

B. 調 查 研 究

I 論 文

1 昭和59年度日本脳炎疫学調査

一宮城県におけるコガタアカイエカの発生 消長と屠場豚におけるHI抗体の動向一

山本 仁, 佐久間 隆*, 秋山 和夫

1. 序 文

戦後約20年間にわたり毎年1,000人を超える患者の発生をみた我が国の日本脳炎も、1970年代に入ると急速に減少し、やがて国内の患者発生が0になるのではないかと期待された。しかるに1978年九州地方を中心に88名の確認患者が発生してからは、国内でも日本脳炎の復活傾向が著明となり、その後は毎年20~30名程度の患者発生が続き、患者発生の地域も拡がりつつある様である。

本県では1967年に10名の確認患者が発生したのを最後に血清学的な確認症例は報告されていない。しかし、従来の経験から本県は我が国における日本脳炎流行のほぼ北限であり、しかも日本脳炎は最も重篤な人畜共通感染症の一つであるという観点から、1964年以来継続して県内の日本脳炎ウイルスの活動状況を、ウイルス媒介者であるコガタアカイエカの発生状況と、ウイルス増幅者であるブタの感染状況の両面から追跡調査している。

2. コガタアカイエカの発生消長

2.1 調査方法

コガタアカイエカの発生消長は、従来どおり名取市下余田地区のH氏宅豚舎を調査地点とした。3棟の繁殖用豚舎には約30頭の親豚が飼育されており、調査期間中には次々と仔豚が誕生していた。蚊採取の目的でライトトラップ(ノザワ式NH-5型捕虫器, NEC社製品BL-6Wブラックライト1灯使用)を1基、最南端に位置する豚舎の南側軒下約1.5mの高さに設置した。ライトトラップの運転は原則として週2回、火曜日と木曜日の午後6時から翌朝6時まで実施した。

1984年夏、国立予防衛生研究所衛生昆虫部は全国15ヶ所を対象に、コガタアカイエカの殺虫剤抵抗性調査を企画したが、本県にも参加の要請があった。本県で担当したのは、殺虫剤抵抗性試験に供する吸血コガタアカイエカの採取と提供である。即ち、9月3日夜、前述した豚舎で吸血管とライトトラップで夫々約100匹の吸血コガタアカイエカを採取し、翌日生きたままの状態で国立予防衛生研究所に輸送した。

2.2 調査結果

2.2.1 発生消長調査のための蚊の採取は、7月9日に開始し、9月28日に終了した。

2.2.2 この調査期間中に、7月5回、8月10回、9月8回の合計23回蚊の採取を行った。

2.2.3 全調査期間中に採取された蚊の個体数を調査日、種類別にまとめて表1に示した。(次ページ)

2.2.4 コガタアカイエカの発生消長を、週毎の変化として(各週2回採取の平均値)図1に示した。

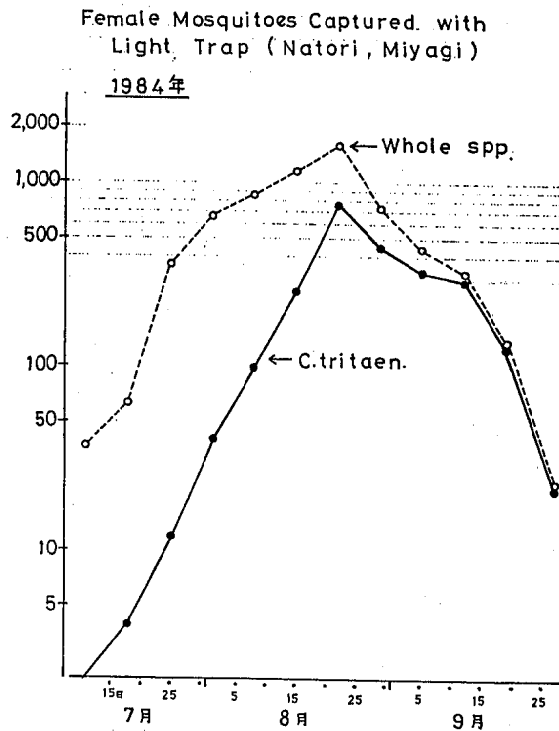


図1 コガタアカイエカの発生消長

2.2.5 1984年の全調査期間に12,821匹の蚊が採取されたが、その種類構成を表2に示した。

* 現・宮城県仙南保健所

表1 1984年蚊採取状況(名取市下余田地区)

採取月日	天候 (最低気温)	C. tritaen.			C. pipiens			C. orientalis			Ae. vexans			An. sinensis			Arm. subalb.			Other spp.			Whole spp.						
		♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ	♀	♂	Σ				
1984. 7月9~10日	くもり~晴	2	0	2	29	3	32	0	0	0	2	0	2	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	3	40
16~17日	くもり	6	0	6	27	3	30	1	0	1	2	0	2	54	2	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	5	95
19~20日	くもり時々雨	2	0	2	17	2	19	0	0	0	2	0	2	14	2	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	4	39
23~24日	晴	4	0	4	20	2	22	0	0	0	5	0	5	252	7	259	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	282	9	291
27~28日	雨~晴	19	0	19	55	1	56	0	0	0	6	0	6	354	4	358	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	435	6	441
(7月小計)		33	0	33	148	11	159	1	0	1	17	0	17	678	15	693	2	1	3	0	0	0	0	0	0	0	879	27	906
8月1~2日	晴	31	0	31	21	5	26	0	0	0	7	0	7	568	3	571	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	627	10	637
3~4日	晴	51	0	51	19	1	20	0	0	0	12	0	12	625	0	625	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	709	1	710
6~7日	晴	61	0	61	19	5	24	0	0	0	4	0	4	874	0	874	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	959	5	964
9~10日	晴	138	0	138	26	2	28	0	0	0	7	0	7	585	7	592	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	757	9	766
12~13日	晴	107	0	107	8	0	8	0	0	0	13	0	13	531	3	534	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,659	3	662
16~17日	晴	413	0	413	14	0	14	1	0	1	8	0	8	1,194	11	1,205	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,631	11	1,642
21~22日	くもり	884	0	884	37	0	37	0	0	0	8	0	8	1,184	5	1,189	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1,113	7	2,120
23~24日	くもり	614	0	614	42	6	48	0	0	0	3	0	3	410	8	418	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	069	14	1,083
27~28日	晴	572	0	572	45	2	47	0	0	0	2	0	2	373	3	376	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	993	5	998
30~31日	雨	326	0	326	48	1	49	0	0	0	1	0	1	78	0	78	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	454	1	455
(8月小計)		3,197	0	3,197	279	22	301	1	0	1	65	0	65	6,422	40	6,462	7	4	11	0	0	0	0	0	0	0	9,971	66	10,037
9月3~4日	雨	472	0	472	23	2	25	0	0	0	2	0	2	103	1	104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	600	3	603
7~8日	くもり	180	0	180	22	1	23	0	0	0	0	0	0	80	2	82	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	282	4	286
10~11日	くもり	321	0	321	16	0	16	0	0	0	1	0	1	34	1	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	372	1	373
13~14日	くもり~雨	264	0	264	5	0	5	0	0	0	2	0	2	18	0	18	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	290	1	291
17~18日	くもり	158	0	158	2	0	2	0	0	0	2	0	2	9	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	171	0	171
20~21日	くもり	95	0	95	2	1	3	0	0	0	0	0	0	6	0	6	0	2	2	4	0	0	0	0	0	0	105	3	108
26~27日	晴	21	0	21	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	22
27~28日	晴	23	0	23	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	1	24
(9月小計)		1,534	0	1,534	71	5	76	0	0	2	7	0	7	250	4	254	2	4	6	1	0	1	0	0	0	0	1,865	13	1,878
<全計>		4,764	0	4,764	498	38	536	2	0	2	89	0	89	7,350	59	7,409	11	9	20	1	0	1	0	0	0	0	12,715	106	12,821

2.2.6 コガタアカイエカの殺虫剤抵抗性は、吸血雌蚊から得られた4令幼虫について、浸漬法により実施された。抵抗性試験の実務は国立予防衛生研究所が担当した。

表2 1984年採取蚊の内訳

<Natori; Miyagi Prefecture>

	<♀>	<♂>	<Σ>
7月(5回)	879	27	906
8月(10回)	9,971	66	10,037
9月(8回)	1,865	13	1,878
計(23回)	12,715	106	12,821
	<♀>	<♂>	<Σ>
C. t.	4,764	0	4,764
C. p.	498	38	536
C. o.	2	0	2
Ae. v.	89	0	89
An. s.	7,350	59	7,409
Arm. s.	11	9	20
others	1	0	1
Total	12,715	106	12,821

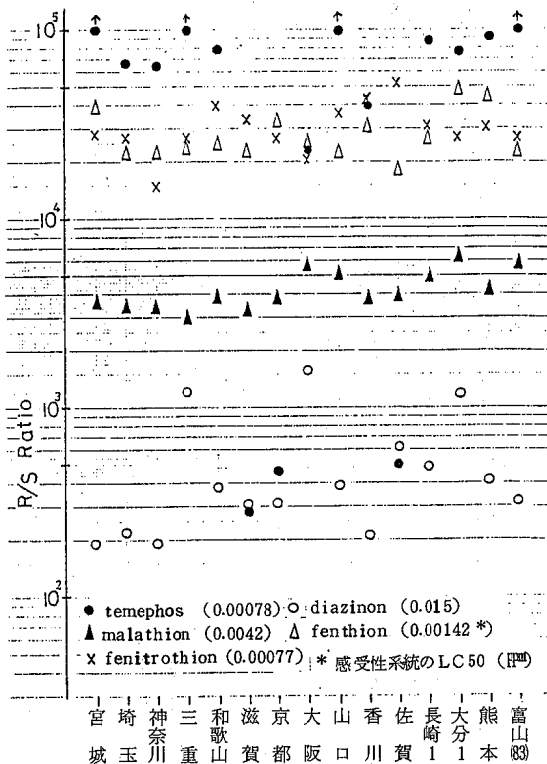


図2 コガタアカイエカの殺虫剤抵抗性(1)

2.2.7 抵抗性試験に使用された殺虫剤は、有機リン系殺虫剤5種、カーバメイト系殺虫剤2種、ピレスロイド系殺虫剤1種であった。

2.2.8 コガタアカイエカの殺虫剤抵抗試験の調査結果概要を図2、図3に示した。

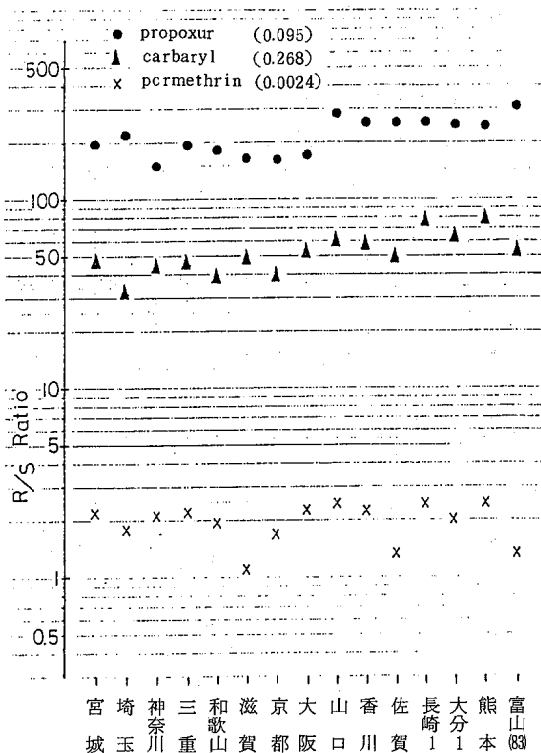


図3 コガタアカイエカの殺虫剤抵抗性(2)

3. 屠場豚におけるHI抗体の動向

3.1 調査方法

調査の対象地点は、従来どおり岩沼市営屠場とした。岩沼市営屠場では、近隣市町村の飼育業者が肥育豚を搬入・処理しているが、生後6ヶ月未満の豚から頸動脈放血時に採血し、分離した血清を検体とした。日本脳炎HI抗体の測定はほぼ予研法に準拠しマイクロタイター法で実施した。抗原はJaGAR#01株の市販凍結乾燥品を使用した。

更に40倍以上のHI抗体価を示した検体については、2-ME処理を実施して、HI抗体価が3管以上低下したものを2-ME感受性抗体を判定した。

3.2 調査結果

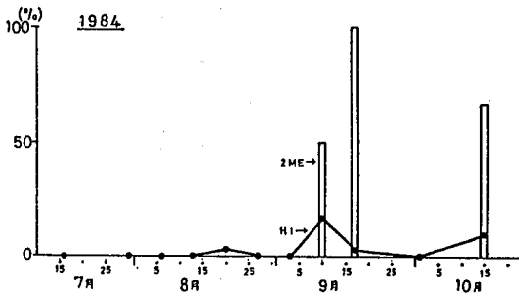
3.2.1 屠場豚における日本脳炎HI抗体の動向調査は、7月16日に開始し10月15日に終了した。

3.2.2 この間、7月2回、8月4回、9月3回、10月2回の合計11回検体の採取を行い、延べ328件の血清を入手した。

3.2.3 調査日別の日本脳炎抗体保有状況を表3、図4に示した。図中の折れ線グラフはH I抗体保有率の、また、棒グラフは2-ME感受性抗体出現率の推移を示す。

表3 屠場豚における抗体の動向
(1984 Iwanuma; Miyagi Prefecture)

採取月日	7/6	30	8/6	13	20	27	9/3	10	17	10/1	15
検体数	29	30	30	30	30	30	30	30	30	30	29
H I陽性 (%)	0	0	0	0	1 (3.3)	0	0	5 (16.5)	1 (3.3)	0	3 (10.3)
2ME陽性 (%)	-	-	-	-	0/1 (0.0)	-	-	2/4 (50.0)	1/1 (100.0)	-	2/3 (66.7)



(1984 Iwanuma; Miyagi Prefecture)

図4 屠場豚における抗体の動向

4. 考 察

私達は、ライトトラップによるコガタアカイエカの発生消長を1970年から、また、屠場豚のH I抗体動向調査は1965年から、夫々同一の調査地点で、しかも可能な限り同一の方法で実施してきた。従って、宮城県内に関する調査成績を年度別に比較することは可能と考えている。表4は、宮城県における最近11年間の調査成績の概要をまとめたものである。

1984年の調査成績は1977年のものとよく似ており、自然界における日本脳炎ウイルス伝播の指標となる屠場豚のH I抗体保有率も、9月上旬の16.7%が最高値であった。調査期間を通してのコガタアカイエカ採取数(雌)も5,000匹達しなかった。図5、図6に仙台管区気象台発表の気温(半旬気温偏差)と降水量(旬積算値)を示したが、3月~5月および7月の低温と、7月・8月の記録的な降水量不足が、コガタアカイエカの発生を強く抑制したものと考えている。

表4 宮城県におけるコガタアカイエカの発生状況と日本脳炎ウイルスの活動状況

年	雌蚊採取数 (7~9月)		ブタ血中H I抗体		全国のヒト感染	
	全種	コガタアカイエカ	50%到達	最高陽性率	確認患者	死者(再掲)
1974	15,552	5,658	-	30%	6	2
75	33,228	19,624	9-中旬	73	27	6
76	14,885	3,218	-	0	13	9
77	11,060	5,518	-	17	5	0
78	33,979	24,176	8-下旬	100	88	21
79	8,836	3,376	-	43	86	26
80	7,307	1,013	-	3	40	15
81	3,201	517	-	7	23	5
82	21,597	16,360	8-下旬	100	21	4
83	28,005	22,306	9-中旬	100	31	8
84	12,715	4,764	-	17	25	4

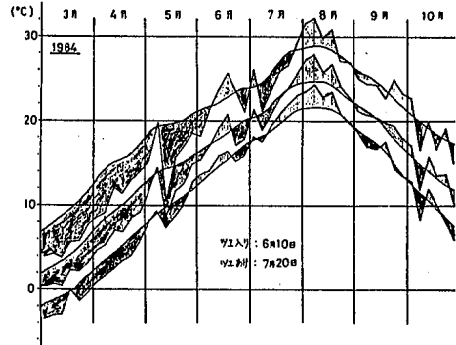


図5 半旬気温偏差(仙台管区気象台)

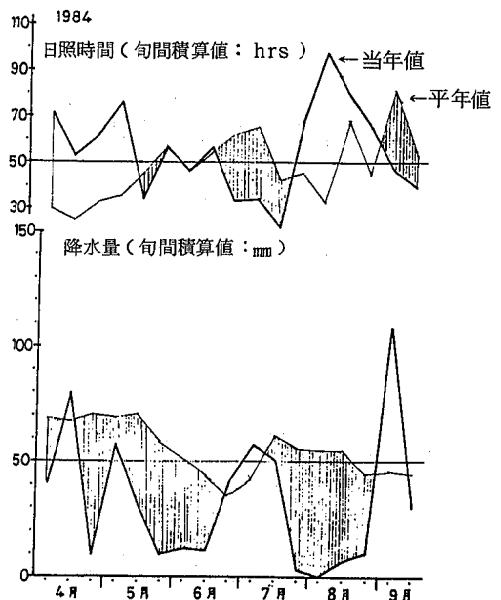


図6 日照時間と降水量

宮城県内で採取されたコガタアカイエカが、特に有機リン系殺虫剤に対して強い抵抗性を示したことは注目される。近畿以西の地域では近年コガタアカイエカの発生個体数が、低流行時代の数倍から十数倍に増加していることが指摘され、その原因の一つとして、コガタアカイエカ殺虫剤抵抗性の増大があげられている。

県内のコガタアカイエカに関しても、既に近畿以西と同じかそれ以上の殺虫剤抵抗性を獲得していることが確認された。しかし、宮城県の地理的条件や農業形態を考えると、コガタアカイエカの発生を左右する要因としては、殺虫剤抵抗性よりも温度や降水量の方がはるかに大きな比重を占めているものと考えられる。

2 保健情報管理におけるコンピュータ応用 システムの開発 (第1報)

一宮城県食中毒事件録コンピュータファイルの作成一

内田 隆夫, 山本 仁, 佐藤 秀夫

1. はじめに

情報化時代と呼ばれる今日、各種情報の持つ価値及び役割の大きさが益々重要視されつつある。当センターにおいても、昭和58年4月の機構改革により情報管理部が新たに設置され、保健情報科と環境情報科の二科制が敷かれて、情報管理部門の強化充実が図られることとなった。

しかしながら、一口に情報管理と言っても一朝一夕に成し得るものではなく、次に掲げる誠に難儀な問題をもとつとつ解決していかねばならない。

- (1) 膨大な既存の情報の中からいかなる情報を効果的に収集するか、又、いかに新たな情報を生産するか。
- (2) 収集、生産した情報をいかに加工、蓄積するか。
- (3) 加工、蓄積した情報をいかに検索し、利用者に対し有用に還元するか。
- (4) 収集、蓄積した情報をいかに更新、廃棄するか。

また、大量の情報を短時間に、しかも効率良く処理するためには、どうしても機械力に頼らざるを得ず、コンピュータを利用した情報管理システムの開発というものを日頃から心掛けておく必要がある。

このような状況の中で、我々は各種保健環境情報の管理システムをコンピュータの利用を含めて種々の角度から検討を加えてきたところであるが、その一端として、本県の食中毒事件録のコンピュータファイル化を試みたので、その結果を報告する。

2. 方 法

2.1 使用機器

2.1.1. コンピュータ

日本電気(株)製 ACOSシステム300

- 中央処理装置 N7031 (主記憶容量) 640 Kバイト)
- 装 作 卓 N7206-05
- フロッピーディスク入出力装置 N7702-01(2台)
- ラインプリンタ N7333-01
- 磁気テープ装置 N7612-01(2台)
- 磁気ディスク装置 N7741(4台、容量:100 Mバイト/台)

○デジタルプロッタ N7841-01

2.1.2 データエントリー装置

日本電気(株)製 N6351-5

2.1.3 ファイル媒体

(作業用) 8インチ標準フロッピーディスク

(保存用) 1200フィート磁気テープ

2.2 データの収集

昭和30年以降の本県における食中毒事件について、厚生省環境衛生局食品衛生課発行の全国食中毒事件録¹⁾第三編の内容全てを収集し、宮城県保健環境部環境衛生課発行の宮城県食中毒事件録²⁾により不足データの補完及びデータ内容の確認等を行った。

2.3 コンピュータファイル登録データ

及びデータ処理要領

コンピュータ登録データ及びその処理要領については表1のとおりであるが、データ処理に当たっては、特に標準性、構造的性、論理性等を考慮するとともに、検索等の利用面を勘案して可能な限りコード化を図った。(次ページ)

2.4 ファイル媒体

ファイル媒体としては、データの修正、追加等の柔軟性を考慮し、データエントリー装置N6351-5を使用することにより容易に修正、追加の可能な8インチ標準フロッピーディスクを作業用として採用した。ただし、ファイルの保護を図るため、作業用ファイル内容を1200フィート磁気テープにセーブし、これを保存用ファイルとした。

2.5 データの入力

データの入力はデータエントリー装置N6351-5を使用し、8インチ標準フロッピーディスクにIBMコードで直接入力する方法を採った。

2.6 ファイル設計

ファイルの設計に当たっては、ファイル媒体を8インチ標準フロッピーディスクとしたことから、フロッピーディスクの基本的なレコードサイズである80バイトを1レコード単位とし、この80バイトを最大限利用することを考慮した。レコードレイアウトは図1のとおりである。又、ファイル編成は、連番の小さな順からの順編成ファイ

ルとした。その入力例を図2に示す。

表1 コンピュータファイル登録データ内容

登録データ項目名	データ処理要領	登録形式	桁数
連番	昭和30年の第1号事件を1番とし、発生日の古い順から各事件に連番を附す。	整数型	4
発生日	各事件の初発年月日(年号)。	"	6
発生場所	各事件の発生場所市町村の自治省コード ³⁾ 。ただし、発生場所が不明の場合等は次のコードとする。①不明の場合=997 ②複数市町村に跨る場合=998 ③本県の施設が原因で他県で発生した場合=999	"	3
所轄保健所	各事件の原因施設の所轄保健所の厚生省保健所コード ⁴⁾ 。ただし、仙台市内の3保健所については仙台市北保健所コードで一括することとし、又、不明の場合は99を該当コードとする。なお、保健所の統廃合等により保健所名、所轄区域等に変更のあった場合は、現在のものをもってこれに当てる。	"	2
摂食者数	各事件の摂食者数。ただし、摂食者数が不明の場合は-1とする。	"	5
患者数	各事件の患者数。	"	5
死者数	各事件の死者数。	"	5
原因食品	各事件の原因食品の種類の厚生省食中毒統計原因食品コード ⁵⁾ 。	"	2
原因食品名称	各事件の原因食品の名称を具体的に13文字以内のカタカナで表す。	文字型	13
原因物質	各事件の原因物質の種類の厚生省食中毒統計原因物質コード ⁵⁾ 。	整数型	2
血清型等	各事件の原因物質の血清型等を13文字以内の英数字、記号等で表す。	文字型	13
原因施設	各事件の原因施設の種類の厚生省食中毒統計原因施設コード ⁵⁾ 。	整数型	2
摂食場所	各事件の摂食場所の種類の厚生省食中毒統計摂食場所コード ⁵⁾ 。	"	2
調理場所	原因施設の取扱いに準ずる。	"	2
備考	前記に係るもの以外の必要事項を14文字以内の英数字、記号等で表す。	文字型	14

註 原因食品、原因物質、原因施設、摂食場所、調理場所等で(推定)とされているものについては、確定されたものとして取扱う。

図1 レコードレイアウト

フィールド	1	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	16	20	21	26	26	30	31	33	45	46	48	60	61	63	65	67	80
名称	連番	年	月	日	市町村コード	HCコード	摂食者数	患者数	死者数	原因食品コード	原因食品名称	原因物質コード	血清型等	原因施設コード	摂食場所コード	調理場所コード	備考											
データ形式	14	12	12	12	13	12	15	15	15	12	A 13	12	A 13	12	12	12	12											A 14

(市町村コード)

仙台市	201	大河原町	321	山元町	362	利府町	406	色麻町	444
				秋保町	382	大和町	421	松山町	461
岩沼市	211	川崎町	324	松島町	401	大衡村	424	鹿島台町	463
蔵王町	301	丸森町	341	七ヶ浜町	404	大衡村	424		
七ヶ宿町	302	亙理町	361			中新田町	441		
岩出山町	481	築館町	521	南方町	548	牡鹿町	582	複 数	998
鳴子町	482			河北町	561	志津川町	601	他 県	999
涌谷町	501	花山村	530						
		追 町	541	北上町	567	歌津町	605		
南郷町	504			女川町	581	不 明	997		

(保健所コード)

仙台	31	塩釜	52	気仙沼	54	岩沼	58	栗原	63	不明	99
石巻	51	大崎	53	仙南	56	宮城	59	登米	64		

(原因食品コード)

貝類	1
ふぐ	2
その他の魚介類	3
魚肉ねり製品	4
その他の魚介類加工品	5
肉類およびその加工品	6
卵類およびその加工品	7
乳類およびその加工品	8
穀類およびその加工品	9
豆類およびその加工品	10
きのご類およびその加工品	11
その他の野菜類およびその加工品	12
菓子類	13
複合調理品	14
その他	15
不明	16

(原因物質コード)

サルモネラ菌属	1
ぶどう球菌	2
ボツリヌス菌	3
腸炎ビブリオ	4
病原大腸菌	5
ウェルシュ菌	6
セレウス菌	7
エルシニア・エンテロコリチカ	8
カンピロバクター・ジェジュニ/コリ	9
ナグビブリオ	10
その他の細菌	11
メタノール	12
その他の化学物質	13
植物性自然毒	14
動物性自然毒	15
不明	16

(原因施設・調理場所コード)

家庭	1
事業場(寄宿舎)	2
事業場(その他)	3
学校(寄宿舎)	4
学校(その他)	5
病院(寄宿舎)	6
病院(その他)	7
旅館	8
飲食店	9
販売店	10
製造所	11
仕出屋	12
行商	13
採取場所	14
その他	15
不明	16

(摂食場所コード)

家庭	1
事業場(寄宿舎)	2
事業場(その他)	3
学校(寄宿舎)	4
学校(その他)	5
病院(寄宿舎)	6
病院(その他)	7
旅館	8
飲食店	9
その他	10
不明	11

10575708209995400299000020000214**#*#*ウシヨク 02 080808トキントウニワハツビ
 105857081940154-0001000010000003ツニ 04K63 010101
 10595708249986400056000230000003** 04K63 130116トメノヨネツ
 10605708312055400019000040000006トキトリ 01Bクマ 090109

図2 データ入力例

2.7 コンピュータ処理システムの基本構成等

コンピュータ処理システムを検討するに当たっては、次の点を考慮した。

- (1) 当コンピュータファイルの主たる利用目的は、衛生教育等に必要資料の作成等とするが、その他、各種統計解析にも用いる。
- (2) データ検索はACOSシステムのJCL⁶⁾(JOB CONTROL LANGUAGE)の機能を利用する。
- (3) 衛生教育等に必要資料の作成は、必要な事件例を検索し、これを全国食中毒事件録とはほぼ同様な様式でラインプリンターにより帳表として出力する。
- (4) 各種統計解析は、ACOSシステムの統計解析用PACKAGE PROGRAM⁷⁾を利用する。

2.7.1 処理フロー

当システムの基本的な処理フローは図3のとおりである。

2.7.2 データ検索

データの検索はACOSシステムのJCLの次の機能を利用した。

- データの抽出 \$ CREATESEQ
- データの並べ換え \$ SORT
- データの併合 \$ MARGE

2.7.3 検索データの出力

検索データを全国食中毒事件録と同様の様式でライ

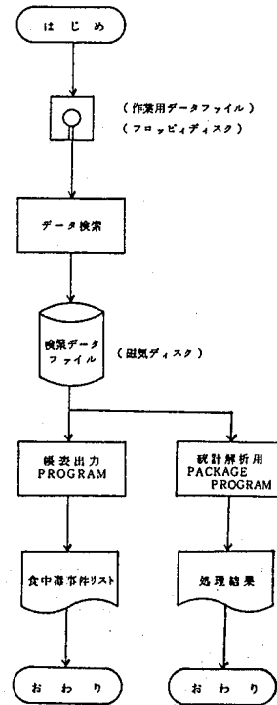


図3 処理フロー図

ンプリンタにより出力するプログラムを、次の点に留意し、FORTRAN で作成した。

- (1) ラインプリンタで出力される1行(7ポイント印字, 132文字)に1食中毒事件を表わす。
- (2) コンピュータファイル化においてコード化したものを日本語に変換し印字するため、DATA文で文字変数の配列により当該字句を指定したが、今回使用したACOSシステム300での日本語対応はカタカナのみであるため、印字数の節約等から、できる限り表現の簡略化を図る。データ文の内容を表2に示す。
- (3) 帳表を見易くするため、-, +, Iの文字を使い、罫線等を引く。
- (4) 各種検索におけるリスト名は、操作卓から入力する。

3. 結果及び考察

昭和30年から昭和58年までに宮城県で発生した食中毒事件1,092件についてのコンピュータファイルの作成及

びデータ検索、帳表作成システムの開発を試行的に行った。その評価については次のとおりである。

3.1 収集データ

今回、データの収集は前述のとおり全国食中毒事件録及び宮城県食中毒事件録から行ったが、これらは掲載内容が年毎に異なることもあり、特に昭和30年代のものにあつては、掲載項目が少ないため、コンピュータファイルに登録した15項目全てを確認するには至らず、あえて「不明」として入力せざるを得ないものもあつた。

このため、当ファイルを統計解析等に利用するには、現在のところ誠に不備なものであり、今後、当ファイルデータの精度を高める必要がある。これには、各保健所等で保存されている食中毒事件記録等により、さらにデータの補完を行う必要がある。

また、今回登録した15項目で食中毒事件内容を全て網羅できるものではなく、今後、さらに登録すべき項目等について検討を加えなければならない。

表2 コード 日本語変換用データ文

(市町村) DATA CY/	センタイ'	イシノマキ'	シオカマ'	フルカウ'	ケセンヌマ'		
+	シロイシ'	ナトリ'	カクダ'	タカシヨウ'	イヌミ'		
+	イヌヌマ'	サウオウ'	シチカシユク'	オオカウラ'	ムラタ'		
+	シハタ'	カウサキ'	マルモリ'	ウタリ'	ヤマモト'		
+	アキユ'	マツシマ'	シチカハマ'	ミヤキ'	リフ'		
+	タイウ'	オオサト'	トミヤ'	オオヒラ'	ナカニイタ'		
+	オノタ'	ミヤサキ'	シカマ'	マツヤマ'	サンホンキ'		
+	カシマタイ'	イウチヤマ'	ナルコ'	ウタヤ'	タシリ'		
+	ココタ'	ナツコウ'	ツキタチ'	ワカヤナキ'	クリコマ'		
+	タカシメス'	イチハヤマ'	セミネ'	ウクイサウ'	カンナリ'		
+	シハヒメ'	ハナヤマ'	ハヤマ'	トメ'	トウウ'		
+	ナカタ'	トヨサト'	ヨネヤマ'	イシコシ'	ミナミカタ'		
+	カホク'	ヤモト'	オカツ'	カナン'	モノオ'		
+	ナルヒ'	キタカミ'	オオカウ'	オシカ'	シスカウ'		
+	ツヤマ'	モトヨシ'	カラクウ'	ウタツ'	フメイ'		
+	フクスウ'	タケン'					
(保健所) DATA HC/	センタイ'	イシノマキ'	シオカマ'	オオサキ'	ケセンヌマ'	センナン'	イヌヌマ'
+	ミヤクロ'	クリハラ'	トメ'	フメイ'			
(原因食品) DATA OFD/		カイルイ'	フク'	ソノタノキヨカイルイ'			
+		キヨニクネリセイヒン'	キヨカイルイカコウヒン'	ニクノイ&カコウヒン'			
+		ランルイ&カコウヒン'	ニユルイ&カコウヒン'	コクルイ&カコウヒン'			
+		マメルイ&カコウヒン'	キノコルイ&カコウヒン'	ソノタヤサイ&カコウヒン'			
+		カシルイ'	フクコウチヨウリヒン'	ソノタノシヨクヒン'			
+		フメイ'					
(原因物質) DATA OMT/		サルモネラ'	フ キン'	ホツリヌス'	ヒフリオ'		
+		タイチヨウキン'	ウエルシユ'	セルクス'	エルシニア'		
+		カンヒロ'	ナクヒフリオ'	ソノタノサイキン'	メタノール'		
+		カカフツツ'	シヨクフツツク'	トウフツツク'	フメイ'		
(原因施設・調理場所) DATA OIN/		カテイ'	シキヨウ(キ)'	シキヨウ(ソ)'	カツコウ(キ)'		
+		カツコウ(ソ)'	ヒヨウイン(キ)'	ヒヨウイン(ソ)'	リヨカン'		
+		インシヨクテシ'	ハンハイシヨ'	セイソウシヨ'	シタシキ'		
+		キヨウシヨウ'	サイシユハシヨ'	ソノタ'	フメイ'		
(摂食場所) DATA EPL/		カテイ'	シキヨウ(キ)'	シキヨウ(ソ)'	カツコウ(キ)'		
+		カツコウ(ソ)'	ヒヨウイン(キ)'	ヒヨウイン(ソ)'	リヨカン'		
+		インシヨクテシ'	ソノタ'	フメイ'			

3.2 ファイル媒体及びファイル設計

データ量の少ない場合、ファイル媒体としフロッピーディスクを使用することは、ファイルの加除、成長性を考慮した場合、極めて有効である。その他、データ入出力の速さや容易さ及び保管等取扱いの容易さ等の面から見て有効である。今回はデータ数が1レコード当たり

80バイトで1,092レコードと比較的少なかつたため、十分に実用的なものと考えられた。しかし、ファイル取扱いのミスによるファイルの損傷も懸念されるため、ファイル内容をセーブした磁気テープを保存用ファイルとして用意した。

また、今回設計したファイルのレコードレイアウト等

については、かなりの吟味を加えており、実用性に十分堪え得るものと想料される。ただし、今後、漢字入力を行う場合に当たっては、2倍のバイト数を要するため、新たな考え方が必要となろう。

3.3 データ検策及び帳表出力

ACOSシステムのJCLの機能を利用したデータ検索は、作業用ファイルとして磁気ディスクを使用することで、正確かつ迅速に処理できる。表3にデータ検索及び帳表の作成を行った例を示す。

これは、原因物質が腸炎ピブリオで、患者数の上位

5位までを検索し、帳表出力したものであり、CPU TIMEが約30秒、フロッピーディスクファイルからのデータの読み込み、リスト名の操作卓からの入力、帳表の出力等に要する時間等を含めても5分間程度で処理を終了しており、極めて実用性の高いものと言える。しかし、作成された帳表は、カタカナ印字のため、非常に読みづらく、字数の割合には情報量の少ないものとなっており、今後、漢字処理を検討する必要があるところである。

表3 データ検索及び帳表作成例

***** ミヤギケン ショクフクシヨクシヨクシヨク (LIST OF VIBRIO: SORT) *****

レシ	ハズレ	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク
11037	156.11. 71	シヨクフク	8341	3831	01	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク
1301	135. 9.271	シヨクフク	5941	2951	01	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク
1590	143. 7.311	シヨクフク	2691	2081	01	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク
11047	157. 7. 31	シヨクフク	3671	1901	01	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク
1918	150. 9.181	シヨクフク	14241	1881	01	シヨクフク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク	ハクシヨク

< シヨクフク > (*) = シヨクフク , (ソ) = ソノ

4. ま と め

以上、述べてきたとおり、今回試行的に作成したコンピュータファイル及びコンピュータ処理システムは、実用面にかかなり近いものと考えられ、今後、これをモデルケースとして保健情報管理におけるコンピュータ応用システムの開発を行うことが可能であると思料されるが、次の点に特に配慮する必要がある。

- (1) ファイル登録データの精度の向上と内容の充足
- (2) ファイル入力バイト数及び帳表出力印字数当たりの情報量の増大
- (3) ユーザーサイドに立った帳表作成
- (4) 行政需要に応じたファイルの成長

なお、今回、ファイル内のデータの精度の問題から統計解析は実施しなかったが、今後精度が確保された段階で各種統計解析に応用し、その結果を別報にて報告したい。

最後に、この検討において、資料の提供及び御指導をいただいた宮城県保健環境部環境衛生課食品衛生係の皆様

様に厚くお礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 厚生省環境衛生局食品衛生課編：全国食中毒事件録（昭和30年版～昭和55年版）
- 2) 宮城県保健環境部環境衛生課編：宮城県食中毒事件録（昭和30年版～昭和58年版）
- 3) 自治省編 都道府県市町村コード
- 4) 厚生省公衆衛生局保健情報課編 伝染病流行予測調査血清検体個人票作成要領
- 5) 厚生省大臣官房統計情報・環境衛生局編 食中毒統計作成要領
- 6) 日本電気株式会社編 ACOS-4 データ管理 サービスプログラム説明書
- 7) 日本電気株式会社編 ACOSアプリケーションシステム、ACOS-2.2/EF, 4.4/MVP, 6 統計解析システム説明書

3 差分法による水質予測モデル

— 仙台港への適用結果 —

加賀谷秀樹 高橋 宣明* 佐藤 秀夫

1. はじめに

電子計算機におけるハード・ソフト両面の進歩により、数値計算によるシミュレーションが頻繁に行われるようになった。港湾計画等、大規模事業の環境アセスメントには、ほとんどと言っていい程数値シミュレーションが実施され、流況や水質の予測方法として確立してきた感がある。

このような状況に鑑み、アセスメントを適正に審査していく立場として、この手法のもつ利点およびその限界について十二分に把握する必要があると考える。

ここでは理論式の数値解法として差分法を用い、仙台港内の水質(CODの年平均値)を対象にシミュレーション

を実施した。

2. 数値シミュレーションモデル

2.1 モデルの概要

水質を予測する場合に最も重要な因子は汚染物質を搬送する流体の挙動である。流体の物理的挙動を表現するのがナビエ・ストークス方程式であり、質量保存則を表わす連続の式と連立させて「流動モデル」を構成する。そして、汚染物質の拡散は濃度勾配に比例するというフィックの拡散方程式を用い「拡散モデル」とする。拡散モデルのデータとして流動モデルによる結果が利用される。

2.2 基礎方程式

a. ナビエ・ストークス方程式

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = f_v - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu_H \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + \nu_z \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -f_u - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu_H \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + \nu_z \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \quad (2)$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \nu_H \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} \right) + \nu_z \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \quad (3)$$

式中の記号は次のとおりである。

x, y, z : 座標軸, x (東), y (北)を水平面に,
 z を鉛直上向きに、原点を平均海面上にとる。(図1参照)

u, v, w : x, y, z 方向の流速成分

p : 圧力

ν_H, ν_z : 水平および鉛直方向の渦動粘性係数

f : コリオリの係数 $= 2\omega \sin \varphi$

(ω は地球自転の角速度, φ は緯度)

g : 重力加速度

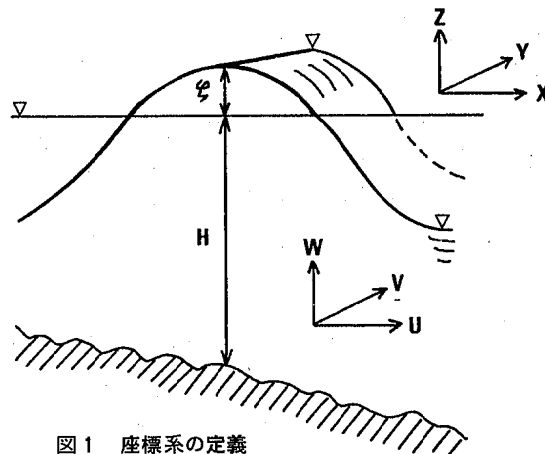


図1 座標系の定義

b. 連続の式

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial (\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial (\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial (\rho w)}{\partial z} = 0 \quad (4)$$

ρ : 密度

c. 拡散方程式

$$\left\{ \frac{\partial (uC)}{\partial x} + \frac{\partial (vC)}{\partial y} + \frac{\partial (wC)}{\partial z} \right\} = \left\{ \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right\} + Q - \beta C \quad (5)$$

* 現 宮城県原子力安全対策室

式中の記号は次のとおりである。

K_x, K_y, K_z : x, y, z 方向の拡散係数

C : 濃度

Q : 汚染源の負荷量

β : 減衰係数 (自浄係数)

2.3 境界条件と初期条件

流動モデルの場合、境界条件としては陸岸を横切る流れはないものとし、外洋との境界条件は M_2 分潮の振幅35cmを同一位相で与えた。また風の影響は無視し、海底摩擦係数としては0.0026を用いた。渦動粘性係数は文献③より $4.16 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$ としている。

初期条件は全メッシュで満潮時に流れはないものとして計算を始めた。

差分法の場合、空間差分 ΔS と時間差分 Δt の間に安

定性のための条件 (CFL条件) がある。

$$\Delta t \leq \frac{\Delta S}{\sqrt{2gh_{max}}} \quad h_{max} : \text{水深の最大値}$$

ここでは $\Delta S = 160 \text{ m}$ 、 $h_{max} = 17 \text{ m}$ であるため、 $\Delta t = 8.8 \text{ sec}$ となった。そこで計算のタイムステップは安全をみて2秒とした。

拡散モデルの場合、減衰係数は0と見なし拡散係数は K_x, K_y とも $2 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{sec}$ を用いた。

2.4 対象水域の概況

数値シミュレーションの対象水域として図2に示す仙台港とした。仙台港は東北地方の流通拠点として、国際貿易港へ向けての整備が進められている。また、周辺の地域には工場や下水処理場が存在し、これらの発生源か

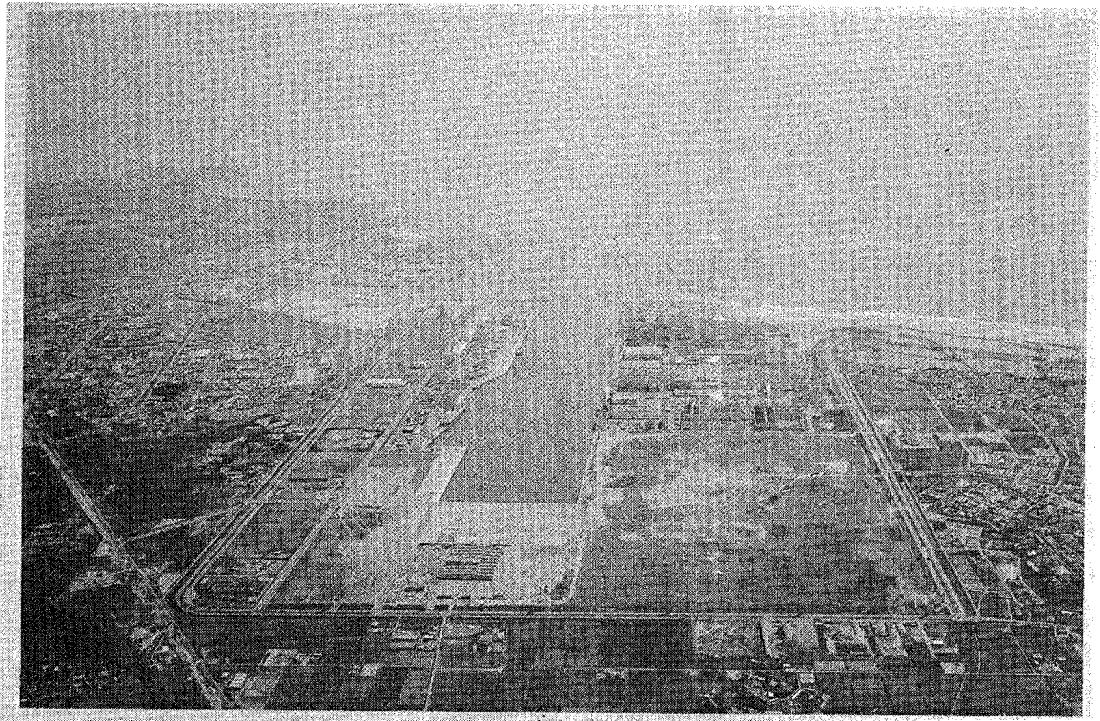


図2 仙台港

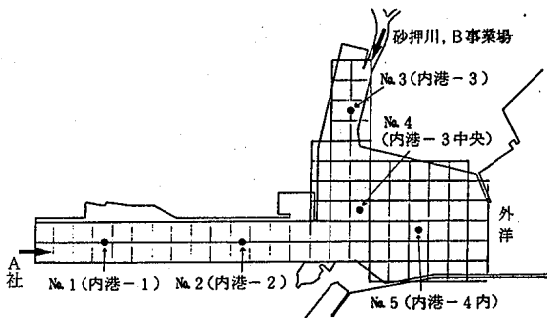


図3 仙台港メッシュ図

らの汚濁物質の影響が懸念されてきたところである。

この水域を差分法にてシミュレーションするため、縦11個、横23個のメッシュに等分割したのが図3である。水域内のメッシュ数は89メッシュであり、主たる汚濁負荷投入点を図中の矢印で示した。また図中の黒丸印は公共用水域測定地点であり、年12回COD等の水質指標が測定されている。

3. 結果と考察

3.1 流況計算結果

流況の計算は本センターの電子計算機(ACOS S300)にて行い、タイムステップ2秒にて約10万回の逐次計算を

行った。CPUタイムで約15時間を要した。その結果0～55時間の流況図が作成されたが、45時間後と51時間後の流況図を図4.1、図4.2として示す。図4.1が上げ潮最強時(45時間後)で、東西成分で0.～2.0 cm/秒、南北成

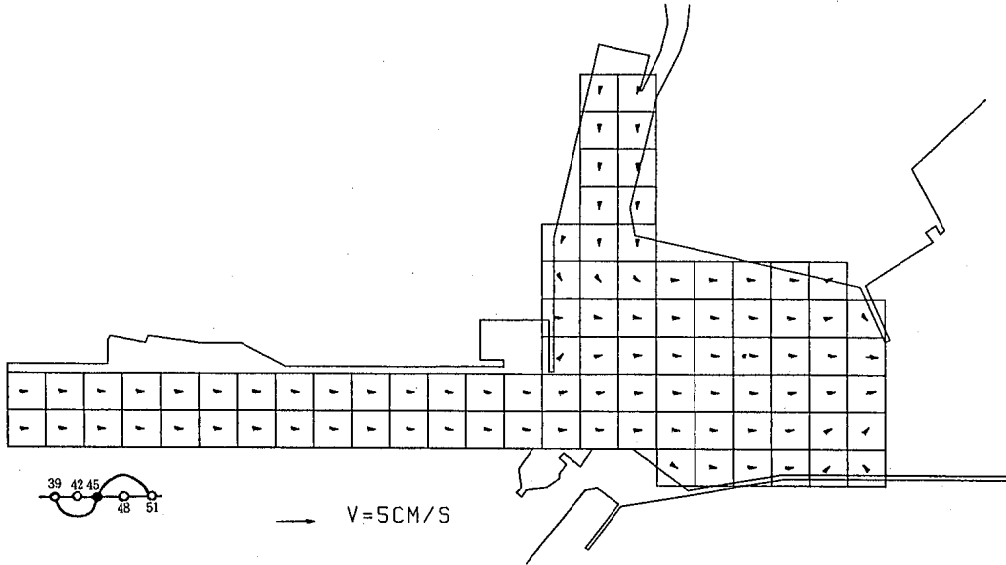


図 4.1 流速ベクトル図 (上げ潮最強時)

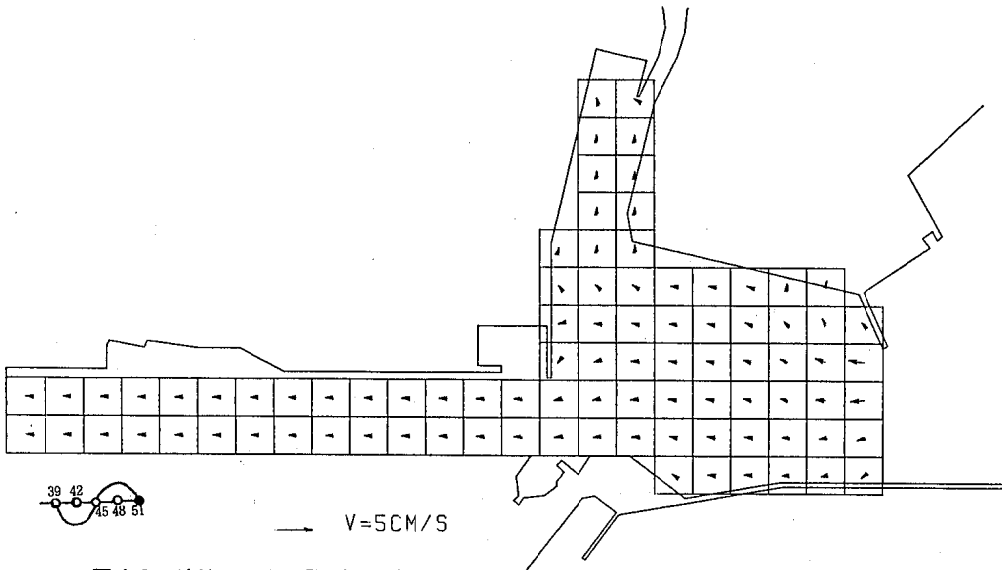


図 4.2 流速ベクトル図 (下げ潮最強時)

分で0.～0.9 cm/秒の潮流が計算された。下げ潮最強時は51時間後で東西成分で0.～1.6 cm/秒、南北成分で0.～0.5 cm/秒の潮流であった。全体的に流れは微弱であり、流れが反転する時にはメッシュ毎に流れの向きが異なる複雑な流れとなる。

計算結果の検証については港内の実測調査結果がない

ので、参考文献4)の仙台湾南部海域水質調査総合解析報告書(1980)より、港外における M_2 分潮による潮流調和分解結果を参考にする。これによると、 M_2 分潮では南北成分で0.2～2.7 cm/秒、東西成分で0.1～3.7 cm/秒であり、港内という地形的なことを勘案すると港外における流速よりは港内の流速の方が遅くなるので計算結果は

ほぼ満足できるのではないと思われる。

文献4)ではその他の S_2 , K_1 , O_1 各分潮の流速もかなり強いので、実際の港内の流れはもっと速いものと考えられる。今後はこれらの各分潮の合成流を考え、実測との照合を行い港内の水理機構を明らかにする必要がある。

3.2 拡散計算結果

洋上境界値として1.66ppm、港内バックグラウンド値として1.69ppmを設定し、汚濁負荷源からの負荷量を拡散させた拡散係数 $K_x = K_y = 2 \times 10^4$ として計算した結果を図5に示す。

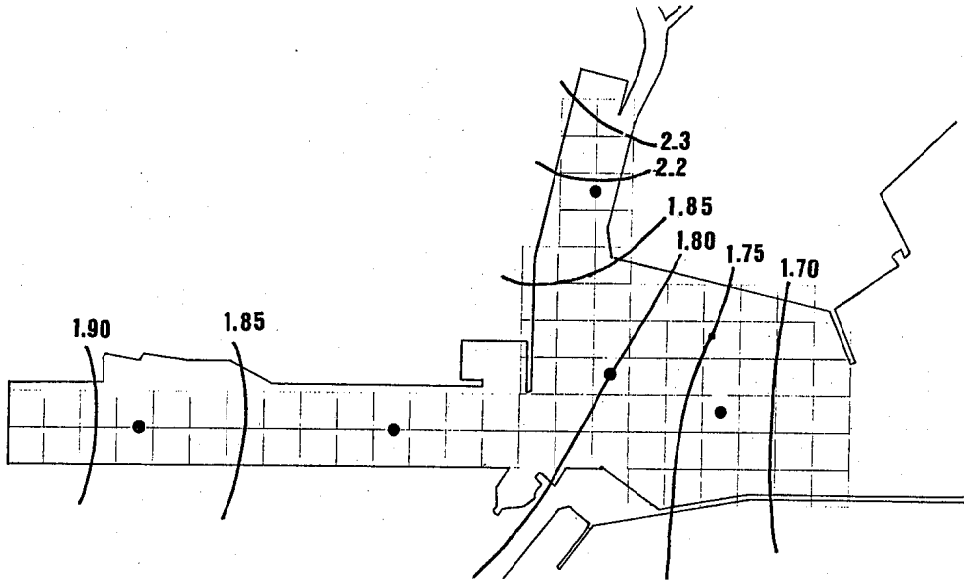


図5 拡散計算結果 (COD年平均値: 単位 ppm)

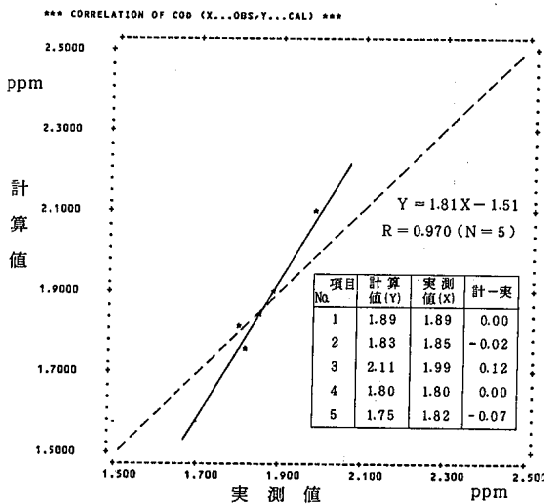


図6 実測値と計算値

実測値と拡散計算結果との回帰分析を行った。その結果を図6に示す。

5地点での相関ではあるが、相関係数は0.97で有意である。傾きが1.81と高く、1.0に近くなるのが望ましい。次に計算値-実測値をみると、差がないのが2地点、マイナスが2地点、プラスが1地点であり、総合的にみてシミュレーション結果は満足されるものと判断される。

4. まとめ

- (1) 水質予測のための数値シミュレーションモデル (差分法) を作成し、仙台港を適用水域としCOD年平均値について検証した。
- (2) M_2 分潮による流れは微弱であり 東西成分で最大2 cm/秒、南北成分で0.9 cm/秒であった。
- (3) 拡散計算結果では5地点のうち3地点が適合したが、内港-3が低めに、内港-4内が高めに計算された。おわりに、本テーマに対して終始御助言を頂いた三菱総研の佐藤正博研究員に感謝致します。

参考文献

- 1) 矢野雄幸, 佐藤弘二: 拡散方程式入門, 公害対策センター (1978)
- 2) 矢鋪満雄 他: 半閉鎖性水域における非定常水理・拡散現象の数理モデル解析 (第1報~5報), 石川県衛公研年報 15~19 (1978~1982)
- 3) 堀口文男 他: 潮流の数値実験手法の検討(I), 公害, 13 (1978)
- 4) 建設工学研究振興会: 仙台湾南部海域水質調査総合解析報告書

4 補間法によるメッシュ濃度の推定

加賀谷秀樹 佐藤 秀夫

1. はじめに

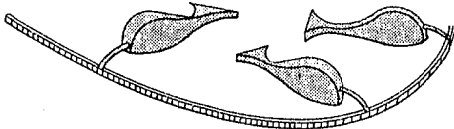
宮城県では環境管理計画においてメッシュを基本とした濃度等の分布図を作成した。この濃度分布図の作成には、大気質の場合、拡散シミュレーションによる計算結果を用いているが、大気拡散計算を実施するには発生源データ、気象データ等、膨大な量のデータと電子計算機による長時間の演算を要する。

一方、新たな工場立地や道路建設計画等があった場合、環境アセスメントの基礎データとして現況の濃度分布や立地地点のバックグラウンド濃度が必要とされることが多い。

このような状況の中で、拡散計算によらずとも精度よくメッシュ濃度を推定する方法として、スプライン法による補間について検討を加えた。

2. スプライン法による補間

スプライン法とは自在定規(図1)のように、平面上に与えられた点列を滑らかに結ぶ方法であり、観測点の合理的配置に関連して、最近広く適用されている。¹⁾²⁾³⁾



自在定規とおもり

図1 スプラインのイメージ

ここでは、大西⁴⁾の方法による(張力付き)スプライン法の2次元平面の濃度補間について、その適用性を検討する。

最初に、その原理について大西に基づいて述べる。座標軸を図2の通りとし、データ点 $(x, y) = (x_i, y_i)$ ($i=1, 2, \dots, N$)において、それぞれ $z = z_i$ ($i=1, 2, \dots, N$)となるような曲面 $z = Z(x, y)$ を求めることを考える。弾性体の微小変位理論において、歪エネルギーと張力による伸びのエネルギーの和に相当するエネルギーは、

$$E = \int_R \{ (\Delta Z)^2 + \sigma (\nabla Z)^2 \} dx dy \quad \dots(1)$$

(ただし、 $\Delta = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2}$, $\nabla = \frac{\partial}{\partial x} i + \frac{\partial}{\partial y} j$)で定

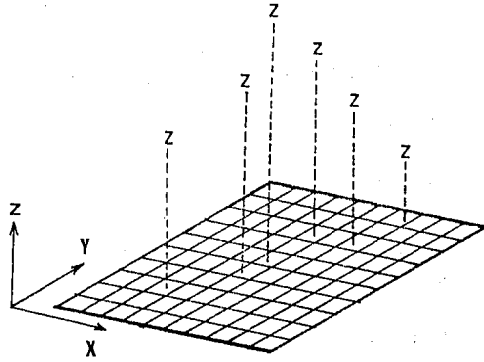


図2 座標軸の設定

義される。

(1)式の積分範囲Rは、対象とする領域を含む適当に広い領域とする。Rの境界 ∂R が対象とする領域Rにより、十分遠くとられているならば境界条件は以下のようになる。

$$\frac{\partial Z}{\partial n} = \Delta Z = 0 \quad \text{on } \partial R \quad \dots(2)$$

(ただし、 $\partial / \partial n$ は ∂R の外向き法線方向への微分)

さて、(1)式の変分を0とおくと、(2)式を用いて

$$2 \int_R (\Delta^2 Z - \sigma \Delta Z) \delta Z dx dy - 4 \int_{\partial R} \delta Z \cdot \frac{\partial}{\partial n} (\Delta Z) ds = 0$$

$$\therefore \Delta^2 Z - \sigma \Delta Z = 0 \quad \dots(3)$$

すなわち、 $Z(x, y)$ はデータ点においては、データ値をとり、Rにおいて(3)式を満たし、境界 ∂R において条件(2)式を満たすような関数として定まる。

実際の計算のために、(3)式を差分方程式におきかえる。簡単にするため、領域内に正方形格子

$$\left. \begin{aligned} x &= X_\alpha \quad (\alpha = 1, 2, \dots, p) \\ y &= Y_\beta \quad (\beta = 1, 2, \dots, q) \\ X_\alpha - X_{\alpha-1} &= Y_\beta - Y_{\beta-1} = h \end{aligned} \right\} \dots(4)$$

を考える。各格子点に対して、その代表する領域 $r_{\alpha, \beta}$ を

$$\left. \begin{aligned} X_\alpha - \frac{h}{2} &\leq x < X_\alpha + \frac{h}{2} \\ Y_\beta - \frac{h}{2} &\leq y < Y_\beta + \frac{h}{2} \end{aligned} \right\} \dots(5)$$

と定義する。

(3)式は次の2つの差分方程式におきかえられる。

メッシュ $T_{\alpha,\beta}$ の Z を $Z_{\alpha,\beta}$ とする。

$$(Z_{\alpha-1,\beta} + Z_{\alpha+1,\beta} + Z_{\alpha,\beta-1} + Z_{\alpha,\beta+1} - 4Z_{\alpha,\beta}) / h^2 = V_{\alpha,\beta}$$

$$(V_{\alpha-1,\beta} + V_{\alpha+1,\beta} + V_{\alpha,\beta-1} + V_{\alpha,\beta+1} - 4V_{\alpha,\beta}) / h^2 = \sigma V_{\alpha,\beta} \dots\dots\dots(6)$$

ただし、 $T_{\alpha,\beta}$ が点 (x_i, y_i) を含む場合には、補間曲面がデータ点を通ることを表わす式 (たとえば(7)式)

$$Z_i = Z_{\alpha,\beta} + \frac{Z_{\alpha+1,\beta} - Z_{\alpha,\beta}}{h} (x_i - X_{\alpha}) + \frac{Z_{\alpha,\beta+1} - Z_{\alpha,\beta}}{h} (y_i - Y_{\beta}) \dots\dots\dots(7)$$

で(6)式をおきかえる。結局、(6)式または(7)式から逐次近似法により解を求め、格子点での値を得ることができる。

3. 適用結果

3.1 計算条件

前述までで説明したスプライン補間法を大気汚染観測局の集中している仙台湾地域に適用する(図3)。図3に示すようにX, Y方向にメッシュを作成するが、そのメ

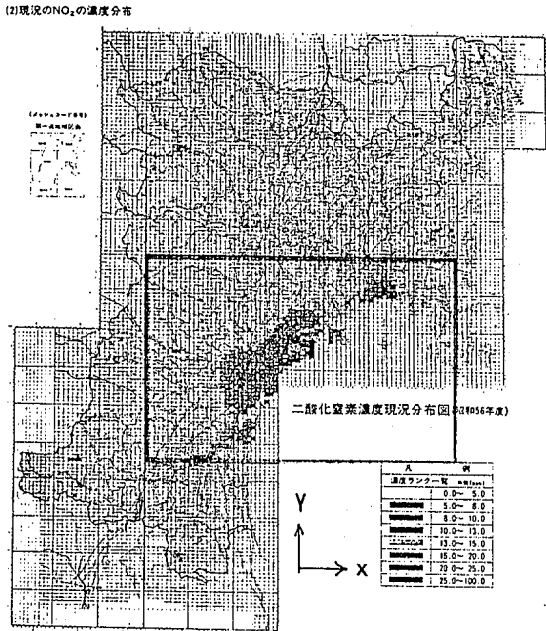


図3 対象領域とメッシュ

ッシュ幅は $X = 1,095.0 \text{ m}$, $Y = 924.5 \text{ m}$ である。しかし、実際上は $X = Y = 1 \text{ km}$ と見なし計算した。対象物質としては NO_2 の年平均とし、メッシュ内に観測局が存在する場合、その観測値を用い、観測局の存在しないメッシュには初期値を与えた。初期値は宮城県北部に設置されている国設の環境大気測定所である麓岳局の最近5年間の

年平均値を採用した。表1には各観測局の NO_2 年平均値と位置を示す。

境界条件は、境界における1次、2次の微分係数をゼロとした。また、逐次近似の収束判定条件は

$$\max | Z_{\alpha,\beta}^{N+1} - Z_{\alpha,\beta}^N | < 10^{-3}$$

(ただし、 $Z_{\alpha,\beta}^N$ は繰返し回数N回目のときの格子点 (X_{α}, Y_{β}) の値を示す。)

とするが、繰返し回数Nが500となった時点で処理を打ち切った。

表1 対象地域内の観測局データ

項目 観測局名	座 標		データ (ppb)	
	X	Y	実測値	拡散計算値
利 府	58	79	7	5
塩 釜	61	77	16	10
七 ヶ 浜	64	76	5	9
多 賀 城	61	75	11	11
名 取	51	59	14	5
岩 沼	49	52	11	5
国設仙台	49	71	19	12
多賀城II	58	75	11	6
泉	51	78	17	6
矢 本	78	90	6	5
石 巻	82	92	8	4
松 島	66	86	7	4
石 巻 II	85	90	9	3
高 砂	58	73	10	8
鶴 ヶ 谷	53	74	13	8
榴 ヶ 岡	51	70	16	11
東 長 町	51	66	14	10
中 山	47	75	9	5
中 野	60	70	9	20
七 郷	55	68	13	7
山 田	46	65	11	7
麓 岳	-	-	1	-

3.2 スプラインパラメータ σ の決定

さて、スプライン法における唯一のパラメータ σ の決定であるが、真の分布がわかれば補間による分布との比較によって、パラメータ σ が同定できることになる。

ところで、 σ は歪エネルギーと張力によるエネルギーとの比であるが、 $\sigma = 0$ の場合、もっとも滑らかとなり、 $\sigma = \infty$ の場合、張力によるエネルギーのみとなり、折れ線による分布曲面となる。(図4参照)

