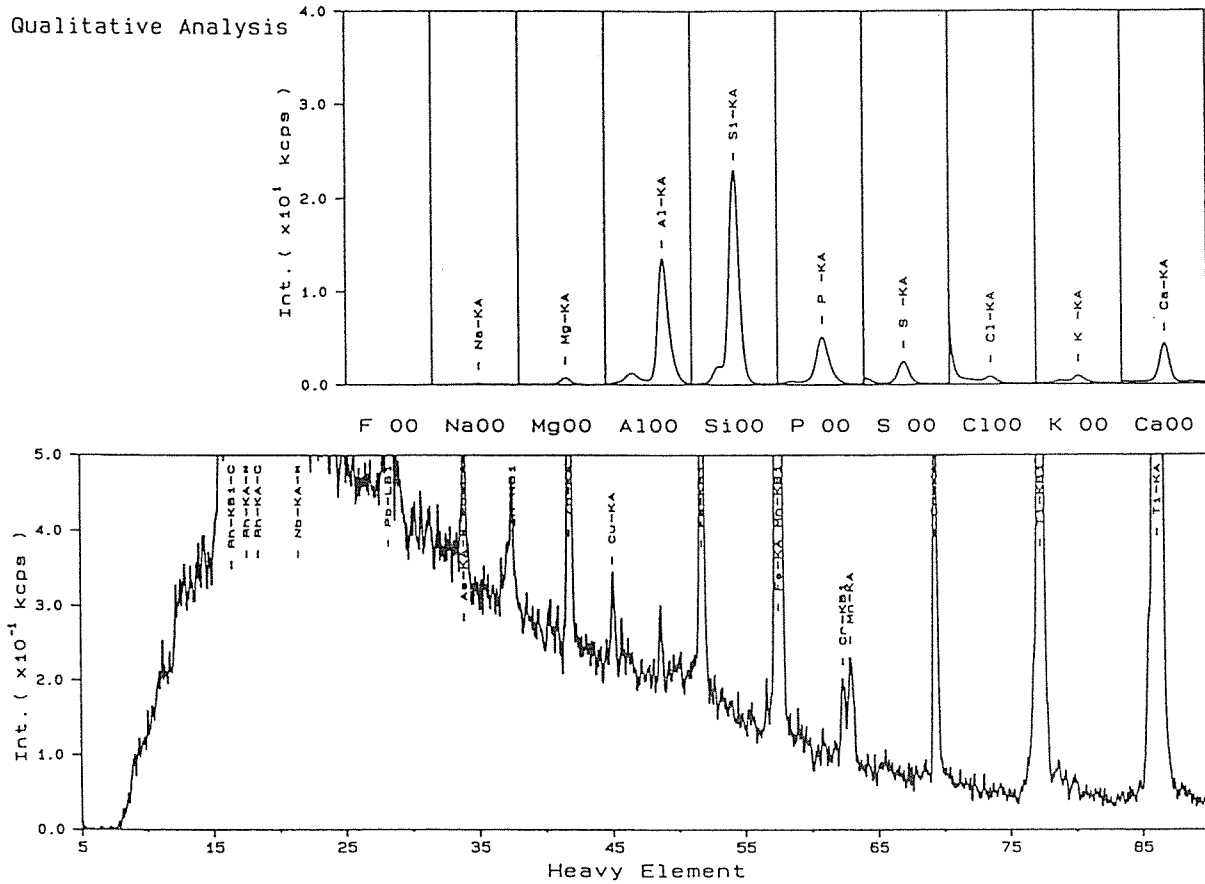


図-3 白濁水のけい光X線分析結果

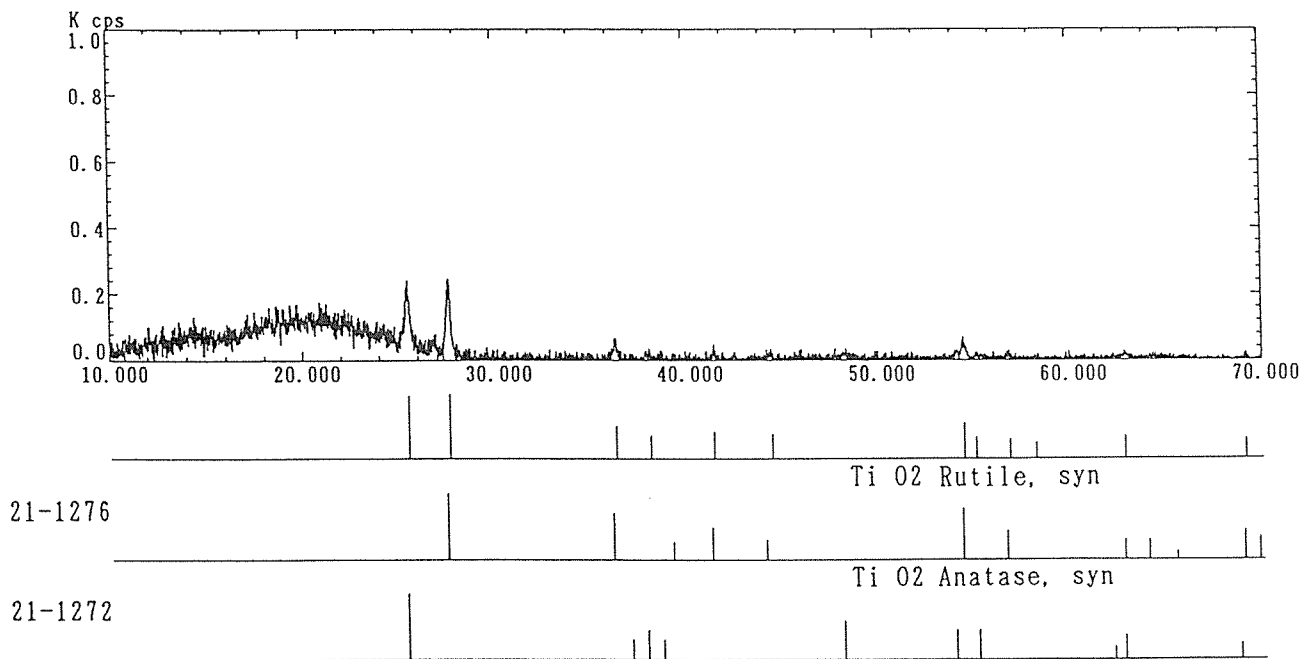


図-4 白濁水のX線回折分析結果

Qualitative Analysis Plotter Chart

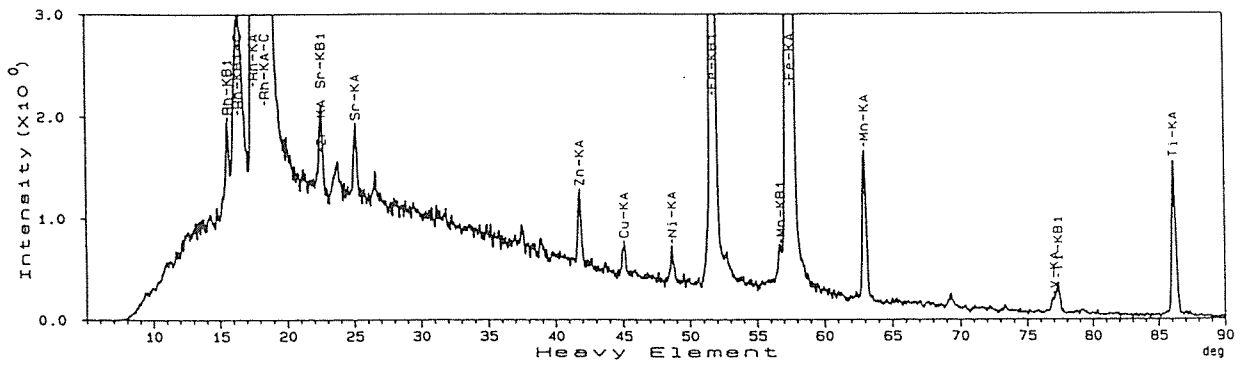
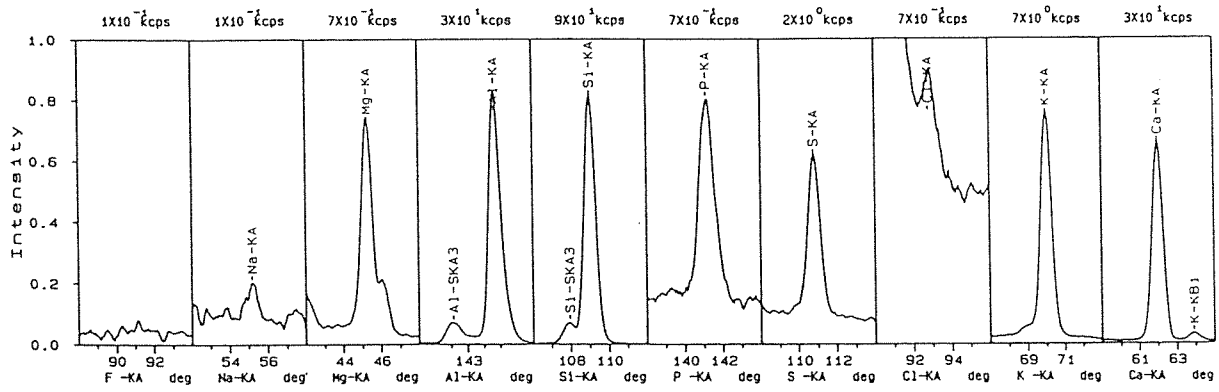


図-5 濁り水のけい光X線分析結果

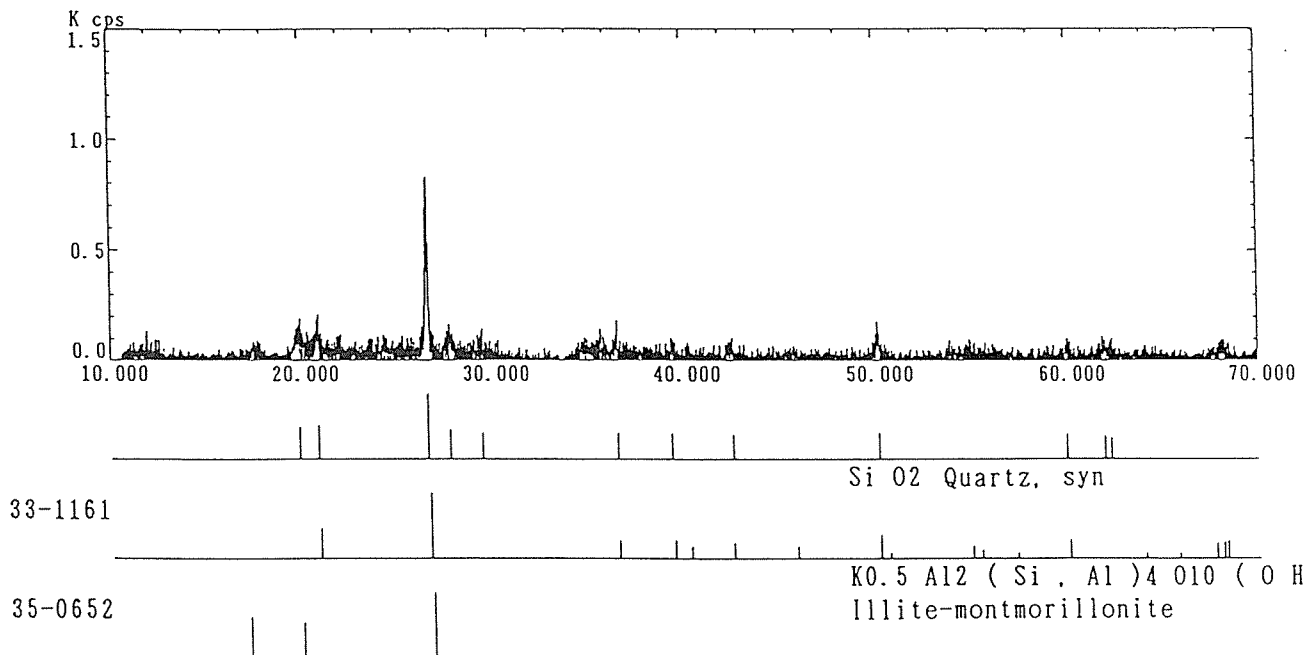


図-6 濁り水のX線回折分析結果

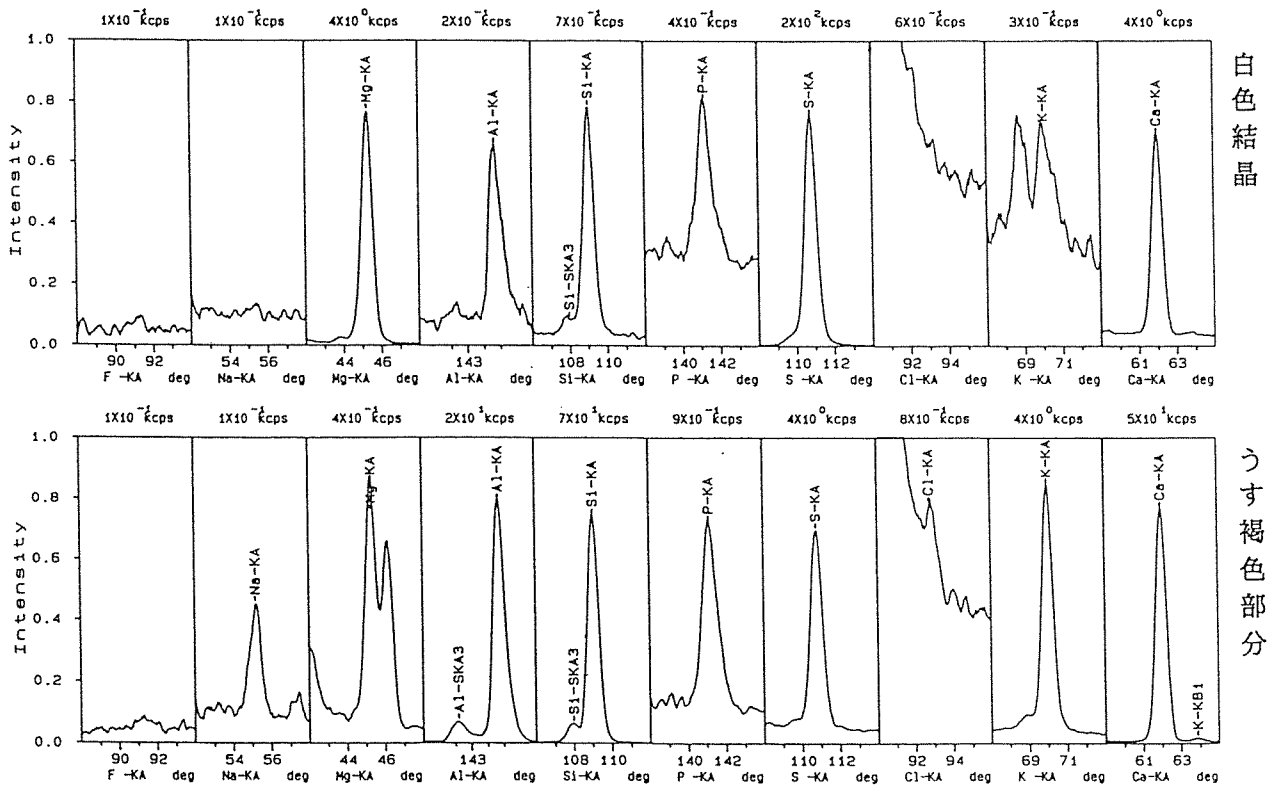


図-7 白色結晶とうす褐色部分のけい光X線分析結果

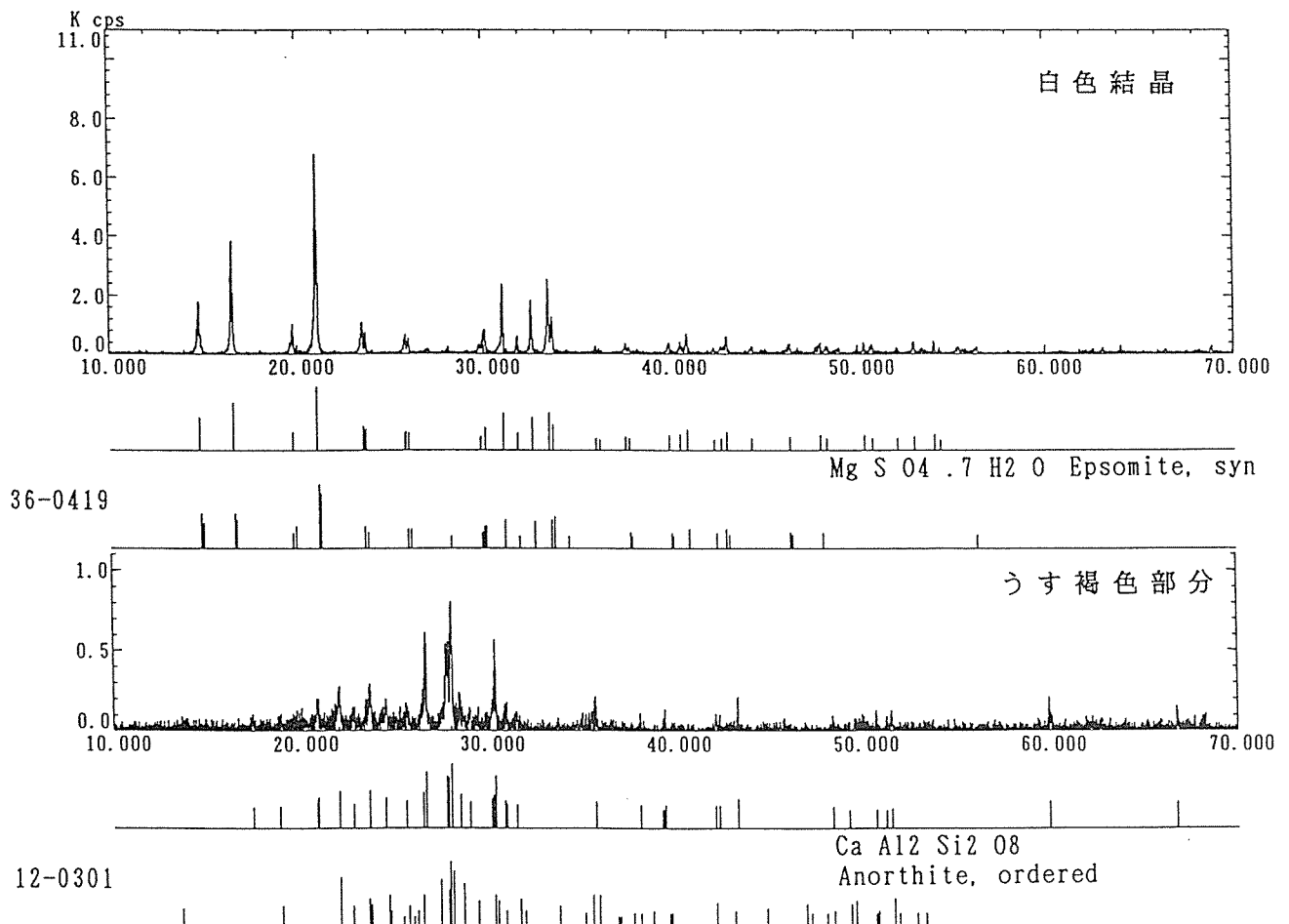


図-8 白色結晶とうす褐色部分のX線回折分析結果

Qualitative Analysis Plotter Chart

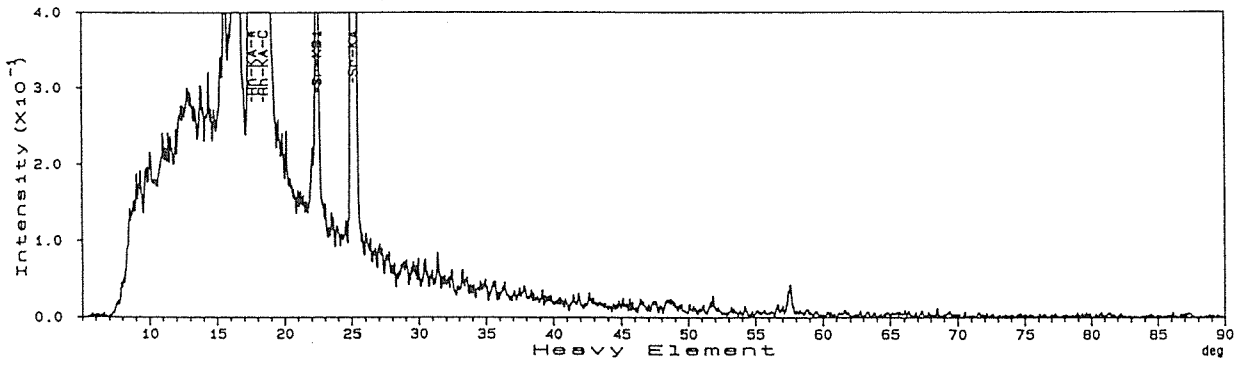
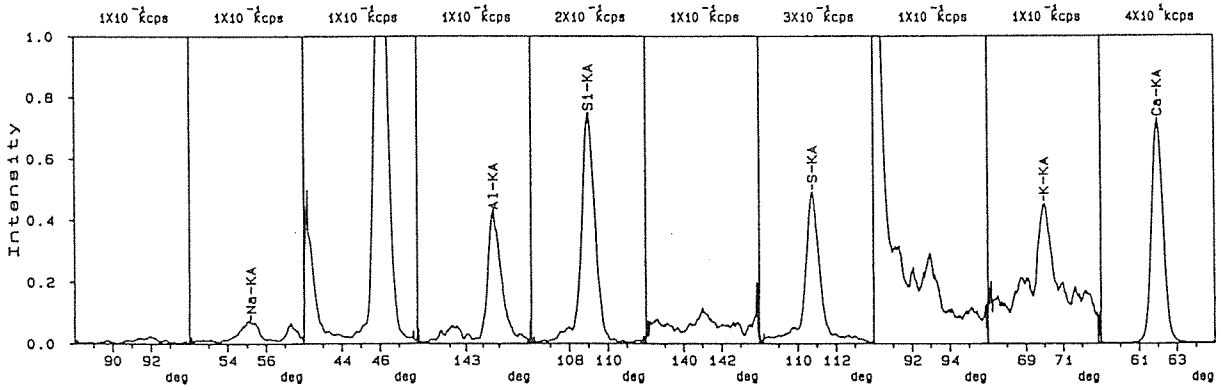


図-9 酸性雨つらののけい光X線分析結果

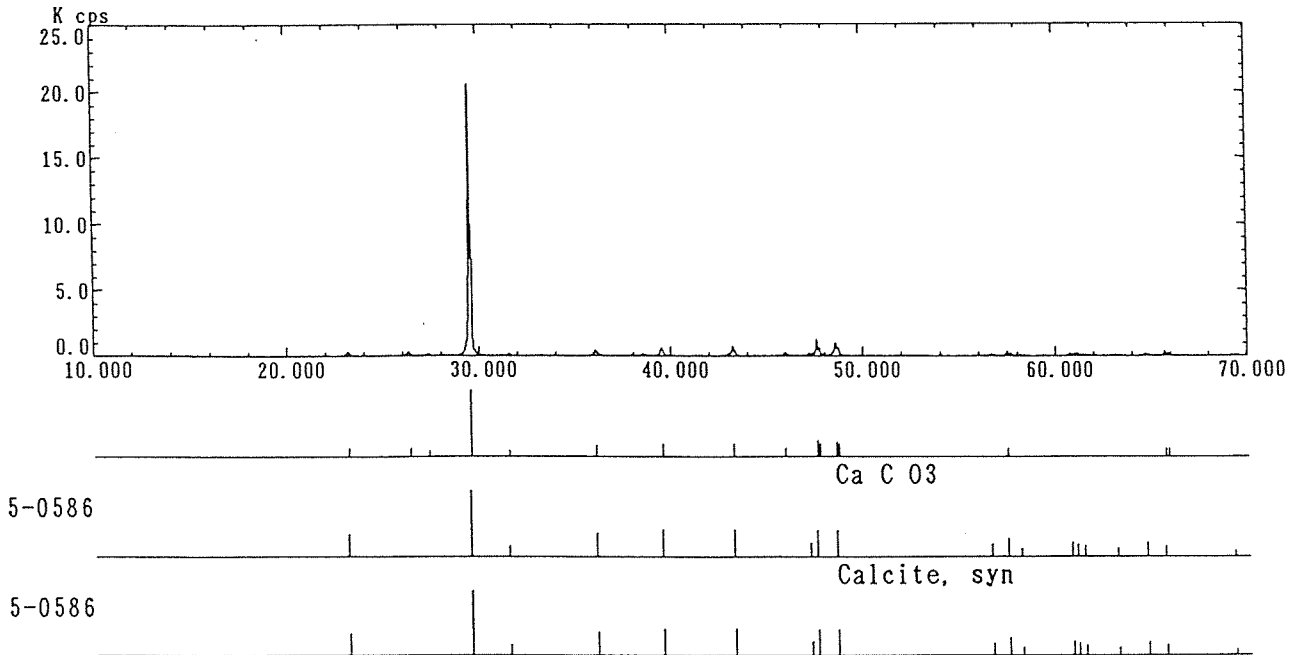


図-10 酸性雨つらののX線回折分析結果

3-5-2 分析結果

試料は直径5mm、長さ15mm程度の少量であった。試料をメノウ乳鉢で粉碎後、X線分析を行った。

図-9にけい光X線分析の結果を示す。含有成分としてカルシウム、ケイ素、イオウ及びストロンチウムなどの元素が確認された。主成分としては、カルシウムであった。ストロンチウムは、カルシウムと周期律表上で同族であるため、カルシウムの不純物として含まれていると考えられる。

図-10にX線回折分析の結果を示す。データ検索条件は、元素条件を除いて、3-1と同様である。元素条件は、主成分元素としてカルシウムを、微成分元素としてケイ素とイオウを、不確定元素として水素、酸素及び炭素を指定した。データ検索の結果、炭酸カルシウム(CaCO₃)と同定された。鍾乳石は、炭酸カルシウムを主成分としており³⁾、この試料はいわゆる「酸性雨つらら」であると確認された。

4. まとめ

環境中の未知物質の成分同定をする際に、X線分析は有効な手段であることが確認された。実際の分析例として、河川中の白色沈殿物など5例について報告した。今回報告した例は、比較的明確な結

果が得られたものであり、他にも多数の分析を行っており、かなりの成果をあげている。

今後の課題としては、主成分元素の含有量の数値的把握があげられる。現在はX線の強度から各元素の量を経験的に判断している。しかし、最近では半定量分析としてファンダメンタルパラメータ法の進歩が著しく、標準試料なしでの半定量分析がかなりの精度で可能となっている。さらに、分析時間の短縮が挙げられる。本報告で使用したけい光X線分析装置では、全元素分析に約1時間を要していたが、最新の機器では、約5分間で可能となっている。X線回折装置では、微細領域に対応した装置を用いると、極少量の試料に関しても分析可能となる。これらの機能は、未知試料の同定の際に非常に有効であると思われる。

今後も未知物質の成分同定に対応するため、さらに体制を充実していく必要がある。

参考文献

- 1) 横浜市環境保全局：横浜環境白書一平成4年版，103(1992)。
- 2) 化学工業日報社：11290の化学商品，985(1990)。
- 3) 大木道則編：化学大辞典，東京化学同人，(1984)。

鉱油系廃油の資源化利用研究

野木 一男*, 下村光一郎*

要 旨

焼却炉用、船舶用のボイラは定期的あるいは付着物が付着した都度清掃作業が行われている。その代表的なものとして高圧水を用いる方法がある。しかし、この方法は、水を使用するため作業性はよいが耐火材が水に浸食されるので燃焼室の耐火材の耐久性が大幅に低下する欠点がある。そこで、耐火材を水による浸食から保護するための、防水被膜形成をする塗料を製造するため、鉱油系廃棄物を用いて検討を行った結果、市販の水溶性エマルジョン塗料50%、鉱油や擦染残糊を主体としたエマルジョン液50%の混合塗料が最も耐水性があり塗料としての性能を有していることが判った。

1. はじめに

焼却炉用、船舶用のボイラや焼却炉等の燃焼室の伝熱面や耐火レンガより成る壁面、あるいはその他の炉内面には、スラグ、煤、焼却灰等が付着する。この付着物によって伝熱面や壁面が覆われると、熱効率が低下するだけでなく、燃焼室や管が加熱して多くの不具合が発生する。そこで、従来は、定期的あるいは付着物が付着した都度、これを清掃除去していた。その場合、スクレーパー等を使用して掻き落とす方法、小さな鋼球や砂等の粒体を吹き付けるショットブラストクリーニング法、また、高圧水を用いるウォーターソーキング法等が採用されていた。これらの方法は、多くの実績を有しているものの、問題点も存在していた。それは、ウォーターソーキング法を採用した場合、清掃効率が向上するものの、壁面の耐火材や管との間に水や酸を含んだ水が浸透し、浸食や腐食を招き、耐火材の耐久性が大幅に低下してしまうと共に、補修費用が高つくことにもなっていた。本研究は、上記問題点を解決するためになされたもので、耐火材や他の面に防水皮膜を形成することができる鉱油類の廃油と擦染用色糊の廃残糊を利用した廃油エマルジョン塗料に関するものであり、廃油や残糊の再資源化と同時に不法投棄などによる環境汚染を防止することを目的としている。

図-1 にゴミ焼却炉の内部概略を示す。壁側や底面に耐火材が付設されている。

2. 廃油エマルジョン塗料の製造実験(ピーカーテスト)

2-1 廃油のエマルジョン化

廃油は鉱油に限定し、産業廃棄物として比較的多く排出される自動車エンジンオイル廃油、船舶ビルジ廃油、機械切削油廃油を利用することにし、鉱油類専用エマルジョン化界面活性剤を用いて、安定な廃油エマルジョン化を検討した。初めは、個々の廃油についてエマルジョン化を行い、安定なエマルジョンが得られたので、次には、廃油の産業廃棄物として廃棄される実状を考慮して、混合油によるエマルジョン化の検討を行った。

表-1 に配合例毎の廃油エマルジョンの混合割合を示す。

2-2 廃油エマルジョンの塗料化

廃油エマルジョンを塗料化するに当たり、混合する水溶性樹脂として酢酸ビニル樹脂、ポリビニル樹脂、市販のアクリル樹脂系水溶性塗料等を検討した結果、表-2 に示した配合の水溶性エマルジョン塗料が安定した防水皮膜を形成することが判った。調合割合を決定するには写真-1 に示したようにガラス板上に塗布し、乾燥皮膜の廃油のにじみ具合をチェックしながら行った。

また、廃油のにじみ防止については、油吸着材として広く利用されているパルプ系材料に着目し、廃油と同じ廃棄物である擦染用廃残糊(カルボキシメチルセルロース)を利用した。

表-2 の廃油エマルジョン配合例塗料の製造方法は、初めに、エマルジョン化した廃油に擦染残糊、次に、水溶性樹脂塗料を加え5分間機械撹はんを行った。この際に粘度調節として水を加えた。

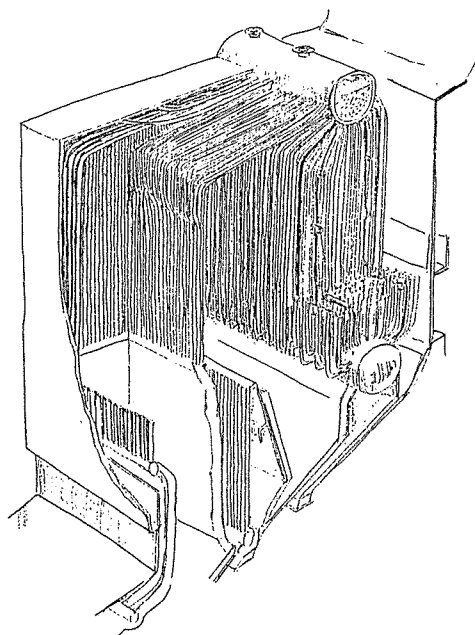


図-1 ゴミ焼却炉の内部概略

3. 現場想定実験

ピーカーテストによる結果を踏まえて、最も安定した廃油エマルジョン塗料を大量に製造し、現場を想定した実験を行った。実験用塗料は、表-2の調合で20kg製造し、塗料が機械の圧力によって廃油の分離を起こすかどうかを確認するため、写真-2に示したようにベニヤ板へ機械塗装機を使って吹き付け塗装を行った。

