

15. 宮城県におけるガン死亡率と水道水等の環境要因との関係における統計的解析 (第2報)

一 ガン死亡率と水道水等の環境要因との関連性について 一

清野 茂 庄司 晃子 千葉 規
郡山 力 一ノ渡義巳*

1. はじめに

悪性新生物(以下ガンと記す)の原因としては、多数の生活環境要因が関与していると考えられる。更には、これ等の環境要因はガン部位によって、その寄与度が異なり、ガン全体では、食物、喫煙、大気汚染等の環境要因がガン要因の70~90%を占めているといわれている。^{1) 2)} 勿論、今日のガン増加の要因としては、人口増加(特にガン高危険群の高令者人口の増加)やガン診断技術向上等が考えられるが、その一方において、気候や地勢等の自然環境要因も考慮する必要がある。

さて、1974年オランダとアメリカ合衆国の水道水中からトリハロメタン(以下THMと記す)が検出され、^{3) 4)} 水道衛生上の問題となり、^{5) 6)} EPA(合衆国環境保護庁)は1979年に総THM(以下TTHMと記す)(クロロホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムの合計)の年間平均の最大濃度を0.10mg/l以下として規制を実施した。^{7) 8)} 一方、我が国でもTHMに関する調査研究が行われ、厚生省は1981年3月に水道水中のTTHMの制御目標値を年間平均値で0.10mg/l以下と定めた。⁹⁾

THMが水の塩素処理によって生ずること³⁾が明らかになって以来、水道水中TTHMの生成に関与する因子について多くの研究がなされ、前駆物質、pH値、塩素注入量等のものがあると報告されている。

本県においては、昭和55年(1980)からTHM測定体制を整備し、県内の水道施設のTTHM調査を実施している。

一方、THMを含む塩素処理水道水の飲用による人の健康に及ぼす影響に関する疫学的調査研究は、合衆国において十数例の報告がみられるが、^{5) 6) 10)~18)} 我が国での報告はみられない。

そこで、我々は、第1報でのガン死亡率を用いて、ガン死亡と水道水中TTHMを含めた環境要因との関連性を検討するために、水道水を供給する水道施設の形態を考慮して統計的解析を行った。

2. 資料および方法

2.1 ガン死亡率

資料は第1報と同じであって、ガン部位は男子7部位(全ガン、食道、胃、肝臓、膵臓、肺、白血病)そして女子では、これに乳房と子宮を加えた9部位を対象とした。ガン死亡率は、第1報で用いた市町村別標準化死亡比(S.M.R.)を使用した。

2.2 環境要因

ガン発生要因としては、社会環境を示すと考えられる指標(民力・人口・栄養)、自然環境を示すと考えられる指標(地理・気象)、水環境指標(水道水)そして大気環境指標(大気汚染)の7指標を対象として、これ等に対応する18項目を選択し、各種資料^{19)~26)}を使用して、各項目の変量を市町村別に算出した。7指標18項目の環境要因を表1に示す。

表1 環境要因と資料

環境 指標	項 目	算 出 方 法	資料
民力	○第1次産業就業割合	(農・林・水産業業者/15歳以上就業者総数) × 100	19)
	○製造業就業割合	(印刷・化学・金属業者/15歳以上就業者総数) × 100	19)
	○個人所得	(個人所得/総人口) × 100	20)
人口	○人口密度	総人口/総面積	21)
	○人口移動率	(転出入者総数/住民基本台帳人口) × 100	21)
	○動物性食品摂取量	動物性4食品群(9)	22)
食品 栄養	○植物性食品摂取量	植物性12食品群(9)	22)
	○熱価摂取量	熱量(cal)	22)
	○蛋白質摂取量	蛋白質(9)	22)
	○NO _x 摂取量	食品NO _x 換算係数×食品群(9)	22)
地理	○海抜	市町村役場所在地(m)	23)
	○地形	地形占有面積率	24)
自然 気象	○平均気温	年平均気温(℃)	25)
	○降水量	年平均降水量(mm)	25)
大気 汚染	○降下ばいじん	年平均降下ばいじん量(1/㎥/日)	26)
	○SO _x	年平均SO _x 量(ppb)	26)
水 水道	○TTHM	水道水中TTHM年間平均値(mg/l)	*
	○水質	表流水・地下水	27)