ここでは真の分布というもの現実的には把握できないため、比較のための分布として拡散モデルによる分布曲面を用いることにした。誤差は $\sum (Z_{\alpha,\beta} - Z_{\alpha,\beta}^N)^2$

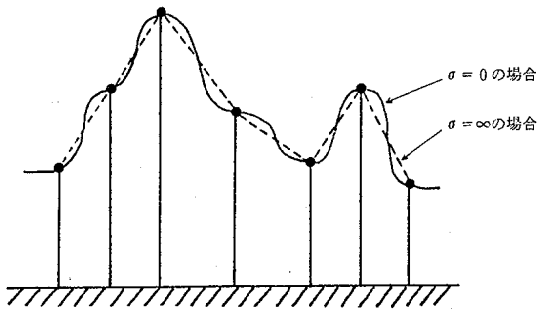


図4 スプラインパラメータ σ の概念図

で計量することにした。ただし、 $Z_{\alpha, \beta}$ は拡散モデルによる格子点 (X_{α}, Y_{β}) の値であり、 $\widehat{Z}_{\alpha, \beta}$ は補間による格子点の値である。

その結果は図5のとおりであり、 σ が小さい程誤差が小さかった。従来の結果に較べると篠原らの $\sigma = 1.0$ 、

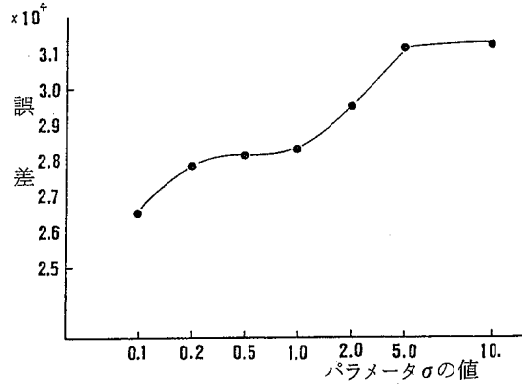


図5 パラメータ σ と誤差の関係

大井らの $\sigma = 5.0$ 、木村らの $\sigma = 3.0$ より小さい数値となっている。

図6.1~図6.3に $\sigma = 0.1$ 、 $\sigma = 2.0$ 、 $\sigma = 10.0$ の場合の補間分布図を示す。

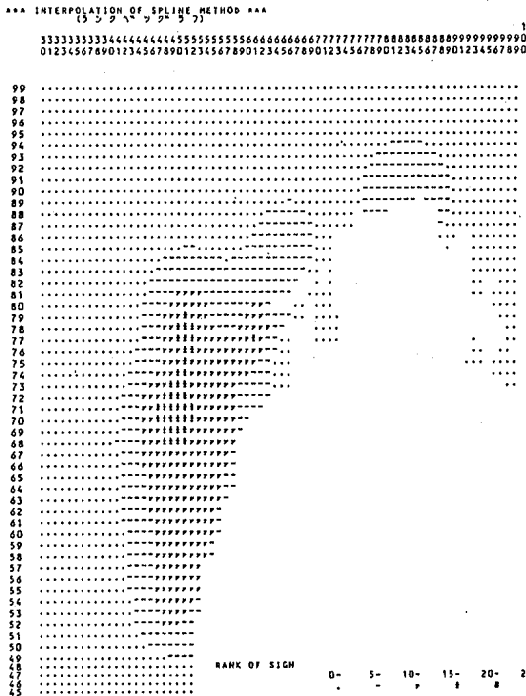


図6.1 NO₂ 濃度分布図 ($\sigma = 0.1$ の時)

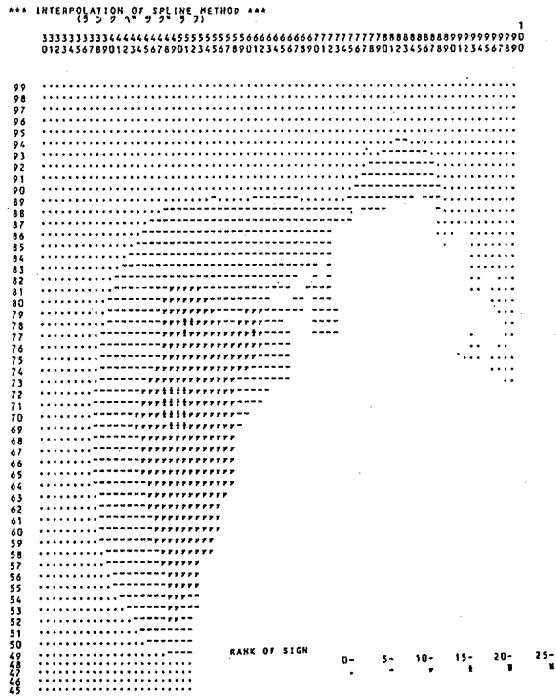


図6.2 NO₂ 濃度分布図 ($\sigma = 2.0$ の時)



図 6.3 NO₂ 濃度分布図 ($\sigma = 10.0$ の時)

4. まとめと考察

本報告では比較のための分布曲面を拡散モデルによる結果を用い、スプラインパラメータ σ の最適値を検討したが、0.0～10.0の間では最小の0.1がよかった。これは張力が小さい、もっとも滑らかな曲面が妥当ということである。

しかし、拡散モデルでの高濃度地点が実測濃度地点に十分に反映していないことや、バックグラウンド値が高めに計算されるなど拡散モデルの分布曲面にも問題があるところから、環境アセスメントのためのメッシュのバックグラウンド濃度としては実測値のみを用いるスプライン法の方が拡散モデルによる推定値より説得力があると考えられる。

最後にスプライン法について御教示頂いた国公研の大井氏、新藤氏、琵琶湖研の大西氏、青森県の木村氏に感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 藤原正弘, 大井紘, 新藤純子: 大気汚染濃度分布パターンのスプライン法による推定法, 環境技術, 11, 9 1982
- 2) 大井紘, 新藤純子, 藤原正弘: 大気汚染測定系のための基礎的研究, 国公研研究報告第39号 (1983)
- 3) 篠原正則, 内藤正明: スプライン法による大気汚染2次元分布の推定, 環境情報科学, 9, 4, (1980)
- 4) 大西行雄: スプライン法を用いた2次元補間について, J. Oceanographical Society of Japan, 31, (1975)
- 5) 渡津秀孝他: スプライン補間による大気汚染評価とその精度について, 徳島大学工学部研究報告, 第25号 (1980)
- 6) 木村秀樹他: 青森市における硫黄酸化物濃度分布の推定—スプライン法を用いて—, (第10) 環境保全・公害防止研究会 (1983)

5 インフルエンザウイルスの Streptococcus B II 群に対する吸着現象の解明

(第3報, アガラクチンの生物特異性)

助野 典義

1. はじめに

我々は既に前報(第1報, 第2報)でアガラクチンの性状や生物特異性について報告した(1, 2)。すなわち, B群溶連菌(Str. B II)の菌体多糖とインフルエンザウイルスの凝集素(HA)が特異的に結合(吸着)することによりインフルエンザウイルスの赤血球凝集能や溶血能が抑制され, その結果ウイルスの増殖も阻止されることが明らかになった。また, この菌体多糖を精製し, その純品に“アガラクチン”と命名した。

現在まで知られている赤血球凝集抑制能を有する物質の多くはシアル酸を含むシアロムコイドであるが(3), 今回我々が精製したアガラクチンはシアル酸やグルコースを含まない高分子ムコ蛋白であり, その分子量は約30万と推定される新物質である(2)。

本報では, アガラクチンの赤血球凝集抑制能や溶血抑制能の作用機序を考える上で重要な役割を果たすHAとの結合部位を明らかにするため生物化学的手法を用いて検討した。その結果, アガラクチンはウイルスHA分子上のトリプシン様類似物質結合サイト付近, 或は又, 溶血部位の蛋白部分に結合し, HA分子構造に何らかの変化を引き起こすため赤血球凝集抑制や溶血抑制が起きるという結論を得た。

2. 材料と方法

2.1 使用ウイルス

B/神奈川/3/76株ウイルスを発育鶏卵およびMDCK細胞培養によって得た。培養については常法に従って行った。

2.2 赤血球凝集抑制試験および溶血抑制試験

前報(第2報)と同様に行った(2)。

2.3 酵素によるアガラクチンの活性ブロッキングテスト

プロテアーゼやペプチダーゼ等の蛋白質分解酵素を使用してアガラクチンの活性ブロッキングを試みた。

Pronase-E, Bromelain, Papain, Amylase, Lysozyme, Thermolysin は生化学工業, Trypsin (I-300) および TPCK-Trypsin, Acetyl-Trypsin は SIGMA 社製のものを使用し, その濃度はす

べて $25 \mu g/ml$ とした。酵素によるブロッキングテストは, はじめに酵素とアガラクチン(1:128 HAIの濃度)を混合し直ちにマイクロプレート法によりアガラクチンのHA I活性を測定した。これらの操作はすべて $0^{\circ}C$ 中で行った。

2.4 加熱による酵素の不活化

$25 \mu g/ml$ の酵素を $100^{\circ}C$ 中で1分間の加熱処理した後, 直ちに $4^{\circ}C$ にもどす。この処理液の酵素活性を α -N-ベンゾイル-L-アルギニン-P-ニトロアニリン(BAPA)による発色法で測定し, 酵素の不活化を確認した後実験に共した。

2.5 ウイルスのホルムアルデヒド処理

1.0%から0.015%までの濃度のホルムアルデヒドを使用した。それぞれの濃度で $57^{\circ}C$ 15分間ウイルスHA)を処理し, ただちに $4^{\circ}C$ 中で, 生理食塩水に透析した。この処理後のウイルス液のHA価は1:64 HAであった。

2.6 ゲル内沈降反応

1.0%アガロースを使用したマイクロオクタロー法で行った。Streptococcus B II群の抗血清(Str. B II anti-sera, anti-sera)はテンカ生研のものを使用した。

2.7 アガラクチンのウイルスに対する選択的吸着特異性の強さの測定

通常アガラクチンのウイルスに対する吸着特異性の測定にはウイルス液にアガラクチン($1 mg/ml$)を加えた後, 血球を加えて溶血抑制率を算出しているが, 逆にウイルス液に十分な量の血球を加え $4^{\circ}C$ 中でインキュベートしウイルスを血球に吸着させた後アガラクチンを加えその溶血抑制率を算出した。

3. 結果

3.1 アガラクチンの血球凝集抑制(HAI)反応

3.1.1 酵素処理ウイルスを抗原に使用した時のアガラクチンのHA I活性

ふ化鶏卵培養ウイルス及びMDCK培養ウイルスを各種蛋白分解酵素で処理し, このウイルスを抗原に使用した時のアガラクチンのHA I価を未処理のウイルスの場合と比較した(表1)。

表1 酵素処理ウイルスのHAI価

処理酵素	H A I 価	
	発育鶏卵ウイルス	MDCK培養ウイルス
Protease (AIK.)	256	512
" (Neut.)	256	256
Pronase	< 16	16
Bromelain	64	256
Pepsin	256	256
Papain	128	128
Amylase	128	128
Lysozymo	256	256
Thermolysin	128	128
Trypsin (I - 300)	< 16	< 16
" + (TPCK)	< 16	(< 16) 128
Acetyl-Trypsin (V - S)	< 16	128
PBS (未処理)	256	256

- 1: 酵素は全て25 μ g / ml の濃度のものを使用した。
- 2: HAI試験は4℃中で行った。

その結果 Pronase, Trypsin (I-300), TPCK-Trypsin, Acetyl-Trypsin (V-S) の各処理発育鶏卵ウイルスを抗原に使用した場合, 又は Pronase, Trypsin (I-300), Trypsin (TPCK) 処理をしたMDCKウイルスではアガラクチンのHAI価が1:16倍以下と低下するが, Acetyl-Trypsin (V-S) 処理ウイルスの場合のみ1:128倍と無処理ウイルスのHAI価と同様の値を示し変化は認められなかった。又その他の酵素処理ウイルスを抗原にした場合にはアガラクチンのHAI価に変化は認められなかった。

3.1.2 不活化酵素存在下におけるアガラクチンの作用
加熱不活化した Trypsin 及び Pronase-E, 又は Trypsin-Inhibitor をHAI反応液に加え, 不活化酵素存

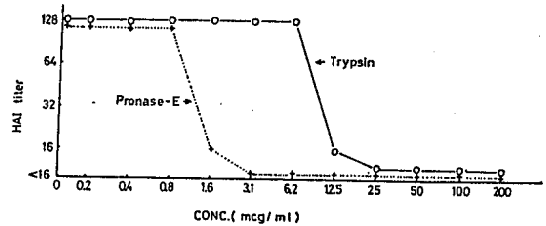
表2 加熱不活化酵素存在下におけるアガラクチンのHAI価

使用酵素	処理温度 (°C)	H A I 価	
		発育鶏卵ウイルス	MDCK培養ウイルス
Trypsin (I-300)	4	< 16	< 16
"	100	256	256
Acetyl-Trypsin	4	< 16	128
"	100	256	128
Trypsin+(TPCK)	4	< 16	(< 16) 128
"	100	256	256
Ac-Try+(inhibitor)	4	256	256
"	100	256	256
Trypsin inhibitor	4	256	256
Pronase-E	4	< 16	< 16
"	100	256	256
BSA	4	128	128
PBS (未処理)	4	128	128

* 酵素は全て25 μ g / ml の濃度のものを使用した。

在下でのアガラクチンのHAI活性を検討した(表2)。その結果, 加熱不活化, 又は Inhibitor 等で Trypsin の活性を抑制した場合にはアガラクチンのHAI活性の低下は認められなかった。

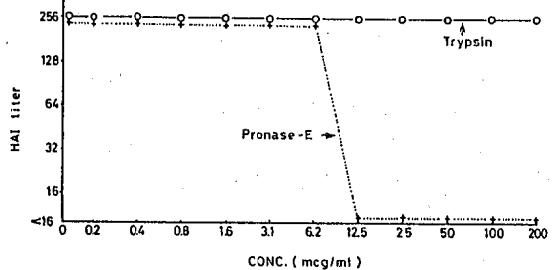
3.1.3 アガラクチンのHAI活性をブロックする Trypsin 及び Pronase-E の濃度



Virus, B/Kanagawa/3/76 (Ex 27)

図1 アガラクチンに対するトリプシン及びプロナーゼによる活性阻害(発育鶏卵による培養ウイルス)

図1は発育鶏卵ウイルスを使用し, HAIブロッキングテスト液中に加える Trypsin (I-300) 及び Pronase-E の濃度とアガラクチンのHAI活性の関係をみたものである。この結果, 反応液中に Trypsin では 12.5 μ g / ml, Pronase-E では 1.6 μ g / ml 以上の濃度の酵素が存在するとアガラクチンのHAI活性は完全にマスクされることが分かった。又, 図2はMDCKウイルスを使



Virus, B/Kanagawa/3/76 (Ex 27) + MDCK

図2 アガラクチンに対するトリプシン及びプロナーゼによる活性阻害(MDCK細胞による培養ウイルス)

用し同様に Trypsin 及び Pronase-E によるブロッキング効果をみたものである。Pronase-E 存在下では発育鶏卵ウイルスの場合と同様に 12.5 μ g / ml 以下の濃度でアガラクチンの作用はマスクされるが, Trypsin 存在下では 200 μ g / ml の濃度でもアガラクチンの作用はマスクされなかった。

3.1.4 ホルムアルデヒド処理ウイルスを抗原に使用した時のアガラクチンのHAI活性

3.1.4.1 ウイルスのホルムアルデヒド処理時間とアガラクチンのHAI活性の関係

ウイルス液に最終濃度 0.5% になるようにホルムアルデヒドを加え 57℃ 中でインキュベートし, このウイルス

を抗原に使用してアガラクチンのHAI活性をみたのが図3である。Controlとしてはホルムアルデヒドを加え

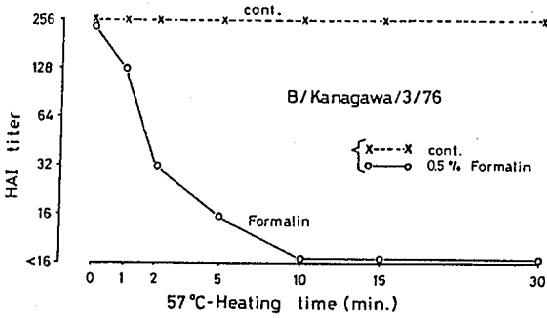


図3 ウイルスのホルマリン処理とHAI価

ず57°C中でインキュベートしたウイルス液ではアガラクチンのHAI価が0分で1:256倍であったが経時的に減少し、10分の処理でその価は1:16倍以下となった。

3.1.4.2 ウイルスのホルムアルデヒド処理濃度とアガラクチンのHAI活性

ウイルスのホルムアルデヒド処理の温度と時間を一定(57°C15分)とし、ホルマリン処理濃度を変えてアガラクチンのHAI価の変化をみたのが図4である。いずれ

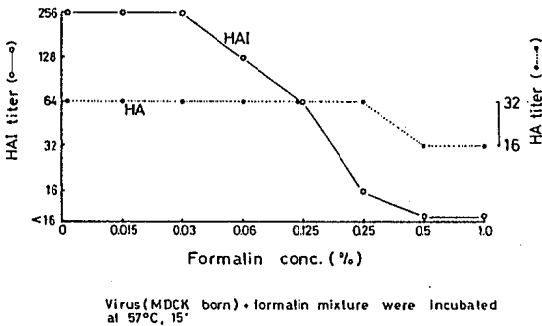


図4 ホルマリン処理ウイルスのHAとHAI

のホルムアルデヒド処理濃度でもウイルスのHA価には変化が認められないが(1:32~1:16倍), HAI価は0.06%以上の濃度で減少し0.5%以上の濃度では1:16倍以下となった。

3.2 アガラクチンの溶血抑制反応

3.2.1 酵素存在下における溶血反応

Trypsin (I-300), Pronase-Eによるアガラクチンの溶血抑制ブロッキングをみたが、2mg/mlのTrypsin (I-300)又はPronase-E存在下でもアガラクチンの溶血抑制はマスクされなかった。

3.2.2 ホルムアルデヒド処理ウイルスを使用した時の溶血反応

3.2.2.1 ホルムアルデヒド処理濃度とウイルスの溶血活性

ウイルスのホルムアルデヒド処理温度と時間を57°C15分とし、その処理濃度を変えて溶血をみたのが図5であ

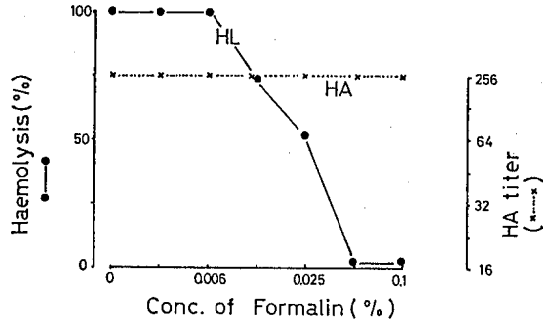


図5 ホルマリン処理ウイルスのHAとHL

る。0.006%以上のホルムアルデヒド濃度で処理したウイルスでは急激な溶血能の低下が起り、0.05%以上の濃度ではウイルスの溶血能が完全に欠われていた。しかしウイルスのHA活性はホルムアルデヒド濃度が2.0%でも欠われなかった。

3.2.2.2 ホルムアルデヒド処理ウイルスを抗原に使用した時の溶血抑制反応

ホルムアルデヒド処理の温度と時間を57°C15分とし、ホルムアルデヒド処理濃度を変えてそれぞれの処理濃度でのウイルスの完全溶血率を100とし、このときのアガラクチンによる溶血抑制率(%)をみたのが図6である。

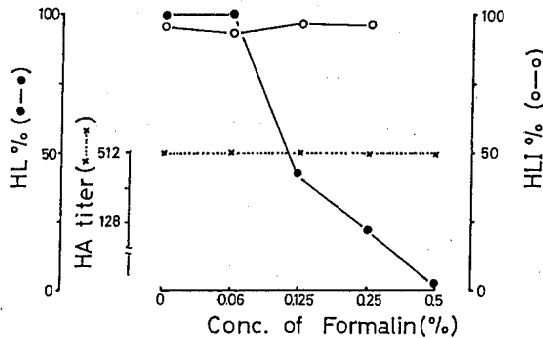


図6 ホルマリン処理ウイルスのHLとHLI

この結果、0.1%以上のホルムアルデヒドでウイルスを処理することによってウイルスの溶血活性は著しく低下するが、アガラクチンの溶血抑制活性の減少はみられなかった。

3.3 Streptococcus B II群抗血清 (anti-sera)の アガラクチンに対する影響

Streptococcus B II群抗血清 (anti-sera)とアガラクチンの相互作用を菌体の凝集反応, ゲル内沈降反応およびHAI試験でみたのが表3である。Streptococcus B II群の菌体はanti-seraで凝集又は沈降線を作るが,

表3 ストレプトコッカスB群II型抗血清(Str. BII anti-sera)とアガラクチンの交差免疫反応

	菌体凝集試験	ゲル内沈降反応	血清凝集抑制試験
	Str. BIIの菌体※	アガラクチン※※	INFRUENZA B VIRUS
Str. BII anti-sera ※※※	+++	+	1 : < 16
Str. BII anti-sera + アガラクチン	-	-	1 : 4,096
アガラクチン	-	-	1 : 4,096

※ ストレプトコッカスB群II型の菌体を洗浄した後、ハンクス液に浮遊したもの。

※※ アガラクチンはすべて1 mg/mlの濃度で使用した。

※※※ Str. BII anti-sera (ストレプトコッカスB群II型抗血清) はテンカ生研のものを使用した。

この anti-sera とアガラクチンとを混合した混合液では凝集反応も沈降反応も起らない。しかし HAI 試験では、アガラクチンに anti-sera を加えた場合でもアガラクチン HAI 価の低下は起らなかった。

3.4 溶血抑制試験(HLI)の過程でアガラクチンを加えるタイミングによるHLI%の差

通常のHLIではまずウイルス液にアガラクチンを加えインキュベートし、その後血球を加えてさらにpHを

5.2に修正後、溶血を540nmの吸光度で測定する。しかし、ここではこのようなHLI試験の過程において、アガラクチンを加えるタイミングを、①通常のHLI試験の場合、②ウイルスが血球に吸着した後アガラクチンを加えた場合、③ウイルスが血球に吸着し、さらにpHを酸性にした後アガラクチンを加えた場合とを比較して、そのHLI%の差からアガラクチンのウイルスに対する親和性の強さを調べた(表4)。

表4 溶血抑制試験の過程でアガラクチンの添加時期の相違による抑制率の差

	Aga. を加えるタイミング	HLI %	
		発育鶏卵培養ウイルス	MDCK培養ウイルス
未処理の (4℃) ウイルス	1. Cont. (Aga. を初めに加えた時)	98.7	77.8
	2. 血球を加えた後Aga. を加えた時	64.5	80.8
	3. pHを酸性にした後Aga. を加えた時	25.2	6.7
	4. Aga. を加えない時	0.0	0.0
加熱処理 (57℃, 30分) ウイルス	1. Cont. (Aga. を初めに加えた時)	97.0	77.8
	2. 血球を加えた後Aga. を加えた時	10.1 ←	82.3
	3. pHを酸性にした後Aga. を加えた時	16.9	17.6
	4. Aga. を加えない時	0.0	0.0

※ Aga.: アガラクチン (1 mg/ml)

アガラクチンはウイルスが血球に吸着した後でも可逆的にウイルスに結合し、特にMDCKウイルスではウイルスを加熱変性処理した後でも可逆的な反応が起ったが、発育鶏卵培養ウイルスを加熱処理した場合にはこの可逆性は失われていた(矢印)。

4. 考 察

アガラクチンの結合部位がインフルエンザウイルスのHA分子上にあることは既に報告したが(2)、さらにHA上のどの部分にあるかを検討した。まずウイルスを各種の酵素で処理した後、HA分子とアガラクチンの結合の具合をHAIという手法を用いて調べた。その結果、トリプシン系の蛋白分解酵素の存在によって顕著なHAIの低下がみられ、しかもこの低下の程度は発育鶏卵で培養したウイルスの場合でより顕著であった(表1)。しかし、トリプシンを熱不活化した場合やトリプシンインヒビターでトリプシンの酵素活性を阻止した場合には

HAIの低下はみられなかった。また、これらの酵素処理はすべて4℃中で行われたにもかかわらず、アガラクチンのHAI活性がマスクされたということは、ウイルスHA蛋白の一部がトリプシンによって分解されたためにアガラクチンのHAI活性がマスクされたと考えるよりも、ウイルスHA分子上に結合したトリプシンという蛋白がアガラクチンの結合部位をマスクしたため、或いはトリプシン蛋白がウイルスHA分子に結合することによりウイルスHA分子に何らかの立体変化が起り(4)その結果ウイルスHA分子上のアガラクチンの結合部位が失われたために起った現象ではないかと考えている。このような現象はトリプシン感受性の高い発育鶏卵でより顕著であり、MDCK細胞で培養したウイルスの場合と比べても10分の1の蛋白量でアガラクチンのHAI活性は完全にマスクされてしまうということからも推察できる(図1, 図2)。以上のことからアガラクチンの結合部位はウイルスのHA分子上のトリプシン様物質レセプ

ターサイト或はその近傍にあることが推測できる。

一方変性剤としてホルマリンを使いウイルスのHA活性を失わないような穏やかな蛋白変性を行った後アガラクトンとの結合の具合をみたところ、ホルムアルデヒド濃度0.03%以上で、57°C、15分の処理ではウイルスのHA活性は保持しているにもかかわらずHAIの低下がみられた(図4)。このことはホルムアルデヒド処理によりHA蛋白のアミノ基がメチレン橋化合物を作り、HAの立体構造に変化を与えたためアガラクトンの結合部位が失われたためと考えられる(5)。

同様にウイルスHA分子上に酵素が存在した場合やホルムアルデヒドによるHA蛋白の変性効果がアガラクトンのもうひとつの活性である血球溶血抑制作用(HLI)にどんな影響があるかを調べ、ウイルスの溶血部位とアガラクトンの結合部位との関係を推測した。その結果、トリプシン系酵素がHA分子上に存在してもアガラクトンの添加によりHLIは起ること、又弱いホルムアルデヒド処理をしたウイルスでも同様に溶血抑制は起ったことなどから、これらの処理を行ってもアガラクトンはウイルスの溶血活性サイトに結合し、しかもその結合付近はトリプシン系酵素の影響を受けにくく、又ホルムアルデヒドの影響も受けにくい場所であろうと考えられる。以上のことからインフルエンザウイルスのHA蛋白上のアガラクトンの結合サイトは、少なくともHA活性部位とHL活性部位の付近又は同じサイトにあるのではなからうかと考えている。

さらにストレプトコッカスの抗血清(anti-sera)を用いアガラクトンの結合部位を免疫化学的手法で調べた(表3)。このanti-seraにアガラクトンを加えることにより抗原抗体反応がおこりアガラクトンの抗原部位はマスクされるが、アガラクトンのHAI活性には全く影響を与えないことから、アガラクトンの抗原部位とウイルスの結合部位とは別の場所にあると考えている。

一方ウイルスHAの立体構造がアガラクトンの結合に重要なことはHLIの起る過程でアガラクトンを加えるタイミングからも推測できる。すなわちウイルスが血球に吸着した後でもアガラクトンの添加によってHLIは十分に起るが、ウイルスHAの立体構造が変化すると考えられているpHを酸性にした後(6)にアガラクトンを加えた場合、又は発育鶏卵培養ウイルスを加熱処理した後アガラクトンを加えた場合ではHLIが約10%にまで低下していたという事実である。以上のことは、ウイルスHAの立体構造の変化によってアガラクトンの吸着が低下したためと考えている。

A型インフルエンザウイルスの感染細胞への吸着特異性はウイルスのHA1(328個のアミノ酸からなる)にあ

り、特に3次元構造の解析からみてHA1の先端のポケットという部分で、そこはアミノ酸配列からみて226番目付近にあたる部分である(7)。この付近は感染膜のシアル酸の立体構造、或は組成を認識し、感染の第一過程である細胞への吸着を起す部分と考えられている(8)。また、HAの主要な抗原領域は β シート構造を持つHA1の先端部分に在り、現在この領域に4個の抗原サイトが存在するものと考えられ、この部分のアミノ酸の変異がウイルスの抗原シフトやドリフトを引き起していることが実験的に証明されている(9)。

これらのA型ウイルスでのHAの解析を踏まえながら、アガラクトンがB型ウイルスのHA分子上のどの部分に吸着又は結合しているかを知ることはインフルエンザウイルスが感染細胞に吸着する第一歩として重要な意味持つものと考えている。

5. ま と め

- (1) アガラクトンの結合部位はウイルスのHA分子上のトリプシン様物質レセプターサイト或はその近傍にある。
- (2) インフルエンザウイルスのHA蛋白上のアガラクトンの結合サイトは、少なくともHA活性部位とHL活性部位の付近又は同じサイトにある。
- (3) アガラクトンの抗原部位とウイルスの結合部位とは別の場所にある。
- (4) ウイルスHAの立体構造の変化によってアガラクトンの吸着が低下する。

参 考 文 献

- 1) 助野典義他：インフルエンザウイルスのStreptococcus B群に対する吸着現象の解明(第一報) 宮城県衛生研究所年報 57, 13 - 19 (1982)
- 2) 助野典義他：インフルエンザウイルスのStreptococcus B群に対する吸着現象の解明(第二報) 宮城県保健環境センター年報 2, 86-83 (1984)
- 3) Edited by Kilborne, E., et al The influenza Viruses and Influenza Academic Press, INC. 323-328 (1975)
- 4) 大内正信他：C型インフルエンザウイルスの溶血能と感染性との相関について 第29回日本ウイルス学会総会 1981
- 5) Fraenkel-Conrat, H., et al The reaction of formaldehyde with proteins J. Am. Chem. Soc. 70 2673-2684 (1948)
- 6) 佐藤 智他：インフルエンザウイルスの溶血活性発現におけるHAタンパク質の役割 第30回日本ウイルス学会総会 1982

- 7) Wedster, R.G., et al Molecular mechanisms of variation in influenza viruses Nature **296** 115-121 (1982)
- 8) Rogers, G.N., et al Single aminoacid substitution in Influenza Haemagglutinin change reseptor binding specificity Nature **304** 76-77 (1983)
- 9) 総説：インフルエンザの変異とヘモアグルチニンの構造 現代化学 **4** 10-11 (1981)

6 酵素免疫抗体法（ビオチン-アビジン系）を用いたA型肝炎ウイルス検出法の検討

梅津 幸司 山本 仁 新妻 沢夫
 千葉 良* 刈田美和子** 白取 剛彦***
 海老名卓三郎**** 石田名香雄****

1. はじめ

A型肝炎は重篤なウイルス性の肝疾患であり急性ウイルス性肝炎の約30%がこのウイルスによる感染といわれている。伝播は赤痢等と同様に経口感染であるためしばしば集団発生をおこしたり散發流行でも連鎖型の感染様式をとる事、汚染魚介類による流行の在ること等が知られている。

A型肝炎と推定される疾患の記載は紀元前に遡るといわれているが、ウイルス粒子が確認されたのは1973年 Feinstoneらが糞便中に $\phi 27$ nmのRNAウイルスを発見して以来の事であり歴史は浅い。

その後、Feinstone¹⁾、Krugman²⁾等多くの報告によりA型肝炎に関するウイルス学的、免疫学的、臨床学的事実は次々と明らかにされその全容はほぼ解明された。更に市販の血清診断キットも出回り、これ等を用いての血清疫学的背景も明らかになった。しかし、血清診断が一般的に成ったとはいえないが、他方A型肝炎の抗原（ウイルス）の検出法については未だ一般的に普及しているとはいえない。即ち、A型肝炎におけるウイルスの排泄は黄疸症状の出る2～3週間前から発症数日までであり黄疸症状の出現した時にはウイルスの排泄は殆ど終わっている。このことは組織培養の困難なこのウイルスの抗原（ウイルス）確保を難しくし、以後の抗体の作成、その抗体を用いたウイルス検出法の樹立を困難にしている。事実、現在日本でA型肝炎ウイルスを独自に検出できる機関は数箇所に限られている。

これらの事実即ち、経口感染すること、ウイルスの排泄は症状出現の2～3週間前であること、近年A型肝炎が多発する傾向にあること等は公衆衛生上の問題であるが、加えてこのウイルスを検出同定出来る機関の少ないことは防疫上の大きな隘路である。

我々は昭和59年度感染症サーベイランス事業でA型肝炎ウイルスを得る事が出来た。そこでこの抗原をもとに

A型肝炎ウイルスの検出法について検討した。その結果、ビオチン-アビジン系を応用した酵素免疫抗体法（B A - E I A）によりA型肝炎ウイルス（HAV）を特異的に検出する方法を確立したのでその概要を報告する。

2. 材料と方法

2.1 抗原とその精製

昭和59年度宮城県感染症サーベイランス事業に寄せられたA型肝炎の家族内発症例を追跡調査して得られた糞便を出発材料とした。

糞便は3%浮遊液（PBS：磷酸緩衝食塩水）とし、Difron-S3と混和後、3,000 rpm 10分遠心した上清を更に10,000 rpm 30分遠心し上清を採る。これを15%、35%のSucrose Cushion遠心（30,000 rpm 3時間）に2度かけ電子顕微鏡（EM）によりウイルス粒子の確認された分画を粗精製抗原とする。粗精製抗原は更に塩化セシウム（2.3 g / 5 ml）による超遠心（55,000 rpm 22時間）を2度行いEMでウイルス粒子の確認された浮遊密度 $\rho = 1.332$ 分画を精製抗原とした。

2.2 免疫

精製抗原のウイルス粒子数を 10^9 / mlに調整し（EM）これを免疫原とした。免疫原1.5 mlは等量の完全アジュバンドと共に家兎（1.8 kg）に7ないし10日間隔で4回免疫し最終免疫の第24日目に全採血した。

2.3 抗体精製

免疫して得られた家兎血清〔抗HAV（R）〕は硫酸塩析とクロマトグラフィを併用して精製した。まず、33%硫酸塩析を2度後、遠心し沈査を透析後、DEAE-Celluloseによるカラムクロマトグラフィ（ $\phi 20$ mm \times 150 mm, 1 / 100 PB, PH 7.8）を行い、流出した分画をA 280でモニターしピーク分画部分を精製抗体（抗HAV IgG）とした。

2.4 同定

宮城県保健環境センター、白石広行先生より分与されたHAV標準抗血清を用い免疫電子顕微鏡法により行った。

2.5 抗HAV IgGのビオチン化

白石らの方法（in press）によりおこなった。抗H

* 仙台赤十字病院 小児科
 ** 長町病院 小児科
 *** 宮城県総合衛生学院
 **** 東北大学医学部、細菌学教室

A 1gG (A 280=1.3) の 7ml を 0.1M-NaHCO₃ (PH 8.4) に透析後, N-Hydroxy Succinimidie Ester of Biotin (Vector Lab. USA) 7.0mg, 新鮮DMSO 0.7ml を加え室温で2時間反応させる。次に 1M-NH₄Cl を 0.6ml 加え10分放置後充分量のPBS に透析し-20°C (ビオチン化抗HA IgG) に保存した。

2.6 BA-EIA法

Dynatech社の平底マイクロプレート (M 129 A) をもちいた。Pre-Coatは抗HA IgG (A 280=1.3) を 1:300 倍に希釈し (Carbonate Buffer PH 9.6) 0.05ml/well で37°C 5時間後, 4°C で一夜吸着させた。吸着後は洗浄液 (0.05% Tween 20, 0.1% NaN₃ 加PBS) で4回洗浄後, 各well を BHGpbs (0.5% 牛血清アルブミン, 0.2% ヒト血清アルブミン, 0.5% ゲラチン加PBS) で満たし室温一夜, 4°C 保存のプレートを使用した。ビオチン化抗HA IgG (A 280=0.8) はその都度 1:200 倍に希釈 (BHGpbs) し 0.05ml/well で使用した。アルカリフォスファターゼ標識アビジン-D (Vector Lab) もその都度 1:100 倍に希釈し 0.05ml/well で使用した。

基質液は P-Nitrophenylphosphat (ペーリンガー社) を 1mg/ml の濃度に溶解 (0.001M-MgCl₂ 加, 10% Diethanolamine 液, PH 9.8) した液を 0.2ml/well の割合で使用し, 基質液添加後の反応時間は室温30分とした。

試験にはビオチン化抗HA IgG を加えたものと, Blank としてこれを加えないものを併立させた。対照として BHGpbs を検体と同様に処理した。

2.7 Control Study

ポリオ流行予測調査事業で得られた健康小児の糞便 130, 宮城県感染症サーベイランス事業で得られた嘔吐症糞便 90, B 型肝炎急性期糞便 5, Echo-21, Cox-A1, Adeno-12, Adeno (enteric), Polio-I, II, III 及び Rota の各ウイルス, Donor 血清 50, HBs 抗原陽性血清 15, 他疾患血清 14, について検体対照と吸光度の比較を行った。血清は 1:100 倍に希釈して測定した。

2.8 BA-EIA の諸条件

- a) Pre-coat のための抗HA IgG の濃度, 吸着時間及び温度
- b) 抗原 (検体) の吸着時間及び温度
- c) ビオチン化抗HA IgG の濃度, 吸着時間及び温度, 等について検討した。

2.9 Cut-off 値の算出

Control Study における糞便 225 件の吸光度から次の式により算出した。³⁾

$$P/N = \frac{(\text{ビオチン加, 試料}) - (\text{試料 Blank})}{(\text{ビオチン加, PBS}) - (\text{PBS, Blank})}$$

Cut-off 値 = 最高 P/N + [2X 標準偏差 (SD)]

2.10 HAVAB キット

HAVAB-EIA キット, HAVAB-M-EIA キットはダイナボット社の製品を使用した。

3. 結果

3.1 患児の臨床像

患児は 8 歳の男児であった。本人は昭和 59 年 4 月 20 日に黄疸症状を呈し同 24 日に長町病院に入院した。同年 2 月には母親が, 同年 3 月には弟が A 型肝炎を発症し日赤仙台病院に入院した。

患児の糞便は日赤仙台病院で 4 月 4 日まで追跡, 採取され-20°C に保存されていた。5 月 7 日, 患児血清中に HAV にたいする IgM 抗体が確認された。

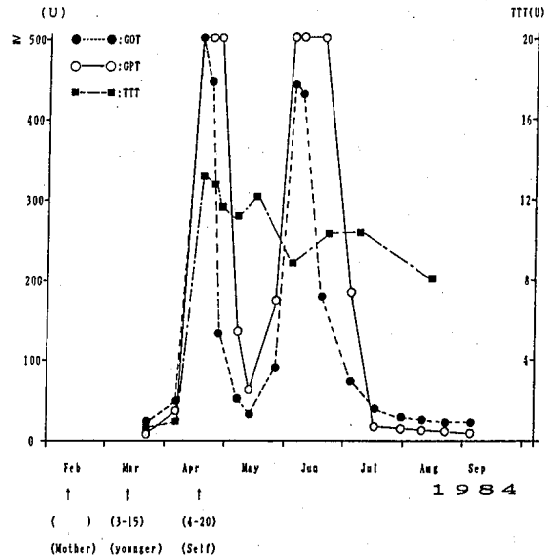


図 1 A 型肝炎患児の臨床像

3.2 抗原の同定

昭和 60 年 4 月 4 日の患児糞便中に EM によりウイルス粒子が確認された。このウイルス粒子は抗 HAV 標準血清 (1:500 倍希釈) と凝集した。

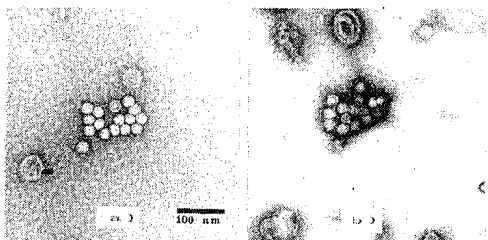


図 2 A 型肝炎患児の糞便から見いだされた a) ウィルス b) 抗体による凝集像

3.3 抗HAV抗体 (R)

抗HAV家兔免疫血清〔抗HAV抗体 (R)〕はOuchterlony法でヒトIgGと微かな沈降線を作った。この血清のHAVAB-EIA価は1:2,400倍であった。

3.4 Control StudyのP/N値

糞便225件の平均P/N値は0.338, SD=0.31。1:100倍希釈血清79件でP/N値が1.0以上を示したものはなかった。ウイルスの中でP/N値の最も高かったのはEcho-21ウイルスの1.8であった。

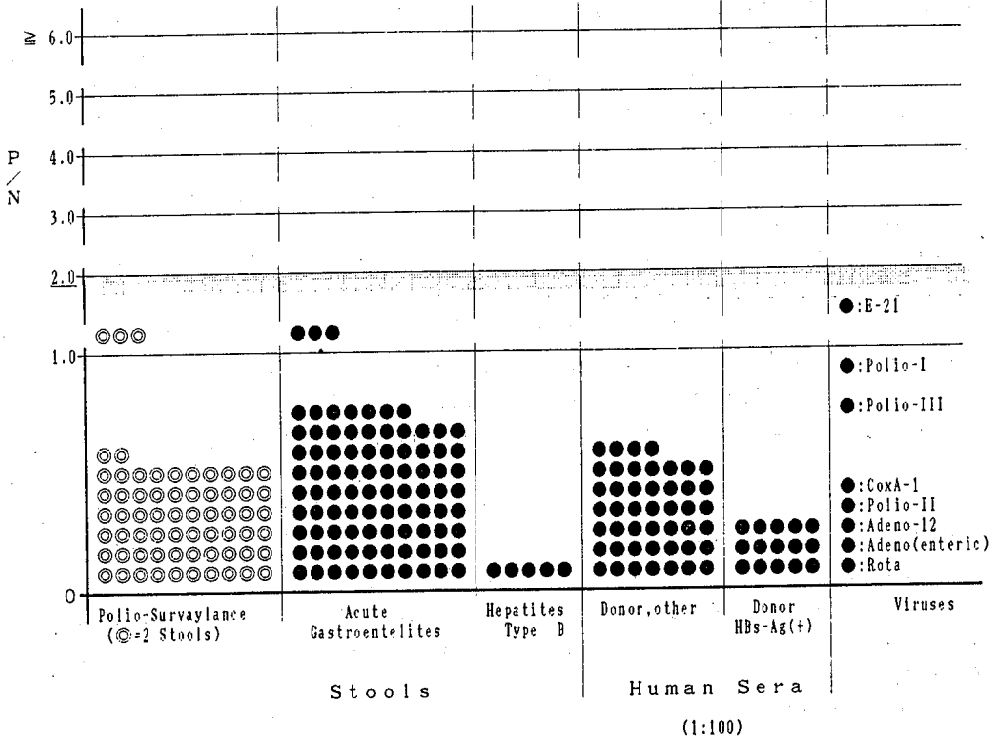


図3 Biotin-Avidin系EIA法による糞便のControl Study

3.5 患者検体におけるBA-EIAとEMとの抗原検出感度の比較

追跡調査した患者糞便中にウイルス粒子をEMで直接

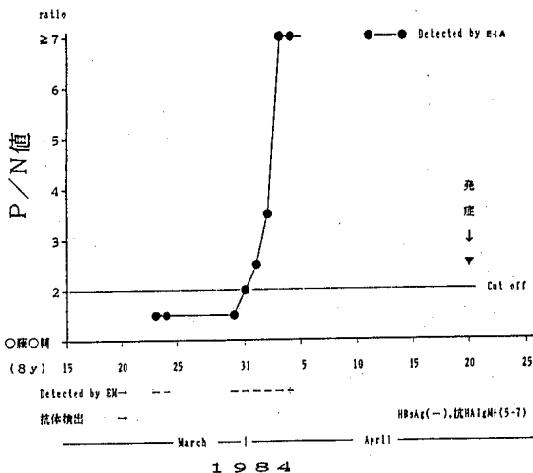


図4 BA-EIA法とEM法によるA型肝炎ウイルス検出法の比較

確認出来たのは4月4日の糞便からでありそれ以前のものからは確認出来なかった。

BA-EIA法でP/N値が2.1以上を示したのは3月31日からで、それぞれのP/N値は、3月31日2.46, 4月1日2.4, 4月2日3.2, 4月3日8.2, 4月4日 \geq 10であった。

3.6 HAVAB-M-EIAキットとBA-EIAの比較

HAVAB-M-EIAキットは精製抗原(10⁹/mlのウイルス粒子数)の1:1,500倍希釈まで抗原検出が可能(キット添付陽性血清は1:1,500倍希釈の精製抗原と反応した)であった。

BA-EIAにおける1,500倍希釈精製抗原のP/N値は3.3であった。HAVAB-M-EIAキット添付抗原のBA-EIAにおけるP/N値は4.2であった。

4. 考 察

ビオチン-アビジン系の反応は主に組織中の物質を検

出す方法として開発されてきた。しかし近年この方法は高感度であることと分けその特異性が優れていることからウイルス学や免疫学への応用も盛んで特にモノクロナール抗体の Assay 等に盛んに用いられる様になっている。

さて、A型肝炎の発生は1980年以来増加傾向にあるという。³⁾宮城県でも1983年以来毎年、⁴⁾散发流行の発生を確認している。1983年青森県でA型肝炎としては最大級の患者数600余名に及ぶ流行があった。この流行の感染源、ルートとして「生カキ」の喫食が強く示唆された。

A型肝炎の感染源としてはこの外にも飲料水や魚介類等、所謂、Food Borne Hepatitisとしての報告は多い。しかし、これらの流行の把握はウイルスの潜伏期間が長いこと、ウイルスの排泄を捕まえにくいこと等から流行後に血清学的にその事実が確認される場合が多く防疫上に大きな問題を提起している。今回我々が経験した抗原(ウイルス)の検出、確認は家族内の発生例を追跡調査して得られたものであり、防疫と臨床の側に多くの示唆を残した。

今回の発生は両親と男児2名の4人家族内での発生であり初発は母親であった。その約1ヶ月後に弟が発症したので未発症であった患者本人の追跡調査がおこなわれた。この調査から発症約20日前の本人の糞便中にウイルス粒子の存在が確認された。

この発生とは別に我々は1985年仙台市内の1家族内発生が3家族に及んだ例を経験している。この場合は初発患者周辺の抗原検索は行えなかったが最終的には子供の友達を介したと推定されるルートで発生は3家族に及んだ。これらの例は発症前にウイルスを排泄し続ける健康保菌者の存在とそこから経口感染で周辺への二次感染の存在を示している。即ち家族内発生に限らず初発患者周辺の抗原検索の必要性を示唆しているものと考えられる。抗原検索の結果は防疫面では抗原の検出された保菌者の自発的な外出の抑制等で周辺への拡散を最小限に食い止められるし、臨床的にも免疫グロブリンの投与など保菌者自身への十分な対応が考えられる。30歳以下の年齢層の抗体保有率は著しく低いという。家族構成からすれば30代の夫婦の家庭には1~3名の感受性者が居ることになる。

さて、今回ビオチン-アビジン系のEIA法のCut-off値は糞便のP/N値が最も高かった例の1.51を参考に最高P/N値+2xSD=2.1を採用した。当然P/N値 \geq 2.1の検体についてはInhibitionによりその特異性を確認しているが、これまで行ったP/N \geq 2.1の検体は全てA型肝炎ウイルスによる反応であることを確

認している。

次にBHG pbsの非特異反応除去に就いて血清原液でP/N値が2.1以上を示した8件について検討した。その結果6件の血清のP/Nが1.0以下となった。何らかの除去効果を期待できる。

この様にして作成したプレートは4℃に保存する限り3ヶ月以上は再現性のある吸光度を示し、保存に耐える事が解った。又、pre-coatの吸着条件では、室温、37℃、40℃とも10分間吸着の吸光度は24時間吸着の吸光度の80~90%を占め緊急時の用を満たすものとする。しかも抗体の濃度はA280で、0.0043で充分であった。吸着は6時間でプラトーに達した。

次にビオチン化による抗体の損失をみた。しかし用いた抗HA IgG (A280=1.3) 7mlの殆どを回収出来た。即ちA280=0.8のビオチン化抗HA IgGを10.5ml得る事が出来、しかも1:200倍希釈で十分な活性をしめし、優れた方法と考える。又、BA-EIAの検出感度をHAVAB-M-EIAキットの感度と比較してみた。現在HAVAB-M-EIAキットによるHAVの検出を2,3の研究室で行っている。その結果、免疫抗原を更に1:1,500倍希釈した時までHAVA-M-EIAキット添付陽性血清と抗原が反応した。1:2,000倍希釈抗原は反応しなかった。これらの事からBA-EIAはHAVAB-M-EIAと同程度ないしそれ以上の感度を示すものとする。更にBA-EIAがEMより4日早く抗原を検出同定出来たことは有意義である。

以上ビオチン-アビジン系を用いてA型肝炎ウイルスを特異的に検出する方法をほぼ確立したものとする。今後はIgMの検出に矛先を向けようと考えている。それについても公衆衛生と臨床の両面から是非、A型肝炎ウイルスの検出法を不偏的な術式としたいものである。

5. ま と め

宮城県感染症サーベイランス事業から得られたA型肝炎ウイルスをもとに酵素免疫抗体法(ビオチン-アビジン系)によるA型肝炎ウイルスの検出法について検討し次の結果を得た。

- ① pre-coat に用いた抗体のプレートへの吸着時間は37℃6時間プラトーに達した。
- ② pre-coat に用いた抗体の濃度はA280=0.0043で充分であった。
- ③ ビオチン化による抗体の損失は殆どなかった。
- ④ 患者糞便からの抗原の確認はEMより4日早く発症20日までに検出できた。
- ⑤ cut-off 値(\geq 2.1)を越えた検体は全てA型肝炎ウイルスによるもので、特異的にウイルスを検出する

事ができた。

- ⑥ A型肝炎初発患者周辺の抗原検索は公衆衛生，臨床の両面から是非実施すべきであると考える。
今後は抗H A - I g M抗体の検出法について検討したい。

謝 辞

本調査に標準抗体の御分与を頂き，更に種々の御助言を賜った宮城県保健環境センター，白石広行先生，並びに助野典義先生に心から感謝申し上げます。

参 考 文 献

- 1) Feinstone, S.M.: et al.: Science. **182**: 1026-1028, 1973
- 2) Krugman, S., et al.: JAMA. **200**: 365-371 1967
- 3) Yolken, R.H., et al.: Lancet II, 263-267, 1977
- 4) 奈良秀八州他: 肝臓, 25巻11号 1377-1384, 1984
- 5) 市田文弘: 厚生省肝炎研究連絡協議会 昭和58年度研究報告, 45-46, 1985
- 6) 谷川久一他: 医学のあゆみ, 118巻9号, 503-509, 1981

7 宮城県における恙虫病

秋山 和夫 佐久間 隆* 加藤 浩之
白地 良一 山本 仁

1. はじめに

古くから秋田、山形、新潟の3県で風土病として恐れられたアカツツガムシ媒介性恙虫病（古典型恙虫病）は、昭和39年以降減少を続け今では年間数名の患者発生が報告されるにすぎない。それに反して、昭和50年頃よりフトゲツツガムシあるいはタテツツガムシ媒介性恙虫病（新型恙虫病）は増加の一途をたどっており、昭和59年に全国の患者数は900人を超えている¹⁾。患者の激増に加えて、従来発生しなかった多くの県からも確認患者が報告されていることや、同じ県内でも発生地域が広域化していることなどが指摘されている。

宮城県は、昭和25年以降58年まで東北地方では唯一恙虫病確認患者の発生が報告されていない県であった。そこで我々は、これまで恙虫病患者を見逃していたのではないか、また宮城県においても近い将来に必ず恙虫病の発生があるものと予測して、昭和58年血清学的検査技術の導入を行うとともに、一般住民のツツガムシリケッチア（*Rickettsia tsutsugamushi*: Rt）に対する抗体保有状況の検索を行ってきた。この回顧的な血清疫学的調査によって、数名の人からRtに対するIgG抗体が検出され、本県においてもRtを保有するツツガムシの生棲が確認されたことはすでに報告した²⁾。

昭和59年8月、前述の血清疫学的調査で最も高いRt抗体陽性率が認められた岩出山町で恙虫病と思われる疾患が発生し、血清学的診断によって本県第1号の患者であることが確認された。さらに同年11月にも同じ岩出山町で同様の疾患が発生し、血清学的に第2例目の恙虫病患者と確認された。

今回は、宮城県で初めて確認された2つの恙虫病症例と、県内における血清学的検査の結果について報告する。

2. 材料と方法

2.1 患者血清

第1症例については、64病日以降278病日まで計5回採取した。第2症例については、5病日より241病日まで併せて7回の血清を採取した。

2.2 一般住民の血清

他の検査目的で採取した一般住民の血清を使用した。

調査対象は県北部1市5町、県中央部4市1町、県南部1市2町の合計573名である。（表1）

2.3 Rt抗体の測定方法

間接免疫ペルオキシダーゼ法（IP）を用いて行った。抗原にはL細胞Rt感染培養口液を須藤等の方法に従って作製し、RtのGilliam株、Karp株、Kato株の3種を使用した。

ペルオキシダーゼ標識抗ヒトIgGおよび抗ヒトIgMウサギ血清はDAKO社の市販品を使用した。血清希釈10倍より測定し、IgG抗体については20倍以上、IgM抗体は10倍以上をそれぞれRt抗体陽性者とした。

表1 抗体調査地区

調査地区	年令	例数	採血月日
1 東和町	19~73	59	59.9
2 中田町	19~56	46	58.10
3 築館町	31~76	54	58.11
4 岩出山町	20~66	53	58.2
5 古川市	25~58	18	59.2
6 涌谷町	20~80	47	59.11
7 大郷町	25~54	55	59.12
8 泉市	25~56	11	59.2
9 塩釜市	23~79	41	58.11
10 仙台市	22~57	42	59.2
11 名取市	23~61	57	59.9
12 柴田町	30~68	31	59.11
13 角田市	26~56	22	59.11
14 蔵王町	40~72	23	59.10
※ 一栗地区	34~59	6	59.9
合計		573	

3. 結果

3.1 恙虫病患者事例およびその抗体調査

3.1.1 宮城県での最初の恙虫病確認症例は、岩出山町に住むT.T氏であった。当人は昭和59年6月10日に鳴子町鬼首附近へ山菜採りに出かけ、18日より原因不明の発熱が継続し、22日に同町立病院へ入院した。入院時、右腋窩に有痛性の発疹（本に記載されているツツガムシの刺咬部位に類似しており、後日刺口と判明）があるとともに、リンパ節腫脹も認められた。25日より全身に発疹が出現し、DIC（播発性血管内凝固症候群）も起り重篤となった。27日よりビブラマイシン（200mg/日）を

*現 仙南保健所

投与した結果、29日より急激に解熱が始まり快方へと向った。以上のように臨床的には恙虫病と診断されたので民間の某検査機関に血清診断を依頼したところ、10病日の血清ではWeil Felix反応は陰性、15病日の血清ではC F反応でRt抗体は検出されず、血清学的には恙虫病の可能性が否定的となった。

しかしながら、病院では恙虫病の疑いを捨て切れず、64病日に採取した血清についてI P法によるRt抗体測定を我々のところへ依頼してきた。その結果は表IIに示すとおりであった。Ig G、Ig M両抗体とも3株の抗原に対して高い抗体価を示した。特にGilliam株に対して高い抗体価が検出され、この症例は血清学的にGilliam型による恙虫病として届出がされた。尚、同一血清について民間検査機関でI F法による抗体測定を行った結果、Ig M抗体は検出されず、今後問題点を残すものと考えられる。

表2 I P法による抗体測定結果(第1症例)

採血月日	抗体	Gilliam	Karp	Kato
59年8月20日	Ig G	20480	5120	2560
(64病日)	Ig M	5120	160	160
9月12日	Ig G	20480	2560	2560
(87病日)	Ig M	5120	160	80
10月2日	Ig G	20480	1280	1280
(107病日)	Ig M	2560	80	40
12月5日	Ig G	10240	1280	1280
(171病日)	Ig M	1280	40	40
60年3月22日	Ig G	5120	640	640
(278病日)	Ig M	1280	40	40

3.1.2 宮城県における恙虫病の第2症例は、第1症例と同町に住むA.T氏であった。昭和59年10月末日に同町池月発電所附近に山菜採りに出かけ、11月15日に左腋窩に有痛性のリンパ節腫脹があり、某医院を受診した。17日より39℃台の発熱が続き19日に町立病院に入院した。入院時、顔面、胸前部に発疹があり、左前腕部にツツガムシによると思われる刺口が認められ、臨床的に恙虫病と診断され届出が行われた。

入院当日より、適切な診断、治療がなされたため発病1週間以内に治癒し、第1症例よりは、軽症で経過した症例であった。

第2症例について当センターが行った血清抗体検査は、5病日ではIg G、Ig M両抗体ともに10倍未満であったが、8病日の血清ではIg M抗体が上昇し血清学的にも恙虫病と確認された。(表3)

第1症例に比べ3株間に著しい差が認められないが、Karp株に対してやや高い抗体価を示しKarp型である

表3 I P法による抗体測定結果(第2症例)

採血月日	抗体	Gilliam	Karp	Kato
59年11月19日	Ig G	<10	<10	<10
(5病日)	Ig M	<10	<10	<10
22日	Ig G	<10	10	<10
(8病日)	Ig M	80	320	80
26日	Ig G	160	320	160
(12病日)	Ig M	320	1280	160
12月5日	Ig G	640	2560	1280
(21病日)	Ig M	640	2560	1280
28日	Ig G	320	1280	640
(44病日)	Ig M	320	1280	640
60年3月8日	Ig G	320	1280	640
(114病日)	Ig M	80	320	160
7月13日	Ig G	320	1280	640
(24病日)	Ig M	80	320	160

ものと推定される。

3.2 一般住民の血清学的調査

調査した14市町の住民573例中26例(4.5%)がRt抗体陽性者と確認された。すなわち、Gilliam株、Karp株、Kato株のいずれかの株に対して20倍以上のIg G抗体を保有している人が8市町に確認された。

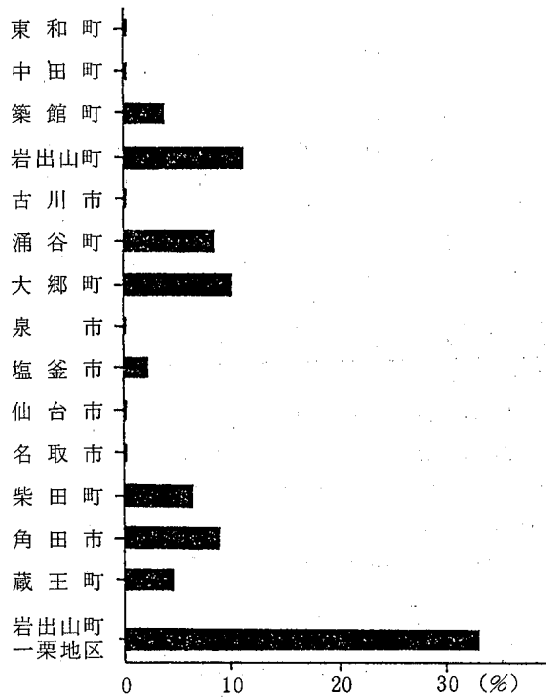


図1 I P法による地区別抗体保有率

地域的な抗体陽性者の分布は県北部では築館町、岩出山町、涌谷町、県中央部では大郷町、塩釜市、県南部で

は蔵王町、柴田町、角田市であった。仙台市近郊つまり都市部での抗体陽性者は塩釜市の1名にすぎなかった。

最も抗体陽性率が高かったのは、今年恙虫病患者の発生が確認された岩出山町で11.3%であり、特に第1症例が住む部落（岩出山町一栗地区）住民では、検査した6名中2名に抗体が検出された。

表4 抗体陽性者の型別抗体価

調査地区	No.	年齢	性別	Gilliam	Karp	Kato
築館町	1	56	女	10	20	10
	2	63	女	20	20	10
岩出山町	3	20	男	1280	640	160
	4	26	男	20	40	40
	5	36	男	20	40	20
	6	38	男	20	40	40
	7	47	男	20	40	40
	8	62	男	640	320	320
	9*	34	男	80	80	40
	10*	59	女	40	40	20
涌谷町	11	43	男	20	20	40
	12	54	男	320	80	80
	13	59	男	80	40	40
	14	60	男	40	40	40
大郷町	15	25	男	320	160	160
	16	35	女	160	80	80
	17	28	男	80	20	40
	18	34	男	40	40	40
	19	33	男	80	40	80
	20	38	男	80	20	20
塩釜市	21	28	女	80	80	40
柴田町	22	49	女	40	40	40
	23	57	女	160	80	80
角田市	24	26	男	40	40	40
	25	36	男	160	80	80
蔵王町	26	57	男	80	160	80

*一栗地区

抗体陽性者の抗原型別抗体価を見るとGilliam株に対して他の2株よりも高い価を示したのが10/26(38.5%)と最も多かった。それに次ぐのが3/26(11.5%)であり、Kato株では1/26(3.9%)であった。その他は2株あるいは3株に同一の抗体価を示したものであった。(表4)

4. 考 察

昭和59年の春と秋に推定感染場所は異なるが、同一町内から2例の恙虫病症例が確認された。いずれも典型的な恙虫病の臨床症状を呈し、ツツガムシによると思われる刺口も認められた。

第1症例は確定診断が遅れ重症となったが、主治医が

恙虫病の疑いを捨てきれずテトラサイクリン系の抗生物質を投与した結果、危うく死に致らずにすんだ。また第2症例は臨床症状より恙虫病の届出がなされると共に、速やかに適切な治療がなされ重症に致らずに治癒した例であった。

今日、全国的に新型ツツガムシ病の患者が多発しているが、東北地方においても同様な傾向が認められる。東北地方での新型恙虫病の媒介者は、フトゲツツガムシが主であると考えられている。今回の2症例の発生時期はフトゲツツガムシの幼虫の活動期と一致していた。

この2症例について抗体の推移を病日を追って観察している。

県内第1例目の患者については278病日まで検査を実施した。IgG、IgM両抗体価とも病日経過に伴って若干減少しつつあるが、IgM抗体は278病日でも検出され、特にGilliam株では1,280倍の高い抗体価を示していた。この重篤となった症例で抗体レベルが今後どのような推移をたどるか、継続調査をしたいと考えている。

第2例目の患者における抗体価の推移は、12病日でIgG抗体も上昇し始め、21病日で両抗体ともにピークに達したが、第1症例に比し最高の抗体価は低値であった。

一般住民におけるRt抗体陽性率について川村らは、患者発生地域と非発生地域で差があることを報告している。今回の宮城県における調査では、県内各地の陽性率に若干の差があるが、広範囲で抗体陽性者が認められ、ツツガムシのリケッチア汚染も広範囲に及ぶのではないかと危惧される。特に岩出山町やその近隣地域では連続的な患者発生を考え併わせると、有毒ツツガムシの汚染が濃厚であるような印象を受ける。

県内における有毒ツツガムシ分布の事実は、昭和29年から35年に行われた日米合同Rt実態調査⁶⁾が明らかにした津川町、大和町、泉市、蔵王町で捕獲された野ネズミよりのRt分離が、現在まで維持されてきたものなのだろうか。

今回一般住民から証明された抗体は全てRt-IgG抗体であり、IgM抗体は全く検出されなかった。つまり、ごく最近の感染ではないものと考えられる。抗体陽性者について詳細な追跡調査は行っていないが、過去に恙虫病の自覚症状を呈さず不顕性感染の結果獲得した残存抗体と考えられる。Rtの不顕性感染について村田等は弱病原性リケッチアにより起ると考えており、感染率は七島熱の調査⁷⁾では住民の25%、富士山麓の調査⁸⁾では6.1%という数値を報告している。今回の我々の調査でも患者発生地区を除きこの数値と同様であった。