その結果、今回開発した塗料は、機械による本格的な塗装方法で

塗布後の塗膜の乾燥も早く安定した塗料であることが判った。

写真-3に今回使用した一般塗装用塗装機を示す。

次に、ベニヤ板へ塗装した廃油エマルジョン塗料を用いて写真-4に示したように管を配置したモデル燃焼装置を作り、実験した結果、管と耐火材の接点部分の細部まで安定した皮膜を形成することが判った。

表-1 廃油エマルジョン混合割合 (単位g)

配合例 1		配合例 2		配合例 3	
エンジンオイル	150	エンジンオイル	250	エンジンオイル	200
ビルジオイル	150	ビルジオイル	120	ビルジオイル	200
切削油	100	切削油	80		
タービン油	100				
界面活性剤	100	界面活性剤	90	界面活性剤	80
水	60	水	54	水	48
	660		594		528

表-2 今回開発した廃油エマルジョン塗料(単位g)

調合例 1		調合例 2		調合例 3	
廃油エマルジョン	35	廃油エマルジョン	35	廃油エマルジョン	35
残 糊	20	残 糊	20	残 糊	30
水	35	水	30	水	35
水溶性エマルジョンペイント	110	水溶性エマルジョンペイント	170	水溶性エマルジョンペイント	110

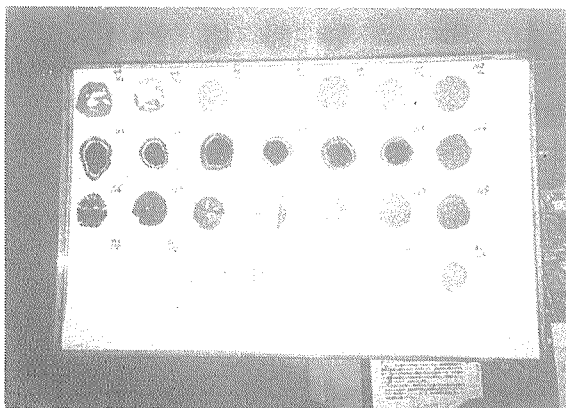


写真-1 ガラス板への塗布実験



写真-2 ベニヤ板への塗装実験

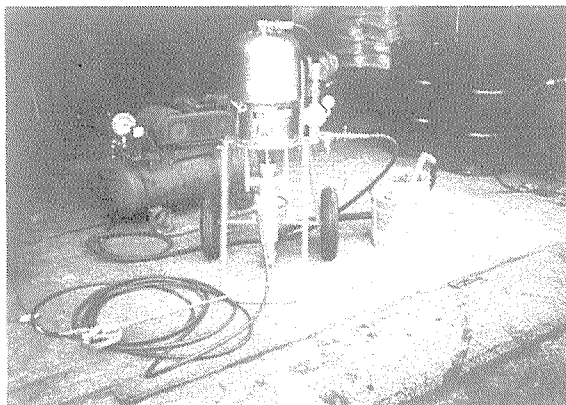


写真-3 塗装機

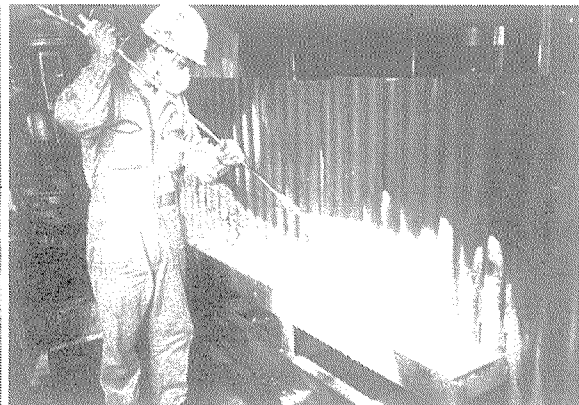


写真-4 モデル燃焼装置

4. まとめ

これまで有効利用されることなく廃棄されていた捺染残糊や廃油をボイラや焼却炉等の燃焼装置の壁面を構成する耐火材の防水皮膜を形成する塗料に活用することができた。

しかし、実装置での塗料製造に当たっては、廃油中に多量の水や

界面活性剤を含有している場合の処理方法を検討しておく必要がある。

また、実現場では、耐火材の表面に多量の灰や煤が積もっていることが予想されるので、その際の前処理方法の検討も必要である。

軟弱地盤の沈下に関する調査研究(7)

—大岡川低地と帷子川低地の層別沈下特性—

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

地盤沈下が継続している帷子川低地と大岡川低地について、層別沈下・間隙水圧・地下水位調査を行い軟弱地盤層の堆積環境と合わせて地盤沈下特性を検討した結果、次のような知見が得られた。

- (1) 帷子川低地と大岡川低地の軟弱地盤層を地盤沈下観測所データを使って、単位沈下速度(地層1m当り1年間に沈下する量 $S_v \cdot \text{mm}/\text{y} \cdot \text{m}$)を比較した結果、帷子川低地の沈下が大きく現れていた。しかしながら、層別沈下装置では同低地の方が小さかった。この原因は周辺部の工事や地下水揚水状況及び土質工学的性質の違い等が考えられるため、今後検討する必要がある。
- (2) 帷子川低地と大岡川低地の軟弱地盤層は横浜七号地層(YN層)と横浜地層(YA層)に2分される。YN層の堆積速度は約0.04cm/yであり、YA層は約1.00cm/yが推定され、前者の単位沈下速度は後者の約2/10~4/10である。
- (3) 帷子川低地の軟弱地盤層は地下水位の上昇に伴って間隙水圧が顕著に増加し、その地層が沈下及び隆起している。大岡川低地では間隙水圧に同様の現象が発生しても地層はそのまま沈下する傾向が認められる。
- (4) 両低地における軟弱地盤層の間隙水圧分布は地下水位の変動で増減を繰り返しており、これが地盤沈下の要因の一つと考えられる。また、間隙水圧の変動で砂分の多いシルトや粘土層は挙動していることが推察される。

1. はじめに

横浜市の軟弱地盤地域でみられる地盤沈下は、地下水位の回復によって鎮静化し、一部の地域では隆起現象等も見られるようになっている。しかしながら、軟弱地盤層が厚く堆積される臨海部心部のJR横浜駅や関内駅周辺は依然として沈下が一定速度で進んでいる¹⁻³⁾。図-1の(a)はJR横浜駅より南西約1kmの所に設置されている岡野公園地盤沈下観測所の地下水位と地盤沈下の経年変化図であるが、1989~1993年間の単位沈下速度は0.21mm/y・m(軟弱地盤層が1m当り、1年間に沈下する量)である。また、(b)はJR関内駅より東南約0.5kmの位置にある横浜公園地盤沈下観測所のデータであり、1989~1993年間の単位沈下速度は0.14mm/y・mである。両者の比較では前者の方が約1.5倍の沈下速度であり、減少傾向は見られない。

当地盤沈下地帯は帷子川と大岡川低地の河口部に当り、軟弱地盤層が約40~50mの層厚で堆積されている。約1.8万年前の縄文海進で埋没されたシルトや粘土の堆積物から成り、極めて軟弱な地層である。当堆積物は一旦、圧密が発生すれば長期間継続されるため、圧密発生を事前に防止する対策が重要課題である。そのため、1975年9月以降の建設工事においては、「横浜駅周辺地盤沈下対策指導要綱」を施行し、防止対策に努めている。以来、一時的に大きく低下していた地下水位は上昇し、地盤沈下も鎮静化に向い、対策は効果を奏しているものの、残留沈下は依然として一定速度で進んでいる⁴⁾。この沈下理由は現在明らかでなく、①遅延圧密、②二次圧密、③小規模の地下水位変動に伴う圧密沈下等が考えられるが、今後はこれらを検討する必要があるが、ここでは原因究明の「鍵」となる各地層の挙動を解明するため、原位置における層別沈下・間隙水圧・地

下水位調査を行い、堆積環境との関係から地盤沈下特性を検討した。本論はその結果について若干の知見が得られたので報告する。

2. 調査方法

これまでの調査結果において解析に必要な資料を整理し、調査概要にとりまとめると共に、1988年から測定している層別沈下、間隙水圧、地下水位のデータを取りまとめて解析した。

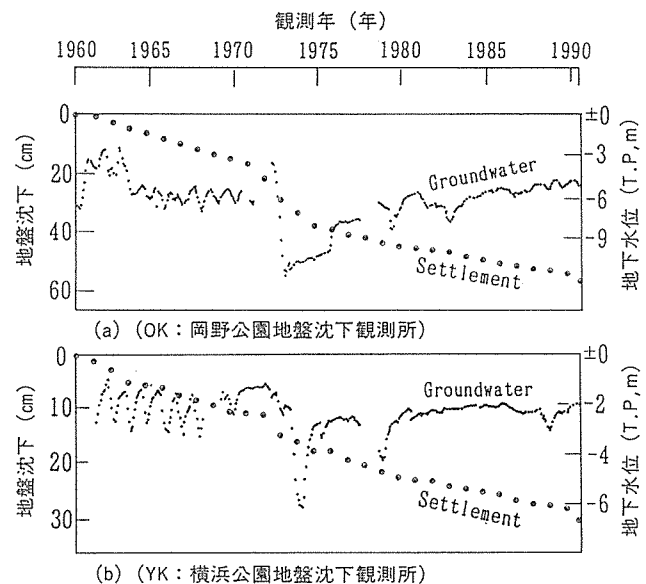


図-1 地盤沈下と地下水位の経年変化図

Study on Ground Subsidence of Soft Layers (Part7)

—Measurement of Settlement in the Lowland of Ohuoka and Katabira Rivers, Yokohama City—

*Minoru Sugimoto, Junzo Umehara, 横浜市環境科学研究所地盤沈下部門

3. 調査地域の概要

3-1 調査位置

図-2に調査位置を示す。図中の(Oka)は帷子川低地の層別沈下装置の地点で、JR横浜駅から約1.0kmの位置にある。図中の(Ohd)は大岡川低地の層別沈下装置の地点でJR関内駅から西に約200mの場所にある。両者とも本市の都心部に当り、人口密集地帯の商業活動が盛んに営まれている地域である。

3-2 地下水位の変動と地盤沈下

帷子川低地(岡野公園地盤沈下観測所、以後OK観測所と呼ぶ)における地下水位の変動と地盤沈下の経年変化は図-1(a)、大岡川低地(横浜公園地盤沈下観測所、以後YK観測所と呼ぶ)のデータは図-1(b)にそれぞれ示す⁵⁾。

OK観測所の地盤沈下は1960~1992年間に約60cm沈下している。地下水位は1973年頃までTP約-1.5~-3.0mの範囲で変動していたが、1973年頃にTP約-12mまで低下し、その後は徐々に回復して、TP約-5.0mまで回復している。当観測所から約150m北西には岡野公園層別沈下装置(Oka装置、層別沈下計・間隙水圧計・地下水位井戸)が設置されている³⁾。

OK観測所の軟弱地盤層の平均沈下速度は約7.3mm/yであり、それより下の地層は約0.4mm/yである。また、軟弱地盤層の層厚は約35mであり、地層1m当り1年間の沈下速度(単位沈下速度)は約0.21mm/y・mである。

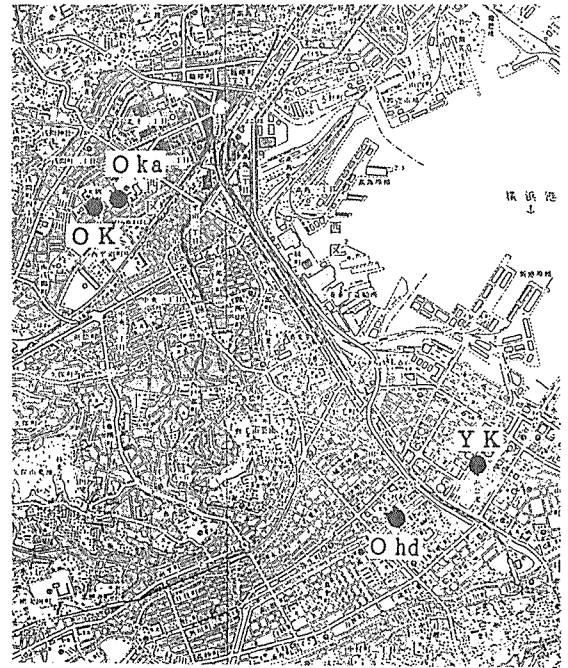
YK観測所の地盤沈下は1960~1992年間に約32cm沈下している。また、地下水位は1973年頃までTP約-1.5~-2.0mの範囲で変動し、1973年頃と1978年頃に一時的に大きく低下し、その後は変動が少なくTP約-2.0mまで回復している。当観測所から約650m上流には大通り公園層別沈下装置(Ohd装置、層別沈下計・間隙水圧計・地下水位井戸)が設置されている。

YK観測所の軟弱地盤層の平均沈下速度は5.9mm/yであり、その下位地層は2.0mm/yである。軟弱地盤層の層厚は42mであり、単位沈下速度は約0.14mm/y・mである。

単位沈下速度で大岡川低地と帷子川低地を比較すると、帷子川低地の軟弱地盤層の方が大きいことが分かる。

3-3 地質構造

図-3は帷子川低地、図-4は大岡川低地におけるそれぞれの地質構造とその堆積環境を示したものである^{6,7)}。上流から下流にかけ



YK : 横浜公園地盤沈下観測所
OK : 岡野公園地盤沈下観測所
Ohd : 大通り層別沈下装置
Oka : 岡野層別沈下装置

図-2 調査位置図

て表した地質縦断面図で、基盤の上総層群を不整合に覆う沖積層(ここでは軟弱地盤層と呼んでいる)を表している。縦断面図の中には貝化石の年代測定値と貝化石等の生息環境から推定した堆積環境が示されている。これによれば両者の軟弱地盤層は約1万1千年前から1千年前の間に堆積されたものであることがわかる⁸⁾。

4. 調査結果と考察

4-1 堆積環境

帷子川低地と大岡川低地の軟弱層はシルトや粘土の堆積物が最大約40~50mの層厚で堆積されている。縄文海進で埋没した海成層主体の堆積物で、基盤の上総層群上星川層を不整合に覆って堆積されている。層序は下位地層から上位地層にかけて、①淡水域、淡水域~汽水域、汽水域、②海水域、汽水域の堆積物に区分される。

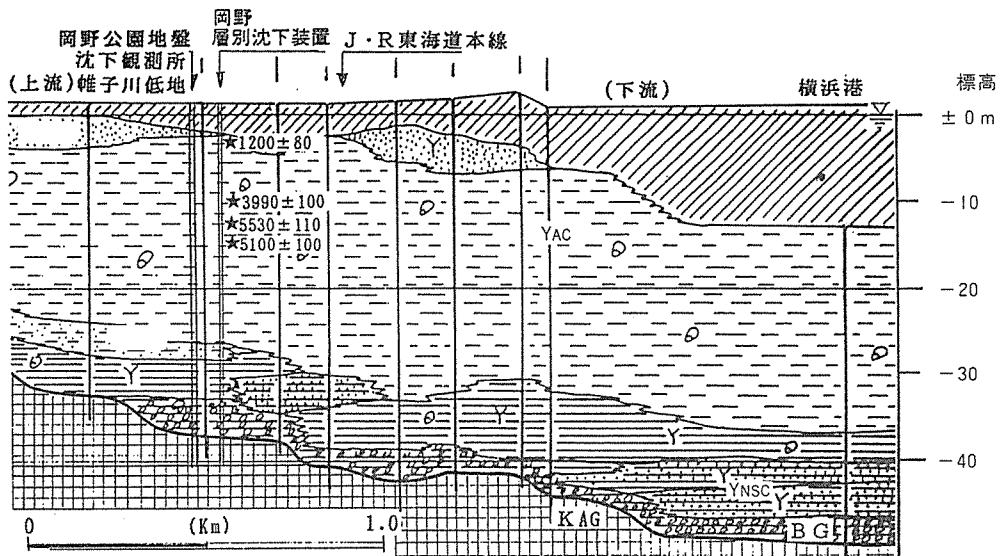


図-3 帷子川低地地質断面図

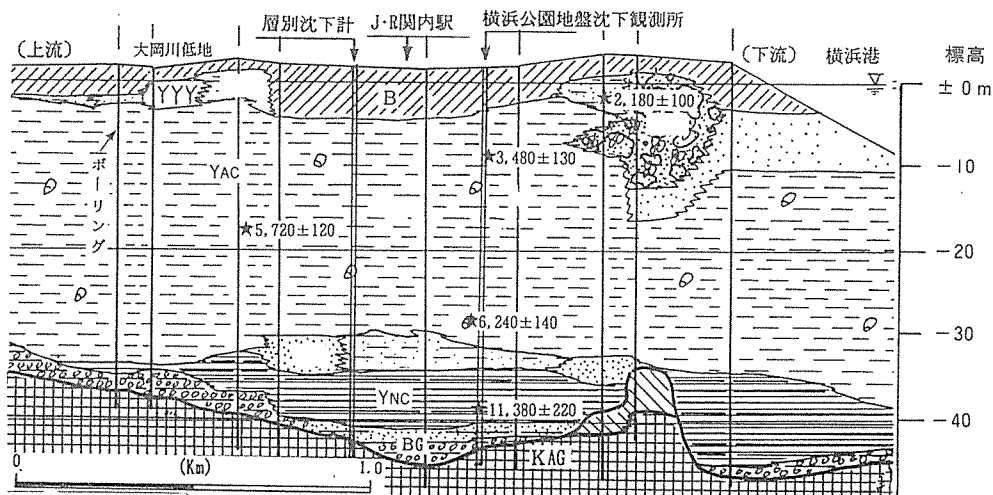


図-3, 図-4の凡例 YA: 横浜地層, YN: 横浜七号地層, S: 砂層, C: 粘土層, Cs: シルト層

図-4 大岡川低地地質断面図

①は横浜七号地層 (YN層) で標高約-20m (上流) から標高約-30m (河口付近) より深い所に堆積され、②はそれより上の所に厚く堆積される横浜地層 (YA層) である⁹⁾。

図-5 は貝化石の¹⁴C法による年代測定値であり、縄文海進で水中堆積した堆積物の速度を推定したものである。堆積物の深度と年代値の各々の関係は、TP-34m以深は0.04cm/y、TP-34~-15m付近では1.00cm/y、TP-5m以浅は0.5cm/yとなり、TP-34~-15m付近の堆積物が最も速い速度で堆積されている。すなわち、両低地の軟弱層形成は約6,200年前から約3,500年前の間に短期間で多くの堆積物が水中堆積されたことが推定される。

また、軟弱層の堆積環境からは陸成~干潟の堆積物 (YN層) と海成の堆積物 (YA層) に区分されたが、これらの関係を整理すると次のように考えられる。

- ① 陸成~干潟堆積物は潮汐の影響で陸化と水没が繰り返され、乾湿によるスレーキング現象や化学的結合作用等、長期間に渡って外気の複雑な続成作用を受け、堆積したものである。
- ② 海成堆積物は土粒子が海水に短期間で沈澱し、堆積したため①のような複雑な続成作用は受けていない。
- ③ 以上のことから①と②の堆積物は堆積環境に明らかな違いがあるとおもわれる。

半沢⁹⁾は続成作用を受けた粘土が疑似過圧密状態になっていることを報告しているが、堆積環境の違いが土質工学的性質にも影響して層別沈下量が異なるものと考えられる。

これらの関係を図-10, 11の単位沈下速度で検討すると、YN層はYA層の2/10~4/10になっており、YN層の沈下が少ないことが分かる。

4-2 地下水位・間隙水圧の変動と層別沈下

図-6は岡野層別沈下装置 (Oka装置) における層別沈下計の経年変化を示したものである。

Ok-S1は地表から40.0mまでの区間を測定したもので、軟弱層の全沈下量に相当するものである。

1988年10月~1993年10月の全沈下量は13.1mmでかなり少ない値である。図中のOka-S1~Oka-S2の各々の層別沈下量は一定の変動を示さず、各々の地層が異なって挙動していることが分かる。

図-7はOka装置の地下水位と間隙水圧の変動を示したもので

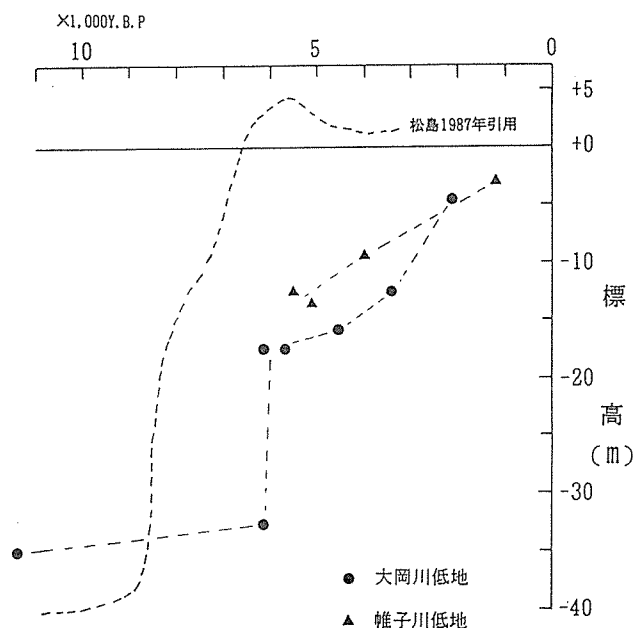


図-5 海面変化曲線図

ある。Oka-W2は軟弱地盤層基底砂層 (BS) の被圧地下水水位を測定した値である。1988年にはGL約-7.5mであったが、その後低下し1991年にはGL約-11.0mまで低下している。その後は徐々に上昇して、1993年にはGL約-7.5mまで回復している。

Oka-W1は表層の自由地下水水位を測定した値であり、GL-1.0~-2.2mの範囲で変動している。

Oka-P5, Oka-P4, Oka-P3の間隙水圧はBS層の地下水水位上昇に伴って増加しており、特にOka-P4が顕著に現れている。Oka-P2, Oka-P1は測定当初と比べて若干減少している。これらの現象は層別沈下に現れており、間隙水圧の増加が大きいOka-P4に相当するOka-S3とOka-S4間の地層は膨張している。

図-8は大通り層別沈下装置 (Ohd装置) における層別沈下計の経年変化を示したものである。Ohd装置のOh-S1は地表から50.1mまでの区間を測定したもので、軟弱層の全沈下量に相当する。

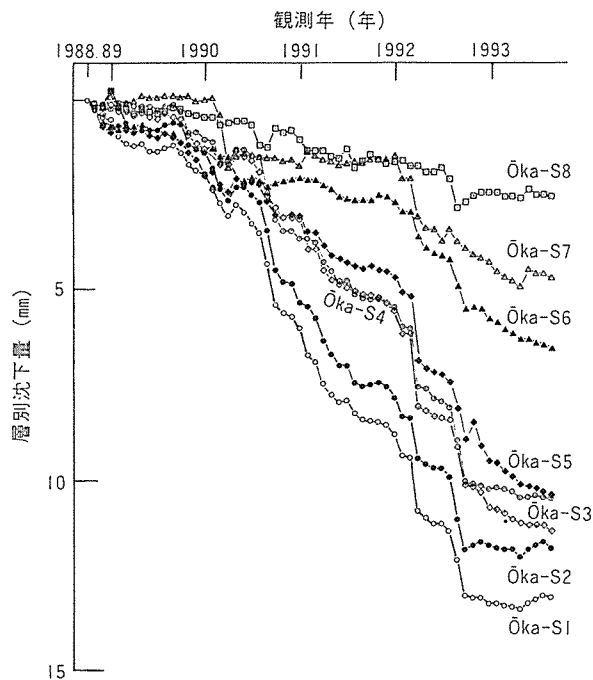


図-6 岡野層別沈下の経年変化図

1988年10月～1993年10月の全沈下量は47.2mmで、Oka装置の沈下よりかなり大きい値である。また、沈下傾向も前者より一定しており、直線的に沈下している。

図-9は同装置の地下水位と間隙水圧の変動を示したものである。

Ohd-W2は軟弱地盤基底礫層(BG)の被圧地下水位を測定した値である。1988年にはGL約-4.3mであったが、1992年にはGL約-5.0mまで低下している。その後は徐々に上昇し、1993年には測定当初より上昇してGL約-3.7mまで回復している。

Ohd-W1は表層の自由地下水位を測定したものであり、GL-0.2～-2.0mの範囲で変動している。この変動は、降雨時に上昇して、晴天時に低下することが繰り返されており、地下水の漏水が多い地域である。

一方、Ohd装置の間隙水圧を検討するとOhd-P3は1989年9月頃から増加し、その後一定である。また、Ohd-P2とOhd-P1は減少傾向を示しており、特にOhd-P2の減少が顕著にみられ、層別沈下計のOhd-S3～Ohd-S4間の地層の沈下が大きく現れている結果と一致している。Ohd-P4はOhd-W2の変動傾向が似ていることからみて、BG層の地下水位変動の影響を受けやすい地層であることが考えられる。

4-3 大岡川低地と帷子川低地の単位沈下速度の比較

Oka装置とOhd装置の層別沈下量の単位沈下速度をOka-S1、Ohd-S1と比較するとOka-S1はOhd-S1を1として約0.27程度である。この違いは上昇した地下水がシルトや砂層内部に浸透して間隙水圧を増加したためと考えるが、一方では地下水揚水付近や工事現場等地域的な違いも考えられるため、周辺部の環境を考慮して検討する必要がある。

4-4 地下水位・間隙水圧変動に伴う地層別の挙動

地下水位・間隙水圧変動に伴う地層別の挙動の関係を検討した結果、次のようなことが判明した。すなわち、BG層の被圧地下水位が変動すると、その上位地層の間隙水圧が変動する。また、表層の自由地下水位の変動では、その下位地層の間隙水圧が変動している。この現象は、図には示していないが6地点の層別沈下装置で同様の傾向を示し、特に自由地下水位の変動は降雨や潮汐の影響を受けて

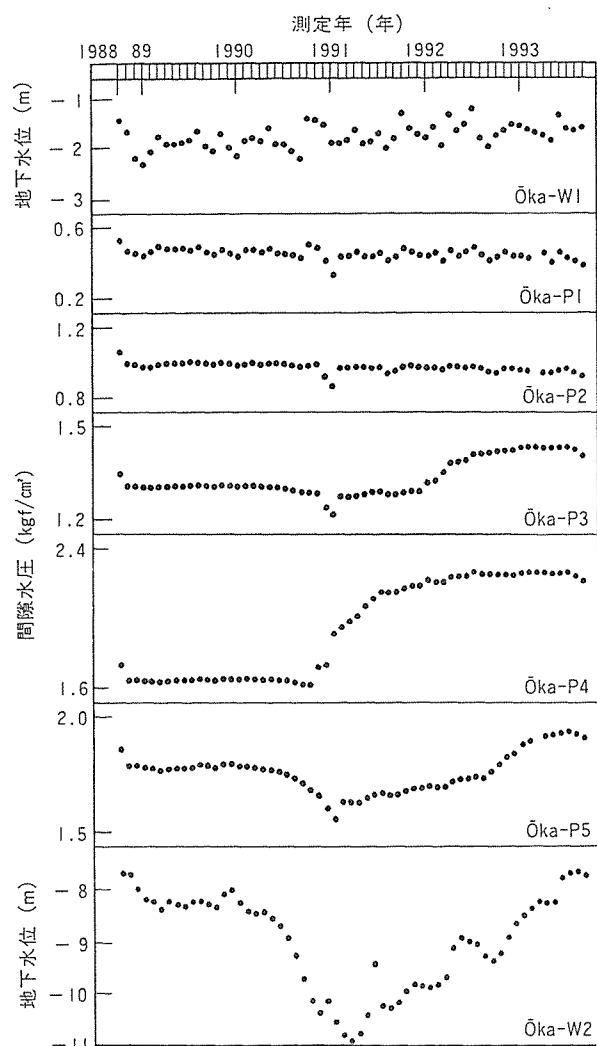


図-7 岡野間隙水圧と地下水位の経年変化図

いる。したがって、BG層と表層の地下水位変動は軟弱層の内部で応力が繰り返し発生しており、地層が挙動している原因の一つと考えられる。

一方、帷子川低地は1973年頃に地下水位が著しく低下し、それに伴って沈下が大きく発生しているが、その後地下水位は回復している。したがって現在の軟弱層(粘土)は圧密履歴を受けており、地盤沈下は少ないと考えられるが、単位沈下速度では大岡川低地より大きな値が示されている。

4-5 間隙水圧・層別沈下分布と堆積環境との関係

図-10はOka装置の単位沈下速度(以後Oka-Svと呼ぶ)と間隙水圧(以後Oka-Pwと呼ぶ)を深度別に分布図で示したものである。Oka-SvはGL15～20m間の地層が他より大きく現れており、1991年に減少したOka-Pwの影響が現れたものとおもわれる。しかしながら、それ以降のOka-Pwは上昇していることからみて、当地層の沈下は鎮静化するものとする。また、GL24～28m間の地層は膨張しているが、Oka-Pwは地下水位の上昇で増加しており、これが地層膨張の原因となっている。

図-11はOhd装置の単位沈下速度(以後Ohd-Svと呼ぶ)と間隙水圧(以後Ohd-Pwと呼ぶ)を深度の分布図で示したものである。Ohd-SvはGL14～22m間の地層が他より大きく現れており、間隙水圧が減少している深度で沈下している。また、Oka-PwはGL25m付近のものであるが、測定当初より約0.22kgf/cm²増加している。これに相当する地層のOhd-Svは約0.4mm/y・mの速度で沈下しており、

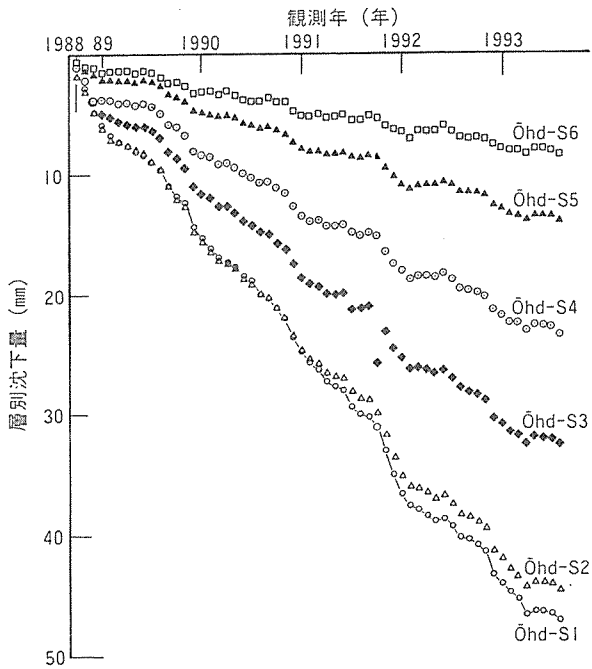


図-8 大通り層別沈下の経年変化図

全体的にみても大きい値である。すなわちこの地層は間隙水圧が増加しているにも係わらず、沈下は継続されている。また、GL28~34 mの地層はYn層であり、沈下も少なく現れている。軟弱地盤層全体では下層と上層の間隙水圧が増加と減少の繰り返しで変動しており、単位沈下速度は少ない値となっている。