備考 ○: 本研究で使用した項目 *: 本文参照

水道水中TTHMに関する資料は、昭和56年度に県内で実施された水道水(栓水)中のTTHM検査結果(609検体)を用いて、市町村別のTTHM年間平均値を算出した。また、各水道施設(主として上水道)の原水水質に関する資料は、56年度の水道資料²⁷⁾を使用した。塩素注入量については、本研究の一環として実施した「水道施設の塩素処理状況調査について」の県内水道事業体を対象としたアンケート調査から求めた市町村

* 宮城県大崎保健所

毎の昭和56年度年間量である。

さて、水道水を供給する水道施設の概要²⁸⁾を示すと図1のようなになる。水道施設では、水道法および同法施行規則により、必ず塩素による消毒を行うことが義務づけられており、その上で種々の水源の水質に応じた浄水処理が選択されて、水質基準に適合した水道水を供給している。この状況を考慮して、水源、浄水処理、塩素処理の3項目によって、水道施設の形態を分類することとし、前述のアンケート調査を基礎として市町村別の主たる水道施設の形態分類を行った。

2.3 統計的解析

ガン死亡率と環境要因の関連性を検討するに先立ち、関連性の結果の解釈を容易に行うために、18項目の環境要因について項目の低減化をねらいとして、18項目間の相関および分布型の検討を行い、更に死亡率とのマッチングを考慮して、4指標6項目の環境要因に整理統合した(表1中の○印のもの)。

ガン死亡率(男子7部位、女子9部位のS.M.R)と6項目の環境要因との関連性を検討するとともに、死亡率を目的変量として、環境要因を説明変量とした重回帰分析を行い、環境要因の影響度を検討した。

更に、水道施設の形態毎に、ガン死亡率および環境要因の差異を検討し、重回帰分析によって、水道施設毎のガン死亡率に対する環境要因の影響度を調べた。

3. 結果および考察

3.1 環境要因

3.1.1 環境要因の分布特性

環境要因6項目の分布特性について、平均値、標準偏差、変動係数そして相対変動係数を求めて検討した。その結果を表2に示す。

男女の第1次産業就業者割合、製造業就業者割合、個人所得そして人口移動率の変動係数は小さく且つ分布の散らばり方をみる指標としての相対変動係数も小さい。これ等4項目は市町村間に余り大きな差異がないことが推定できる。海拔と水道水中TTHMは、他の要因よりも変動係数が大きく且つ相対変動係数も大きいことから、その分布は対称的とは認めがたく、市町村間に大きな差異があることを示している。今回は、この2項目については対数変換を行わずに、そのまま変数として使用した。

6項目の環境要因のうち、水道水中TTHMについての市町村別の年間平均値を図2に示した。本県における水道水中TTHMの市町村別平均値は13.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ であり、609検体すべてが制御目標値100 $\mu\text{g}/\text{l}$ (=0.1 mg/l)未満であった。

3.1.2 環境要因間の相関性

6項目の環境要因相互間の相関係数を表3に示した。

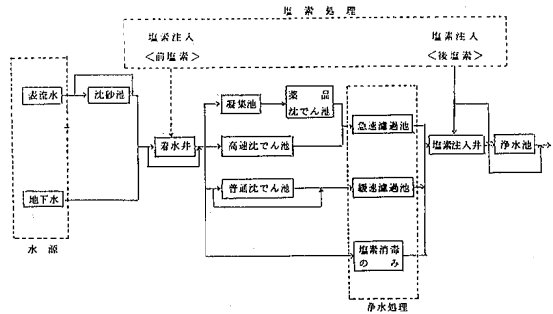


図1 水道施設の概要

表2 環境要因の分布状態 N = 73

環境要因	平均値	標準偏差	変動係数	相対変動係数
第1次産業 男	41.0	16.8	40.1	1.61
就業者割合 女	48.0	16.5	34.1	1.35
製造業 男	11.0	4.9	44.5	1.75
就業者割合 女	15.6	6.3	40.4	1.75
個人所得	568.2	95.9	16.9	0.66
人口移動率	10.5	4.8	45.7	1.79
海拔	34.8	52.1	149.7	3.93
水道水中TTHM	13.1	10.2	77.9	2.59