以上のような血清疫学的調査結果を考察すると、今後県内どの地域においてもRtに感染する機会は十分に存

在するものと予測できる。

今後は県内における野ネズミの Rt 保有状況、フトゲツツガムシの生棲状況等について調査することが必要と考えられる。

参 考 文 献

- 1) 坪井義昌：公衆衛生，**49**，6，393，(1985)
- 2) 秋山和夫：宮城県公衆衛生学会会誌，**17**，2(1984)
- 3) 須藤恒久：臨床とウイルス，**11**，1，23，(1983)
- 4) 鈴木俊夫他：感染症学雑誌，**54**，12，755，(1980)
- 5) 川村明義：日本医事新報，2986，26，(1981)
- 6) Tamiya T：Recent Advances in Studies of Tsutsugamushi Disease in Japan，1，42，medical culture inc，tokyo(1962)
- 7) 宮入毅匡他：感染症学雑誌，**54**，6，284，(1980)
- 8) 村田道里他：感染症学雑誌，**54**，6，291，(1980)

8 先天性代謝異常および先天性甲状腺機能低下症マス・スクリーニング結果

沖村 容子 清野 陽子 白石 広行

1. はじめに

先天性代謝異常マス・スクリーニングは、昭和53年5月より、フェニールケトン尿症、ホモシスチン尿症、メイプルシロップ尿症、ヒスチジン血症、ガラクトース血症を対象疾患として開始され、昭和55年5月からは、先天性甲状腺機能低下症(クレチン症)が加わり、現在6疾患について検査を実施している。検査対象は県内医療機関で生まれ、保護者が本検査を希望する新生児で、昭和59年度は総検体数205,751件について検査を行った。以下、昭和59年度分の成績を集計し報告する。

2. 検査方法

「実施要項」に基づき、フェニールケトン尿症、ホモシスチン尿症、メイプルシロップ尿症、ヒスチジン血症についてはガスリー法で、ガラクトース血症についてはポイトラー法、ペイゲン法で検査を行っている。

また、薬剤の影響等の理由により上記の検査で異常を示した検体については、アミノ酸分析、薄層クロマト法を併用し判定している。なお、クレチン症については、県が別に定める検査機関に委託し、ラジオイムノアッセイ法で検査を行っている。

3. 結果および考察

3.1 受検率

検査を受けた実人員数は29,351人、受検率は99.2%となり、昭和53年スクリーニング開始以来上昇を続けてきた受検率も、58年度を最高に横ばい状態となっている。

表1 年度別マス・スクリーニング受検率

年度	届出出生数	受検者数	受検率
S 53	30,524人	15,333人	50.2%
S 54	32,217	29,645	92.0
S 55	31,566	29,704	94.1
S 56	30,959	30,033	97.0
S 57	31,159	30,617	98.3
S 58	30,528	30,331	99.4
S 59	29,574	29,351	99.2

3.2 疾患別の総検体数、疑陽性数、要精検数

フェニールケトン尿症検査の総検体数は29,354件、疑陽性のため再採血を依頼した数は3件(0.01%)、すべて回収し再検査を行った。要精検数は1件、陽性と確定した。(表2 次ページ)

ホモシスチン尿症検査の総検体数は29,356件、疑陽性数は5件(0.02%)、すべて回収し再検査を行ったが、陰性となった。(表3 次ページ)

ヒスチジン血症検査の総検体数は29,360件、疑陽性数は8件(0.03%)、すべて回収し再検査を行った。要精検数は8件で、うち7件が陽性と確定した。(表4 次ページ)

メイプルシロップ尿症検査の総検体数は29,353件、疑陽性数は2件(0.01%)、すべて回収し再検査を行ったが、陰性となった。(表5 次ページ)

ガラクトース血症検査の総検体数は58,822件、疑陽性数は61件(0.10%)、そのうち60件を回収し再検査を行った。要精検数は3件であったが、すべて陰性となった。(表6 次ページ)

クレチン症検査の総検体数は29,506件、疑陽性数は146件(0.49%)、そのうち144件を回収し再検査を行った。要精検数は12件、うち2件が陽性と確定し、4件が高TSH症のため観察中である。(表7 次ページ)

3.3 陽性例

東北大学医学部小児科に精密検査を依頼し陽性と確定したのは、フェニールケトン尿症1例、ヒスチジン血症7例、クレチン症2例で、現在治療または観察中である。とくに、フェニールケトン尿症陽性例はスクリーニング開始以来はじめてで、宮城県における発生頻度は1/190000となった。スクリーニング時に生後6日採血の検体で、血中フェニールアラニン値20mg/dlを示し、精密検査時にも、45.6mg/dlと高値を示していたが、治療の結果、正常に発育している。

また、クレチン症陽性のT.T例では、スクリーニング時に生後4日採血の検体で、血中甲状腺刺激ホルモン(TSH)値9.4μU/mlと3%タイルよりは高いが、陽性例のうちでは比較的低い値を示し、その後、生後8日採血の検体で、血中TSH値48.4μU/mlと上昇していた。この例はダウン症候群(蒙古症)で、その影響もあると考えられるが、スクリーニング時のTSH値9.4μU

表 6 ガラクトース血症

	計	昭和59年										昭和60年		
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	
総検体数	58,822	4,482	5,230	4,750	5,302	5,668	5,002	5,336	4,658	4,224	5,320	4,272	4,578	
疑陽性数 (回収数)	61 (60)	4 (3)	1 (1)	7 (7)	10 (8)	8 (7)	10 (11)	2 (3)	7	3 (7)	4 (4)	3 (5)	2 (3)	
要精検数	3	1		1	1									

表 7 先天性甲状腺機能低下症 (クレチン症)

	計	昭和59年										昭和60年		
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	
総検体数	29,506	2,257	2,618	2,378	2,652	2,837	2,502	2,681	2,344	2,115	2,668	2,147	2,307	
疑陽性数 (回収数)	146 (144)	2 (2)	6 (4)	10 (10)	10 (9)	12 (11)	14 (12)	14 (17)	17 (15)	10 (12)	15 (12)	19 (16)	17 (24)	
要精検数	12		1	2	2		2	1	1		1			

表 8 陽性例の検査結果

氏名	性	出生月日	採血月日	検査結果		
E. Y	♀	59. 10. 5	59. 10. 11	Phe 値 20mg/dℓ		フェニールケトン尿症
S. M	♀	59. 4. 12	4. 19 4. 26	His 値 8 mg/dℓ	ウロカニン酸 (-) (-)	ヒスチジン血症
T. O	♂	5. 17	5. 23 5. 29	8 8	(-) (-)	ヒスチジン血症
Y. K	♂	5. 28	6. 4 6. 9	8 10	(-) (±)	ヒスチジン血症
Y. M	♀	7. 2	7. 9 7. 20	6 8	(-) (±)	ヒスチジン血症
D. S	♂	10. 2	10. 8 10. 22	10 10	(-) (-)	ヒスチジン血症
T. M	♂	11. 23	11. 29 12. 6	8 10	(-) (-)	ヒスチジン血症
Y. K	♂	60. 1. 13	60. 1. 18 1. 24	6 8	(-) (-)	ヒスチジン血症
T. T	♂	59. 11. 8	59. 11. 12 11. 16	TSH 値 9.4 μU/ml 48.4		クレチン症
K. K	♀	60. 1. 3	60. 1. 8	171.8		クレチン症

3.4 不備検体

不備検体は 106 件 (0.36%) と 58 年度よりは減少している。理由の内訳は「郵送等の遅延」が 54 件で約半を占め、次いで「血液量不足」23 件、「採血が生後 4 日以前」21 件となっている。再採血を依頼しているが、回収できたのは 97 件、回収率は 91.5% となっている。疑陽性による再採血依頼の場合は、回収率が 99.1% と良好なのに比べて、不備による再採血依頼は、医療機関、保護者の認識が低いせいか回収率がよくない。今後は、回収率を高めるように努力するとともに、不備検体とならないように、医療機関に「採血の手びき」等を送付し、

注意をうながしていきたいと思っている。

表 9 不備検体数

理由	件数 (回収検体数)
計	106 (97)
血液量が少ない	23 (20)
採血が生後 4 日以前	21 (17)
郵送等の遅延	54 (52)
検体ろ紙の汚染	8 (8)
その他	0

9 エンザイム・イムノアッセイ (EIA) に よる TSH 定量法について (第2報)

清野 陽子 沖村 容子 白石 広行

1. はじめに

先天性甲状腺機能低下症 (クレチン症) は先天的に甲状腺ホルモン (サイロキシン, T_4) が欠如する疾患である。新生児において、先天的になんらかの原因で T_4 が欠如、あるいは低濃度の場合、ネガティブ・フィードバック機構により血中の甲状腺刺激ホルモン (TSH) が著明に上昇する。そしてこの TSH を出生早期に測定することによりクレチン症の早期発見が可能であり、甲状腺ホルモンを投与することにより発育障害、知能障害の発現を抑えることが出来る。

我が国においては、昭和54年にラジオイムノアッセイ法 (RIA) を用いて TSH を測定するクレチン症マス・スクリーニングが開始され、596万人中735例のクレチン症が発見されている (昭和58年度末現在⁽¹⁾)。また、宮城県においては昭和55年5月より外部検査機関に委託して RIA により行われており、59年度末までに14万5千名中5名の患児が発見されている。しかし、RIA はラジオアイソトープ施設等高価な備品を必要とする他、放射性廃棄物の処理、検査担当者の健康管理が必要なこと等、諸問題を有している。

近年、ラジオアイソトープにかわり、抗原あるいは抗体に酵素を標識するエンザイム・イムノアッセイ (EIA) が宮井²⁾、成瀬³⁾、入江らにより開発され、昭和59年、厚生省はクレチン症検査法として公認した。

現在2種の EIA キットが市販されている。サンドイッチ法を測定原理とする栄研 ICL 社製クレチン-TSH EIA キット、競合法を測定原理とする富士レビオ社製イムザインスクリーニング TSH キットである。

今回、我々は上記2種の測定原理の異なるキットを入手し、相互の比較、RIA との比較等を行ったので報告する。

2. 対象と方法

対象として先天性代謝異常およびクレチン症マス・スクリーニングを終えた血液ろ紙176件と、昭和59年8月末より開始されたクレチン症スクリーニング精度管理検体40件を使用した。また、TSH の測定には栄研 ICL 社製クレチン-TSH EIA キット、富士レビオ社製イムザインスクリーニング TSH キットを使用し、蛍光強

度は日立 650-10S 蛍光分光光度計により測定した。

測定法はキットの標準法に従った (図1, 2)。

TSH 抗体固相チューブ

←血液ろ紙 3mm ディスク 2枚

←家兎 I g G 液, 150 μ l

← β -D ガラクトシダーゼ標識 TSH 抗体液, 100 μ l

混和後, 25°C, 16~24時間反応

反応液吸引除去, 洗浄 3回

(モノラウリル酸ポリオキソエチレンソルビタン)
液 2ml \times 2, リン酸緩衝液 2ml \times 1

←基質液 (4-メチルウンベリフェリル- β -D-
ガラクトシド溶液), 250 μ l

37°C, 1時間反応

←反応停止液 (グリシン溶液), 2.5 ml

蛍光強度の測定

励起波長 360 nm, 測定波長 450 nm

図1 サンドイッチ法 EIA の方法

第1試験管

←血液ろ紙 3mm ディスク 2枚

←第1抗体 (抗ヒト TSH), 100 μ l

混和後, 37°C, 24時間反応

← β -D-ガラクトシダーゼ標識 TSH 液, 200 μ l

混和

←第2抗体不溶化ビーズ

37°C, 4時間反応

反応液吸引除去, 洗浄 3回

(リン酸緩衝液 2ml \times 3)

ビーズを第2試験管に移す

←基質液 (4-メチルウンベリフェリル- β -D-
ガラクトシド溶液), 400 μ l

37°C 1時間反応

←反応停止液 (グリシン-NaOH 緩衝液), 2ml

蛍光強度の測定

励起波長 360 nm, 測定波長 450 nm

図2 競合法 EIA の方法

サンドイッチ法 (図1) においては、チューブ内壁に結

合せた TSH 抗体にろ紙血液検体中の TSH を反応結合させ、さらに β -D-ガラクトシダーゼを標識した TSH 抗体を反応結合させる。結合した酵素標識 TSH 抗体の量は最初に入れたろ紙血液検体中 TSH 量に対応する。そこで蛍光基質 4-メチルウンベリフェリル- β -D-ガラクトシダーゼを用いて酵素反応をさせ、生成物である 4-メチルウンベリフェロン量を蛍光分光光度計にて測定することにより TSH の量を知ることができる。

これに対し、競合法 (図 2) においては、初めに検体中の TSH と一定量の第 1 抗体を反応させ、次に酵素標識 TSH を添加し、つづいて第 2 抗体不溶性ビーズ (固相) を加えて第 2 反応を行う。検体中の TSH と酵素標識 TSH は互いに競合し、検体中の TSH 量が多い場合、酵素標識 TSH の固相への結合量は少なく、逆に検体中の TSH 量が少ない場合、酵素標識 TSH の固相への結合量が多くなる。したがって検体中の TSH 量は固相に結合した酵素量に反映されるので、その酵素活性を求めることにより TSH 量を知ることができる。

3. 結 果

3.1 検量線の安定性

キットの有効期限は、栄研 ICL 社、富士レリオ社共に使用開始後 1 ヶ月である。使用開始時 (図 3, 4 ●—●) および使用開始後 1 ヶ月 (図 3, 4 ○—○) に作製した検

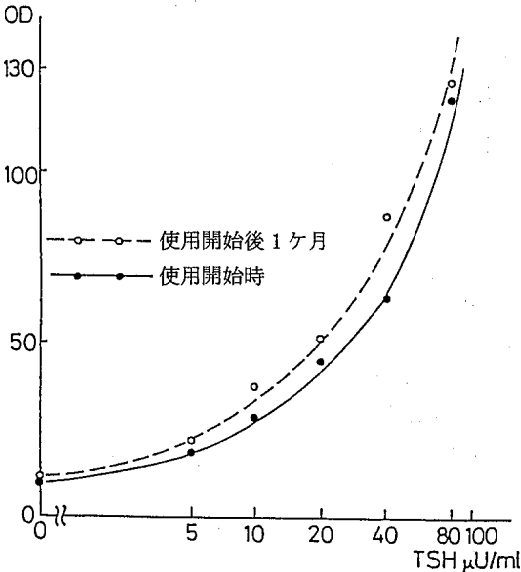


図 3 キット使用開始時および開始後 1 ヶ月の検量線 (栄研 ICL 社)

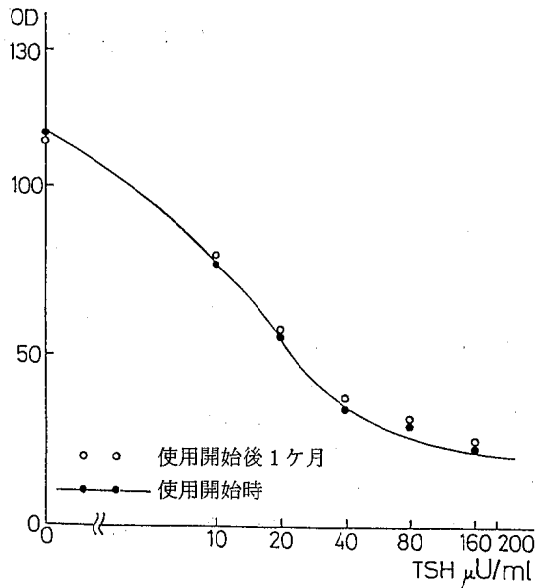


図 4 キット使用開始時および開始後 1 ヶ月の検量線 (富士レリオ社)

量線を比較すると、富士レリオ社の方は殆ど変動しなかったが、栄研 ICL 社はやや変動した。

前報⁵⁾において栄研 ICL 社製 EIA キットの検量線は、キット入手後 1 週間を経過すると少し変動し、1 カ月では $10 \sim 30 \mu U/ml$ の差が判断できず使用不能と報告したが、今回はこのようなことはなかった。これについては、前報において使用したキットと今回使用したキットとは、基質液の性状に差があったためと考えられる。すなわち、前報において使用したキットでは基質は使用時の濃度すでに調製済であり、基質液が変化し、このため時間の経過と共に感度が低下した。これに対し今回使用したキットでは基質は濃縮してあり、使用時調製するために感度の低下はなかったと考えられる。

なお富士レリオ社の基質も用時調製である。

3.2 ろ紙血液検体の測定結果

マス・スクリーニングの測定を終えた血液ろ紙 176 件について、TSH 値を定法に従って EIA で測定し、その分布をみた (図 5)。同時に外部検査機関で RIA により測定された TSH 値の分布をみた (図 5)。栄研 ICL 社製 EIA、富士レリオ社製 EIA、RIA 共に、低濃度域に分布が集中している。精密検査受診者の TSH 値をカットオフ値と比較すると、栄研 ICL 社製 EIA ではカットオフ値が $11.0 \mu U/ml$ であるのに対し、 $28.5 \mu U/ml$ であった。また富士レリオ社製 EIA では $14.0 \mu U/ml$ であるのに対し、 $24 \mu U/ml$ であり、RIA では $10.6 \mu U/ml$ であるのに対し $16.2 \mu U/ml$ であった。このように精密検査受診者の TSH 値は明らかに他の一

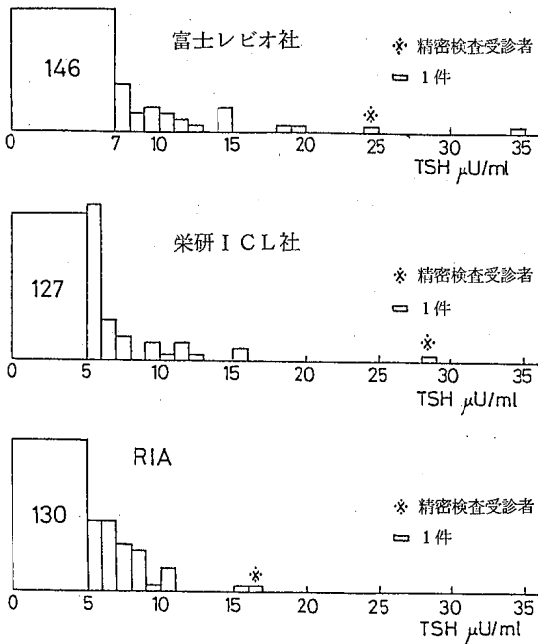


図5 ろ紙血試料での測定値の分布

般検体より高く、どの方法でも十分判定可能であった。
また、この176件についてTSH値を比較した(表1、2)。栄研ICL社製EIAとRIAとではEIAの方

表1 EIA(栄研ICL)RIAによるTSH値の比較

		E I A						
		TSH	5未満	5~10	10~15	15~20	20~25	25~30
R I A	5未満	105	22	2	1			
	5~10	22	16	1	1			
	10~15		2	2				
	15~20		1					* 1

TSH $\mu\text{U}/\text{ml}$ 175件+精密検査受診者1件,*精密検査受診者

表2 EIA(富士レビオ)RIAによるTSH値の比較

		E I A						
		TSH	5未満	5~10	10~15	15~20	20~25	25~30
R I A	5未満	121	6	2				
	5~10	36	3					1
	10~15	3	1					
	15~20	1				* 1		

TSH $\mu\text{U}/\text{ml}$ 174件+異常値1件+精密検査受診者1件
*精密検査受診者

がやや高くでる傾向にあるが、よく相関していると思われる。富士レビオ社製EIAとRIAとでは多少ばらついた。

3.3 精度管理検体の測定結果

クレチン症におけるTSH値の精度管理が昭和59年8月より国立神経センターにより開始された。TSH異常

高値を含む検体が1回につき10件検査センターに送付され、TSH値を求め解答するシステムである。

その精度管理検体40件について、EIAキットを用いてTSH値を測定した(表3)。40件中10件にTSH異

表3 精度管理検体のTSH値

No.	栄研 I C L	富士レビオ	R I A
1	22	13.5	20
2	—	—	—
3	—	—	—
4	—	—	—
5	53	19	26
6	—	—	—
7	—	—	—
8	—	—	—
9	58	32	44
10	—	—	—
11	30	12.7	20
12	—	—	—
13	—	—	—
14	35	30.5	26
15	—	—	—
16	—	—	—
17	—	—	—
18	—	—	—
19	—	—	—
20	65	52	44
21	—	—	—
22	—	—	—
23	—	—	—
24	—	—	—
25	—	—	—
26	—	—	—
27	48	34	44
28	—	—	—
29	52	27.5	26
30	—	—	—
31	—	—	—
32	—	—	—
33	—	—	—
34	—	—	—
35	57	21	27
36	—	—	—
37	87	26.5	40
38	—	—	—
39	—	—	—
40	—	—	—

TSH $\mu\text{U}/\text{ml}$

常高値が認められた。数字の示していないものは、TSH $5 \mu\text{U}/\text{ml}$ 以下であった。RIAによるTSH値は国立神経センターで測定したものである。TSH異常高値を示したものは、RIAで $20 \mu\text{U}/\text{ml}$ に対し栄研ICL社製EIAでは $22 \mu\text{U}/\text{ml}$ 、富士レビオ社製EIAでは $13.5 \mu\text{U}/\text{ml}$ と、栄研ICL社製EIAの値はRIAの値より高く、富士レビオ社製EIAの値は低くでる傾向にあっ

たが、見のがしは1件もなかった。

4. ま と め

栄研 I C L 社製サンドイッチ法 E I A キットと、富士レビオ社製競合法 E I A キットを入手し、健常児ろ紙血液検体 175 件、精密検査受診者ろ紙血液検体 1 件、精度管理検体 40 件を試料として検討した。

測定に要する時間は、栄研 I C L 社が 1.5 日であるのに対し、富士レビオ社が 2 日、操作は栄研 I C L 社が 2 段階であるのに対し、富士レビオ社は 3 段階であり、富士レビオ社の方が操作が複雑でかつ時間を要した。

検量線は栄研 I C L 社がやや変動したのに対し、富士レビオ社はあまり変動しなかった。

R I A との相関は一般検体については栄研 I C L 社の方がよい結果が得られ、精度管理検体については富士レビオ社の方がよかった。

両キットとも一長一短があった。栄研 I C L 社製 E I A キットでの測定値のばらつきは、酵素標識 T S H 抗体を変えたので解消されたとの報告が最近栄研 I C L 社からあったが、実際にマス・スクリーニングに使用する際には更に検討が必要であると思われる。

参 考 文 献

- 1) 厚生省心身障害研究，慢性甲状腺機能障害の疫学と予後に関する研究，昭和58年度報告内容より(1983)
- 2) Miyai K. et al : Clin Chem Acta, 67, 263 (1976)
- 3) Miyai K. et al : Clin Chem, 27, 1421(1981)
- 4) 成瀬浩他：第8回代謝異常スクリーニング研究会，東京，1980 予稿集 P50
- 5) 清野陽子他：宮城県保健環境センター年報，2, 87 (1984)

10 下痢症患者便と食品などからの *Yersinia enterocolitica* の検出

川野 みち* 粟野恵美子 湯田 和郎

1. 序 文

宮城県では過去において、*Yersinia enterocolitica* (以下Yeと略す)による集団食中毒の確実な事例として2例を経験している。いずれもその感染源および感染経路は明らかにされていない。たまたま、感染症サーベイランスの一環として、下痢症患者のふん便調査を行う機会があり、それに食品その他の材料から菌検索を行ったデータを加えてYeによる集団食中毒の感染源および感染経路の推定を試みることにした。

その調査の途中で、0.5% KOH処理を行うとYeの分離率が高まる報告を知り、その処理の追試を行った。その追試には、Ye (03, 05)のほか、*Shigella sonnei*, *Salmonella typhi - murium*, *Escherichia coli*についても、KOHに対する低抗性を実験したので、あわせて報告する。

2. 方 法

感染症サーベイランスについては、仙台市内の2ヶ所の定点(小児科と内科小児科)から随時、下痢症患者の便を譲り受け、伝染病と食中毒の主な原因菌について分離・同定を行った。

食品、その他の材料についてもほぼ同様に行ったが、豚肉についてのみアルカリ処理を行った。

3. 結 果

3.1 下痢症患者からのYe検出状況

昭和57年2月から60年1月まで3年間、厚生省の感染症サーベイランス事業の一環として調査した下痢症患者便755件から6件(0.7%)のYeを分離することができた。その血清型はすべて03で、1才から30才までの男女におよび、季節的には10月から3月にかけての冬期間に検出され、低温性の細菌であることが実証された。

3.2 食品その他の材料からのYeの検出状況

食品では、ウシの生乳41件を検査して、その中の1件からYeを検出した。その血清型は05であった。食肉販売店のフキン、学校給食の冷凍食品および豚舎のふん便からは検出できなかった。

昭和58年にいたり、市販豚肉を増菌培養後、アルカリ処理を行って分離したところ、50件中25件からYeを検出することができた。血清型の内訳は、05が10件、08が7件でUTは8件あった。

3.3 Yeおよびその他の細菌の水酸化カリウム抵抗性

増菌培養した菌を0.5% KOH加生理食塩水中で作用させた場合、*Sh. sonnei*, *S. typhi - murium*, *E. coli*では、当初 10^8 コの菌数がともに、3分以内にほとんど消失した。これに対して、Yeは、05, 03ともに5分後でも 10^7 コ以上の菌数が生残していた。

表1 下痢症患者ふん便からの菌検索(57.2-60.1)

時期 (年度)	検査数	病原菌分離状況					計
		エ ル シ ニア	カン ピロ バク ター	サル モ ネラ	病 原 大 腸 菌	腸 炎 ど プリ オ	
S 57	235	2	28	2	4		36
S 58	316	3	18	11	5	4	41
S 59	204	1	18	4	1	5	29
計	755	6*	64	17	10	9	106
陽性率(%)		0.7	8.4	2.3	1.3	1.2	14.0

* Ye type: 03 (6件) アルカリ処理せず

表2 食品、その他材料から*Yersinia enterocolitica*の検出状況(57.58年度)

検査材料	検体数	検出数	備 考
肉 店 フキン	25	0	
給 食 冷凍食品	126	0	
ウ シ 生乳	41	1	05 - 1件
ブ タ ふん便	20	0	
※ ブ タ 市販生肉	50	25	05 - 10件 08 - 7件 UT - 8件

※ アルカリ処理

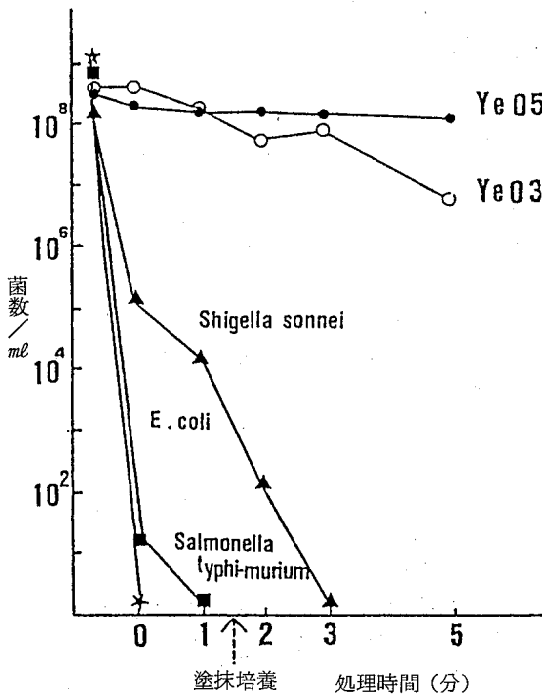


図 KOHに対する各種細菌の抵抗性の比較

4. 考 察

4.1 散発事例からの検出率と血清型

県内におけるYeについては、集団食中毒以外の記録が少ないことから、これらのデータの積み重ねが必要であること、およびYeの原因食品と感染経路が不明であることから、その究明のため、とりあえず散発事例ではあるが下痢症患者の検便を行った。その結果、0.7%に検出されたが、血清型はすべて03であった。

わが国におけるヒト下痢症では、1.3%に検出されているが⁴⁾、その成績にくらべるとほぼ半分と少ない。また血清型でもわが国の集団発生9例(宮城の2例を含む)では、すべて03であり⁵⁾、散発下痢症からの分離例では大部分が03ではあるが、一部に05B、09などが報告されているので、県内でも今後、注意して検査を進めていくべきであろう。

4.2 原因食品の究明

原因食品については、わが国の集団発生事例はすべて給食と考えられているが、その先の原因食品については、沖縄の事例が加工乳という1件だけしか判明していない。そこで、ウシの生乳検査を行ったところ、41件中1件ではあるが05が検出された。この場合、AかBかの同定を行っていないので、病原性の確認はできないにしても、県内の生乳にもYeの存在が証明されたことになる。

さらに、学校給食関係の冷凍食品と食肉販売店のフキ

ンについても汚染源調査を行ったが、いずれも陰性におわった。

したがって、Ye汚染が認められた市販豚肉と生乳から、県内では03は検出されておらず、集団食中毒の原因食品は、依然として明らかにされていない。

4.3 感染源の推定

ところで、Yeのヒトへの感染源としては動物が最も重要視されている。食肉動物やペット動物のみならず、野生動物(カエル、ヘビなど)からも分離されているが、これらの動物の多くは、保菌の状態でふん便、腸内容から分離される。ヒトへの感染源として最も重要視されているのは、食肉動物としてのブタ、ペット動物としてのイヌであり、03、05の保菌率が高く、とくに注目されている。そこで、ブタについても検便を行ったが、例数が少ないこともあって検出できなかった。

ブタについては、最近(1983)、秋山らが市販の豚肉と舌からアルカリ処理により03を高率に分離しており、⁶⁾ 戸も県北のブタから240頭中9頭に03を検出している。市販豚肉から複合的に菌型が検出されていることは、ブタに保菌があって、さらに食肉への汚染があることを推定させるものである。Yeの複合感染が証明された県内の第2例は、このような感染経路をとったものではなからうかとも考えられる。

4.4 アルカリ処理による検出

アルカリ処理については、未処理の検体からのYeの分離率は低いですが、処理を行うようになってからの分離率は非常に高くなっている。しかしこの場合、比較できる未処理豚肉のデータがないため、断言することに無理があるとしても、相当の高率で検出することが可能になったことは理解できよう。しかし、それでもその血清型は05A、08、UTであって、県内の集団発生事例の原因血清型である03は検出されなかった。今後、例数をふやして03を検出するように努力すべきであろう。

4.5 アルカリ処理の優秀性

このアルカリ処理は、1980年Aulisioらが、増菌培養したものを分離培地に塗抹する直前に、0.5% KOH加生理食塩水中で短時間作用させると、Yeの分離率が著しく高くなることを認めたもので、Yeは他の腸内細菌にくらべ、アルカリに対して強い抵抗性を示すが、それ以外のほとんどの菌は死滅してしまう。

従来、Yeは分離培地平板上で発育が遅く、Ye以外の集落により陰蔽されてしまい分離が困難になったり、多数の類似集落の出現により、それらをも多数的菌として生化学性状を確認しなければならなかった。

これに対してアルカリ処理は、Ye以外の集落を少なくするので、分離が容易になるという利点がある。Ye

検出には推奨される優れた検査法で、今後は必須の操作であると考えられる。

5. ま と め

- (1) 感染症サーベイランスの下痢症患者便の0.7%からYeを検出し、その血清型は03であった。
- (2) 食品、環境材料などの調査から、豚肉の喫食による感染が最も疑わしく思われた。
- (3) アルカル処理を行うと、Yeの分離率が著しく高まるものと思われた。

謝 辞

Yeの血清型等については、静岡県衛生環境センター(浅川豊先生ほか)に御助言を賜りました。記して謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) 湯田和郎：医学と生物学，**92**, 6, 493 (1976)
- 2) 湯田和郎他：宮城衛研報告，56, 44 (1981)
- 3) Aulisio C. C. G., et al: Appl. Environ. Microbiol. **39**, 135 (1980)
- 4) 丸山務：日獣会誌，**35**, 2 (1982)
- 5) 坂崎利一編：食中毒Ⅱ，1版，141，中央法規出版(1983)
- 6) 深見トシエ他：臨床と細菌，**5**, 75, (1978)
- 7) 秋山真人他：第95回日本獣医学会報告(1983)
- 8) 尖戸義典：私信による(1985)

11 食品中有機塩素系農薬の残留

—ディルドリンの残留を中心に(2)—

鈴木 滋 佐藤真貴子 牛沢 勇

1. はじめに

BHC等の有機塩素系農薬は使用禁止になって以来、年々環境中から減少しており、過去のような高濃度汚染は認められない。しかし、前報¹⁾²⁾でも述べたようにディルドリンについてはキュウリ、パレイシヨ等に時々高い濃度で検出されることがあり、その原因は現在でも明らかではない。さらに昭和57年度³⁾には生乳中から比較的高濃度のディルドリンが検出されたことから市販乳についてもその実態を調べる必要があった。しかし昭和57、58年度の調査では高い濃度では検出されず、その原因としては季節的変動があるのではないかとということが示唆された。

以上のディルドリンに関する問題について昭和59年度にも引き続き調査した結果、若干の知見を得たので以下報告する。

2. 方 法

2.1 試 料

市販乳：県内産5社の市販乳を6、9、12、3月の4回採取し試料とした。

生 乳：県内の定点5ヶ所より採取した。

キュウリ、パレイシヨ：県内の定点5ヶ所より採取した。

2.2 分 析 法

前報に準じた²⁾。

3. 結果及び考察

3.1 市販乳及び生乳

表1に本年度生乳の検査結果を示したが、5検体中4検体で4～5ppbのディルドリンが検出された。

また図1には市販乳の経時変化を示した。

図から明らかのようにBHC、DDTは季節的変動が全く認められないが、ディルドリン、ヘプタクロルエポキシドは5社のうち2社が12月から5月までの冬期間上昇している。特にディルドリンは食品衛生法での基準値(5ppb)は超えないものの1月から3月までの期間中4ppbとぎりぎりの線まで上昇している。昭和58年度の市販乳の調査は8月に行ったため、低レベルであったものと考えられる。

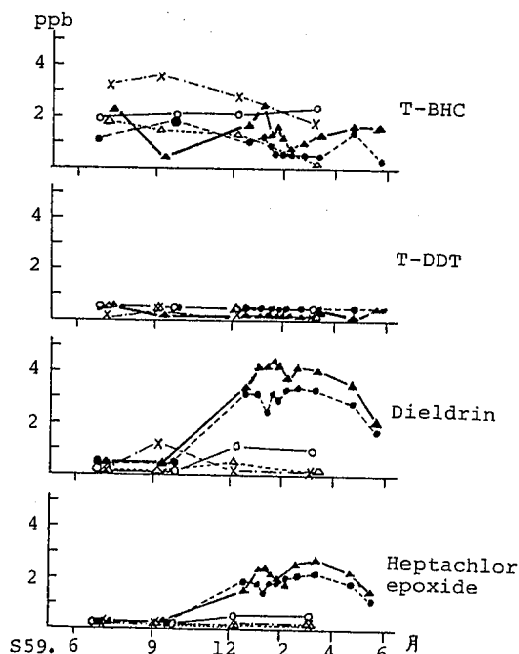


図1 市販牛乳中有機塩素系農薬の経時変化

以上のような冬期間の汚染の原因としては飼料の汚染によるもの(冬だけ使用するもの)が考えられ、昭和57年度には米国及びスペイン産のビートパルプからディルドリンを検出している³⁾。しかし、飼料のデータはまだ少なく断定する段階には至っていないため、今後、さらに汚染の実態、その原因等を調査し、汚染除去のための検討を続けたいと考えている。

3.2 キュウリ、パレイシヨ

表2に示すように、本年度はキュウリ2検体で8ppb、1ppbと低レベルの残留が認められた。パレイシヨはここ数年低レベルであり、汚染もかなり軽減されたと考えられるが、キュウリについては今後も監視が必要と考えられる。

参 考 文 献

- 1) 菊地秀明 他：宮城県保健環境センター年報，2，93(1984)
- 2) 小野研一 他：同上 2，100(1984)
- 3) 小野研一 他：同上 1，153(1983)

表1 残留塩素系農薬分析結果

No.	品名	搬入 月日	B H C			D D T			Drin		生産地	収去地	モニタリング 集計 No.				
			α - BHC	γ - BHC	δ - BHC	Total	pp'- DDE	pp'- DDD	op'- DDT	Total Aldrin				Diel drin	Endrin Total		
1	生乳	S60. 2.3~2.4	tr	nd	nd	tr	nd	tr	nd	tr	nd	0.005	nd	0.005	築館, 栗駒, 金成, 若柳 (Fat 3.9%)	築館町	84-5901
2	生乳	S60. 2.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	白石市 (Fat 2.0%)	白石市	84-5902
3	生乳	S60. 2.5	tr	nd	nd	tr	nd	tr	nd	tr	nd	0.004	nd	0.004	柴田郡 (Fat 4.1%)	大河原町	84-5903
4	生乳	S60. 2.6~2.7	tr	nd	nd	tr	nd	tr	nd	tr	nd	0.004	nd	0.004	鳴子, 岩出山 (Fat 3.9%)	岩出山町	84-5904
5	生乳	"	tr	0.001	nd	0.001	nd	tr	nd	tr	nd	0.005	nd	0.005	河南, 矢本, 鳴瀬 (Fat 3.6%)	鳴瀬町	84-5905

上段: 全乳中 ppm
下段: 脂肪中 ppm
nd: 0.0005ppm未満
tr: 0.001ppm未満 0.0005ppm以上

表2 残留有機塩素系農薬分析結果

No.	品名	搬入 月日	B H C			D D T			Drin		Hept. epox.	HCB	生産地	モニタリング 集計 No.	
			α - BHC	γ - BHC	δ - BHC	Total	pp'- DDE	pp'- DDD	op'- DDT	Total Aldrin					Diel drin
1	キユウリ	8/22	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.008	nd	0.008	nd	大河原町大谷	84-3301
2	"	"	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	大河原町福田	84-3302
3	"	"	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.001	nd	0.001	nd	大河原町小川田	84-3303
4	"	"	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	泉市小角字上在 家前	84-3304
5	"	"	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	泉市小角字上在 家	84-3305
6	パレイソヨ	8/23	tr	nd	nd	tr	nd	tr	nd	nd	nd	nd	nd	浦谷町猪岡短台	84-3306
7	"	"	nd	nd	nd	nd	tr	nd	nd	nd	nd	nd	nd	鹿島台町深谷	84-3307
8	"	"	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	浦谷町字弥治内 袋	84-3308
9	"	"	nd	nd	nd	nd	tr	tr	nd	tr	nd	tr	nd	築館町字下宮野	84-3309
10	"	"	nd	0.003	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	築館町字城生野	84-3310

nd: 0.0005ppm未満
tr: 0.001ppm未満 0.0005ppm以上

1.2 宮城県沿岸における麻痺性貝毒の 推移と毒成分 - 1979~1984 -

菊地 秀明 佐藤 明彦* 中根ミワ子
小林 孜** 菅原 隆一*** 牛沢 勇

1. はじめに

二枚貝による麻痺性貝毒中毒は北米やカナダにおいては古くから知られていたが、我が国においては1948(昭和23)年、愛知県豊橋市で起きたアサリによる中毒事例が最初とされている。

宮城県においては、1961年5月に起きた大船渡湾産アカザラガイでの麻痺性貝毒中毒¹⁾²⁾を契機として、昭和38年にはじめて貝毒調査がなされ、気仙沼湾産アカザラガイの毒化が明らかにされた³⁾。その後も貝毒調査が続けられてきたが、1977年からは衛生サイドとして県内沿岸に5定点を設定し、通年監視する体制がとられている。

今回、1979年から1984年までの6年間の麻痺性貝毒の推移と貝毒成分についてまとめたので報告する。

2. 方 法

2.1 調査定点と試料

図1に示す4定点から、唐桑湾舞根と気仙沼湾前浜についてはアカザラガイを、雄勝湾水浜と女川湾横浦についてはムラサキガイを採取して試料とした。

養殖カキは9月中旬、県内8湾(上記4湾の他、歌津湾、志津川湾、石巻湾、松島湾)から採取した。

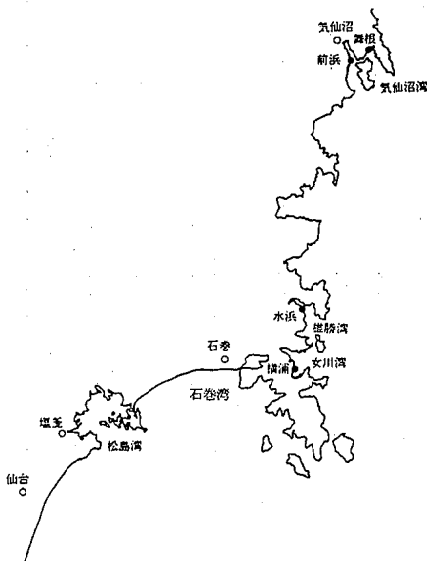


図1 麻痺性貝毒の調査定点

2.2 検査方法

麻痺性貝毒の検査は、中腸腺を用い公定法⁴⁾に従いddy系雄マウス(体重18~20g)を用いて行った。

2.3 貝毒成分の分析

貝毒成分の分析は既報⁵⁾に示したように行った。つまり、中腸腺から塩酸性エタノールで抽出した液をクロロホルムで脱脂後、Bio Gel P-2とBio Rex 70によるカラムクロマトグラフィーで精製し、TLCおよび電気泳動法により同定した。

3. 結 果

3.1 4定点における麻痺性貝毒の経年変化

1979年から1984年までの6年間の4定点における麻痺性貝毒の推移を図2および図3に示した。

毒化の推移は年によって異なり、1979年から1981年までと1984年は毒化したが、1982年と1983年はほとんど毒化しなかった。県内では水産林業部において16定点9種の貝類で監視を行っており、そのデータによれば1982年については全定点でほとんど毒化しなかったが、1983年は石巻湾においてのみ4月中旬から7月まで強く毒化した。このように、同一時期でも湾によって違いが認められ、麻痺性貝毒の監視上十分留意する必要性を示した。

毒化のピークを示す時期は1980年は6月、1981年は3~4月、1984年は7月であった。毒化が強く起ったのは、1980年6月の前浜(147 MU/g 中腸腺)であったが、この他五十嵐らの報告等⁶⁾によれば、1979年6月小泉湾のホタテガイ(229 MU/g 中腸腺)や1983年4月石巻湾のアカザラガイ(248 MU/g 中腸腺)も強毒化していた。

二枚貝の麻痺性貝毒による毒化は、Protogonyaulax catenellaやP. tamarensisの摂取によることが明らかになっており、これら有毒プランクトンの増殖が貝類の毒化を左右している。増殖因子としては水温、日照量、栄養塩量や海流等が考えられるが、そのうち影響力の大きいと考えられる水温との関係について調べてみた。

* 現大崎保健所

** 気仙沼保健所(現、仙塩流域下水道事務所)

*** 気仙沼保健所(現、保健環境センター)

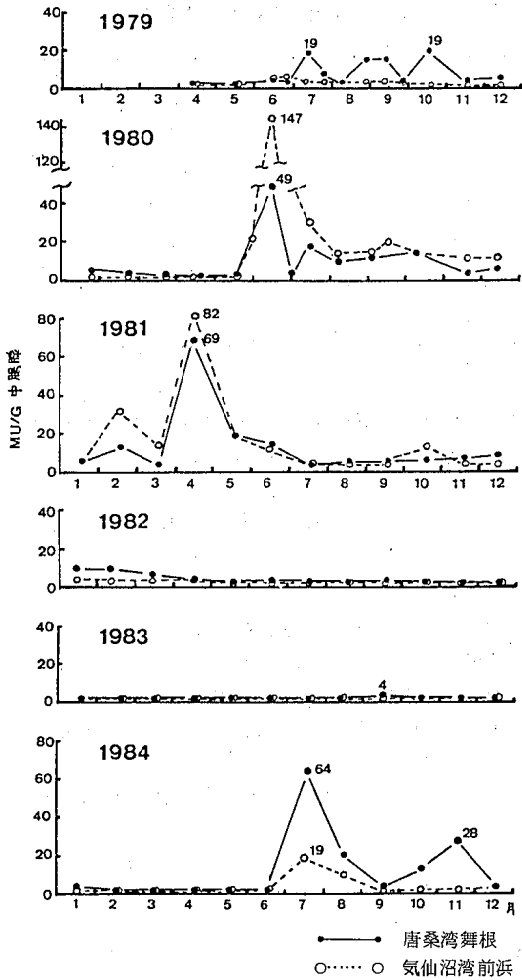


図2 アカザラガイの麻痺性貝毒の推移

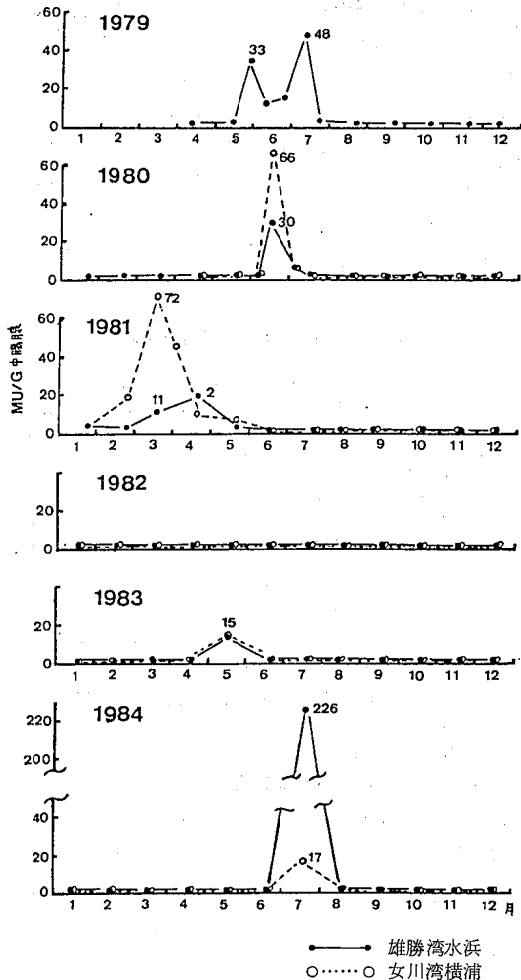


図3 ムラサキガイの麻痺性貝毒の推移

Uchida⁷⁾らによれば *Protogonyaulax* の増殖適温は 10℃とされており、噴火湾においてはその消長と水温の関係がよく調査されている。⁸⁾ そこで、水温10℃を示す時期と貝の毒化の関係を見てみた。図4は気仙沼湾における1981年から1984年までの水温変化を示したものであるが、1981年の3～4月の毒化は水温が6～8℃と低温の時期に起っていた。

一方、1982年は毒化しなかった年であるが、水温の推移は1981年と大差なかった。1984年は7月と遅れて毒化したが、この年は5月中旬まで例年より2℃程低い水温が続き、5月下旬から6月中旬にかけて8℃から13℃まで急激に上昇したが、この期間に原因プランクトンも急激に増殖し、7月の貝類の毒化を引き起こしたと考えられる。

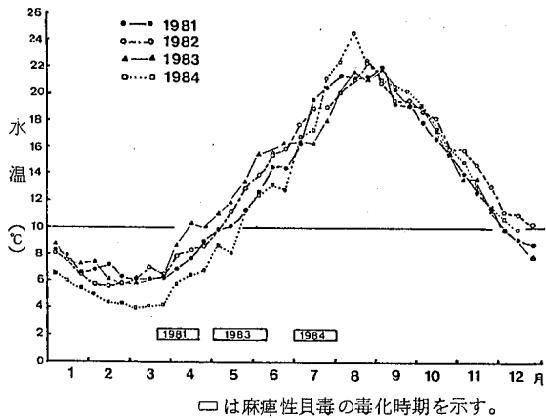
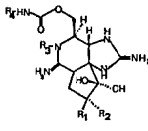


図4 気仙沼湾における水温

3.2 麻痺性貝毒の成分

1981年3月横浦産および1984年7月産ムラサキイガイの中腸腺に含まれる麻痺性貝毒の成分について分析したところ、両者とも Gonyautoxin (GTX) 1, GTX 2, GTX 3 を主成分としていた(表1)。雄勝湾⁹⁾や大船渡湾¹⁰⁾産ホタテの毒成分は GTX 1~4 が主成分であり、Saxitoxin (STX) や neo STX はわずかしかが存在しないことが報告されており、我々の結果と似ていた。

表1 麻痺性貝毒の構造と毒力

	PSP	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	Relative Toxicity
	STX	H	H	H	H	100
	neoSTX	H	H	OH	H	79
	GTX ₁	H	OSO ₂	OH	H	80
	GTX ₂	H	OSO ₂	H	H	39
	GTX ₃	OSO ₂	H	H	H	109
	GTX ₄	OSO ₂	H	OH	H	33
	GTX ₅	H	H	H	SO ₂	7
	GTX ₆	H	H	OH	SO ₂	53
	GTX ₉	OSO ₂	H	H	SO ₂	14
	isomer of GTX ₉	H	OSO ₂	H	SO ₂	1
	NEW TOXIN	H	OSO ₂	OH	SO ₂	
		OSO ₂	H	OH	SO ₂	

3.3 養殖かきの麻痺性貝毒

養殖かきの麻痺性貝毒は、出荷時期の前の9月中旬に調査しているが、表2に示すように、この時期に毒化したのは6年間のうち1980年だけであり、毒力も2 MU/g 中腸腺と弱いものであった。かきはホタテガイやアカザガイ等^{6),11)}に比し毒化しにくいことや調査時期が毒化のピーク時期をはずれていることもあり、ほとんど検出されないものと考えられる。しかし、山口県仙崎湾では1979年1月にかきによる麻痺性貝毒中毒(120 MU/g 中腸腺)¹²⁾が発生していることから、本県においても継続して監視する必要がある。

表2 養殖かきの麻痺性貝毒*

年	検出数	毒量(MU/g 中腸腺)
1979	0/8	唐桑湾 2.2 歌津湾 2.4 雄勝湾 1.9 女川湾 2.1
1980	4/8	
1981	0/8	
1982	0/8	
1983	0/8	
1984	0/8	

* 毎年9月20日前後に採取

本調査における試料採取にご協力いただいた石巻および気仙沼保健所の食品衛生係の皆様へ御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) Kawabata T.: Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 28, 344 (1962)
- 2) 川城 巖 他: 食衛誌 3, 273 (1962)
- 3) 佐藤 良裕 他: 宮城衛研報告 45, 99 (1966)
- 4) 厚生省乳肉衛生課長通達, 環乳第30号(1980)
- 5) 菊地 秀明 他: 宮城県保健環境センター年報 1, 104 (1984)
- 6) 五十嵐輝夫 他: 宮城県気仙沼水試研究報告 6, 12 (1982)
- 7) Uchida T et. al: Jap. J. Phycol 28, 100 (1980)
- 8) 西浜 雄二 他: 北水試月報 38, 321 (1981)
- 9) Ueda Y. et. al: Bull. Japan Soc. Sci. Fish 48, 455 (1982)
- 10) Oshima Y. et. al: Bull. Japan Soc. Sci. Fish 48, 851 (1982)
- 11) Oshima Y. et. al: Bull. Japan Soc. Sci. Fish 48, 525 (1982)
- 12) Onoue Y. et. al: Bull. Japan Soc. Sci. Fish 46, 1031 (1980)

13 トリコテセン系かび毒の食品汚染

山田 わか 鈴木 滋 佐藤 信俊
牛沢 勇

1. はじめに

赤かび病菌などフザリウム属かびが産生するトリコテセン系マイコトキシン〔ニパレノール (NIV), テオキシニパレノール (DON), フザレノンX (FX), T-2トキシン等) は、強い細胞毒性、催吐性、造血障害性などを有し、古くから食中毒の原因化合物として知られている¹⁾。(図1)

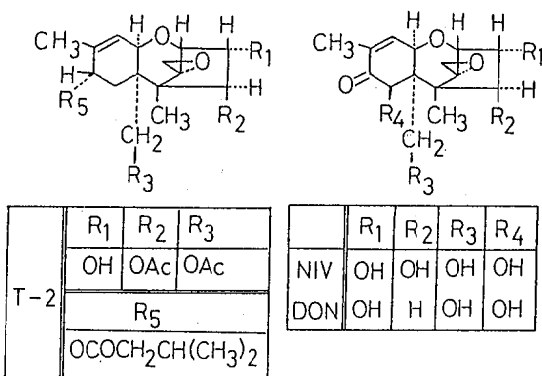


図1 Structures of Trichothecenes

近年、これらのマイコトキシンのうちNIVやDONが小麦、大麦、とうもろこしなどの穀類やその加工品から検出されることが、アメリカ、カナダなど欧米諸国で報告され、規制基準が設けられている²⁾。さらに、国内でも汚染例が多数報告されつつあり、本県では、昭和52年度に赤かび病に汚染されたと思われる県内産の小麦、大麦からNIV、DONを検出している³⁾。

我々は、これまでアフラトキシンを対象としてかび毒の検査を実施してきたが、このような見地から、今年度は穀類加工品のDON、NIVの汚染実態調査を行った。

また、国のレベルでも、毒性の見直し、実態調査など食品衛生上重要な問題となり、昭和59年度厚生科学研究費特別研究事業「フザリウム属の産生するトリコテセン系かび毒についての毒性的作用等に関する研究」が実施された。我々はこの研究の担に参加する機会を得て、分析法の若干の検討及び市販穀類加工品の汚染実態調査を行ったので報告する。

2. 実験方法

2.1 試料

仙台市内で購入した穀類加工品等51件で、その内訳を

表1に示した。

表1 穀類加工品内訳

1984.7及び1985.1 購入	
試料名	調査件数
Pop corn (ポップコーン用小粒とうもろこし)	2
Confectionary corn products (コーン菓子)	7
Corn meal (とうもろこし粉)	1
Wheat flour (小麦粉)	11
Wheat flour products (小麦粉製品)	4
Biscuit (ビスケット)	7
Pressed barley (押麦)	3
Confectionary barley products (麦菓子)	1
Mugicha (麦茶)	2
Mugikogashi (麦こがし)	2
Hatomugi (はと麦)	4
Cereals (朝食用穀物)	4
Baby foods (乳幼児用食品)	3
	51

2.2 試薬

DON, NIV標準品：和光純薬製試薬標準品

フロリジル：和光純薬製60~80メッシュフロリジルを650°C、3hr活性化後、130°Cで5hr放置、密栓して保存

シリル化剤：トリメチルシリルイミダゾール (和光純薬製) - トリメチルクロロシラン (和光純薬製) - 酢酸エチル (和光残留農薬試験用、無水硫酸ナトリウムで脱水) 1:0.2:9, 用時調製

クロロホルム, メタノール, アセトニトリル, n-ヘキサン：残留農薬試験用 (和光純薬)

2.3 装置

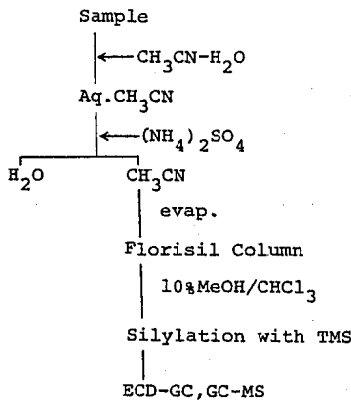
ガスクロマトグラフ：島津製作所製ECD (⁶³Ni)型GC-4CM

カラム 2%OV-17, φ3mm×3m, 240° ガスクロマトグラフ-質量分析計 (GC-MS)：日本電子社製D-300

カラム 2%OV-17, 1m, 250°, 70eV

2.4 分析方法

分析方法は簡易分析法⁴⁾に準じ、その概略を下記に示した。



Scheme: Analytical method of DON&NIV

<抽出>

試料を粉碎器で粉碎，十分均質とし，15 gを100 ml遠沈管に秤取する。アセトニトリル：水（3+1）50 mlを加え，振とう器で15分振とう抽出，遠心後上澄を分取する。これを2回繰り返して，抽出液を合わせ，n-ヘキサン100 mlで軽く洗浄する。アセトニトリル層に硫酸アンモニウム25 gを加え振とう，水層をすて，アセトニトリル層を三角フラスコにとり無水硫酸ナトリウムを加え脱水後，エバポレーターで濃縮，エチルアルコールを加え乾固，残渣をメタノール1.5 mlに溶解する。

<カラムクリーンアップ>

フロリジル15 g，無水硫酸ナトリウム5 gをクロロホルムで充てん，さきの抽出液0.5 mlにクロロホルム3.5 mlを加え，カラムに負荷する。クロロホルム60 mlで洗浄後，10%メチルアルコール/クロロホルム溶液150 mlで，約2 ml/minの速度で溶出させる。

<定量及び確認>

抽出液をKD濃縮器で40℃，減圧濃縮，更に窒素気流中で乾固させる。

シリル化剤0.5 mlを加え，1分間はげしく攪拌後，50℃で30分放置する。酢酸エチル9.5 mlを加え遠心後，上澄をECD-GLCに供する。ECD-GLCで検出されたものについては，さらにGC-MS (SIM)で確認した。

3. 結果及び考察

3.1 カラムクリーンアップの条件

簡便法ではフロリジル10 gですぐに溶離液で溶出させる条件を用いている。しかし，ポップコーンなど特に油分の多い食品では，油分が溶出しシリル化に影響し，ガスクロマトグラムでも妨害ピークが大きい。そこで，今回はDON，NIVのみを分析対象としていることから，

試料を負荷後クロロホルムで洗浄し，その後溶出させる条件を検討した。

結果を図2に示したが，④の条件（メチルアルコール0.5 ml，クロロホルム3.5 mlで試料を負荷）でDON，NIVとも定量的に回収できた。

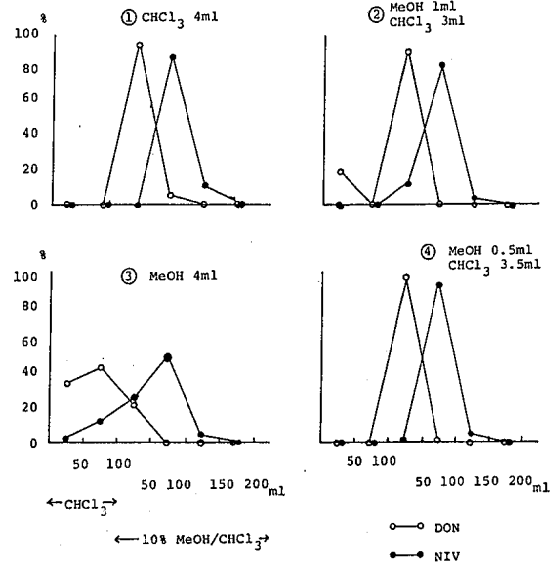


図2 Florisilの回収

3.2 GC-MS

表こがしのような加熱加工した食品や微量汚染試料において，フロリジルカラムのみではECD-GLCでの妨害物質は除去しきれず（図3），定量できない。そこ

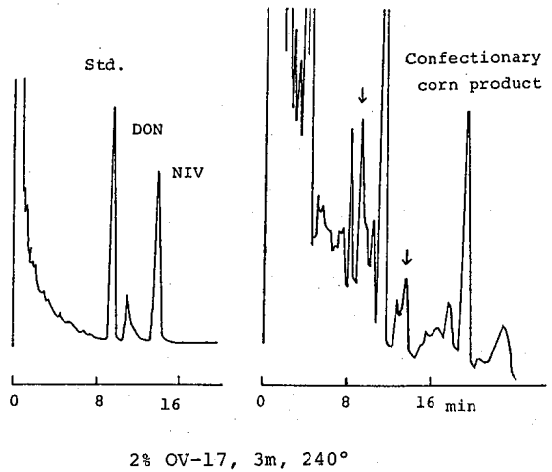


図3 ECD-GC of TMS-derivs of DON&NIV

でGC-MSを用いて確認を行った。DON-TMS化体及びNIV-TMS化体のマススペクトルは図4のようなパターンを示し，それぞれm/e 512 (M⁺)および

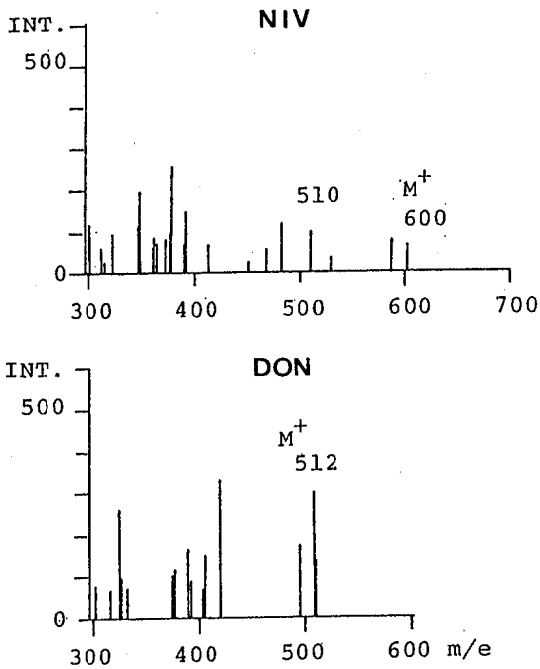


図4 GC-MS of TMS derivs of NIV & DON (70 eV)

m/e 600 (M^+) を用いる SIM で定量することとした。これによりコーン菓子及び麦がしのクロマトを行ったところ (図5, 6) 妨害ピークも認められず, 検出限界 DON 10 ppb, NIV 20 ppb まで定量することができた。

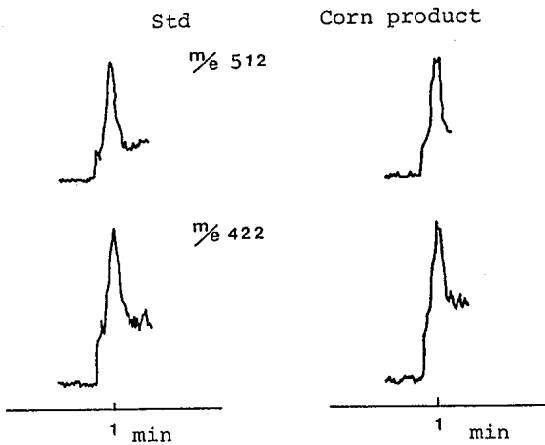


図5 Gas Chromatograms of DON-TMS by GC-MS-SIM (70 eV)

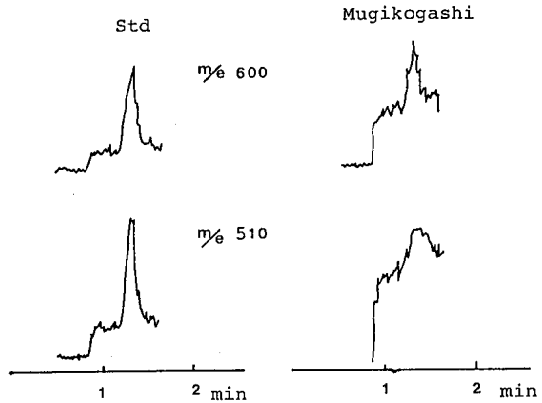


図6 Gas Chromatograms of NIV-TMS by GC-MS-SIM (70 eV)

3.3 添加回収

ポップコーン及び大麦への添加回収実験の結果を表2に示したが, ほぼ満足できる値であった。

表2 添加回収実験

試料	DON		NIV	
	添加量	回収率	添加量	回収率
大麦	8.2 mg	94 %	9.2 mg	104 %
ポップコーン	"	112 %	"	110 %

3.4 分析結果

① クロスチェック

分析班が提示した簡易分析法の評価のため, 今回8機関がクロスチェックに参加した。供試試料は人為的にDON, NIVを添加したとうもろこし, 自然汚染大麦の2点で, 各機関2回ずつの分析値を求めたものである。

表3 穀物中のトリコテセンの定量 (8機関クロスチェック)

	Spiked corn		Contaminated barley	
	DON	NIV	DON	NIV
範囲 (ppb)	800 ~1,369	700 ~1,356	273 ~540	598 ~1,170
平均 (ppb)	1,037 ± 130	983 ± 174	396 ± 87	974 ± 170
C V (%)	12.5	17.8	21.8	17.5
当機関分析結果 (ppb)	975	885	525	1,120

結果を表3に示した。自然汚染大麦の方にバラツキが見られたが, 概ね良好な評価を得ている。

② 穀類加工品分析結果

市販加工食品の分析結果を表4, 表5に示した。

表4 市販穀類加工品のDON, NIVの分析結果(その1)

Sample	No. of examined	No. of positive	DON (ppb)	NIV (ppb)
Pop corn	1	1	77	
Corn meal	1	1	80	
Confectionary corn products	6	0		
Wheat flour	11	0		
Mugikogashi	1	1	226	539
	20	3		

表5 市販穀類加工品のDON, NIVの分析結果(その2)

Sample	No. of examinend	No. of positive	DON (ppb)	NIV (ppb)
Pop corn	1	1	30	
Mugicha	2	1	18	
Mugikogashi	1	1	204	522
Confectionary barley products	1	0		
Wheat flour p.	4	0		
Polished barley	1	0		
Pressed barley	2	0		
Cereals	4	3	25, 35	155
Biscuit	7	4	24, 28, 28, 55	
Baby foods	3	1	47	
Hatomugi	4	0		
Confectionary corn products	1	1	78	
	31	12		

<とうもろこし製品>

分析したポップコーン用小粒とうもろこし及びとうもろこし粉でDON汚染が認められた。全国調査でも小粒とうもろこしの汚染率が高く、高濃度に汚染されているものが数多く見つかっている。また、コーンフレーク等のコーン菓子やベビーフードのコーンスープからもDONが検出されている。

<小麦製品>

小麦粉からは検出されなかったが、ビスケット7件中4件からDONが検出された。

<大麦, その他の麦製品>

麦こがし(こうせん)2件で、DONが204~225ppb NIV 522~539ppbに達する高濃度の汚染が認められた。また、はと麦フレークでは155ppbのNIVが検出されている。大麦の加工品は、陽性試料でDON, NIVの複合汚染がみとめられることや、比較的高濃度に汚染されていることが特徴的である。

以上、今年度は簡易分析法の若干の検討と、市販食品の汚染実態調査を行った。トリコテセン系かび毒は、アフラトキシンと異なり、国内産の食品でも広く汚染していることが判明した。我国では食品の残留基準が決められていないが、今回の調査から、国レベルでは毒性試験を実施し、規制を設定する方向にあり、分析法にもまだ解決されていない点がある。今回の調査で問題となった高温で加熱された食品やベビーフードなどの二次加工品を中心に、妨害物質の除去、キャピラリーGLCでの分析法等、更に検討を要すると思われる。

参 考 文 献

- 1) 上野芳夫: 衛生化学, 30, 251 (1984)
- 2) 有毒カビならびにマイコトキシンに関する専門学術会議報告: 食品衛生研究, 34, 148 (1984)
- 3) 佐藤信俊 他: 宮城衛研年報, 55, 106 (1980)
- 4) フザリウム属が産生するトリコテセン系かび毒についての毒性学的作用等に関する研究班: 総括研究報告書 (1985)

14 FAO/WHO 合同の食品汚染物モニタリング計画における分析精度保証

— 鉛とカドミウムの分析 —

菊地 秀明 百川 和子 牛沢 勇

1. はじめに

FAOとWHOは、国連のGlobal Environmental Monitoring System (GEMS) 計画の一環として、世界各国から農薬、重金属、アフラトキシン等の食品汚染物の分析データを収集し、汚染レベルやそれらの地域差、推移等調査しているが、これらのデータの信頼性確保や相互比較を目的とし、濃度未知試料を用いた分析精度保証計画 (Analytical Quality Assurance Programme) が1980年から1985年にわたって実施された。日本からは5機関が参加し、われわれもその一つとして加わった。有機塩素系農薬については既に鈴木ら²⁾が報告しているの、ここでは鉛とカドミウムのAQAについて報告する。

2. AQAのプログラム

PbとCdのAQAは、満足しうる結果が得られれば1～2回で終了する予定であったが、第1回目の結果にかなりのばらつきが生じたため、Table1に示すように、1980年から1985年にわたってAQA IからAQA IIIまでのAQAが行われた。

分析方法は参加機関が通常行っている方法で行うこととされた。われわれの前処理法はAQA Iでは低温灰化後硝酸・過酸化水素分解、AQA IIとIIIでは硫硝酸分解を行った。分解液は衛生試験法の方法³⁾に準じNaDDC-MIBK抽出を行い、原子吸光法(D₂によるバックグラウンド補正)により測定した。結果は英国農業水産食糧省食品科学研究所 Dr. M. E. Knowlesに報告した。

Table 1 Programme of AQA

Programme	Period	No of Lab	Samples
AQA I	1980.8-9	36 (15)*	3 freeze dried vegetables and shellfish
AQA II	1981.11-1982.1	36 (15)*	std. soln, salt soln and orange suspension
AQA III			
stage 1	1984.4-5	57	acid solutions (2 samples)
stage 2	1984.8-9	52	salt solutions (2 samples)
stage 3	1984.12-1985.1	43	freeze dried vegetable and cattle liver

* Number of countries

3. 結果

3.1 AQA I

AQA Iは濃度未知の4試料(乾燥野菜3, 乾燥貝1)で行われた。これらは分析値報告後、NBSの標準物質(SRM)であることが知らされた。

結果はTable 2に示した。報告した全データのうち20%が統計処理後、outlierとして除外された。残りのデータの平均値は、Pbで期待値の79～144%, Cdで78

～127%であったが、Rで示されたばらつきはかなり大きく、特に低濃度レベルで著しかった。われわれのデータはSpinachのPb, Tomato leavesのPbとCdで低値であった。その後、これらの試料を硫酸・硝酸・過塩素酸分解を行い測定したところ、分解過程に問題があった(分解不十分や損失)可能性が示唆された。

WHOでは、ばらつきの原因を明らかにするため前処理別、測定法別にデータの検討を行ったが、原因の確定は出来なかった。

Table 2 Summary of AQA I

Element	Sample	Concentration (mg/kg)			r(%)*	R(%)*
		Expected	Mean	Miyagi		
Pb	Oyster tissue (D)	0.48±0.04	0.69	0.45, 0.52	50.4	177
	Spinach (A)	1.2 ±0.2	1.2	0.74, 0.77	28.6	153
	Tomato leaves (C)	6.3 ±0.3	5.0	3.1, 3.3	20.8	108
	Orchard leaves (B)	45.0 ±3	38	37, 41	13.3	50.0
Cd	Orchard leaves (B)	0.11±0.01	0.14	0.11, 0.11	29.6	181
	Spinach (A)	(1.5)**	1.3	1.13, 1.18	21.7	78
	Tomato leaves (C)	(3)	2.35	1.93, 2.10	20.1	61.7
	Oyster tissue (D)	3.5 ±0.4	3.3	2.91, 3.05	23.9	88.4

* r is repeatability and R reproducibility.