5. まとめ

横浜地域における軟弱地盤層の地盤沈下機構を解明するため、層別沈下調査やボーリング調査を行っている。

今回の調査は帷子川低地と大岡川低地の軟弱地盤層の地盤沈下特性を検討した。その結果、次のような知見が得られた。

(1) 帷子川低地と大岡川低地の軟弱地盤層を地盤沈下観測所データを使って、単位沈下速度で検討した結果、帷子川低地が大きく現れ

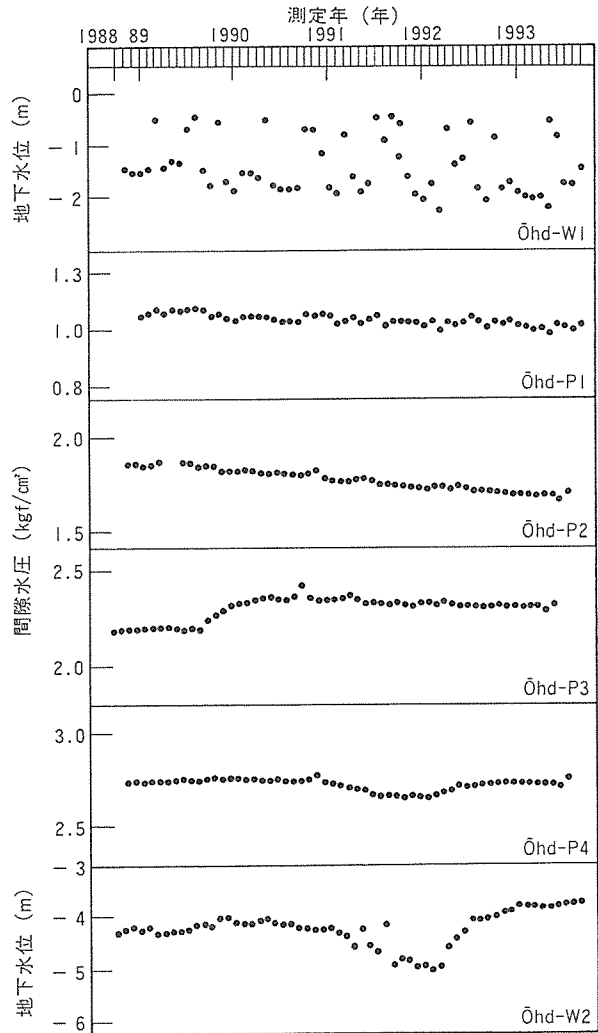


図-9 大通り間隙水圧と地下水位の経年変化図

ていた。しかしながら、層別沈下装置の層別沈下量の単位沈下速度では同低地の方が小さかった。この原因は周辺部の工事や地下水揚水状況及び土質工学的性質の違い等が考えられるため、今後検討す

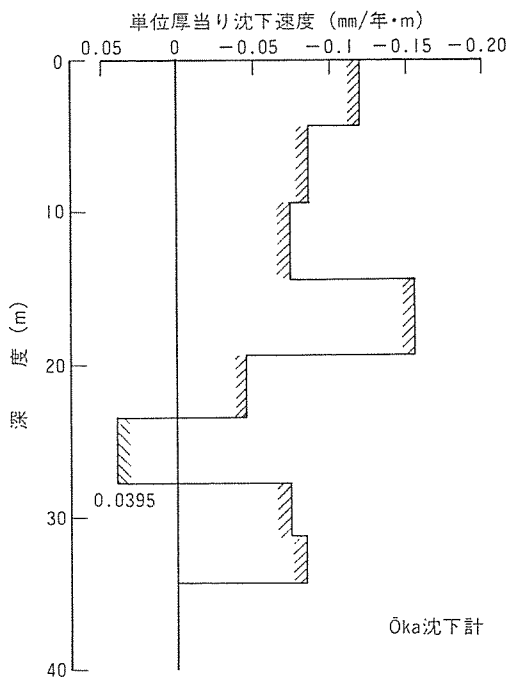


図-10 岡野単位沈下速度図

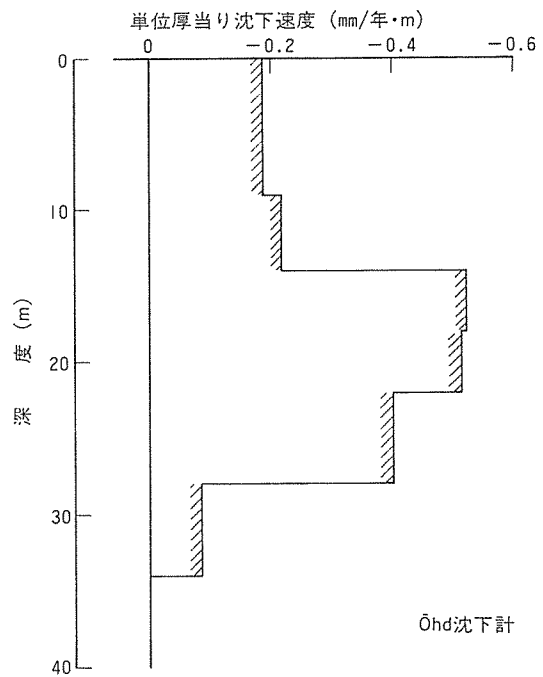


図-11 大通り単位沈下速度図

る必要がある。

(2) 帷子川低地と大岡川低地の軟弱地盤層は横浜七号地層(YN層)と横浜地層(YA層)に2分されている。YN層の堆積速度は約0.04 cm/yであり、YA層は約1.00cm/yである⁹⁾。これと今回調査した単位沈下速度を比較すると、帷子川低地は大岡川低地の約2/10~4/10である。

(3) 帷子川低地の軟弱地盤層は地下水位の上昇に伴って間隙水圧が顕著に増加し、その地層が沈下及び隆起している。大岡川低地では間隙水圧に同様の現象が発生しても地層はそのまま沈下する傾向が認められる。

(4) 両低地における軟弱地盤層の間隙水圧分布は地下水位の変動で増減を繰り返しており、これが地盤沈下の要因の一つと考えられる。

謝 辞

本論は軟弱地盤層の堆積環境、地盤沈下観測所及び層別沈下装置等の実測データを解析し、軟弱地盤層の沈下特性を究明し、今後の地盤沈下対策の基礎資料を得ることを目的に調査した。

これらの調査研究において、パリノ・サーベイ(株)の徳永重元博士及び基礎地盤リサーチ(株)社長の斉藤隆夫博士にご指導頂いた。これらの方々に記して厚く御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 杉本 実, 梅原順造: 横浜の地盤沈下地帯における層別沈下と間隙水圧の測定, 第25回土質工学研究発表会, 1990.
- 2) 杉本 実, 梅原順造: 軟弱地盤の沈下に関する調査研究(6)―地盤沈下地帯の層別沈下特性解析―, 環境科学研究所報第17号, 1993.
- 3) 杉本 実, 梅原順造: 横浜沖積層の層別沈下調査とそれに対する解析, 第2回環境地質学シンポジウム, 1992.
- 4) 杉本 実, 梅原順造: 軟弱地盤の沈下に関する調査研究(第3報)―帷子川低地の軟弱地盤構造と地盤沈下特性―, 横浜市公害研究所報第12号, 1987.
- 5) 横浜市環境保全局: 横浜市地盤沈下調査報告書, (1973~1992).
- 6) 杉本 実: 横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下, 日本地質学会第99年学術大会, 1992.
- 7) 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.78, 83, 84, 1988.
- 8) 杉本 実, 梅原順造: 帷子川低地の沖積層から産出された貝群集とその堆積環境, 環境科学研究所報第18号, 1994(発表予定).
- 9) 半沢秀郎, 岸田隆夫: 年代効果を受けた粘土の非排水強度特性, 土質研究室論文集, 第5集, 東亜建設工業株式会社技術研究所, 1984, 6P

ボーリング資料と産出貝類群集から 求められた帷子川沖積層の堆積環境

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

帷子川低地沖積層の層序区分と堆積環境を詳細に検討するため、2地点でオールコアサンプリングを行うと共に、工事現場から深度別の貝化石類を採集し、貝化石の¹⁴C年代値を測定した。また、沖積層の基底礫層(BG層)を追跡するため、ボーリング資料の追加収集調査を行い解析した。その結果は次のとおりである。

- 1) 帷子川低地沖積層は、東京の七号地層と有楽町層に対比される。
- 2) 沖積層の区分は横浜七号地層(YN)、横浜地層(YA)、横浜陸成層(YE)とした。
- 3) 沖積層の貝化石類は感潮域群集、干潟群集、内湾群集、干潟群集の出現種によって特徴づけられる。
- 4) 沖積層の基底礫層(BG)は古帷子川右岸の段丘堆積物(保土ヶ谷礫層、早田礫層)が侵食作用で堆積したものと考えられる。
- 5) 横浜地層(YA)の地質年代は約5~4千年前とおもわれる。

1. はじめに

沖積層は古くから多くの研究者によって研究が進められている。地質年代では最も新しい時代の堆積物であるため、人間活動との関わりが多く、多様な問題が山積している。

沖積層をめぐる諸問題では本市においても例外ではなく、特にビル建設やビッグプロジェクトの都市再開発等で、地質層序、土質工学的性質、堆積環境等の特性を明確にする必要に迫られている。

本市における沖積層の研究は三上・奥村¹⁾、池田²⁾、復興局建築部³⁾、建設省計画局⁴⁾がボーリング資料を使って層序の対比等を行ったが、多種多様な地質柱状図の読み取りによる総括・対比・編集作業のため、解析結果には一定の限界があるとされている⁵⁾。

松島^{6,7,8)}は現地の建設工事現場から貝化石類を採集し、古生物学的及び年代測定から沖積層を研究している。川崎市内沖積層の研究⁹⁾においては3本の学術用連続試料を採取し、本人の直接観察、地形地質学的、古生物学的、地球化学的、年代測定等の総合的な解析手段を用いて古地形・古環境の変遷を明らかにしている。このような解析手法は沖積層の細部まで解明が可能となり、筆者らもこの方法によって調査を進めている。

横浜市内に分布する沖積層は鶴見川、帷子川、大岡川、粕尾川、金沢の5低地から形成されている。その主な特徴は、①地層が極めて軟弱なこと、②臨海部心部の地層が厚いこと、③浅層部に砂地盤が分布すること等である⁹⁾。

今後はこれらの細部について、その特性を解明する必要があるが、ここでは帷子川低地沖積層の層序区分と堆積環境を明らかにすることを目的として、2地点の原位置ボーリング調査と既存ボーリング資料の追加収集調査を実施した。

また、貝化石類の採取は1地点追加して工事現場から深度別に採集し、¹⁴C法による年代測定を行い、これらについて検討した結果を報告する。

2. 調査方法

3地点のサンプリング試料からは詳細なコア観察と産出貝化石類の鑑定を行い、その生息環境を検討するものとした。

既存ボーリング資料からは沖積層断面と河床礫の分布を解析し、礫の起源を追跡するものとした。

2-1 調査地点

乱さない土のサンプリング地点は図-1に示すように、Ka1、Ka2の2地点で実施した。Ka1地点は岡野公園層別沈下装置の設置場所で、JR横浜駅より南西約1kmの所に位置している。

Ka2地点は帷子川河口部のポートサイド開発地区で、JR横浜駅より北東約500mの所にある三菱重工株式会社文化体育館の敷地内である。

また、Ka3は貝類を採取した場所である。ヨコハマポートサイド地区第二種市街地再開発に伴うビル建築工事現場で、Ka2地点から約350m離れている。

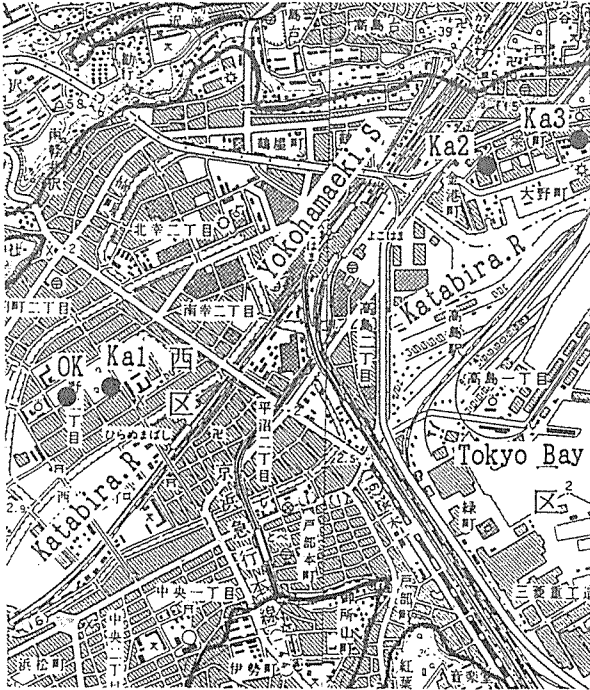
2-2 試料採取

Ka1、Ka2地点でのサンプリングは委託調査による機械ボーリングで、土質工学会基準の方法によった。現地でシンウォールライナーに採取した土は、圧密試験が4cm、三軸圧縮試験が11cmの長さにそれぞれ切断した。

土の観察は切断面と試験用に削った土を入念に観察して野帳に記録した。

貝化石類の採集は試料を切断した時に産出したものと、それぞれの試験用で削った時に産出したものを洗浄して保管し、神奈川県立博物館の松島義章博士に鑑定してもらい、その場で種名を記録して持ち帰り、後日深度別に整理して解析した。

Ka3は主に貝化石の年代測定を行うため、特にビル建設工事現場で掘削される土を深度別に分けてもらい、その土に混入する貝化石類を採取し、まとめて鑑定した。保存状態の良い物は学習院大学の



Ka1: 岡野層別沈下装置
 Ka2: 三菱重工株式会社文化体育館
 Ka3: ヨコハマポートサイド地区第二種市街地再開発地区

図-1 サンプル地点図

木越研究室に依頼し、¹⁴Cの年代測定を行った。

2-3 沖積層の層厚分布と地質断面の解析

帷子川低地の軟弱地盤は1988年に「横浜市軟弱地盤層調査報告書」¹⁰⁾の中でまとめているが、今回はこれを更に詳細に解明するため、ボーリング資料を収集整理し、沖積層の層序区分と地質断面、河床礫分布とその起源を追跡調査した。

河床礫 (BG) は多くの地下水を賦存するため、その解明は重要である。BG層の地下水が多量に排除されたり、利用されれば沖積層全体の圧密沈下が発生し問題となる反面、地下の建設工事等では多量の地下水はボーリング等の原因となっておもわぬ事故等につながる要素がある。

3. 調査結果と考察

3-1 サンプルコアの観察

Ka1, Ka2, Ka3地点の地質柱状図とその特徴は図-2に示す。

1) Ka1の地質層序

TP+1.13~-1.87mまでが埋土層である。TP-1.87~-3.87mはシルト混じりの砂層で、汽水域の堆積物とおもわれる。TP-3.87~-25.65mは均一な粘土層で海水域の堆積物、TP-25.65~-26.23mは有機質のシルトで汽水域の堆積物、TP-26.23~-33.57mはシルト質砂層で淡水域の堆積物から成り、沖積層の最下位層となっている。

2) Ka2の地質層序

TP+1.47~-5.53mまでが埋土層、TP-5.53~-7.53mはシルト混じり砂層で汽水域の堆積物、TP-7.53~-30.85mは均一な粘土層から成る海水域の堆積物、TP-30.85~-34.03mは有機質粘土層で汽水域の堆積物、TP-34.03~-39.70mは有機質シルト層と泥炭層で淡水から汽水域にかけての堆積物、TP-39.70~TP-45.53mはシルト質砂層と礫層から成る淡水域の堆積物である。これらの主

な特徴は写真-1の(a)~(d)に示す。

(a)はGL14.40mから採取したコアで、全体的に混入物の少ない緑灰色の粘土(後述のYA層)である。

(b)はGL37.44mの物であり貝片の混入がみられる。暗緑色の粘土で硬く縮まっているが、その約1.00m下位層の(c)は黒褐色の泥炭であり、その一部には未分解質の有機物がみられる。

(d)はGL41.95mの物で黒青色の固結シルト片と細砂混じりの泥炭質シルトであり、(c)の土質とは全く異なっている。

(e)はGL45.13mの物で、暗緑~黒青色の固結シルト片と細~中粒砂層の互層であり、固結シルト片が半分以上混入されている。

写真-1(b)~写真-1(e)は横浜七合地層(後述のYN)に当たる地層と考えられるが、その特徴は写真からも分かる。

3) Ka3地点の地質層序

TP+2.39~-1.13mまでは埋土層、TP-1.13~-6.31mはシルト質砂層で汽水域の堆積物、TP-6.31~-18.51mは均一な粘土層から成る海水域の堆積物、TP-18.51~-20.56mは細砂層で沖積層の基底である。

3-2 貝化石群集

各々のコアから産出された貝化石類は表-1, 2, 3に示す。

1) Ka1の貝化石群集

Ka1から採集した主な貝化石類は深度(GL)5mまでが *Ostrea gigas* (マガキ), *Tapes Philippinarum* (アサリ), *Batillaria multiformis* (ウミニナ), *Hinia festive* (アラムシロ), *Macoma incongrua* (ヒメシラトリ) 等の内湾群集の種が出現している。出現数は少ないが *Batillaria zonalis* (イボウミニナ), *Trapezium (Neotrapezium) liratum* (ウネナシトマヤガイ), *Cyclina sinensis* (オキシジミ) 等の内湾干潟群集の種も認められた。

GL5~10mでは *Dosinella penicillata* (ウラカガミ), ウミニナ, アラムシロ等の種が多く出現し、干潟群集を構成する種は出現していない。

GL10~16mでは *Paphia undulata* (イヨスグレ), *Eulvia mutica* (トリガイ), ムシロガイ, ウラカガミが多く出現している。

GL16~25mは貝化石類の出現がほとんど認められなかった。

GL25~30mはウラカガミの出現が比較的多いが、全体的には貝化石類の出現種は少なく、*Cyclina sinensis* (オキシジミ), *Anadara granosa* (ハイガイ) 等の干潟に生息する種が認められる。

2) Ka2の貝化石群集

Ka2はGL0~6.5mまでが埋土であり、貝化石類の採取は行っていない。

GL6.5~7.5mまでは出現種が少なく、アサリ [写真-2(a)], *Pillucina pisidium* (ウメノハナガイ) が若干出現している。

GL7.5~10mまではウラカガミ, ヒメシラトリ, ムシロガイ, アラムシロ等の内湾群集の種が出現している。

GL10~20mはウラカガミ [写真-2(b)], トリガイ, *Macoma tokyoensis* (ゴイサギ) 等が若干出現するだけで、全体的に貝化石の出現が少ない。

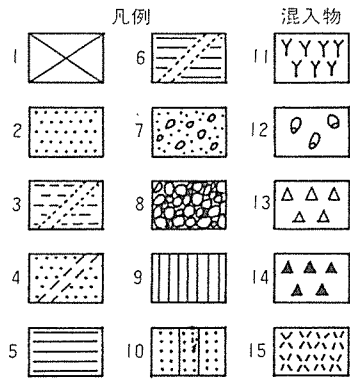
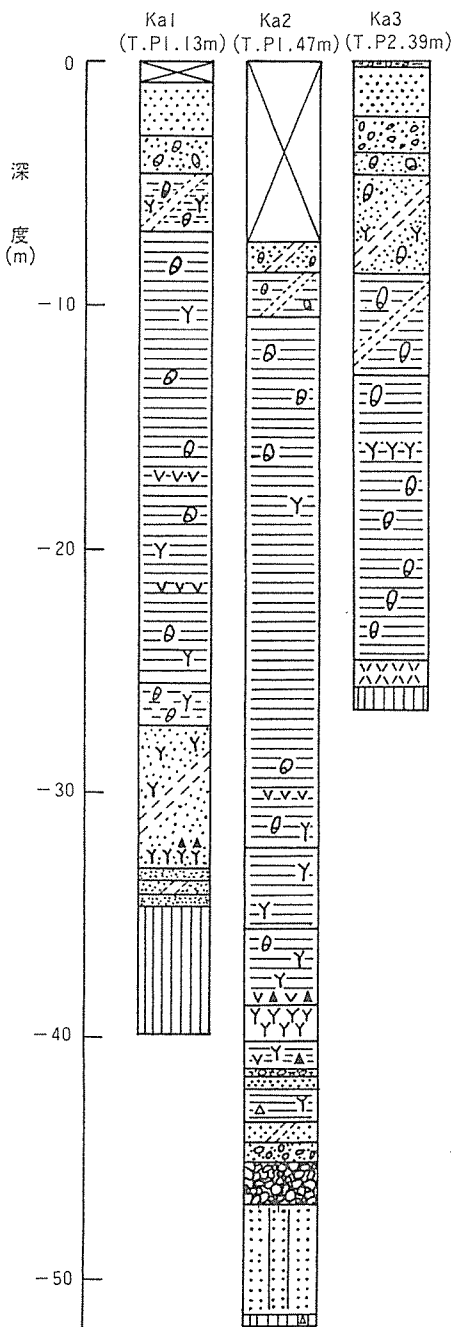
GL20~30mは貝化石類がほとんど出現していない。

GL30~34mの出現種は深度10~20mの出現種と同程度であり、中でも *Theora lata* (シズクガイ) が比較的多く出現している。

GL34~37mはカワアイ [写真-2(c)], イヨスグレ, ヒメシラトリ, ムシロガイ, サルボウ, ゴイサギ [写真-2(d)] 等の内湾群集構成種が出現していると共に、感潮域に生息する *Corbicula japonica* (ヤマトシジミ) が出現している。

地質柱状図

サンプリングコアの特徴



(1) Ka1地点の地質

Ka1の地質は深さ0~0.8mが砂、粘土、ローム等が混った埋土である(以後GLと呼ぶ)。
 GL0.80~2.20mは粘土混じり固結シルト片(φ50~200mm、以後土丹片と呼ぶ)の埋土で構成されている。
 GL2.19~4.50mは暗灰の細砂~中粒砂で含水比が高い。上部の2.20m付近には廃油が砂の中に多量に深留した形跡が認められる。全体に貝化石片(以後貝片と呼ぶ)が多く混入され、分解質の有機物を介し、臭気がある。
 GL4.50~5.30mは緑色のシルトで軟弱である。砂を介し、有機物と貝片が多く混入され、臭気がある。
 GL5.30~6.20mは緑色のシルトと砂の互層で含水比が高く、かなり軟弱である。貝片が多く、有機物も所々に混入されている。下部はやや砂が多くなる。
 GL6.20~6.95mは緑色のシルトで砂と有機物が若干混入されている。貝片が多く、粉末状に分解した物も多く認められる。
 GL6.95~12.70mは均一な緑色粘土で、含水比は中位で、上層よりやや硬くなる。全体に貝片が多く、有機物は少ない。特に貝片はGL10.20m付近で密集し、GL11.50m~12.70mで大粒の貝片が混入されている。
 GL12.70~15.35mは均一な緑色粘土で含水比が小さく、貝片は上層よりかなり少なくなる。
 GL15.35~25.65mは均一な暗緑色の粘土で前者より硬くなる。混入化石は極度に少なくなり、部分的に貝片が若干混入されている。本層ではGL17.05mと21.7mに火山灰を部分的に挟むが、アカホヤ火山灰(K-Ah)との対比はしていない。当火山灰は上流の第一上層川タフ(H1)、第二上層川タフ(H2)が浸食作用で二次堆積した可能性もあり、今後の調査課題である。
 GL25.65~27.36mは暗~黒色のシルトが堆積し、混入化石は所々に貝片が多く、有機物も上層より、若干多くなる。砂や軽石の固まりが一部に混入し、土は上層よりかなり硬い。このような観察結果からもGL25.65m付近は層序の違が認められる。
 GL27.36~30.10mは黒色シルト混じりの砂で含水比が小さく、よく締まっている。混入化石は有機物が多く、貝片はGL28.00m付近に2片混入されている。
 GL30.10~31.00mは黒色のシルト質砂で貝片の混入は無く、有機物が混入されている。
 GL31.00~32.30mは均一な細砂でかなり締まっている。
 GL32.30~33.65mは黒色シルト混じりの砂でよく締まっている。混入化石は有機物がかかり多く、貝片は認められない。GL32.60m付近にスコリアを点在している。
 GL33.65~34.20mはシルト混じり細砂で所々に3~5cmのシルトが介在されている。
 GL34.20~34.70mは均一な細砂で、沖積層の最下部層となっている。
 GL34.70~40.00mは暗青灰の固結シルトで上段層群上層川層の一部とおもわれる。

(2) Ka2地点の地質

Ka2の地質はGL0~1.30mが暗茶~暗灰の埋土でシルト、コウリク、砕石、土丹片、木片等が混入されている。
 GL1.30~4.00mは暗灰の粘土主体の埋土である。土丹片が混入され、臭気がある。GL2.00から下部層は含水比が高くなり、軟弱である。
 GL4.00~7.00mは暗灰の粘土主体の埋土で、GL4.00~6.00mは砂を少量挟み、GL5.00~6.00mは陶器片、木片、煤が混入されている。
 GL7.00m~7.60mは緑色~暗緑色の砂質シルトで、有機物、鉄菌片、貝片が混入されている。
 GL7.60~8.70mは暗灰のシルト質砂で貝片が多く混入され、含水比が高い。粘性も若干あるが、軟弱で切断した試料は自立しない。GL7.60m付近は狭い埋土堆積状に形成された旧表土とおもわれる。
 GL8.70~9.65mは暗緑色の砂混じり粘土で、砂は所々に若干混入している。含水比は中~大で粘性が高く、臭気があり、貝片が多く混入されている。GL9.70m付近はシルトと砂の境である。
 GL9.65~10.60mは暗緑色のシルト質粘土が主体で、含水比は中位、粘性は大きい。貝片が多く、有機物が若干混入されている。
 GL10.60~14.40mは緑色の均一な粘土で臭気がある。含水比と粘性は中位で、大小の貝片が多く混入されている。
 GL14.40~32.25mは暗緑色の均一粘土で、臭気は無い。貝片は全体的に少なく、分解して粉末状になった物が多くみられる。有機物はGL20.90m付近に若干多く混入される以外はほとんど認められない。また、GL14.40m付近の貝片は分解が半分解運んだところで粘土を固化し、硬くなっている物が多い。地下水の移動で貝殻のカルシウムと粘土鉱物の化学反応が結合作用を生じたものと考え、詳細は明かでない。
 GL32.25~38.20mは暗青~黒褐色の均一粘土で上層より更に硬く締まっている。含水比は小~中位で、粘性は大きい。全体に混入物は少なく、分解質の貝片と有機物を所々に混入している。GL35.30~GL35.50m付近には有機物が多い泥炭層(黒褐色)が介在され、その下位層は薄い粘土と砂が介在されている。GL37.00m付近は未分解の中型貝片が若干混入されている。これらのことから判断して本層は七号地層群初期から有楽町層初期にかけて堆積された淡水域~汽水域の堆積物と思われる。当時の環境は河口の干潟から海面上部に向かう時代と考えられる。
 GL38.20~41.95mは黒色の泥炭とシルト、粘土の互層から成る。上層とは色調と堆積物に明かな違いが認められる。全体的に有機物が主体で、水分や粘性は無く硬く締まっている。試料の切断にワイヤソーの使用が難しく、薄い糸ノコやカッターナイフを用いるほどの硬さである。GL38.75m付近に火山灰とスコリアが若干介在され、GL39.90m付近には有機物混じりの細砂が薄く介在されている。GL39.69m付近に約100mm厚の粘土を挟み、その中のGL40.05m付近には約5cm厚の有機物、小粒のスコリアが介在されている。また、GL40.16m付近には黒色のφ2.5mm程度の土丹片と細砂混じりの泥炭質シルトから成り、かなり締まっている。
 GL41.05~44.75mは緑色のシルト質砂で粒径は均一で軟らかい。粘性が無いため崩れ安、赤褐色のロームが上層に多い。GL43.70mから下層は均一な細砂が多くなる。
 GL44.75~45.24mは暗緑~黒色の土丹片と砂の互層で硬く締まっている。砂は中粒砂で、土丹片の粒径は2.5~40.0mmの扁平で丸みがない。本層は極めて硬く締まっており、土丹片は原形のため、デコソソサンプリングによるコアパックで採取した。貝片等の混入化石がないことから、本層は海面が急速に陸化した時期に、扇状部の台地から流出した土砂が二次堆積した物とおもわれ、七号地層が形成される初期の時代と考えられる。
 GL45.24~47.00mは暗青灰の砂で鉄菌の腐蝕性の強い堆積物である。粒径は2~75mm程度で、中にはφ80~100mmの五石を混入している。本層は海退時における古河川川の側方~下方浸食の終末期に堆積した物で、沖積層の最下部層に当たりB5層、連環11、筆者等はこれを基礎底層(BG層)として位置づけている。
 GL47.00~51.60mは上段層群上層川層の固結砂で、所々に固結シルトを介在している。砂の粒径は不均一であるが、全体的には暗青の細砂が主体で、含水比は中位である。
 GL51.60~52.17mは上段層群上層川層の固結シルトで鉄菌片、パミスが若干混入されている。

(3) Ka3地点の地質

GL0~3.7mは茶褐色~茶灰色の細粒混じり粘土、中砂、砂礫等の埋土である。GL2.20m付近から含水が多くなる。
 GL3.7~4.4mは暗灰色の細砂で貝片が混入されている。
 GL4.4~8.7mは暗灰色のシルト質細砂で貝片を混入する。砂の粒径は均一で含水が多い。GL6.00m付近からシルト分が多くなり、GL7.20m付近には有機物が少量混入している。全体に軟弱である。
 GL8.7~13.0mは暗緑色の砂混じりシルトで、貝片を多く混入され、軟弱である。
 GL13.0~20.0mは暗緑色の均一シルトで貝片が混入されている。極軟弱でGL16.0m付近には有機物が若干混入されている。
 GL20.0~20.9mは暗緑色の砂混じりシルトである。粒径が10mm程度の角礫及び中粒砂が混入されている。
 GL20.9~21.6mは暗緑色のシルト混じり細砂である。小粒が若干混入されている。
 GL21.6~22.95mは暗灰色の細砂で均一な粒径から構成されている。貝片が混入され、含水が多い。本層は沖積層の基底に当たりB5層に相当する。
 GL22.95~26.20mは暗青灰の固結シルトで腐食質から成り、未固結状のものもある。GL23.7~25.1mは乳白色の粘土質火山灰が介在されている。層厚と火山灰の特徴から本層は上段層群上層川層の第一上層川タフの可能性の考えられる。
 GL26.20~28.20mは暗灰色の固結砂で、均一な細粒砂から成る。

Ka1: 岡野公園層別沈下装置, Ka2: 三菱重工株式会社文化体育館
 Ka3: ヨコハマポートサイド地区第二種市街地再開発地区
 1.埋土, 2.砂, 3.砂質シルト, 4.シルト質砂, 5.粘土
 6.砂混り粘土, 7.砂礫, 8.礫, 9.固結シルト, 10.固結砂
 11.有機物, 12.貝片, 13.パミス, 14.スコリア, 15.タフ

図-2 各地点の地質柱状図とコアの特徴

GL37~46mは泥炭層と砂礫層であり、貝化石類の出現は認められない。

3) Ka3の貝化石群集

Ka3はGL0~4.6mが埋土であり、貝化石類の採集はGL4.6mから25mの間で行った。

主な貝化石類はGL4.6m付近がアサリとウメノハナガイが密集しており、*Mactra veneriformis*(シオフキ)、*Umbonium moniliferum*(イボキサゴ)、*Musculus senhousia*(ホトトギス)、ウミナナ等が出現している。

GL5~10mはウメノハナガイ、*Venemolpa micra*(ヒメカノコアサリ)、*Dentalium octangulatum*(ヤカドツノガイ)、イヨスグレ、ムシロガイ等の内湾群集の種が多く出現している。

GL10~15mでは*Ringicula dolaris*(マメウラシマ)、ヒメカノコアサリ、ゴイサギ、トリガイ、ウラカガミ、ムシロガイが多く出現し、前者と同様の内湾群集構成種で占められている。

GL15~20mは深度10~15mの出現種と同様の種が多く出現しており、貝化石による生息環境の違いは認められない。

GL20~25mはムシロガイ、*Dosinia japonica*(カガミガイ)、ウラカガミ、トリガイ、ゴイサギ等の内湾群集構成種が多く出現しているが、一部では*Ostrea gigas*(マガキ)、オキシジミ等の干潟群集構成種も認められた。