注) 相対変動係数 = $\frac{\text{平均値} \pm 1.96 (\text{標準偏差})}{\text{平均値}}$ 間の差

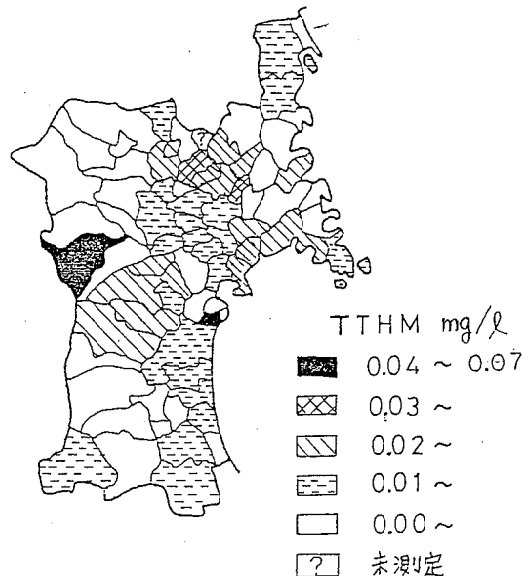


図2 市町村別水道水中のTTHM年間平均値の分布

社会環境を示すと考えられる項目間では、その絶対値が大きく、正あるいは負の有意な相関が認められ、社会環境の多面性を示している。一方、自然環境(海拔)および水道水環境(水道水中TTHM)は絶対値が小さく、相関性は認められなかった。

表3 環境要因相互間の相関

N=73

環境要因	生産業就業者割合		個人所得	人口移動率	海拔	水道水中TTHM
	男	女				
第1次産業就業者割合	男 -.66**	女 -.43**	-.45**	.67**	.03	-.09
製造業就業者割合			.41**	.24*	-.08	-.08
個人所得			.27**	.05	-.10	-.16
人口移動率				.27*	-.05	.02
海拔					.02	.28*
水道水中TTHM						-.22

*: P < 0.05 **: P < 0.01

3.2 ガン死亡率と環境要因の関連性

3.2.1 ガン死亡率と環境要因の関連

各ガン部位の死亡率と6項目の環境要因との関連性について、相関係数を求めて検討した。その結果を表4に示した。

有意な相関関係を示した死亡率は男女6部位であった。

- ①全ガン 女での第1次産業就業者割合との間に負の相関が認められた。
- ②食道ガン 男の場合で、海拔と負の相関関係が認められた。
- ③肝ガン 女の場合であって、第1次産業就業者割合と正の相関、人口移動率および海拔と負の相関が認められた。
- ④肺ガン 男女ともに相関性が認められ、男の場合は、個人所得と正の相関、海拔と負の相関関係があり、一方、女の場合には人口移動率との間に正の相関関係があった。

肺ガンに対して、個人所得と人口移動率のような都市化という要因が関連していることがわかる。

⑤乳房 第1次産業就業者割合との間に負の相関関係が認められた。

⑥白血病 男女ともに海拔との間に負の相関関係を認めた。

3.2.2 重回帰分析

各部位ガン死亡率を目的変量とし、6項目の環境要因を説明変量とした重回帰式を用いて分析を行った。その結果について、重相関係数と標準化回帰係数を表5に示した。

男女ともに各死亡率の重相関係数は、0.14~0.55であり、その寄与率は0.02~0.30と大きいとはいえない。

回帰性の検定による有意な重回帰式は、男3部位女1部位の計4部位ガンであって、これ等回帰式における各要因の標準化回帰係数をみると以下のとおりである。

①食道ガン 男の場合の海拔が負の影響を与える傾向にある。

表4.1 ガン部位死亡率と環境要因の単相関係数(男) N=73

ガン部位	環境要因					
	第1次産業就業者割合	製造業就業者割合	個人所得	人口移動率	海拔	水道水中TTHM
全	.05	.02	.03	-.08	-.26	-.10
食道	.07	-.03	.04	-.08	-.41**	-.03
胃	-.08	.20	-.16	-.03	-.00	-.02
肝	.11	-.22	-.09	-.12	-.12	.05
膵	.02	-.01	.06	-.03	-.11	.01
肺	.01	.01	.42**	-.06	-.27*	.00
白血病	-.13	.16	.09	-.13	-.33**	-.10

*: P < 0.05 **: P < 0.01

表4.2 ガン部位死亡率と環境要因の単相関係数(女) N=73

ガン部位	環境要因					
	第1次産業就業者割合	製造業就業者割合	個人所得	人口移動率	海拔	水道水中TTHM
全	-.34**	.15	.20	.13	-.07	.06
食道	.01	-.01	.14	-.05	-.18	-.10
胃	-.05	-.03	-.08	-.00	-.02	-.11
肝	.33**	.06	-.14	-.28*	-.26*	.16
膵	-.03	.09	-.06	.06	.14	.10
肺	-.23	.05	.12	.26*	-.20	.18
乳房	-.26*	.20	.19	.05	.04	-.08
子宮	-.19	.13	.03	.03	.19	-.07
白血病	-.20	.19	.24	.02	-.26*	-.00