** Cd values in parenthesis are uncertified.

3.2 AQA II

AQA IIでは、AQA Iにおける誤差要因が前処理過程にあるのか、測定過程にあるのかを明らかにすることが目的とされた。

試料として、(1)標準溶液、(2)塩を含んだ酸溶液で、(a)分解操作を行わない場合と(b)行い場合、(3)オレンジ試料 (PbとCdを添加したものとししないもの)が配付された。(1)は測定操作における誤差を、(2)・(a)は抽出、測定操作における誤差を、(2)・(b)は分解・抽出・測定操作における誤差を、(3)は実試料での全操作にわたる誤差を調べ

るためのものである。

結果をTable 3に示した。Pbにおいては(1)(2)および(3)の添加群においてはほぼ同じ変動係数を示し、誤差要因は測定段階にあることが示唆された。また(3)の無添加群で示されたように、低濃度 (0.1mg/kg以下)のPbの分析はかなりのばらつき(CV, 93~99%)が見られ、このオーダーのモニタリングデータの信頼性は低いことが示された。

Cdにおいては、変動係数が(1)、(2)ではほぼ6~16%と小さいのに比し、(3)で39~42%と大きくなったことから、

Table 3 Summary of AQA II

Element	Sample	Concentration (mg/kg)				Coeff. of Variation	No. of Results
		Mean	Median	Mode	Miyagi		
Pb	Standard soln (290 mg/kg)	290			288	18 ⁸	36
	Salt soln* + 0.8 mg/kg Pb	0.90			0.89	14	28
	" "	0.87			0.83	16	29
	" " (digested)	0.86			0.80	16	29
	" " (")	0.85			0.82	16	31
	Orange	0.12	0.06	0.04	0.05	99	22
	" "	0.10	0.06	0.04	0.06	93	27
	Orange+0.4 mg/kg Pb	0.47			0.44	24	29
	" +0.8 mg/kg Pb	0.87			0.86	18	31
	Cd	Standard soln (87 mg/kg)	89			79	16
Salt soln + 0.3 mg/kg Cd		0.32			0.34	8	24
" "		0.32			0.33	9	24
" " (digested)		0.31			0.33	6	21
" " (")		0.31			0.32	15	25
Orange		0.008	0.00	0.00	0.00	135	22
" "		0.008	0.00	0.00	0.00	165	23
Orange + 0.3 mg/kg Cd		0.25			0.34	42	28
" + 0.3 mg/kg Cd		0.25			0.34	39	28

* Salt solution contained the following elements: Na 870, Ca 810, K 400, Mg 370, Sn 18, Fe 10, Zn 1.4, Cu 1.0, Al 0.5, Cr 0.3 and Ni 0.2 mg/kg in 2M HNO₃,

実試料における分解過程に誤差要因があることが示唆された。

AQA IIにおいて報告された全データのうち18%が outlier として除外され、AQA Iの場合と変わらなかった。

われわれの結果はほぼ満足し得るものであったが、(1)のCdで期待値(87.0ppm)の89%と低値を示した。(1)を直接希釈して測定した場合、89.0ppmの値が得られ、抽出過程で損失があったと思われる。

3.3 AQA III

AQA IIIは参加機関が各操作を1つ1つ検討していくことを目的として、3段階に分けて行われ、前の段階で満足しうる結果を出さなければ次の段階へ進めない方式で行われた。

第1段階は酸溶液、第2段階は塩類を含む酸溶液、第3段階は実試料を分析した。

結果はTable 4に示した。

Stage 1では試料を適宜希釈し直接測定する方法で行われた。分析結果を報告した49機関のうち37機関(76%)が満足しうる結果を示した。残りの機関は再度検討しStage 1を行うことになった。37機関の平均値は期待値とほぼ一致しており、変動係数は高濃度試料(Sample B)でPbが13%、Cdが17%であった。しかし低濃

度試料(Sample A)ではそれぞれ38%、28%と高くなっていた。

Stage 2では塩を含む酸溶液を分析したが、われわれはキレート抽出後原子吸光で測定した。報告した40機関のうち28機関(70%)が満足しうる結果を示した。その平均値もほぼ期待値と一致していた。変動係数は低濃度、高濃度ともStage 1より大きく、特に低濃度(Sample E)のPbで50%と大きかった。

Stage 3では植物試料Curly Kale(K)と動物試料Cattle Liver(L)を分析した。43機関のうち27機関(63%)が満足しうる結果を報告した。

Pbについては試料Kで平均値、中央値、最頻値とも期待値と一致していたが、試料Lでは期待値より高く、変動係数も108%ときわめて大きく、低濃度のPb分析の難しさを示した。

Cdについては試料Kで期待値とほぼ一致していたが、試料Lでは許容範囲内にはあったものの平均値、中央値とも期待値より小さかった。変動係数は高濃度では27%とStage 1, 2とあまり変わらなかったが、低濃度では66%と2倍の値を示した。

われわれの結果は、3段階とも満足しうるものであった。

Table 4 Summary of AQA III

Element	Stage & Sample	Concentration (mg/kg)				CV Miyagi (%)	No of Results	
		Expected	Mean	Median				
Pb	Stage 1 (Simple soln)							
		Solution A	0.056	0.054	0.055	0.05	39	80
		Solution B	0.841	0.856	0.85	0.82	14	104
		Stage 2 (Salt soln)*						
		Solution E	0.094	0.088	0.087	0.091	52	87
		Solution F	1.09	1.06	1.08	1.10	23	98
		Stage 3 (Dried foods)						
		Kale K	4.5±0.56	4.09	4.2	4.60	31	79
	Liver L	0.21±0.14	0.581	0.34	0.38	108	69	
Cd	Stage 1 (Simple soln)							
		Solution A	0.037	0.041	0.04	0.037	27	96
		Solution B	0.514	0.511	0.51	0.497	17	102
		Stage 2 (Salt soln)						
		Solution E	0.077	0.083	0.080	0.079	33	96
		Solution F	0.833	0.845	0.836	0.839	25	98
		Stage 3 (Dried foods)						
		Kale K	0.21±0.06	0.210	0.17	0.174	66	73
	Liver L	0.66±0.22	0.529	0.52	0.536	27	79	

* Salt solution contained the following elements in 2M HNO₃: K 3920, P 3910, Ca 982, S 1960, Na 811, Cl 1250, Fe 45, Zn 18 and Cu 11 mg/kg.

4. おわりに

6年間にわたりAQAに参加してきたが、AQAⅢのように各段階を検討しながら行う方式が誤差原因も明らかに出来、望ましいと思われる。現在、種々の標準試料が比較的容易に入手しうようになったので、⁴⁾これらを使い検討しておく必要も感じた。また、長嶋⁴⁾も述べているように、AQAは1回だけに止まらず、継続して行うことが、精度向上に繋ると考えられた。

謝 辞

今回の測定に当たり種々お世話になりました本研究所環境衛生部の皆様に御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 内山 充：衛生試験所報告 97, 1 (1979)
- 2) 鈴木 滋 他：宮城衛研年報 57, 98 (1982)
- 3) 日本薬学会編：衛生試験法・注解, P7, 1980
金原出版
- 4) 長嶋親治 他：東京衛研年報 32(1), 223 (1981)

15 低沸点有機塩素化合物の地下水 中の挙動について

木戸 一博 清野 茂*
千葉 規 湯田 和郎

1. はじめに

我が国の地下水が、テトラクロロエチレン(以下PCEと略する)やトリクロロエチレン(以下TCEと略する)などの低沸点有機塩素化合物によって汚染されていることが、環境庁の調査⁽¹⁾などにより明らかにされた。

これら低沸点有機塩素化合物の多くは変異原性⁽²⁾⁽³⁾や発癌性⁽⁴⁾⁽⁵⁾を有することや、地下水は一度汚染されるとその継続時間は長く、また、その回復がきわめて困難であると考えられるので、早急に地下水質保全のため汚染源の調査や有効な汚染防止対策を講ずる必要があると思われる。

このためには、低沸点有機塩素化合物の汚染機構の解明をはかる必要があると思われるが、現在までに汚染機構の解明を目的とした調査例や解析例の報告^{(6)~(9)}は少なく、汚染機構には不明な点が多い。

そこで今回、仙台市のT地区を対象として、PCE、TCE、1・1・1トリクロロエタン(以下MCと略する)の汚染の実態調査を行い、同時に地下水水理を調査し、汚染物質の拡散や経時変化等の検討を行ったので報告する。

2 調査方法

2.1 調査地区の概要

図-1に調査地区の概要を示した。調査地区は市街地のほぼ中心にある住宅商業地域である。上下水道は整備されているが、井戸も多数存在している。井戸は個人用の浅井戸が大部分で、利用の目的は主に雑用であるが、一部飲用に供されている。採水は図-1に黒丸で示す採水地点から、昭和58年8月、12月、昭和59年1月の計3回行った。

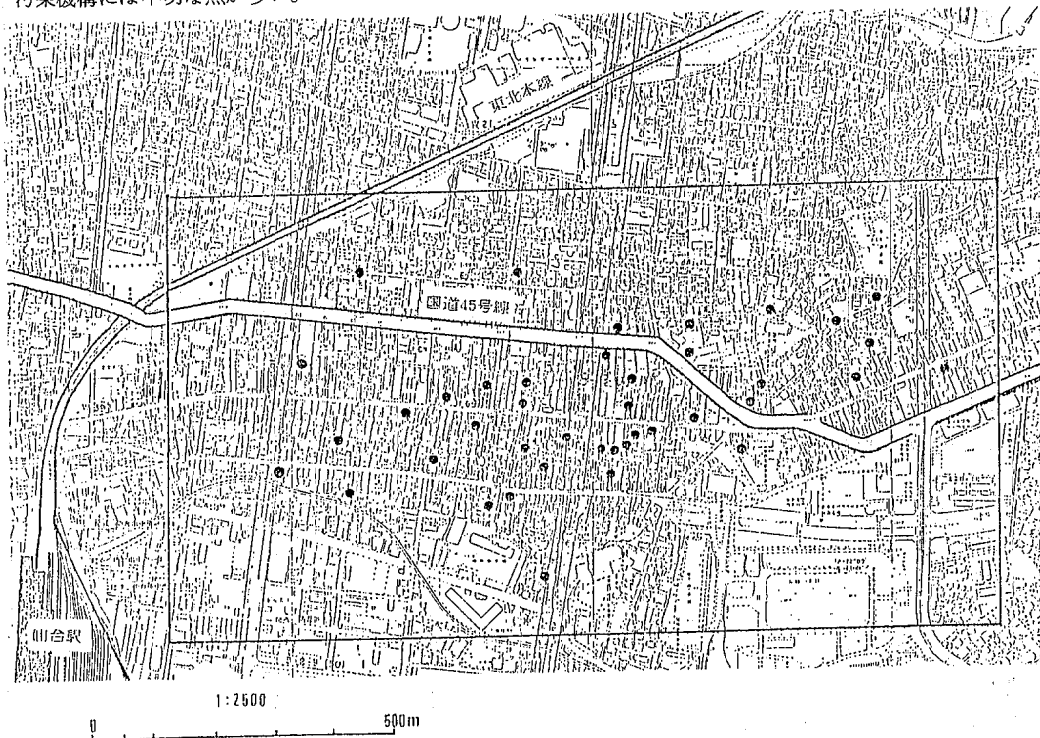


図1 調査地区の概要及び採水地点

* 現宮城県公害規制課

2.2 調査項目

- (ア) 低沸点有機塩素化合物：PCE, TCE, MC
- (イ) 水質試験項目：硝酸性亜硝酸性窒素, 過マンガン酸カリウム消費量, 塩素イオン, PH, 臭味, 一般細菌数, 大腸菌群, 鉄, マンガン, ナトリウム, カリウム, 硬度, アンモニア性窒素, 電気伝導度, 残留塩素, 水温

2.3 採水方法

試料は予め残留塩素の有無をオルトトリジン法で確認した後、精製水で良く洗浄したガラスビンに満水にして密封した後、氷冷して輸送して速やかに試験に供した。

2.4 分析方法

2.4.1 水質試験項目

水質試験項目は日本水道協会上水試験法によった。

2.4.2 低沸点有機塩素化合物

(ア) 低沸点有機塩素化合物標準液

標準液についてはPCE 1 mg/l (関東化学製, 水質試験用), TCE 1 mg/l (関東化学製, 水質試験用), MC 1 mg/l (関東化学製, 水質試験用)を各々メチルアルコールで希釈して混合し, PCE $2\text{ }\mu\text{g/ml}$, TCE $6\text{ }\mu\text{g/ml}$, MC $2\text{ }\mu\text{g/ml}$ の濃度の混合標準液とした。

この原液をメチルアルコールで2~20倍に希釈して混合標準液とした。

(イ) 試験操作

㊸ 前処理

検体 100 ml を分液ロートに採り, n-ヘキサン 10 ml を加えて密栓し, 激しく振とうし静置後, n-ヘキサンを分取し, これを試験溶液とした。

㊹ 分析

㊸で得られた試験溶液の一部をマイクロシリンジを用いて $2\text{ }\mu\text{l}$ 採り, 直ちにガスクロマトグラフに注入し, 試料中の低沸点有機塩素化合物のピーク高さを測定し, あらかじめ㊸により作成した検量線を用いて試験溶液中の低沸点有機塩素化合物の量を求め, 検水中の各々の濃度を算定した。

㊺ 検量線

蒸留水 100 ml を分液ロートに採り, 蒸留水 100 ml につき段階的に調整した混合標準液 $100\text{ }\mu\text{l}$ を添加し, 以下㊸, ㊹と同様に操作し, 各々の低沸点有機塩素化合物の量とピーク高さの関係を求めることにより検量線を作成する。

㊻ ガスクロマトグラフの測定条件

① 20% Silicon DC 550/Chromosorb W(AW-DMCS) $60\sim 80\text{ mesh}$, $3\text{ mm}\times 3\text{ m}$ ガラスカラム, カラム温度 70°C , N_2 流量 50 ml/min 。

② 20% Silicon GE Versilb F-50/Chromosorb W(AW-DMCS) $60\sim 80\text{ mesh}$, $3\text{ mm}\times 3\text{ m}$ ガラスカラム, カラム温度 70°C , 検出器温度 150°C , N_2 流量 50 ml/min 。

2.5 一般水質の多変量分析

統計処理はNEC 2200を用い, 解析法としてクラスター分析を行った。すなわち, 硝酸性・亜硝酸性窒素, 塩素イオン, 硬度, ナトリウム, カリウム, 電気伝導度の水質6項目をデータとして入力し, 各地点間のデータの標準ユークリッド距離を求め, ワード法によりクラスターに分類した。

3. 結果および考察

3.1 水理地質調査

3.1.1 地形地質

調査対象地区は図2に示したように, 3つの河岸段丘から成っていると推定されている。¹⁰⁾ 地形は西から東へ傾斜しているが, 南東の段丘が高まりとなっている。

また, 調査地区の水理地質を検討するため, 既存のボーリング柱状図等¹¹⁾を基に推定地質断面図を作成し図3に示した。断面は図2のW-Eの線で切った。これを見ると2 m前後の表上の下に3~7 m礫層があり, 更にその下には基盤となる凝灰岩が存在することが推定された。

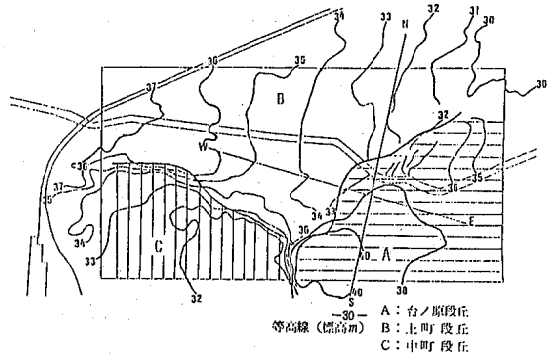


図2 調査地区の地形平面図

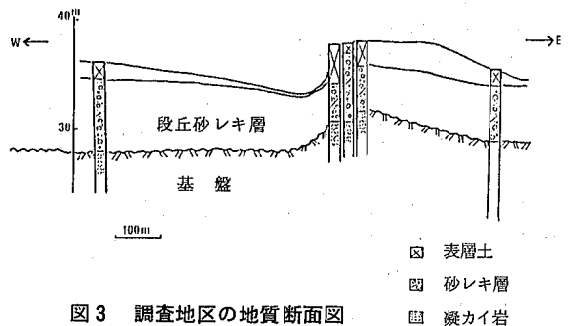


図3 調査地区の地質断面図

3・1・2 地下水位

地下水位を測定し、その結果を基に地下水位等高線を描き図4に示した。これを見ると、水位等高線はほぼ地表の等高線にそって走っており、また、地下水位は地表より約4mのところにあるものと思われた。この地下水位と図3の推定地質断面より、調査地区の浅井戸の帯水層は段丘礫層中にあるものと思われる。

また、水位等高線より想定される地下水の流れを図4に矢印で示した。地下水はほぼ地形の傾きにそって西から東へ、あるいは南東の方向へ流動するものと思われた。

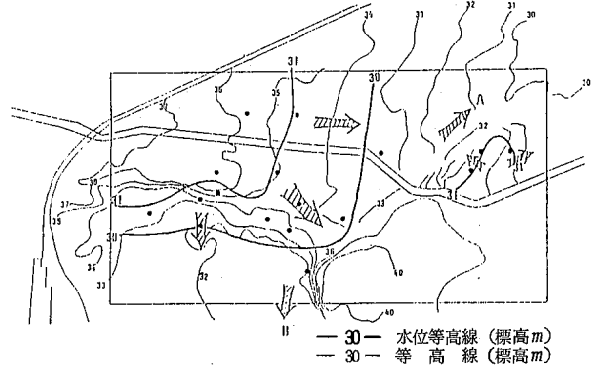


図4 水位等高線と地下水流動方向

3.2 低沸点有機塩素化合物 (PCE・TCE・MC) の汚染実態調査

3・2・1 PCE

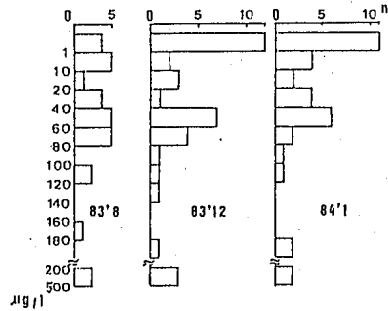
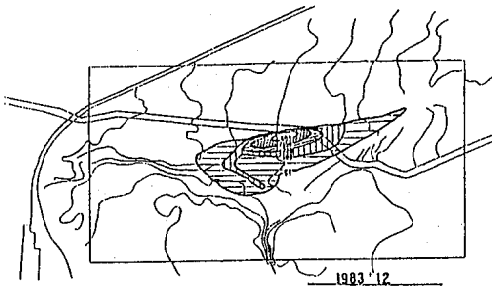
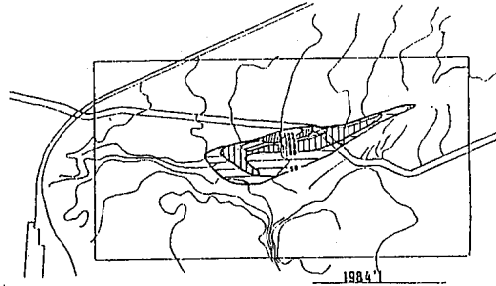
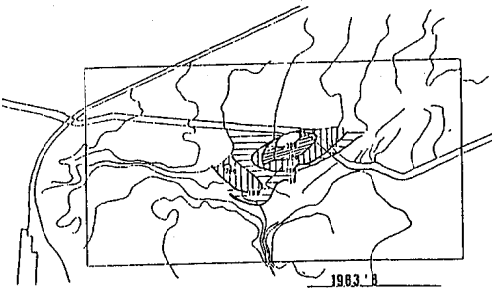


図5 テトラクロロエチレンり濃度分布とヒストグラム

図5にPCEの汚染の濃度分布を等濃度曲線で示した。同時に3回の調査結果をヒストグラフで示した。

8月の調査では汚染の範囲を限定できなかったので12月と翌年の1月は調査範囲を拡大した。3回の調査においてPCEは0.2~490 μg/lの広い濃度範囲で検出した。

汚染の推移をみると最も高い汚染を示す位置及びその濃度にはほとんど変化がみられなかった。Trouborst¹²⁾らは、オランダの地下水中の揮発性有機ハロゲン化合物の分布調査を行った結果、PCE又はTCEが1~10

μg/l 検出時には主に点源汚染が行われている可能性があり、10μg/l以上検出の時はほとんど過去に廃液の土壌処分が行われていたと指摘している。このことと、3回の調査における濃度分布から、今回のPCEの汚染は点源汚染で、しかも一過性のものではなく、汚染物質の連続供給又は埋め立てられた汚染物質が徐々に溶解拡散しているかのいずれかであると思われる。

汚染の分布は東西に帯状に分布しており、図4で推定した地下水の流れに乗って汚染が徐々に拡散しているように思われる。

3・2・2 TCE

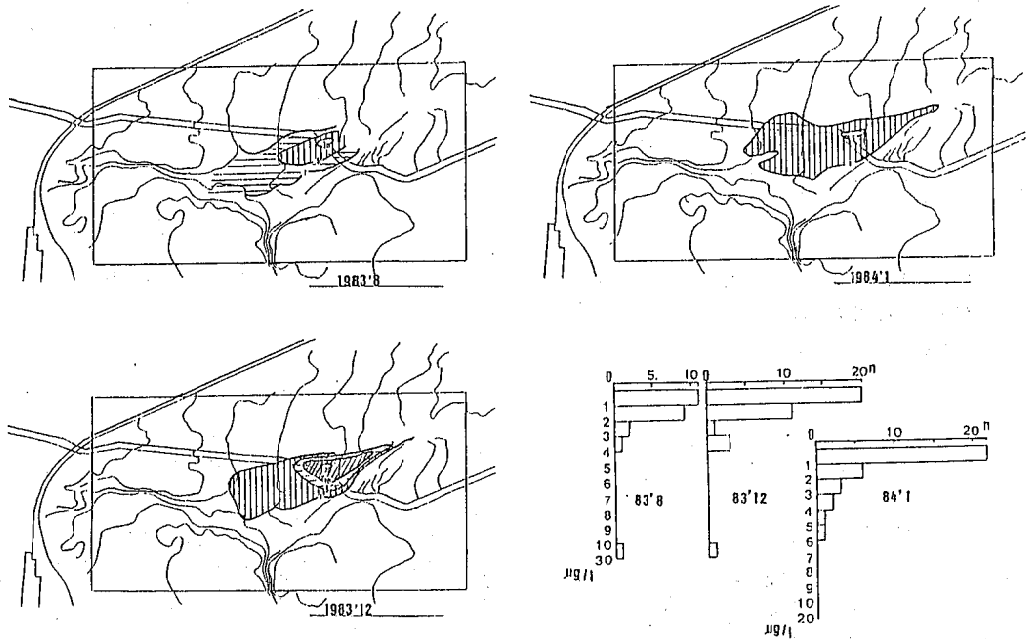


図6 トリクロロエチレンの濃度分布とヒストグラム

図6に汚染の濃度分布図を示した。同時に、3回の調査結果をヒストグラムで示した。

TCEは $0.5 \sim 22 \mu\text{g}/\ell$ の範囲で検出した。最も高い汚染を示す位置は3回の調査では変化がみられなかった。このことはPCEの汚染と同様、点源汚染を意味するものと思われる。しかし、TCEとPCEとでは最も高い汚染を示す位置は異っており、TCEとPCEとでは汚染源が異なるものと思われる。

3・2・3 MC (図7 次ページ)

図7にMCの濃度分布図を示した。同時に3回の調査結果をヒストグラムで示した。

MCの汚染の分布をみるとPCEやTCEと異なり広く拡散する傾向がみられた。

また、今回の調査ではMCの汚染の中心及び汚染の範囲を限定することはできなかった。

3・2・4 PCE, TCE, MCの汚染の分布形態について

今回の調査でPCE, TCE, MCとでは汚染の分布形態に異なる傾向がみられた。このことはPCE及びTCEとMCとでは汚染源が点源汚染か複数の汚染源かによる違いと同時に3物質の物性、例えば水への溶解性、比重、土壌への吸着性等の差によることが考えられ、現在

検討中である。

PCEとTCEの分布の傾向をみると、東西に帯状に分布し、地下水の流れにそって分布する様に思われる。

そこで、図4に示した地下水位から、ダルシー式を用いて、ごく大まかな地下水の流れを推定した。

その結果、東及び南東方向への流れは1日3~6cm、南への水の流れは1日に10~20cmであった。

しかし、この流速は地下水を利用していないことを前提とした理論値であり、用水によって地下水の流動速度や移動方向が影響を受けることが考えられる。したがって、今後の課題として、地下水の使用量の把握など、地下水の収支を正確につかむ必要があると思われた。

3.3 一般水質項目の多変量解析結果

地下水の水質を解析し、地下水の水質の類似性や差異を求め、それらから、調査井戸のグループ分けを行い、調査井戸の滞水層の同一性や低沸点有機塩素化合物の汚染の分布との関係をみた。

12月の調査のクラスター分析結果を図-8に、また、クラスター分析によりグループ分けをした井戸の分布と各グループの水質時性を放射線図を用いて図9に示した。

放射線図は、各グループ毎の水質6項目の平均値を用いて表わした。

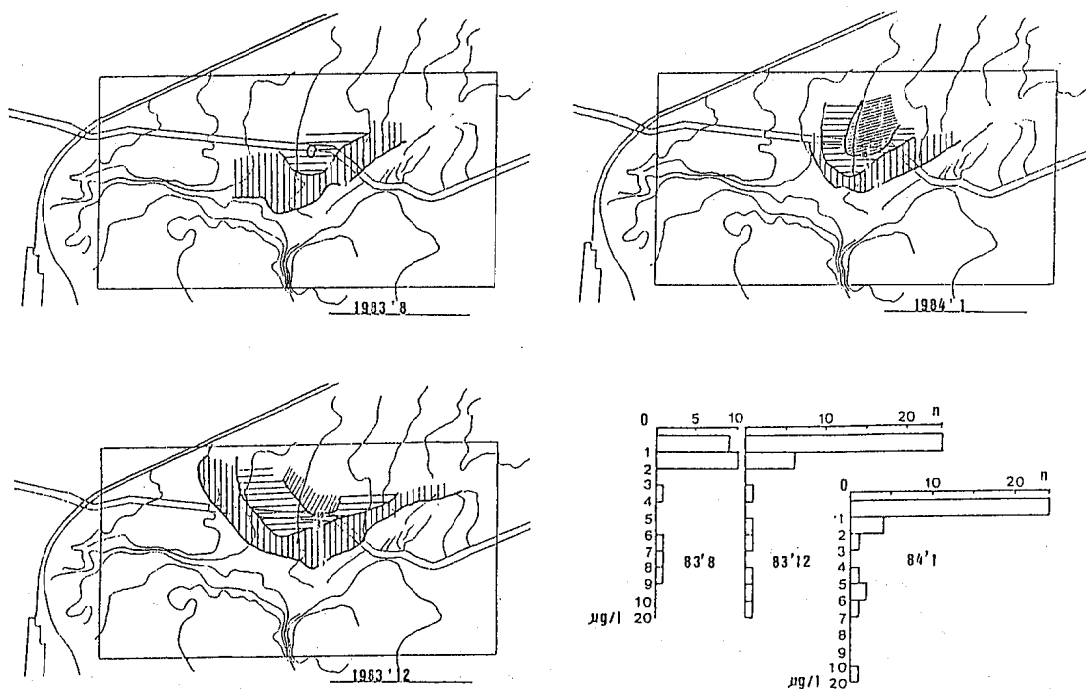


図7 1・1・1 トリクロロエタンの濃度分布とヒストグラム

解析結果から、12月の調査した井戸は3つのグループに分けることが出来た。

各グループの水質特性をみると、グループ1（以下G-1とする）の放射線図は、ほぼ同形で、各水質項目の値は、G-2はG-1の約半分であった。

グループ3（以下G-3とする）はG-1及びG-2とは全く異なる形を示し、特にカリウムの濃度が高い様に思われた。

この様に、3つのグループの水質に明瞭な差がみられる。

地下水の水質変化の機構は、特定の地層の中で生じし、地層と水との反応として理解し得るものと、地層を異にしたり、地質構造の影響を受けたりして起こる不連続な変化として理解できるものがあると考えられるが、12月の調査井戸の水質の差を考察すると、図2よりG-1及びG-2は主に段丘Bの上であり、G-3は段丘Aの上にあることがわかる。

水理地質調査より、段丘Aと段丘Bは不連続であることが推定され、このことが、G-3とG-1及びG-2の水質の差となるものと思われた。また、G-1とG-2は段丘B及び段丘Cの上であり、水理地質調査より、

帯水層はほぼ連続しているものと思われる。

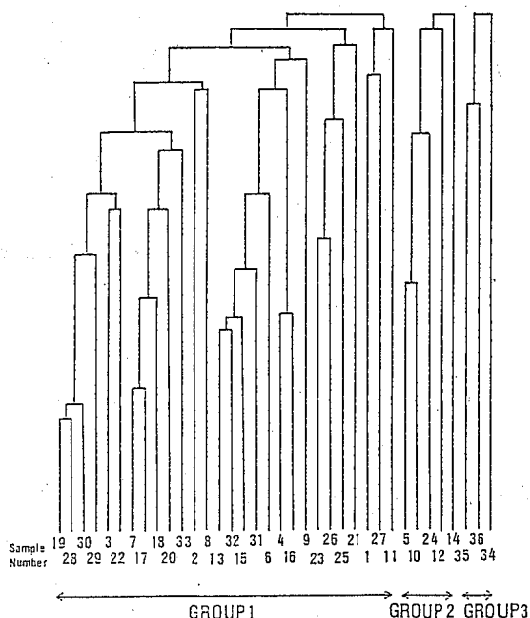


図8 クラスタ分析結果 1983/12

したがって、G-1とG-2の水質の差は、地下水の流動過程で生じた化学的な変化によるものか、あるいは流動過程で雨水の浸透や地下水の湧き出し等によって生じた量的な変化によるものかであると思われるが、今回の調査では不明であり、今後の検討課題である。

低沸点有機塩素化合物の汚染の分布と、クラスター分析によって分類されたグループとの関係について検討した結果、低沸点有機塩素化合物の汚染はG-1及びG-2にみられ、G-3にはみられない。このことは汚染は段丘B、Cの帯水層に起っていることを意味しているも

のと思われる。

3.4 汚染原について

3物質の濃度分布図をもとに汚染源の推定を試みた。PCEとTCEは、その濃度分布から、1~2のスポット的な汚染であると思われたので、最も高い濃度を示す位置付近に汚染源があるものと推定し、調査を行った。

図10に調査地区内の有機溶剤を扱う事業所を示したが、今回の調査では、付近には該当する事業所はなく、汚染源を限定することは出来なかった。

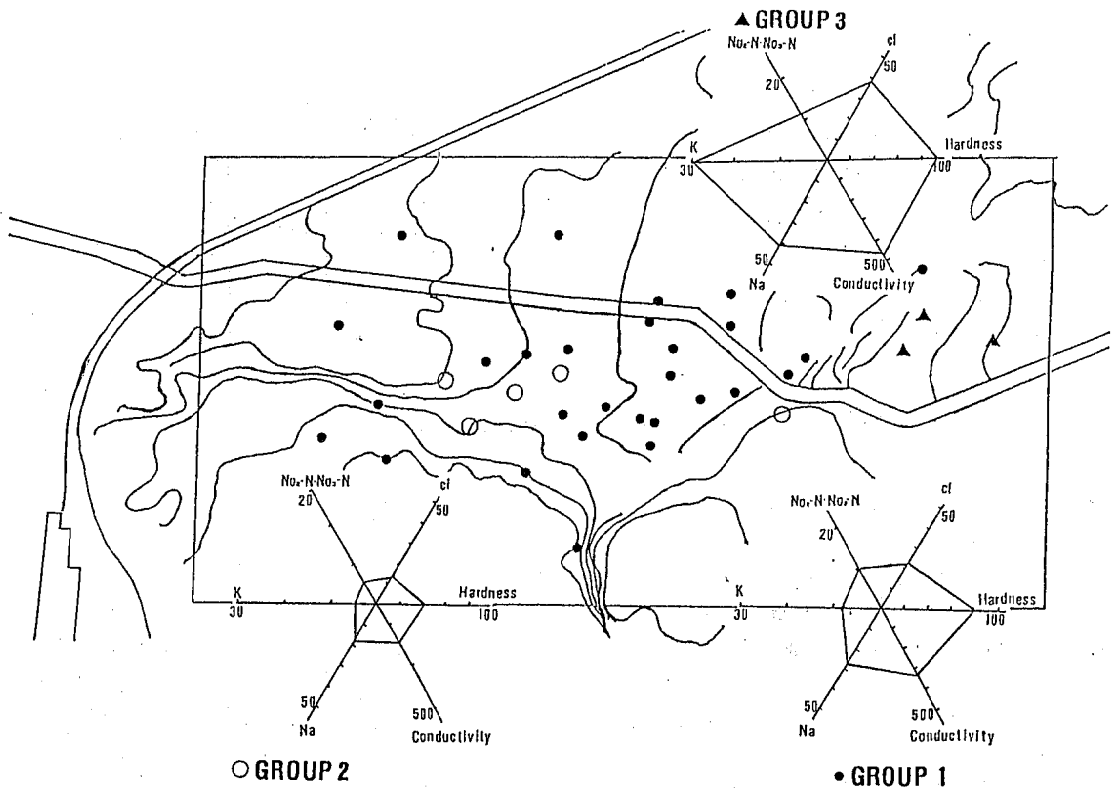


図9 地下水水質の分類 1983/12

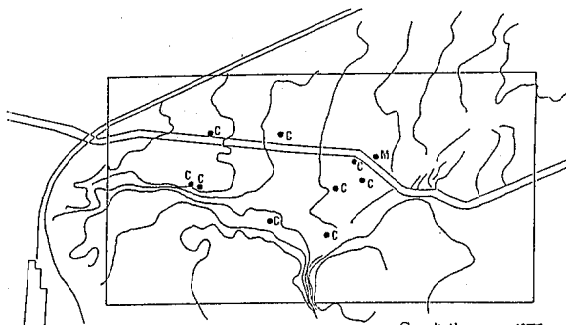


図10 有機溶媒取扱事業所

C クリーニング所
M 自動車整備工場

4. まとめ

低沸点有機塩素化合物の地下水汚染について、地下水水理調査と汚染物質の水平分布調査から汚染源の推定を行ったが、今回の調査では汚染源の限定には至らなかった。

これを行うためには、水平分布の調査と同時に汚染物質の土壌中の垂直分布の調査や用水量の把握等の地下水の収支の調査が必要と思われた。なお、本論文の要旨は第19回水質汚濁学会で発表した。(1985・東京)

謝 辞

おわりに、本調査を行うに当たり、種々のご助言、ご指導をいただきました国立公衆衛生院衛生工学部、真柄泰基部長、相沢貴子主任研究官、国乞章一主任研究官の皆様にご心から感謝申し上げます。

参 考 文 献

- (1) 環境庁水質保全局水質管理課：昭和57年度地下水汚染実態調査結果。(昭和58年8月)
- (2) Černá, M, Kypěnová. et al : Mutat. Res. 46. 214-215. (1977)
- (3) National Cancer Institute : CAS No.79-01-6, NCI C6-TR-2, DEEW Pub. No. (NIH) 76-802 (1976)
- (4) International Agency for Reserch on Concer : 20. 401. (1979)
- (5) National Academy of Science : Drinking Water and Health. Safe drinking Water common Adv. Center on toxicol Assembly of Life Sci. Natl. Res. Council Washington D. C (1977)
- (6) Rittman, B. E. et al : Grand Water. 18. 236 (1980)
- (7) Tompson, M. B. et al : Water Res. 15. 1109 (1981)
- (8) Dewalle, F. B. et al : J. AWWA. 73. 206 (1981)
- (9) Roberts, P. V. et al : Water Res. 16. 1025 (1982)
- (10) 昭和56年度地盤沈下防止対策策定調査図面集(宮城県)
- (11) 宮城県地震地盤図(昭和60年3月)
- (12) Trouborst, T : The Science of the Total Enviroment. 21. 41 (1981)

16 飲料水中のトリハロメタンに関する研究 (第4報)

一県内水道水中のトリハロメタンの昭和56～58年度3ケ年間のまとめ

清野 茂* 千葉 規 湯田 和郎

1. はじめに

昭和56年3月厚生省水道環境課長により、水道水中のトリハロメタン(THM)の当面の制御目標値が総THM(TTHM)として年平均0.10mg/lに定まると共に、全国の水道事業体は年1回以上の定期的なTHM検査を実施するようになった。

本県においては、当センターで、昭和55年からTHM含有量の測定を開始した。また、昭和56年からは、県下の検査機関による測定が行われている。

そこで、今回は、昭和56年度から58年度までの3ケ年分の結果をとりまとめたので報告する。

2. 調査資料

使用した資料は、昭和56年度から58年度までの3ケ年

度間において、県・市・水質共同検査センター・民間検査機関の9検査機関で実施された水道栓水中のTHM検査1,744件である。

3. 調査結果

3.1 THM検査の検査機関別状況

水道水中THMの検査を実施した検査機関について、その検査状況(図1)でみると、当センター、(財)宮城県公害衛生センターおよび(財)宮城県公衆衛生協会の3機関で、総検査件数の過半数を占めている。

3.2 市町村別TTHM検査結果

なお、市町村別のTTHM平均値の算出に当たっては、年1回検査の場合、その測定値を示している。

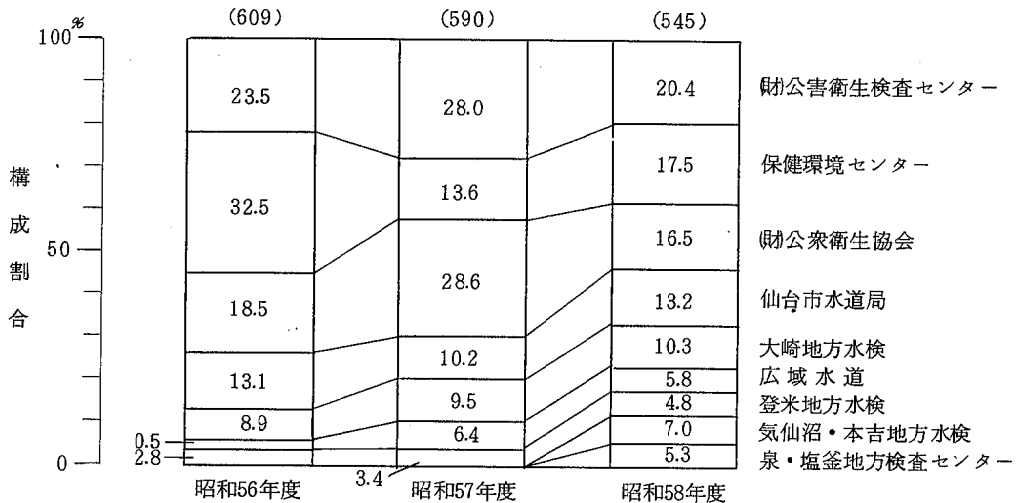


図1 検査機関別構成割合

水道水中THM検査結果を得ることができた市町村は56, 57, 58年度それぞれ69, 72, 73市町村で延べ214市町村となっている。

3・2・1 TTHM濃度の相対度数分布

市町村別のTTHM平均値の相対度数分布(図2)を

みると、58年度は56, 57年度に比べて、変動係数(C.V)が大きい。58年度は異常高温の年であったために、THM生成量が多かったものと考えられる。

* 現宮城県公害規制課

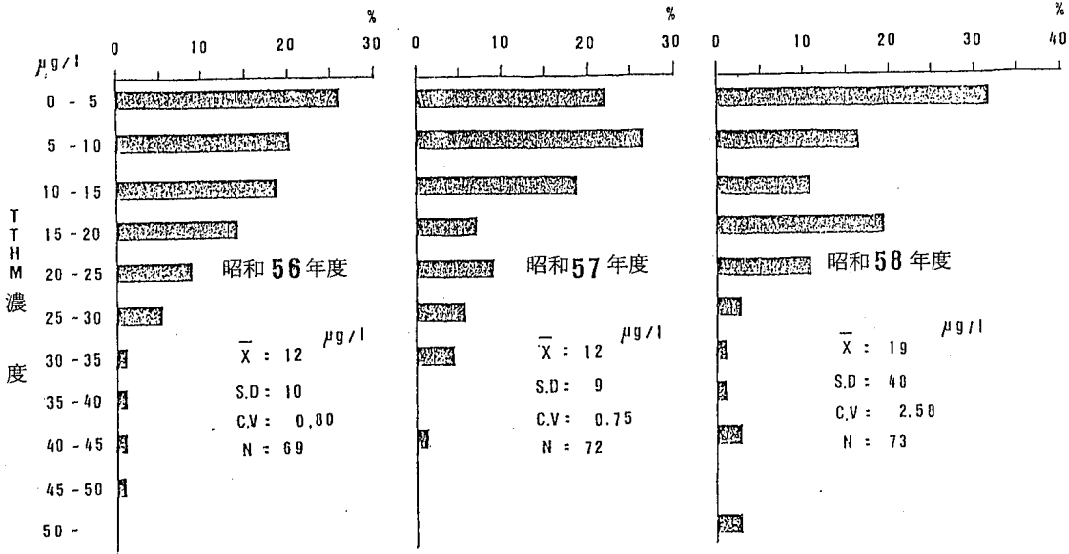


図2 市町村別TTHM平均値の相対度数分布

3・2・2 TTHM濃度の分布

TTHM平均値の分布(図3)をみると、TTHM濃度が不検出である市町村は、56, 57, 58年度それぞれ2,

6, 2町であり、57年度が多い。57年度が異常低温の年であったためと考えられる。40 $\mu\text{g/l}$ (0.04 mg/l)を超えた市町村は3年間を通して延べ7市町あった。

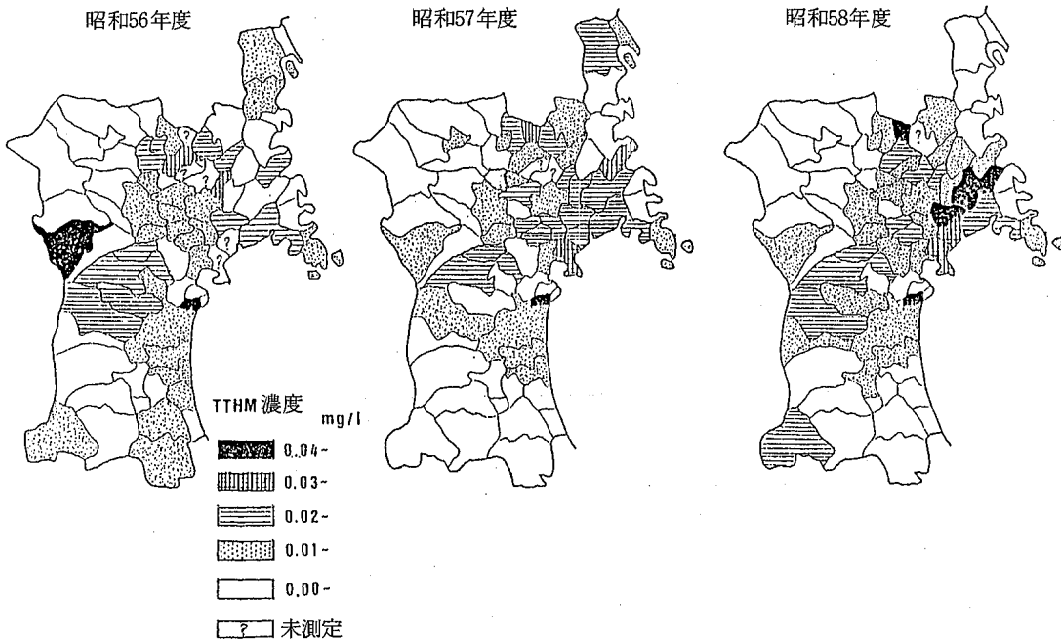


図3 市町村別TTHM平均値の分布

3・2・3 TTHM 最高値の出現季節

測定回数が年2回以上実施した38市町村について、TTHM 濃度の最高値の出現季節割合(図4)をみると、夏季が56, 58年度において71~84%と大半を占めている。

ところが、57年度では夏季はわずか38%で、春季31%となっており、この年の異常低温の影響を受けたものと考えられる。

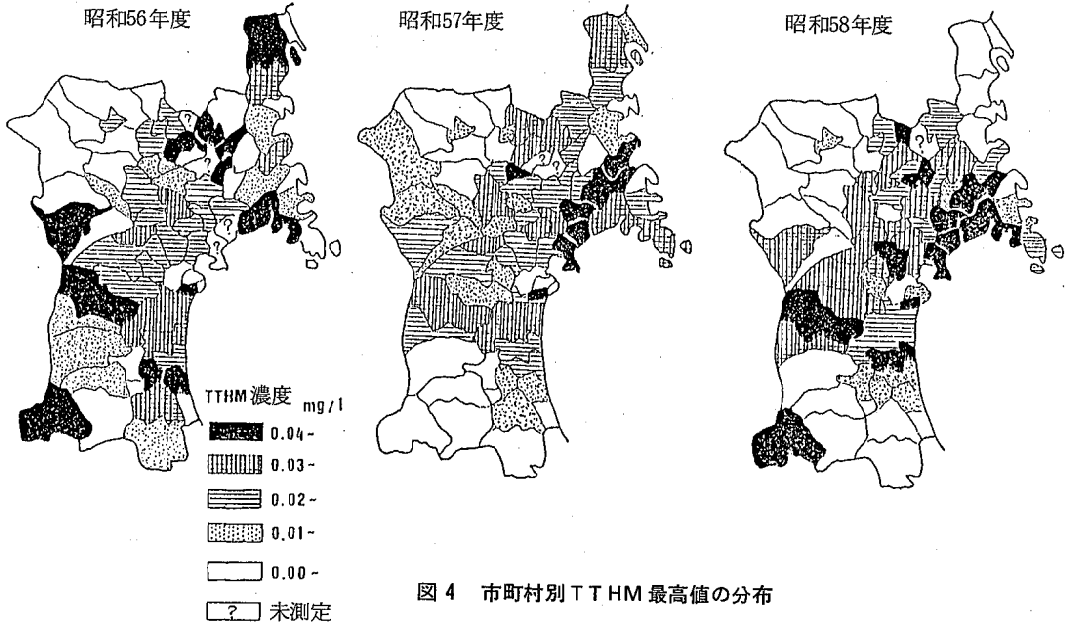


図4 市町村別TTHM最高値の分布

3.3 TTHMとTHM成分濃度の分布

4種類のTHM成分(クロロホルム $CHCl_3$ 、ブロモクロロメタン $CHCl_2Br$ 、ジブロモクロロメタン $CHClBr_2$ およびブロモホルム $CHBr_3$)とその合計量TTHMについて、水道施設別、原水別、浄水処理別、塩素処理別、原水・塩素処理別として季節変動を検討した。

① TTHM濃度の分布

TTHM濃度の平均値と最高値(表1)をみると、各年度の平均値は12~13 $\mu g/l$ で、全検査数1,744件の平均値は13 $\mu g/l$ となっている。最高値は56, 57年度が60 $\mu g/l$ 台であるのに、58年度が108 $\mu g/l$ で、この1検査値のみが制御目標値(100 $\mu g/l$)を超えていた。

3・3・1 TTHMとTHM成分濃度

表1 THM濃度の平均値と最高値

THM	平均値 ± 標準偏差 ($\mu g/l$)			構成割合 (%)			最高値 ($\mu g/l$)		
	昭和56年度	昭和57年度	昭和58年度	56	57	58	56	57	58
$CHCl_3$	7 ± 8	7 ± 8	7 ± 11	54	58	54	61	34	88
$CHCl_2Br$	4 ± 4	3 ± 4	3 ± 4	31	25	23	34	21	36
$CHClBr_2$	2 ± 4	2 ± 3	2 ± 3	15	17	15	26	27	24
$CHBr_3$	0 ± 3	0 ± 1	1 ± 3	0	0	8	40	26	30
BTHM	6 ± 4	5 ± 3	6 ± 4	46	42	46	55	53	53
TTHM	13 ± 13	12 ± 12	13 ± 16	100	100	100	69	64	108

検査数 昭和56年度：609 昭和57年度：590 昭和58年度：545

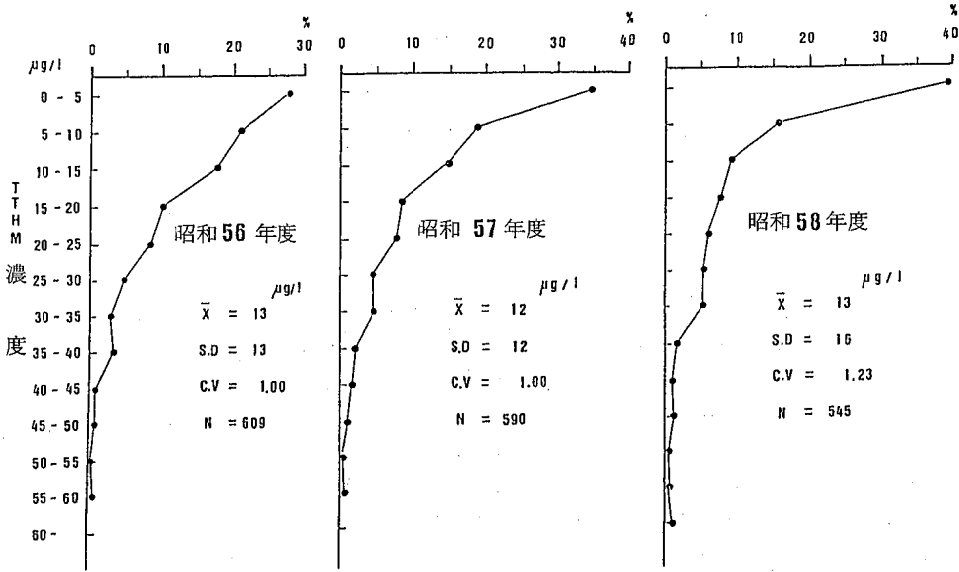


図5 TTHMの相対度数分布

TTHMの相対度数分布(図5)をみると、10µg/l未満が49~57%と半数を占め、40µg/l未満では94~96%を占めているが、58年度の変動は56、57年度に比べて大きい傾向にあった。

② THM成分濃度の分布

クロロホルム(CH₃Cl)の相対度数分布(図6)をみると、各年度の平均値はいずれも7µg/lで、不検出は22~33%、1~10µg/lが44~49%、30µg/lを越えるものは56、57年度は約1%(9検体)、59年度は4%(23検体)であった。3ケ年間通して最高値は88µg/l(58年度)となっている。

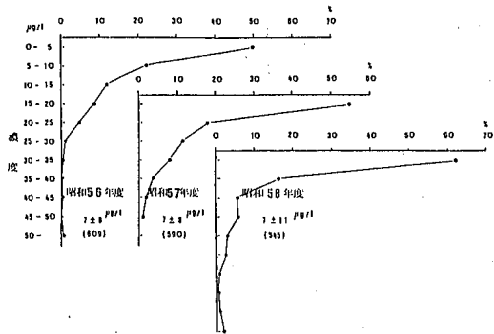


図6 CHCl₃の相対度数分布

ブロモジクロロメタン(CHCl₂Br)の相対度数分布(図7)をみると、平均値は3~4µg/lで、不検出は19~29%、1~10µg/lが65~72%、20µg/lを越えるものは0.2~1.1%(1~6検体)であった。3ケ年間通して最高値は36µg/l(58年度)となっている。

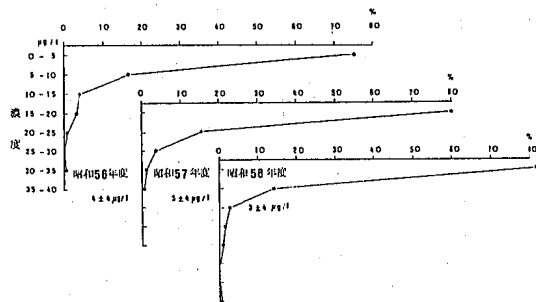


図7 CHCl₂Brの相対度数分布

ジブロモクロロメタン(CHClBr₂)の相対度数分布(図8)をみると、平均値は各年度いずれも2µg/lであり、不検出は41~51%、1~10µg/lが45~55%、20µg/lを越えたものは0.7~1.6%(4~10検体)であった。3ケ年間通しての最高値は27µg/l(57年度)となっている。(図8)

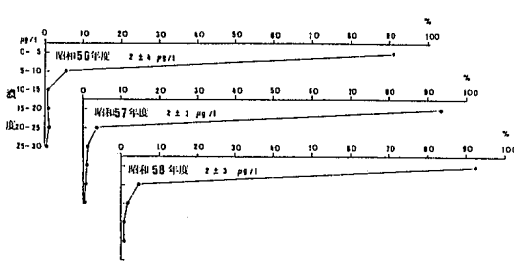


図8 CHClBr₂ の相対度数分布

プロモホルム (CHBr₃) の相対度数分布 (図9) をみると、平均値は0~1 µg/l で、不検出は88~89%、1~10 µg/l が8~11%、そして20 µg/l を越えるものは0.2~1.3% (1~7検体)であった。3ヶ年間を通して最高値は40 µg/l (56年度)となっている。

CHCl₂Br, CHClBr₂ およびCHBr₃ の3種類の臭素系のTHMを合計したものをBTHMとしてみる

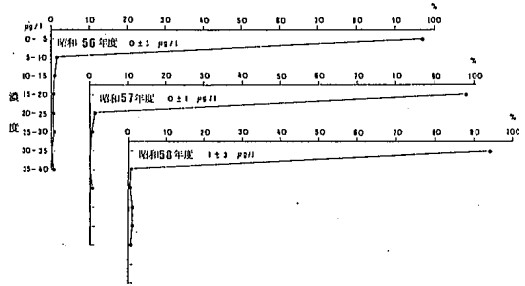


図9 CHBr₃ の相対度数分布

と、BTHMがTTHMに占める割合は42~46%で、BTHMの半数以上はCHCl₂Brとなっている。各年度のBTHMは5~6 µg/lであり、最高値は55 µg/l (56年度)であった。

3.3.2 水道施設の種類のみにみたTHM濃度の分布
小規模水道を除く4種類の水道施設別にみたTTHMとTHM成分濃度の平均値の推移を図10、表2に示した。(表2)

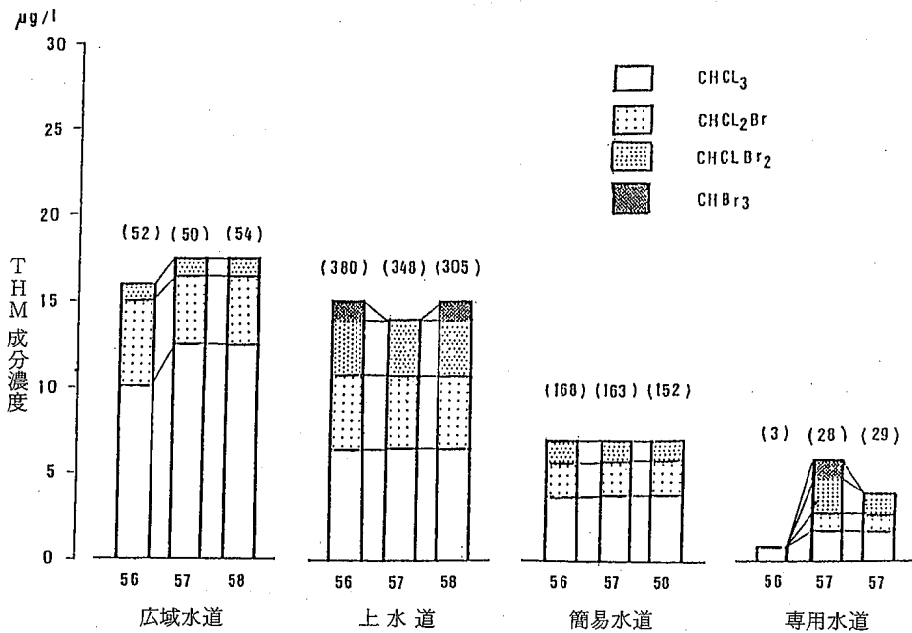


図10 水道施設別THM濃度の推移

① 広域水道

TTHMは16~18 µg/l で、4施設中最も高い。最高値は41 µg/l (56年度)であった。

TTHM成分をみると、CHCl₃がTTHMの62~72%と過半数を占め、その範囲は1~37 µg/l (平均値10~12 µg/l 以下同じ)となっている。これは、広域水道の原水が表流水であるため、変動巾が大きいものとなっている。CHCl₂Brは0~23 µg/l