3-3 貝類の年代測定結果

^{14}C 法の測定結果からはTP-14.5mは $5100 \pm 100^{14}\text{C}$ 年前(GaK14326)、TP-13.5mは $5530 \pm 110^{14}\text{C}$ 年前(GaK14325)、TP-10.4mは $3990 \pm 100^{14}\text{C}$ 年前(GaK14324)、TP-3.8mは $1200 \pm 80^{14}\text{C}$ 年前(GaK14323)であった。

TP-14.5~10.4mは海進が最も湾奥まで進入し、堆積物の堆積速度が大きかった時期であり、その年代は今から約5千年前~4千年前であったことが測定値から推定される。

また、TP-3.8mの堆積物は約千年前の物であったとおもわれる。

松島^{6,8)}は当低地の南に分布する大岡川低地の沖積層を調査し、産出貝化石類の ^{14}C 年代測定値を報告している。これによると河口部付近の年代はTP約-2.5~-3.0mが $1560 \pm 90^{14}\text{C}$ 年前(GaK2545)、TP-2.1mが $2180 \pm 100^{14}\text{C}$ 年前(GaK12108)である。上流側の南区吉野町付近ではTP約-7.78~-8.00mが $5110 \pm 125^{14}\text{C}$ 年前(GaK4203)、港南区上大岡町付近ではTP約+4.5~+4.8mが $6370 \pm 140^{14}\text{C}$ 年前(GaK4202)と上流で年代が古くなっている。上流の上大岡町付近は縄文海進の最大海進期を示す地域(古大岡湾の形成時期)⁹⁾であり、今から約6千年前の年代が示されている。河口部ではTP-34.0~-31.0mが $6240 \pm 140^{14}\text{C}$ 年前(GaK13744)¹⁰⁾の年代を示し、上流と同年代である。このことは、縄文海進最大期の古大岡湾は上流から下流に海底が深くなっていたことを物語っており、同年代の堆積物が水平に堆積していないことを示している。同様のことは近接する帷子川低地(古帷子湾)の堆積物でも考えられる。

3-4 地質柱状図の対比と堆積環境

地質柱状図と産出貝類群集からKa1、Ka2、Ka3のそれぞれを対比すると、図-3に示すようになる。

すなわち、帷子川低地沖積層の形成は約1.8万年前の海面後退で、標高-45.5m(Ka3地点)まで側方と下方浸食が進み、深い谷地形が形成されたと考える。その後、古帷子川の氾濫等によって河床礫層が堆積されBG層が形成された。BG層の堆積後は周辺部の台地から流出されたと思われる固結シルト片と砂の互層が約1mの層厚で堆積されている。固結シルト片がそのままの原形で埋没したことは、こ

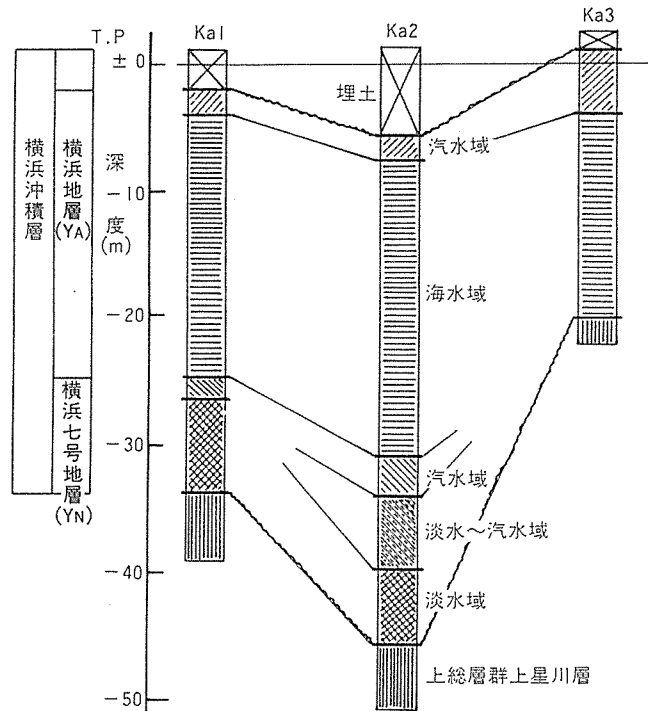


図-3 地質柱状図の対比と堆積環境

の時代に何らかの地核変動で、斜面崩壊や地滑り等の災害が発生して堆積したことも考えられるが、これについては今後の課題である。

河川作用による陸成堆積は標高-36.7mまで続き、そこからは河川と海水の入り交じる淡水から汽水の河口域の環境に変わるものと考えられる。すなわち縄文海進(有楽町海進)の始まった時期とみられる。

約TP-41~-35mまでは海退と海進が繰り返される環境となり、陸成の有機物と表土の多くを堆積している。この時期の堆積物は河川から供給される土砂と海進の速度がほぼ一定と考えられる。周囲の地形から考察すると、帷子川流域は堆積物の供給源が貧しいため、埋没谷を埋めつくすまでには長期間を要したものとおもわれる。

約TP-35~-32mは汽水域の堆積物とおもわれる。海進速度が比較的早まったか、あるいは一時的に上昇して静止したかによって湾が形成され、そこに堆積された時期のものとする。

約TP-32~-9mは海進速度が急激に進み、水深約21mの埋没谷となり、古帷子湾が奥深くまで形成された時期に堆積された物とおもわれる。

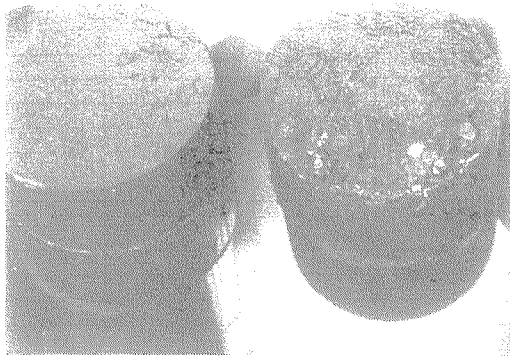
約TP-9~-7mは埋没谷が堆積物によって埋められ、浅瀬の湾が形成された時代で、汽水域で生息した貝化石群集が多い。

約TP-7~-5.5mは再び河口部が広がり、淡水域から汽水域にかけての堆積物と考えられる。

以上のことから帷子川低地沖積層の層序区分と堆積環境は次のように考えられる。

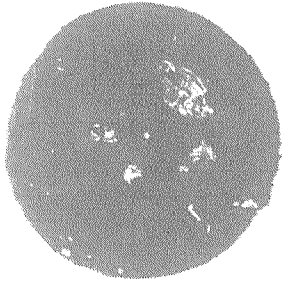
①現在から1.8万年前以降の海面変動は緩やかな海面上昇(緩海進)と急激な海面上昇(急海進)とに区分する。

②帷子川低地沖積層は上総層群上星川層を不整合に覆い、東京の七号地層(TN)と有楽町層(TA)に対比される。TN層は最大海退以降から緩海進までの堆積物とし、TA層は急海進の始まりから最大海進までの堆積物である。TN層に対する本市の堆積物は横浜七号地層(YN)とし、TA層は横浜地層(YA)と命名して呼ぶことにする。YN層の層序区分は沖積層の最下位に当たる地層を基底礫層



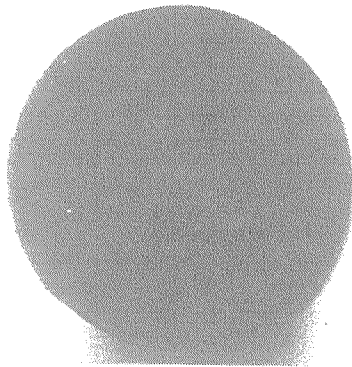
GL-14.40 m

- (a) 緑灰色の均一粘土
横浜地層 (YA層) の粘土
混入物が少ない, 軟弱である



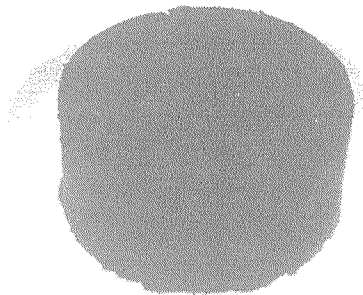
GL-37.44 m

- (b) 暗緑色の粘土
横浜七号地層 (YN層) の粘土
若干の貝片混入, 硬く締っている
写真の断面では大小の貝片が見られるが,
全体としては少ない



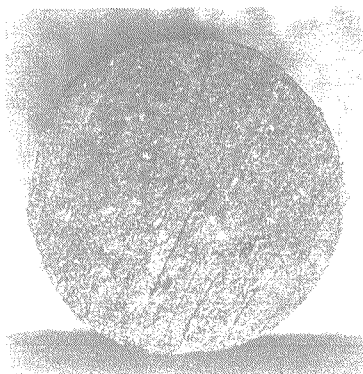
GL-38.48 m

- (c) 黒褐色の泥炭
横浜七号地層 (YN層) の泥炭
多量の分解した有機物から成り,
一部に未分解質の有機物が見られる,
硬く締っている



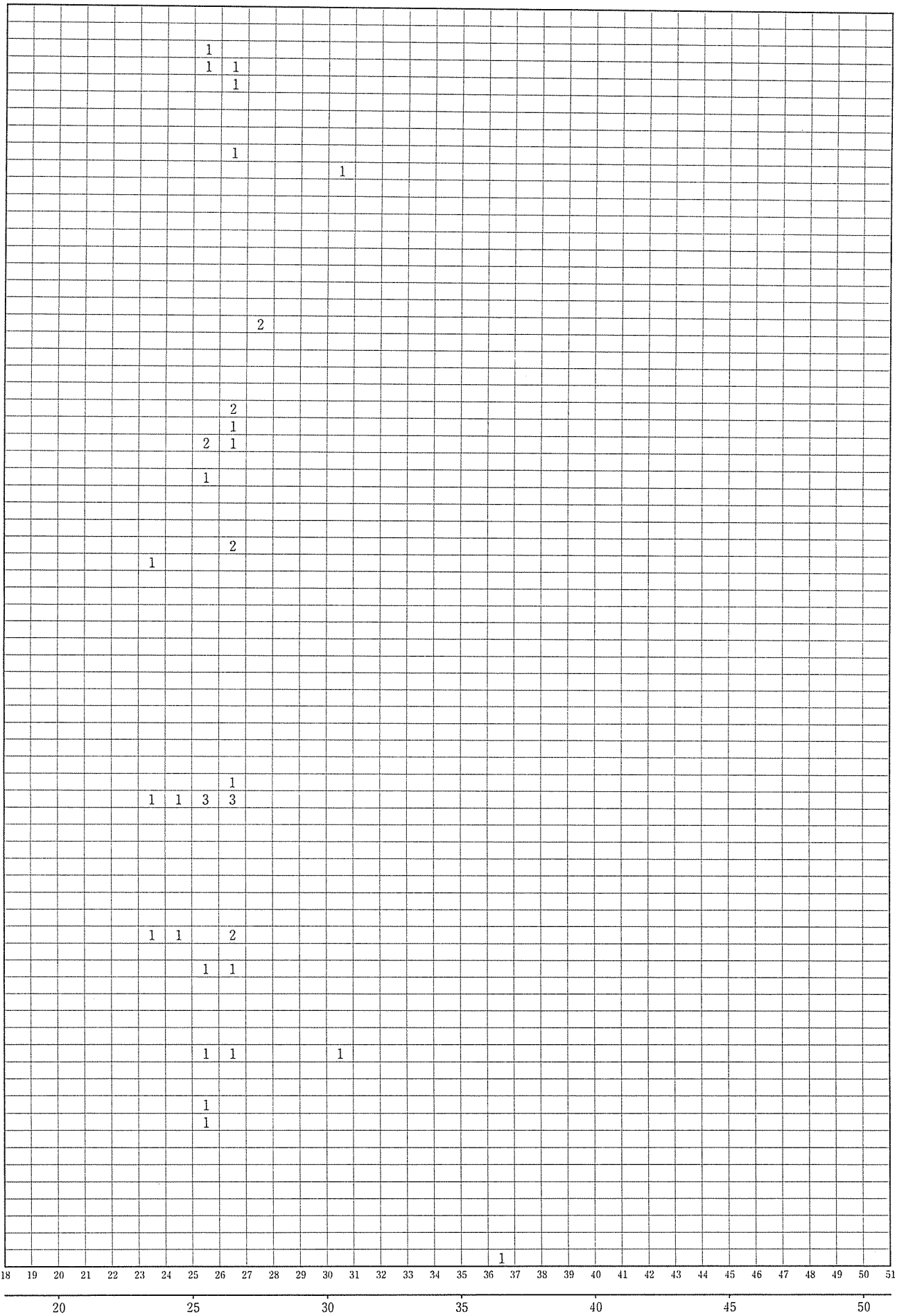
GL-41.95 m

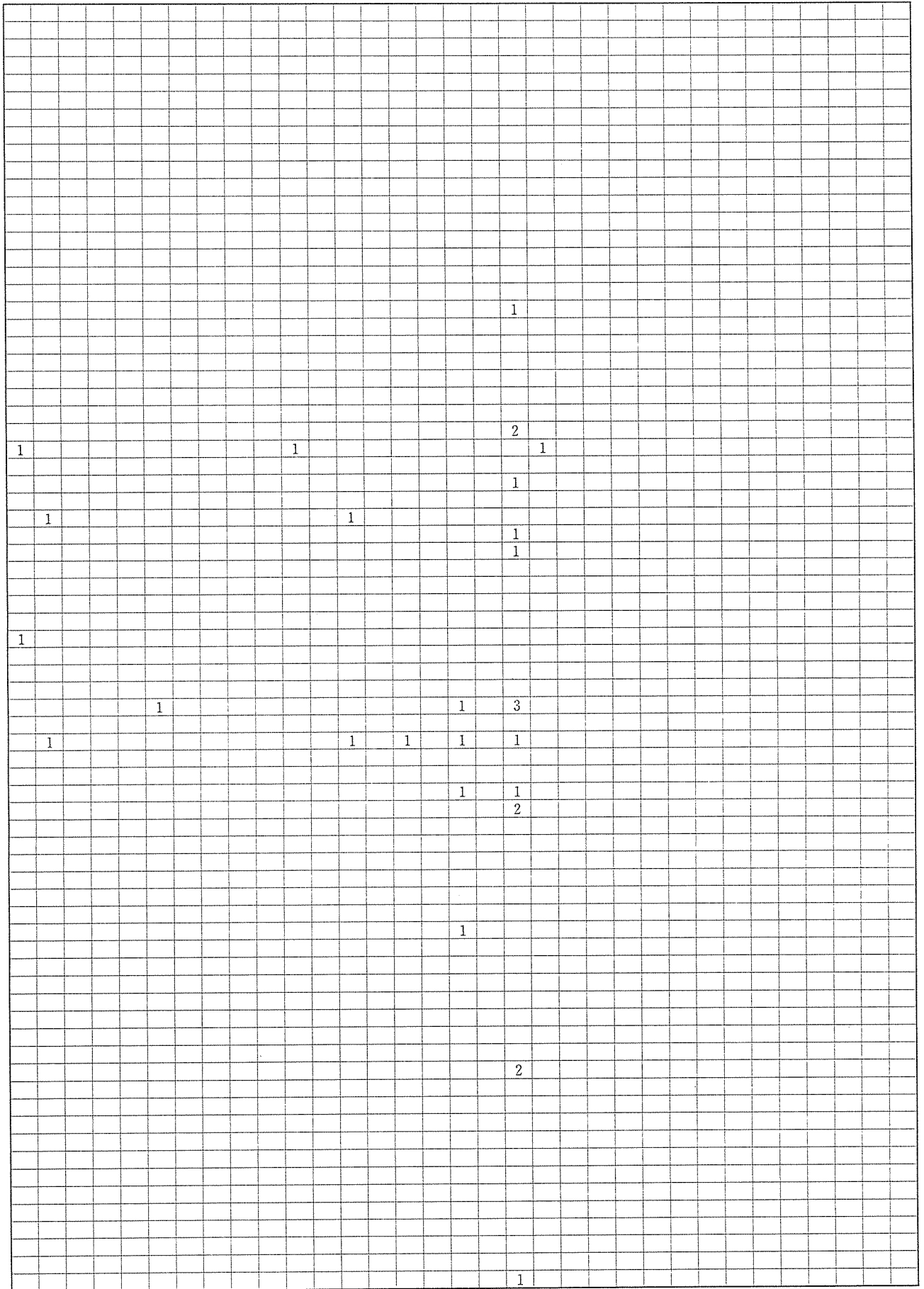
- (d) 黒青色の泥炭質シルト
横浜七号地層 (YN層) のシルト
固結シルト片と細砂まじりで含水量が
極めて少ない, 硬く締っている



GL-45.13 m

- (e) 暗緑~黒青色の固結シルト片と砂の互層
横浜七号地層 (YN層) の固結シルト片, 砂互層
混入化石は見られない, 硬く締っている





18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51

20 25 30 35 40 45 50

<i>C. janthostomoides</i>	(エゾタマガイ)																			
<i>Chemnitzia multigyra</i>	(シロイトカケギリガイ)																			
<i>Philinea argentata</i>	(キセワタガイ)																			
<i>B. (U.) dilatata</i>	(ウミタケガイ)																			
<i>M. (M.) nasuta</i>	(シラトリガイ)																			
<i>S. purpuratus</i>	(ウチムラサキガイ)																			
<i>Ostrea denselamellosa</i>	(イタボガキ)								1											1
<i>C. nipponica</i>	(イワガキ)																			
<i>Ch. (A.) farreri</i>	(アズマニシキガイ)																			2
<i>M. (M.) praetexta</i>	(オオモノノハナガイ)																			
<i>P. (A.) pygmaea</i>	(ヒメコザラ)								3											
<i>Ostrea gigas</i>	(マガキ)																			
<i>Chama reflexa</i>	(キクザルガイ)																			
<i>Scrupulorbis (Cladopoda) imbricatus</i>	(オオヘビガイ)																			
<i>Lunella coronata</i>	(スガイ)								1											1
<i>Bedevina birileffi</i>	(カゴメガイ)																			
<i>Patelloida (Chizacmea) pygmaea lanpanicola</i>	(ツボミ)								少											1
<i>Anadara subcrenata</i>	(サルボウガイ)																			
<i>Tapes (Amygdala) phillippinarum</i>	(アサリ)								多	1	2									1
<i>Umbonium moniliferum</i>	(イボキサゴ)								少	2		1								
<i>Mactra veneriformis</i>	(シオフキガイ)								少	1										2
<i>Dosinia japonica</i>	(カガミガイ)											2	1							2
<i>Meretrix lusoria</i>	(ハマグリ)																			1
<i>Pillucina pisidium</i>	(ウメノハナガイ)								多	5	7									5
<i>Hinia festiva</i>	(アラムシロガイ)								少	2		1								
<i>Niotha livescens</i>	(ムシロガイ)											7								1
<i>Anomia chinensis</i>	(ナミマガシワガイ)												1							5
<i>Cerithidea djadjariensis</i>	(カワアイ)																			3
<i>Solen gordonis</i>	(マテガイ)																			2
<i>N. vecicalis</i>	(ヒメツメタ)																			1
<i>Mitrella Bicimcat</i>	(ムギガイ)																			2
<i>B. multiformis</i>	(ウミニナ)								少			1	1							2
<i>Anodontia starnsiana</i>	(イセシラガイ)																			1
<i>Indomitrella martensi</i>	(マルテンスマツムシガイ)																			
<i>Decorifer insignis</i>	(コメツブガイ)																			1
<i>Neverita didyma</i>	(ツメタガイ)																			
<i>G. bathyraphe</i>	(イボヒメトクサ)																			1
<i>M. (P.) capsoides</i>	(イチョウシラトリガイ)																			1
<i>L. annulatum</i>	(ツキガイモドキ)																			1
<i>Musculus Senhousia</i>	(ホトトギスガイ)								少	1	1									1
<i>Macoma tokyoensis</i>	(ゴイサギガイ)																			1
<i>Dentalium octangulatum</i>	(ヤカドツノガイ)																			3
<i>R. (P.) kochi</i>	(カニモリガイ)																			1
<i>Fulvia mutica</i>	(トリガイ)																			1
<i>Anadara broughtonii</i>	(アカガイ)																			1
<i>Paphia undulata</i>	(イヨスダレガイ)																			2
<i>Dosinella penicillata</i>	(ウラカガミガイ)																			1
<i>T. (O.) pulchella</i>	(クチキレガイ)																			3
<i>Cylichantys angusta</i>	(カミスジカイコダマシ)																			2
<i>Ringicula doliaris</i>	(マメウラシマ)																			5
<i>Venemolpa micra</i>	(ヒメカノコアサリ)																			2
<i>A. ojanus</i>	(ケシトリガイ)																			8
<i>Raeta pulchella</i>	(チヨノハナガイ)																			5
<i>Theora lata</i>	(シズクガイ)																			7
<i>M. (M.) contabulata</i>	(サビシラトリガイ)																			2
<i>C. busoensis</i>	(ヒメマスオガイ)																			5
<i>Diala stricta</i>	(マキミソスズメツボ)																			7
<i>D. picta picta</i>	(シマハマツボ)																			1
<i>Cantharidus japonicus</i>	(チグサガイ)																			2
<i>No. lurida</i>	(ホウシユノタマ)																			8
<i>Macoma incongrua</i>	(ヒメシラトリガイ)								少											5
<i>Mya arenaria oonogai</i>	(オオノガイ)																			7
<i>Batillaria zonalis</i>	(イボウミニナ)																			1
<i>Cyclina sinensis</i>	(オキシジミ)																			1
<i>Anadara granosa</i>	(ハイガイ)																			1
<i>Trapezium liratum</i>	(ウネナシトヤマガイ)																			1
<i>Z. subconstricta</i>	(ニオガイモドキ)																			1
<i>Reticunassa japonica</i>	(キヌボラ)																			1
<i>T. (T.) bicarinatum</i>	(フナガタガイ)																			1
<i>A. (S.) pectinata</i>	(タイラギ)																			1
<i>P. amurensis</i>	(ヌマコダキガイ)																			1
<i>A. japonica V. Martens</i>	(カワザンシヨウガイ)																			1
<i>Corbicula japonica</i>	(ヤマトシジミ)																			1

横浜ポートサイド3街区ビル基礎杭掘削試料

深度(m) 0

5

10

15

表-3 Ka3地、地点の貝化石出現個数

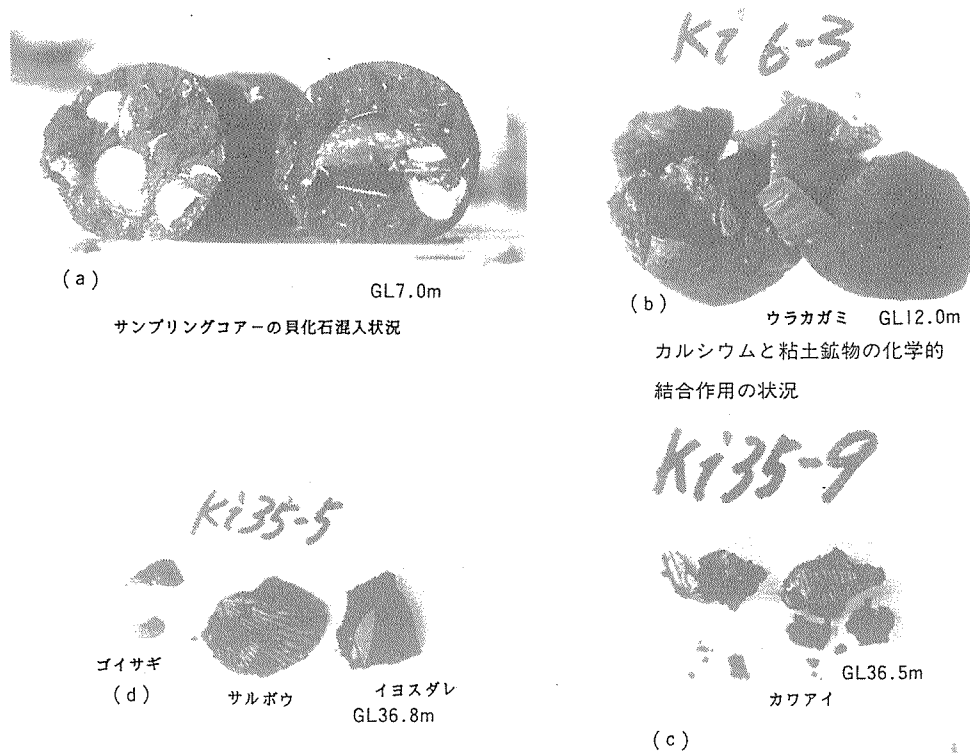


写真-2 Ka2地点の貝化石

(YNBG)とし、それを整合に覆う地層を横浜七号粘性土層(YNC)、横浜七号砂質土層(YNS)、横浜七号泥炭土層(YNP)として細分する。

YA層の層序区分は基底砂層(YAS)、横浜粘性土層(YAC)、横浜砂質土層(YAS)、横浜砂・シルト土層(YASC)、横浜泥炭層(YAP)に再区分する。

また、現世の陸上堆積物は横浜陸成層(YE)とし、その区分は河床砂礫層(YESG)、泥層(YEC)、砂泥層(YESC)、ローム質泥層(YELC)、埋積土層(YEE)にそれぞれ分類する。

③横浜地層の堆積年代は約5～4千年前と推定されるが、大岡川低地では約6千年前の値¹³⁾が示されている。このことを考え合わせれば更に深い場所では年代が古くなる可能性も考えられる。

3-5 東京沖積層と横浜沖積層の対比

東京沖積層と横浜沖積層との対比は表-4に示す。
 東京沖積層の研究は1966年に青木ほか⁵⁾がまとめ、1983年には遠藤ほか¹¹⁾が報告している。両者は東京沖積層を七号地層と有楽町層に2分し、この関係は不整合であるとしている。また、遠藤の層序区分では、七号地層はBG(基底礫層)と砂泥層から成り、有楽町層

表-4 東京沖積層と横浜沖積層対比表

横浜地域			東京地域					
杉本ほか(1994) BP年代			青木ほか(1966)		遠藤ほか(1983) BP年代			
横 浜 沖 積 層	横浜陸成層(YE)	埋積土層(YEE)	I (有 楽 町 層) Ta	a	砂質層	有 楽 町 層	上部層	
		ローム質泥層(YELC)					下部層	5,000
	横浜地層	砂泥層(YESC)	b	粘土層	HBG (基底礫層)	10,000	七号地層	砂泥層
		泥層(YEC)						砂・粘土互層 砂質粘土
河床礫層(YESG)	1,000~2,000	II (七号地層) Tn						
横浜七号地層(YN)	横浜七号泥炭層(YAP)	3,000						
	横浜砂・シルト土層(YASG)	5,000						
	横浜砂質土層(YAS)	6,000						
	横浜粘性土層(YAC)	6,000						
	基底砂層(YAS) = (HBG)*							
	横浜七号泥炭土層(YNP)							
	横浜七号砂質土層(YNS)							
	横浜七号粘性土層(YNC)	11,000						
	基底礫層(YN BG) = (BG)*							

*「遠藤ほか」参照

はHBG (中間基底礫層), 下部層, 上部層とから成り, 有楽町層の基底には沖積層を2分するHBGが堆積されているとしている。堆積年代は七号地層が2万年前で, 有楽町層のHBGが1万年前, 同上部層が5千年前としている。

七号地層の基底礫は遠藤ほかのBGと本論のYNBGと対比されると考えられるが, BGの堆積年代が2万年前とかなり古い。松島⁹⁾は川崎市内の沖積層研究で埋没立川ロームの堆積年代を18,810±380¹⁴C年前(GaK-12502)と報告しており, これよりもBGの堆積年代が古いことには疑問が残る。また, 近接する大岡川低地のYNBGの上位地層では11,380±220¹⁴C年前⁹⁾の年代が求められており, これから検討してもBGとYNBGとは年代差があり過ぎるようにおもわれる。

一方, HBGに対比されるとおもわれる地層は鶴見川低地の軟弱地盤^{14,15)}でYASが認められている。古多摩川の河川作用で形成された堆積物で均一な砂層である。しかしながら, 本層は他の地域では認められていないため, このHBGから沖積層を2分することは不可能である。今回は貝群集と詳細な地質観察からのみ区分したが, 今後は珪藻化石や有孔虫化石の分析調査と合わせて検討する必要がある。本論ではYN層の特徴を色調, 土質, 混入化石に着目して区分している。YN層の色調は黒から暗茶色, 土質はワイヤソーでの切断が不可能で鋭敏な刃物による切断, 地質は泥炭および黒土, 混入化石は多量の有機物とヤマトシジミ, マガキ, オキシジミ等の感潮域から干潟に生息した貝化石類で相対的に推定した。

3-6 沖積層の層厚分布と地質構造

図-4は沖積層の層厚分布の解析結果である。

今回明らかになった埋没谷の旧河床は岡野1丁目の神奈川県立平

沼高等学校から南幸2丁目, 南幸1丁目, 高島2丁目スカイビル, 国道1号線の金港橋, 金港町三菱重工体育館, 中央市場を経て東京湾に注ぐ流路である。

帷子川低地の沖積層はこの流路が最も厚く堆積した部分である。

図-5は帷子川低地河口部の南北横断面図であり, 図-6は古帷子川の流路を縦断面図で示したものである。

図-5の地質構造では中心部が深く侵食され約TP-40mまで谷地形が形成されている。最下部に礫が埋積され, その上に横浜七号地層が覆い, 順次堆積していった様子が伺われる。更に, 狭い下方侵食から側方侵食に幅を広げ, その上に礫が堆積される環境が繰り返されている。礫層は全体に広がらず, 薄層のまま古帷子川の流路に沿って堆積されたことが示されている。

図-6の地質構造では上流から下流に向かって勾配が増し, その最下位には前出しの礫が堆積する。谷底の地形は古帷子川がかなり蛇行した跡跡が認められており, 礫層はその流れに沿って全体的に薄く堆積され, 河口付近で厚くなっている。

3-7 基底礫層の分布

図-7は基底礫層(BG)の分布範囲を示したものである。保土ヶ谷区天王町付近の地下に比較的厚く堆積されているが, これは侵食作用で谷地形が形成された時, 上部更新統の埋没河岸段丘堆積物(古相模川分流で横浜中央帯水層と命名, 約24万年前の早田砂礫層と約18万年前の保土ヶ谷礫層)^{16,17)}が谷埋作用で堆積されたものと考えられる。したがって本礫層は横浜中央帯水層^{16,17)}の分布範囲に多く堆積されており, その他の地域では少ない。