*: P < 0.05 **: P < 0.01

表5.1 標準化回帰係数(男) N=73

ガン部位	SMR人口10万対	重相関係数R	寄与率R ²	標準化回帰係数					
				第1次産業就業者割合	製造業就業者割合	個人所得	人口移動率	海拔	水道水中TTHM
全	102.1	.31	.09	.07	.02	.04	-.02	-.28*	-.14
食道	149.0	.43*	.18	.06	-.05	.03	-.01	-.42**	-.01
胃	95.9	.34	.12	-.08	.29**	-.31**	-.07	-.00	-.01
肝	89.7	.30	.09	-.24*	-.33**	-.02	-.20	-.13	.03
膵	109.3	.14	.02	.04	-.02	.08	-.02	-.11	.00
肺	103.0	.55**	.30	.13	-.14	.65**	-.07	-.25*	-.00
白血病	102.5	.42*	.18	.06	.12	-.02	-.19	-.36**	-.20

*: P < 0.05 **: P < 0.01

表5.2 標準化回帰係数(女) N=73

ガン部位	SMR人口10万対	重相関係数R	寄与率R ²	標準化回帰係数					
				第1次産業就業者割合	製造業就業者割合	個人所得	人口移動率	海拔	水道水中TTHM
全	85.7	.37	.14	-.51**	-.02	-.12	-.13	-.03	.08
食道	144.4	.31	.10	-.25*	-.02	.30**	-.05	-.21*	-.15
胃	80.8	.24	.06	-.34**	-.10	-.28**	-.07	-.05	-.12
肝	76.1	.52**	.27	.51	.22*	-.17	-.10	-.23*	.15
膵	118.0	.25	.06	-.09	.13	-.15	.01	.17	.13
肺	105.4	.36	.13	-.13	-.03	-.05	.15	-.18	.11
乳房	81.5	.30	.09	-.29*	.09	-.02	-.10	.06	-.04
子宮	66.7	.34	.11	-.44**	.04	-.25*	-.14	.20	-.01
白血病	108.3	.36	.13	-.04	.10	.17	-.05	-.24*	.02

*: P < 0.05 **: P < 0.01

②肝ガン 女の場合であって、第1次産業就業者割合および製造業就業者割合が正の影響、海拔が負の影響を与える傾向にある。

③肺ガン 男の場合で、個人所得が正の影響を与え、海拔が負の影響を与えている傾向にある。

④白血病 男の場合の海拔が負の影響を与える傾向にある。

県全体でみると、ガン死亡に関する環境要因としては、自然環境（海拔）、社会環境（職業・個人所得）が認められ、これ等の要因がガン死亡の差に関係していることがわかった。

3.3 水道施設にみたガン死亡率と環境要因

3.3.1 水源別

主たる水道施設について、その水源を表流水とする市町村群（以下表流水群と記す）と地下水とする市町村群（以下地下水群と記す）とに分類した。なお、表流水と地下水の混合の場合には表流水としている。水源群別の死亡率を表6、群別環境要因を表7に示した。

①ガン死亡率

表流水群と地下水群の間で有意差を認めた部位は、男女ともに全ガンのみであった。

②環境要因

表流水群と地下水群の間で有意差を認めた環境要因は4項目あった。すなわち、女の製造業就業者割合、個人所得、人口移動率そして水道水中TTHMであった。

③水道原水

水源間で有意な差が認められた原水水質は、 $KMnO_4$ 消費量であり、表流水群が地下水群よりも高い。

④ガン死亡率と環境要因

水源群間で有意差を認めた男女の全ガンについて、環境要因との関連性をみると、地下水群の女の製造業就業者割合（ $r = 0.593$, $P < 0.05$ ）に認められたのみであった。

3.3.2 浄水処理別

市町村の主たる水道施設について、浄水処理として急速濾過を行う市町村群（以下急速濾過群と記す）、緩速濾過を行う市町村群（以下緩速濾過群と記す）、滅菌のみを行う市町村群（以下滅菌群と記す）そして除鉄除マンガン処理等を行う市町村群（以下他群と記す）に分類した。浄水処理群別死亡率を表8、群別環境要因を表9に示した。