(3ヶ年度いずれも4 µg/l)、CHClBr₂は、0~4 µg/l (3ヶ年度いずれも1 µg/l)、そしてCHBr₃は不検出であった。

② 上水道

上水道の検査実施率は100%となっている。原水には表流水や地下水など多様なものがある。

TTHMは14~15 µg/lで、施設中2番目に高い。最高値は108 µg/l (58年度)であった。

表2 水道施設別TTHMとTHM成分濃度の平均値と最高値

水道施設	年度	N	TTHM			CHCL ₃			CHCL ₂ Br			CHCLBr ₂			CHBr ₃		
			\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX
広域水道	56	52	16	9	41	10	8	37	4	3	23	1	1	4	0	0	0
	57	50	18	10	40	13	9	34	4	1	6	11	1	3	0	0	0
	58	54	18	11	37	13	9	32	4	1	6	1	1	4	0	0	1
上水道	56	380	15	15	65	8	8	54	4	5	24	2	4	26	1	3	40
	57	348	14	12	64	8	7	33	4	4	21	2	4	27	0	2	26
	58	309	15	17	108	8	12	88	4	5	24	2	4	24	1	5	30
簡易水道	56	168	7	11	69	4	9	61	2	3	17	1	2	10	0	1	2
	57	163	7	10	50	4	7	34	2	3	12	1	2	10	0	1	4
	58	152	7	13	91	4	9	68	2	4	36	1	2	15	0	1	3
専用水道	56	3	1	1	3	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	57	28	6	9	33	2	3	10	1	3	11	2	3	11	1	2	7
	58	29	4	8	30	2	5	26	1	2	10	1	2	11	0	1	6

(単位 $\mu\text{g}/\text{l}$)

CHCL₃がTTHMの53~57%と半数を占め、その範囲は0~88 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも8 $\mu\text{g}/\text{l}$)で変動巾は大きい。CHCL₂Brは0~24 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも4 $\mu\text{g}/\text{l}$)、CHCLBr₂は0~27 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも2 $\mu\text{g}/\text{l}$)そしてCHBr₃は0~40 $\mu\text{g}/\text{l}$ (0~1 $\mu\text{g}/\text{l}$)であった。

③ 簡易水道

簡易水道の検査実施率は3ヶ年間通して60%前後で、上水道と同様に、原水は種々のものがある。

TTHMは3ヶ年度いずれも7 $\mu\text{g}/\text{l}$ となっている。最高値は、91 $\mu\text{g}/\text{l}$ (58年度)であった。

CHCL₃はTTHMの57%(3ヶ年度同じ)を占め、その範囲は、0~68 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも4 $\mu\text{g}/\text{l}$)で変動巾は大きい。CHCL₂Brは0~36 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも2 $\mu\text{g}/\text{l}$)、CHCLBr₂は0~15 $\mu\text{g}/\text{l}$ (3ヶ年度いずれも1 $\mu\text{g}/\text{l}$)、そして、CHBr₃は0~4 $\mu\text{g}/\text{l}$ (平均値は不検出)となっている。

④ 専用水道

専用水道の検査実施率は約50%で、原水のほとんどが深井戸である。

TTHMは4~6 $\mu\text{g}/\text{l}$ であり、最高値は33 $\mu\text{g}/\text{l}$ (57年度)であった。

CHCL₃はTTHMの33~50%を占め、濃度範囲は0~26 $\mu\text{g}/\text{l}$ (2 $\mu\text{g}/\text{l}$)。一方、BTHMはTTHMの50~67%を占めている。CHCL₂Brは0~11 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1 $\mu\text{g}/\text{l}$)、CHCLBr₂は0~11 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1~2 $\mu\text{g}/\text{l}$)、そして、CHBr₃は0~7 $\mu\text{g}/\text{l}$

(0~1 $\mu\text{g}/\text{l}$)となっている。

3・3・3 原水の種類別にみたTTHM濃度の分布

原水の種類別にみたTTHMとTHM成分濃度の推移を図11、表3に示した。(図11、表3)

① TTHM濃度の分布

一般に、ダム水・表流水などの地表水系では、そのTTHM濃度が高い。これに対して、深井戸水などの地下水系では低い。地下水系では、有機物汚染が少なく、また、地下層による濾過作用でTTHM前駆物質となる有機物が減少するものと考えられる。

本県でも、地表水系のTTHM濃度は高く、最高値(108 $\mu\text{g}/\text{l}$)は表流水に出現している。一方、地下水系、特に深井戸水では比較的高いTTHM濃度となっている。これは対象の深井戸水が海岸に近いために、海水中の臭化物イオンの影響を受けているものと推定される。混合水は地表水系の様相を呈している。

② THM成分濃度の分布

ダム水などの地表水系では、CHCL₃がTTHMの50%以上と過半数を占めており、一方、地下水系ではCHCL₃の占める割合は少なく、特に、深井戸水ではその割合は約1/4以下である。

このように、地下水系ではCHCL₃などのBTHMの割合が多い傾向にある。

3・3・4 浄水処理の種類別にみたTHM濃度の分布

浄水処理の種類別にみたTTHMとTHM成分濃度の推移を図12、表4に示した。(図12、表4)

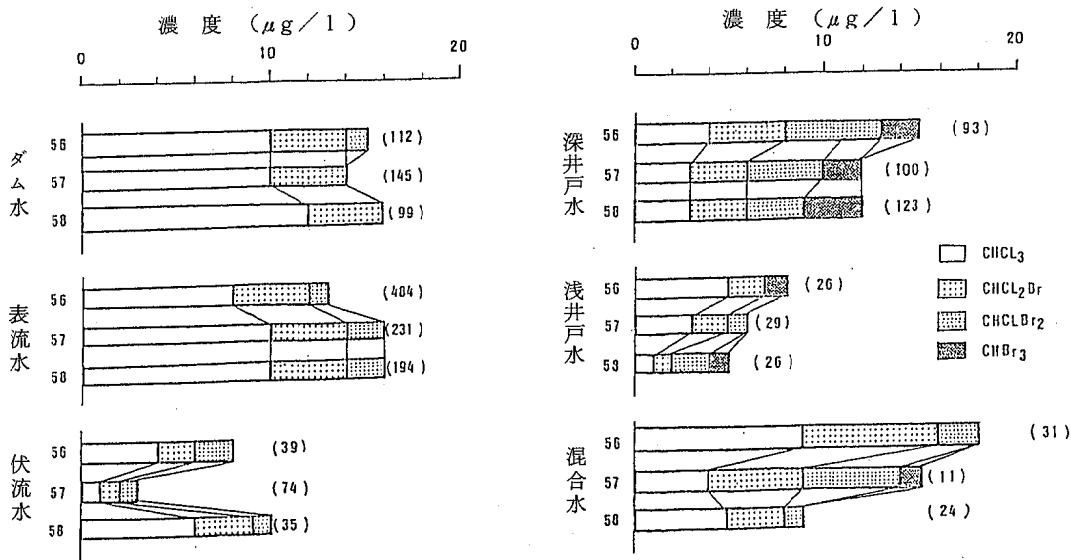


図11 原水別 T H M 濃度の推移

表 3 原水別 T T H M と T H M 成分濃度の平均値と最高値

原水の種類	年度	N	TTHM			CHCl ₃			CHCl ₂ Br			CHClBr ₂			CHBr ₃		
			\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX
ダム水	56	112	15	9	38	10	7	33	4	2	17	1	1	3	0	0	2
	57	145	14	9	40	10	8	34	3	1	6	0	1	10	0	0	1
	58	99	16	13	63	12	11	57	4	2	9	0	1	4	0	0	1
表流水	56	484	14	12	69	8	9	61	4	4	20	2	2	9	0	0	0
	57	231	16	21	47	10	8	33	4	3	13	2	2	12	0	1	6
	58	194	16	18	108	10	13	88	4	4	36	2	2	13	0	0	3
伏流水	56	39	8	9	43	4	7	35	2	2	6	2	2	7	0	1	2
	57	74	3	5	26	1	3	21	1	2	8	1	2	5	0	1	2
	58	35	10	13	52	6	10	45	3	4	21	1	2	8	0	1	4
湧水	56	46	3	4	19	2	3	13	1	1	6	1	1	4	0	0	2
	57	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	58	44	2	7	45	2	6	41	0	1	4	0	0	1	0	1	4
深井戸水	56	93	15	19	64	4	6	37	4	6	22	5	8	26	3	6	40
	57	100	12	16	64	3	5	22	3	6	21	4	7	27	2	4	26
	58	123	12	16	60	3	6	54	3	5	24	3	5	24	3	7	30
浅井戸水	56	26	8	11	33	5	7	21	2	3	10	1	2	6	0	1	2
	57	29	6	10	50	3	7	34	2	3	12	2	2	5	0	1	4
	58	26	5	7	34	1	2	10	1	2	7	2	3	15	1	2	10
混合水	56	31	18	13	51	9	6	22	7	7	34	2	2	5	0	0	0
	57	11	15	9	33	4	2	9	4	3	11	5	4	11	1	2	4
	58	24	9	9	30	5	7	26	3	2	10	1	3	11	0	1	6

(単位: $\mu\text{g}/\text{l}$)

① TTHM濃度の分布

浄水処理の方法には、原水の濁度・色度が高い場合には、急速濾過が採用され、低い濁度（10度以下）の場合には、緩速濾過が適当とされている³⁾。したがって、急速濾過や緩速濾過を実施する浄水施設の原水中にはTHMの前駆物質となる有機物が多いことが考えられることから、THMの生成量が多いことが予想される。

本調査においても、TTHM濃度が急速濾過や緩速

濾過の浄水処理を実施する施設に高い傾向がみられる。中でも、急速濾過と凝集沈でん処理の併用施設が最も高い濃度を示している。TTHM最高値は、この浄水処理施設に出現している。一方、滅菌のみの施設が最も低い濃度となっている。

② THM成分濃度の分布

急速濾過や緩速濾過の浄水処理を行う施設の場合は、TTHMに対するCHCl₃の割合が50%以上と半数を占めている。一方、滅菌のみの場合には、CHCl₃

の割合が50%以下であり、BTHMの割合が多い傾向

にある。

3・3・5 塩素処理の種類別にみたTHMの分布

① 塩素処理の種類別にみたTHM濃度の分布

塩素処理の種類別にみたTTHMとTHM成分濃度の推移を図13、表5に示した。(図13、表5)

塩素処理には、原水を浄水処理する過程で、滅菌を目的とした後塩素処理(後塩)の他に、原水中の有機物の除去、又は除鉄・除マンガンを目的とした凝集沈でんなどの前に実施する前塩素処理(前塩)がある。実際には、これ等の塩素処理を組合せて行われている現状にある。

前塩の場合、塩素を高濃度で注入することが多く、原水との接触時間も長くなることが多い。したがって、前塩では、栓水中のTTHM濃度が後塩に比べて高いことが予想される。しかしながら、本調査では、前塩のみの塩素処理の場合には、TTHM濃度が低い傾向

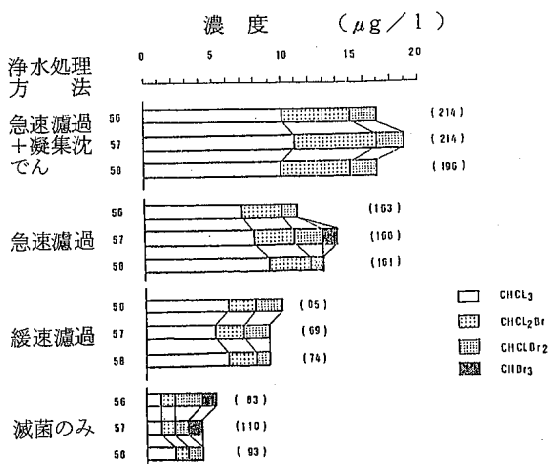


図12 浄水処理別THM濃度の推移

表4 浄水処理別TTHMとTHM成分濃度の平均値と最高値

浄水処理	年度	N	TTHM			CHCl ₃			CHCl ₂ Br			CHClBr ₂			CHBr ₃		
			̄x	SD	MAX	̄x	SD	MAX	̄x	SD	MAX	̄x	SD	MAX	̄x	SD	MAX
急速濾過 +凝集沈でん	56	249	17	14	65	10	8	43	5	5	22	2	5	26	0	2	13
	57	214	19	13	64	11	7	34	6	4	21	2	5	27	0	1	5
	58	194	17	16	91	10	10	57	5	5	36	2	4	24	0	1	6
急速濾過	56	163	11	10	48	7	7	37	3	3	16	1	2	21	1	3	22
	57	166	14	11	45	8	8	34	3	3	11	2	2	11	1	3	26
	58	161	13	16	108	9	13	88	3	3	17	1	2	15	0	2	19
緩速濾過	56	85	10	12	69	6	11	61	3	3	10	2	2	10	0	1	3
	57	69	9	10	36	5	7	29	2	2	9	2	3	12	0	1	6
	58	74	9	13	68	6	11	76	2	2	10	1	2	11	0	1	3
簡易濾過	56	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	57	4	3	4	7	4	1	2	1	1	3	1	1	2	0	0	0
	58	2	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-
滅菌のみ	56	83	5	7	37	1	3	17	1	2	8	2	3	18	1	1	4
	57	110	4	6	30	1	3	22	1	2	8	1	2	7	1	1	9
	58	93	4	9	64	2	7	54	1	2	8	1	1	5	0	0	0
他	56	22	18	15	51	3	4	13	6	9	34	4	2	7	5	11	40
	57	27	6	8	18	3	5	16	2	2	8	1	1	3	0	0	2
	58	21	20	5	45	1	1	3	2	2	6	5	5	15	12	12	30

(単位: µg/l)

にある。これは、水道事業者の関係者が塩素処理によってTHMが生成されるという認識が深まり、注入塩素量を抑制した結果と考えられる。

ところで、前塩+中間塩素処理(前+中)塩、(前+後)塩などの前塩処理では、TTHM濃度が高

い傾向にある。特に、(前+中)塩の場合には、最も高い濃度の出現をみている。

一方、後塩のみの場合は、TTHM濃度は低く、(前+中)塩や(前+後)塩に比べてTTHMは1/2以下となっている。

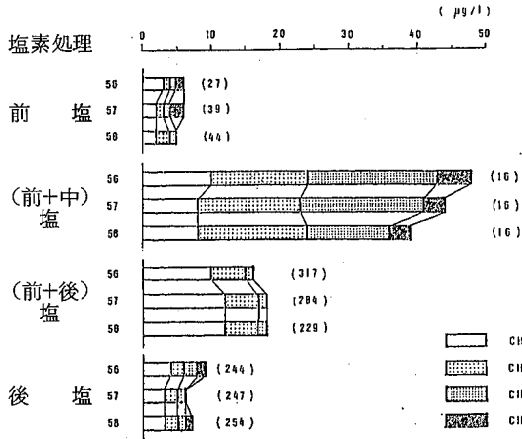


図 13 塩素処理別 THM 濃度の推移

② 原水別塩素処理の種類別にみた THM 濃度の分布
 主たる原水の種類別にみた塩素処理における TTHM と THM 成分濃度の推移を図 14、表 6 に示した。(図 14、表 6)

原水の水質によって、塩素の方法が異なり、また、同じ原水でも塩素処理が異なれば、その TTHM 濃度にも差異がみられる。前塩、(前+中)塩、そして、(前+後)塩などの前塩処理の TTHM 濃度が後塩に比べて高い傾向にある。

また、同じ塩素処理の場合であっても、原水の種類別でみると、THM 前駆物質の有機物が多く含まれる地表水系中に TTHM 濃度は高い傾向にある。

表 5 塩素処理別 TTHM と THM 成分濃度の平均値と最高値

塩素処理	年度	N	TTHM			CHCl ₃			CHCl ₂ Br			CHClBr ₂			CBr ₃		
			\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX	\bar{X}	SD	MAX
前 塩	56	27	6	6	19	3	4	23	1	1	4	1	1	5	1	2	7
	57	39	6	7	64	2	4	15	1	2	21	1	2	27	2	5	6
	58	44	5	8	23	2	4	15	2	3	17	1	2	11	0	1	6
(前+中)塩	56	16	48	12	64	10	2	13	14	6	22	19	4	26	5	3	13
	57	16	44	11	64	8	2	13	15	4	21	18	5	27	3	1	5
	58	16	39	16	67	8	2	14	14	5	24	14	6	24	3	1	6
(前+後)塩	56	317	16	11	65	10	8	54	5	4	34	1	1	9	0	0	21
	57	284	18	11	50	12	8	34	5	3	13	1	1	5	0	0	2
	58	229	18	17	108	12	13	88	5	4	36	1	2	13	0	0	4
後 塩	56	244	9	10	69	4	7	61	2	2	13	2	3	21	1	4	11
	57	247	6	8	40	3	6	33	2	2	11	1	2	12	0	1	6
	58	254	7	12	76	3	8	68	2	2	21	1	2	15	1	5	30
他	56	16	48	12	64	10	2	13	14	6	22	19	4	26	5	3	13
	57	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	58	2	2	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	1

(単位: µg/l)

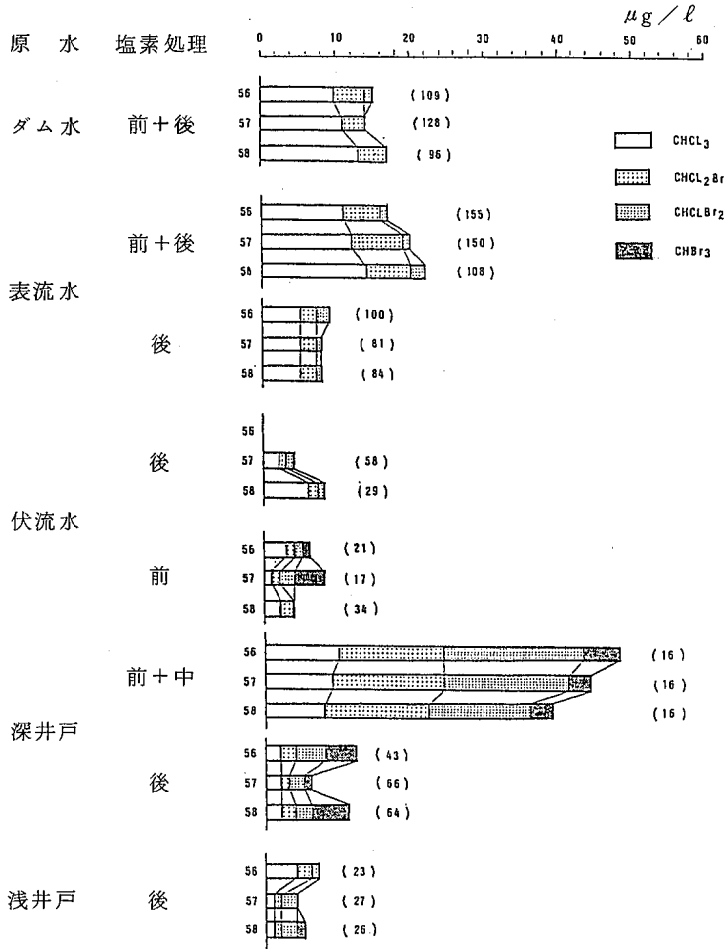


図14 主たる原水・塩素処理別 THM濃度の推移

表6 主たる原水・塩素処理 TTHMと THM成分濃度の平均値と標準偏差

原水	塩素処理	年度	N	TTHM		CHCl ₃		CHCl ₂ Br		CHClBr ₂		CHBr ₃	
				X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
ダム水	前+後	56	109	15	5	10	7	4	2	1	1	0	0
		57	128	14	8	11	7	3	1	0	1	0	0
		58	96	17	13	13	11	4	2	0	1	0	0
表流水	前+後	56	155	17	12	11	8	5	4	1	2	0	0
		57	150	20	11	12	8	7	5	1	2	0	0
		58	108	22	20	14	15	6	5	2	2	0	0
伏流水	後	56	100	9	11	5	9	2	2	2	2	0	1
		57	81	8	9	5	7	2	3	1	3	0	0
		58	34	8	11	5	10	2	2	1	2	0	1
深井戸	前+中	56	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		57	58	4	5	2	4	1	2	1	2	0	0
		58	29	8	12	6	10	1	2	1	1	0	0
浅井戸	後	56	21	6	2	3	5	1	1	1	1	1	2
		57	17	8	8	1	3	1	1	2	2	4	8
		58	34	4	6	2	4	2	3	0	1	0	1
ダム水	前+後	56	16	48	12	10	2	14	6	19	4	5	3
		57	16	44	11	9	2	15	4	18	5	3	1
		58	16	39	12	8	2	14	5	14	6	3	1
表流水	後	56	43	12	13	2	4	2	3	4	5	4	9
		57	66	6	6	2	4	1	2	2	2	1	2
		58	64	11	14	2	7	2	3	2	3	5	9
伏流水	後	56	23	7	9	9	6	2	3	1	2	0	1
		57	27	4	6	1	3	1	2	2	2	0	0
		58	26	5	7	1	2	1	2	2	3	1	2

(単位: μg/l)

3・3・6 TTHMの季節変動

TTHM濃度の季節変動を図15. 原水別にみた季節変動を図16に示した。

TTHM濃度は夏季に高く、冬季に低い傾向を示す。この傾向は3年間変わっていない。しかし、57年度の変動は小さい。この年度は、56、58年度に比べて異常低温であったことが影響していると考えられる。

原水別によるTTHM濃度の季節変動をみると、気温による影響が大きい地表水系では、夏季が冬季に比べて約3倍高い。

このように、気温によってT H M生成が著しく影響を受けることが分かる。

一方、地下水系では、原水中のT H M前駆物質の有機物質が少ないことや年間の水温変動巾が地表水系のそれに比べて小さいことなどから、T T H M生成量の変動巾は小さい。

なお、混合水の季節変動は、地表水系と同様な変動を示している。

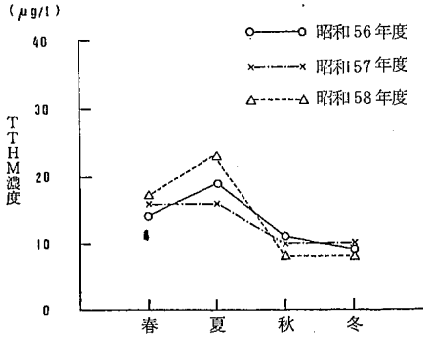


図15 TTHMの季節変動

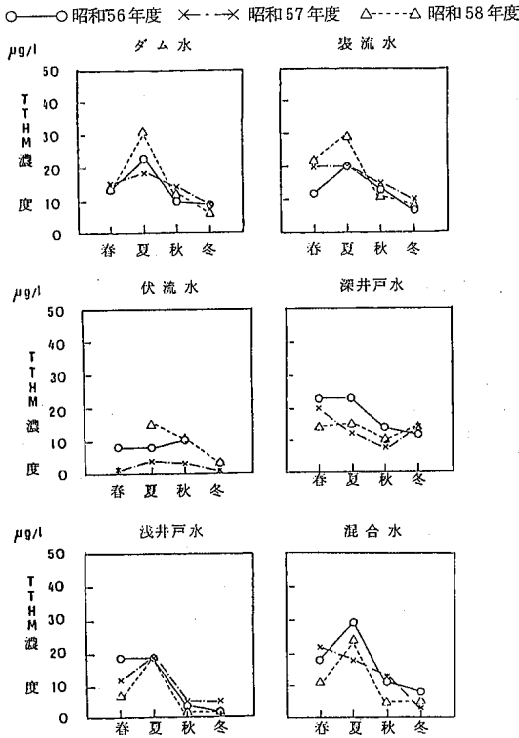


図16 原水別TTHMの季節変動

4. 考 察

我が国において、T H M問題が論じられて以来、すでに5年余り経過している。当時、論議された理由は2つ

あった。

まず、一つには、消毒として安全性が容認されていた塩素消毒からT H Mが生成され、T H Mの健康影響（特に発ガン性）が疑われたことである。⁴⁾ 二つには、T H Mは水道水中に含まれる塩素化合物のうち、ごく一部であり、他に塩素処理生成以外による低沸点や高沸点の塩素化合物の存在が明らかになったことである。⁵⁾

現在では、T H M生成に関しては、その制御と低減化が可能となっている。さらに、各水道事業者などで、T H Mのモニタリングが行われ、常時監視されている。一方、低沸点有機塩素化合物のうち、トリクロロエチレンなどの3種類の物質については対策措置が講じられた。⁶⁾ しかし、高沸点有機塩素化合物に関しては、まだ方策がとられていない現状にある。また、T H Mを含有する水道水の安全性についての問題が残されている。米国でのT H Mと健康影響（特にガン）の因果関係に関する疫学調査報告⁽⁴⁾はあるが、我が国においては疫学調査は行われていない。

このようなことから、今後ともに、T H Mに関する調査研究を継続する必要がある。

謝 辞

本稿を終るに当たり、資料を提供していただいた水道水質検査担当者各位、県環境衛生課ならびに環境衛生部の皆様に感謝します。

なお、本研究は第34回東北公衆衛生学会（青森市1985）で発表し、第36回全国水道研究発表会（宮崎市1985）の講演抄録集に収載された。

参 考 文 献

- 1) 昭和三十六年3月25日付環水第47号、厚生省環境衛生局水道環境部水道整備課長通知
- 2) 日本気象協会東北本部：宮城県気象月報，昭和三十六年4月～三十七年3月
- 3) 厚生省環境衛生局水道環境部監修：水道維持管理指針（1982年版），日本水道協会（1982）
- 4) 浦野 平訳：水道協会雑誌 No.548, 35, No.549, 45, No.550, 43 （1980）
- 5) Environment Committee Water management group. Control of organochlorinated compounds in drinking water. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris 8th May (1980)
- 6) 昭和三十七年2月18日付環水第16号、厚生省環境衛生局水道環境部水道整備課長通知。

17 し尿浄化槽指導指針策定に関する調査研究(第2報)

一 法定検査結果からみた不適正し尿浄化槽(Ⅱ) 一

清野 茂* 木戸 一博 永井 和夫**
高橋 孝司** 湯田 和郎

1. はじめに

本県では、し尿浄化槽の指導体制を整備し、不適正し尿浄化槽の低減化を目的とした「し尿浄化槽指導指針」を策定するための調査研究を昭和58年度から実施している。

本年度は、調査年度2年目である。そこで、前年度に引き続いて、不適正し尿浄化槽の実態を把握するために、し尿浄化槽法定検査結果のうち不適正と判定されたし尿浄化槽280基の解析を実施した。

2. 資料および集計方法

資料は、昭和58年度の宮城県し尿浄化槽法定検査委員会が、法定検査を実施したし尿浄化槽のうち、「不適正」と判定された280基のし尿浄化槽であって、これらの維持管理表と判定通知表の計560票である。

調査項目は、処理方式などの浄化槽種類別、外観・機能・書類の各検査そして判定所見からみた不適正原因の5項目である。

集計方法は、上記の調査項目について、し尿浄化槽の構造基準別、処理方式などの種類ごとに手作業によって行った。

3. 結果と考察

3.1 判定状況

昭和58年度のし尿浄化槽法定検査対象基数は8,481基で、その判定状況は「適正」が3,755基(44.3%)、「おおむね適正」が4,446基(52.4%)そして「不適正」が280基(3.3%)であった。

判定状況を57年度と比べると、「不適正」(57年度値4.4%以下同じ)および「おおむね適正」(58.0%)が減少して、「適正」(37.6%)が増加した。

3.2 不適正し尿浄化槽の概要

3.2.1 処理方式別状況

不適正と判定されたし尿浄化槽280基について、処理方式、人槽などの浄化槽種類別、外観・機能・書類の検

査別して判定所見による不適正原因などの項目で、不適正し尿浄化槽の状況を検討した。

不適正し尿浄化槽の処理方式状況を図1に示す。

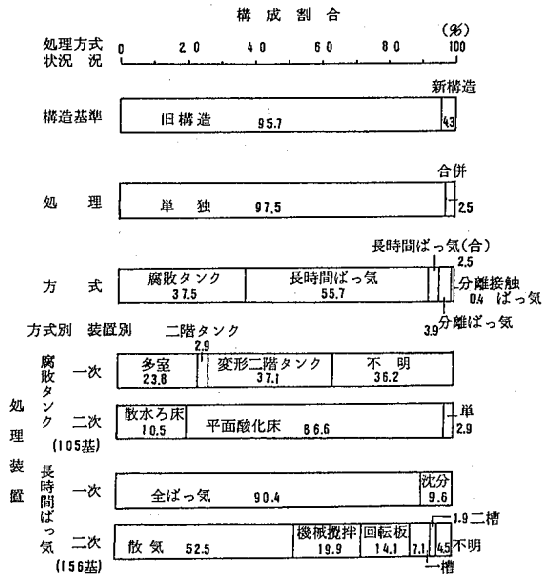


図1 不適正し尿浄化槽の処理方式別状況

旧構造と新構造基準とに大別すると、旧構造基準がほとんどを占めている。しかし、新構造のものは57年度(1.0%)に比べて増加している。処理方式では、分離接触ばっ気式よりも分離ばっ気式の方に「不適正」が多い。旧構造の処理方式についてみると、長時間ばっ気方式では散気式の全ばっ気型、腐敗タンク方式では変形二階タンクの平面酸化床型に多く、この傾向は57年度と変わっていない。

3.2.2 人槽別状況と実使用人員状況

人槽区分状況を図2、単独処理のし尿浄化槽の処理対象人員に対する実使用人員状況を図3に示す。

人槽区分で見ると、8~10人槽と51~100人槽に不適正割合が多い2山型を示している。前者の人槽は長時間ばっ気方式、後者の人槽は腐敗タンク方式で不適正割合が多い。新構造のものは全体的に低い。

適正使用は各人槽いずれも10%にも満たない。使用者・設置者の浄化槽の適正使用が望まれる。20人槽以下の

* 現 宮城県公害規制課

** 宮城県環境調整課

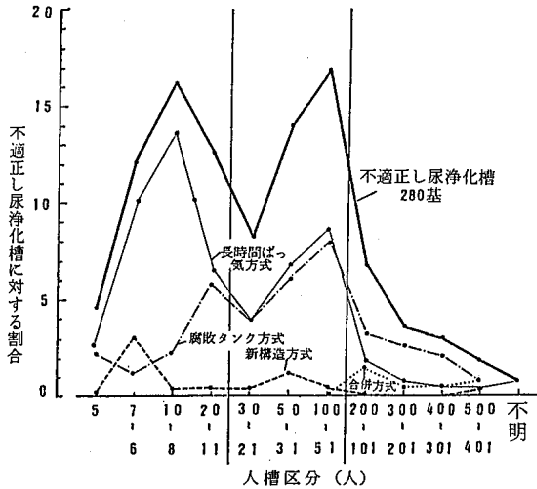


図2 不適正し尿浄化槽の人槽状況

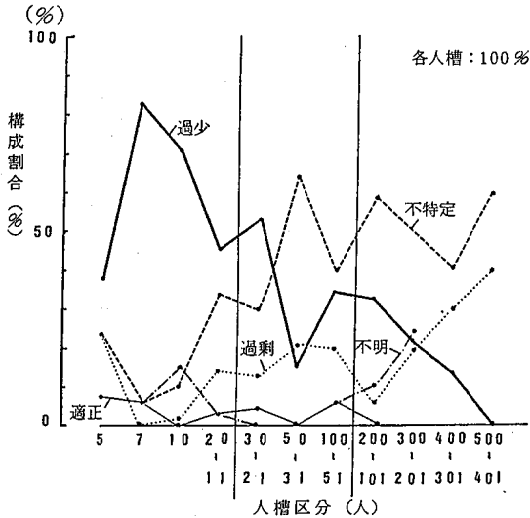


図3 不適正し尿浄化槽における処理対象人員(人槽)に対する実使用人員状況

小規模浄化槽では過小使用が多く、21~100人槽の中規模浄化槽で不特定が多く、101~500人槽の大規模浄化槽では過剰使用が多い傾向にある。

このように、過少・過剰使用や不特定使用などの不適切な使用が多く、これらが不適正し尿浄化槽の原因になっていると考えられる。

3.2.3 委託・個人管理別状況

法定検査対象のし尿浄化槽の委託管理・個人管理別に見た判定状況を図4に示す。

不適正率をみると、維持管理による委託管理は、個人による管理に比べて低い。しかしながら、不適正し尿浄化槽にも、委託管理によるものがみられ、維持管理業者の資質・技術力などの向上が望まれる。又、個人管理で

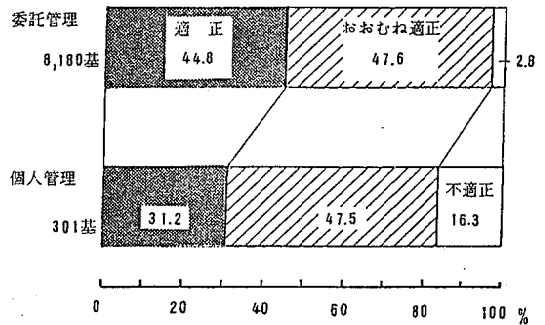


図4 管理状況別判定状況

は、委託管理への移行が必要である。

3.2.4 設置年状況

不適正し尿浄化槽の設置年状況を図5に示す。

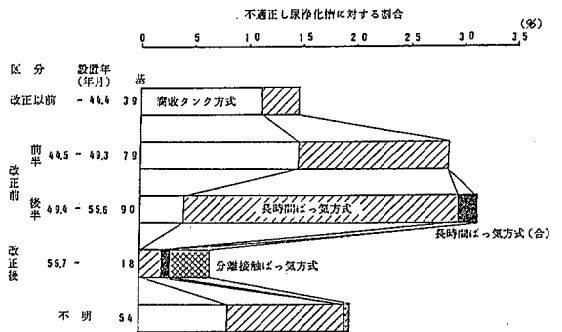


図5 不適正し尿浄化槽の設置年状況

55年以前(改正前)の設置のものが多く、49年以前では腐敗タンク方式が多い。又、49~55年で長時間ばっ気方式が多い傾向にある。

55年以降(改正後)では、分離接触ばっ気方式のものが多く、前年度に比べて増加している。

3.2.5 建築用途別状況

建築用途別状況を図6に示す。

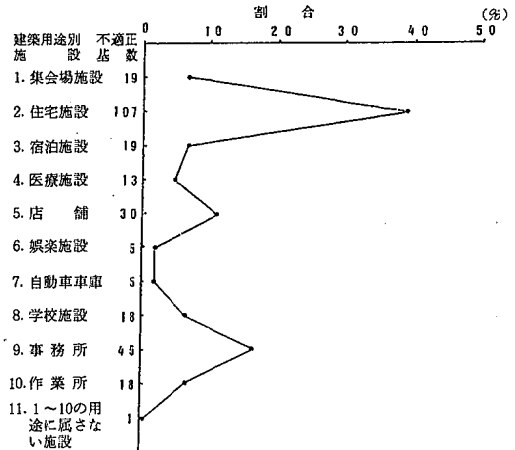


図6 不適正し尿浄化槽の建築用途別状況

不適正し尿浄化槽の約40%が住宅であり、次いで事務所、店舗などの順になっている。この傾向は、57年度と変わっていない。

3.3 検査別状況

法定検査は、外観検査・機能検査・書類検査の結果をもとに、対象し尿浄化槽の維持管理の判定が行われてい

る。

そこで、不適正し尿浄化槽について、上記の3検査ごとに状況をみた。

3.3.1 外観検査

共通検査および各方式の検査項目計23項目の異常・機能阻害率を図7に示す。

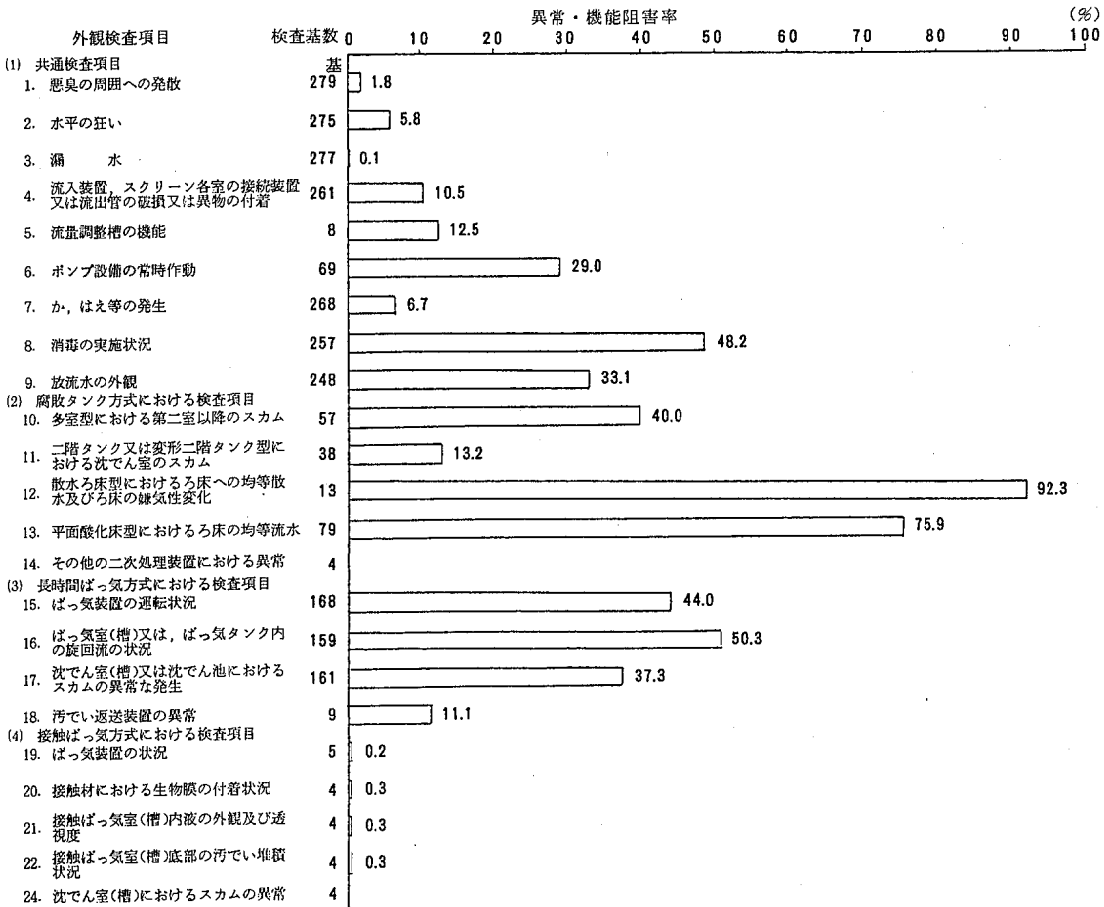


図7 不適正し尿浄化槽の外観検査結果

共通項目では、消毒の実施状況が2基中1基、放流水の外観が3基中1基と異常率は高い。しかしながら、57年度に比べて、共通検査項目全体の異常率は低下している。維持管理または保守点検が確実に行われた結果と考える。

腐敗タンク方式の項目では、一次処理装置よりも二次処理装置の方が異常率は高い。特に、散水ろ床型の機能阻害率が高い。槽自体や接続配管などの老朽化が原因と考えられる。

長時間ばっ気方式の項目では、いずれの項目でも異常率は高い。同方式の性能が不安定であることが分かる。維持管理を十分に行う必要がある。

3.3.2 機能検査

検査項目ごとの望ましい範囲を越えた割合を図8、残留塩素を除く5項目の濃度分布を図9、そして月別の水温状況を図10に示す。

望ましい範囲を越えた割合が70%を越えた項目には、塩素イオン濃度、汚でい沈でん率そして残留塩素があり、この傾向は57年度と同じである。

これらの濃度分布をみると、塩素イオン濃度では使用水量不足、汚でい沈でん率は汚でい量不足の傾向にあり、これらの傾向は前年度と同様である。

浄化槽の機能低下の原因として考えられる水温の影響をみると、浄化効率の限界6~7℃を参考にして、放流

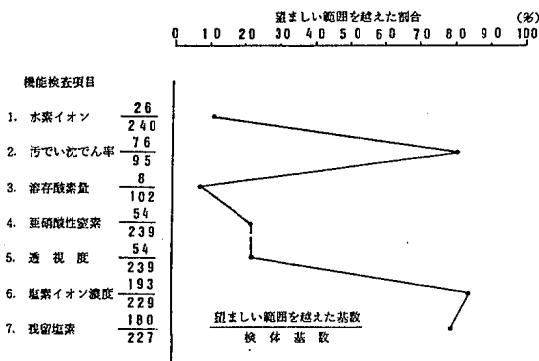


図8 不適正し尿浄化槽の機能検査結果

水中水温10℃を目安とした水温状況から、冬期間では低水温が不適正原因の1つと考えられる。

3.3.3 書類検査

書類検査の状況を図11に示す。

不適正し尿浄化槽のほぼ半数は、保守点検・清掃の記録の保存がみられない。設置者・使用者に対する啓蒙が必要である。

保守点検回数を見ると、毎月実施されているものが最も多く、個人管理によるものは約18%となっている。前回の清掃からの経過月数の不明が70%を越えており、設置者・使用者への指導が強く望まれる。

さて、保守点検と清掃の関係をみると(表1)保守点検が毎月実施されているが、清掃実施月が不明であったり、前回清掃から0~3ヶ月経過のものに不適正なものが多い傾向は、57年度と同じであり、保守点検業者・

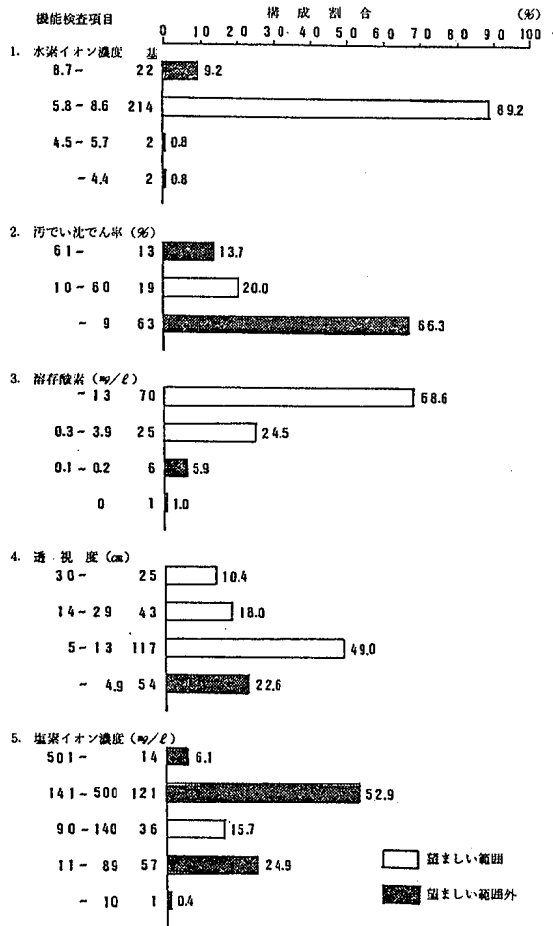


図9 不適正し尿浄化槽の機能検査結果

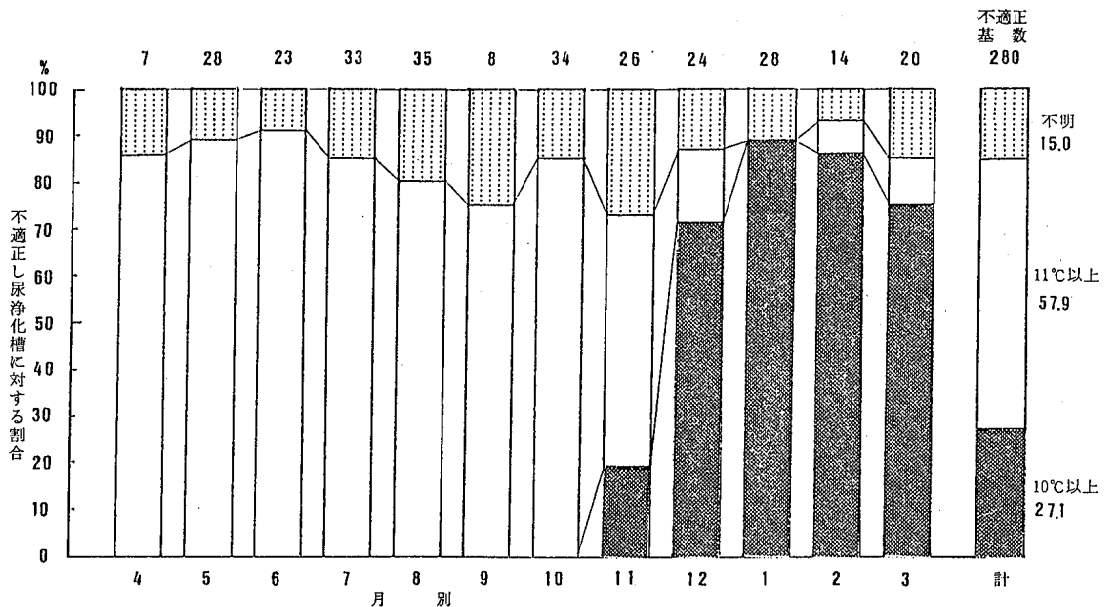
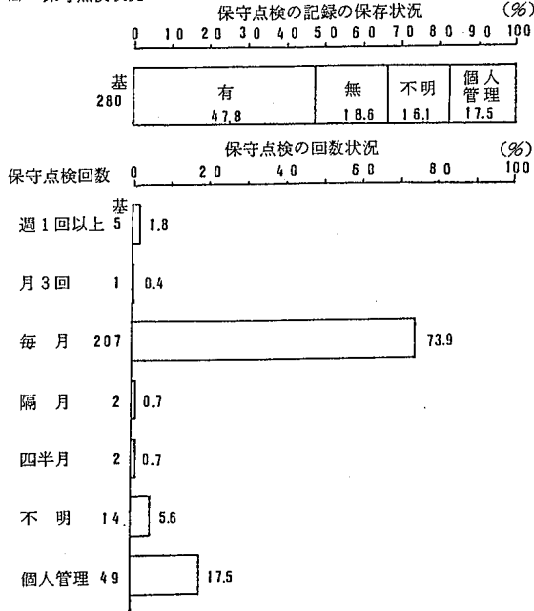


図10 不適正し尿浄化槽の水温状況 (昭和58年4月~59年3月)

清掃業者などの関係団体の早期総合調整が特に必要であると考えられる。

(1) 保守点検状況



(2) 清掃状況

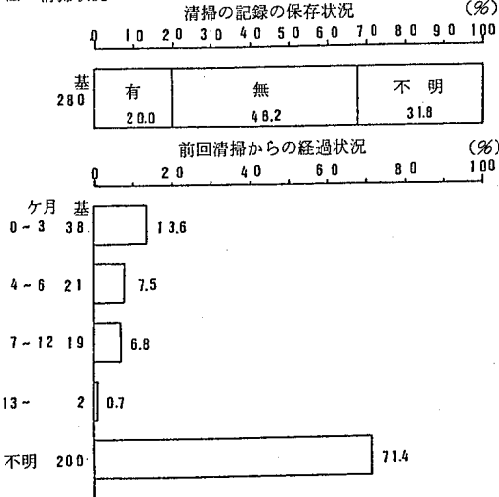


図11 不適正し尿浄化槽の書類検査状況

表1 保守点検回数と前回の清掃からの経過月数の関係 一不適正し尿浄化槽(280基)一

清掃	保守点検	保守点検回数							計
		週1回以上	月3回	毎月	隔月	四半期毎	不明	個人管理	
前経過の過 の清掃から の月数	0~3ヶ月	2		29				7	38
	4~6ヶ月	1		14	1			5	21
	7~12ヶ月			17		1		1	19
	13~ヶ月			2					2
	不明	2	1	145	1	1	14	36	200
	計	5	1	207	2	2	14	49	280

3.4 不適正原因

不適正し尿浄化槽の不適正所見 866件について、「使用者によるもの」・「維持管理によるもの」・「施工・構造によるもの」の3つの原因に大別し、さらに主な原因22項目の不適正原因別にまとめたのが図12である。

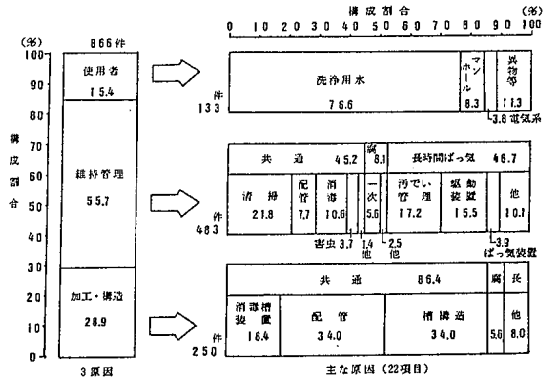


図12 不適正所見からみた原因状況

「維持管理によるもの」が56%と半数を占め、次いで「施工・構造によるもの」29%、そして「使用者によるもの」15%で、順位および構成割合は57年度と変化がみられない。

不適正原因をみると、「維持管理によるもの」では、長時間ばっ気方式関係と長時間ばっ気方式および腐敗タンク方式に共通する項目がほぼ同数の割合となっている。「施工・構造によるもの」では、共通項目が大半を占め、その大部分は槽構造と配管関係である。57年度は消毒槽・装置関係が最も多くみられたことから、これらの改善が認められる。「使用者によるもの」では、その大半が洗浄用水関係であり、前年度に比べてマンホール関係と電気系の改善がみられた。

3.5 法定検査と水質検査の関係

法定検査による不適正率と指定検査機関の水質検査による放流水BOD不適正率との関係について、県内9保健所(仙台市を除く)をプロットしたのが図13である。

両者の間には相関関係は認められない。(57年度は $r = 0.798$ 、危険率1%で有意な相関性が認められた。) 58年度は、57年度に比べて、法定検査による不適正率が低下しているにもかかわらず、放流水の水質は依然として改善されていないという地域性が、両者の関係の不一致性の原因と考えられる。

また、法定検査と水質検査の関係は、同一し尿浄化槽に対するものでないことから、同一し尿浄化槽について、両者の関係を明らかにすることによって、法定検査によるし尿浄化槽の維持管理評価の検討が今後必要である。

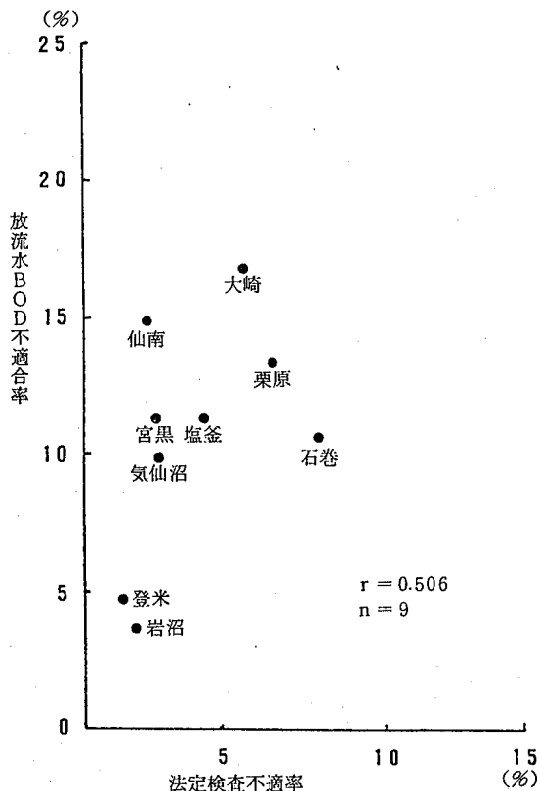


図13 法定検査不適率と放流水BOD不適合率の関係

4. ま と め

「し尿浄化槽指導指針」に関する調査研究として、57年度に引き続いて、し尿浄化槽法定検査結果のうち不適正と判定されたし尿浄化槽280基（不適正率3.3%）について解析・検討したところ、次の結果が得られた。

(1) 不適正し尿浄化槽の概況でみると、処理方式では、旧構造の単独処理のものがほとんどを占め、その大部分は散気式全ばっ気型の長時間ばっ気方式と変形二階タンク式本面酸化床型の腐敗タンク方式であり、57年度と同じ傾向であった。人槽区分別では、8~10人槽と51~100人槽に不適正割合が多い2山型であり、実使用人員別では、20人槽以下が過少使用、21~100人槽が不特定使用そして101~500人槽が過剰使用の傾向にあった。設置

年別では、55年以前（改正前）が55年以降（改正後）よりも多く、55年以降のものうち分離接触ばっ気が増加した。建築用途別では、住宅用が最も多く不適正のうち約%を占めていた。

(2) 検査別状況でみると、外観検査では、異常率が高い項目として、共通項目で「消毒の実施状況」と「放流水の外観」であったが、57年度に比べて異常率は低下していた。機能検査では、望ましい範囲を越えた割合が多い項目は、塩素イオン・残留塩素・汚でい沈でん率の3項目で前年度と同じであった。書類検査では、前年度と同様に記録保存がみられないものが半数、保守点検が毎月ありながら清掃実施日が不明又は0~3ヶ月経過のものが多かった。

(3) 判定所見からの不適正原因をみると、「維持管理によるもの」が半数を占め、次いで「施工・構造によるもの」そして「使用者によるもの」の順で、57年度と同じ傾向であったが、改善が認められた項目もある。

(4) 法定検査の不適正率と水質検査のBOD不適合率の間には相関性は認められなかった。今後は、同一し尿浄化槽についての両者間の関係の検討が望まれる。

なお、本論文の要旨は第28回全国環境衛生大会で発表した。（1984,青森）

本稿を終るに当たり、資料を提供していただいた社宮城県環境衛生整備協会し尿浄化槽法定検査委員会と財宮城県公衆衛生協会の関係者の方々に感謝します。

参 考 文 献

- 1) 社宮城県環境衛生整備協会し尿浄化槽法定検査委員会：昭和58年度法定検査報告
- 2) 清野 茂他：宮城県保健環境センター年報，2，118（1984）
- 3) 厚生省環境衛生局水道環境部環境整備課監修：浄化槽維持管理マニュアル，財日本環境整備教育センター（1981）
- 4) 財宮城県公衆衛生協会：昭和59年度し尿浄化槽放流水水質結果（未発表）

18 宮城県におけるガン死亡率と環境要因との関係に関する統計的解析 (第4報)

一因子分析法によるガン死亡と環境因子の関連性の検討一

清野 茂* 湯田 和郎 一ノ渡義巳**

1. はじめに

本県における3大成人病死亡のうち悪性新生物(以下ガンと記す)が、男では死亡数で脳血管疾患を抜いて第1位を占めた¹⁾。女についても、ガン死亡は2, 3年中に第1位になることが予想されている。

ガンの発生要因としては、多数の環境要因が関与し、さらにガン各部位への寄与度合が異なることが報告されている²⁾³⁾。

そこで、著者らは、本県におけるガン死亡と環境要因との関連性を統計学的に検討し、報告している⁴⁾⁵⁾⁶⁾。そして、さきの報告⁶⁾では、食品、栄養、気象など14項目の環境要因とガン死亡との関連性を検討した結果を報告した。

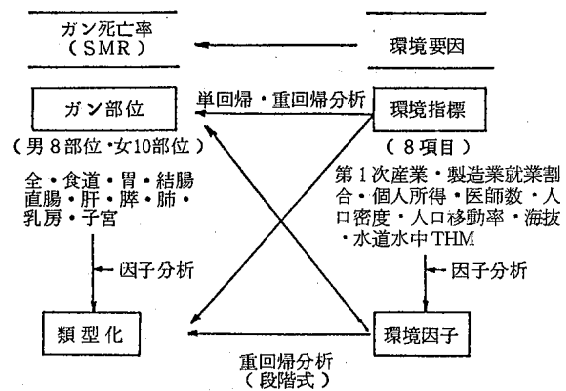
今回は、因子分析法を用いて、ガン部位と環境要因を地域的に類型化し、重回帰分析法によって、地域類型化されたガン死亡と環境因子の関連性を解析したので報告する。

2. 資料および方法

ガン死亡率は標準化死亡比(SMR)で、疾病の疫学分布研究班による「全国市町村別主要疾患死亡数値表」⁷⁾を用いた。ガン部位は、男子では8部位(全ガン、食道、胃、結腸、直腸、肝、脾、肺)、女子では乳房と子宮を加えた10部位である。

環境要因としては、さきの報告⁶⁾で用いたものうち、県下74市町村について得られた3環境5指標8項目である。

ガン死亡率と環境要因との関連性の検討方法の概略を図1に示した。まず、環境要因(男女8項目)及びガン死亡率(男8部位、女10部位)、それぞれの相関行列を算出した。これらの相関行列に、因子分析のバリマックス回転法を用いて、固有値が1以上の因子を抽出した。抽出された環境因子とガン死亡因子それぞれについての因子負荷量及び市町村別因子得点を求めた。そして、この因子得点を用いて、ガン死亡因子を目的変数とし、3つの環境因子を説明変数とした段階式重回帰分析を行い、



ガン死亡因子の重回帰式に導入された環境因子を評価することによって、ガン死亡と環境要因との関連性を検討した。

なお、重回帰分析の各段階での変数加除基準は有意水準5%のF値で行うと共に、これら一連の計算は当センターNEC・ACOSシステム300電子計算機を用いて行ったものである。

3. 結果と考察

3.1 環境要因とガン死亡率の因子分析

3.1.1 環境要因の因子分析

男女8項目の環境要因を因子分析した結果、因子負荷量の分布図を図2、市町村別の因子得点の分布図を図3に示す。

因子の意味を明確にするために、因子は第3因子までを抽出した。各因子について概説する。

① 第1因子(寄与率:男女ともに46.6%)男女ともに、第1次産業就業者割合がプラスに高く負荷していることから、農漁村因子とみなせる。第1因子に高く負荷する環境要因がどの市町村に分布するかを因子得点で見ると、男女ともに内陸部と山間地域に高い。

② 第2因子(寄与率:男28.6%,女27.6%)男女ともに、海拔がプラスに高く負荷していることから、過疎地因子とみなした。因子得点の分布からみて、男女ともに山間地域に高い。

* 現宮城県公害規制課

** 宮城県大崎保健所

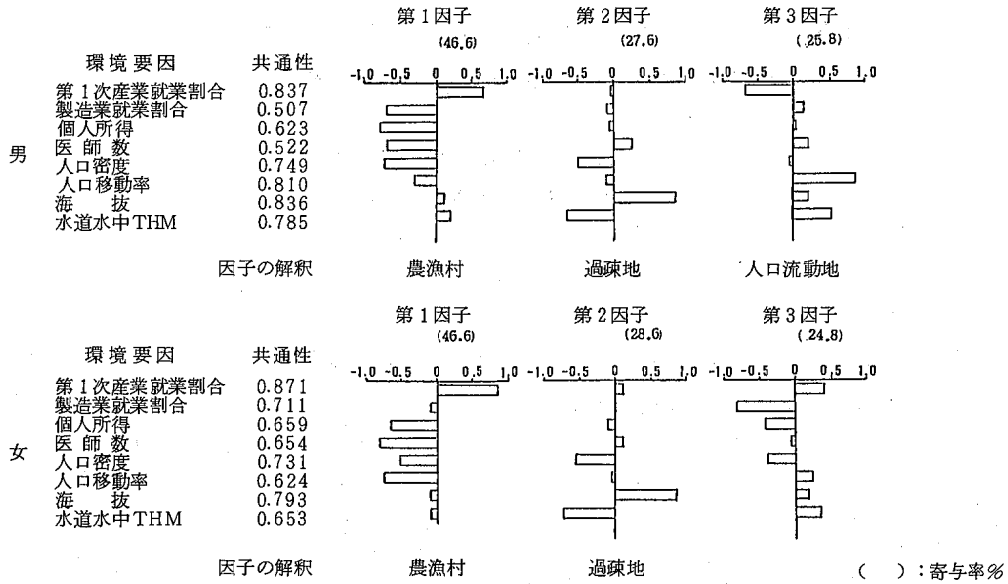


図2 環境要因別因子負荷量の分布図

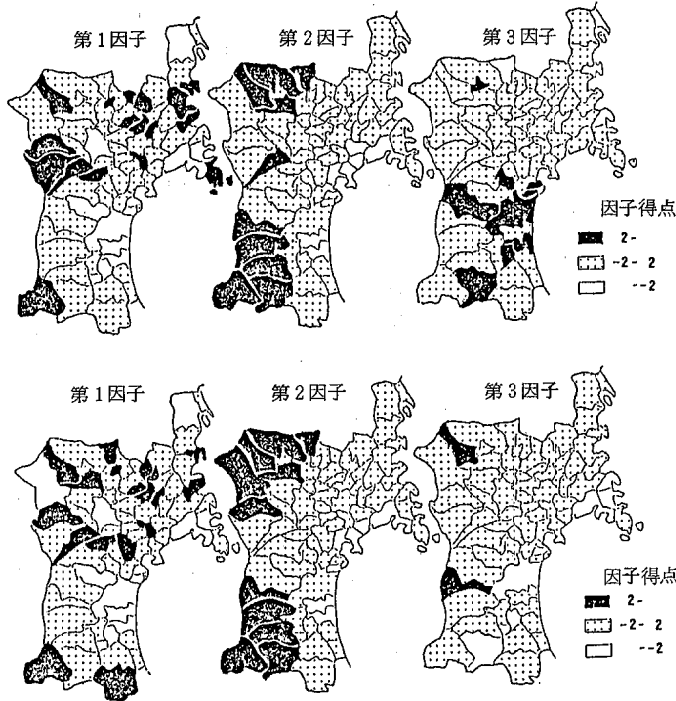


図3 因子得点の分布(環境要因)

③ 第3因子(寄与率:男25.8%,女24.8%)男では、人口移動率が高く負荷しているので、人口流動地因子とみなしたが、女では明確ではなかった。男の因子得点の分布をみると、仙台と周辺地域に高い。

このように、3つ因子で宮城県の特徴を表わすことができたと考えられる。

3.2 ガン死亡率の因子分析

男8部位、女10部位のガン死亡率を因子分析した結果、因子負荷量の分布図を図4、市町村別の因子得点の分布図を図5、6に示す。

因子数は第4因子まで抽出した。第3因子までの累積寄与率が男80.4%、女80.2%であったことから、3つの因子について概説する。

① 第1因子(寄与率:男29.9%,女28.0%)男の場合、直腸・肝・膵ガンがプラスに高く負荷している。第1因に高く負荷するガン部位がどの市町村に高いかを因子得点の分布からみると、牡鹿半島と県北部地域が高い。女の場合、子宮・乳房・胃ガンがプラスに高く負荷するが、肝ガンはマイナスに高く負荷している。因子得点をみると、山間地域に高い。

② 第2因子(寄与率:男29.7%,女27.2%)男の場合、胃、食道の消化器系ガンがプラスに高く負荷していることから、消化器系ガン死亡因子といえる。因子得点からみると、大崎地方(宮城県の仙台平野の北部で水田単作地帯の市町である。)地域が高い。女の場合、肺・結腸・胃ガンがプラスに高く負荷している。因子得点をみると、海岸地域と大崎地域に高い傾向がみられる。

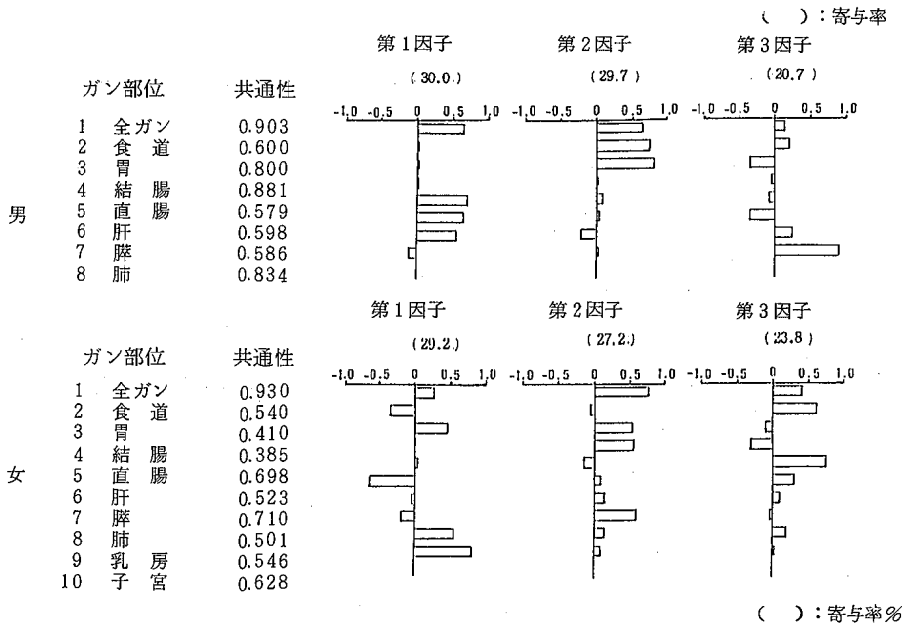


図4 ガン部位別因子負荷量の分布図

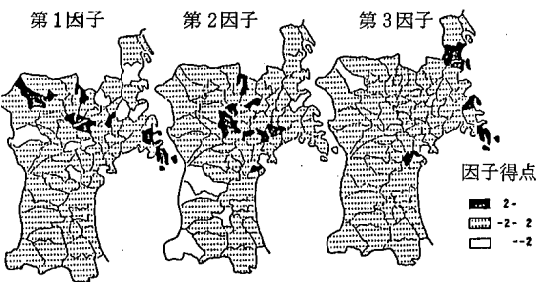


図5 因子得点の分布(男)
—ガン死亡—

③ 第3因子(寄与率:男20.7%,女23.8%)男では、肺ガンがプラスに高く負荷していることから、肺ガン死亡因子といえる。因子得点からみると、三陸沿岸地域に高い。女では、直腸・食道・肝ガンがプラスに高く負荷している。因子得点を見ると、県北部地域に高い傾向がみられる。