BG層は上総層群上星川層を不整合に覆い, 古東京湾に向かって高度を下げている。本層の中に賦存される地下水は高度の低い所程

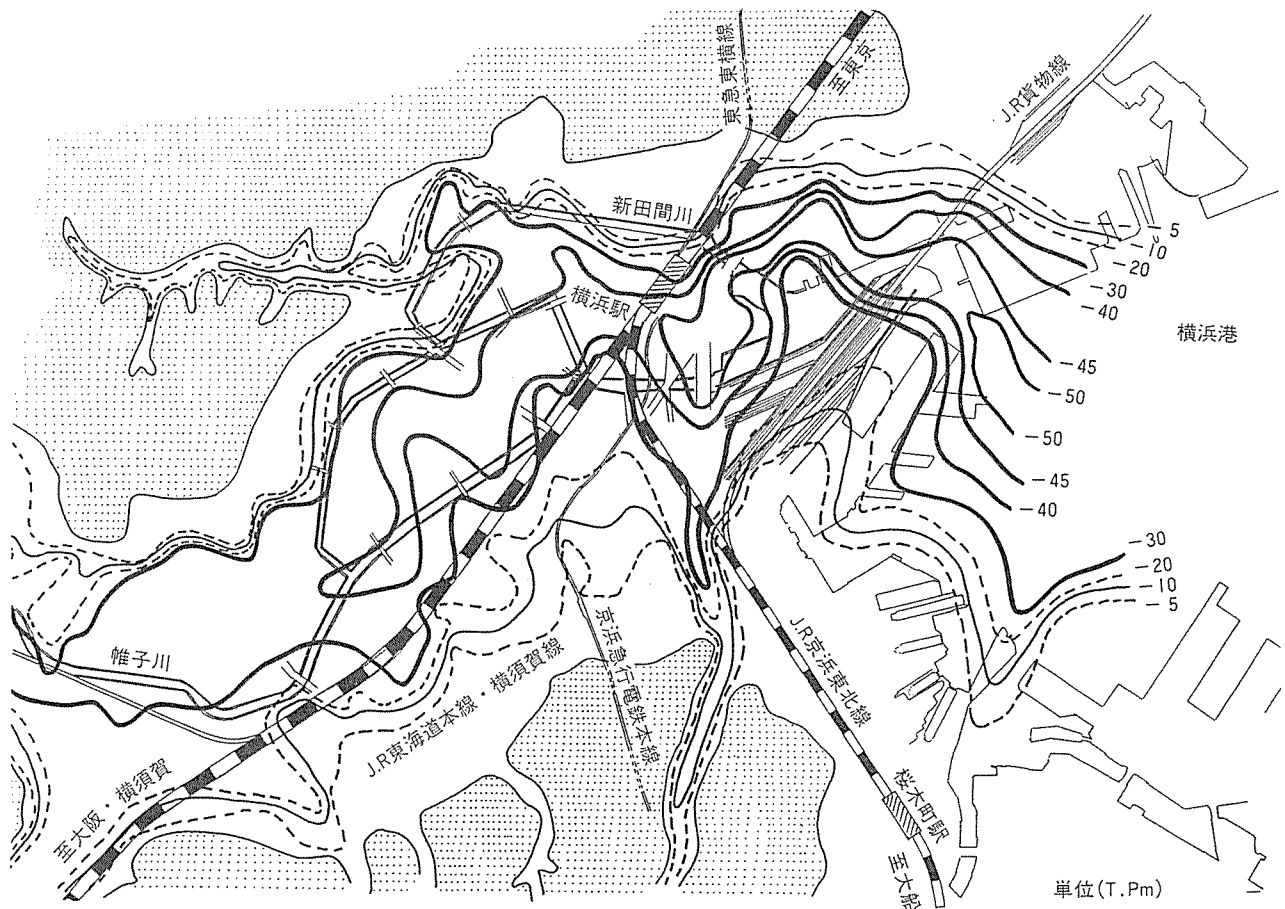


図-4 沖積層層厚分布図

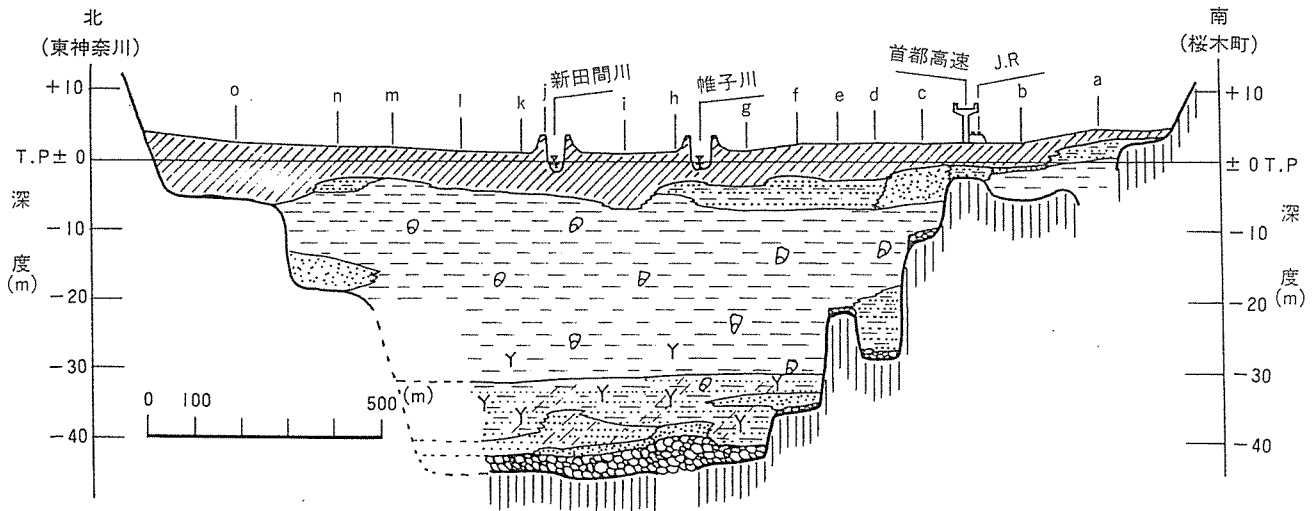


図-5 帷子川低地河口付近南北地質断面図

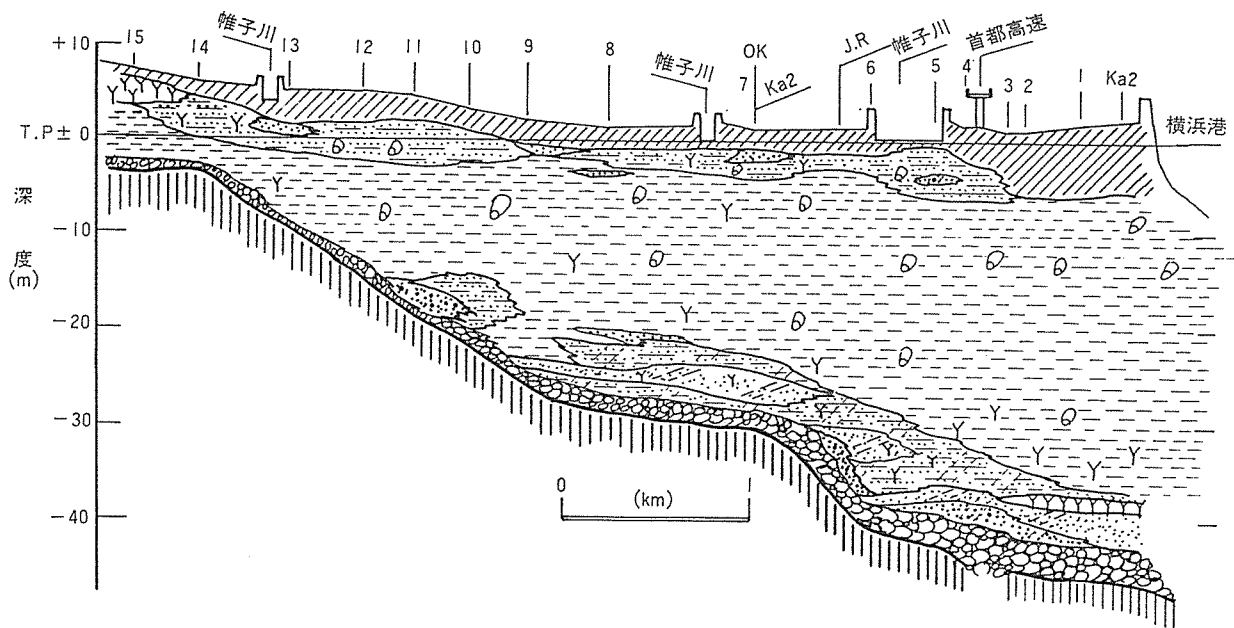


図-6 古帷子川流路地質縦断面図

被圧地下水となり、その水位を低下させれば、広域の地盤沈下が発生することになる。横浜駅周辺の地盤沈下は1970年代に著しく発生し、その影響が広域に及んだのは、このBG層の被圧地下水位を急激に低下させたためと考える。

4. まとめ

帷子川低地沖積層の層序区分と堆積環境を明らかにすることを目的に、2地点の原位置ボーリング調査と既存ボーリング資料の追加収集調査を実施すると共に工事現場から深度別に採集した貝化石類を調査した。その結果からは次のことが明らかになった。

1) 帷子川低地沖積層は上総層群上星川層を不整合に覆い、東京の七号地層 (TN) と有楽町層 (TA) に対比される。TN層は最大海退以降から緩海進までの堆積物とし、TA層は急海進の始まりから最大

海進までの堆積物である。TN層に対する本市の堆積物は横浜七号地層 (YN) とし、TA層に対しては横浜地層 (YA) と命名した。

2) 帷子川低地沖積層で出現した貝化石群集はヤマトシジミ、カワザンショウ等の感潮域で生息する種が出現し、その後アサリ、カワアイ、アラムシロガイ等の干潟群集構成種が出現する。淡水域から汽水域の河口環境から湾口が形成されて干潟が発達する環境に移り変わっている。上層の堆積物からはシズクガイ、ゴイサギ、イヨスグレ等の内湾群集の種が出現しており、海面の急上昇で水深が深くなったことを示している。更にその上層には干潟群集の種が出現する。

3) 帷子川低地沖積層の基底礫層 (BG) は古帷子川右岸の段丘堆積物 (保土ヶ谷礫層、早田礫層) と考えられる。堆積物の供給量が少ないため、BG層の堆積量が少ない。

星川ドーム東南翼部の地下地質調査

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

JR横浜駅からJR関内駅付近の基盤を構成する地層を解明するため、露頭の火山灰鍵層の調査資料とボーリング柱状図から地質構造と鍵層の対比を行い、星川ドームの分布を検討した。その結果、次のことが分かった。

- 1) 既存のボーリング柱状図から求められた火山灰鍵層の第二星川タフ (H₂)、第一星川タフ (H₁)、宮田タフ (Mt) は露頭調査結果や既往の鍵層資料と対比可能とおもわれる。
- 2) JR横浜駅からJR関内駅付近における基盤の地下地質は火山灰鍵層のH₂、H₁、Mtの検討から上星川層であるとおもわれる。
- 3) H₂、H₁の深度分布は東南方向に約1/1,000の勾配で下がっている。

1. はじめに

JR横浜駅やJR関内駅周辺は横浜市の都心部に当り、ビルが林立する繁華街である。その中間の臨海部には「みなとみらい21」開発地区があり、ランドマークタワーの超高層ビルや横浜銀行本店ビル等が建設されている。これらビルの基礎は今から約150~200万年前に形成された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である。地層名は明かでないが、星川ドーム構造の東南翼に位置していることから、上星川層とおもわれている。

また、JR横浜駅周辺は椎子川沖積層、JR関内駅周辺は大岡川沖積層によってそれぞれ形成されている。両者とも平坦な低地で縄文海進前の浸食作用で浸食谷が形成され、深い所では上星川層の一部も浸食して、その上に沖積層が不整合に覆っていると考えられる。

一方、両地域は過去に地盤沈下が著しく発生した所であり、JR関内駅周辺は現在でも沈下が一定速度で進んでいる。

主に沖積層の沈下量が大いだが、他の地域では全沈下量の約3割が沖積層から下の地層で沈下している。これらの沈下量は重量構造物の載る基礎設計で極めて重要な要素となる。そのためには、地質構造やその力学特性、沈下特性、地震特性等の地盤環境情報が不可欠であり、調査しなければならない問題が多い。

JR横浜駅周辺やJR関内駅周辺は今後も開発が進み、大深度地下開発と超高層ビルの過密都市に発展して行くことが予想される。

本論は以上のことから、両地域の基盤を構成する地層をボーリング柱状図と露頭の火山灰鍵層の追跡調査から検討し、地下の地質構造を明らかにしたので報告する。

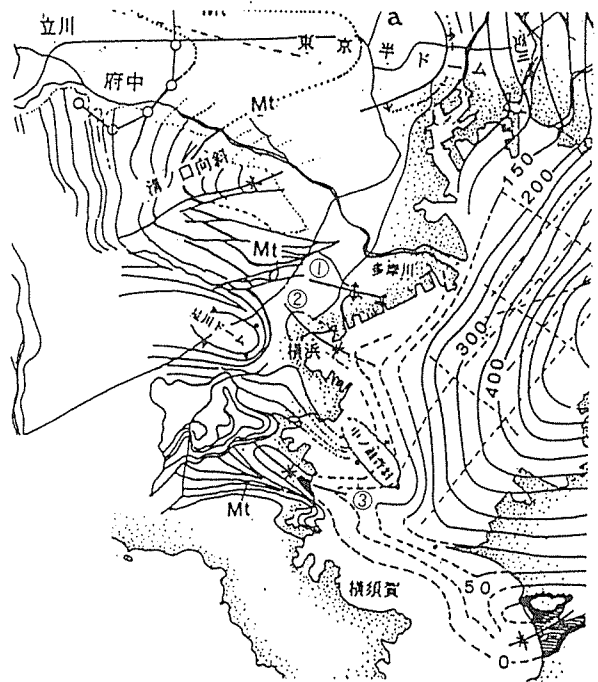
2. 調査方法

上星川層の火山灰鍵層である第二星川タフ (H₂)、第一星川タフ (H₁)、宮田タフ (Mt) を露頭調査で追跡し、地質柱状図を作成する。同時に、既存のボーリング柱状図に記載されている火山灰鍵層を読み取り、地質柱状図を作成し、両者を合わせた鍵層対比図の作成から地層を解明する。