①ガン死亡率

浄水処理群間で有意な差を認めた部位は男の食道ガンおよび膀胱ガン、女の全ガンの計3部位である。このうち、男の食道ガンでは、滅菌群が急速濾過群および緩速濾過群との間に有意差があり（ $P < 0.05$ ）、膀胱ガンでは緩速濾過群が急速濾過群および滅菌群との間に有意差があることが認められた（前者 $P < 0.01$ 、後者 $P < 0.05$ ）。

表6 水源別SMR

表流水群：61市町村
地下水群：12市町村

ガン	水源	男		女	
		SMR	t-値	SMR	t-値
全ガン	表流水群	103.1	54.84**	87.3	8.57**
	地下水群	69.9		77.7	
食道ガン	表流水群	145.7	1.87	149.4	0.94
	地下水群	120.1		118.5	
胃ガン	表流水群	96.7	0.37	81.7	0.60
	地下水群	92.4		75.9	
肝ガン	表流水群	90.7	0.30	75.6	0.02
	地下水群	84.3		78.3	
膀胱ガン	表流水群	110.4	0.20	118.6	0.03
	地下水群	103.3		115.0	
肺ガン	表流水群	105.5	1.49	108.0	1.03
	地下水群	90.2		92.4	
乳ガン	表流水群	—	—	82.4	0.22
	地下水群	—		76.6	
子宮ガン	表流水群	—	—	66.8	0.003
	地下水群	—		66.3	
白血病	表流水群	106.5	1.76	109.8	0.19
	地下水群	82.0		100.6	

表7 水源別環境要因

水源		表流水	地下水
市町村数		61	12
環境要因	第1次産業男	39.5	48.6
	就業者割合女	46.6	57.2*
	製造業男	11.2	9.8
	就業者割合女	15.4	16.3
	個人所得	578.1	517.8*
	人口移動率	10.8	9.1*
	海拔	28.0	69.7
水道水中TTHM		14.6	5.5**
市町村数		31	16
水道原水	濁度	11.4	5.8
	色度	12.0	7.6
	$KMnO_4$ 消費量	5.2	3.0*
	原水中塩素注入量	4.08	4.81

備考 濁度・色度：度， $KMnO_4$ 消費量：mg/l，
原水中塩素注入量：kg/千m³
*：P < 0.05 **：P < 0.01

②環境要因

浄水処理群間で有意差を認めた環境要因は、男の第1次産業就業者割合、男女の製造業就業者割合そして水道水中TTHMの3項目であった。

③水道原水

急速濾過群において、水道原水中濁度、色度そして $KMnO_4$ 消費量が他の群に比較すると高い傾向にあるが、有意差は認められなかった。

④ガン死亡率と環境要因

浄水処理群間で有意差を認めた男の食道ガン・膀胱ガン

表 8 浄水処理別 SMR

I: 急速濾過群 51市町村
 II: 緩速濾過群 8市町村
 III: 滅菌群 9市町村
 IV: 他 群 4市町村

ガン部位	浄水処理	男		女	
		SMR		SMR	
全ガン	I	103.4		85.6	
	II	98.8		83.2	I > IV*
	III	99.7		82.2	
	IV	96.9		80.6	
食道ガン	I	157.4		141.8	
	II	135.3	I > III**	194.6	
	III	74.4	II > III*	126.6	
	IV	139.0		106.7	
胃ガン	I	99.0		83.3	
	II	83.0		73.2	
	III	117.7		80.9	
	IV	92.1		71.7	
肝ガン	I	93.6		76.8	
	II	119.2		67.2	
	III	92.5		70.2	
	IV	102.0		85.8	
膵ガン	I	112.4		116.3	
	II	167.0	II > I**	157.2	
	III	97.3	II > III*	95.6	
	IV	117.2		126.0	
肺ガン	I	99.6		111.6	
	II	82.2		73.5	
	III	97.4		115.8	
	IV	84.5		85.4	
乳ガン	I	—		78.9	
	II	—		93.6	
	III	—		95.9	
	IV	—		64.7	
子宮ガン	I	—		67.4	
	II	—		47.7	
	III	—		81.2	
	IV	—		69.7	
白血病	I	101.1		106.3	
	II	94.5		116.3	
	III	102.4		92.6	
	IV	144.5		111.3	

*: P < 0.05 **: P < 0.01

と女の全ガンの3部位について、環境要因との関係を見ると、これ等部位のうち男の食道ガンと海拔の間で負の相関関係が急速濾過群と緩速濾過群に対して認められた(前者 $r = -0.395$, 後者 $r = -0.917$ 両者ともに $P < 0.01$)。