以上のように、3つ以上のガン部位の死亡率の相互関連から、多数部位の死亡率間の類似性を地域的にみることができた。この結果は、さきの報告⁵⁾でみた各部位別ガン死亡率の分布と一致している。

3.3 ガン死亡因子と環境因子の段階式重回帰分析

ガン死亡率と環境要因との関連性を解析するために、因子分析によって抽出されたガン死亡因子を目的変数とし、同様に抽出された3環境因子を説明変数とした段階式重回帰分析を行った。各重回帰式に導入された環境因子の係数について、正負の符号で定性的に評価した。その結果を表1に示した。

男の場合、第2、第3ガン死亡因子の重回帰式が有意であった。これらの式に導入された環境因子は過疎地因子のみで、その説明割合は約20%と小さい。ところで、

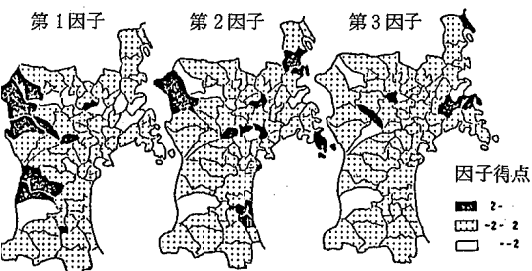


図6 因子得点の分布(女)
—ガン死亡—

表1 因子分析法によって抽出されたガン死亡および環境因子の関連性
一段階式重回帰分析法による回帰式に導入された環境因子

性別	ガン死亡		累積寄与率	導入された環境因子と順位	
	因子番号	高負荷量ガン部位		1	2
男	2	胃・食道	0.244*	過疎地	
	3	肺	0.216*	過疎地	
女	1	子宮・乳・胃	0.377**	農漁村	過疎地
	2	肺・結腸・胃	0.240*	農漁村	
	3	直腸・食道	0.207*	過疎地	

★ 5%有意 ** 1%有意
 導入された回帰係数の符号が正のもの
 導入された回帰係数の符号が負のもの

第3の肺ガン死亡因子には、農漁村因子などの環境因子が導入されなかったことから、今回取り上げた以外の環境要因が存在することが示唆される。喫煙や大気汚染などの要因を含めて、今後、検討していく必要がある。

女の場合、3つのガン死亡因子の重回帰式いずれも有意であった。第1因子のガン死亡については、農漁村因子と過疎地因子の環境要因で約38%説明され、特に過疎地因子がプラスの環境因子となっている。このことから、過疎地が多い山間地域において、ガン対策などを推進する必要があると考えられる。

4. ま と め

多数の異なるガン部位の死亡率の地域分布の類似性及びその類似性に共通な因子を検討することによって、ガンの発生要因を探索するためには、因子分析法は有用な手法といえる。

近年のガン検診による早期発見・早期治療、医療技術の進歩によって、死亡率（SMRなど）の指標を用いたガンの疫学的な研究では、ガンを正当に評価できなくな

っている。そこで、今後は、ガン罹患率を指標として、ガン環境との関連性を検討していきたいと考える。

なお、本研究の一部は、第21回宮城県公衆衛生学会（仙台市 1985）で発表した。

参 考 文 献

- (1) 厚生省統計情報部人口動態統計課，昭和59年人口動態統計（概数）の概況，昭和60年6月
- (2) Doll R. : Nature, 265, 589 (1977)
- (3) Wynder E. L. et all : J. Natl. Cancer Inst. 58 825 (1977)
- (4) 清野 茂他：宮城県衛生研究所報，56, 99 (1981)
- (5) 清野 茂他：宮城県保健環境センター年報，1, 90 (1983)
- (6) 清野 茂他：宮城県保健環境センター年報，2, 149 (1984)
- (7) 疾病の疫学分析研究班編：全国市町村別主要疾患死亡数値表，時事通信社（1982）

19 栗駒山における大気環境濃度の測定結果について

加藤 憲治 四十物良一 松浦 勉
加藤 謙一 菊池 格 加藤 信男

1. はじめに

現在本県では、SO₂をはじめとして10項目の大気汚染物質について常時監視を行っているが、これらの項目のなかで、O_xは他項目とやや異なる変動を示す。又最近、O_x濃度について、バックグラウンドとの関連が強く指摘されており、仙台湾地域におけるO_x濃度についても、果してバックグラウンド濃度がどの程度関与しているものか明らかでない。そこでこれらの関係を解明し、併せて他の項目についても、そのバックグラウンド濃度を把握する目的で、この調査を実施した。

2. 調査方法

本県北西部の県境に位置する栗駒山の中腹（標高840m）に、昭和59年4月19日～5月31日にかけて、移動観測車をおいて測定した。付近は一面の山林地帯であり、未



図1 測定局の位置

汚染地域として非常に適当な場所と思われる。ここで得られたデータと、バックグラウンド測定局である国設籠岳局（標高165m）、及び地上局の代表として国設仙台局と利府局のデータとを併せて使用し、それらの関係から、バックグラウンドとしての濃度変動について考察した。

測定項目は、SO₂、DUST、O_x、NO、NO₂、CO、HC及び風の8項目であるが、本報告ではCO、HCについては省略し、主としてO_xについて検討する。又、測定機の障害等により、項目により解析の対象期間は異なった。O_xについては5月5日～31日を対象期間とした。

次に「宮城県気象月報」により測定期間中の気象状況を見ると、この年4月、5月は北偏高気圧及びオホーツク海高気圧の影響で全般に低温の日が多く、5月7、8、9日の3日間を除いて、殆ど平年気温をかなり下まわった。この期間O_x濃度が思いのほか上昇しなかったのはその影響と思われる。

又、アメダスの定点観測である栗駒における積雪量は、4月20日に136cmでその後次第に減少し、5月1日に78cm、5月9日に0になった。

次に移動車での風向風速の測定結果より、測定地点での風の状況を見る。測定開始直後3日間は風が強かったが、その後おだやかになり、5月5日以降日平均風速が2.0m/sを越えたのは、5月5日（3.0m/s）と10日（4.0m/s）の2日間だけであった。測定期間中の風配図を図2に示す。図より夜間（19時～6時）には殆どWNNW、

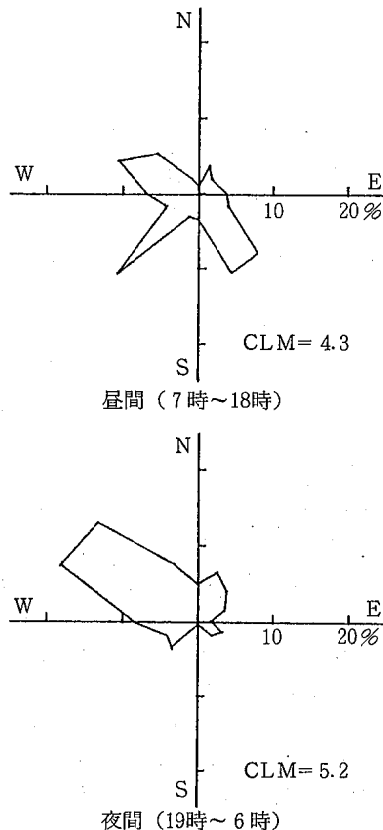


図2 移動車の風配図（4月20日～5月30日）

又はNW方向の風であるが、昼間（7時～18時）には、SW、又はSSE、SE方向の風が多くなり、この地点ではいわゆる山谷風が吹いていることが推定される。しかし終日同方向の風が吹いている例も少なからずみられ全体としてはWNW～NW方向の風が多かった。

又、表1に各局間の風の近似相関を示す。表より栗駒と地上局との相関は割合に高く、概略的には移動車の設置地点と地上局とで、類似した風が吹いていたことが推察される。

表1 各局間の風の近似相関（4月～5月）

	栗駒	笹岳	仙台	利府
栗駒	1.00	0.66	0.51	0.53
笹岳		1.00	0.69	0.61
仙台			1.00	0.72
利府				1.00

3. 測定結果及び考察

表2に各項目の測定結果を示した。表2には、項目毎

表2 栗駒における測定結果

項目	期間	場所	測定時間 (時間)	平均値	日平均値 の最高	時間値 の最高	日最高値の 期間平均値
SO ₂ (ppb)	5月10日 } 5月31日	栗駒	509	3	7	25	6
		笹岳	523	2	5	9	4
		利府	507	3	8	20	8
		仙台	520	5	7	14	9
DUST ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4月19日 } 5月31日	栗駒	970	7	30	50	15
		笹岳	1,013	15	37	70	32
		利府	1,021	26	58	120	50
		仙台	1,021	27	68	100	51
Ox (ppb)	5月5日 } 5月31日	栗駒	630	46	59	66	54
		笹岳	638	34	52	68	43
		利府	614	19	35	41	29
		仙台	552	19	33	53	30
NO (ppb)	4月19日 } 5月31日	栗駒	956	0	1	6	1
		笹岳	979	0	2	7	1
		利府	958	2	5	21	7
		仙台	1,017	6	17	115	22
NO ₂ (ppb)	4月19日 } 5月31日	栗駒	965	1	4	16	3
		笹岳	1,012	2	4	13	5
		利府	961	7	16	42	17
		仙台	1,018	17	34	61	34

に調査対象とした期間、及び同期間における国設笹岳局、利府局、国設仙台局のデータも併せて示した。

3.1 SO₂, DUST

SO₂の平均値は3ppbで利府局と同じで笹岳局より1ppb高かった。又時間値最高で25ppbを示した。SO₂の測定においては、マイナス振れを防ぐ為、はじめD社製シュウ酸トラップを使用したところ異常に高い値を示した為、5月4日の点検時にK社製アムスーパーに交換し、データとしては、5月10日以降について対象とした。

又、DUSTの平均値は7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、日平均値の最高は30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、いずれも笹岳より低い値を示した。

SO₂とDUSTの濃度変化には類似した傾向がみられた。図3にSO₂、DUST、Oxの日平均値の経日変化を示す。3項目とも類似した動きを示しており、晴れて

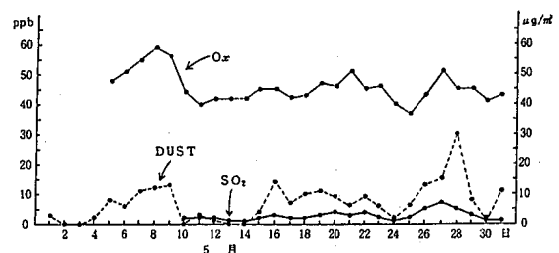


図3 SO₂, DUST, Oxの日平均値の経日変化

日射量が多くOx濃度が高くなるような日には、SO₂、DUSTも濃度が高くなっている。又、図4に3項目の日変化の一例として、比較的濃度が高くなった5月26日の場合を示す。SO₂、DUSTは昼間に濃度の高まる

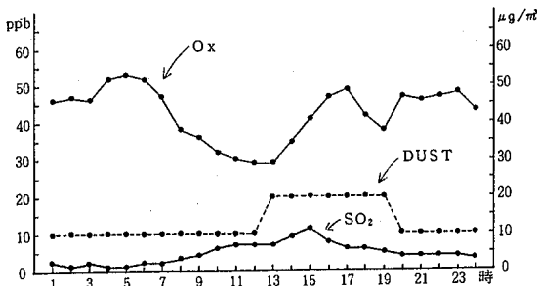


図4 5月26日のSO₂, DUST, O_xの日変化

ゆるやかな一山型を示しているのに対し、O_xは大分異なった日変化になっている。

3.2 NO, NO₂

NO, NO₂は非常に濃度が低く、ほとんど0 ppbに近い濃度で推移した。

NOの平均値は0 ppbであり、時間値の最高でもわずか6 ppbであった。

NO₂の平均は1 ppbであり、笠岳よりも低い値を示した。NO₂は日によって弱干濃度が高まる場合もあり、日平均値の最高は4 ppb、時間値の最高は16 ppbであった。

以上、SO₂, DUST, NO, NO₂等の汚染物質は測定地点付近に発生源は考えられず、これらの濃度が高まる場合、その汚染質は大気の大気垂直混合あるいは山谷風等の移流作用により、下層から到達したものと推定される。

3.3 O_x

O_xについては前述の様に、5月5日～31日を対象期間とした。表2より、この期間の平均値は46 ppbで笠岳局(34 ppb)や利府局(19 ppb)、仙台局(19 ppb)等の地上局よりも高かった。又、この期間60 ppbを越えた時間数は、それぞれ栗駒23、笠岳6、利府0、仙台0であった。この様に、標高の高い所ほど高濃度を示す結果が得られた。

3.3.1 O_x濃度の経日変化

はじめに全体的な濃度変化の推移をみるために、経日変化について検討する。すでに図3には、日平均値の経日変化を示してあり、又、図5に日最高濃度の経日変化を示す。図5には併せて仙台管区気象台における日最高気温、日射量及び降水量も示した。

図3、図5に示されるように、はじめ5日～9日は高気圧におおわれ、晴れて気温も高く、8月、9日には測定期間中の最高である66 ppbを記録した。なお日平均値の最高は8日の59 ppbである。しかし11日から14日にかけて前線の影響で降雨があり、気温も下がってO_xは低くなった。その後月末まで曇りがちの天気続き、気温

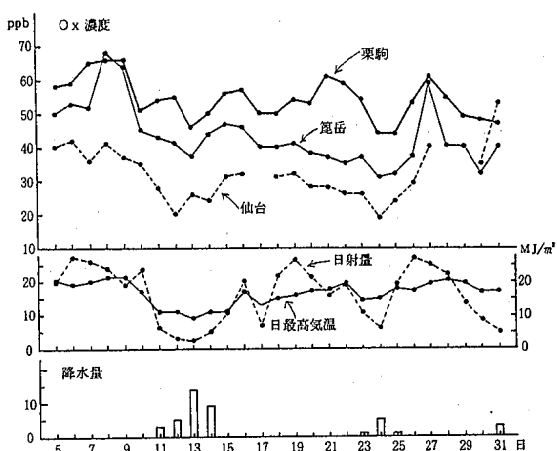


図5 O_x日最高濃度の経日変化

も平年より低目であったが、序々に上昇していった。O_x濃度も上昇傾向にあったが、23、24日に降雨があって低くなり、その後、26、27、28日と晴れて日射量も多く、O_x濃度も上昇して、27日には時間値で61 ppbを記録した。図5にみられるように、栗駒、笠岳、仙台の濃度変動には類似した傾向があり、このことから、山岳部、平野部共に同一の要因により濃度変動していることが推察される。

又、図5よりO_x濃度と気象要因との間には良い関連性がみられる。表3に各局の日最高濃度と日射量、日最

表3 O_x日最高濃度と気象要因の相関
(5月5日～5月31日)

局名	栗駒	笠岳	仙台	利府
日最高気温	0.50	0.41	0.33	-0.19
日射量	0.52	0.40	0.25	0.19

高気温との相関を示す。この表より、地上局よりも笠岳、さらに栗駒の方が相関が高くなっている。これは山岳地域である為、NO_x等の汚染物質の影響が少なく、より直接に気象要素と結びついたバックグラウンドとしての特徴が表れたものと考えられる。

3.3.2 O_x濃度の日変化

栗駒におけるO_x濃度の変動は非常になだらかであり、これまでみたように経日変化では気象要素と割合対応のよい変化を示したが、日変化でも、気象状況によりほぼ類似した変化を示した。

はじめに図6に測定期間中の時刻別に平均した日変化を示す。普通地上局では図6の国設仙台局の様な日変化を示す。これに対し笠岳では全体として濃度が高くよりなだらかな一山型の変化となっており、又、栗駒では、むしろ昼間に濃度の低くなる変化となっている。栗駒の

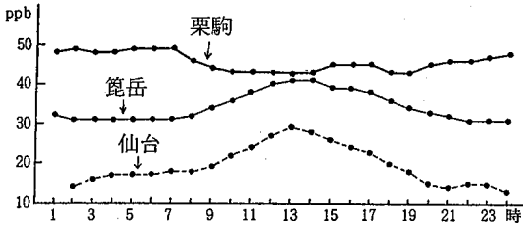


図6 期間平均のOx日変化 (5月5日~5月31日)

日変化をよくみると7時頃まではほぼ一定の高濃度を示した後、濃度が下がりはじめ、15時から18時にかけて地上局と平行するような変動を示し、その後20時頃より又徐々に濃度が上昇しはじめる変化となっている。

次に、このような特徴ある日変化を示すことが原因と思われる事例を2つあげる。1つは表4に示すOx濃度の時間値での相関である。一般にOxは他項目に比べ局

表4 Ox濃度(時間値)の相関
(5月5日~5月31日)

	栗駒	笹岳	仙台	利府
栗駒	1.00	0.27	-0.03	-0.32
笹岳		1.00	0.51	0.51
仙台			1.00	0.54
利府				1.00

間の相関が高いが、栗駒は笹岳とは正の相関関係にあるが、地上局とは負の相関を示している。又、もう1つの例は、図7に示す風速別濃度である。一般にOxは、図

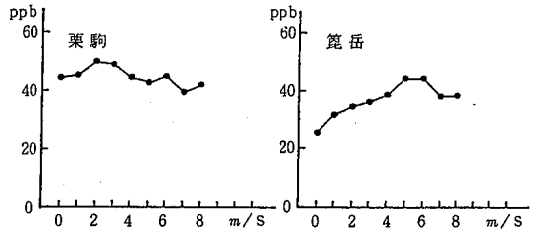


図7 風速別Ox濃度 (5月5日~31日)

の笹岳局の場合の様に風速と正の比例関係を示すが、栗駒では、図のように風速が増すと共に、濃度がやや減少している。これは昼間に風速が大きくなるのに対し、濃度は減少する傾向があるためであろう。

次に前述の様に、栗駒でのOx濃度は、気象状況によりほぼ類似した日変化を示したが、分類の結果大きく(I)晴れ型、(II)薄曇り型、(III)曇り及び雨型の3つに区分することができた。その事例を図8、図9に、又各日毎の分

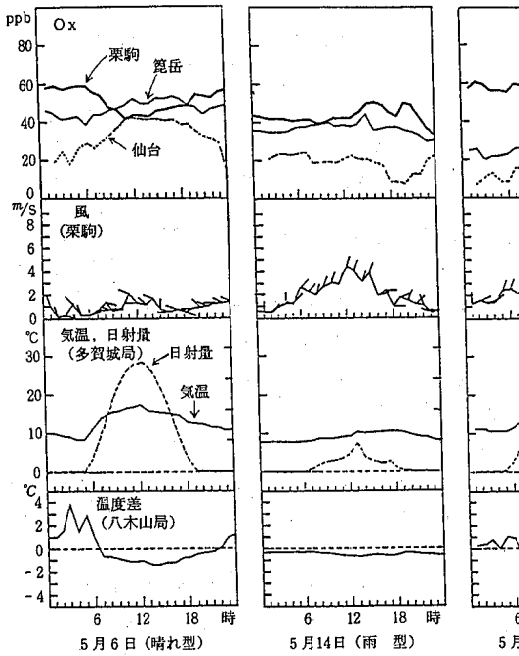


図8 Ox濃度日変化の事例(1)

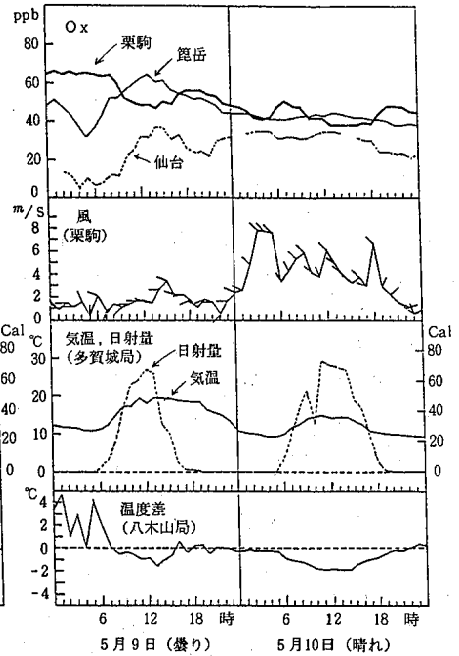


図9 Ox濃度日変化の事例(2)

表5 O x 日変化型の分類

型	月 日	天気概況	平均雲量 4 回	日 射 量 (MJ/m ²)	オキシダント 日最高値(ppb)	オキシダント 日平均値(ppb)
(I) 晴 型	5月5日	晴れ	3.3	19.4	58	48
	" 6日	晴れ	2.5	27.3	59	51
	" 7日	晴れ	2.0	26.1	65	55
	" 8日	晴れ	1.0	23.8	66	59
	" 11日	曇り後雨	9.5	5.8	54	40
	" 18日	晴れ	5.8	21.9	50	43
	" 26日	晴れ一時薄曇り	7.8	27.1	53	43
	" 27日	晴れ	7.5	24.8	61	51
(平均)			4.9	22.0	58.3	48.8
(II) 薄曇り 型	5月16日	薄曇り	10.0	20.1	57	45
	" 19日	曇り後晴れ	5.0	26.5	54	47
	" 20日	曇り後薄曇り	9.5	20.9	53	46
	" 21日	曇り時々薄曇り	10.0	16.1	61	51
	" 22日	薄曇り	8.8	19.5	59	45
	" 28日	晴れ一時曇り	7.5	21.8	55	45
(平均)			8.5	20.8	56.5	46.5
(III) 曇り 及び 雨 型	5月12日	雨	10.0	3.1	55	42
	" 13日	雨一時曇り	10.0	2.6	46	42
	" 14日	雨	10.0	5.0	50	42
	" 15日	曇り	10.0	10.3	56	45
	" 17日	曇り時々雨	10.0	7.1	50	42
	" 23日	曇り時々雨	10.0	10.4	54	46
	" 24日	雨	10.0	6.0	44	40
	" 25日	曇り時々晴れ	8.3	19.3	44	37
	" 29日	曇り一時雨	9.8	13.5	49	45
	" 30日	曇り一時雨	10.0	8.5	48	41
	" 31日	曇り時々雨	10.0	5.1	47	43
(平均)			9.8	8.3	49.4	42.3
その他	5月9日	曇り時々晴れ	7.8	18.9	66	56
	" 10日	晴れ	2.8	23.5	51	44

類結果を表5に示す。以下図8、図9及び表5をもとに各型について検討する。なお図8、図9には、移動車での風向風速、多賀城局の気温、日射量、及び仙台市八木山局における鉄塔上の標高150mと220mの温度差の経時変化も併せて示した。又、表5には、仙台管区気象台における天気概況、平均雲量、日射量及びO x 日最高値、日平均値も併せて示した。

① 晴れ型

天気が晴れて雲量が少なく、日射量の多い日に多く出現する型である。この型を示した日は計8日あった。この様な日の大気の状態は、日中不安定で混合層高度が高く、夜間に強い接地安定層が形成される。事例として5月6日の場合を示す。図にみられるように栗駒のO xはいわば“一穴型”の日変化になっている。6時頃までは

ば一定値を示した後、日射量の増大とともに接地安定層が解消されて大気の垂直混合が促進されるとともに、栗駒の濃度が減少し、地上局の濃度が上昇し始める。栗駒の濃度は、11時頃まで減少を続け、12時頃から徐々に上昇し始める。20時過ぎ頃になって日射もなくなり接地逆転が強まると共に、上層下層の混合がおさえられて、地上局の濃度は減少するが、栗駒の濃度は更に上昇する。

測定期間中、高濃度であった日はこの型を示すことが多かった。又、この型を示す日には、日中には栗駒よりも笹岳の方が濃度が高くなる場合が多かった。

② 薄曇り型

天気が薄曇りに近い様な日に出現する型で、計6日あった。このような日は日射量がそれほど多くなく大気の状態は日中やや不安定で夜間に弱い接地安定層が形成さ

れる。

事例として5月21日の場合を示す。晴れ型の場合と類似しているが、9時頃から13時頃まで減少を続け、その後、18時頃まで5時間ほど地上局と平行な動きを示してから、濃度が上昇しはじめている。この点が薄曇り型の特徴である。

この型は晴れ型と雨型の間の場合と考えられる。

③ 曇り及び雨型

天気が曇り又は雨で、雲量多く日射量の少ない日出現する型であり、前述の様にこの期間曇りがちの日が多かった為、この型を示した日は計11日と多かった。

事例として5月14日の場合を示す。図の温度差に見られるように、この様な日の大気の状態は終日ほぼ中立に近い状態にあるものと推定され、混合層高度も低い。栗駒、筈岳、仙台のOx濃度は終日ほぼ平行した変化を示しており、増減巾の少ない日変化になっている。

このような型を示す日は一般にOx濃度は低く、又、仙台局のNOx濃度は比較的高くなる場合が多かった。又、大気の状態が終日中立に近い状態ではあるが、日射量がやや多い場合には、栗駒のデータも日中にわずかではあるが上昇する例がみられた。(15日、25日、29日等)

④ その他

以上の型に該当しない場合の例として、5月9日、10日の事例を図9に示す。図より9日の夕方までは、晴れ型の場合と同じ変化であるが、午後から風が強まってきたためか、栗駒のOxは筈岳と平行した動きとなり、又仙台局のOxは夜間になっても低くなっていない。図では9日の午後から夜間にかけて栗駒の風がそれほど強くなっていないが、ふもとの鶯沢、古川地域では、5m前後の風が吹いていた。10日は晴れで終日風が強く、測定期間中最も風速の強い日であり、移動車での日平均風速は4.0m/sであった。Ox濃度の日変化は、3局共変動巾の少ない平行した変化を示す点で、曇り及び雨型の場合と似ている。しかし、その場合と異なり、3局ともほぼ同レベルに近い濃度変動を示しており、これは強風により、上層下層の大気が一様に混合拡散されたためではないかと推定される。

以上各型別に特徴をみてきた。すべての日が気象状況によりこの様に典型的な日変化をするわけではなく、やや例外の様な日もあった。しかし、概略的には表5に示すように、割合よく分類することが出来た。

4. ま と め

以上栗駒での測定結果について検討してきたが、Oxについてまとめてみると、①標高の高い所ほど濃度が高い。②経日変化では地上局の変動と類似しており、地上局、山岳部共に同一の要因により濃度変動していることが推察される。③山岳部の方が気象要因とより関連の深い変動をしている。④日変化は気象条件により大きく3つの型に分類出来、その内、晴れ型、薄曇り型では昼間に濃度の減少する変化をする。⑤それらの日変化の原因としては、大気の垂直混合作用が主な要因と考えられる。⑥全体として、地上局のOx濃度変動に及ぼすバックグラウンド大気の影響は非常に大きいことが推察される。

なお、日変化等の原因については、これまでみてきたように、他のデータとの比較、あるいは今までの他機関の調査結果(文献参照)等により、以上の様な推定をしたが、詳細については今後の調査結果に待ちたい。

前述の様に、測定期間中曇りがちの日が多かったのはやや残念であった。もう少し気温が高く晴れの日が続けば、高濃度の事例が得られたように思われる。

又、この測定で目的地までの観測車の運搬には、思わぬ吹雪の為、多少の危険が伴ったりした。この測定にあたり、御協力いただいた各機関の方々に御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 溝口次夫他：国立公害研究所報告 36, 61, 1982
- 2) 水野建樹他：公害 14, 5, 6, 49, 1979
- 3) 水野建樹他：公害 16, 6, 27, 1981
- 4) 佐々木一敏他：長野県衛生公害研究所報告, 6, 13, 1983
- 5) 瀧 義明他：長崎県衛生公害研究所報告 23, 9, 1981

20 スパイクタイヤによる道路粉じん調査

氏家 愛子 松浦 勉 加藤 謙一
北村 洋子 菊池 格 加藤 信男

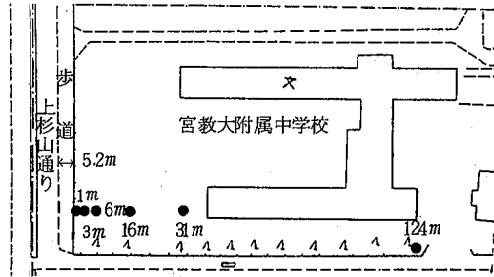
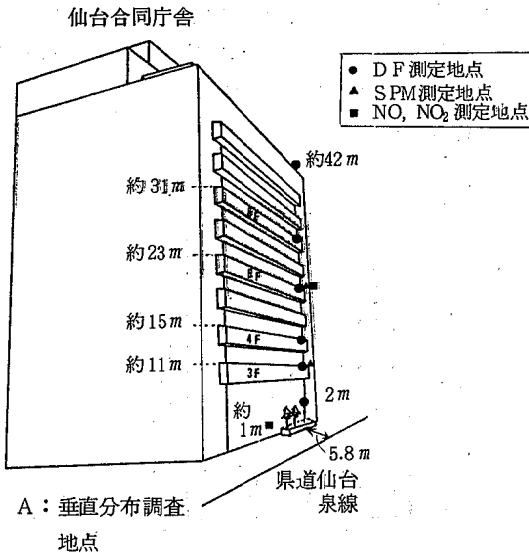
1. はじめに

冬期のスパイクタイヤによる車粉じん対策として、県では、58年11月1日から「スパイクタイヤ対策推進要綱」を施行し、スパイクタイヤ装着自粛運動を推進してきた。また、この対策に伴う道路粉じんの状況の推移を把握するため、道路端の定点における降下ばいじん及び浮遊粒子状物質濃度の調査を、昭和56年度から継続して行っている。59年度は、更に、車粉じんの空間的拡がりを調べるため、降下ばいじんの道路からの垂直・水平分布及び浮遊粒子状物質等の垂直分布の調査を行ったので、定点での4ケ年の調査結果と合せて報告する。

2. 調査方法

2・1・1 定点

- a 仙台市通町：県道仙台・泉線西側。交通量約24,000台/12時間（大型車混入率11%）
- b 仙台市鶴ヶ谷：仙台市郊外の住宅地を走る市道の交差点東側。全方向交通量約12,000台/12時間（大型車混入率1.7%）
- c 岩沼市末広：国道4号線東側。交通量約32,000台/12時間（重交通量（バス及び普通貨物車）25%）



B: 水平分布調査地点
図1 調査地点の概要

2・1・2 垂直分布, 水平分布調査地点

- A 垂直分布 仙台市堤通雨宮町：県道仙台・泉線東側の宮城県仙台合同庁舎（図1-A）。県道をはさみ西側に定点aがある。
- B 水平分布 仙台市上杉：市道上杉山通り線東側の宮城教育大学附属中学校敷地内（図1-B）。

2.2 調査内容

調査内容については、表1に示した。

表1 調査内容

	調査項目	調査期間	調査地点
定点	降下ばいじん PH 溶解性成分 不溶性成分	通年	地点a, b, c
	浮遊粒子状物質濃度 β線吸収法 ローボリュームエア サンプラーによる捕集法	通年	
垂直分布	降下ばいじん PH 溶解性成分 不溶性成分 " 中のCa	59年10月 60年1月	地点A
	浮遊粒子状物質濃度 β線吸収法 窒素酸化物濃度	59年10月～60年3月 59年10月～59年12月	
水平分布	降下ばいじん PH 溶解性成分 不溶性成分 " 中のCa	59年10月 60年1月	地点B

3. 結果及び考察

3.1 定点調査

3.1.1 降下ばいじん

降下ばいじん（以下DF）の昭和56年度から4ケ年の経月変化を図2に示した。

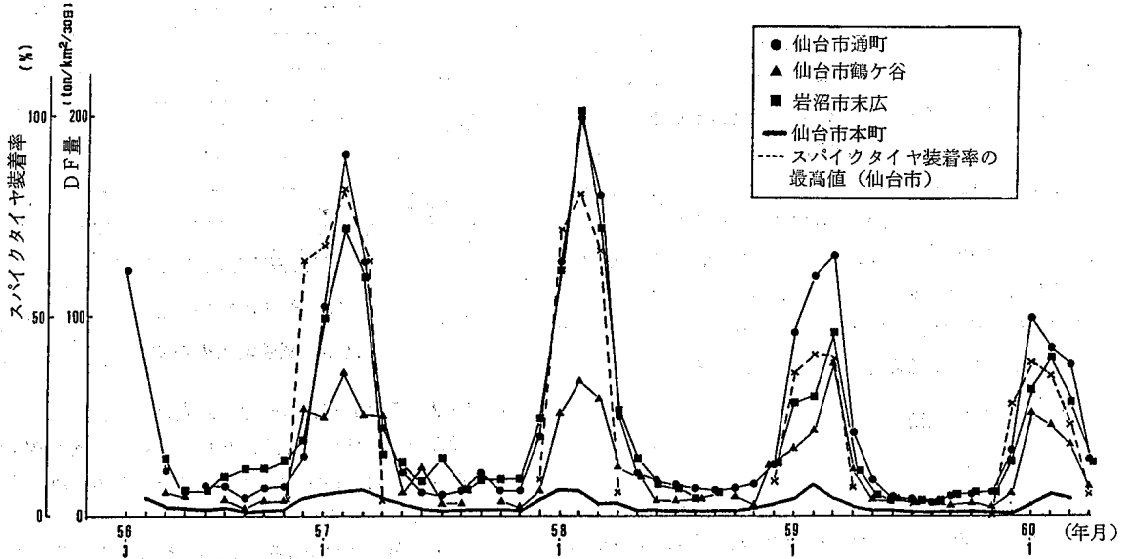


図2 DFの経月変化

み、装着率が高かった56、57年度に比較すると、58年度の冬に約43%、59年度の冬に約45%低下した（月最高値）。この現象に伴い、定点での冬期のDF量は、58年度以降減少しており、仙台市通町では57年度に199 ton/km²/30日、58年度に130 ton/km²/30日、59年度に99 ton/km²/30日（年度最高値）で、57年度の約1/2に減少している。

DF量のバックグラウンド値をスパイクタイヤ非装着期（5月～11月）の過去4ケ年の平均値と考えて、冬期には、このバックグラウンドに、スパイクタイヤによる車粉じん等がどの程度加算されているのかを検討した。定点でのバックグラウンド値は、仙台市通町では、14 ton/km²/30日、鶴ヶ谷で8.6 ton/km²/30日である。岩沼市末広では、昭和58年10～11月に国道4号線の歩道、側溝の整備が行われ、その際、ダストジャーの地上高が約1mから約2.7mにかさ上げされたため、除外した。また、対照地点でのバックグラウンド値は、3.2 ton/km²/30日である。これらのバックグラウンド値の4ヶ月分と、スパイクタイヤ装着期である12～3月のDFの合計量を合わせて図3に示した。冬期のDF増加量を車粉じんの目安として、冬期のDF合計量からバックグラウンド（斜線部分）を引いて求めると、この増加量は、仙台市通町では最高時の57年度を1とすると、58年度に約67%、59年度に約

対照として、一般環境大気測定地点である県庁東庁舎屋上（地上約20m）でのDFの経月変化と仙台市のスパイクタイヤ装着率の月最高値の経月変化を合わせて示した。

スパイクタイヤ装着率は、昭和58年11月に「スパイクタイヤ対策推進要綱」が施行されて以来、自粛運動が進

50%に低下している。また、鶴ヶ谷では、最高時の56年度を1とすると、57年度は約82%、58年度は約76%、59年度は約58%に低下しており、対照地点においても、最高時の56年度を1とすると、57年度には約80%、58年度には約73%、59年度には約49%に低下している。

以上のことから、59年度の冬期の車粉じん等の増加量は、仙台市においては、最高を示した年の約50～60%に低減していることが明らかになった。

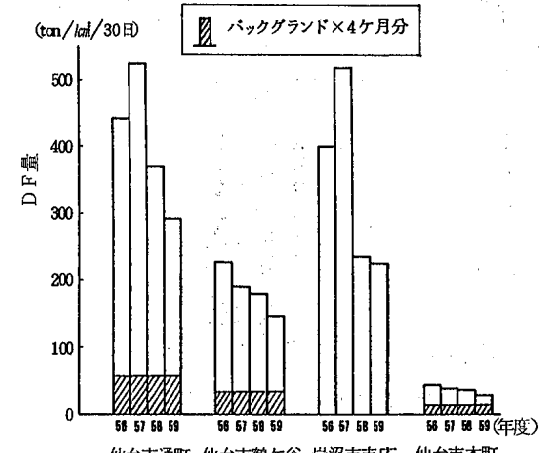


図3 冬期のDF量の経年変化

3・1・2 浮遊粒子状物質

β線吸収法及びローボリュームエアサンプラー（以下L.V）法により、測定した浮遊粒子状物質（以下SPM）濃度の経月変化を図4に示した。

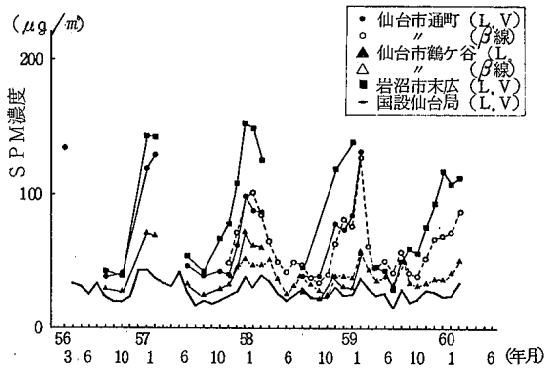


図4 SPM濃度の経月変化

冬期のSPM濃度は、前項のDFと傾向が異なり、岩沼市末広では、57年度の冬以降、確実に減少しているものの、仙台市通町及び鶴ヶ谷の2地点では、57年度の冬以降、若干の減少が認められただけである。

DFと同様に、SPM濃度が、スパイクタイヤ非装着期のバックグラウンドとしてどの程度あるのか、5～11月のデータから求めた。仙台市通町及び鶴ヶ谷の2地点では、β線吸収法による24時間平均値を、岩沼市末広の地点では、L.Vによる月平均値を用いた。この結果、SPM濃度のバックグラウンドは、仙台市通町では約45μg/m³、鶴ヶ谷では約34μg/m³、岩沼市末広では約52μg/m³と求められる。また、対照地点（国設仙台大気汚染測定所、以下国設仙台局）¹⁾でのバックグラウンドの濃度は、24μg/m³である。DF同様、冬期には、このバックグラウンドに、車粉じん等によるSPMがどの程度加算されているかを見るために、12～3月の年度毎のSPM濃度の平均を求め、図5にバックグラウンド濃度とともに示した。

冬期のSPM濃度の増加分は、冬期のSPM濃度の平均値とバックグラウンド（斜線部分）の差として求められるが、その増加分は、仙台市通町では、最高時の57年度を1とすると、58年度に約98%、59年度に約68%に低下している。また、鶴ヶ谷では、最高時の57年度を1とすると、58年度に約71%、59年度に約57%に低下している。以上のことから、冬期の道路端における車粉じん等によるSPM濃度は、59年度には、57年度の約57～68%に低下していることが明らかになった。しかし、対照地点（地上約20m）では、道路端の2地点とは異なり、57年度は約50%、59年度は約30%に低下し、大巾な減少が認めら

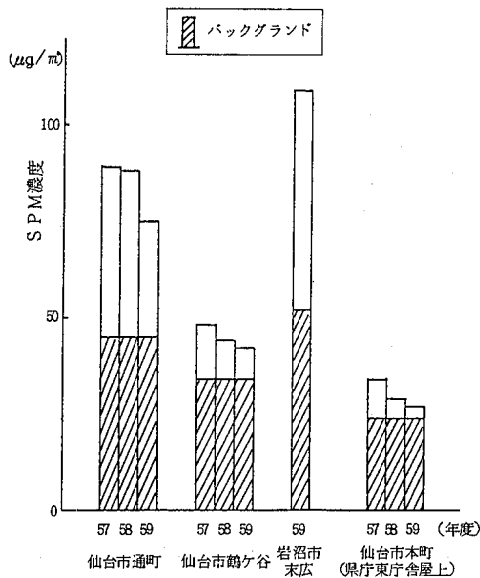


図5 冬期のSPM濃度の経年変化

れている。

次に、冬期のSPM濃度に、バックグラウンド濃度が占める割合を見た場合、57～59年度では、仙台市通町で約50～60%（カッコ内はDFの場合：約11～19%）、鶴ヶ谷で約71～81%（約18～23%）、対照地点で約71～81%（約30～47%）であり、DFに比べ割合が大きい。これは、スパイクタイヤにより発生し、大気中に浮遊する車粉じんの粒径が5～50μm²⁾であり、その粒径分布が10μm以上にかたよっているため、SPM濃度が排ガス等、スパイクタイヤによる車粉じん以外の寄与を大きく受けており、スパイクタイヤ装着率がゼロになったとしても、DF量が減少する程には、SPM濃度は低下しないことを示唆している。

SPMの環境基準超過状況について、図6に示した。

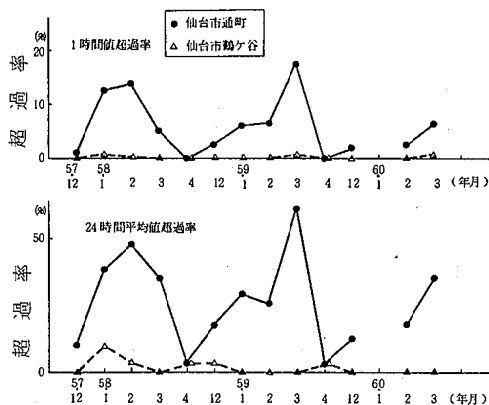


図6 SPMの環境基準超過率の推移

仙台市通町では、59年度の冬は、57、58年度の冬と比較すると、24時間平均値、1時間値ともに基準超過率は低下しており、鶴ヶ谷では、59年度の冬には、24時間平均値の基準超過はなかった。

3・2 垂直分布調査

国設仙台局における昭和59年10月、60年1月の風配図を図7に示した。

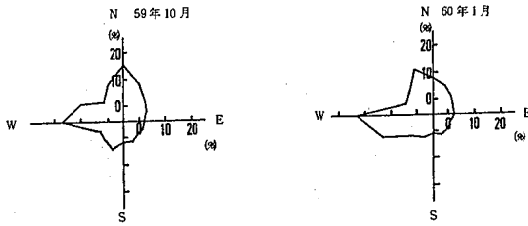


図7 国設仙台大気汚染測定局における風配図

調査期間中の風向は、西風～北風が卓越しており、垂直分布調査地点は、道路の風下にあたっている。

3・2・1 降下ばいじん

DF量及び下溶解性成分中のCaの垂直分布調査結果を図8に示した。

スパイクタイヤ非装着期の昭和59年10月には、DF量は、地上2mで6.3 ton/km²/30日であり、地上約42mでその約41%に減少している。スパイクタイヤ装着期の昭和60年1月には、地上2mで29 ton/km²/30日であり、地上約11m及び約15mで、その52%に減少した。更に、地上約23mで38%に、地上約31mで27%に、地上約42mで16%に減少し、地上高が高くなる程、ゆるやかな減少傾向が認められた。不溶解性成分中のCaの量(ton/km²/30日)についても、DF量と同様な傾向が認められ

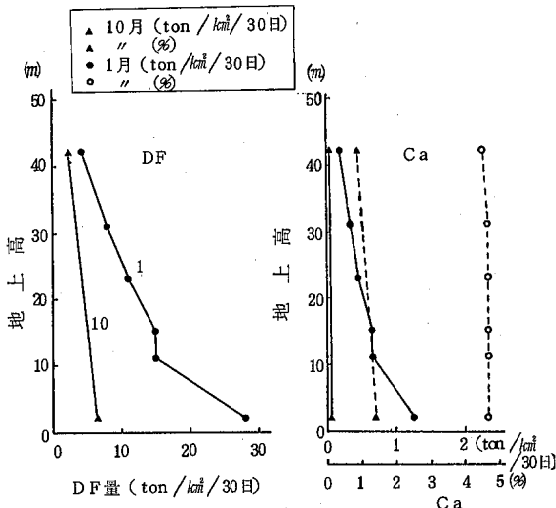


図8 DF及び不溶解性成分中のCaの垂直分布

スパイクタイヤによる車粉じんが、垂直方向にどの程度まで到達しているか、指標物質の1つであるCaについて、各地上高の濃度(%)を求めると、地上2mから約42mでは、4.5～4.8%と、ほぼ同じ濃度であった。このことから、地上約42mまでは、Caを主に考えた場合、粉じんの質としてはほぼ同じであり、車粉じんは、少なくとも、地上約42mまで到達しているものと考えられる。

次に、地上高とDF量の関係を図9に示した。

昭和60年1月には、図9にみるように、

$$DF = -0.055 \log H + 1.93, \quad r = -0.994$$

(H:地上高m)

の関係が認められた。このことは、定点調査を実施する上で、定点間の比較をするためには、地上高を同じにする必要があることを示唆している。

3・2・2 浮遊粒子状物質

地上1.5m(以下1F)、約11m(以下3F)及び約23m(以下6F)の3地点でのSPM濃度の経日変化を図10に示した。(図10 次ページ) 1FのSPM濃度は、垂直分布調査地点と県道をはさんだ向いの定点(通町)のものを使用した。

SPM濃度は、当然のことながら、降水時には低下す

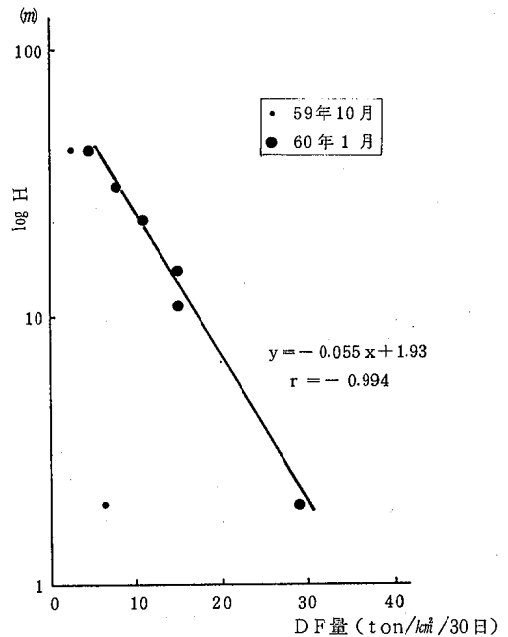


図9 DFと地上高との関係

るものの、1F、3F、6Fの3地点とも、12月中旬頃まで変動パターンが類似している。特に、11月～12月中旬まで3F及び6FのSPM濃度が高く、1Fの濃度との差が小さくなっている。これは、一般的に一年のうち

11月頃は、比較的大気が安定した日が多く、汚染質の拡散が抑えられることが原因と考えられる。12月中旬以降は、1FのSPM濃度が、スパイクタイヤ装着率の上昇とともに急激に高くなるが、3F及び6Fの濃度は、装着率の上昇とは無関係で、調査期間中はほぼ同程度であり、地上高約11mと23mの濃度差も小さかった(月平均値で24~41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)。しかし、それより地上高の高い地点で調査した札幌市のテレビ塔でのSPM濃度の結果からは、車粉じんの影響のある4月には、地上付近と地上30mの濃度はあまり変わらないものの、地上60m、120mと高くなるにつれて、順次濃度が減少する傾向が認められている。²⁾

3・2・3 窒素酸化物

地上約1m(以下1F)と地上約23m(以下6F)で

測定したNO、NO₂の経日変化を図11に示した。

1Fでは、直接自動車排ガスの影響を受けるため、濃度が高く、NOは10月に55ppb、11月に58ppb、12月に85ppb、NO₂は10月に30ppb、11月に30ppb、12月に33ppbであった。また6Fでは、NOは10月に13ppb、11月に15ppb、12月に29ppb、NO₂は10月に18ppb、11月に21ppb、12月に20ppbであり、12月には、1F及び6FのNO濃度が高くなっている。特に、1Fでは、一次生成物であるNOの変動巾は、二次生成物であるNO₂と比べると大きく、NO濃度が常にNO₂濃度より高い値を示したが、6Fでは、10~11月にNO濃度よりNO₂濃度が高く、12月以降、これが逆転した。

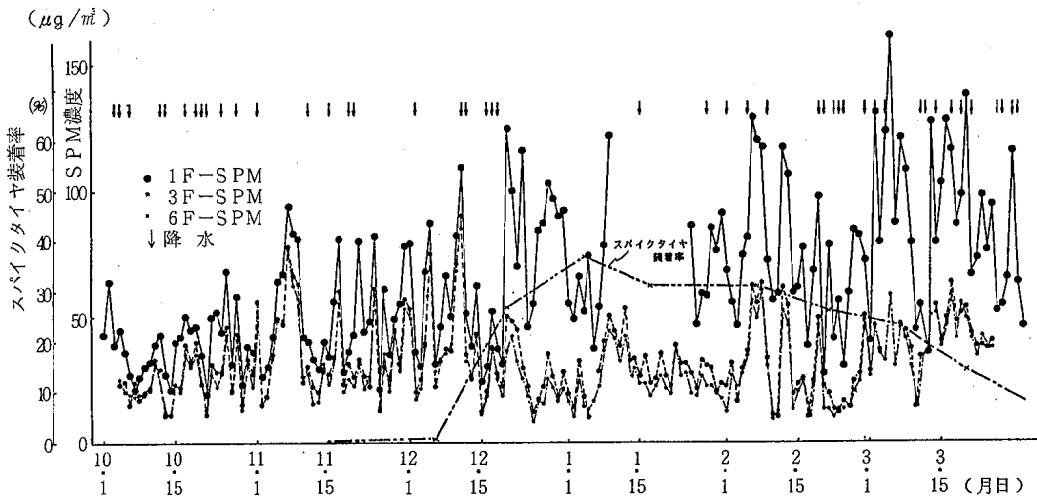


図10 1階、3階、6階のSPMの日平均値とスパイクタイヤ装着率の経日変化

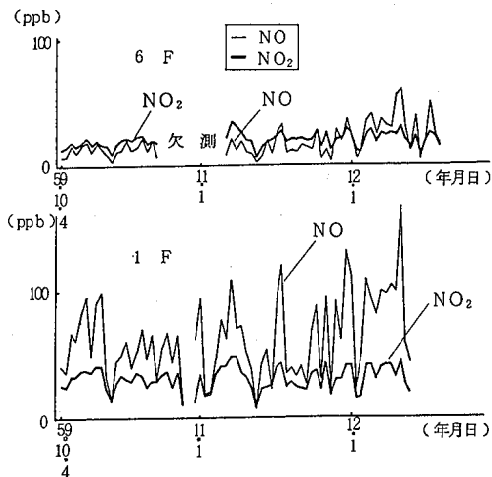


図11 1F及び6FにおけるNO、NO₂の経日変化

NO₂/NO比を月毎に図12に示した。1Fでは、10月から12月にかけて、この値が小さくなる傾向が認められ、6Fでもほぼ同様な傾向が認められた。県内の一般環境測定局でのNO₂/NO比⁴⁾と比較すると、6Fの10~11月が同等の値であり、1F及び6Fの12月には、かなり小さい値となっている。このことは、一般環境大気に比べ、一次生成物であるNO濃度のNO₂濃度に対する比率が高いことを意味している。

仙台市医師会の報告⁵⁾によると、冬期の浮遊粉じんは、NO_xやSO₂と有意な相関があり、この3つの因子の相乗作用により、喘息症状の発現が考えられる。

このことから、今回調査した道路端、地上1~1.5mでの体内侵入率の高いSPMとNO_xの関係を図13に示した。

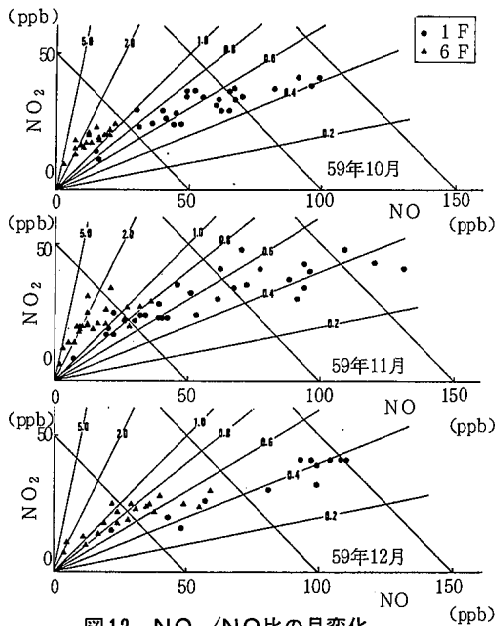


図12 NO₂/NO比の月変化

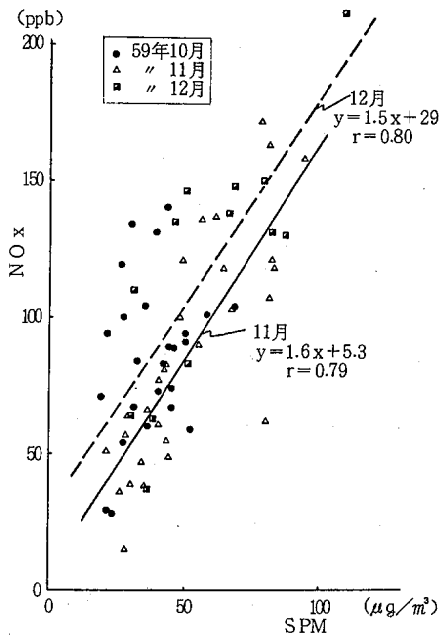


図13 道路近傍 (地上1~1.5 m) でのSPMとNO_xの関係

これより、11月及び12月には、両者間に有意な相関 (危険率1%) が認められ、SPM濃度が高くなればNO_x濃度も高くなることが認められた。

3.3 水平分布調査

水平分布調査地点も、垂直分布調査地点と同様に、道路の風下にあっている。

3.3.1 降下ばいじん

DF量及び不溶性成分中のCaの水平分布調査結果

を 図14に示した。

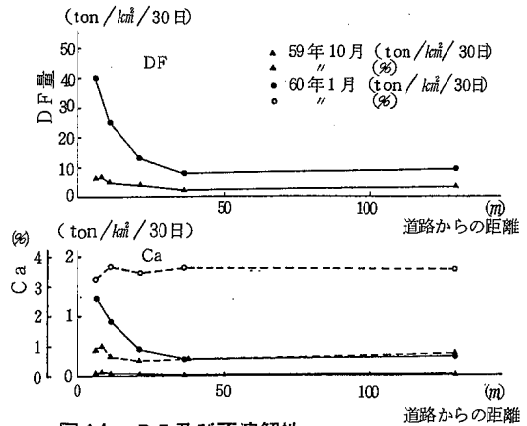


図14 DF及び不溶性成分中のCaの水平分布

59年10月には、車道から6.2 mの地点で6.2 ton/km²/30日であったが、約11 mの地点から徐々に減少し、約36 mの地点でほぼ一定になっている。60年1月には、車道からのDF量の距離減衰が10月より顕著であり、6.2 m地点のDF量40 ton/km²/30日を1とすると、約11 m地点でその62%、約21 m地点で32%、約36 m地点で20%に減少し、ほぼ一定の値になっている。不溶性成分中のCa量 (ton/km²/30日) にも同様な傾向が認められた。

垂直分布と同様、車粉じんが道路からどの程度の距離まで到達しているのかを見るため、不溶性成分中のCa濃度 (%) を求めると、車道から6.2 m~129 mでは、3.5%~4.2%であった。このことから、Caを主にした場合、車道から129 mまでは粉じんが到達しているものと考えられる。

次に、DF量と車道からの距離の関係を 図15に示した。

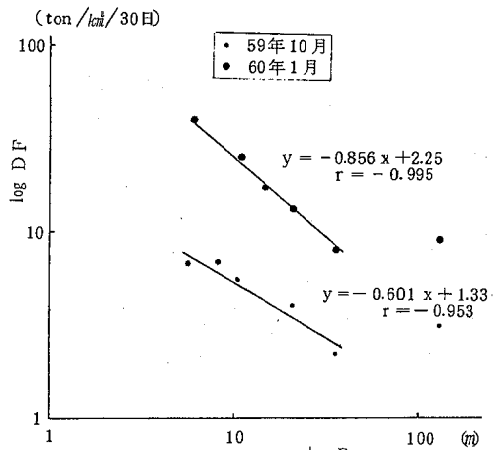


図15 DFと道路からの距離の関係

60年1月には、図にみるように車道から6.2～36mで、
 $\log(DF) = -0.856 \log D + 2.25$, $r = -0.995$
 (D:車道からの距離(m))

の関係が認められた。このことは、定点調査を実施する上で、定点間の比較をするためには、地上高同様、車道からの距離も同じにする必要があることを示唆している。

4. ま と め

- (1) DFのバックグラウンドは、仙台市通町では14 ton/km²/30日、鶴ヶ谷では8.6 ton/km²/30日であり、冬期のDFの合計量に占めるバックグラウンドの割合は、約11～29%である。
- (2) 定点調査の結果、バックグラウンドをひいた冬期の車粉じん等によるDF量は、今年の冬には、最高時の約50～60%に低下したことが明らかになった。
- (3) SPMのバックグラウンドは、仙台市通町で45μg/m³、鶴ヶ谷で34μg/m³、岩沼市末広で52μg/m³であり、冬期のSPM濃度に占める割合は約50～89%であった。
- (4) バックグラウンドをひいた冬期の車粉じん等によるSPM濃度は、今年の冬には最高時の約57～68%に低下したことが明らかになった。

(5) DFの垂直・水平分布調査から、冬期には、スパイクタイヤによって発生した車粉じんは、少なくとも、車道から129m、地上高約42mまで到達しているものと考えられる。

(6) 道路端の地上1～1.5mでは、11月及び12月に、体内侵入率の高いSPM濃度とNO_x濃度の間に有意な相関が認められた。

参 考 文 献

- 1) 環境庁大気保全局大気規制課：国設大気汚染網(NASN)測定結果、昭和56年度～59年度
- 2) スパイクタイヤ車粉塵実態調査研究会：積雪地舗装道路におけるスパイクタイヤ車粉塵ならびに環境汚染の実態に関する研究、昭和59年10月
- 3) 氏家愛子他：宮城県保健環境センター年報， 1， 101 (1983)
- 4) 北村洋子他：宮城県保健環境センター年報 2， 159 (1984)
- 5) 仙台市医師会：道路粉じんの気管支喘息児童に対する健康影響調査(第二次報告)

21 道路周辺での自動車排ガス関連物質 (NO₂, BaP等) による大気汚染への影響

一 泉市における調査結果について一

北村 洋子	四十物良一	松浦 勉
氏家 愛子	加藤 憲治	加藤 謙一
菊池 格	加藤 信男	

1. はじめに

宮城県では、18局の大気汚染常時測定局で窒素酸化物を測定している。その中でもNO₂濃度の高い測定局について、順次、局周辺でのNO₂濃度の実態調査を行っているが、今回は、泉局周辺での調査結果について報告する。

泉市は、仙台市の北部に隣接し、仙台市のベッドタウンとして、人口が増え続け、現在宮城県第2位の人口を有している。泉測定局は、東側を交通量約4万2千台/日の国道4号線泉バイパス、西側を交通量約1万7千台/日の旧国道4号線、南側を交通量約1万3千台/12hrで、朝夕の渋滞が激しい道路に囲まれた場所に位置している。

周辺には、特に大きな固定発生源は存在していない。

2. 調査方法および調査期間

2.1 二酸化窒素(NO₂)濃度

東洋濾紙製の“フィルターパッチNO₂”を用い、シェルター内に24時間放置し、NO₂濃度の日平均値を求めた。設置場所は図1に示す30地点である。測定期間は、7月



図1 フィルターパッチNO₂および移動測定車の設置場所、窒素酸化物濃度測定地点

23日～7月26日、11月19日～11月22日の各々3日間である。

2.2 自動測定法

移動測定車を設置し(7月は図1のA、11月はB)窒素酸化物、風向、風速等を測定。11月にはC、D地点において、窒素酸化物を測定。各々約1ヶ月間。

2.3 浮遊粉じん濃度及び成分(BaP等)濃度

(1) H.V.エアサンプラーによる40μm以下の浮遊粉じん濃度及び成分濃度を求める。

測定地点：泉局及び移動測定車設置地点

測定期間：“フィルターパッチNO₂”測定期間と同様

(2) H.V.エアサンプラーによる10μm以下の浮遊粉じんについて(1)と同様の測定を行った。

(3) アンダーセンエアサンプラーによる浮遊粉じん濃度及び成分濃度の粒径分布を求める。

測定地点：泉局及び移動測定車設置地点

測定期間：7月2日～7月31日、及び11月19日～11月30日

3. 結果及び考察

3.1 大気汚染測定局における泉局の窒素酸化物濃度

昭和58年4月から昭和59年3月までの大気汚染測定局の窒素酸化物濃度の年平均値を図2に示す。これによると泉局のNO₂濃度は、16ppbで白石局、国設仙台局に次いで高い。NO濃度は13ppbで1番高い。又、NO_x濃度も1番高く29ppbである。NO_x濃度に占めるNO₂濃度の割合は約55%で、名取局、柴田局、多賀城II局、石巻局、松島局などと同程度である。図3に泉局における昭和58年4月から昭和59年3月までの窒素酸化物濃度の経月変化を示す。これによると、NO₂濃度は13～20ppbの範囲で年間を通じあまり変動巾は大きくない。それに対し、NO濃度は11月～1月にかけて高濃度になる。従ってNO_x濃度に対するNO₂濃度の割合は、11月、12月には40%近くまで下り、自動車排ガス局と同様な変動のパターンを示している。

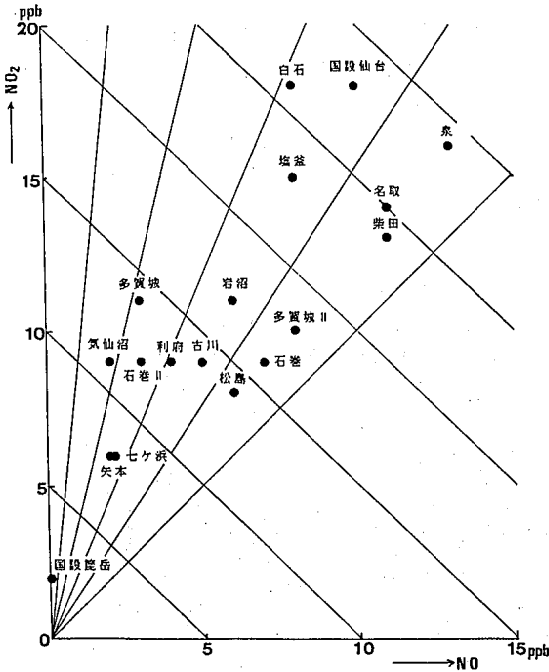


図2 大気汚染常時測定局における窒素酸化物濃度の年平均値(昭和58年度)