3. 褶曲構造に対するこれまでの知見

横浜地域は褶曲構造が多く発達する地域であり、南から富岡向斜、星川ドーム、溝の口向斜がある(図-1参照)^{1,2)}。

富岡向斜は金沢区小柴から富岡の海岸露頭で概況が観察できる。向斜軸は北西から東南に向いているが、内陸部には相模層群が厚く



三梨 昂 (1992) より引用

凡 例

- ①つるみ背斜 ②桜木町向斜 ③富岡向斜
- Mt: 宮田タフ ----- 推定部分
- ~~~~~ 1500 上総層最上位等深線

図-1 横浜地域の褶曲構造図

堆積されて露頭がないため、全体の構造は解明されていない。

星川ドームは保土ヶ谷区上星川付近を中心とする楕円状のドーム構造で、北西から東南に長い構造である。帷子川流域の露頭に現れた火山灰鍵層の追跡調査でドームの構造を明かにしているが、南側においては古相模川の分流（横浜中央帯水層と命名している）で火山灰鍵層が浸食されたため残っていない³⁾。そのためドームの南側半分は推定に終わっている。また、内陸部でも露頭の追跡が不可能なため、推定している。

溝の口向斜は川崎市溝の口付近で南西から北東に向斜軸を延ばす構造である。

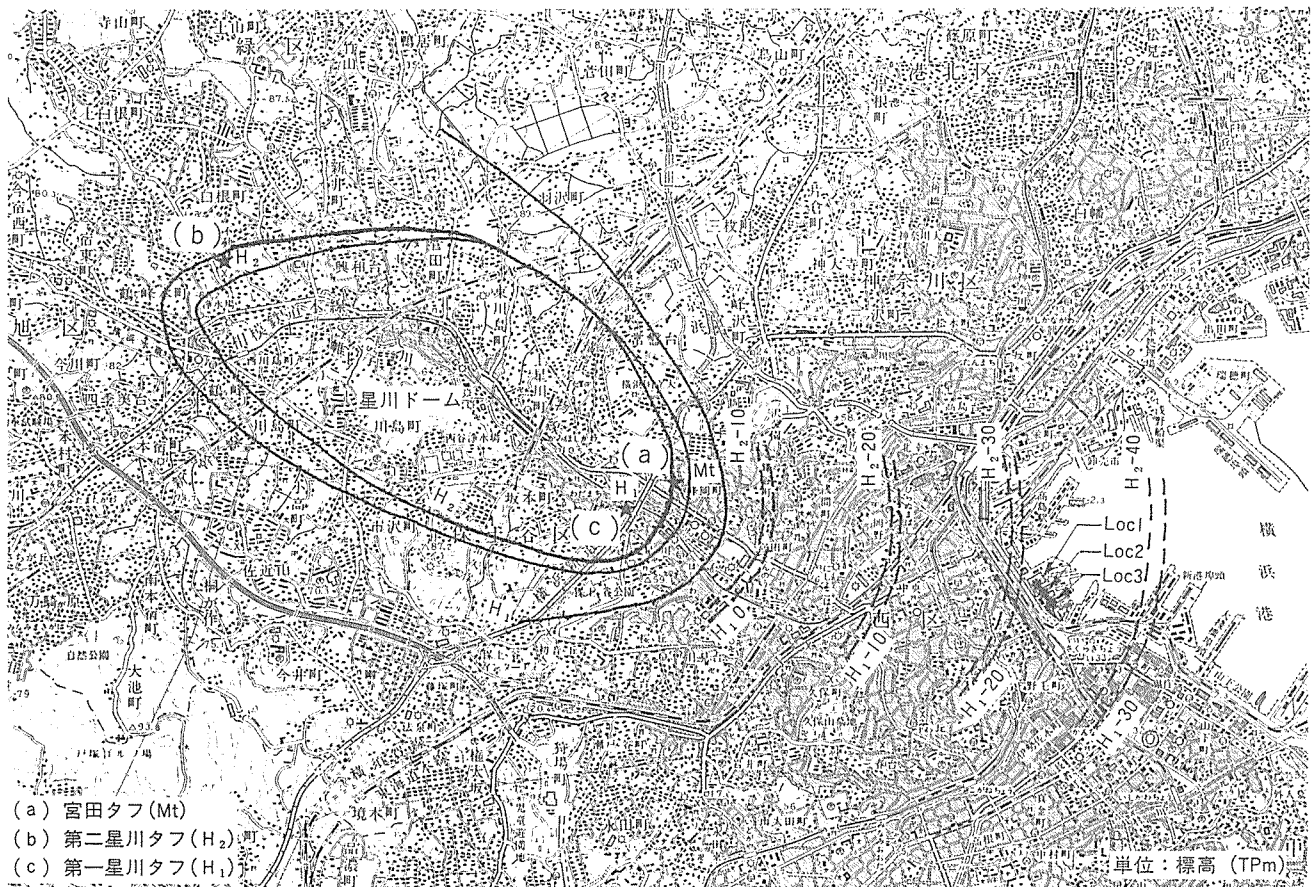
4. 調査結果と考察

4-1 星川ドーム周辺の地質と火山灰鍵層

露頭調査位置を図-2(a), (b)および(c)に示し、火山灰鍵層の状況を写真-1, 写真-2, 写真-3にそれぞれ示す。

4-1-1 上星川層

星川ドーム地域に発達する地層は主に砂質泥岩および砂泥互層から成り、上星川層の地質名称で呼ばれている。本層は房総半島や多摩丘陵地域の火山灰層序と対比され、その特徴は地層が著しく取れ込んで減じられており、火山灰鍵層が集約的に介在されていることである。



星川ドーム構造は三梨島・菊地隆男(1982)引用, 国土地理院発行5万分の1地形図(横浜)使用

図-2 露頭調査位置とH₁, H₂の深度分布図

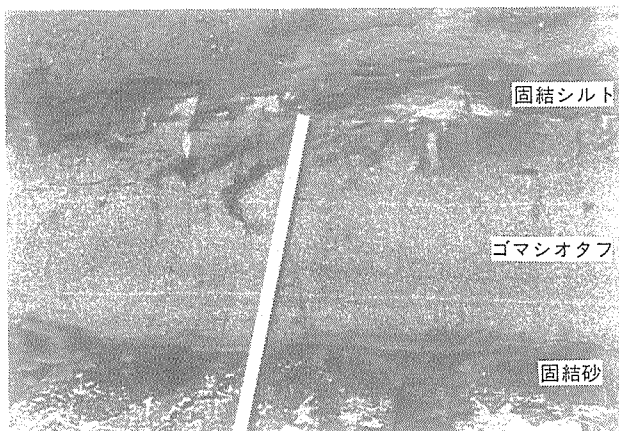


写真-1 宮田タフ, 層厚40~15cm, 細粒~粗粒のゴマシオ状凝灰岩 保土ヶ谷区峰岡町一丁目(峰小学校付近)

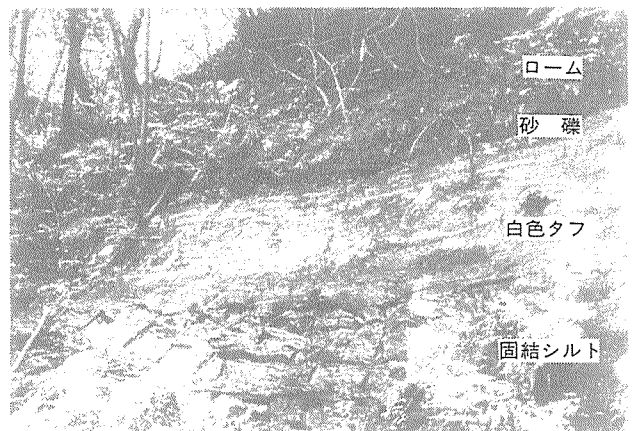


写真-2 第二星川タフ, 層厚上星川付近1~1.5m, 白色の細~中粒砂火山灰とシルト質火山灰, 旭区白根町(白根神社)

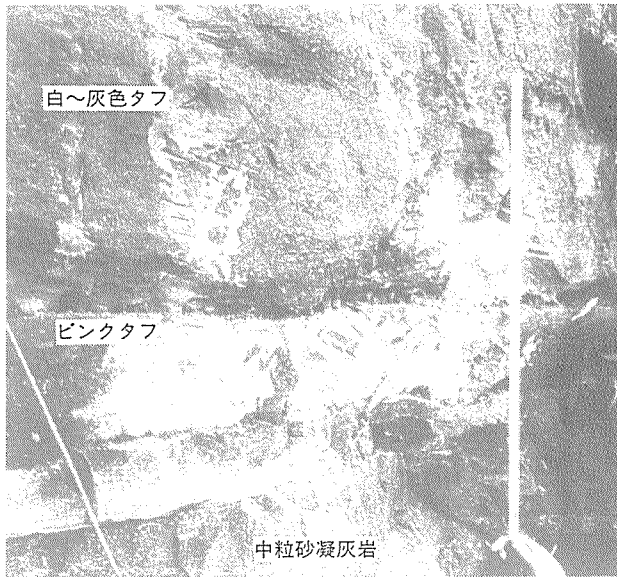


写真-3 第一星川タフ, 層厚上星川付近2~3m, 白色のシルトと細~中粒砂火山灰
保土ヶ谷区星川三丁目(横浜新道拡幅工事現場)

本層は徳永・ほか⁴⁾によって命名されている。伊田・ほか^{5,6)}は橘樹(累)層としているが、これも本層に含まれる。

模式地は横浜市保土ヶ谷区上星川付近および中区、南区に分布する台地の下半部にある。

また、多摩地域に分布する層厚約700mに及ぶ地層(大矢部層、平山層、蓮光寺層、稲城層、鶴川層、生田層、飯室層、高津層)と同時期の堆積物であるが、岩相や堆積環境、層相の発達形態が多摩丘陵やその以北の地域と比較して著しく異なるため、上星川層は模式地付近に限って用いられている。

4-1-2 層序関係

層序関係は富岡向斜北翼地域の中里層に整合に覆われる。星川ドーム北翼では鶴川層と同時異相の関係にあり、富岡向斜南翼では小柴凝灰質砂岩層の中・下部に当たる層位の異相である。

本層を覆う地層は星川ドームの核部の地下に没しているため不明であるが、本層と同時異相である小柴凝灰質砂岩層はその下位の大船泥岩層とは整合関係にあることから、上星川層は小柴凝灰質砂岩層かあるいは直接大船泥岩層に整合に覆われる地層と考えられる。

しかしながら、多摩丘陵以北の地域では本層の相当層が上総群下位の三浦群を欠いて直接第三系の基盤を覆っており、不整合の関係となっていることから、全体の層序関係は不明である(図-3参照)。

4-1-3 火山灰鍵層の特徴

1) 第二星川タフ(H₂)

第二星川タフの層厚は旭区白根町付近では2~3mであるが、多摩丘陵地域では5mにも達する^{1,2)}。白色のシルト質、細~中粒砂の火山灰(凝灰岩)から成る。粒度的な特徴は下半部と上半部に分けられる。前者はシルト質火山灰から成るが、最下部の底には層厚約10cmの中粒砂火山灰があり、わずかに黒雲母等が混入する。後者は細粒砂~微細粒砂の物とシルト質の物とが2~数cmの層厚で互層状に成り、スランプ(波状の変形)しているところもある。全体の粒度組成は2つのグランデーションが認められる。

また、H₂の下底から約30~100cmの下位には層厚約20mに及ぶスランプ層が発達し、H₂の上位にはH₂'やH₁がある。上星川付近のH₂

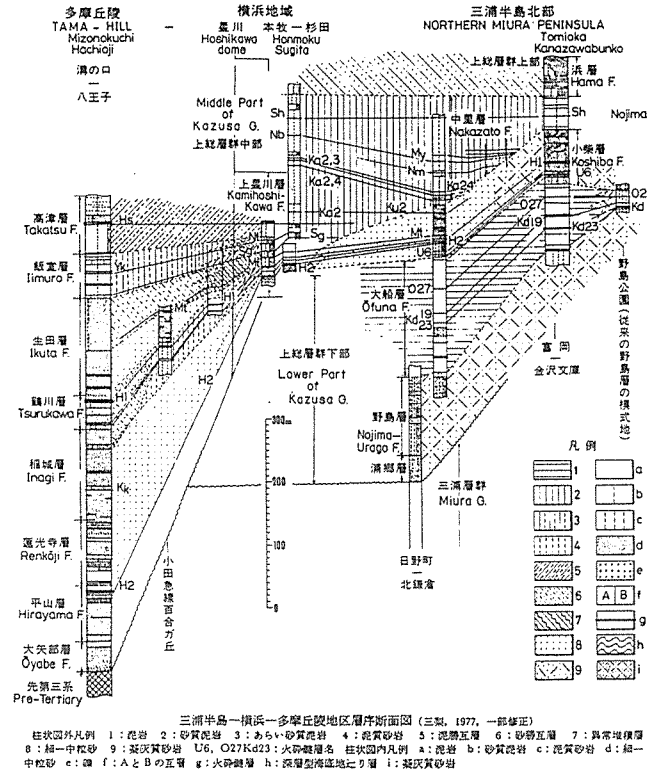


図-3 多摩丘陵・横浜地域・三浦半島北部の層序断面図

の同定はこれらの組合せによって行われる(写真-2参照)。

岩石学的特徴: 火山ガラス>無色鉱物>有色鉱物(黒雲母)。

2) 第一星川タフ(H₁)

第一星川タフの層厚は保土ヶ谷区上星川三丁目付近(横浜新道拡幅工事現場)では1~1.5mであり、多摩丘陵地域では3~4mに達する^{1,2)}。白色の細~中粒砂火山灰とシルト質火山灰から成る。3つの明瞭なグランデーションが特徴である。図-4の①②③はグランデーションの介在するサイクルを示したものであり、下位の2枚のグランデーションは接近しているが、その上位のグランデーションとの間には泥岩等の発達で間隔が離れている場合が多い。重鉱物組成はそれぞれのグランデーションで比率が少しづつ異っており、本鍵層の特徴の一つとなっている。

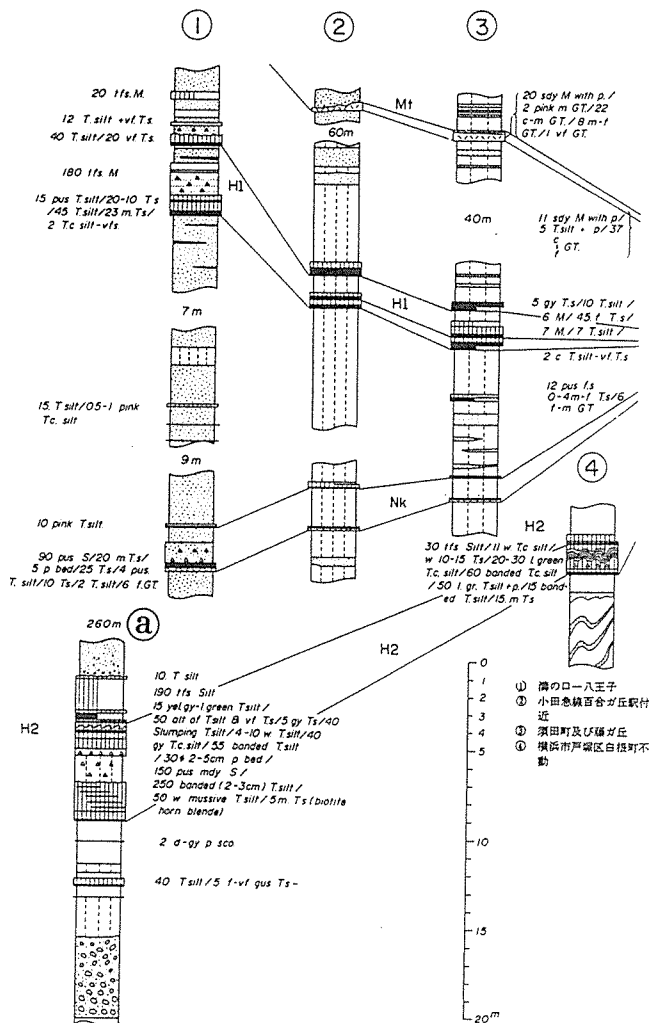
H₁の同定は以上の関係と上位約7mの所に介在する宮田タフ(Mt)との組合せによって、より確実な層準の決定ができる(写真-3参照)。

岩石学的特徴: 火山ガラス>無色鉱物。

3) 宮田タフ(Mt)

宮田タフの層厚は保土ヶ谷区峰岡町一丁目付近で約40~15cmである。北方へ順次層厚を増し、埼玉県入間川流域では約5mに達することから、供給源の火口はさらに北方にあるものと考えられる。細粒~粗粒のゴマシオ状凝灰岩で重鉱物(一般に白色、角閃石が主体)と軽鉱物(一般に黒)の混合から成る。

粒度組成は最下部が細粒砂~中粒砂で上に向かって粗粒砂となる。これらの関係はグランデーションによるものなのか不明であるが、広域に渡り粒度的な特徴は保持されている(写真-1参照)。



三梨 昂・菊地隆男 (1982) より引用

図-4 第一星川タフ (H₁) のグランデーションの特徴と層序対比図

4-1-4 鍵層間の地層特徴

各々の鍵層間における地層の特徴は次のようである。

1) 第二星川タフ (H₂) 下位の地層

H₂の下限から約30~100cm下はいわゆるスランプ層である。一見き状の砂質泥岩であるが、薄い砂の層理を追跡すると過褶曲状に変形していることが分かる。これらの状況は帷子川上流の白根神社から下流約200mの川底で観察することができる。層厚は約20m以上あり、その下限はドーム核部に没して見られない。

2) H₂~H₁間の地層

主として砂質泥岩から成るが、その中間部に50~30cmの2枚の砂層が発達することがある。この部分は層厚約3~4mのスランプを起すことがある (横浜新道拡幅工事現場)。

H₁の約2~3m下には約40~10cmの砂層が発達する。

3) H₁~Mt間の地層

砂層は50~10cm、泥層は70~50cmの層厚で発達する砂泥互層である。

5-1 ボーリング柱状図の火山灰鍵層

図-5のボーリング柱状図は星川ドームの東南翼に当たるJR横浜駅~JR関内駅付近のものである。それぞれLoc1, Loc2, Loc3の資料を示したものである。

5-1-1 Loc1の火山灰鍵層

① 標高 (TP)-13.39mには層厚132cmの鍵層があり、地質記事では軽石とスコリアから成り、ゴマシオ状凝灰岩が分布するとある。上位から下位に鍵層をみると12cm厚の軽石入シルト岩、70cmの軽石入粗粒砂岩、29cmのシルト岩、21cmの凝灰岩 (シルト粒火山灰) から成っている。

② TP-22.81mには層厚147cmの鍵層がある。上位から18cmの軽石入中粒砂岩、14cmのシルト岩、26cmの凝灰岩、24cmのシルト岩、65cmの灰白色凝灰岩から成る。

③ TP-34.49mには層厚180cmの灰白色凝灰岩が上下のシルト岩に挟まれて発達している。

④ ①と②の間隔は9.42mで、細砂岩とシルト岩の互層である。比率は前者が約4で後者が約6の割合である。

⑤ ②と③の間隔は11.68mでシルト岩と細~中粒砂岩の泥勝砂互層である。

⑥ これらの火山灰鍵層とその組合せの特徴から考察して、①はMt, ②はH₁, ③はH₂が考えられる

5-1-2 Loc2の火山灰鍵層

① TP-12.33mには層厚132cmの鍵層がある。地質記事には軽石と

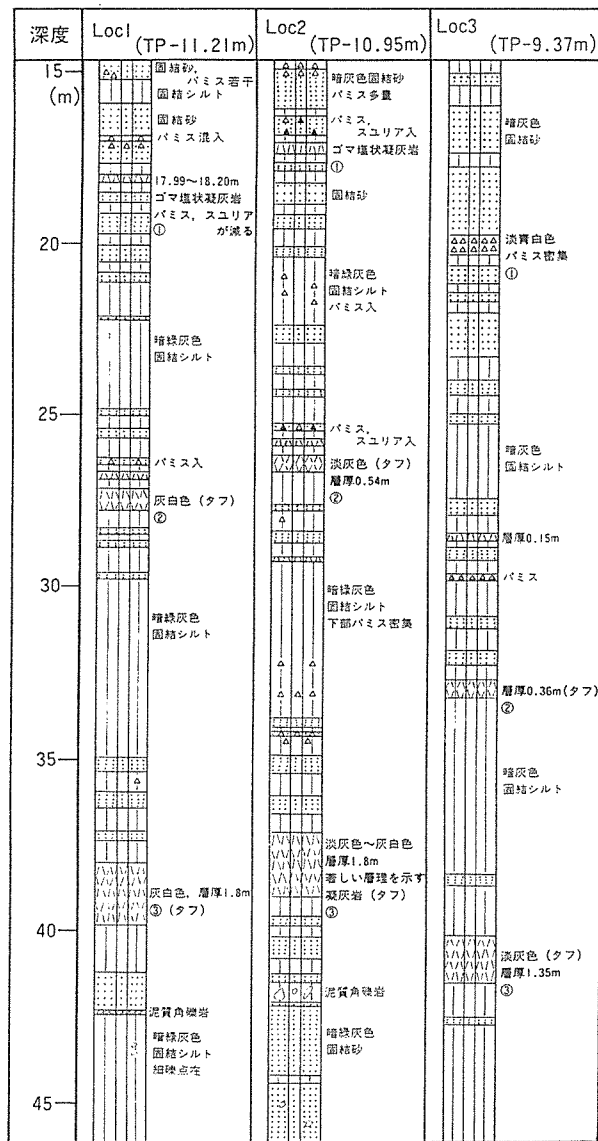


図-5 ボーリング柱状図

スコリアから成り、ゴマシオ状凝灰岩が分布するとある。上位から下位の鍵層は21cm厚の軽石・スコリア入粗粒砂岩、40cm厚のスコリア入粗粒砂岩、17cmのシルト岩、31cmの灰色凝灰岩（シルト粒火山灰）から成っている。

② TP-21.55mには層厚141cmの鍵層がある。上位から20cmの軽石入中粒砂岩、22cmのシルト岩、25cm淡灰色凝灰岩、20cmの淡灰色シルト岩、54cmの淡灰色凝灰岩から構成されている。

③ TP-33.39mには層厚186cmの淡灰色～灰白色の凝灰岩が上下のシルト岩に挟まれて発達している。

④ ①と②の間隔は9.22mで、暗緑灰色の細粒砂岩とシルト岩が交互に互層状に発達し、比率は約5対5の割合である。

⑤ ②と③の間隔は11.84mで、シルト岩と細粒砂岩から成り、シルト岩が全体の8割を占める泥勝砂岩互層である。

⑥ これらの火山灰鍵層とその組合せの特徴はLoc1と同じであり、①の鍵層はMt、②の鍵層はH₁、③の鍵層はH₂に対比されると考えられる

5-1-3 Loc3の火山灰鍵層

① TP-14.57mには層厚55cmの鍵層がある。淡青白の浮石と記載されているが、その上位の細～中粒砂岩（層厚2.05m）に浮石混入とあることから、Loc1,2の上位の鍵層がこの中に含まれているものとおもわれる。本資料は地質の観察記事が前者のものより荒く読んでおり、細部にまで行き渡っていないが、本鍵層はゴマシオ状凝灰岩であるとおもわれる。

② TP-23.22mには層厚135cmの鍵層がある。上位から15cm厚の凝灰岩（シルト岩にブロック状の火山灰とある）、35cm厚の淡灰色凝灰岩、40cmの凝灰質シルト岩（暗灰、火山灰・浮石混入とある）、20cmの淡青灰色軽石から成る。

③ TP-35.02mには層厚135cmの淡灰色凝灰岩が上下のシルト岩に挟まれて発達している。

④ ①と②の間隔は8.65mで、細砂岩とシルト岩の互層である。前者と後者の比率は約5：5である。

⑤ ②と③の間隔は11.80mでシルト岩と細～中粒砂岩の泥勝砂岩互層である。比率はシルト岩が8～9割、細～中粒砂岩が1～2割

である

⑥ これらの火山灰鍵層とその組合せの特徴は、Loc1,2の鍵層と同様の傾向であり、①はMt、②はH₁、③はH₂と考えられる

5-2 層序対比

ボーリング柱状図から検討した火山灰鍵層図と既存の鍵層図との関係から図-6に示すような対比図を作成した。Loc1①、Loc2①、Loc3①は宮田タフ（Mt）に対比され、Loc1②、Loc2②、Loc3②は第一星川タフ（H₁）に対比され、Loc1③、Loc2③、Loc3③は第二星川タフ（H₂）にそれぞれ対比されると考える。

5-3 地質層序

JR横浜駅～JR関内駅付近の地下地質は上総層群上星川層とおもわれる。深度約40m付近にH₂、深度26m付近にH₁、深度17m付近にMtの鍵層がそれぞれ介在されていることから、上星川層は更に下位に続くものとおもわれる。主に砂岩とシルト岩（泥岩）の互層で場所によって砂勝と泥勝に変化する。

5-4 火山灰鍵層の分布

図-2に破線でH₁、H₂の深度分布を示す。両者の鍵層は星川ドームの核を中心に周囲の地下に傾斜している。東南翼に当たるJR横浜駅～JR関内駅付近の走行傾斜は約1/1,000となる。

6. まとめ

JR横浜駅からJR関内駅付近の基盤を構成する地層を解明するため、露頭の火山灰鍵層の調査資料とボーリング柱状図から地質構造と鍵層対比を行い、星川ドームの分布を検討した結果、次のことが分かった。

- 1) 既存のボーリング柱状図から求められた火山灰鍵層のH₂、H₁、Mtは露頭調査結果や既往の鍵層資料と対比可能とおもわれる。
- 2) JR横浜駅からJR関内駅付近における基盤の地下地質は火山灰鍵層のH₂、H₁、Mtの検討から上星川層であるとおもわれる。
- 3) H₂、H₁の深度分布は東南方向に約1/1,000の勾配で下がっている。

第三紀後期鮮新から第四紀前期更新にかけての上総層群は本市の基盤を構成し、地下水利用の帯水層として重要視されている。

構造的には褶曲構造が多く発達する地域であり、南から富岡向斜、星川ドーム、溝の口向斜があるが、星川ドームは本市域の中央部にあって、これを境に北と南で地質区分が異なっている。

その中には火山灰鍵層の第二星川タフと第一星川タフおよび宮田タフがあり、北と南の地層はこれによって対比することが可能と考えられる。

筆者らは上総層群の地質層序区分を北と南で対比するため、既存ボーリング資料の収集調査、露頭地質調査、深層ボーリング調査を行い、解析している。

これらの解明は地下水揚水による地盤沈下対策を始め、地下の環境保全対策で欠くことの出来ない基本資料になるからである。特に横浜市においては埼玉県を中心とする地下水盆と平塚市を中心とする地下水盆の両者にまたがった所に位置するため、地下水収支では両地下水盆に地下水流向があると推察される。

このようなグローバルな地下水流れや限られた範囲のミクロ的な地下水流れ等を把握するためには深層部の地質解明が必要である。また、地震対策の上からも重要な課題であり、今後もこれらの点を考慮して調査を継続して行きたい。

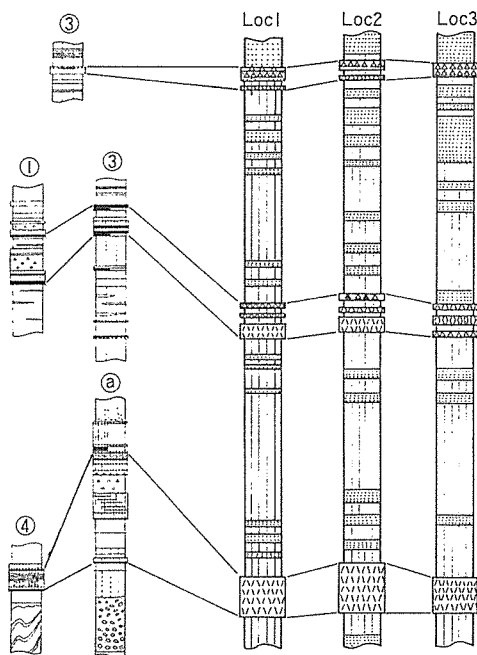


図-6 層序対比図

謝 辞

本論をまとめるに当り、元島根大学教授三梨昂博士のご指導を受け、現地調査、地層対比、火山灰鍵層の記載方法とその特徴等を教えて頂いた。また、第四紀中・後期更新世の地質については、元通商産業省地質調査所 岡重文博士にご指導を頂いた。ここに記して厚くお礼申し上げます。

文 献

- 1) 三梨 昂・菊地隆男：横浜地域の地質，(5万分の1図幅)，地質調査所，1982,101P
- 2) 岡 重文・菊地隆男・桂島 茂：東京西南部地域の地質，(5万分の1図幅)，地質調査所，1984,148P
- 3) 杉本 実・梅原順造・飯塚貞男・岡 重文・三梨 昂：境川・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.
- 4) 徳永重元・郷原保真・双野幸夫：多摩丘陵の地質，資源研業報，No.14，1949
- 5) 伊田・ほか：横浜地区，神奈川県下の天然瓦斯地下資源，神奈川県，1955，10P
- 6) 伊田・ほか：日本油田・ガス田図2 横浜（1：15,000），地質調査所，1955
- 7) 伊田・ほか：関東地方の地層の大区分について，地調月報，Vol.7，2P，1956
横浜市公害研究所：帯水層層序確定のための地質調査，公害研資料，1981，No.21，32P
- 8) 杉本 実：ボーリングコア分析による横浜の地下地質，シンポジウム「関東平野の地下地質」，日本地質学会関東支部，1988，55 P
- 9) 三梨 昂：三浦房総半島の地質構造と堆積構造層序概説，日本地質学会第75年会地質学案内書，1968，13P
- 10) 三菱地所株式会社：みなとみらい21，25街区開発計画地盤調査報告書
- 11) 住宅都市整備公団：みなとみらい21中央地区土質調査(その5)報告書

横浜市における酸性雨調査

— 1992年の調査結果 —

矢本てるみ*, 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、1992年の調査結果について報告する。

2. 調査内容

採取期間：1992年1月～1992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R-500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に示す。

3. 結果

3-1 気象状況及び採取状況

1992年1月～12月の1年間に採取した降水試料は、一降水全量が62試料、初期1mm降水が61試料であった。なお、降水量1mm未満の降水は調査対象から除外した。

1992年の年間降水量（採取した降水の貯水量より算出）は1654mm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⁾（1777mm）の93%で、両者は概ね一致していた。

また、月間降水量でみると、8月が平年に比べかなり少なく、3月と10月は前線の停滞等の影響でかなり多かった。その他の月は平年並みかやや多くなっており、このため年間降水量としては平年²⁾（1569mm）に比べやや多めとなった。

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、平均値を示す。

(1) 一降水全量

1992年の一降水全量の最高pHは6.48（3月2日、降水量2.3mm）、最低pHは3.74（9月14日、降水量1.8mm）、降水量で重み付けした平均pHは4.61であり、この値は前年までの8ヶ年の平均値4.64（表-2）とほぼ同じであった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は61試料（98.4%）で、採取した降水のほとんどが酸性雨であった。このうち、pH4.0未満の低pH降水は、2月、9月、11月に合計3回観測された。一方、pH5.65を超えるものは前述した3月2日の1試料だけであった。

次に、経年変化についてみると（欠測期間のある年は除く）、加重平均値は4.57～4.73の範囲内にあり、ほぼ横ばい状況であるが、最

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⁺	原子吸光度法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法

低値については1987年以降、やや低下する傾向となっている。

(2) 初期1mm降水

1992年の初期1mm降水の最高pHは6.44（9月25日）、最低pHは3.41（7月15日）、加重平均pHは4.22であり、この値は前年までの8ヶ年の平均値4.28（表-2）に比べやや低い値であった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は58試料（95.1%）あり、このうちpH4.0未満の低pH降水は13回観測され、3月、8月、12月を除くすべての月に出現した。一方、pH5.65を超えるものは3試料（4.9%）であり、9月、10月、12月に観測された。

次に、経年変化についてみると、一降水全量の最低値と同様、1987年以降、加重平均値及び最低値がやや低下傾向となっている。

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す。

(1) 一降水全量

1992年のSO₄²⁻、NO₃⁻の年平均値（μg/ml）は、それぞれ1.73、0.97であり、前年までの8ヶ年の平均（1.85、1.02）と比較し、ほぼ同程度で、大きな変化はなかった。

また、NH₄⁺、Ca²⁺及び海塩が主と考えられるNa⁺、Mg²⁺、Cl⁻についても、8ヶ年の平均とほぼ同程度で、大きな変化はなかった。

(2) 初期1mm降水

1992年のSO₄²⁻、NO₃⁻の年平均値（μg/ml）は、それぞれ5.89、4.63であり、前年までの8ヶ年の平均（6.21、4.41）と比較し、SO₄²⁻はやや低く、NO₃⁻はやや高い値であった。

一方、NH₄⁺、Ca²⁺については、8ヶ年の平均とほぼ同程度で、大きな変化はなく、また、海塩が主と考えられるNa⁺、Mg²⁺、Cl⁻は8ヶ年の平均に比べやや低い値であった。

これらのイオン成分の経年変化をみると、SO₄²⁻、NH₄⁺、Ca²⁺は明確な増減傾向がみられないが、NO₃⁻については1987年以降、やや上昇する傾向となっている。

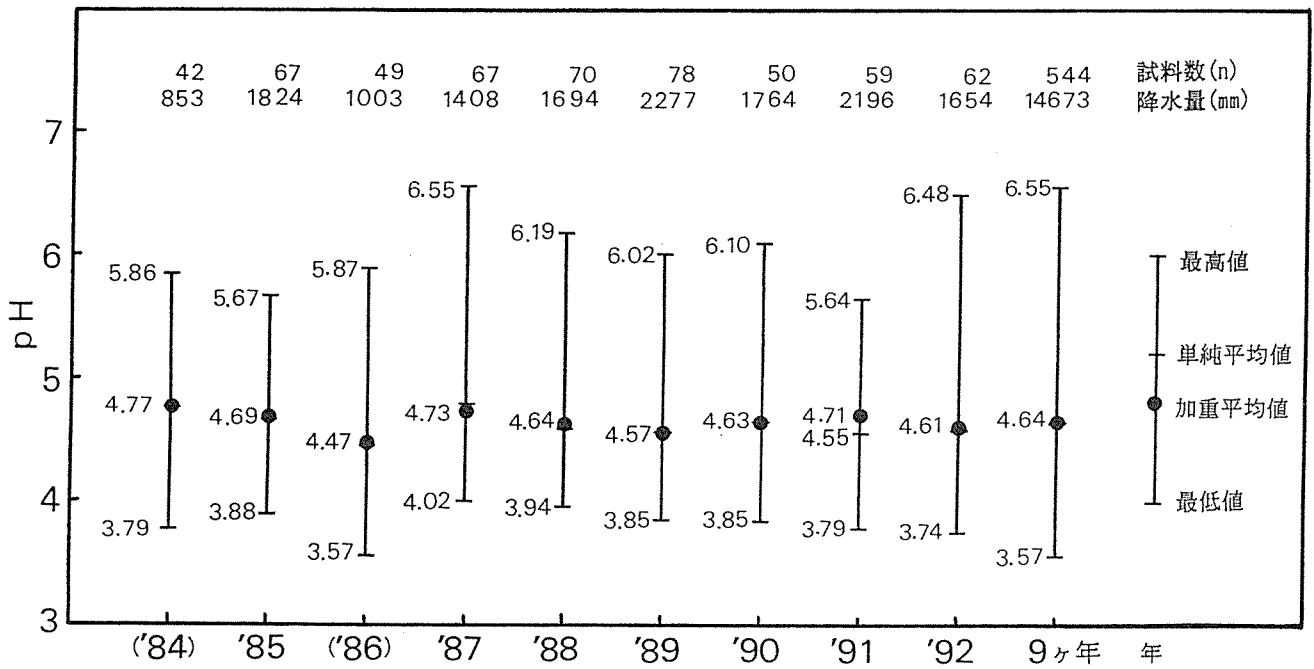


図-1 pHの経年変化 (一降水全量)

(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。)

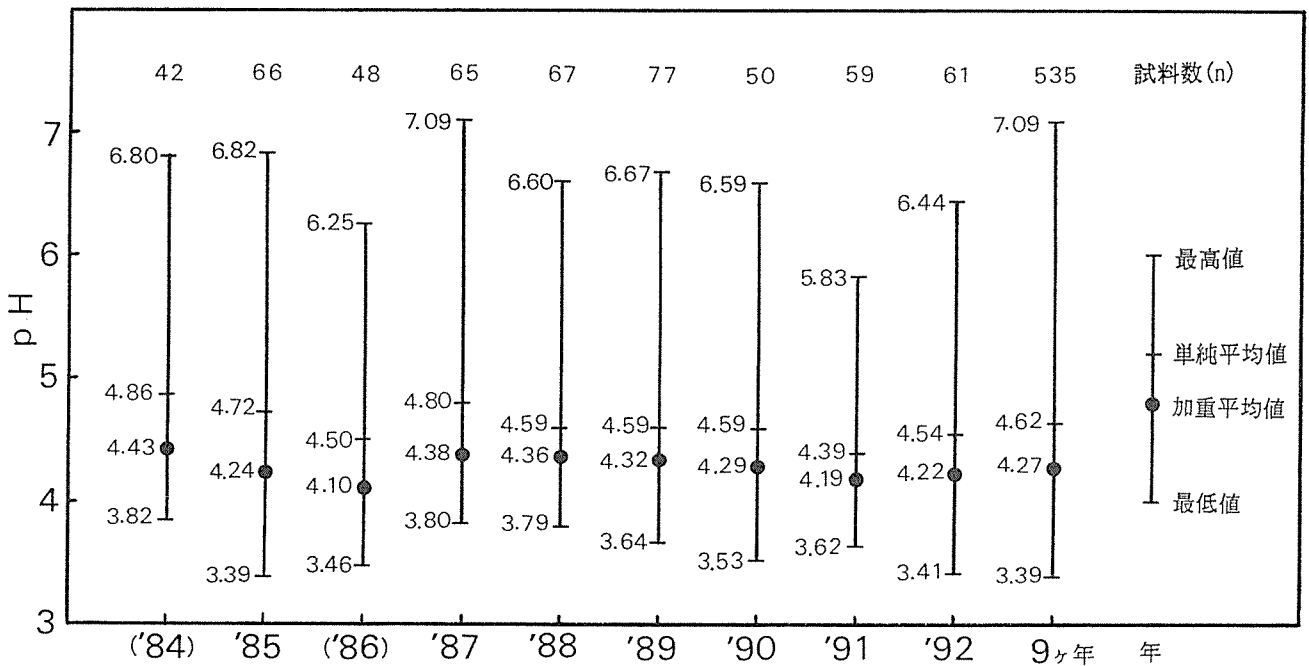


図-2 pHの経年変化 (初期1mm降水)

(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、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。)

表-2 降水成分の年平均濃度

	降水量 mm	試料数 n	pH	年平均濃度 μg/ml									
				EC μS/cm	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	
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
	8ヶ年	13019	482	4.64	21.0	0.50	0.06	0.57	0.20	0.09	1.85	1.02	1.36
9ヶ年	14673	544	4.64	21.0	0.51	0.06	0.58	0.20	0.09	1.83	1.02	1.39	
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
	8ヶ年	—	474	4.28	64.0	1.50	0.20	2.32	1.41	0.42	6.21	4.41	5.34
9ヶ年	—	535	4.27	63.4	1.51	0.20	2.28	1.41	0.41	6.17	4.44	5.23	

注1) --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) 8ヶ年の欄には1984年～1991年の平均値、9ヶ年の欄には1984年～1992年の平均値を示した。

4. まとめ

1992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(62試料)の平均pHは4.61、初期1mm降水(61試料)の平均pHは4.22であった。
- (2) SO₄²⁻、NO₃⁻の平均濃度(μg/ml)は一降水全量がそれぞれ1.73、0.97、初期1mm降水が5.89、4.63であった。
- (3) 一降水全量のpH及びイオン成分濃度は年平均値に明確な経年変化がみられなかった。
- (4) しかし、一降水全量の最低pH及び初期1mm降水の平均pH、最

低pHについては、1987年以降、やや低下する傾向がみられる。また、初期1mm降水のNO₃⁻濃度は、1987年以降、やや上昇する傾向となっている。

文 献

- 1) 横浜地方気象台：神奈川県気象年報，平成4年(1992)。
- 2) 横浜地方気象台：神奈川県気象月報，平成4年1月～12月(1992)。

ミズワタの生長について(II)

—河川における生長と水質変化について—

酒井 学*

1. はじめに

ミズワタは水質汚濁の進行した都市河川の川床にしばしば認められる白色～黄銅色の綿状の微生物集合体で糸状細菌 *Sphaerotilus natans* を優占種としている。このミズワタはよごれた水域の汚濁指標生物となっているが¹⁾、その生長のメカニズム等に関しては不明な点も数多く残っている。そこで前報²⁾においては、液体培地中の *S. natans* の生長を調べたが、今回は実際の河川におけるミズワタの生長とそれに伴った河川水質の変化についての調査を行った。

2. 調査及び実験

調査は平成4年7月、横浜市神奈川区の鳥山川（鶴見川の支流）において行った（図-1）。この流域には下水道未整備の地域が残っており、河川水にはかなりの生活排水が流入している。調査地点は長さ30m、幅1.8m、水深4～5cmの暗渠で、流速0.5m/秒と比較的流れの速い場所である。写真-1に調査を行った暗渠を、写真-2にはこの暗渠より上流の河川の様子を示した。

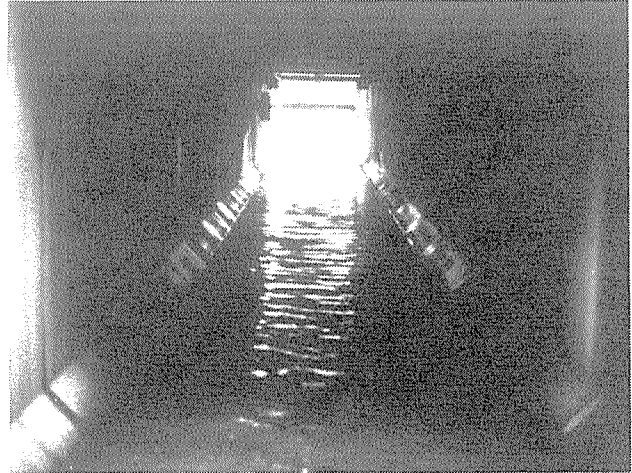


写真-1 調査地点（暗渠）

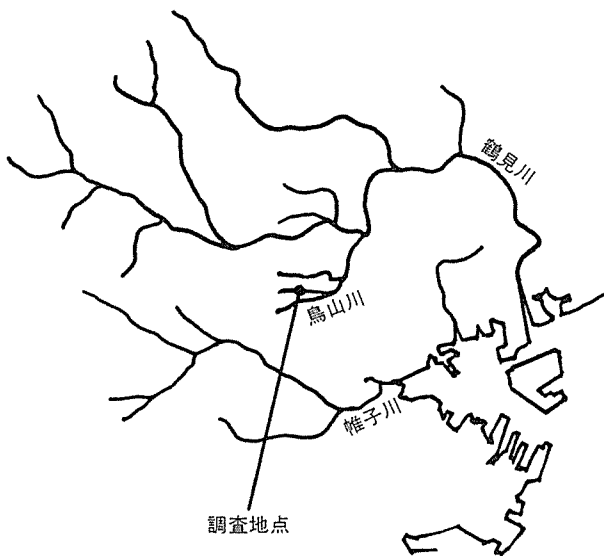


図-1 調査地点

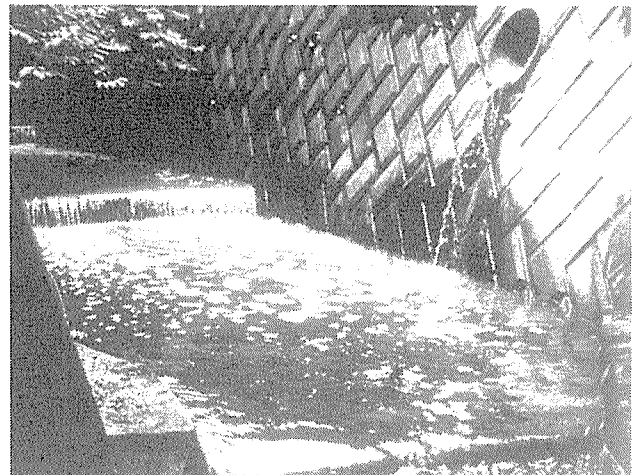


写真-2 暗渠より上流の河川風景

水質の測定方法はJIS K 0102³⁾に従った。CODは100℃過マンガン酸カリウム法、全窒素は紫外線吸光度法、全リンはベルオキソニ硫酸カリウム分解法を用い、TOCの測定にはベックマン915B型を使用した。川床への付着堆積物については、実験開始時に暗渠の川床全域をブラシで清掃した後、2、5、7日後に川床に形成された

ミズワタを9.7cm四方内をはぎとり、プランクトンネットで捕集した。続いて捕集物を80℃で1～2時間加熱し、更に110℃で2～4時間加熱して乾燥させ、付着堆積物の重量を求めた。なお前報で扱った「ミズワタ」は *S. natans* の純粋培養系であったが²⁾、今回調査、実験を行った「ミズワタ」は河川に形成された *S. natans* 以外にも多くの種類の微生物を含んだ微生物集合体である。

Growth of the Filamentous Bacteria (II) Growth of the —Filamentous Bacteria in the Urban River and Analysis of the Water Quality—

*Manabu Sakai, 横浜市環境科学研究所水質部門

3. 結果及び考察

川床を清掃用ブラシでこすったところ、ほとんどのミズワタを除くことができた(写真-3)。その2日後に暗渠の上流側に早くもミズワタが認められ、川を歩くと川床のミズワタに足跡が残る程度であった(写真-4)。そして5日後では暗渠の上流側から下流側にかけて川床一面にミズワタが覆っていた。川床の付着堆積物を見ると、2日後では4~10g/m²であるのに対し、5日後では95g/m²、7日後では89~125g/m²となった(表-1)。写真-5は7日後にミズワタをはぎとったところであり、写真-6はミズワタの顕微鏡写真(メチレンブルーによる染色)である。ミズワタは糸状細菌を網目とし、多くの微生物がそれに付着していることがわかる。藻類については調査地点が暗渠であることからあまり認められなかった。前報の液体培地中の振とう培養実験では*S. natans*は2日後にほぼ最大に達していたが、実際の河川では付着する基盤が形成されなければいけないことや、河川のミズワタには*S. natans*だけでなく多くの生物種からできていることから、付着堆積物が最大になるのには、5~7日かかるものと思われる。

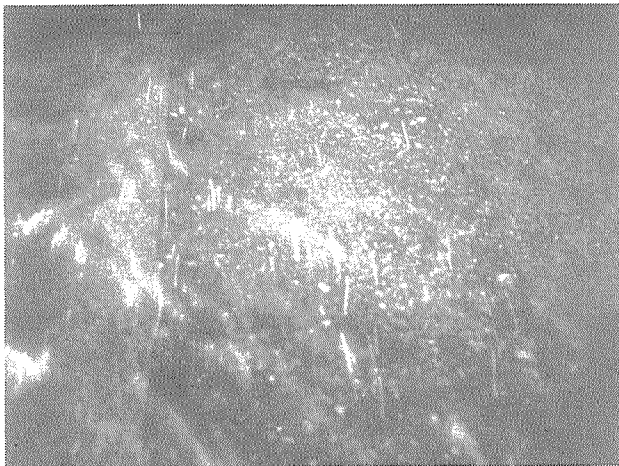


写真-3 暗渠川床 (ブラシ清掃直後)

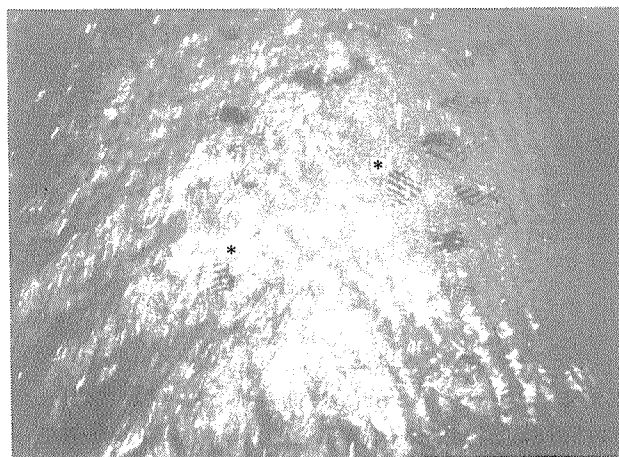


写真-4 暗渠川床 (2日後)
写真中央 (*の箇所) にミズワタ上に生じた足跡が写っている

河川水質の測定結果(表-1)に関して、BODは16~38mg/lと鶴見川水系の環境基準値(8mg/l)を超えていた。CODについても16~36mg/lとBODとほぼ同じような結果となった。全窒素(10mg/l前後)、全リン(0.14~0.46mg/l)、TOC(4.0~14mg/l)などの測定項目も大きな数値を示しており、水質汚濁がかなり進行し

表-1 水質測定結果及び付着堆積物重量

	BOD mg/l	COD mg/l	SS mg/l	全窒素 mg/l	全リン mg/l	TOC mg/l	付着堆積物重量 g/m ²
0日後上流側	16	16	13	9.4	0.16	4.7	—
0日後下流側	17	17	13	9.3	0.14	4.0	—
2日後上流側	38	34	13	11	0.36	9.2	10
2日後下流側	36	36	14	11	0.36	11	4
5日後上流側	23	28	98	11	0.34	12	95
5日後下流側	21	25	79	10	0.27	12	95
7日後上流側	20	19	9	11	0.46	14	89
7日後下流側	17	17	8	10	0.43	12	125



写真-5 暗渠川床 (7日後)
白い部分が川床を覆っているミズワタであり、黒い部分がミズワタを採取した跡である

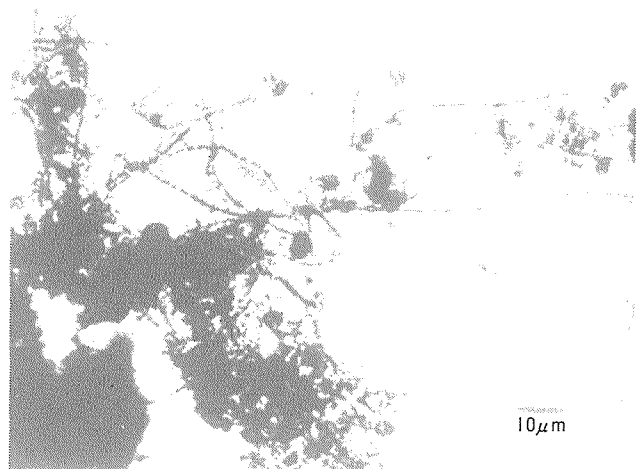


写真-6 ミズワタの顕微鏡写真

ている状態である。

暗渠の上流側と下流側との水質を比較すると、実験開始時及び2日後には両者の差はほとんどなかった。しかし5日後では下流側の方がBODで2mg/l、CODで3mg/l、SSで19mg/l、全窒素で1mg/l、全リンで0.07mg/l上流側に比べて減少していた。更に7日後には上述の項目に加えTOCも下流側で減少していた。これはミズワタ中の微生物による生物学的浄化作用と、汚濁物質のミズワタへの付着、吸着による物理化学的作用によるものと考えられる。浅野らの

生物膜に循環水路を用いた実験によると⁴⁾、流下距離が1 km以上の場合にBOD除去率が50%以上となっていた。本実験では、暗渠の長さが30mと短いためにミズワタによるBODの除去率(1-上流側のBOD/下流側のBOD)×100(%)は5日後6%、7日後17%にとどまった。

表-1 実験期間中の気象データ⁵⁾

	最高気温 (°C)	最低気温 (°C)	降水量 (mm)	天気概況	
				昼	夜
実験開始3日前	26.5	20.6	1.0	曇一時晴	雨時々曇
2日前	21.4	19.1	18.0	雨一時曇	雨一時曇
1日前	22.1	19.1	14.0	雨一時曇	曇一時雨
実験開始日	24.1	19.5	42.5	曇	大雨一時曇
実験開始1日後	24.4	19.4	1.5	曇一時晴	曇時々雨
2日後	22.5	19.5	0.5	曇後一時雨	雨時々曇
3日後	25.2	21.2	3.0	曇一時雨	晴
4日後	32.1	21.1	0	晴	晴
5日後	32.5	23.0	0	快晴	快晴
6日後	31.1	23.3	0	晴	薄曇後晴
7日後	29.6	24.1	0	曇	曇

最後に本実験中の気象データ⁵⁾を表-2に示した。実験開始後しばらくは天候不順であり、最高気温も25°C前後と7月にしては低かった。4日後からは天候が回復し、最高気温が30°C前後の日が続いた。降雨に関しては、実験開始1~2日前に10mm以上の降雨、更に実験開始日の夜に1時間に40mmを越える降雨があり、ブラシで清掃した暗渠以外の付着堆積物についても降雨による増水のために流されていたと思われる。実験を開始してからは1~3日後にかけて降雨があったが、1~3mmと少なく、ミズワタの生長にはほとんど影響がなかったものと思われる。

文 献

- 1) 津田松苗：汚水生物学，北隆館（1964）。
- 2) 酒井 学：ミズワタ (*Sphaerotilus natans*) の生長について (I) 液体培地中の生長と水質変化について，横浜市環境科学研究所報 17, 209-210 (1993)。
- 3) 日本規格協会：JIS K 0102-1986。
- 4) 浅野みね子，浦島幸雄，柏原 守，前田博之，菊地山生子：循環水路による河川水浄化実験 (第2報)，札幌市衛研年報，17, 133-139 (1990)。
- 5) 横浜地方気象台，神奈川県気象月報平成4年7月，1992。

横浜市内水域環境中の細菌に関する研究(I)

— 貧栄養細菌の分離と培養について —

酒井 学*

1. はじめに

水域環境中には、*Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*をはじめとする好気性従属栄養細菌、*Beggiatoa*, *Gallionella*のようなイオウ、鉄細菌、*Nitrosomanas*, *Nitrobacter*といった硝化細菌、更には光合成を行うことのできる藍藻など多種多様の細菌が生息している。これらは水処理に利用されているもの(*Zoogloea*など)やバイオテクノロジーに応用されているもの(*Escherichia coli*など)がある一方で、病原性のあるもの(破傷風菌、コレラ菌など)や水の華を生じて美観や水利用にとって害をなすもの(*Anabaena*など)もあり、さまざまな形で人間社会と密接な関係を持っている。