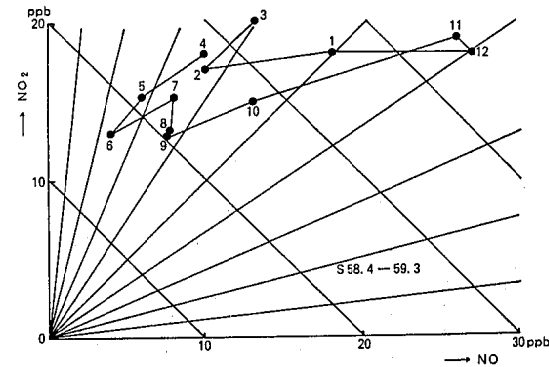


図3 泉局における窒素酸化物濃度の経月変化

3.2 調査期間中の交通量

宮城県交通管制センターより入手した、国道4号線泉バイパス、および旧国道4号線での交通量の変化を図4及び図5に示す。バイパスでの上下線台数が測定できていたのは、7月だけで11月は下り車線のみ測定となっている。図4は、7月23日～7月25日の「フィルターバッチNO₂」によるNO₂濃度測定期間中の交通量の1時間値の変化を示した。

これによるとバイパスでは1日の総台数が約4万2千台であり、8時と18、19時にピークを持つ二山型のパターンを示している。これに対し旧国道4号線では、1日の総台数は約1万7千台で8時に多かった交通量は日

中でも特に減少せず、18時付近でピークをもつパターンとなっている。図5には、月間の日台数の変化を示したが、バイパスでは、日曜日に減少する傾向が見られるが、旧国道4号線では特にその様な傾向は見られない。

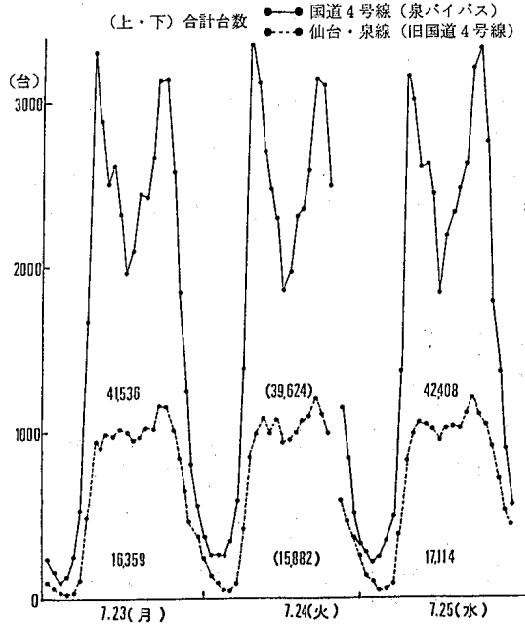


図4 フィルターバッチNO₂による測定期間中の交通量

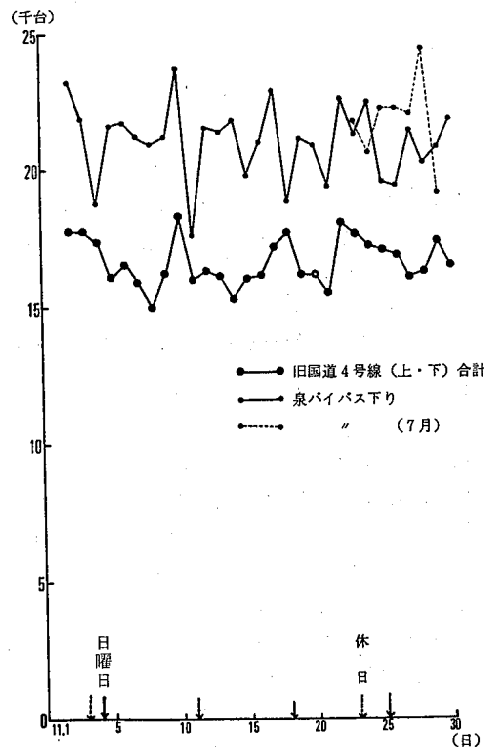


図5 交通量測定結果

3.3 自動測定法と“フィルターパッチNO₂”によるNO₂濃度の相関

自動測定法と“フィルターパッチNO₂”によるNO₂濃度の相関を調べるために、泉局と移動測定車のサンプリングロ付付近に、シェルターを取り付け、“フィルターパッチNO₂”3個の平均値と同時間中の自動測定法による1時間値の平均値との関係を調べた。この結果、両者の関係は、 $y = -2.605 + 1.704x$, $r = 0.9787$ (y :自動測定法, x :フィルターパッチNO₂)⁽¹⁾⁽²⁾で非常に相関は良いが、傾きは57年度、58年度の調査結果とはほぼ同じであった。

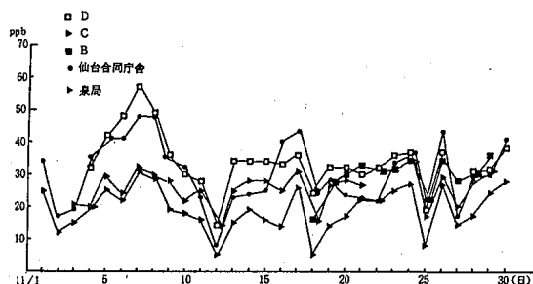


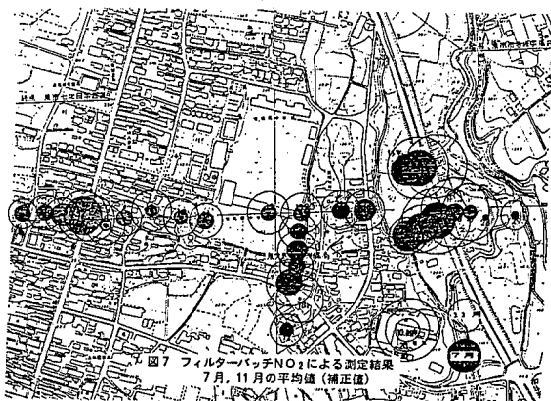
図6 幹線道路端及び泉局におけるNO₂濃度の日平均値の変化

3.4 NO₂濃度の測定結果

図6に11月の道路端(B, C, D地点及び仙台合同庁

舎)³⁾及び泉局におけるNO₂濃度の日平均値の変化を示す。これによると、いずれの地点も同じ様な増減のパターンを示している。

図7に“フィルターパッチNO₂”によるNO₂濃度測定結果の7月、11月各々3日間の平均値を示す。これによると幹線道路沿いは、高濃度になっており、又、11月は7月に比べいずれの地点も濃度が高くなっている。バイパス、旧国道4号線に対し、それぞれほぼ直角に配し



た測定地点についてNO₂濃度と距離との関係を図8に示した。

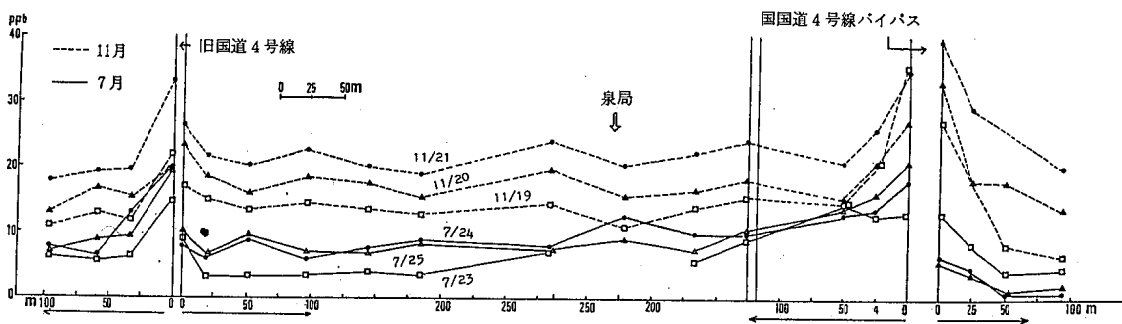


図8 幹線道路からの距離減衰(7月、11月各々の平均値)(補正值)

7月24、25日の両日は、バイパス西側道路端は、東側道路端に比べNO₂濃度は高い。

7月23日は、道路の両端で同程度の濃度であった。図9より7月24、25日は主風向がSSE~ESEであるため、風下のバイパス西側端は濃度が高く、それと同時に風下にある地域全体の濃度を高めているものと推測される。7月23日は、夕方の交通量のピークであった18時頃から急に風が弱くなり、南風となったため、道路の両端で同程度の濃度となったものと考えられる。

11月は7月に比べ、この地域全体のNO₂濃度が高くなっている。バイパスの方が他の2つの幹線道路に比べ高濃度であり、距離減衰の度合は小さい。これは、それ

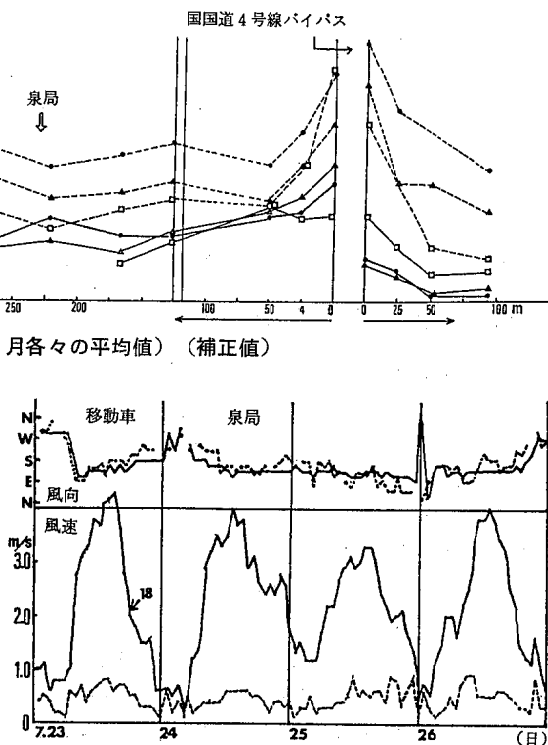


図9 フィルターパッチNO₂測定期間中の風向、風速(7月)

その道路上の交通量の差によるものと思われる。根白石・塩釜線では、道路の両端ではほぼ同程度の濃度であった。

図10で、時間値を見ると、同じ道路端であっても、例えば11月19日の8時~14時頃に見られる様に、道路の風上にあたるB地点での濃度は低くなり、風下にあたるD点では、逆に濃度が高くなるといった傾向が認められる。又、日平均値では、泉局は道路端より低い濃度であるが、夕方の交通量のピーク時で大気が安定状態であると思われる18時以降に道路端とほぼ同程度までNO₂の濃度は高くなっている。

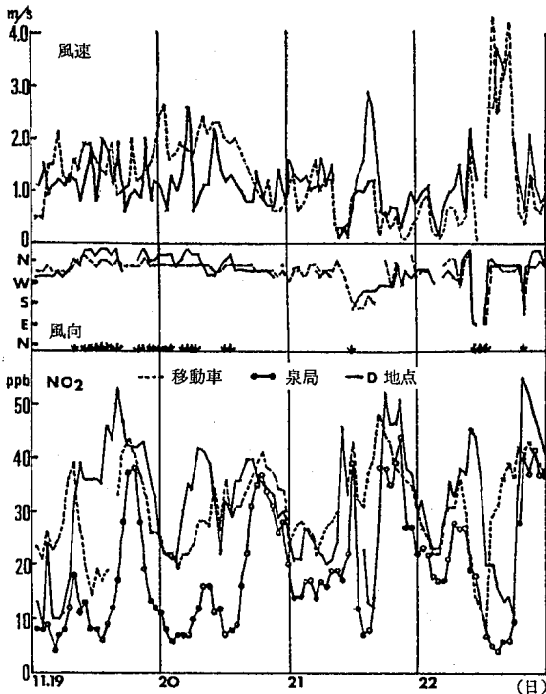


図10 フィルターパッチ測定期間中のNO₂濃度および風向、風速(11月)

3.5 浮遊粉じん測定結果

アンダーセンエアサンプラーで捕集した浮遊粉じんの粒径分布曲線を図11に示した。7月には、泉局では4.7~7.0 μmに、移動局では3.3~4.7 μmにピークがある。これが11月には、移動局の3.3~4.7 μmのピークが4.7~7.0 μmとやや粒径が大きい方に移り0.65~1.1 μmのところにも明瞭なピークが出現してくる。さらに0.43 μm以下の粒径でも増大している。泉局においては、4.7~7.0 μmのピークは7月と同じであるが、11月では0.65~1.1 μmのところにも移動局のピークに比べ、約1.5倍位の大きさになっている。

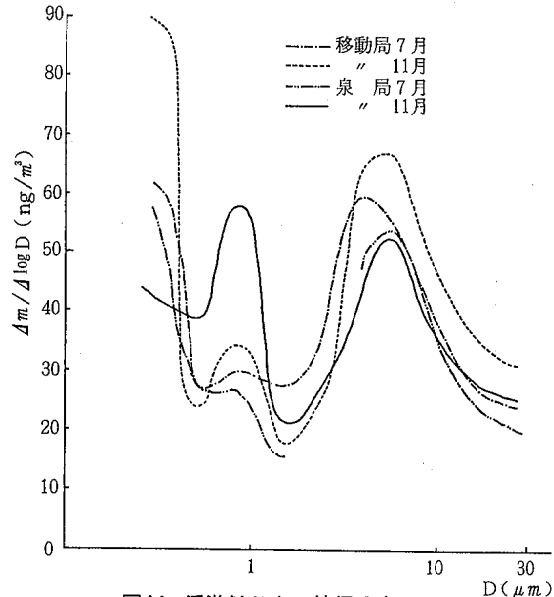


図11 浮遊粉じんの粒径分布

又、移動局では0.43 μm以下の粒径で増大しているが、泉局では、むしろ7月に比べ、11月は減少している。

浮遊粉じん中のBaP濃度、BbF濃度、BkF濃度の粒径分布曲線を図12~図14に示した。BaPについてみると粉じんの粒径分布曲線で見られた3.3~4.7 μmあるいは4.7~7.0 μmには全くピークは見られず、この粒径の粒子にはほとんどBaPが含まれておらず、BaP

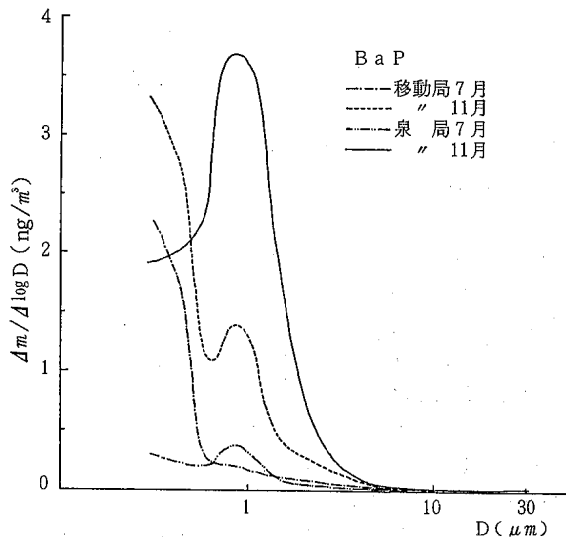


図12 浮遊粉じん中のBaP濃度

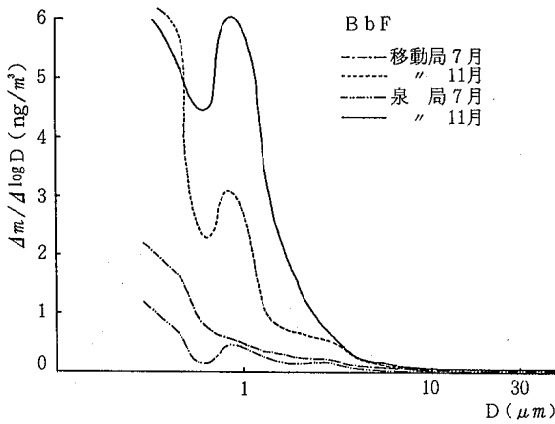


図13 浮遊粉じん中のB b F濃度

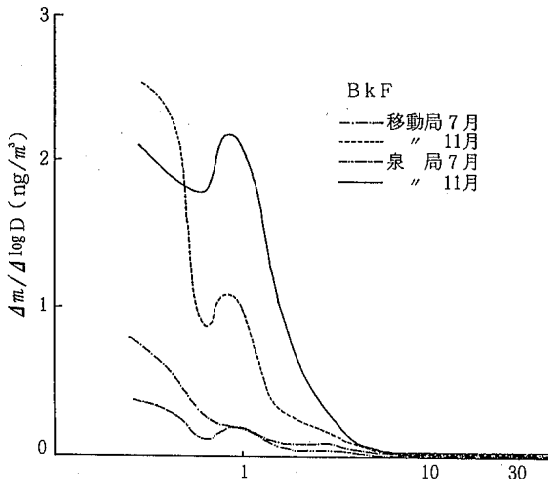


図14 浮遊粉じん中のB k F濃度

の濃度にはほとんど関係していない。0.65~1.1 μm のピークあるいは0.43 μm 以下の粒子については、粉じんとB a pの濃度が良く対応している。

全粒径について見ると、11月に粉じん濃度は移動局の方が高くなっているが、B a P濃度については、逆に泉局の方が高くなっている。これは3.3 μm 以下の粒子のB a P濃度が移動局に比べ、高いことによるものと思われるが、なぜ、この粒子のB a P濃度が泉局で高くなっているかは、粉じんに付着して存在しているとされているB a Pが、発生源から発生した後、環境中でどのような挙動をしているのかを知る手がかりとして今後、検討していくべき事項であろう。

B b F, B k FについてもB a Pとはほぼ同様の挙動を示している。

アンダーセンエアサンプラーで捕集した粉じんについてB a P等の多環芳香族炭化水素類の分析をし、粒径7 μm 以下に99%以上のB a Pが含まれているという結果を得ている。しかしアンダーセンエアサンプラーで粉じ

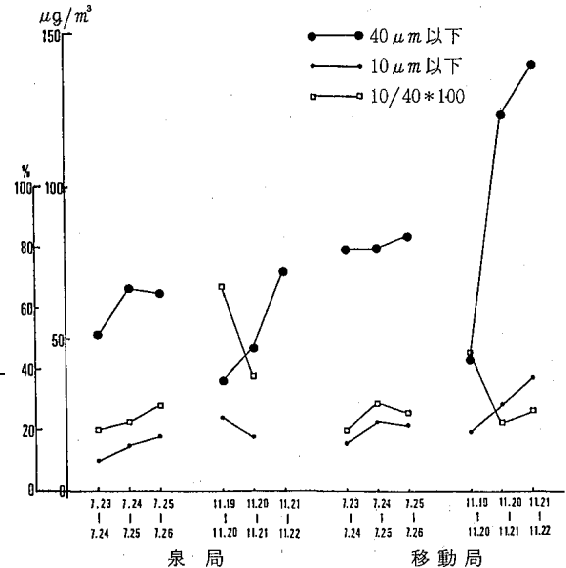


図15 浮遊粉じんの濃度

んを捕集するためには、夏場などは1ヶ月位の長期間連続して捕集しなければならないため、B a Pの様に不安定な物質については、不適當であると思われる。従って今回は10 μm 以下のみを捕集するH. V. エアサンプラーを用い24時間のサンプリングごとの測定を行った。40 μm 以下のH. V. エアサンプラーも同時に使用し同様な測定を行った。その結果、浮遊粉じんの濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)と10 μm 以下の粒子が40 μm 以下の粒子に占める割合(%)を図15に示す。

10 μm 以下、40 μm 以下のいずれも移動局の方が高濃度になっている。又、10 μm 以下の粉じんが40 μm 以下の粉

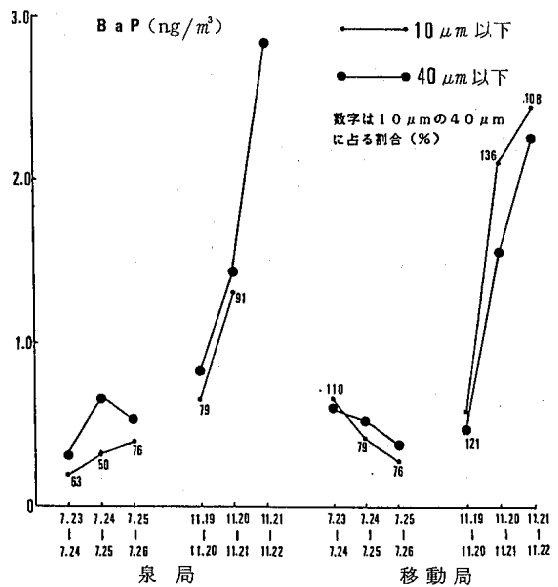


図16 浮遊粉じん中のB a P濃度

じんに占める割合は、7月は泉局、移動局ともほぼ同じであるが、11月は泉局の方が高くなっている。

図16に浮遊粉じん中のBaP濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)を示した。7月23日～7月24日および11月の移動局を除けば $40\mu\text{m}$ 以下の方が、 $10\mu\text{m}$ 以下に比べBaP濃度が高い。11月の移動局は $10\mu\text{m}$ 以下の方が高い濃度になっている。これはアンダーセンエアサンプラーの結果から推察される様に、11月の移動局では、 $0.43\mu\text{m}$ 以下の粒子が増大しており、この粒子にはBaPが多く含まれている。 $40\mu\text{m}$ 以下のH.V.エアサンプラーに比べ $10\mu\text{m}$ 以下のH.V.エアサンプラーは $0.43\mu\text{m}$ 以下の微小粒子を効率良く捕集しているものと考えられる。

道路端の風下では、 $0.43\mu\text{m}$ 以下の粒子が高濃度であることから移動発生源に由来するものであると考えられるが、このような微小粒子を多く含んでいる空気中の $40\mu\text{m}$ 以下のH.V.エアサンプラーでのBaP濃度の測定は、多少少なめに評価している可能性が考えられる。

4. ま と め

(1) 泉大気汚染測定局は近くに特に大きな窒素酸化物の固定発生源はないが、三方を交通量が多く、朝夕の通勤時間帯に渋滞する、国道4号線バイパス、旧国道4号線、根白石・塩釜線に囲まれ、これらの道路上の移動発生源からの窒素酸化物の影響を受けているということが確認できた。

(2) 幹線道路端での NO_2 の日平均濃度は高いが、7月、11月ともに風下の道路端の方が高く、又、交通量の多い泉バイパスの道路端は高濃度である。

(3) NO_2 の日平均値では、泉局は道路端より低い濃度であるが、時間値では、夕方の交通量のピーク時で大気が安定状態であると思われる18時以降に道路端とほぼ同程度の濃度まで高くなっている。

(4) 移動発生源に由来する発ガン性物質を多く含んだ微小粒子の大気中での挙動を今後、検討していく必要がある。

謝 辞

本調査は、泉市役所、宮黒保健所の協力を得て、公害規制課及び保健環境センターで実施したものであるが、サンプリングにあたり、多くの方々の協力を得られたことに心から御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 北村洋子他：宮城県保健環境センター年報，1，102（1983）
- 2) 北村洋子他：宮城県保健環境センター年報，2，159（1984）
- 3) 氏家愛子他：宮城県保健環境センター年報，3，（1985）

22 燃料転換施設調査結果

加藤 謙一 松浦 勉 氏家 愛子
北村 洋子 菊池 格 加藤 信男

1. はじめに

昭和48年と昭和53年の2回の石油危機を契機としてエネルギー利用の見直しが進められ、その一環として本県においても火力発電所ボイラー（排ガス量70万 m^3 /H）2基が石炭専焼化（以前は重油60%、石炭40%（カロリー比）の混焼）、パルプ工場動力ボイラー（排ガス量20万 m^3 /H）が石炭燃料への切り換えを行った。しかしながら、図1、図2で石炭消費量の減少に伴い降下ばいじん量が減少していることから示されるように、石炭燃料の利用は、環境に与える影響について十分な配慮を払って進められるべきである。このため本県では、昭和56年から59年にかけて、前述の2つの施設と周辺環境について石炭燃焼に伴う影響を調査したので、その結果を報告する。

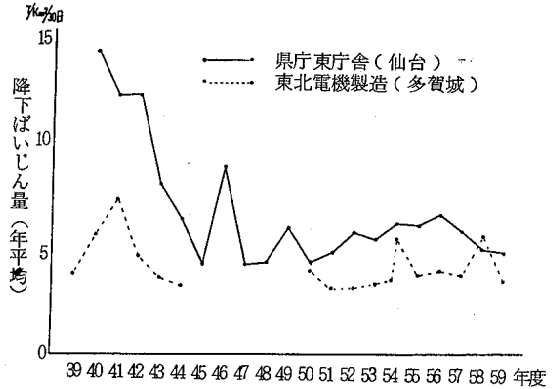


図2 県内2地点における降下ばいじん量の経年変化

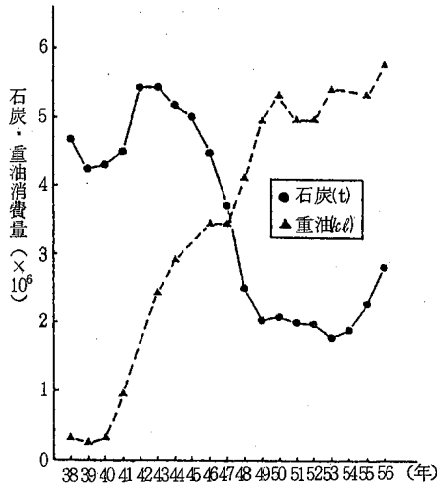


図1 石炭および重油消費量の推移(東北)

2. 方法

2.1 発生源

発生源は、煙突部分で表1に示す方法により測定を行った。

2.2 環境

環境は、図3、4に示す地点（昭和56～58年度は2地点、59年度は5地点）で表1に示す方法により行った。（図3、図4 次ページ）

表1 測定項目及び測定方法

測定項目	測定方法
流速	JIS-Z-8808による特殊ビトー管法(オートダストサンプラー)
排ガス温度	熱電対法
水分	JIS-Z-8808による吸湿管法
ばいじん	JIS-Z-8808による円筒石英口紙移動平均法(オートダストサンプラー)
金属	円筒石英口紙捕集試料についてAs, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb, Vを分析
窒素酸化物	JIS-K-0104による定電位電解法
酸素	JIS-B-7983に定める定電位電解形自動計測
硫酸酸化物	JIS-K-0103による沈澱滴定法
塩化水素	JIS-K-0107によるチオンアン酸第二水銀法
フッ素化合物	HC試料から分取 JIS-K-0105による吸光度法(蒸留処理後)
アンモニア	JIS-K-0099によるインドフェノール法(オートアナライザー使用)
水銀	金アマルガム冷原子吸光度法
ベンゾ(a)ピレン	採取装置により採取した凝縮水、円筒口紙捕集物について液クロマト分析(環境庁昭和56年度環境大気調査測定法等指針)
浮遊粉じん	ハイボリュームエアサンプラー(H・V)1,500 l /分で24時間捕集
金属	H・V捕集試料1/4を用い、As, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb, Vを分析(昭和59年はLV捕集資料)
ベンゾ(a)ピレン	H・V捕集試料1/4を用い分析
水銀	金アマルガム冷原子吸光度法 地球化学精製Hgサンプラー使用
浮遊粒子状物質	サイクロン式ローボリュームエアサンプラー(L・V)20 l /分で25日間捕集

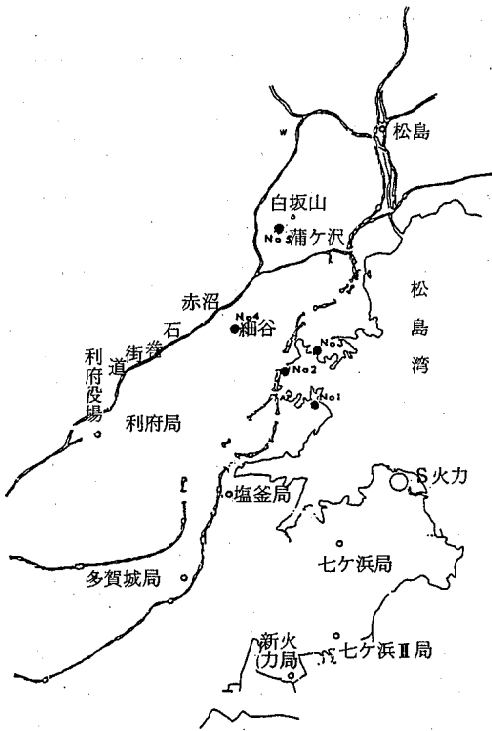


図3 火力発電所環境調査地点

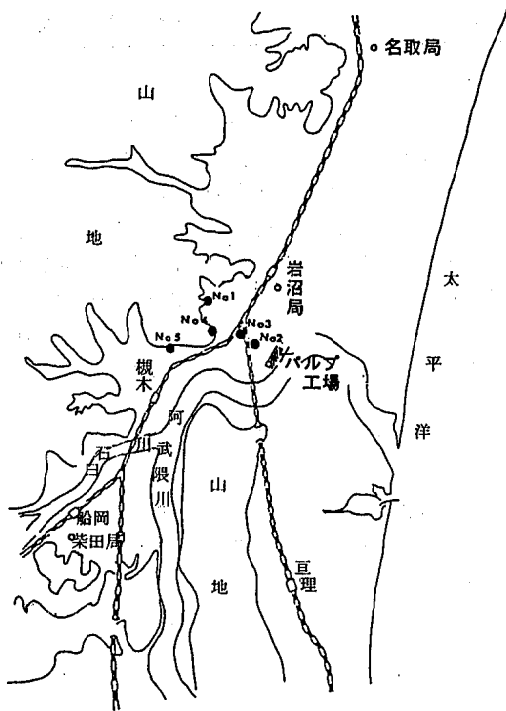


図4 パルプ工場環境調査地点

3. 結果及び考察

3.1 発生源

本県では主要大規模発生源18社について、テレメートによる常時監視を行っているが、SO₂発生割合で見ると、図5に見られるように、今回の対象施設である火力発電所（以下、S火力という。）が立地している仙台湾地域の9社の中で、対象のS火力は49.4%のSO₂を排出している（昭和59年9月調）。

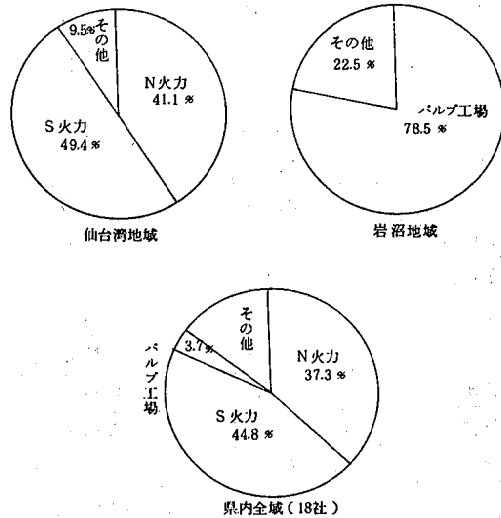


図5 主要大規模発生源のSO₂の排出割合 (59.9 調)

また、パルプ工場の立地している岩沼地域の4社の中では、パルプ工場が78.5%を占めているため、今回の調査は、その対象地域の大气環境保全のために大きな意味をもつと言える。また、18社全体では、火力が44.8%を占め、別の火力発電所（N火力という）と合わせると、82.1%にもなる。ちなみに、パルプ工場は3.7%であった。

表2に石炭専焼化前後の排出負荷量を示した。（表2次ページ）これを見ると、石炭燃焼は重油燃焼に比べ、ばいじん量をはじめ、多くの項目で負荷の増大をもたらしている。また、重油との混焼と比べると、ばいじん量は増加しているが、他の項目は排ガス対策が、EP（電気集じん機）のみのものから脱窒、脱硫装置が付加されたため減少していることが認められた。ただBaptは、採取方法を検討しながらの測定となり、最終調査となったS火力において、6%L-アスコルビン酸ナトリウム水溶液中に吸収したところ、充分に定量できる値となったことから、この方法をさらに検討したい。

表2 石炭専焼化前後の排出負荷量

施設名	パルプ工場		火力発電所	
	重油ボイラー	石炭ボイラー	重油・石炭ボイラー	石炭ボイラー
排出ガス量(湿) $m^3 N/H$	200,000	250,000	700,000	720,000
“ (乾) $m^3 N/H$	170,000	180,000	650,000	650,000
ばいじん量 kg/H	ND	10	16	31
金 属	As g/H	ND	0.015	0.73
	Cd g/H	ND	ND	ND
	Fe g/H	ND	250	420
	Mn g/H	ND	86	4.8
	Ni g/H	1.2	49	6.0
	Pb g/H	ND	0.79	3.0
	V g/H	ND	ND	11
NO _x $m^3 N/H$	27	22	110	84
SO _x $m^3 N/H$	4.1	5.2	97	29
HCℓ kg/H	ND	0.68	4.8	1.5
F kg/H	ND	ND	2.8	2.2
NH ₃ kg/H	0.006	0.040	0.045	0.043
Hg g/H	0.006	0.21	0.45	0.48
Bap g/H	ND	6.5×10^{-5}	ND	180
備 考	ボイラー→脱硫 →煙突	ボイラー→EP→ 脱硫→煙突	ボイラー→EP →煙突	ボイラー→脱窒→ EP→脱硫→煙突

3.2 環 境

3.2.1 SO₂, NO_x

周辺地域のSO₂, NO_xは、それぞれの地域の測定局のデータから南東の風が卓越する6~9月の期間について、昭和56~59年度の経年変化を図6に示した。

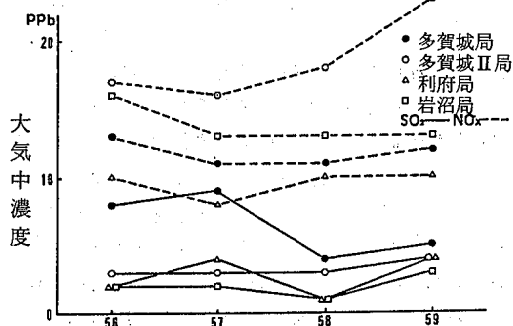


図6 周辺環境測定局におけるSO₂, NO_x濃度の経年変化

SO₂は多賀城局と利府局において変化が見られるが、

これは、SO₂干渉成分であるNH₃除去のためのシュウ酸トラップによると見られ、このトラップのない多賀城II局では変化は認められなかった。SO₂排出量が増加したパルプ工場の周辺局である岩沼局でも変化は認められなかった。NO_xについては、多賀城II局で増加の傾向が見られるが、S火力のNO_x排出量が減少していることと、北村らの調査⁽¹⁾によると道路近傍では、約50mまで自動車交通による排ガスの影響が認められ、多賀城II局が道路に近いこと等から、自動車排ガスの影響と思われる。他の局では顕著な変化は見られなかった。

3.2.2 粉 じ ん

発生源調査結果では、ばいじんが増加の傾向が見られたが(表2)、環境において40μm以下捕集のハイボリュームエアサンプラー(HV)と10μm以下捕集のローボリュームエアサンプラー(LV)を使用した環境中の粉じんの測定結果を見たところ、図7のようであった。(図7 次ページ)

HVについて見ると、昭和57年度と比べ、58年度に減少しているが、58年度は測定期間中に雨が多かったためのもと思われる。LVについては、ほとんど変化は見

られなかった。粉じん量については影響は見られなかったが、質的な影響の有無を見るため、粉じん中の金属（Cd, Mn, Ni, Pb, V）について、その比率を比較した。図8にパルプ工場周辺の代表的な金属成分比のパターンを示した。これによると昭和58年度にNi成分が、ふくらんだほかは、ほぼ同じパターンを示している。図9にS火力周辺のものを示したが、昭和57年度にはMnに片寄っていたが、昭和58, 59年度になるにつれ、Pb成分が多くなってきた。また、パルプ工場周辺に比べるとNi, V成分が、ややふくらんでいる。

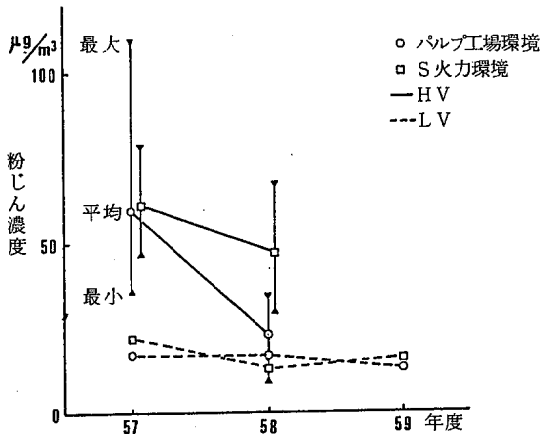


図7 環境粉じん濃度の経年変化

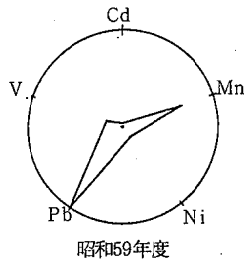
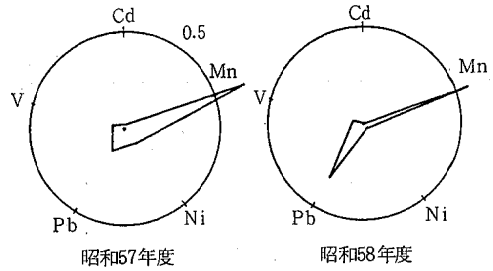
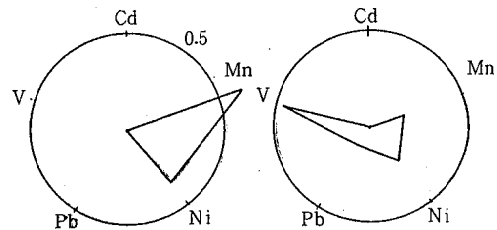
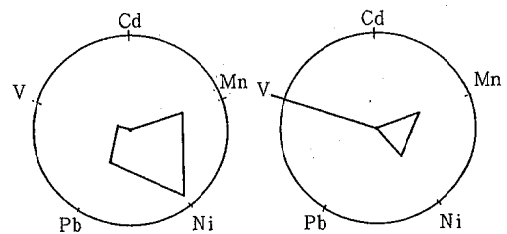


図9 S火力周辺環境の金属成分パターン



(1) パルプ工場石炭ボイラー (3) S火力重油・石炭混焼ボイラー



(2) パルプ工場焼却炉 (4) S火力石炭ボイラー

図10 発生源金属成分パターン

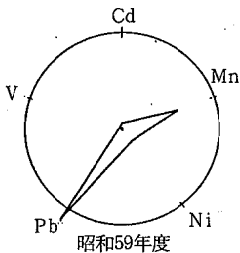
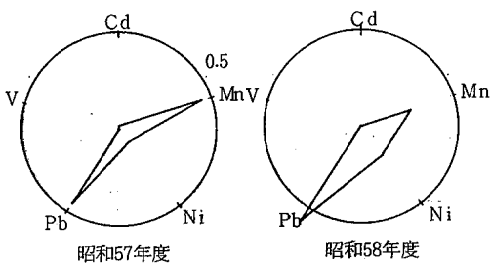


図8 パルプ工場周辺環境の金属成分パターン

発生源の金属成分パターンは図10のようであるが、パルプ工場ではMn, Niが多く、昭和58年度のパルプ工場周辺環境でNi成分がふくらんだことと関連づけると興味深い。また、S火力においては、(3), (4)のようでありV成分に大きくふくらんでいる。他はMn, NiでPb成分は、(4)においては認められなかった。図11に示したS火力燃料炭, EP灰, 石油, 地殻, 土壌, 路上堆積物のパターンでは、石油と燃料炭がV成分が多く、他は地殻の

パターンと類似している。これらのパターンと周辺環境のもの比べると、Pb成分が環境で大きいことがわかる。国設局におけるパターン図は図12のようであり、仙

台局のパターンとパルプ工場周辺は類似している。また、このの岳局と、昭和59年度のS火力周辺のパターンが類似している。

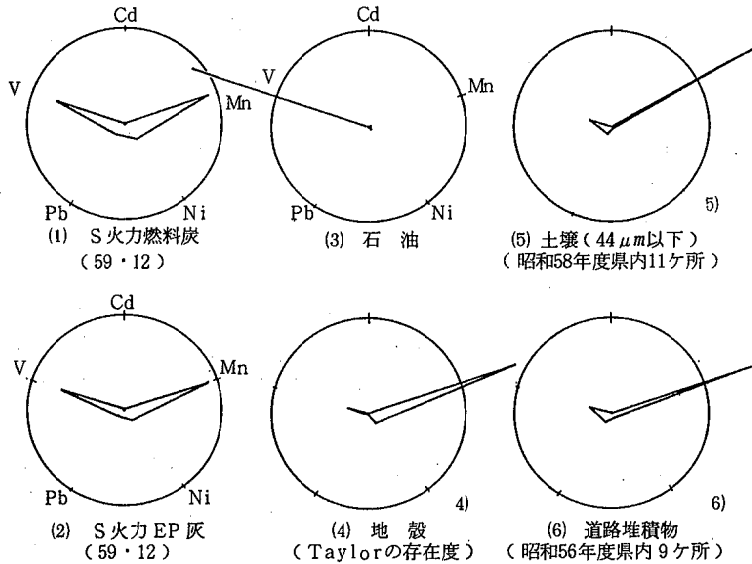


図 11 関連の金属成分パターン

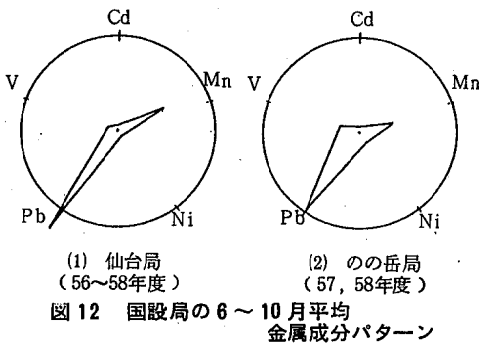


図 12 国設局の6~10月平均金属成分パターン

以上から、粉じんに対する影響は顕著なものは見られないが、パルプ工場周辺のパターンは仙台のような都市域のパターンに類似し火力周辺においては、のの岳局あるいは、地殻そのもののパターンに近い形をしていた。ただし、どちらにしてもPb成分の割合が図11に例示した燃料炭、地殻等の、どのパターンと比較しても大きいことから、大気中の濃度の大小はともかく、広い範囲にPbが影響しており、原因として自動車排ガスの影響が大きいと考えられる。

3.2.3 Hg

石炭燃料を使用することによって懸念されるのは、Hgの排出であるが、石炭燃焼でパルプ工場で0.21 g/H、S火力で0.48 g/Hであった。周辺環境でのHg濃度を図13に示した。これを見ると、昭和57年度から58年度にかけて変動は少ない。

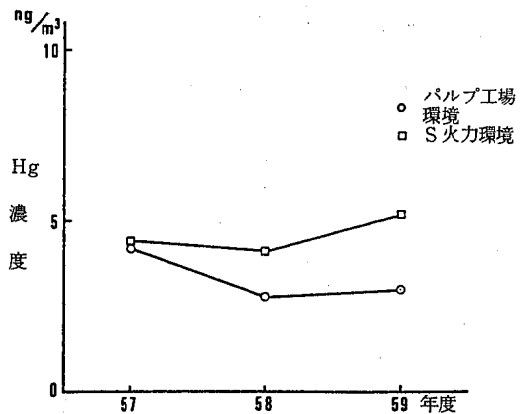


図 13 環境Hg濃度の経年変化

4. まとめ

(1) 石炭専焼は、重油燃焼及び石炭・重油混焼と比べて、ばいじんが明らかに増加しており、NO_x、SO_x等も本調査の対象施設のような充分な対策がなければ、甚大な影響を周辺に及ぼすと思われる。

(2) 環境への影響は認められなかったが、自動車排ガスの影響と思われるPbの割合が高いのが認められた。

最後に本調査の実施にあたり、御協力をいただいた塩釜市、岩沼市、柴田町、松島町、利府町及び岩沼、仙南、塩釜の各保健所の職員の皆様に深く感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 東北通産統計年報，東北指定統計調査委員会，昭和39～57年版
- 2) 北村洋子他，宮城県保健環境センター年報 2 159 (1984)
- 3) 環境庁企画調整局，エネルギー転換期の環境政策
- 4) 浜口 博，超微量成分分析 1 3 9 産業図書 (1973)
- 5) 宮城県公害資料(大気編) 67 (1983)
- 6) スパイクタイヤ装着地域における道路粉じん実態調査報告書 11 宮城県 (1982)

23 ガス状ハロゲン化水素の排出状況調査結果について

菊池 格 加藤 謙一 阿部 勝彦
松浦 勉 加藤 信男

1. はじめに

近來大気中のハロゲン化炭化水素が環境保全の点から注目されているが、とくにテトラクロロエチレンやトリクロロエチレンなどはそれ自身の毒性のみならず、地表付近で光化学反応をうけ、ホスゲンやトリクロロアセチルクロライド等の毒性の高い物質に変化する可能性もあるとされ、またこれらは所謂先端電子産業の排出物としても問題になっている。

これらトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの主な用途は機械・電子部品工場で洗浄剤、脱脂剤、またはクリーニング工場において洗浄用溶剤として使われ、とくにテトラクロロエチレンは、その洗浄力、経済性の点からクリーニング工場で使用される溶剤の主流になっている。この物質の環境濃度は58年度の本センターの調査¹⁾では、仙台市6地点で平日においては平均2.5 ppbを示し、最高値は約15 ppbを示した。これは休日である1月2日の平均値0.02 ppbに較べて高く、生産活動に関連する発生源の影響を明らかに高く受けていることを示している。またアメリカではHnwant²⁾らがバックランド濃度として、0.04 ppbの値も報告している。このように、これらの物質を使用している工場、事業所は、一般に排出口が低高度であることから環境濃度を上昇させる場合があり、本センターによる調査でもクリーニング工場の排出口の風下約30 mで30 ppbにのぼるトリクロロエチレンを検出している。¹⁾

今回の調査は前報よりも発生源の実態に重点を置き、ハロゲン化炭化水素を溶剤として使用している工場の排気口において、ハロゲン化炭化水素濃度を測定し、これらの大気中への、時間当たりの排出量、製品単位当たりの負荷量等を測定したのでここに報告する。

2. 調査及び測定

2.1 調査対象工場

当県内に於いての代表的な機械・電子工場ではハロカーボン類を脱脂、洗浄工程に使用している2箇所、クリーニング工場3箇所合計5箇所において測定した。

工場の概略、排出口の概略を表1に示す。

表1 調査対象工場概要

工場名	種 別	排気量(Nm ³ min)	温度℃	地上高 m
A	電子部品	20.0	17	6.2
B	車両部品	29.4	26	0.5
C	クリーニング	3.5	22	2.4
D	"	3.0	75	4.5
E	"	3.0	25	3.5

2.2 試料ガスの排出口からの採取

試料の採取は予め真空にした1ℓの捕集びんに硝子製の採取管を付し、排気筒の中心部に挿入し採気した。

2.3 試料の分析

試料ガスを採取した捕集びんより、その0.5～1 mlの試料ガスをガスタイトシリンジで取り、表2の条件でガスクロマトグラフにより分析した。

表2 ガスクロマトグラムの条件

Apparatus: SHIMAZU-GC 7A

Detector: FID

Column: FD-50, 70℃

Carrier: N₂ gas 60 ml/min

Peak calculation: SHIMAZU-CR-2A

各化合物の標準ガスは、純度98%以上の標準品を高純度窒素ガスを充填した採取びんの中に100～500冊になるよう注入し標準ガスを作製した。

標準物質によるガスクロマトグラムを図1に示す。

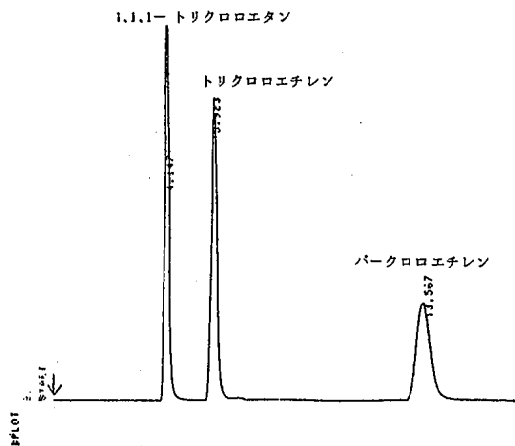


図1 標準ハロカーボンのガスクロマトグラム

3. 結果及び考察

3.1 電子部品、および機械工場から発生するハロカーボン

これらの発生の原因は、製造部品類の洗浄工程よりの排気によるものである。一般的な洗浄装置の概要を図2に示す。

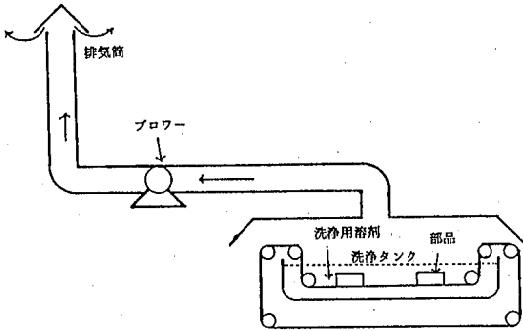


図2 部品類洗浄装置概要図

A工場は日本の代表的な売上高が年間千億以上の通信搬送装置のメーカーであり、部品の機密試験及び洗浄に1.1.1-トリクロロメタンを使用している。

B工場は自動車部品あるキャブレターを年間50~60万個製造している。

表3にA工場、B工場の排気ガスの測定結果を示す。

表3 A、B工場排ガス分析結果

工場名	ハロカーボン	ppm	排出量(kg/H)
A	1.1.1-トリクロロエタン	226	1.60
B	トリクロロエチレン	68	0.77

これらの濃度及び排风量より、各工場の日稼働時間を8時間、月稼働日数を25日として、おおよその月間空中放出量を推定すると、A工場の空中放出量の推定値は約320kgになり、月間消費量の32%が空中に放出されると推定される。

B工場ではトリクロロエチレンを使用していて、活性炭式の除去装置が設備されている。この回収率は、1日の回収量、放出量から概算して約95%程度と思われる。

また月間消費量は約1,200kgで月当たりの放出量は約152kgで、消費量の12%程度が空中に放出される。またのこり量はA、B工場ともに廃棄物として蒸留業者に委託されるものと思われる。

図3、図4にA工場の排気ガス、及び使用溶剤のまた図5、図6にB工場の排気ガス及び使用溶剤のガスクロマトグラムを示すが、排気ガス、及び使用溶剤の純度はいずれも98%程度あり、溶媒の純度も同程度であった。

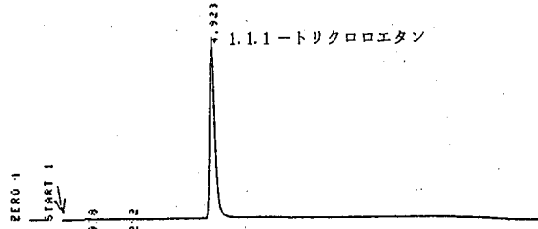


図3 A工場排気ガスのガスクロマトグラム

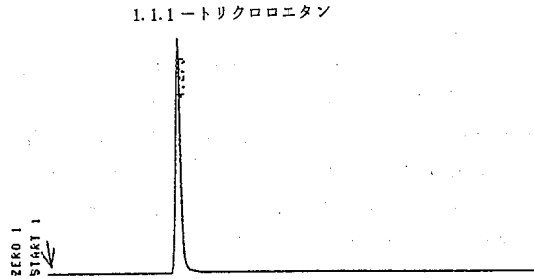


図4 A工場使用溶剤のガスクロマトグラム

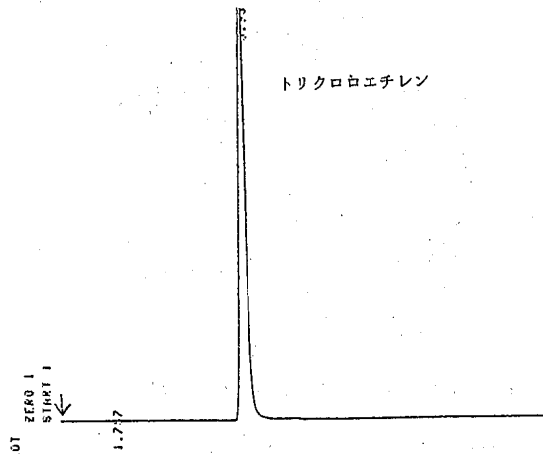


図5 B工場排気ガスのガスクロマトグラム

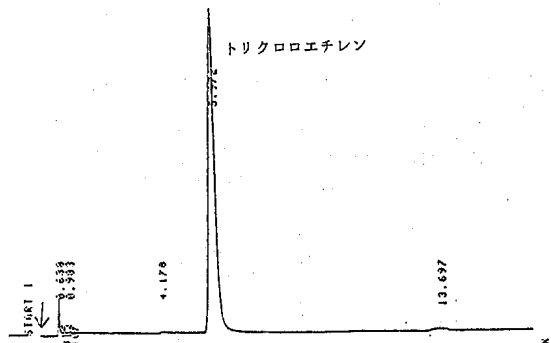


図6 B工場使用溶剤のガスクロマトグラム

C-224X

3.2 クリーニング工場より大気中に排出されるハロカーボンについて

一般にクリーニング工場でドライクリーニング工程で使用されている洗浄剤はテトラクロロエチレンであるが、今回の調査対象工場でも3工場の全部がテトラクロロエチレンを使用していた。これら各工場のテトラクロロエチレンの使用実態、排出実態を調査したのでここに報告する。

3.2.1 クリーニング工場のハロカーボンの発生工程について

ドライクリーニングは図7に機構の概略を示すドラム式の洗濯機が使用されている。洗濯物は機中でドラムの回転によりテトラクロロエチレン等の溶媒と攪拌、洗浄され、脱液後約60℃で乾燥される。ここ迄は密閉工程で行われるがこの後外気が導入され、洗濯物の付着している未乾燥の溶剤が大気中に放出される。

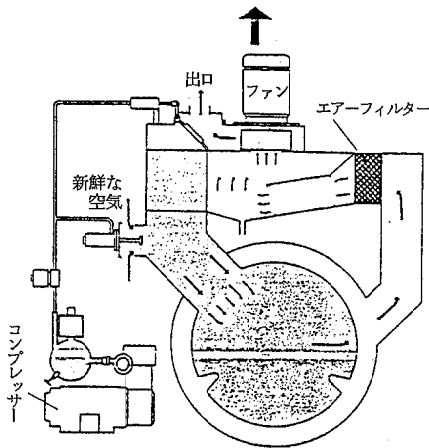


図7 ドライクリーニング機脱臭工程機構概要図

この工程を脱臭工程といい、ドライクリーニング機からハロカーボンが空中に放出されるのは、おもにこの工程からである。試料ガスの採取はこの工程から行われた。

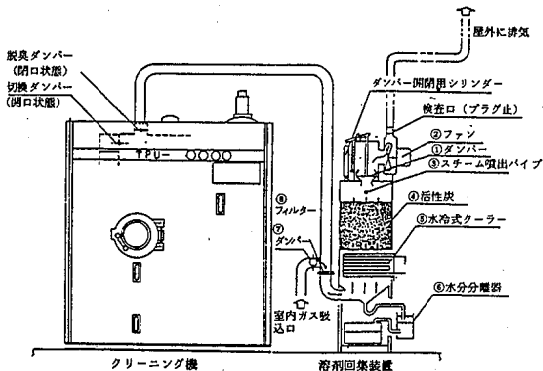


図8 溶剤回収装置概要図

このハロカーボンの排出を最小に止めるため、活性炭式除去装置が用いられているが、本県内では約3割の業者が設置しているといわれる。図8に溶剤回収装置の略図を示す。その機構はドライ機の脱臭時及び品物の出入り時に排出ガスを溶剤回収機内の活性炭層を通過させ溶剤を活性炭に吸着させる。吸着された溶剤はスチーミングにより再び気化され、冷却されて液化され水分分離機に入り、溶剤と水に分離され回収される。

3.2.2 クリーニング工場の測定結果

C, D, E, 3工場の測定結果を表4に示す。この中でE工場のみが回収装置を設置していないが、他のものに較べて、濃度は2~3倍であった。

図4 クリーニング工場排気ガス中テトラクロロエチレン分析結果

工場名	ppm	1運転時排出量 g	処理量kg/回
C	2,706	161.2	20
D	1,782	111	23
E	6,200	264.8	10

C工場の排気と溶剤のガスクロマトグラムを1例として図9、図10に示すが、いずれの工場とも非気ガス中のテトラクロロエチレンと他の有機化合物の比は98%程度で1.1.1-トリクロロエタンのピークが僅かに検出された。

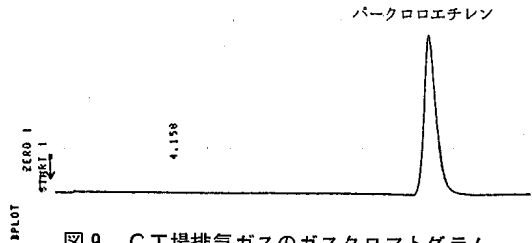


図9 C工場排気ガスのガスクロマトグラム

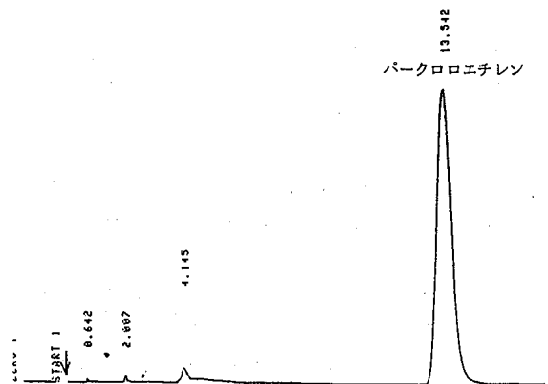


図10 C工場使用溶剤のガスクロマトグラム

3.2.3 クリーニング工場のテトラクロロエチレンの
空中放出量、衣料処理重量当たり負荷量

表5に各工場の日間推定運転回数から計算した日間推定空中放出量、衣料重量当たりの空中放出量の比を示す。これによると回収装置を設置していない工場の衣料重量当たりの負荷量は、設備しているものと較べて約5～3倍の発生量であり、このことから溶剤回収装置の有効性は実証されている。

表5 空中放出量、及び衣料重量当たり放出量

工場名	衣料処理量kg/日	空中放出量kg/日	空中放出量g/衣料kg
C	360	2.89	8.06
D	230	1.11	4.82
E	50	1.32	26.40

3.2.4 クリーニング工場よりの環境へのハロカーボンの排出量について

一般にドライ機から環境へ排出される経路は4通り考えられる。それは未蒸発の衣料につく漏出、脱臭工程における大気中への漏洩、蒸留スラッジ、及び水分離機からの排出である。ここでは衣料1kgの空中排出量についてはおおよそその値を得ることが出来たが、他の項目については三菱重工業の報告を利用することにした。これによると、衣料重量当たりの付着漏出量は1kgにつき1.18gであり、水分離機からの排出は0.013g程度である。月間溶剤購入量のはっきりしているC、E工場については環境中への排出割合の試算を試みたが、その場合月間溶剤消費量は、月間溶剤購入量と同じと考えた。これらの仮定のもとにした計算の結果を表6に示すが、排出量の割合は、蒸留スラッジ付着排出量が最も多く、いずれの工場とも70%以上を占めていた。空中放出量の割合は除去装置を付していないE工場はC工場の約2倍であった。

この結果からみても大気中へのハロカーボン類の放出の削減のためには更に改良された密閉式のドライクリーニング機構の必要が痛感される。

表6 テトラクロロエチレン月当たり環境放出量 (kg)

工場名	空中放出量	衣料付着量	水分離器より	スラッジ付着量	計(溶剤損失総量)
C	72.25 (12.9%)	106.5 (19.0%)	0.11 (0.02%)	381.07 (68.0%)	560 (100%)
E	33.0 (33.0%)	14.8 (14.8%)	0.016 (0.016%)	52.18 (52.18%)	100 (100%)

4. ま と め

(1) 機械、電子部品工場で洗浄、脱脂工程で発生するハロカーボン濃度を2工場について測定し、月間空中放出量を推定した。また活性炭式除去装置を付したものは、その回収率は約95%程度であった。

(2) クリーニング工場、3工場に於いて、ハロカーボン濃度を測定し、空中放出量、衣料重量あたりの負荷量等を測定した。この結果では回収装置を付していないドライ機は設備していないものと較べ、5～7倍程度の発生量であった。

また、環境中への排出割合は蒸留スラッジよりのものが70%程度を占めているが、空中放出は18～33%程度を占め、除去装置のないものは約2倍程度であった。

参 考 文 献

- 1) 菊地格格他：宮城県保健環境センター年報，2，156（1984）
- 2) Hanwant Bir Sigh：J. of the Air Pollution Control Association，27，332（1977）

24 人造湖における水質汚濁について (第4報)

一 降雨時の流入河川からの流出負荷量変化とその評価一

田中 和郎 佐々木久雄 鎌田 正弘
伊藤 孝一 齋藤 善則 清水 正夫

1. はじめに

宮城県は昭和55年4月の漆沢ダムの湛水開始と同時にダム湖および流入河川の水質調査を5ヶ年間にわたり実施し、その調査内容は表1のとおりです。その一部については第一報、第二報で既報したとおりであります。今回はダム流入負荷量を年間で評価する場合、降雨時の負荷量が湖内の栄養塩収支に大きなウェイトを占めるものと考えられるため、降雨強度の強い昭和59年9月に調査を実施したので報告する。

表1 人造湖(漆沢ダム)の水質汚濁調査年度別リスト

調査項目		年度				
		S 55	56	57	58	59
水質調査	水質変遷調査(垂直分布調査)	○	○	○	○	○
	流入河川等調査	○	○	○	○	○
	河川上流域調査		○			
	COD成分調査			○		
底質等調査	底質調査	○		○		○
	土壌調査		○			
	土壌・底質溶出試験		○			
	沈降物質量調査					○
内部生産同帰調査	植生調査		○			
	内部生産調査			○		
	AGP調査				○	○
生物	微量金属調査				○	
	陰イオン垂直分布調査				○	
負荷量調査・解析	プランクトン相調査	○	○	○	○	○
	背景調査		○	○		
	流出水調査				○	
	降雨時濁水影響調査					○
	雨水成分調査		○	○	○	○
	自然汚濁負荷量解析			○		○
富栄養化指標解析			○			
総合解析					○	

2. 調査方法

調査地点を図1に示す。

宮城県中北部を山形県境から流下する鳴瀬川上流に昭和55年に完成した漆沢ダムに流入する鳴瀬川と唐府沢の最下流の2地点で、昭和59年9月3日から4日の一降雨を5回に分けて採水調査を行った。

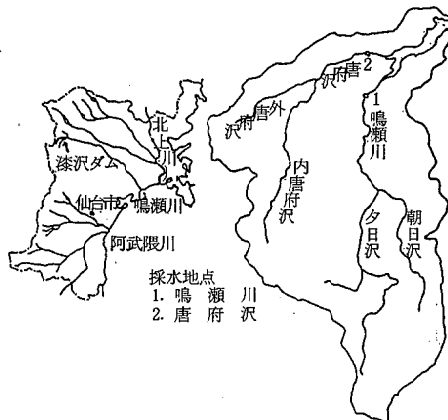


図1 漆沢ダム流域及び採水地点

3. 分析方法

水質の分析方法は表2のとおりです。

表2 水質分析方法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	JIS K0102
COD	100℃における酸性過マンガン酸カリウム法	〃
SS	GFPろ過法	〃
NO ₃ -N	Cu-Cd還元法	海洋観測指針
T-N	〃	分解アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム
T-P	アスコルビン酸還元法	分解ペルオキシ二硫酸カリウム
PO ₄ -P	〃	

4. 調査結果および考察

調査を実施した昭和59年は他の年に比較して雨量が少なく、特に9月2日までは約40日間降雨がなかった。

図2に9月2日の降り始めから9月4日の降り終わりに降った133mmの時間降雨量と流量の経時変化を示し

た。9月2日の降り始めに時間当たり10mm程度の降雨が観測されたが、流量の変化はあまり見られず、翌3日の同程度の時間降雨量があり、急激な流量の増加が認められた。また、降雨強度と流量のピークには約2時間のタイムラグが認められる。

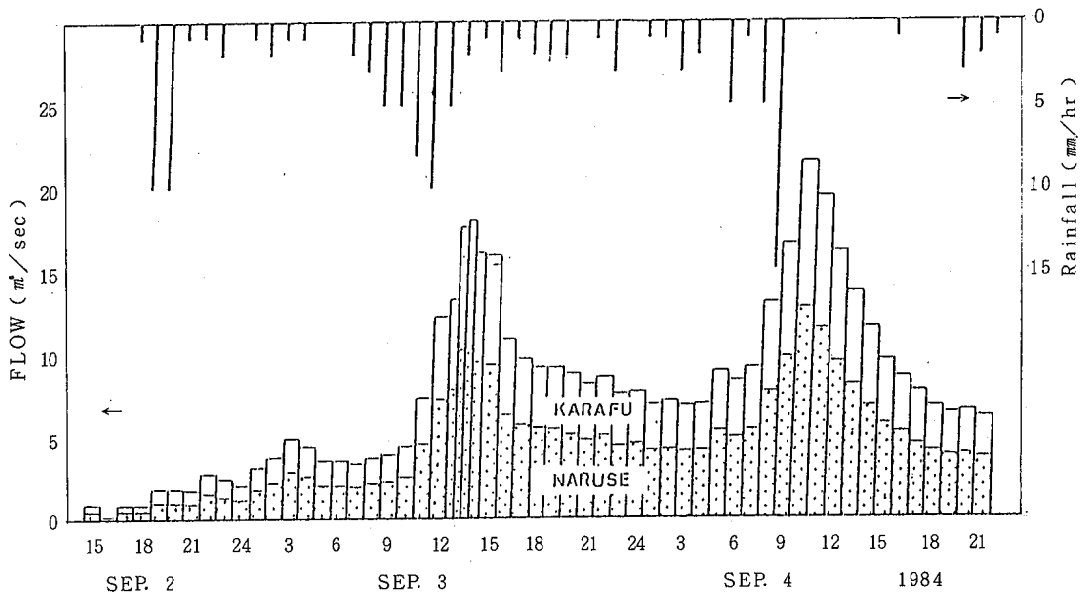


図2 降雨時の河川流量と時間降雨量の経時変化

水質調査は1回目の流量のピークである9月3日、11:00から4日の9:00までの間、5回にわたって実施した。

図3~4には、鳴瀬川と唐府沢のN・Pの分析結果を示した。鳴瀬川ではT-N、T-Pとも9月3日、11:00が最大の濃度を示し、T-Nは平常時(降雨等の影響を受けない調査日をいう。)の濃度の8倍、T-Pは約10倍まで上昇し、濁いた地表面を一時的に洗い流した結果が水質に現われたものと思われる。3日、20:00には降雨の小康状態とともにT-N、T-Pとも平常時の

約2倍の濃度まで下降したが、再び降雨強度が増した4日、9:00には濃度の再上昇がみられた。

唐府沢ではT-N、T-Pとも最大濃度は4日、9:00に現われ、T-Nは平常時の約20倍、T-Pは約8倍と鳴瀬川とは異った水質傾向を示した。また、表3、表4に示した各水質指標の相関関係からも、SS、COD、T-N、T-Pは互いに高い相関を示しており、濁質によって湖内にもたらされる各項目の流入負荷の増加が関連性のあるものと判断される。

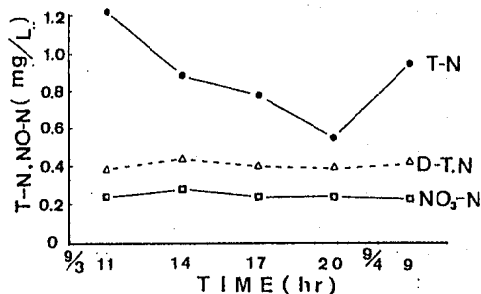
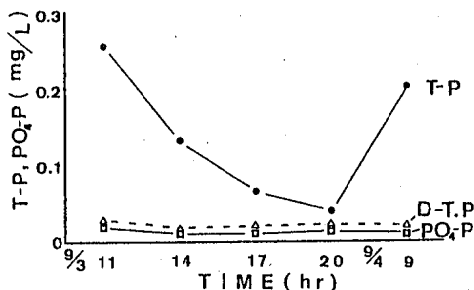


図3 鳴瀬川における降雨時のN・P濃度変化

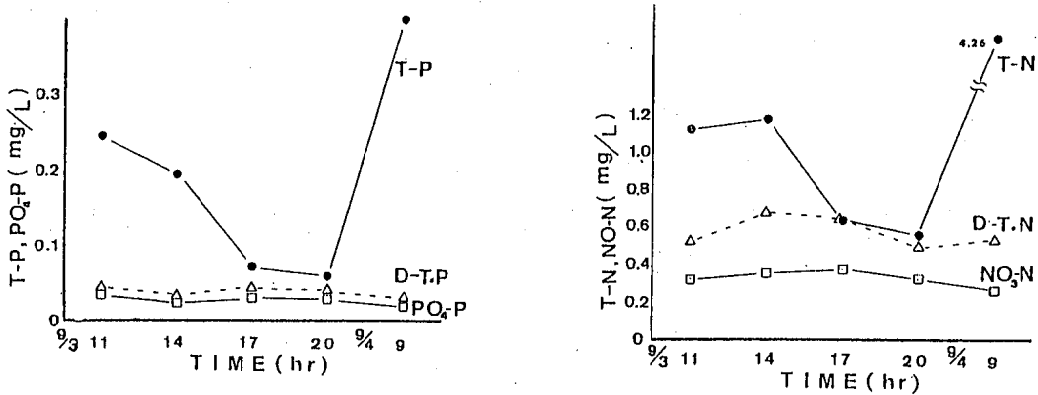


図4 唐府沢における降雨時のN・P濃度変化

表3 降雨時の水質汚濁指標間の相関（鳴瀬川）

	RYURYO	TOSIDO	pH	BOD	COD	F-COD	SS	TURB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-N	PO ₄ -P	T-P
RYURYO													
TOSIDO													
pH													
BOD													
COD		-0.906*		.973*									
D-COD				-0.916*									
SS				.962*	.987*								
TURB				.890*	.925*								
NH ₄ -N						.973*	.923*						
NO ₃ -N													
T-N				.941*	.964*	.921*							
PO ₄ -P			-0.943*										
T-P				.977*	.986*	-0.917*	.991*		.942*	.951*			

表4 降雨時の水質汚濁指標間の相関（唐府沢）

	RYURYO	TOSIDO	pH	BOD	COD	D-COD	SS	TURB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-N	PO ₄ -P	T-P	COND
RYURYO														
TOSIDO														
pH														
BOD		-0.961*												
COD				.919*										
D-COD	.906*													
SS				.929*	.999*									
TURB					.954*		.949*							
NH ₄ -N														
NO ₃ -N														
T-N					.959*			-0.882*						
PO ₄ -P	-0.957*						.955*	.998*		-0.900*				
T-P				.952*	.965*		.974*	.883*			.905*			
COND	-0.920*							-0.890*				.969*		

国立公害研究所では、汚濁物質の流入機構を解明する経験モデル式として、流出負荷量 L (g/sec) と流量 Q (m^3/sec) との間には $L = a \cdot Q^n$ から成り立つことを検討しており、今回の調査結果から L および Q を両対数にプロットすると図5と表5の関係が認められる。また、同時に昭和59年の平常時のデータもプロットした結果、降雨時には流量および負荷量とも大きく、COD、T-N、T-Pの項目とも図の右上に位置しているが、平常時は左下と、明らかに異った場所にプロットされる。このこ

とから、降雨時には平常時の負荷量に比較して、 L cod (cod 流出負荷量 g/sec) は5~45倍、 L T-Nは4~60倍、 L T-Pは2~30倍もの負荷量が一時的にダム湖に流入することがわかった。

また、各水質項目とも鳴瀬川に比べ唐府沢の方が傾きが大きく栄養塩等が流失しやすい傾向にある。これは上流の植生や土質のちがいが、あるいは河川勾配や森林伐採の程度等からくるものと考えられ、昭和56年度に実施した上流土壌による溶出試験からも、唐府沢水系土壌での

溶出が大きいという結果とも一致している。

両河川の上流域はブナ林で占められているが、上流域の踏査では、唐府沢水系に林道がのび、ブナ林の伐採が急速に進んでおり、今後、鳴瀬川水系でも進むものと思われ、降雨等による一時的な負荷量の増加が懸念される。

山林、原野等からの自然汚濁負荷によるダム湖への影響は、流域の面積、地形、地質、植生、気候等の要因によって異なるが、流量が大ききな役割を果していると考えられる。

また、これらを年間負荷量として考えた場合、前述のとおり、降雨時や融雪期の濁質の流入についても考慮する必要があることがわかった。

そこで、著者らは昭和55年から5ケ年にわたって行った調査データの中から降雨時の流入調査を実施した昭和59年9月3・4日と融雪期の流入特性からみて両河川合計流量8 m³/sec以上の流量を濁質流入日とし、それ以外の日を平常日と分け、年間汚濁量を計算した。

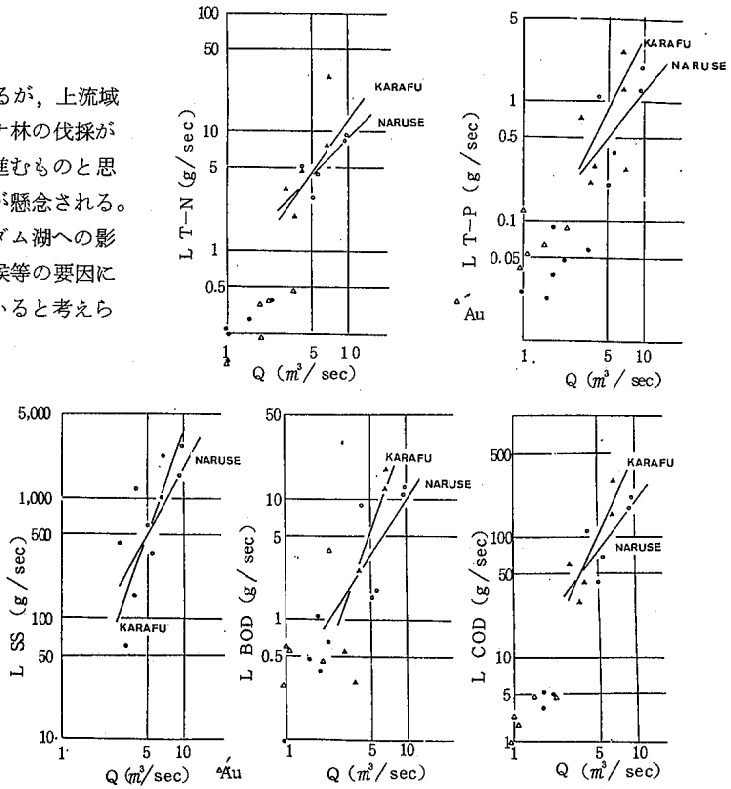


図5 降雨時の河川流入負荷量と流量の関係

表5 降雨時の河川流入負荷量と流量の関係

河川名	鳴瀬川					回帰式・相関係数
採水日時	59.9.3 11:25	14:40	17:15	20:50	9.4 9:45	
Q, m ³ /s	4.24	9.44	5.62	5.10	9.70	
LBOD	9.06	10.95	1.74	1.53	12.70	LBOD = 0.209Q ^{1.53} r=0.553
LCOD	110.8	175.5	66.8	41.3	212.4	LCOD = 0.65Q ^{1.33} r=0.732
LSS	1197	1566	343	160	2514	LSS = 23.3Q ^{0.88} r=0.612
LNO _x -N	1.02	2.85	1.39	1.26	2.25	LNO _x -N = 0.223Q ^{1.06} r=0.995
LT-N	5.19	8.36	4.43	2.83	9.24	LT-N = 0.799Q ^{1.04} r=0.802
LT-P	1.11	1.25	0.38	0.20	1.99	LT-P = 0.059Q ^{0.31} r=0.635
LPO ₄ -P	0.089	0.094	0.062	0.071	0.106	LPO ₄ -P = 0.043Q ^{0.33} r=0.600
河川名	唐府沢					
採水日時	11:10	14:30	17:00	20:35	9:29	
Q, m ³ /s	3.00	6.68	3.98	3.61	6.85	
LBOD	5.46	12.22	2.54	<0.3	17.81	LBOD = 0.055Q ^{2.81} r=0.650
LCOD	58.2	152.9	41.3	28.5	292.6	LCOD = 2.71Q ^{1.21} r=0.861
LSS	415	1005	152	59	2268	LSS = 4.75Q ^{0.89} r=0.745
LNO _x -N	0.96	2.31	1.46	1.14	1.63	LNO _x -N = 0.419Q ^{0.81} r=0.895
LT-N	3.36	7.77	2.46	1.09	29.2	LT-N = 0.428Q ^{1.43} r=0.955
LT-P	0.74	1.30	0.28	0.21	2.74	LT-P = 0.026Q ^{1.09} r=0.737
LPO ₄ -P	0.102	0.154	0.123	0.105	0.130	LPO ₄ -P = 0.066Q ^{0.40} r=0.890
	総負荷量					
Q, m ³ /s	7.24	16.12	9.60	8.71	16.55	
LBOD	14.32	23.17	4.28	1.53	30.51	
LCOD	168.8	328.4	109.1	69.8	504.9	
LSS	1812	2571	495	219	4782	
LNO _x -N	1.98	4.96	2.85	2.40	3.88	
LT-N	8.54	16.13	6.89	4.82	38.44	
LT-P	1.85	2.55	0.66	0.41	4.73	
LPO ₄ -P	0.191	1.094	0.185	0.176	0.236	

昭和59年には濁質流入日54日間、平常日は311日間であり、その結果は表6のとおりである。その結果、濁質流入日と考えられる54日間で、各項目とも全流入負荷量の75~85%を占め、ダム湖水質への影響はかなり大きいことがわかる。これらの負荷量は、平常日のデータから

求めた負荷に比べ3~4倍の値であり、濁質が湖内の生物生産に大きな影響を与えていると考えられ、人為汚濁の殆んどない漆沢ダムの水質保全対策の上で、上流域の植生の保護等、急激な土砂や堆積物の流入を防止することが今後の課題となるものと考えられる。

表6 降雨等による濁質の流入を考慮した流入負荷量

(昭和59年)

	鳴 瀬 川 32.6 km ²			唐 府 沢 21.8 km ²			合 計
	平常時 311日	濁水時 54日	計 365日	平常時 311日	濁水時 54日	計 365日	
BOD	18,000 kg/311日	52,000 kg/54日	70,000 kg/年	14,000 kg/311日	47,000 kg/54日	61,000 kg/年	131,000 kg/年
COD	183,000	881,000	1,064,000	106,000	700,000	806,000	1,870,000
T-N	12,000	44,000	56,000	7,000	52,000	59,000	115,000
T-P	1,600	7,100	8,700	1,800	6,500	8,300	17,000

5. ま と め

漆沢ダムの降雨時の流出負荷量について調査した結果、

- (1) 濁水期直後の降雨によってフラッシング現象がみられた。
- (2) 平常時に比べ、鳴瀬川水系ではT-Pが多く流出し、唐府沢水系ではT-Nが濃度倍率が高く流出している。
- (3) 降雨時の各水質指標間の相関はSS、COD、T-N、T-Pとも互いに高い相関を示す。
- (4) 降雨時には平常時に比較して最大で、L CODは45倍、L T-Nは60倍、L T-Pは30倍もの負荷量が一時的にダム湖へ流入する。
- (5) ダム湖へ流入する降雨時の汚濁負荷量はCOD、T-N、T-Pとも59年の全流入負荷量の75~85%を占めている。

これらのことから漆沢ダムの今後の水質管理上、富栄養化を回避するためには極力、降雨時に上流からの土砂等の流出を防止するか、あるいは流れ出した物質をダム湖まで到達させない手段が必要となるであろう。

最後に本調査に御協力いただいた皆様方に心から感謝申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 宮城県生活環境部：人造湖（漆沢ダム）の水質汚濁調査中間報告書 昭和58年3月
- 2) 佐々木俊行他：人工湖における水質汚濁について（第2報）宮城県保健環境センター年報No.1 昭和57年度
- 3) 海老瀬潜一：霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 国立公害研究所研究報告 21（1978~1979）

25 人造湖における水質汚濁について(第5報)

— AGPによる濁質発生時の漆沢ダム流入河川の評価 —

佐々木久雄 田中 和郎 鎌田 正弘
伊藤 孝一 齊藤 善則 清水 正夫

1. はじめに

著者らは、第3報で、AGPによる漆沢ダムの水質特性について報告し、漆沢ダムが中栄養湖は属すること、その藻類増殖が窒素によって制限を受けている、いわゆる窒素制限湖であること等を確認している。しかし、ダム湖内に流入する汚濁負荷量やそれに伴う湖内での栄養塩の収支を考える場合、降雨等による濁水の流入を無視することはできず、その負荷量については、前掲第4報で報告している。ここでは、降雨等によって発生した濁質が、湖内の生物生産活動にどのような影響を与えるかを、AGPの手法によって検討し、若干の知見を得たので報告する。

2. 調査方法

2.1 試料の採取方法

濁質を含む河川水については、第4報と同様、昭和59年9月3日から4日にかけての比較的降雨強度の強い日に、鳴瀬川、唐府沢のダム流入部で採取した。また、その濁水に大きく影響を与えている上流域の土壌と濁質が湖内に流入した後の挙動を検討するため、湖内沈降物質(テトラヒタス)についてもAGP試験を実施した。土壌については、昭和59年9月12日に、また、テトラヒタスについては、昭和59年7月から8月にかけて採取したものを使用した。濁水については、橋上から採水器で採取した。土壌については、河川流域の褐色森林土壌をスコップで採取した。テトラヒタスについては、図1に示すような捕集容器を、ダムサイトの水面下30mに垂下し、採取した。

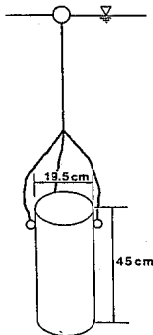


図1 湖内沈降物質(テトラヒタス)捕集容器

2.2 試料の前処理

採取した試料については、それぞれ図2に示す方法で前処理を行った。このうち、濁水については、一方(A)はそのまま、オートクレーブ、ろ過処理したもの、もう一方(B)は、湖内に流入してからの溶出を想定し、100回/min、3日間水平振とうした後、オートクレーブ、ろ過処理を実施した。

1. 濁水

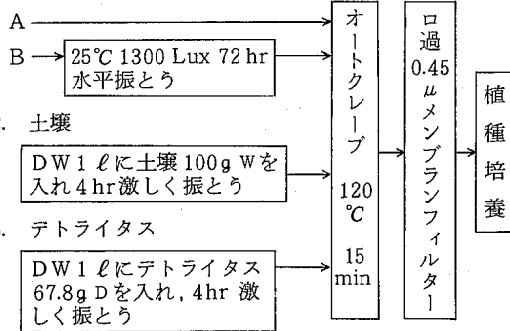


図2 濁水等のAGP試験の概要

2. 土壌

DW 1 ℓに土壌 100g Wを入れ4 hr 激しく振とう

3. テトラヒタス

DW 1 ℓにテトラヒタス 67.8g Dを入れ、4hr 激しく振とう

2.3 接種、培養及び藻類量の測定

接種藻類は、無菌的に継代培養してある、緑藻類 *Scenedesmus capricornutum* を用いた。

培養器は、800mlのL字培養管を用い、培養条件は25°C、2,500 Lux、100回/min 水平振とうで行った。

藻類量の測定は、吸光度(5 cmセル、500 nm)で測定し、あらかじめコールターカウンターで測定した、個体数と対応させた。

2.4 水質及び土壌等の測定方法

水質及び土壌等の測定方法を表1~2に示す。なお、濁質については、水質の測定方法によった。

表1 水質分析法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	JIS K 0102
DO	ウィンクラー-アジ化ナトリウム変法	"
BOD		"
COD	100℃における酸性過マンガン酸カリウム法	"
SS	GFPろ過性	"
Cl	硝酸第二水銀法・モール法	"
NH ₄ -N	インドフェノール法	" * オートアナライザー分析
NO ₂ -N	スルファミン・ナフチルエチレジアミン法	衛生試験法注解 *
NO ₃ -N	Cu-Cd還元法	海洋観測指針 *
T-N	告示法 (Cu-Cd還元法)	分解 アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム *
PO ₄ -N	アスコルビン酸還元法	" *
T-P	告示法 (Cu-Cd還元法)	分解 ペルオキシ二硫酸カリウム *
クロロフィル-a	吸光光度法・蛍光光度法	海洋観測指針
TOC		柳本TOC-ILWA (酸性N ₂ バブリング)
導電率		東亜CM-6A
紫外外部吸光度		日立124型分光光度計 (ろ液を測定)

表2 底質分析法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	海洋観測指針
COD	過マンガン酸カリウム法 (アルカリ法)	神奈川県方式
T-C	チューリン法	実験農芸化学上 (朝倉書店)
IL		環境庁底質調査方法
T-N	マイクロケルダール法	実験農芸化学 (朝倉書店)
T-P	バーナードモリブデン酸法	土壌養分分析法 (養賢堂)
T-S	検知管法	北原式

3. 実験結果及び考察

試料として用いた土壌、濁水等の窒素、りん濃度、前処理後の試水の濃度及びACP試験終了後の試水の濃度を表3に示した。

土壌中の窒素、りん濃度は唐府沢の方が鳴瀬川流域のものより、窒素、りんとも高く、前処理として振とうした後の試水の濃度も、唐府沢の方が高い値を示している。

また、テトライタスは、鳴瀬川上流土壌とほぼ同程度の窒素、りん濃度をもちながら、振とう口過後の試水では、りんが0.051mg/lと、鳴瀬川上流土壌の試水の1/6程度になり、テトライタスでは、りんが溶出しにくい形で存在しているか、口過時に再吸着しているものと考えられる。

濁水については、鳴瀬川、唐府沢とも振とう後の試水の方が、窒素、りんともやや高い値を示す傾向にある。

これらの試水を用いて実施した、AGP試験の結果を図3に示した。

土壌では、鳴瀬川の 7.5×10^5 個/ml に比べて唐府沢が

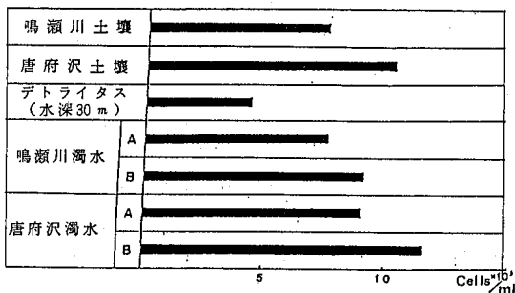


図3 濁水等のAGP試験の結果

10.3×10^5 個/ml と高い値を示しており、濁水でも、同様に唐府沢の方が高い値を示している。このことから、濁水はそれぞれの上流域の土壌等の特性を強く受けていることがわかる。

また、濁水を前処理として振とうしたものは、振とうしない試水よりAGP値が高くなり、湖内での滞留期間中の溶出によって、生物生産に与える影響が強まることを示唆している。

一方、テトライタスのAGPは、 4.4×10^5 個/ml と、他の試水よりかなり低い値を示している。これは、平常

時の湖水や河川のAGPと比較すると、やや高い値といえる程度で、試験前後の試水のりん濃度がかなり低いことから、培養器の中での増殖がりによって制限を受けたものと考えられる。このことから、テトライタスは、湖内で生物生産に利用された後の濁質や、生物体の死がい等がほぼ分解されつくした残りが沈降し、捕集されたものと考えられ、今後、湖内の物質循環を知るうえで興味深いことである。

図4には、この濁水時のAGPと通常時の流入河川のAGPを示した。通常時のデータは、昭和58年に実施した4回のAGP試験結果の平均値を使用した。

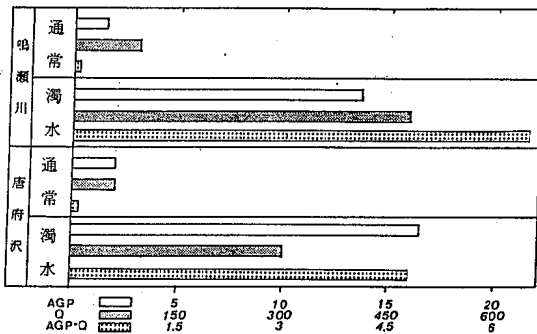


図4 通常時と濁水時のAGP負荷量

これによれば、濁水時には鳴瀬川、唐府沢とも7~10倍程度のAGPを示している。この値を河川流量とかけ合わせて、AGP負荷量というものを考えるとすれば、その負荷量は、濁水時には平常時の40~50倍になるものと思われる。このことは、言換えれば、濁水の流入は栄養塩的にみても、平常時の40~50日分の負荷量が流入することを意味し、生物生産の面から言ってもかなり大きなウエイトを占めていると言えるであろう。

漆沢ダムを水源としている、大崎広域水道では、ダム湛水開始から3年目の昭和57年から、異臭味が発生しているが、そのほとんどは降雨による濁水が発生した日から、10日程後に確認されている。このことは、これらの濁水によって、一時的、大量に流入した栄養塩をプランクトンが生産活動として取り組み、急激に増殖した結果であると推定される。

表3 上流土壌、テトライタス及び濁水時のAGP

	振とう前濃度		試水濃度		終了後濃度		AGP Cells/ml
	N	P	N	P	N	P	
鳴瀬川土壌	1.95	0.34	2.48	0.315	1.44	0.099	7.5
唐府沢土壌	5.48	1.97	2.56	0.322	1.77	0.105	10.3
テトライタス	1.80	0.59	2.14	0.051	1.21	0.008	4.4
鳴瀬川濁水	A		-	-	0.78	0.121	7.2
	B	1.87	0.278	1.95	0.285	1.50	0.200
唐府沢濁水	A		-	-	1.75	0.175	8.7
	B	2.15	0.278	2.41	0.311	1.00	0.210

4. まとめ

流入河川の一時的増水は、その流域の土砂等をまきこみ、大量の濁質となってダム湖へ流入する。この濁質は単なる汚濁負荷としてばかりでなく、湖内の生物生産活動に必要な栄養塩類の供給という意味からも、大きな影響を与えるのではないかと考え、AGPの手法を用いて検討を試みた。その結果、

- (1) 濁水発生時の河川水は、平常時の河川水の7~10倍のAGPを示し、濁質が湖内の生物生産にも大きな影響をおよぼす可能性がある。
- (2) 濁質のAGPは、その上流域の土壌のAGPと同じ程度の値を示し、河川の濁質はその上流域の土質や土壌の影響を強く受けていた。
- (3) 水深30mで採取したテトライタスのAGPは、河川の濁質や土壌に比べて、さほど高くなく沈降途中で生物活動に利用されている可能性がある。

ことがわかった。

以上のことから、漆沢ダムにおける水質保全対策としては、増水時における土壌等の濁質の流入防止が重要な課題であると考えられる。

26 二迫川の濃縮毒性について

齋藤 善則 吾妻 正道 石山 正記
木村 茂 船木 宏 清水 正夫

1. はじめに

宮城県内では、魚類へい死事故が毎年10件程度発生しており、その原因究明のため現場の試水による濃縮毒性試験、および水質分析を実施している。これまで昭和54～56年までの3ヶ年間、県内主要河川の水質評価を目的として、濃縮毒性試験を実施し、各河川における潜在的な毒性の把握に努めてきた。⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾

今回さらに、以前へい死事故のあった二迫川について調査を実施したので報告する。

2. 調査方法および分析方法

2.1 調査方法

調査地点は図1のとおりである。

二迫川は上流部で二迫川とヒアックラ沢の二つに別れ、それぞれがさらに二迫川と小野松沢、ヒアックラ沢とシツミキ沢に別れ、st. 9, 10 を除けば、人為汚濁の無い山麓部に位置する。この四つの上流の沢から順次、合流前を調査地点とし、計10地点を調査した。

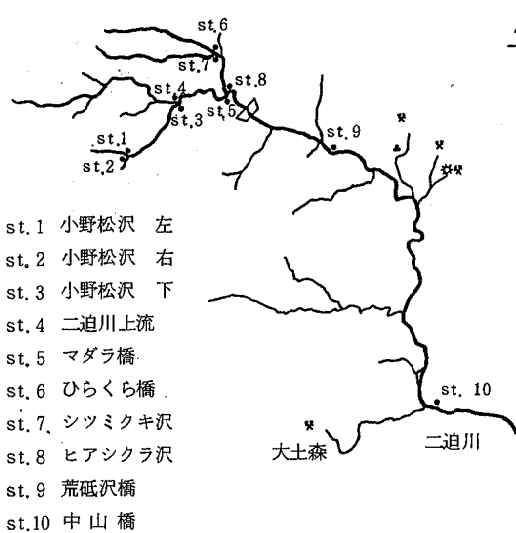


図1 調査地点

河川調査は年間変動をとらえるため、昭和59年6, 7, 9, 11月、および翌年の4月の計5回実施した。

2.2 分析方法

分析方法は表1のとおりである。

48時間半数致死濃度(48 hr LC50)は前報⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾と同様、試水を凍結濃縮し、試験魚としてアカヒレを用いて行った。なお、算出法はJISの作図法⁽⁴⁾を用いた。

表1 分析方法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	JIS K 0102
DO	ウィンクラー-アジ化ナトリウム変法	"
BOD		"
NH ₄ -N	インドフェノール法	"
IC		柳本 TOC-ILWA
導電率		東亜 CM-30ET
Cℓ	モール法	衛試注解
重金属	原子吸光法	JIS K 0102

3. 結果および考察

一般項目の分析結果は表2のとおりである。

調査地点のpH, DO, BODすべてが環境基準値を満足し、毒性に関係の深いNH₄-N, 無機炭素(IC)も低い値であった。

次に重金属の分析結果を表3に示す。

st. 10で常時Zn, Fe, Mnが検出されている以外、9月の調査(降雨後)でFe, Mn, Alが微量検出された程度で、他はほとんど検出限界以下であった。

各地点の濃縮毒性は図2のとおりであるが、st. 4を除いて、上流部程48 hr LC50は低い値を示し、強い毒性が認められた。しかし、9月の調査では1週間前に120 mm, 調査前々日に40 mmの降雨があり、かなり増水していたため、雨水の影響により毒性は希釈されて、ほとんどの地点で48 hr LC50が1000%以上*となった。

また、融雪時の昭和60年4月の調査でもすべて1000%以上となった。このことから、河川の毒性は流量に強く影響を受けることが明らかになった。

脚注*: ~水産用水基準によれば、1000%液(10倍濃縮液)で試験魚が半数死亡しなければ、基準に適合し、急性毒性はないと判断する。

表2 一般項目の分析結果

S-59. 6. 4
S-59. 7. 3
S-59. 9. 11
S-59. 11. 12
S-60. 4. 30

	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4	st. 5	st. 6	st. 7	st. 8	st. 9	st. 10
pH			7.4	7.4	7.4			7.5	7.4	7.6
	7.2	7.2	7.2	7.3	7.3	7.2	7.2	7.3	7.3	7.5
	7.2	7.2	7.2	7.2	7.3	7.1	7.1	7.2	7.2	7.3
	7.0	7.0	7.1	7.1	7.1	7.1	7.0	7.1	7.1	7.2
DO mg/L	9.3	9.2	9.3	9.2	9.1	9.6	9.4	9.2	9.3	9.4
	11.7	12.3	12.0	10.7	12.0	11.7	11.8	12.1	12.4	12.2
	10.6	10.8	10.2		10.4	10.9	10.8	10.6	10.7	10.6
BOD mg/L	0.9	0.8	0.6	0.3	0.6	0.7	0.4	0.3	0.7	0.4
	0.4	0.7	0.3	0.2	0.3	0.4	0.3	0.2	0.6	0.5
NH ₄ -N mg/L			< 0.005	< 0.005	< 0.005			< 0.005	< 0.005	< 0.005
	0.005 < 0.005	0.005 < 0.005	< 0.005 < 0.005	< 0.005 < 0.005	0.005 < 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	0.005 0.020	0.030 0.012
IC mg/L			2.8	3.2	3.2 2.8			2.8	3.5	4.5 3.5
COND μS/cm	41	40	46	46	48			59	65	99
	47	41	44	43	46	48	53	56	55	99
	42	39	49	47	48	53	62	61	64	77
			47	40	43	48	52	59	57	84
Cl mg/L	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	2.0	2.0	< 2	2.5
	2.2	< 2	2.2	2.6	2.5	2.3	2.4	2.6	2.9	3.4

表3 重金属の分析結果

S-59. 7. 3
S-59. 9. 11
S-59. 11. 12

st. no	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cd mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
As mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Hg mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T-Cr mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zn mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.10 0.04 nd
Cu mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ni mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe mg/L	ND	0.15 nd	ND	ND	nd 0.10 nd	ND	ND	nd 0.70 nd	0.45 nd	0.20 0.35 0.30
Mn mg/L	ND	0.06 nd	ND	ND	ND	ND	ND	nd 0.04 nd	0.03 nd	0.07 0.03 0.03
Al mg/L	ND	ND	ND	0.8 nd	ND	ND	ND	nd nd	ND	ND
Sn mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND : all nd
 nd : Cd : < 0.01 mg/L Pb : < 0.05 mg/L As : < 0.005 mg/L Hg : < 0.0005 mg/L T-Cr : < 0.02 mg/L
 Zn : < 0.02 mg/L Cu : < 0.01 mg/L Ni : < 0.02 mg/L Fe : < 0.1 mg/L Mn : < 0.02 mg/L Al : < 0.5 mg/L
 Sn : < 0.1 mg/L

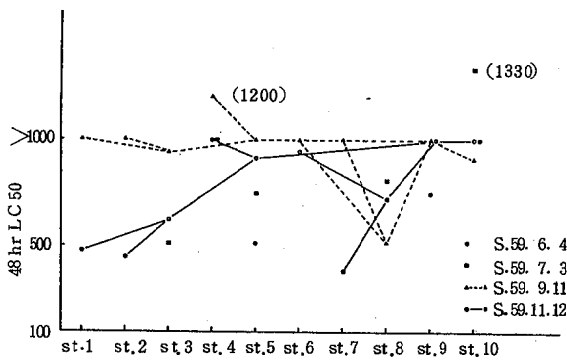


図2 二迫川流下に伴う濃縮毒性

流量を図3に示す。

降雨後(9月)の流量と低水位時(11月)の流量を比較すると、st.10で8:1となる。各上流部では、降雨後で2~4倍に増加する。また、各上流部とst.10の流量を比較すると、降雨後で30~60倍、低水位時で10~30倍となる。毒性の認められた上流(st.3およびst.8)の合計流量とst.10の流量との比較では、降雨後で5.7倍、低水位時で2.4倍である。すなわち、低水位時のものでst.3では48hr LC50が620%、st.8で720%であり、計算上でも上流部の毒性は、st.10では認められない。これは図2と一致する。

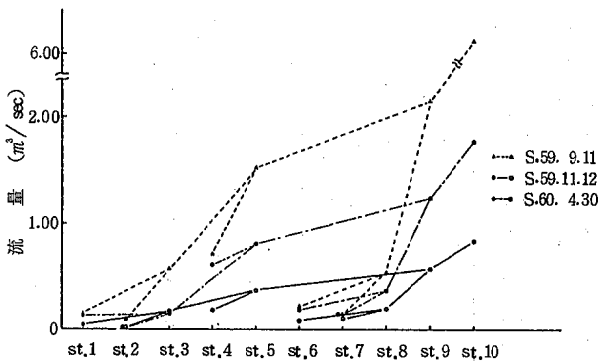


図3 調査地点の流量

11月採水のうち毒性を確認した試水について、毒性解析試験を実施した。その結果を表4に示す。

この解析試験は凍結濃縮により1000%液を作り、100mlずつ分取して行った。

pH調整試験はHCl, NaOHでpH5, pH10に調整して試験を行った。

通気試験は25℃の水浴中で30分間通気後、試験を行っ

た。これはn-ヘキサン(n-H)抽出試験のプランク試験の意味もかねる。

加熱還元試験は90~95℃の湯浴中で30分間加熱後、蒸留水でもとの量にもどして行った。これはジチゾン四塩化炭素抽出試験D分画のプランク試験の意味もかねる。

n-H抽出試験を図4に示す。

pH3で抽出した水層をA分画、さらにn-H層をpH11の水で逆抽出したものをB分画、始めからpH11で抽出した水層をC分画とした。

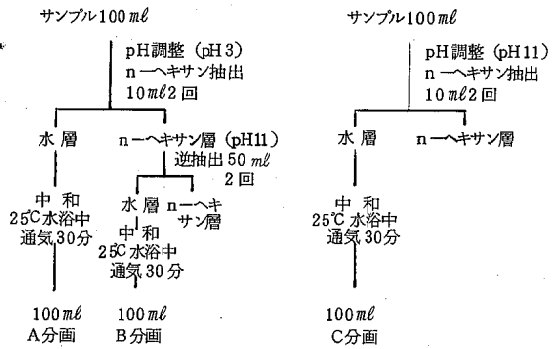


図4 n-ヘキサン抽出試験

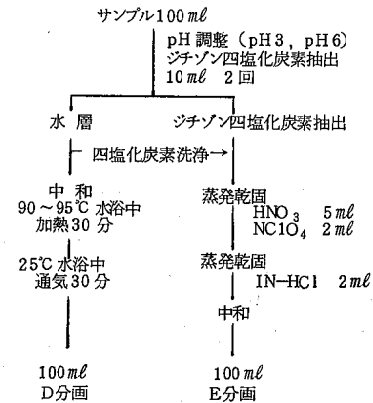


図5 ジチゾン四塩化炭素抽出試験

無処理に比べて、pH調整試験ではpH5で毒性が強まり、pH10で弱まる傾向がある。通気、n-H抽出のA分画では、毒性は変わらず、ジチゾン四塩化炭素抽出のE分画では毒性は強まった。st.3ではpH6で、st.5ではpH3, pH6の両方で、またst.8ではpH3でそれぞれ強まった。抽出pHが異なると抽出される重金属もちがってくるが、表3の結果によれば、ほとんど検出限界以下であり、毒性の強まる原因がはっきりしない。この他の試験では毒性は弱まるか、消失した。

表 4 毒 性 解 析

S.59. 11. 12 1000多液

	経過時間	無処理	pH 調整		通 気	加 熱 復 元	n-H抽出 pH 3		n-H抽出 pH11 C分画	ジチゾン pH 3		ジチゾン pH 6	
			pH5	pH10			A分画	B分画		D分画	E分画	D分画	E分画
st 3	05hr	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7
	1												+7
	2												+5-2
	3												+2-5
	6	+7	+7		+7		+7				+7		-7
	24	+5-2	-7		+5±1-1		+4-3			+7	+5-2		
	48	-7		+7	-7	+7	-7	+7	+7	+6-1	+5-2	+7	
st 5	05hr	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7
	1												
	2												+7
	3										+7		+3±1-3
	6		+7	+7							+4±2-1		-7
	24	+7	-7	+6-1	+7		+7				-7		
	48	+3-4		+6-1	+4-3	+7	+3-4	+7	+7	+7		+7	
st 8	05hr	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7	+7
	1												
	2										+7		
	3										+5±1-1		
	6	+7	+7		+7		+7			+7	-7		
	24	+1-6	-7		+3-4		+1-6			+6-1			
	48	-7		+7	-7	+7	-7	+7	+7	+6-1		+7	+7

これらの結果から、毒性物質は揮発性物質、還元性物質、あるいは農薬類ではなく、pH5 およびジチゾン四塩化炭素抽出のE分画で毒性が強まることから、今回分析していない金属類、もしくはこれと他の物質の複合毒と推測される。

人為汚濁のない山麓部で毒性原因となるものには、地質、植生等に由来する物質が考えられるが、原因物質を究明するまでには至らなかった。継続的な調査が必要と思われるが、毒性究明には現在の手法だけでは不十分であり、新しい解析方法の開発が必要と考えられる。

4. ま と め

今回の調査で、二迫川のような人為汚濁のない山麓部においても、魚類に対する急性毒性が存在する事が明らかになった。

また、毒性解析の結果、いずれの沢も重金属系の毒性物質と考えられたが、同定するまでには至らなかった。

水産用水基準で急性毒性があると言われている金属以外にも、毒性を示す金属類があるものと思料される。

最後に採水に協力をいただいた宮城県栗原保健所環境公害課の皆様へ深く感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 浦山 清他：宮城県公害技術センター報告 8 (1980)
- 2) 渡辺丈夫他： ” 9 (1981)
- 3) 柳 茂他： ” 10 (1982)
- 4) 日本規格協会：JIS K0102 (1981)

27 五点比較式臭袋法の精度について

一パネル人数の検討を中心として一

佐藤 博明 小野 研一 八木 純*
飯塚 武一 市川 敬典**

1. はじめに

官能試験法では、パネルの人数は測定精度に最も大きな影響を与える要因の一つとされている。

従って、パネル人数を決定するにあたっては、測定精度との関係を十分に検討する必要がある。

官城県が要臭の測定法として定めているのは、官能試験のうちの空気希釈法に属する「五点比較式臭袋」（以下5-2法と称する。）であるが、パネル人数を8人とし、やや多目にとることによって精度を高めている。

しかしながら、パネル人数を多くすることは、検体処理能力を低下させる他、処理費用の増加にも繋がるため、パネル人数はなるべく少ないことが望ましい。

このため、昭和58年度より2ケ年間にわたり、パネル人数の検討を行うとともに、5-2法の精度についても調査を行ってきたので、その結果について報告する。

また、東京都等で実施されている同じ空気希釈法のうち「三点比較式臭袋法」（以下、3-1法と称する。）との比較調査結果についても併せて報告する。

2. 方法

2.1 パネルの嗅覚力差の測定

現在、悪臭判定用のパネルとして約20名が登録されているが、これ等パネル集団の嗅覚力差がどの程度のものであるかを調査した。

空気希釈法においては、サンプルリングしてきた臭気試料は、パネルの嗅覚閾値程度まで希釈された後、判定に供されるため、パネルは常に同程度の強さの臭気試料を嗅いでいることになる。

このため、ある臭気試料の測定結果において、嗅覚閾値の最大値と最小値の差は、試料の臭気の強弱に関係なく、その時のパネル集団における嗅覚力差を表わすこととなる。5-2法においては、原臭の希釈系列として2倍系列を用いているため、この嗅覚力差は具体的には、最も嗅覚閾値が低いパネルが最後に正解を示した希釈段

階までの希釈段数差として得られる。

表1 5-2法における測定例

パネル名	希釈倍数							嗅覚閾値
	10	20	50	100	200	500	1000	
A	○	○	×					1.5
B	○	○	○	×				1.85
C	○	○	○	○	○	×		2.5
D	○	○	○	○	○	○	×	2.85
E	○	○	○	○	×			2.15
F	○	○	×					1.5
G	○	○	×					1.5
H	○	×						1.15

臭気指数 1.8

希釈段数差 6段

- 註1 ○はパネルの判定が正解の場合、×は不正解の場合を示す。
- 註2 希釈段数差は最も嗅覚閾値の低いパネルが最後に正解となった希釈倍数段階を1として数え始める。
- 註3 臭気指数は、各パネルの嗅覚閾値の平均値を10倍したものであるが、今回の調査においては計算の都合上、平均値をそのまま使用している。

現在までに得られた測定例よりこの希釈段数差を求めたものが図1で、平均で4段、最大で7段という値が得られた。

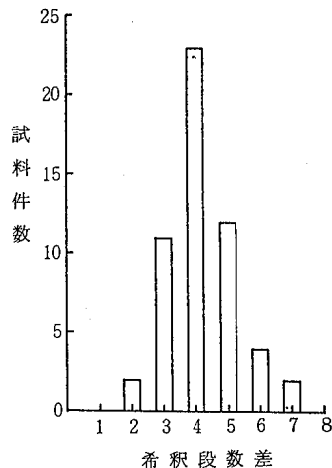


図1 希釈段数差別試料件数 (総件数 54件)

* 現商工労働部工業立地調整課

** 官城県原子力センター

2.2 パネル人数の検討

パネル集団の嗅覚力差が求められたため、これを利用してパネル人数の検討を行った。

まず、パネル集団のとりうる嗅覚閾値範囲を設定した場合、臭気指数（各パネルの示す嗅覚閾値の平均値を10倍したものであるが、今回は計算の簡略化を計るため平均値をそのまま用いている。）の分布がどのようなものになるかを求めた。

希釈倍数10を基底段数とし、これを図1で判明した希釈段数差分だけの範囲を設定すると、この範囲内でパネルの取り得る嗅覚閾値は、希釈段数差に応じて限られた個数となる。（例えば、図1の希釈段数差6段の場合、1.15, 1.5, 1.85, 2.15, 2.5, 2.85の6種となる。）各パネルに対し、これ等の数値をランダムに当てはめることによって臭気指数を算定することが出来るが、この試行を重ねることにより、臭気指数の分布を求めることが可能となる。さらに、パネル人数を変化させることにより臭気指数の分布域も異なったものになることが予想されるが、これにより逆に適切なパネル人数の算定が可能になるものと考えられる。

今回は、希釈段数差を2～7段、パネル人数を2～20人までそれぞれ想定し、各1,000回の試行を行った。

2.3 パネル人数削減の検討

実際に得られた40件の測定例において、パネル人数を8人より1人ずつ減少していった場合の臭気指数のバラツキを求めてみた。

8人のパネルよりr人のパネルを選ぶ組合せ数は ${}_8C_r$ として求められ、rを1～7までとした場合は表2のように算定されるが、各測定例において、これ等全組合せの想定を行って臭気指数をそれぞれ算定した。

表2 8人のパネルよりr人を選ぶ組合せ数

組合せ条件	記号	組合せ数
8人より7人を選ぶ組合せ	${}_8C_7$	8通り
8人より6人を選ぶ組合せ	${}_8C_6$	28通り
8人より5人を選ぶ組合せ	${}_8C_5$	56通り
8人より4人を選ぶ組合せ	${}_8C_4$	70通り
8人より3人を選ぶ組合せ	${}_8C_3$	56通り
8人より2人を選ぶ組合せ	${}_8C_2$	28通り
8人より1人を選ぶ組合せ	${}_8C_1$	8通り

2.4 希釈倍数系列の検討

現在、希釈倍数系列として5-2法で2倍系列を採用しているのに対し、3-1法では3倍系列となっている。希釈倍数系列の違いにより測定結果も異なったものとなる恐れがあるため、両系列の比較を行ってみた。

方法は、2.2と同様にパネル集団の嗅覚閾値範囲を設定し、ランダム計算を行うものがある。ただし、3倍系列における希釈段数差の算定は、3-1法の測定手法

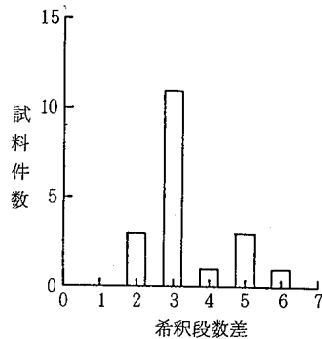


図2 3-1法における希釈段数差別試料件数 (総件数 19件)

に従って実施した19の測定列より求めている。図2がその結果を示すもので、平均の希釈段数差は3段、最大は6段であった。

2.5 上下カット方式の検討

3-1法におけるパネル人数は6人となっているが、これ等パネルの示す嗅覚閾値のうち上下値をカットし、実質的には4人のパネルの嗅覚閾値より臭気指数を算定している。これは、測定値を安定させるために行われていると思われるが、5-2法では、パネル人数をより重視しているため、上下カット方式は行っていない。

今回、繰返し試験を実施することにより、上下カット方式の得失について検討を行った。

2.6 3-1法との比較

化製場においてサンプリングした臭気試料を用いて、5-2法と3-1法の相関について検討を行った。

3. 結果および考察

3.1 パネル人数の検討

人間の嗅覚力が限定されたものであり、パネルの嗅覚閾値もある範囲内に収ることが判明したが、この場合、各パネルの閾値の平均値として得られる臭気指数がどのような分布範囲を持つのかを示したのが図3である。

希釈段数差6段の場合、実際に設定した嗅覚閾値の範囲は1.15より2.85までで、希釈倍数で10倍から500倍の範囲となる。この設定範囲において結果として得られる臭気指数は、パネル2人の時平均値1.99、標準偏差0.43の分布を示した。パネル人数を20人まで増加した場合は、平均値2.00、標準偏差0.14の分布となっており、パネル人数を増やすことによって臭気指数の分布範囲が狭まり、測定精度が向上するのが確認される。

この結果をある人数のパネルにより繰返し試験を行った場合に当てはめて考えると、パネル個人の繰返し精度が極端に悪い場合でも、パネル人数を多くとることによって臭気指数の繰返し精度が非常に安定してくることに

なる。実際には、個人の繰返し精度は以外と良く、従って臭気指数の繰返し精度もより安定なものになると推定される。

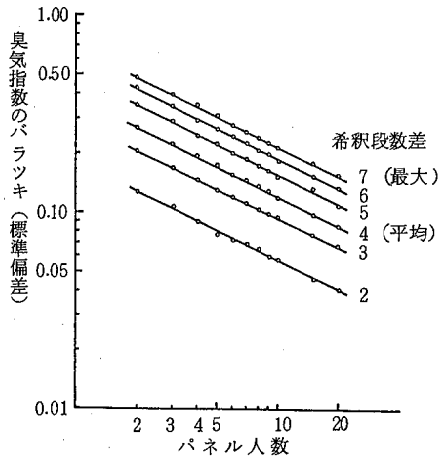


図3 パネル人数と臭気指数のバラツキ

次に、ある複数のパネル集団による並行試験を想定すると、各集団にどのレベルのパネルが組み込まれていても、人数が確保できてさえいれば、各集団ごとに算定される臭気指数のバラツキを小さくすることが可能となる。実際には、各パネル集団において、嗅覚力の似通ったパネルの比率が高くなると思われることから、試験精度はさらに高くなるものと推定される。

以上により、図3の結果は、確率的に起こりうる最大のバラツキ範囲を示しているものと考えられる。

また、今回は設定範囲の基底値として最小の嗅覚閾値である1.15を用いているが、基底値として2倍希釈倍数系列で定められているどの段階の嗅覚閾値を取っても、臭気指数のバラツキを表わす標準偏差は変わらないため、図3の結果は、すべての嗅覚閾値領域で成り立つものと思われる。

実際の測定において、算定される臭気指数の大きさは、1.0～4.0程度までであり、小数点第2位以下は切り捨てられるため、数値としては小数点第1位までのものが問題となる。このため、図3の臭気指数のバラツキの大きさも小数点第1位までを考えると、パネル15人以上では最大(希釈段数差7段の場合)±0.2、平均(希釈段数差4段の場合)±0.1、12人より14人までは最大平均ともに±0.2、6人より11人まででは最大±0.3、平均±0.2、4人より5人まででは最大±0.4、平均±0.2、3人では最大±0.4、平均±0.3、2人では最大±0.5、平均±0.3の精度がそれぞれ保証されることとなる。

現実的に実現可能なパネル人数は10人以下であるが、

この範囲において最少の人数で最良の精度を求めるとすると、パネル人数は6人となる。

3.2 パネル人数削減の検討

図4は、多賀城市内のS化製場で得られた測定例において、パネル人数を8人より1人ずつ減少していった場合の臭気指数のバラツキを示すものである。パネル人数の減少に伴い臭気指数のバラツキは指数的に大きくなっているが、測定例によりこのバラツキの大きさがかなり異なることが確認される。この原因は、8人のパネルの嗅覚閾値の標準偏差の大きさによるもので、これを示すのが図5である。

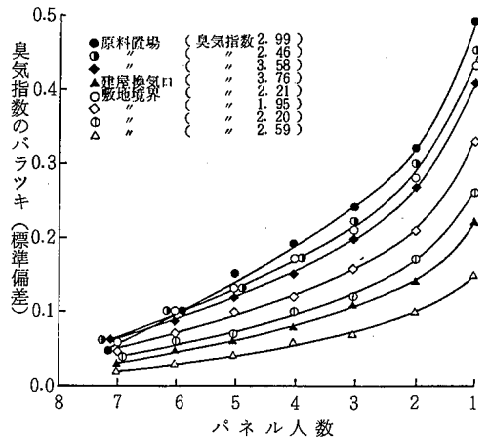


図4 パネル人数削減による臭気指数のバラツキ(多賀城市S化製場の測定例による)

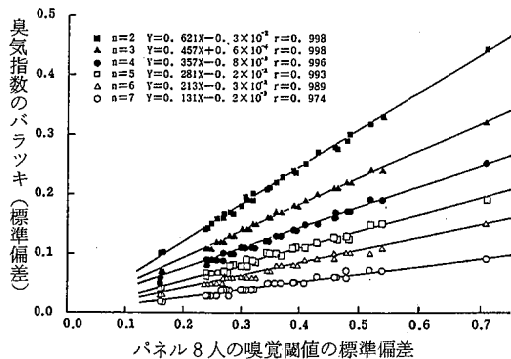


図5 パネル人数削減による臭気指数のバラツキ

これは過去40件の測定例より求めたもので、人数削減による臭気閾値の標準偏差と比例関係にあることが確認された。

この標準偏差が、究極的にどの程度の大きさになるかを調べるために、2.2で行った嗅覚閾値範囲を設定する方法を応用した。その結果、各希釈段数差に応じて図6のように、嗅覚閾値の標準偏差が算定された。これによりパネル人数削減による臭気指数のバラツキを求めた

ものが表3であり、パネル人数を8人より6人まで減少した場合は、最大で±0.2、平均で±0.1のバラツキが生じることが判明した。

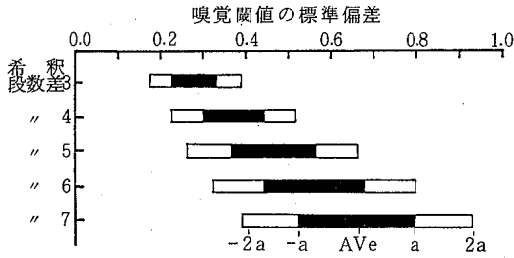


図6 パネル8人による嗅覚閾値の標準偏差

表3 パネル人数削減による臭気指数のバラツキ

標準偏差 パネル人数	希釈段数差 4段の場合			希釈段数差 5段の場合			希釈段数差 6段の場合			希釈段数差 7段の場合		
	AVe	+σ	+2σ	AVe	+σ	+2σ	AVe	+σ	+2σ	AVe	+σ	+2σ
7人	0.05	0.06	0.07	0.06	0.07	0.09	0.07	0.09	0.10	0.09	0.10	0.12
6人	0.08	0.09	0.11	0.10	0.12	0.14	0.12	0.14	0.17	0.14	0.17	0.20
5人	0.10	0.12	0.14	0.13	0.16	0.18	0.16	0.19	0.22	0.18	0.22	0.26
4人	0.13	0.16	0.18	0.16	0.20	0.23	0.20	0.24	0.28	0.24	0.28	0.33
3人	0.17	0.20	0.24	0.21	0.26	0.30	0.26	0.31	0.36	0.30	0.36	0.43
2人	0.23	0.27	0.32	0.28	0.34	0.41	0.35	0.42	0.49	0.41	0.47	0.58

この値は、3.1で明らかになったパネル8人の時の精度（最大±0.3、平均±0.2）より小さくなることから、人数を6人に減少しても精度的に問題はないものと思われる。

3.3 希釈倍数系列の検討

希釈倍数系列を3倍とした時のパネル人数と臭気指数のバラツキの関係を示したものが図7である。

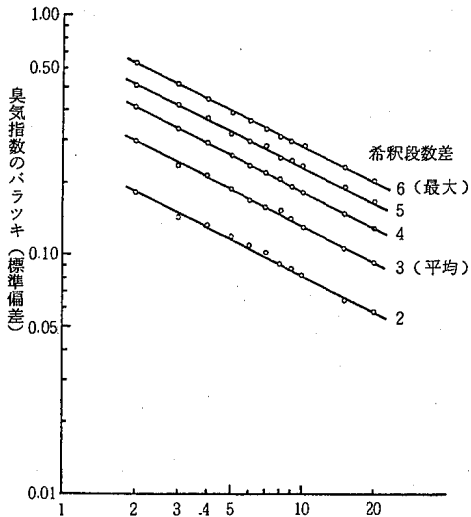


図7 3倍希釈系列におけるパネル人数と臭気指数のバラツキ

これによると、パネル人数6~10人の範囲で最大±0.4、平均±0.2の精度となっていることが確認される。同じ人数において2倍系列の場合の精度は最大±0.3、平均±0.2となっており、精度的には2倍系列の方がやや優れたものとなっている。

3.4 上下カット方式の検討

図8は、パネル8人による繰返し試験結果を示すもので、パネル個人及びパネル間の嗅覚閾値の標準偏差が、0.2~0.6と大きいのに対し、臭気指数の標準偏差は0.09と小さなものになっており、パネル人数が臭気指数を安定化させるうえで極めて重要な要因であることが確認される。

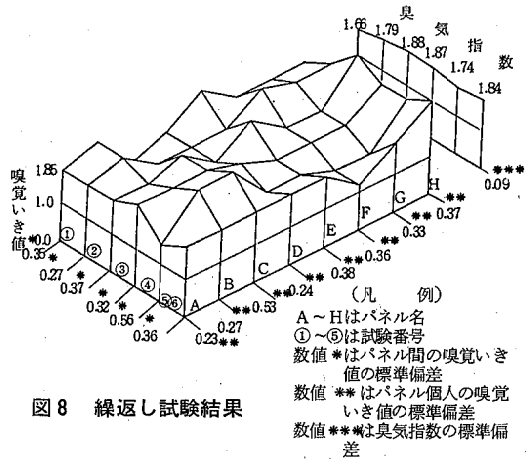


図8 繰返し試験結果

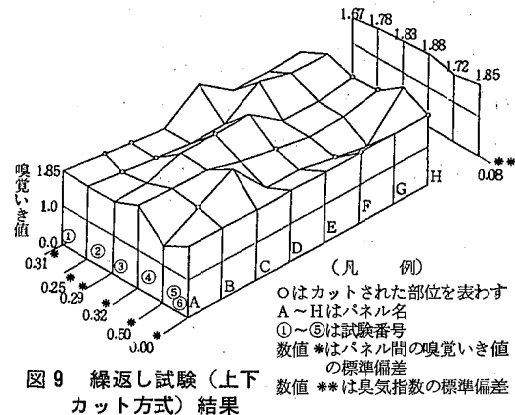


図9 繰返し試験(上下カット方式)結果

図9は同じ繰返し試験において上下値をカットした結果を示すもので、パネル間の標準偏差は小さくなったものの臭気指数自体のバラツキは若干良くなった程度に留まっている。

さらに、同じ試験結果において、パネル人数を5~7人にし、各々上下カットを実施した場合について試算を行うと表4に示すとおりとなる。パネル人数によっては、結果が悪化するケースが見られた。

表4 繰返し試験における上下カット方式とパネル人数の関係

人数	試験番号 臭気指数	1	2	3	4	5	6	AVe	σ	CV
		臭気指数								
8人	全員値	1.66	1.79	1.88	1.87	1.74	1.84	1.80	0.09	5.0%
	上下カット方式	1.67	1.78	1.83	1.88	1.72	1.85	1.78	0.08	4.5
7人	全員値	1.69	1.79	1.79	1.83	1.69	1.75	1.76	0.06	3.4
	上下カット方式	1.70	1.77	1.77	1.83	1.63	1.85	1.76	0.08	4.5
6人	全員値	1.72	1.78	1.83	1.88	1.78	1.73	1.79	0.06	3.5
	上下カット方式	1.75	1.75	1.84	1.91	1.75	1.85	1.81	0.07	3.9
5人	全員値	1.76	1.70	1.90	1.96	1.90	1.85	1.85	0.10	5.4
	上下カット方式	1.83	1.62	1.95	2.05	1.83	1.85	1.85	0.14	7.5

これは、パネル人数が多い場合の上下カットは、パネル間のバラツキを小さくし、さらに臭気指数のバラツキをも小さくする作用があるのに対し、人数が少ない場合は、パネル間のバラツキを小さくするものの、臭気指数値そのものの変化が大きくなり、バラツキが逆に悪くなるためと思われる。

従って、パネル人数が8人と多い場合の上下カットは、精度的にも有効であるが、6人と少ない場合はむしろ精度を悪化させる恐れがあると思われる。

3.5 3-1法との比較

3-1法には排出口測定法と環境測定法の二つの測定手法がある。前者は5-2法と同様に、各パネルの個人閾値を求め臭気指数を算出するものであるのに対し、後者はパネル全員の正解率より臭気指数を算定するものとなっている。

図10, 11はそれぞれ5-2法と排出口測定法、5-2法と環境測定法との関係を示すものであり、いずれも1%の有意水準で相関関係が認められたが、排出口測定法よりも環境測定法においてより高い相関関係となった。

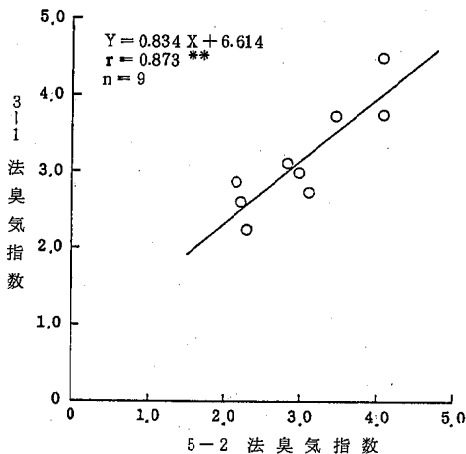


図10 5-2法と3-1法 (排出口測定法) との相関

排出口測定法の場合、5-2法と同じ測定手法であるといっても、パネル人数・希釈倍数系列・上下カット方式の有無・臭袋の種類及び判定方法等に大きな相異点が存在することから図10程度のバラツキは当然のことと考えられるが、測定手法が全く異なる環境測定法との間に良好な相関関係が成り立つことは予想外のことであった。もともと環境測定法は低濃度域の臭気測定法として開発された

ものであることから、5-2法が低濃度域の臭気の測定にも十分有効であることを裏付けるものとも考えられる。

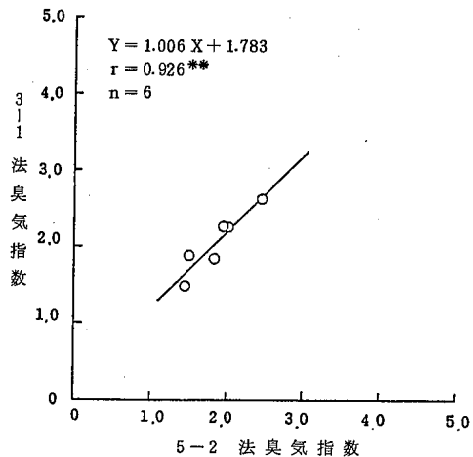


図11 5-2法と3-1法 (環境測定法) との相関

また、排出口測定法、環境測定法のいずれの場合も、5-2法よりも測定値が高めとなっているが、これは、3-1法のパネルが偶然に正解となる確率が33%であるのに対し、5-2法では10%と低くなっており、3-1法のパネル嗅覚閾値が大きくなる傾向にあること等が原因として考えられる。

4. まとめ

今回の調査において判明したことを以下にまとめる。

- (1) パネル人数を6人とすることにより、最少の人数で最良の精度を得ることが出来る。
- (2) 現状のパネル8人を6人に削減しても精度的に問題はない。
- (3) 希釈倍数系列は、2倍系列の方が3倍系列よりも精度的にやや優れたものとなっている。
- (4) 測定値の上下カットは、パネル人数8人では有効であるものの、6人の場合は逆に精度を悪くする危険がある。

る。

(5) 5-2法と3-1法の排出口測定法及び環境測定法との間には高い相関関係が認められた。この結果、5-2法が低濃度域、高濃度域の臭気に対し、十分な有効性を持つ測定法であることが判明した。

最後に、本調査においてサンプリング等に御協力をいただいた気仙沼、石巻、塩釜保健所の各位に対し深く感謝申し上げます。

参 考 文 献

- (1) 環境庁“官能試験法調査報告書” 1982
- (2) 角脇 怜他：第23回大気汚染学会講演要旨集 1982
- (3) 安藤亮二他：第24回大気汚染学会講演要旨集 1983
- (4) 岩崎好陽他：大気汚染学会誌 18 2 (1983)
- (5) 岩崎好陽他：東京都公害研究所年報 4 1973
- (6) 福島悠他：東京都公害研究所年報 5 1974