この中で貧栄養細菌は溶存している有機物が極めて少ない環境下でも、わずかな栄養分を効率よく取り込み、増殖するものである¹⁻³⁾。水環境中の細菌を培地の有機物濃度を変化させて培養したところ、有機物濃度の低い方が高い方に比べて多くの細菌数を計測できた例⁴⁾もあり、貧栄養細菌は環境中に相当数存在しているものと考えられる。そしてこの貧栄養細菌が一度水環境に出現すると、水質が向上してもなかなか消滅しないことから、その水環境の常在菌となる可能性が高い。しかし現在までのところ貧栄養細菌に関する研究例は少なく、不明な点が数多く残っている。そこではじめに横浜市内の環境水から貧栄養細菌の分離同定、及びその特徴を調べた。

2. 実験

横浜市金沢区内の河川(宮川)より採水した試料を、20°C、7日間、寒天培地(桜井培地)で培養し従属栄養細菌数⁵⁻⁶⁾を求めた。また7日後の寒天培地上に生じたコロニーを白金針を用いて釣菌し、滅菌した蒸留水(空気は通過するが細菌は遮断するようにシリコンゴム製の栓をしたもの)に接種して菌株を分離した。

貧栄養細菌であることの確認は、蒸留水中に分離した細菌を少量加え、20°Cで振とう培養し、3日ごとに細菌数を求めることにより行った。細菌数の計測には、分離した方法と同様に桜井培地を用い、20°C、7~10日後のコロニー数より算出した。

細菌の同定はグラム染色、運動性、オキシダーゼ、カタラーゼ、O-F試験といった通常の方法⁷⁻⁹⁾に従い、GC含量の測定はHPLC法を用いた⁹⁻¹⁰⁾。

3. 結果

河川水中の従属栄養細菌数は $2.6 \times 10^4 \text{ m l}^{-1}$ であり、その中から

表-1 蒸留水中(20°C)のK-1株及びK-2株の細菌数の変化

	K-1	K-2
0日	23	87
3日後	$>2.0 \times 10^3$	$>2.0 \times 10^3$
6日後	$>2.0 \times 10^3$	$>2.0 \times 10^3$
9日後	$>2.0 \times 10^3$	$>2.0 \times 10^3$
12日後	$>2.0 \times 10^3$	$>2.0 \times 10^3$
15日後	$>2.0 \times 10^3$	$>2.0 \times 10^3$

単位 m l^{-1}

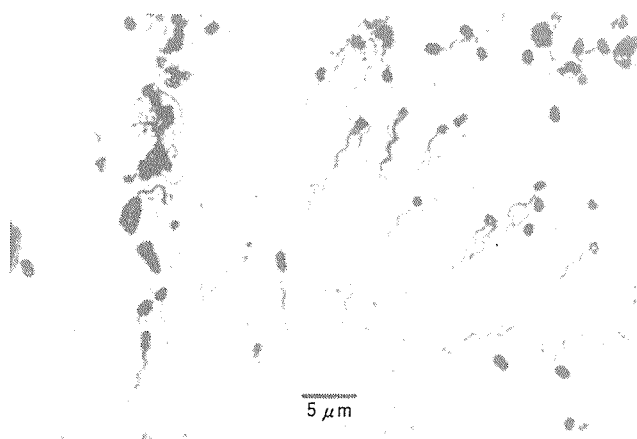


写真-1 K-1株(鞭毛染色)

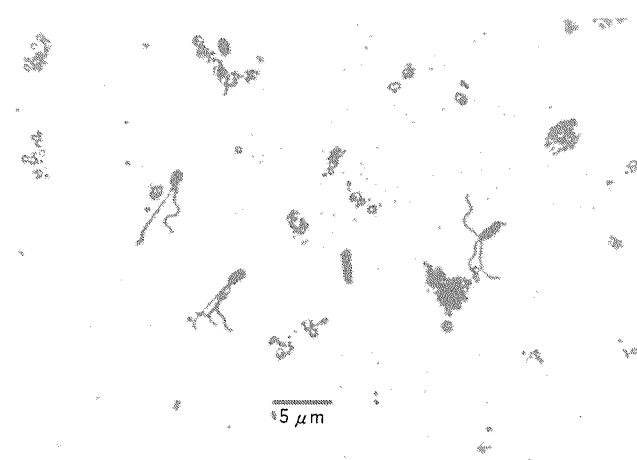


写真-2 K-2株(鞭毛染色)

Studies on the Aquatic Bacteria in Yokohama (I)
— Isolation and Incubation of Oligotrophic Bacteria —

*Manabu Sakai, 横浜市環境科学研究所水質部門

貧栄養細菌と思われる2株を分離してK-1及びK-2株とした。この2株の蒸留水中における細菌数の変化を表-1に示した。K-1, K-2ともに蒸留水に接種3日後に早くも細菌の増殖が認められた。その後も細菌数は1mlあたり 2.0×10^3 個を超え、実験開始時に比べて大幅に増えていた。蒸留水中の細菌数については希釈して細菌数を求めるという操作を行わなかったために、 2.0×10^3 ml⁻¹を超えるものについて正確な細菌数を得られなかったが、明らかにK-1及びK-2株は蒸留水中で増殖性を示しており、貧栄養細菌であると考えられる。

次にこの細菌の同定を行ったところ、いずれもグラム陰性桿菌で鞭毛を持ち(写真-1, 2), オキシダーゼ, カタラーゼ陽性であった(表-2)。また本菌はリゾチーム-SDS処理で容易に溶菌してDNAを抽出(フェノール法)でき、ヌクレアーゼ処理によりヌクレオチドに分解してGC含量をHPLC法で求めたところ、いずれも59%であった。参考までに図-1にK-1株のHPLCチャートを示し

表-2 貧栄養細菌K-1株及びK-2株の同定試験結果

	グラム染色	運動性	鞭毛	オキシダーゼ	カタラーゼ	O-F試験	色素産生	GC含量
K-1	陰性	あり	極毛	陽性	陽性	O	陰性	59%
K-2	陰性	あり	極毛	陽性	陽性	O	陰性	59%

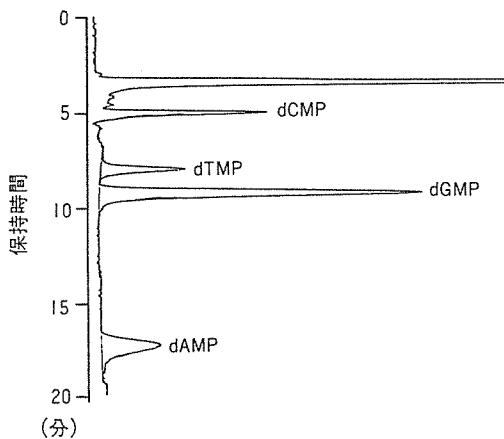


図-1 K-1株のヌクレオチドのHPLCチャート(検出器UV, 入=265nm)¹⁰⁾

た。以上よりK-1及びK-2は*Pseudomonas*属¹⁰⁾であると同定できた。

蒸留水からLeifsonが*P. lanceolata*及び*P. huttiensis*を分離していること¹¹⁾と今回の結果とを考え合わせ、*Pseudomonas*属の中の数種は実験室の蒸留水というかなりの貧栄養下でも、生息、増殖できるものと結論された。

文 献

- 1) Kuznetsov, S.I., G.A. Dubinina and N.A. Lapteva, Biology of Oligotrophic Bacteria, Ann. Rev. Microbiol., 33, 377-387 (1979).
- 2) Moaledji, Von K., Qualitative Analysis of an Oligocarbophilic Aquatic Microflora in the Plu βsee, Arch. Hydrobiol., 82, 98-113 (1978).
- 3) Whang, K. and T. Hattori, Oligotrophic Bacteria from Rendzina Forest Soil, Ann. Van Leeuwenhoek, 54, 19-36 (1988).
- 4) 芳倉太郎, 小田国雄, 飯田才一, 低濃度有機物培地による河川水中の従属栄養細菌の計数, 日水誌, 47, 183-189 (1981).
- 5) 須藤隆一編, 環境微生物実験法, 講談社, 1988.
- 6) 厚生省生活衛生局水道環境部監修, 上水試験方法, 日本水道協会, 1985.
- 7) 東京大学医科学研究所学友会編, 微生物学実習提要, 丸善, 1988.
- 8) Holt, J.G. (ed.), Bergey's Manual of Systematic Bacteriology Vol I, Williams and Wilkins, 1984.
- 9) 日本細菌学会教育委員会編, 新しい分類学に併走する細菌同定法, 菜根出版, 1987.
- 10) 酒井 学, 横浜市内水生細菌の核酸組成分析(グアニン-シトシン含量)を用いた分類, 横浜市公害研究所報, 15, 211-213 (1991).
- 11) Leifson, E., The Bacterial Flora of Distilled and Stored Water III, Int. Bull. Bact. Nomen. Taxon., 12, 161-170 (1962).

窒素含有工場排水の排水処理方法の研究(第1報)

— 排出水中の窒素の形態別調査 —

大矢 昌弘*, 遠田 和雄*

要 旨

比較的高濃度の窒素を排出している市内工場の排水のうち、37検体について窒素を形態別に分析した結果、溶存態全窒素(DT-N)1700mg/ℓ~1.4mg/ℓ(平均88.8mg/ℓ)、アンモニア性窒素(NH₄-N)750mg/ℓ~0.10mg/ℓ(平均50.6mg/ℓ)、亜硝酸性窒素(NO₂-N)9.17mg/ℓ~0.00mg/ℓ(平均0.79mg/ℓ)、硝酸性窒素(NO₃-N)777mg/ℓ~0.0mg/ℓ(平均31.4mg/ℓ)と、いずれの項目も工場により大きなばらつきが見られた。

1. はじめに

東京湾では、毎年春から秋にかけて赤潮の発生が見られる。平成4年度の本市沿岸海域7地点における水質測定結果では、富栄養化の原因物質といわれている全窒素(T-N)及び全リン(T-P)は年平均値で0.7~2.0mg/ℓ及び0.06~0.14mg/ℓであった。経年的に見ると全体的にはここ数年横ばいの状態となっており、赤潮発生の目安であるT-N0.1mg/ℓ、T-P0.015mg/ℓと比較しても高いレベルにあるといえる²⁾。

本市では、東京湾の水質を改善するため、従来から本市が定めた「東京湾富栄養化対策指導指針」に基づいて、産業系並びに生活系排水について窒素・リンの削減指導を行っており、平成4年7月からは新たに、工場・事業場(以下、工場という)から公共用水域に排出する排水について、維持することが望ましい窒素・リンの水質管理目標値(以下、目標値という)を表-1のように定め³⁾、これに基づいた窒素・リンの削減指導を開始した⁴⁾。

そこで今回は、比較的高濃度の窒素を排出している工場を対象として、その排水中の窒素を形態別に分析することにより、工場の業種等による窒素の排出の特徴について検討したので報告する。

2. 調査方法

調査対象は、過去数年間の定期立入り検査結果により概ね排水中のT-Nが10mg/ℓ以上の比較的高濃度の窒素を排出している工場のうち、業種ごとに数社の工場を選定した。

分析項目及び方法は以下に示した。ただし、懸濁態窒素は排水処理施設において固液分離操作を適正に行えば除去できる成分であることから分析項目から除外し、溶存態窒素を分析の対象とした。

なお、溶存態全窒素(DT-N)・亜硝酸性窒素(NO₂-N)及び硝酸性窒素(NO₃-N)の分析には検体を吸引ろ過(ろ紙No東洋ろ紙GS25)したろ液を用いた。

①溶存態全窒素(DT-N): JIS-K-0102-45.2

紫外線吸光度法

②アンモニア性窒素(NH₄-N): JIS-K-0102-42.1,2

インドフェノール青吸光度法

③亜硝酸性窒素(NO₂-N): JIS-K-0102-43.1

ナフチルエチレンジアミン吸光度法

④硝酸性窒素(NO₃-N): JIS-K-0102-43.2,5

イオンクロマトグラフ法

3. 結果及び考察

1993年5月26日から7月13日の間に16業種計37検体について分析を行った。表-2に工場の業種別の分析結果と作業水質種及び排水処理方法を示した。また、参考として各工場のT-Nの目標値を併

表-1 工場等排水の窒素・リンの水質管理目標値

(単位: mg/ℓ)

区 分	平均的排水量	T-N		T-P		
		新設	既設	新設	既設	
製 造 業	食 料 品 製 造 業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	15 10	15 10	1.5 1.0	3.0 2.0
	化 学 工 業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	10 8	10 10	1.0 0.5	1.0 1.0
	鉄 鋼 業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	10 8	10 8	1.0 0.5	1.0 0.5
	金 属 製 品 製 造 業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	15 10	20 10	1.0 0.5	2.0 0.5
	上記以外の製造業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	10 8	10 10	1.0 0.5	1.0 1.0
そ の 他 の 業 種 等	畜 産 農 業	50~400m ³ /日 400m ³ /日以上	40 30	40 30	5.0 3.0	5.0 3.0
	下水道終末処理施設	50m ³ /日以上	10	15	0.5	1.0
	し尿処理施設	50m ³ /日以上	10	20	1.0	2.0
	し尿浄化槽	50m ³ /日以上	20	20	3.0	4.0
	上記以外の事業場	50m ³ /日以上	20	20	3.0	3.0

備考 1 「新設」とは、平成4年7月1日以後に設置した工場等(同日前から建設中のものを除く)をいう
2 「既設」とは、平成4年6月30日以前に設置した工場等(同日前から建設中のものを含む)をいう
3 値は日間平均値とする

せて示した。

その結果、溶存態全窒素 (DT-N) については最高1700mg/ℓ、最低1.4mg/ℓ (平均88.8mg/ℓ) と工場によって大きなばらつきが見られた。形態別に見ても、アンモニア性窒素 (NH₄-N) 750mg/ℓ ~ 0.10mg/ℓ (平均50.6mg/ℓ)、亜硝酸性窒素 (NO₂-N) 9.17mg/ℓ ~ 0.00mg/ℓ (平均0.79mg/ℓ)、硝酸性窒素 (NO₃-N) 777mg/ℓ ~ 0.0mg/ℓ (平均31.4mg/ℓ) といずれの項目も大きな差異があったが、工場の業種・作業水質種及び排水処理方法との相関ははっきりしなかった。

そこで、DT-Nに占める形態別窒素の割合を算出してNH₄-Nの比率の高い順に並べた結果を表-3に示した。これによるとNH₄-Nの比率が70%以上の工場は、業種では化学工業・電気機械器具製造業・輸送用機械器具製造業などが多く、作業水質種は高分子系排水・表面処理排水などが多かった。これらの内の多くの工場の窒素濃度はDT-Nで20mg/ℓ以上と比較的高かった。また、排水処理を凝集沈殿法で行っている工場が多く、これらの工場ではNH₄-Nの硝化が進まなかったと考えられる。

一方NH₄-Nの比率が20%以下の工場は、業種では水道業などが

表-2 工場排水の窒素の形態別濃度

検体番号	工場の業種	作業水質種	排水処理方法*	容存態窒素の形態別濃度 mg/ℓ				日標値 mg/ℓ T-N
				DT-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	
No.1	食料品製造業	含油脂排水	D	17.8	0.52	0.05	16.5	15
No.2	食料品製造業	含油脂排水	D	15.5	14.1	0.01	0.0	15
No.3	繊維工業	着色有機排水	B	6.1	0.18	0.01	5.6	10
No.4	化学工業	高分子系排水	B	193	190	0.06	0.0	10
No.5	化学工業	高分子系排水	BF	187	179	0.17	0.0	10
No.6	化学工業	高分子系排水	B	46.8	44.5	0.01	10.1	10
No.7	化学工業	酸アルカリ排水	AB	15.3	1.03	0.11	13.5	10
No.8	プラスチック製品製造業	メッキ排水	B	3.7	0.10	0.22	2.5	10
No.9	ゴム製品製造業	生活系排水	D	6.1	2.60	0.38	3.0	10
No.10	窯業・土石製品製造業	アルカリ排水	B	7.8	1.29	1.95	7.7	10
No.11	非鉄金属製造業	酸アルカリ排水	B	1700	750	1.72	777	10
No.12	金属製品製造業	含アンモニア排水	B	261	153	3.66	105	10
No.13	金属製品製造業	メッキ排水	AB	131	97.5	4.30	13.1	20
No.14	金属製品製造業	メッキ排水	AB	40.1	0.72	0.07	34.0	20
No.15	金属製品製造業	メッキ排水	AB	8.0	2.41	1.53	0.2	20
No.16	一般機械器具製造業	表面処理・含油排水	BF	2.6	0.64	0.03	1.4	10
No.17	一般機械器具製造業	生活系排水	E	1.4	0.18	0.00	1.2	10
No.18	電気機械器具製造業	表面処理・含油排水	B	85.0	61.9	9.17	9.9	10
No.19	電気機械器具製造業	表面処理・含油排水	B	28.8	27.5	1.22	0.7	10
No.20	電気機械器具製造業	表面処理排水	BC	27.6	25.2	0.43	1.4	10
No.21	電気機械器具製造業	生活系排水	D	21.8	16.2	0.16	4.1	10
No.22	電気機械器具製造業	表面処理排水	B	20.7	2.32	1.61	15.5	10
No.23	電気機械器具製造業	メッキ排水	BC	7.5	4.10	0.48	1.9	10
No.24	輸送用機械器具製造業	生活系排水	E	42.8	38.5	0.20	3.9	10
No.25	輸送用機械器具製造業	メッキ排水	B	29.9	19.5	0.46	7.2	10
No.26	輸送用機械器具製造業	メッキ・生活系排水	ABD	8.7	0.38	0.11	7.9	10
No.27	輸送用機械器具製造業	生活系排水	BF	8.3	6.56	0.45	1.3	10
No.28	輸送用機械器具製造業	含油排水	BF	5.5	4.66	0.03	0.2	10
No.29	精密機械器具製造業	生活系排水	E	14.2	1.75	0.18	10.7	10
No.30	精密機械器具製造業	表面処理排水	B	12.8	11.4	0.04	0.2	10
No.31	電気業	洗浄排水	BF	28.3	0.33	0.00	19.9	20
No.32	ガス業	洗浄排水	BDF	233	194	0.05	38.6	20
No.33	水道業	下水	D	19.4	0.35	0.05	18.2	15
No.34	水道業	下水	D	10.6	0.64	0.10	10.0	15
No.35	水道業	下水	D	9.0	0.81	0.06	7.9	15
No.36	水道業	下水	D	6.2	0.22	0.05	5.1	15
No.37	運輸サービス業	洗浄排水	EF	22.4	17.2	0.22	6.7	20
平均値				88.8	50.6	0.79	31.4	

* A: 酸化還元法, B: 凝集沈殿法, C: 電解浮上法, D: 活性汚泥法, E: 接触酸化法, F: 活性炭吸着法

多く、作業水質種は下水・生活系排水などが多かった。これらの内の多くの工場の窒素濃度はDT-Nで20mg/ℓ以下と比較的低かった。また、排水処理を活性汚泥法等の生物処理法で行っている工場が多く、これらの工場ではNH₄-Nの硝化が進んだと推定される。

なお、排水処理を凝集沈殿法で行っている工場でNH₄-Nの比率が低いNo14, No31などについては、排水中のNO₃-Nが高いためと推定される。また、排水処理を活性汚泥法等の生物処理法で行っている工場でNH₄-Nの比率が高いNo2, No24, No32などについては、排水処理施設の規模に比べてNH₄-Nの負荷が高いことなど

により硝化が十分に進まなかったことが考えられる。

4. まとめ

比較的高濃度の窒素を排出している市内工場のうち、16業種の工場の排水計37検体について窒素を形態別に分析した結果、以下のことが明らかになった。

①排水水の窒素濃度は、DT-N1700mg/ℓ～1.4mg/ℓ(平均88.8mg/ℓ), NH₄-N 750mg/ℓ～0.10mg/ℓ(平均50.6mg/ℓ), NO₂-N 9.17mg/ℓ～0.00mg/ℓ(平均0.79mg/ℓ), NO₃-N 777mg/ℓ～

表-3 工場排水中の窒素の形態別濃度及び形態別割合

検体番号	工場の業種	作業水質種	排水処理方法*	容存態窒素の形態別濃度 mg/ℓ				形態別窒素の割合 %		
				DT-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N
No.4	化学工業	高分子系排水	B	193	190	0.06	0.0	98.3	0.03	0.00
No.5	化学工業	高分子系排水	BF	187	179	0.17	0.0	95.7	0.09	0.00
No.19	電気機械器具製造業	表面処理・含油排水	B	28.8	27.5	1.22	0.7	95.5	4.24	2.43
No.6	化学工業	高分子系排水	B	46.8	44.5	0.01	10.1	95.1	0.03	21.6
No.20	電気機械器具製造業	表面処理排水	BC	27.6	25.2	0.43	1.4	91.3	1.57	5.07
No.2	食料品製造業	含油脂排水	D	15.5	14.1	0.01	0.0	91.0	0.05	0.00
No.24	輸送用機械器具製造業	生活系排水	E	42.8	38.5	0.20	3.9	90.0	0.46	9.11
No.30	精密機械器具製造業	表面処理排水	B	12.8	11.4	0.04	0.2	89.1	0.33	1.56
No.28	輸送用機械器具製造業	含油排水	BF	5.5	4.66	0.03	0.2	84.7	0.49	3.64
No.32	ガス業	洗浄排水	BDF	233	194	0.05	38.6	83.3	0.02	16.6
No.27	輸送用機械器具製造業	生活系排水	BF	8.3	6.56	0.45	1.3	79.0	5.42	15.7
No.37	運輸サービス業	洗浄排水	EF	22.4	17.2	0.22	6.7	76.8	0.97	29.9
No.13	金属製品製造業	メッキ排水	AB	131	97.5	4.30	13.1	74.4	3.28	10.0
No.21	電気機械器具製造業	生活系排水	D	21.8	16.2	0.16	4.1	74.3	0.71	18.8
No.18	電気機械器具製造業	表面処理・含油排水	B	85.0	61.9	9.17	9.9	72.8	10.8	11.6
No.25	輸送用機械器具製造業	メッキ排水	B	29.9	19.5	0.46	7.2	65.2	1.52	24.1
No.12	金属製品製造業	含アンモニア排水	B	261	153	3.66	105	58.6	1.40	40.1
No.23	電気機械器具製造業	メッキ排水	BC	7.5	4.10	0.48	1.9	54.7	6.44	25.3
No.11	非鉄金属製造業	酸アルカリ排水	B	1700	750	1.72	777	44.1	0.10	45.7
No.9	ゴム製品製造業	生活系排水	D	6.1	2.60	0.38	3.0	42.6	6.18	49.2
No.15	金属製品製造業	メッキ排水	AB	8.0	2.41	1.53	0.2	30.1	19.1	2.50
No.16	一般機械器具製造業	表面処理・含油排水	BF	2.6	0.64	0.03	1.4	24.5	1.23	53.8
No.10	窯業・土石製品製造業	アルカリ排水	B	7.8	1.29	1.95	7.7	16.5	25.0	98.7
No.17	一般機械器具製造業	生活系排水	E	1.4	0.18	0.00	1.2	13.1	0.00	85.7
No.29	精密機械器具製造業	生活系排水	E	14.2	1.75	0.18	10.7	12.3	1.30	75.4
No.22	電気機械器具製造業	表面処理排水	B	20.7	2.32	1.61	15.5	11.2	7.78	74.9
No.35	水道業	下水	D	9.0	0.81	0.06	7.9	9.00	0.63	87.8
No.7	化学工業	酸アルカリ排水	AB	15.3	1.03	0.11	13.5	6.73	0.73	88.2
No.34	水道業	下水	D	10.6	0.64	0.10	10.0	6.00	0.92	94.3
No.26	輸送用機械器具製造業	メッキ・生活系排水	ABD	8.7	0.38	0.11	7.9	4.41	1.26	90.8
No.36	水道業	下水	D	6.2	0.22	0.05	5.1	3.50	0.85	82.3
No.3	繊維工業	着色有機排水	B	6.1	0.18	0.01	5.6	2.90	0.23	91.8
No.1	食料品製造業	含油脂排水	D	17.8	0.52	0.05	16.5	2.90	0.26	92.7
No.8	プラスチック製品製造業	メッキ排水	B	3.7	0.10	0.22	2.5	2.57	5.97	67.6
No.33	水道業	下水	D	19.4	0.35	0.05	18.2	1.78	0.27	93.8
No.14	金属製品製造業	メッキ排水	AB	40.1	0.72	0.07	34.0	1.78	0.18	84.8
No.31	電気業	洗浄排水	BF	28.3	0.33	0.00	19.9	1.16	0.00	70.3
平均値				88.8	50.6	0.79	31.4	56.9	0.89	35.4

* A: 酸化還元法, B: 凝集沈殿法, C: 電解浮上法, D: 活性汚泥法, E: 接触酸化法, F: 活性炭吸着法

0.0mg/ℓ (平均31.4mg/ℓ) と、いずれの項目も工場により大きなばらつきが見られた。

②排出水のDT-Nに占めるNH₄-Nの比率が70%以上の工場は、業種では化学工業・電気機械器具製造業・輸送用機械器具製造業などが多く、作業水質種は高分子系排水・表面処理排水などが多かった。これらの内の多くの工場の窒素濃度はDT-Nで20mg/ℓ以上と比較的高かった。また、排水処理を凝集沈殿法で行っている工場が多く、これらの工場ではNH₄-Nの硝化が進まなかったと考えられる。

③NH₄-Nの比率が20%以下の工場は、業種では水道業などが多く、作業水質種は下水・生活系排水などが多かった。これらの内の多くの工場の窒素濃度はDT-Nで20mg/ℓ以下と比較的低かった。

また、排水処理を活性汚泥法等の生物処理法で行っている工場が多く、これらの工場ではNH₄-Nの硝化が進んだと推定される。

今後、工場排水中の窒素について排水処理方法を検討する場合には、窒素の濃度・形態をはじめとする排水の性状や既存の排水処理施設の問題点などを詳細に調査する必要があると考えられる。

文 献

- 1) 神奈川県環境部水質保全課：神奈川県公共用水域水質測定結果、平成4年度、185-195(1993)。
- 2) 横浜市環境保全局：横浜環境白書、平成4年版、92(1992)。
- 3) 横浜市：東京湾に係る燐・窒素削減指導要領、3(1992)。
- 4) 横浜市環境保全局：横浜環境白書、平成4年版、111(1992)。

横浜市内事業所の重金属排水処理の実態調査

下村光一郎*, 飯塚 貞男*

要 旨

横浜市内には、鉛・亜鉛など重金属を使用している事業所が数多くある。そのうち、工場排水を公共用水域に排出している事業所を対象として、環境保全局では、立入り調査をし、排水処理施設の維持管理状況や排水基準の厳守状況を確認指導している。今回は、立入り調査した事業所のうちから170事業所を選びその業種、排水処理方法及び排水中の重金属濃度を調査したので報告する。

1. はじめに

金属表面処理業、研究所、金属・機械製造業、メッキ業、ガラス製造業、化学、その他の（産業廃棄物処理業、下水処理場、電力会社等）の170事業所の排水中の鉄、マンガン、クロム、カドミウム、鉛、銅、亜鉛、ニッケルの8項目の重金属濃度を平成4年度に調査した結果についてを報告する。

内容が多様化しており使用金属もマンガン、鉄、ニッケルと一定していなかった。

2-2 各事業所の排水処理施設の種類

調査対象事業所の排水処理方法を表-2に示した。排水の処理方法は、各事業所の作業工程により排水に含まれている物質が異なるため、一つの事業所でも何通りかの組合せで行っていた。例えばメッキ業、金属表面処理業では、排水処理の対象となる金属の種類により酸化・還元・中和・凝集処理などの組合せを使用している事業所が多く、金属・機械製造業では、中和・凝集沈殿・ろ過の組合せが多かった。さらに生活排水については、活性汚泥法を加えているところもあり、事業所によってさまざまであった。各業種とも、比較的凝集処理法が多く、他にイオン交換、キレート樹脂、活性炭を使用している事業所があった。

2. 調査結果

2-1 重金属を使用している事業所の業種

調査対象事業所の業種とその数及び使用している重金属類を表-1に示した。業種分類は、各事業所が届け出た特定施設設置届による業種を基にして行った。この中でその他の業種とは、産業廃棄物処理業、下水処理場、電力会社等である。事業所の数は、金属表面処理業が最も多く、続いて研究所、金属・機械製造業となっている。使用している重金属類は、金属表面処理業及びメッキでは、主にクロム、ニッケル、亜鉛であり、金属・機械製造業、化学では、事業

2-3 各事業所の排水量

事業所の業種別の排水量の状況を表-2にあわせて示した。

表-1 事業所の業種とその数及び使用している重金属

業種	金属表面処理業	研究所	金属・機械製造業	メッキ業	ガラス製造業	化学	その他
事業所数	45	33	29	22	9	8	24
重金属	Cr Ni Zn	Mn Fe Ni	Mn Fe Ni	Cr Ni Zn	Fe Mn Zn	Fe Mn Zn	Fe Mn Cd Zn Cr

表-2 業種別の排水処理方法と排水量

業種	処理方法										排水量 (m³)
	酸化	還元	中和	凝集	生物	イオン交換	キレート樹脂	活性炭	ろ過		
金属表面処理業	★	★	★	★			★				1~1,125
研究所		★	★				★	★	★		2~555
金属・機械製造業		★	★	★	★	★	★	★	★		16~139,000
メッキ業	★	★	★	★			★				2~827
ガラス製造業			★	★			★				11~1,250
化学		★	★	★			★	★	★		25~66,000
その他	★	★	★	★	★	★	★	★	★		7~423,000

2-4 各事業所の排水処理水中の重金属

各事業所の排水中の鉄、マンガン等8項目の重金属を、原子吸光法で分析し、その結果を表-3に示した。各金属の濃度を排水基準値と比較すると各項目とも、今回の調査ではすべて基準値以内であった。全排水中で最も多く検出された金属も亜鉛であり170事業所の排水のうち70事業所から検出された。亜鉛は、金属・機械製造業では90%の事業所の排水から検出された。

次に、業種別の重金属濃度を表-4に示した。亜鉛は、すべての業種から検出されていたが、鉛はすべて定量限界以下であった。カドミウムは、金属・機械製造業及び研究所で、それぞれ1事業所で検出された。また、メッキの事業所では、ニッケル、銅、亜鉛を検出した事業所が多かった。

表-3 排水中の重金属濃度範囲と排水基準値
単位 (mg/l)

金属	濃度範囲	排水基準値
Fe	0~1.9	10
Mn	0~0.2	1
Cd	0~0.03	0.1
Pb	0~0	1
Cu	0~2.2	3
Zn	0~0.9	3
Ni	0~0.7	1
Cr	0~1.3	2

表-4 業種別の重金属濃度範囲

単位 (mg/l)

業種 金属	金属表面 処理業	研究所	金属・機械 製造業	メッキ業	ガラス 製造業	化学	その他
Fe	0~1.9	0~0	0~0.5	0~1.3	0~0.3	0~1.6	0~0.6
Mn	0~0.1	0~0	0~0	0~0	0~0.2	0~0.2	0~0.2
Cd	0~0	0~0.1	0~0.03	0~0	0~0	0~0	0~0.01
Pb	0~0	0~0	0~0	0~0	0~0	0~0	0~0
Cu	0~0.2	0~0	0~0	0~2.2	0~0	0~0	0~0
Zn	0~0.5	0~0.2	0~0.4	0~0.9	0~0.3	0~0.2	0~0.2
Ni	0~0.2	0~0.2	0~0.1	0~0.7	0~0	0~0	0~0
Cr	0~0	0~0	0~0	0~1.3	0~0	0~0	0~0.05

埋立処分地浸出水中のマンガンの処理方法の検討(III)

飯塚貞男*, 野木一男*, 伊藤修身**

要 旨

産業廃棄物埋立処分地の浸出水中に含有するマンガンの濃度は、埋立処分地の降雨量に大きく影響されることが分かった。また、マンガン処理のための実験装置は、維持管理を徹底することによって、原水濃度が、10日間の平均で2.10mg/ℓのもが0.12mg/ℓと規制基準値以下に処理できることが分かった

1. はじめに

横浜市内には、産業廃棄物の埋立が終了した処分地がいくつかある。そこから出る浸出水は、埋立終了後であっても規制の対象となる。しかも浸出水中の成分は埋立地により異なり、時には処理が難しい物質が含有される場合がある。その一つにマンガンが挙げられる。筆者らは前報でマンガン砂を用いて行なったマンガン処理実験結果を報告したが、その方法を実プラントに採用したところ、当初計画した通りには進まなかった。その原因としては浸出水中の鉄などが、マンガン砂の表面を覆ってマンガン砂の働きを阻害したためと考えられた。^{1),2)}そこでマンガン砂と活性炭により鉄などを前処理し、その後再びマンガン砂でマンガン进行处理する方式による現場実験を行ない好結果を得たので報告する。

2 実験方法

横浜市内にある埋立が終了したA処分地の既設施設の処理フローを図-1に示した。

実験は現場の処理水を用い次の手順で行なった。

- ①図-2に示したように、ドラムカン3個を直列に並べてそれぞれにマンガン砂を満たした実験装置を作る。(以下実験装置という)
- ②実験装置に活性炭塔からの処理水が入るようにする。
- ③実験装置にマンガン砂再生のための次亜塩素酸ナトリウムが添加できるようにする。
- ④処理水の流量を実験装置の容量に適合させるため25ℓ/分とする。
- ⑤原水、処理水、最終処理水を分析して処理効果を判定する。

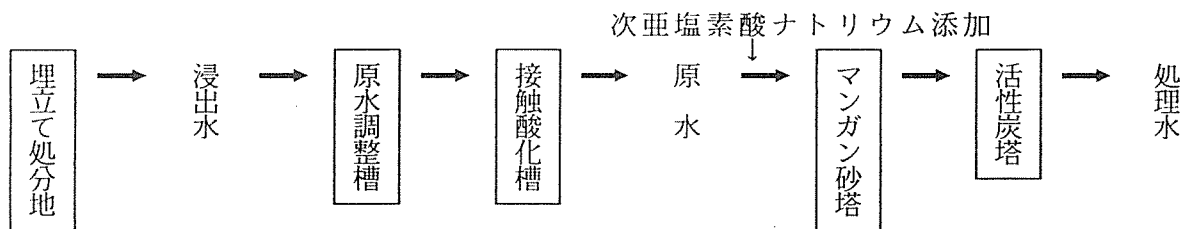


図-1 既設の排水処理方法

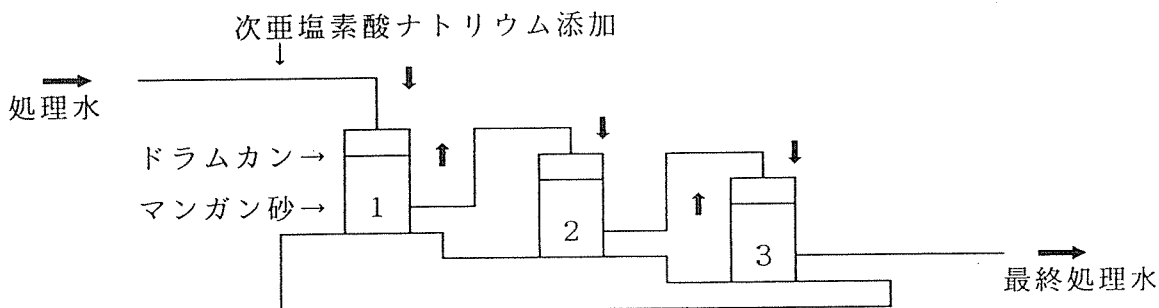


図-2 実験装置

Study on the Treatment of manganese in the waste water from the dumping site

*Sadao Iizuka, Kazuo Nogi, 横浜市環境科学研究所水質部門

**Osami Ito, 横浜市環境保全局水質地盤課

3 分析方法

- ① マンガン、鉄：JIS K0102 原子吸光法
- ② 残留塩素：パックテスト、オルトトリジン法

4 結果および考察

4-1 実験結果

実験を開始して6日間の実験結果を表-1に示した。この期間は雨量が多く原水中のマンガンの濃度は低く、6日間の原水平均値は0.33mg/ℓであり、マンガン砂塔、活性炭塔で処理された処理水は、0.12mg/ℓ、実験装置を通過した最終処理水は、0.04mg/ℓであった。一方鉄の6日間の平均濃度は原水で0.20mg/ℓ、最終処理水で0.12mg/ℓであった。前報の降雨のない状況での実験では、原水中のマンガンの濃度は平均で3.2mg/ℓ、鉄が、2.2mg/ℓであったが、それと比較するとどちらも低い濃度であったことから埋立処分地の雨量の多少に大きく影響されるといえる。実験を開始してから7日目より原水中のマンガンの濃度が1mg/ℓを超えるようになった。以後10日目までの平均値を表-2に示した。マンガンの原水中の濃度の平均値は、2.10mg/ℓで、処理水で0.27mg/ℓ、最終処理水で0.12mg/ℓとなり、除去率は、約94%と良好な値を示した。

4-2 処理能力の低下と回復

良好な処理状況が続いていたが17日目より処理能力の低下が認められた。結果を表-3に示した。マンガン濃度は、原水で2.95mg/ℓ、処理水で1.49mg/ℓ、最終処理水で0.92mg/ℓであった。処理能力低下の原因は、次のことが考えられた。³⁾⁴⁾⁵⁾⁶⁾

- ①残留塩素が不足してマンガン砂が劣化した。
- ②マンガン砂が水酸化鉄や濁質に覆われた。
- ③実験中マンガン砂塔および実験装置のマンガン砂の洗浄を1度も行っていないことから、時間の経過とともにマンガン砂が残留塩素により酸化された鉄で覆われた。
- ④実験装置のドラムカンが塩素によって腐食されて鉄が溶出した。

そこでマンガン砂塔と実験装置内のマンガン砂を洗浄し再び処理実験を行なった。その結果を表-4に示した。処理水で0.23mg/ℓ、最終処理水で0.16mg/ℓとなっており、マンガン砂の処理能力は回復できたといえる。これからもわかるようにマンガン砂の洗浄は重要なことである。この結果、洗浄を適切に行なえば本実験方法でマンガンは十分処理できると考えられる。

まとめ

埋立処分地の浸出水中のマンガンを処理するにあたり、鉄等による阻害を取り除くため、事前にマンガン砂塔で除去した後、実験装置のマンガン砂でマンガン処理の実験を行なった。その結果、マンガン処理効率良く、また鉄の原水中の濃度が前回実験時の1/10程度の濃度であったため、良好な状態が長く続いた。しかし、時間とともに処理能力が低下した。原因として原水中の鉄やドラムカンの腐食により溶出した鉄の影響が考えられ、マンガン砂の洗浄が必要条件であることが分かった。そのため、ドラムカンの内面に腐食を防ぐため、塗装を施し、さらにマンガン砂を適度に洗浄出来るようにすれば実際の処理装置に組み込んでも処理効果は期待できると考えられる。

表-1 6日間の平均値

(mg/ℓ)

	原水	処理水	最終処理水
Mn	0.33	0.12	0.04
Fe	0.20	0.20	0.12
pH	7.8	7.1	7.7

表-2 10日間の平均値

(mg/ℓ)

	原水	処理水	最終処理水
Mn	2.10	0.27	0.12
Fe	0.32	0.29	0.25
pH	7.8	7.6	7.7

表-3 17日目の結果

(mg/ℓ)

	原水	処理水	最終処理水
Mn	2.95	1.49	0.92
Fe	0.43	0.26	0.28
pH	6.8	6.6	6.7

表-4 洗浄1時間後の結果

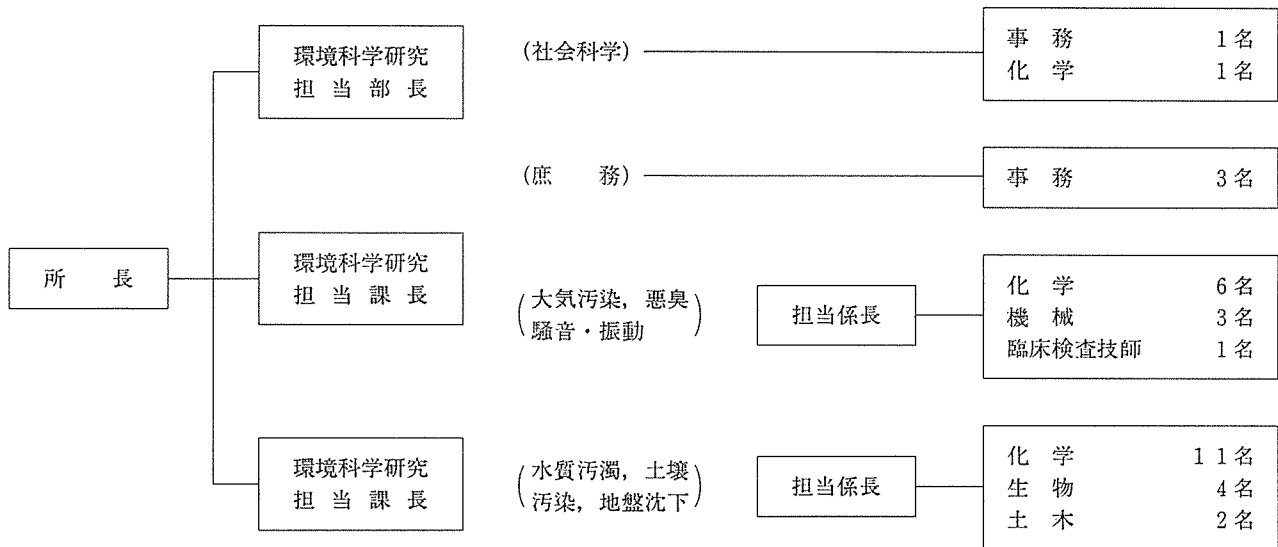
(mg/ℓ)

	原水	処理水	最終処理水
Mn	2.16	0.23	0.16
Fe	0.34	0.20	0.28
pH	6.5	6.4	6.5

参考文献

- 1) 飯塚貞男, 野木一男: 埋立処分地から出るマンガン含有排水の処理方法の検討, 横浜市環境科学研究所報, 16, 83~86(1992)
- 2) 飯塚貞男, 野木一男: 埋立処分地から出るマンガン含有排水の処理方法の検討, 横浜市環境科学研究所報, 17, 211~214(1993)
- 3) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガン処理, 用水と廃水, 27(2), 12~21(1985)
- 4) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガン処理, 用水と廃水, 26(7), 10~17(1984)
- 5) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガン処理, 用水と廃水, 27(3), 11~20(1985)
- 6) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガン処理, 用水と廃水, 27(12), 3~13(1985)

1. 人員及び組織



(平成5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 アナリティカル Auto Spec	1式	第二機器分析室
走査型電子顕微鏡	日立 S-4000	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	PERKIN-ELMER 5100 ZL 外	2式	第一機器分析室
ガスクロマトグラフ装置	HEWLETT-PACKARD 5890 SERIESII 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 3A	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

品名	規格	数量	配置
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	ACOS 3300 (賃借)	1式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1式	第二大気実験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東 S43-3 UL-1	1台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	" SE-27	1台	地盤沈下研究室
一軸圧縮試験装置	" 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 UN 61430 W	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 4500 i	1台	第二大気実験室
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 DY 8400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	地盤沈下実験室
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 MODEL10-00OR	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	地盤沈下実験室
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・ダストモニタリングシステム	柴田科学 PDS-1	1式	恒 温 室
コンビジット・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 外
超低温ミクロトーム	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
揮発性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

3. 平成4年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
共済費	728	社会保険料
賃金	6,911	
報償費	480	
旅費	2,242	普通旅費
需用費	83,461	消耗品費 30,975 燃料費 146 食糧費 664 印刷製本費 5,327 光熱水費 33,923 修繕料 12,426
役務費	4,011	通信運搬費 1,973 手数料 1,858 筆耕翻訳料 180
委託料	44,683	調査委託料 15,780 清掃その他委託料 28,903
使用料及び賃借料	73,783	
工事請負費	4,120	
備品購入費	19,880	
負担金補助及び交付金	300	会費及び負担金
公課費	38	
計	240,637	

管理運営費	92,563
試験検査費	12,658
主要機器維持管理運営費	12,763
調査研究事業費	37,000
機器等整備事業費	18,000
施設改修工事費	4,120
環境教育啓発等その他事業費	6,600
大型機器更新整備事業費	19,865
自動測定機標準ガス調整室更新事業	11,897
ガスクロマトグラフ質量計更新事業	17,676
農薬分析装置導入	4,775
原子吸光分析装置導入	2,720
計	240,637

4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本地質学会第100年学術大会	4. 4	横浜市における帯水層の地質環境	杉本 実
		古多摩川流域に分布する礫層の追跡調査と地盤沈下の一考察	○杉本 実・梅原順造, 島村雅英(横浜環保局)
神奈川県公害研究機関協議会 公害研究合同発表会	4. 6	拡散型長期暴露サンプラーを用いた横浜市内における大気中のフロン及び有機塩素系物質濃度調査	○前田裕行・平野耕一郎, 松田啓吾(横浜環保局)
		下水汚泥焼却灰の固化方法とその利用例	○下村光一郎・野木一男
		横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下	○杉本 実・梅原順造
全公研関東甲信静支部大気専門部会	4. 6	市内のフロン濃度について	前田裕行
全公研関東甲信静支部騒音振動専門部会	4. 7	横浜市の環境騒音の一事例	鹿島教昭
		地域の音環境に関する調査結果概要	鹿島教昭
エアロゾル研究討論会・国際シンポジウム	4. 8	発電プラントでのダスト濃度測定における非等速吸引誤差の実証	佐俣満夫
XXV SIL International Congress	4. 8	Effects of self-purification on periphytic algal communities in Lotic systems	○Fukushima, S., Y. Koichi & H. Fukushima
全公研関東甲信静支部水質専門部会	4. 9	水生生物による水質浄化法の研究	○遠田和雄・大矢昌弘
日本騒音制御工学会技術発表会	4. 9	音環境に関する横浜市民の意識	○鹿島教昭, 田村明弘(横浜国大)・嶋理恵子・澤田淳也
12th International Diatom Symposium	4. 9	Effects of reduction of sewage effluent on periphytic diatom	○Fukushima S. & H. Fukushima
日本音響学会秋季講演発表会	4.10	音環境に関する横浜市民の意識—その1 調査概要と単純集計—	○鹿島教昭, 田村明弘(横浜国大)・嶋理恵子・澤田淳也
第2回地下水汚染とその防止に関する研究集会	4.10	地下水における有機塩素系溶剤とその分解生成物質との関係	○二宮勝幸・大場栄次・酒井 学, 悪七山美子(横浜環保局)・若林信夫

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本陸水学会第57回大会	4.10	河川水導入人工河川の藻類群集に及ぼす除草剤の影響	○福嶋 悟, 畠山成久 (国環境研)
		河川水導入人工河川の藻類生産に及ぼす除草剤の影響	○畠山成久 (国環境研)・白石寛明, 福嶋 悟
		水田地帯数河川の藻類生産に及ぼす除草剤の影響評価	○畠山成久 (国環境研), 福嶋 悟
第19回環境保全公害防止研究発表会 (環境庁・福岡県)	4.11	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の解析	○二宮勝幸・酒井 学
		横浜市におけるPAHsの経年変化と南関東のPAHs濃度	太田正雄
日本水処理生物学会第29回大会	4.11	河川水質の回復に伴う珪藻群集の変化	福嶋 悟
日本地質学会第2回環境地質学シンポジウム	4.11	横浜沖積層の層別沈下調査とそれに対する解析	○杉本 実・梅原順造
		境川・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	○杉本 実・梅原順造・飯塚貞男, 岡 重文(元地質調査所), 三梨 昂 (元島根大)
大気汚染学会	4.12	横浜市内における浮遊粒子状物質中に占める土壌系粒子の自然起源(バックグラウンド)および人為起源の推定	○新井久雄・白砂裕一郎
		南関東における大気エアロゾルのキャラクタリゼーション (第8報)	○新井久雄・太田正雄, 井上康明(川崎公研), 小山恒人(神奈川県環科セ), 一都三県二市南関東SPM検討会
		神奈川県臨海地区におけるフロン及び有機塩素系物質の環境濃度調査 (VII)	○前田裕行, 高橋 篤ほか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)
		都市域における林内雨・樹幹流 (I) - 樹木内外雨の成分組成と年間降水量 -	○矢本てるみ・加藤善徳
		都市域における林内雨・樹幹流 (II) - 樹木内におけるNO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ 降水量の季節変化 -	○加藤善徳・矢本てるみ
第27回日本水環境学会年会	5.3	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の解析方法(第3報)	○二宮勝幸・大場栄次・酒井 学, 悪七山美子(横浜环保局)・若林信夫

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
粉体工学会誌	1992. 8	佐俣満夫	ポテンシャル流れを用いたエアロゾル粒子濃度測定における非等速吸引誤差及びノズル内粒子濃度分布のシミュレーション

(要旨)

ポテンシャル流を仮定し、種々のノズル形状を設定して、有限要素法と数値積分法を用いて、非等速吸引誤差について数値シミュレーションを行った。その結果、ノズル壁が厚くなるほど非等速吸引誤差は大きくなる傾向がみられた。数値解析の結果から、 $1\mu\text{m}$ 以下の微小粒子では、筆者の理論式とほぼ一致するが、それ以上の粗大粒子ではポテンシャル流では評価が難しいことがわかった。また、ノズルが厚くなるほど等速吸引の場合でも、誤差が生じる可能性が認められた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
エアロゾル研究	1992. 9	佐俣満夫	火力発電プラントにおけるダスト濃度測定での非等速吸引誤差理論の適用

(要旨)

重油及び石炭燃焼の火力発電ボイラを用いて、ダストの非等速吸引誤差理論の適用性を調査した。重油燃焼ではダスト粒径が $1\mu\text{m}$ 以下と小さかったので、非等速吸引誤差はほとんどみられなかった。石炭燃焼ではダスト粒径が $2.2\mu\text{m}$ と大きく、非等速吸引誤差が認められたが、いずれの場合でも筆者の理論式とほぼ一致し、この理論式が現場でほぼ適用できることがわかった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
陸水学雑誌	1992.10	畠山成久(国環境研)・笠井文絵・白石寛明、福嶋 悟	河川の藻類生産に及ぼす除草剤の影響評価

(要旨)

除草剤が河川の藻類生産に及ぼす影響を評価するため、小貝川の水を用いて緑藻類の増殖試験と、河川における藻類群集との調査を行った。緑藻類の増殖はButachlorとPretilachlorの相対的影響により5月初旬から下旬にかけて著しく阻害された。また、6月にはSimetrynによる阻害も認められた。河川の藻類群集の増加率も5月中旬に急激に減少した。また、増加率は梅雨期にも減少したが、この時期の群集構成種は、除草剤の影響を受けていた時期よりも多い傾向が認められた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
日本音響学会誌	1992.11	田村明弘(横浜国大)・鈴木弘之、鹿島教昭	植樹帯による喧騒感の緩和

(要旨)

緑の一形態である植樹帯による喧騒感緩和効果について、実験1では歩車道境界に設置する植樹帯を、実験2では接道部に設ける生垣を対象に心理実験を行った。被験者は原風景の中に植樹帯模型を合成したスライドをもとにSD法により場所のイメージを評定した。実験2では道路交通騒音が同時に呈示された。その結果、1)植樹帯により場所の喧騒感は緩和され、その可能性は3~6dBであること、2)原因として、車など喧騒感を誘発するものを視覚的に遮ること、すなわち目隠し効果が存在すること、3)しかしこの効果を有効に機能させるには同時に美しさ、柔らかさなどのイメージを損なってはならないことを明らかにした。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
水環境学会誌	1992.11	二宮勝幸・酒井 学, 柏木宣久 (文部省統計数理研)	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

(要 旨)

嫌気的条件下でテトラクロロエチレンの生分解実験を行った。その結果、前記物質はトリクロロエチレンを経てシス-1,2-ジクロロエチレンまで分解し、その分解過程は連続一次反応式で近似できた。そして、この分解反応モデルの化学量論的關係から、地下水汚染を解析する上で有用と考えられる2つの指標(総汚染度:これらの3物質のモル濃度和、分解度:総汚染度に対するトリクロロエチレンとシス-ジクロロエチレンのモル濃度和の百分率)を定義した。さらに、この分解反応モデルから推定される経時濃度変化パターンを用いることによって、これらの物質の地下水における濃度推移の予測の可能性について言及した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
日本水処理生物学会誌	1992.12	福嶋 悟	丘陵地の源流部における藻類群集の特徴

(要 旨)

丘陵地の源流部において藻類群集に影響を及ぼす要因について検討した。その結果、相対照度が大きいほど現存量は多かった。また、基物としては礫表の現存量が多く、砂泥や落葉の場合は少なかった。水のpHが低い環境では珪藻群集に占めるEunotia spp.の割合が多くなった。Eunotia spp.が構成種の一つとなる群集では、水のpHが低くなると群集の種類数は減少する傾向が認められた。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
International Chemical Engineering	1993. 1	Mitsuo Samata	A model for evaluating the error associated with anisokinetic sampling in the measurement of particle concentrations in dusts emitted from stacks

(要 旨)

ICE誌はアメリカ化学工学会(AIChE)が発行している国際学術専門誌であり、本論文は粉体工学会誌, Vol.27, No.7 (1990)の英文翻訳である。

ダスト測定における非等速吸引誤差をダスト粒径の広い範囲で適用できる理論式を導き、その基礎理論として、ノズル前方の流れの中にCascade-layerと呼ぶ薄い境界層の形成を仮定すると非等速吸引誤差理論がうまく説明できることを提案した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
ANALYTICAL CHEMISTRY	1993. 2	Petros Koutrakis, Jack M. Wolfson, Arnold Bunyaviroch, Susan E. Froehlich, Koichiro Hirano and James D. Mulik	Measurement of Ambient Ozone Using a Nitrite-Coated Filter

(要 旨)

環境大気中のオゾン濃度測定には、自動測定機が広く使用されているが、重く大きく高価であることから、広域濃度分布調査や個人暴露濃度調査等のような測定機器を多数要する測定には問題がある。そこで、小型軽量で安価で使用できる本研究所が開発した短期暴露用拡散型サンプラーを用いたオゾン測定方法について検討した。オゾンの捕集剤に亜硝酸塩を担持したフィルターを使用して、生成される硝酸量からオゾン濃度を測定した結果、環境濃度レベル(40~100ppb)のオゾンが測定できることがわかった。

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. 105	横浜市内の陸域生物による環境モニタリング調査	1993. 3

（要 旨）

本報告書は「スギの樹形調査」, 「地衣類・コケ類の分布調査」から成り, 都市における大気環境や水辺環境の変化を継続的に把握するため, 幅広く網羅できるように横浜市域を1.5km×2kmのメッシュに分割して, スギの樹形調査, 地衣類・コケ類の分布調査を行い, 検討を加えてまとめた。

環境研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No. 106	鶴見川・帷子川水系生態調査報告書	1993. 3

（要 旨）

鶴見川と帷子川を対象に魚類, 水生動物, 藻類と環境要因を調査し, 各生物群集と環境要因との関係について検討した。例えば魚類に関しては河川形態, 水生動物は底質, 藻類は栄養塩や日照条件などとの関係についてである。また, 限られた地域にしか分布しなくなっている個体群（ヌカエビ）の生態, 源流部で広く行われている河川の清掃が水生動物に及ぼす影響についてもまとめた。

環境研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No. 107	酸性雨に関する調査研究報告書	1993. 3

（要 旨）

当研究所では, 本格的な酸性雨調査を昭和59年度より開始している。本報は, 昭和59年～平成2年までの7年間の研究成果をまとめたものである。本報の構成は「酸性雨の実態」, 「酸性雨の生成機構」, 「広域の解析」からなっており, 都市・工業地帯に位置する横浜の酸性雨の実態を, いろいろな角度から考察した。

7. 環境科学研究所発行資料目録

1993年12月現在

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	公券論文・クルマ社会をどうするかー明日の都市環境を考えるー	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 ー明日の都市環境を考えるー	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等対策調査 (アスベスト発生源施設)	1978. 3	B5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	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 ー国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報)ー	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	1980. 3	B5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書 (昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	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ー三ツ沢地区対象ー	1980.12	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ー金沢4区, 1980年11月実施ー	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

資料番号	件名	発行年月	体裁等
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（横浜の旧市外に残る小雑木林）	1982. 3	B5. 11頁
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 大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－	1982. 8	B5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化（横浜の旧市外に残る小雑木林）	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 大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－	1983. 1	B5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	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騒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	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	排水処理技術維持管理マニュアル－生物処理編－	1983.12	B5. 132頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
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ー「よこはまの川と池」再発見ー	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回公害セミナー公券論文集 いま 横浜の海はー水質, 生物, 水ぎわ……ー	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ーイオン交換処理編ー	1985. 1	B5. 134頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海はー水質, 生物, 水ぎわ……ー	1985. 1	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 ー総合報告ー	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ー道路緑化と騒音ー	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回公害セミナー公券作品集 調べてみよう, 身近な環境ー水, みどり, まち……ー	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ー汚泥処理編ー	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・身近な環境ー水, みどり, まち……ー	1987. 3	B5. 127頁
78	横浜市軟弱地盤層調査報告書 土質試験データ図案 付図1～4	1987. 3 1987. 3	B5. 217頁 B2. (付図1) A O
79	横浜市公害研究所資料室図書目録	1987. 3	B5. 328頁
80	第11回公害セミナー公券作品集 調べてみよう, 身近な環境ー水, みどり, まち……ー	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・身近な環境ー水, みどり, まち……ー	1988. 3	B5. 139頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
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	1989. 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	横浜市の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

1. 投稿論文は、報文、ノートの2種とする。論文は、論文形式とする。ノートは、資料性のあるものや速報性のあるものなどで、執筆は論文形式にとられないものとする。

原稿は、和文とし、原則としてワープロを使用する。ワープロの印刷書式は、A4版縦、1行30文字、1頁20行とする。また、上下マージンは各30mm、左マージンは30mm、右マージンは50mmとする。なお、所定の原稿用紙を用いた執筆も可能である。

原稿は原則として刷り上がり10頁以内とする。

2. 原稿の1枚目には次の項目のみを順に記載する。

- (1) 右肩上に“横浜市環境科学研究所報第 号”と書く。
- (2) 表題は内容を具体的に表現するものとし、原則として副題をつけない。
- (3) 執筆者・共同執筆者名を、1名毎に1字あけて連記し、氏名の右肩に「・・・*」の記号を付ける。
- (4) 横線を書いて、その下に、英字タイトル、英字執筆者名、とそれぞれの所属機関名を記載する。

3. 本文の小見出しは通し番号を付ける。要旨は400字以内とし、要旨、参考文献には番号を付けない。

見出し例

- | |
|----------|
| 要 旨 |
| 1. はじめに |
| 2. 方 法 |
| 3. 結 果 |
| 4. 考 察 |
| 5. ま と め |
| 文 献 |

4. 本文の小見出しに使用する番号は次の順位とする。

- 「1. 2. 3. ……」
- 「2-1 2-2 2-3 ……」
- 「3-1-1 3-1-2 3-1-3 ……」

5. 句読点は「,」及び「。」、括弧は「()」を用い、それぞれ1字に数える。行を改めるときは1字あけて書きはじめる。

6. 数字は算用数字、単位はS I系を原則とし、文字は原則として立体（ローマン体）とする。

◇ 編集後記 ◇

研究所発足以来、毎年刊行してまいりました横浜市環境科学研究所報もここに「第18号」をとりまとめることができました。

今回は、平成4年度の調査・研究を主にとりまとめたものです。寄せられた報文は、それぞれ個性に満ちあふれたものとなっていたようです。中には、締め切りに間に合わず、取り残された報文もいくつかありますが……。

いずれにせよ、労作にはまちがいないと思っています。

また、今回から刊行規格がA4版となり、紙面がワイド版になったぶんかかった経費もワイドになってしまいました。それにもかかわらず、ページ数や1ページの文字の密度が減らず、見にくい点も多くあると思います。今後の課題として「厚さは薄く、内容は濃く」をモットーに、より読みやすい所報をお届けしていきたいと思っています。

今後ともより一層充実した所報を発行することをめざして努力を続けていきますが、遠慮のないご意見をいただければ幸いです。

所報第18号編集委員会

藤 井 毅
鹿 島 教 昭
太 田 正 雄
白 柳 康 夫
小 市 佳 延
梅 田 孝