なお、急速濾過群のみが51市町村で、他の浄水処理群は市町村数が少ないことを考慮する必要があり、今後は例数を増やす等を行って検討して行きたい。

3.3.3 塩素処理別

市町村の主たる水道施設における塩素処理について、塩素注入の位置によって前塩素処理(後塩素処理との併用

表 9 浄水処理別環境要因

浄水処理	急速濾過	緩速濾過	滅菌のみ	他	
市町村数	51	8	9	4	
環境要因	第1次産業 男	37.9	4.5	42.7	41.3
	就業者割合 女	48.0	0.3	51.5	39.0
	製造業 男	11.3	7.7	11.1	15.5
	就業者割合 女	14.9	5.0	16.9	23.0
	個人所得	561.2	620.8	533.9	619.3
	人口移動率	10.9	11.0	9.9	7.9
	海抜	27.1	83.3	44.3	21.0
水道水中TTHM	15.9	6.6	5.6	9.3	
市町村数	33	5	5	4	
水道濁度	濁度	11.6	7.6	1.4	4.4
	色度	12.5	3.9	4.1	10.1
原水	KMnO ₄ 消費量	5.1	3.0	1.9	4.4
	原水中塩素注入量	4.27	2.66	5.74	9.25

備考 濁度・色度: 度, KMnO₄消費量: mg/ℓ, 原水中塩素注入量: kg/千m³

表 10. 塩素処理別 SMR

前塩群: 40市町村
 後塩群: 32市町村

ガン	塩素処理方法	男		女	
		SMR	t-値	SMR	t-値
全ガン	前後	103.3		87.9	
		100.6	.62	83.7	3.59
食道ガン	前後	153.4		143.1	
		143.0	.52	144.8	.02
胃ガン	前後	89.9		81.4	
		92.5	.24	81.0	.003
肝ガン	前後	91.1		75.4	
		87.3	.18	75.3	.0002
膵ガン	前後	110.8		117.9	
		109.4	.01	119.9	.12
肺ガン	前後	98.9		110.9	
		105.0	.45	100.7	.70
乳ガン	前後	—		78.4	
		—	—	86.3	.54
子宮ガン	前後	—		63.9	
		—	—	71.0	.98
白血病	前後	112.2		117.5	
		91.4	2.24	91.6	6.65*

*: P < 0.05

を含む)を行う市町村群(以下前塩群と記す)と後塩素処理を行う市町村群(以下後塩群と記す)に分類した。この他に、中間塩素処理を行う市町村が1町あるが、今回は除外した。塩素処理群別死亡率を表10、群別環境要因を表11に示した。

①ガン死亡率

塩素処理群間で有意差を認めた部位は、女の白血病のみであった。

表 11 塩素処理別環境要因

塩素処理		前塩	後塩
市町村数		40	32
環境要因	第1次産業 男	35.3	47.2 **
	就業者割合 女	45.3	51.8
	製造業 男	11.9	10.1
	就業者割合 女	14.7	16.7
	個人所得	575.0	558.4
	人口移動率	11.7	9.2 *
	海拔	22.2	51.4 *
水道水中 TTHM		16.3	9.3
市町村数		31	16
水道原水	濁度	11.4	6.3
	色度	12.6	7.0
	KMnO ₄ 消費量	5.0	3.6
	原水中塩素注入量	5.02	3.37

備考 濁度・色度：度，KMnO₄消費量：mg/ℓ，
原水中塩素注入量：kg/千m²

②環境要因

塩素処理群間で有意差を示した環境要因は3項目で、男の第1次産業就業者割合、海拔および人口移動率であった。

③水道原水

塩素処理群間で有意差が認められた水質項目はなかった。

④ガン死亡率と環境要因

塩素処理群間で有意差を認めた女の白血病について、この部位との相関を認めた環境要因はみられなかった。

3.3.4 水道施設

各水道施設では、水源の水質に応じた浄水処理を行い、塩素消毒が実施されている。3.3.1から3.3.3までは、施設の構成別に検討した。本節では、実際の水道施設に即して、市町村数が比較的まとまっている市町村群4群に分類した。すなわち、表流水を急速濾過する前塩群、表流水を急速濾過する後塩群、表流水を緩速濾過する後塩群および地下水の滅菌のみの後塩群である。水道施設群別死亡率を表12、群別環境要因を表13に示した。

①ガン死亡率

水道施設群間で有意差を認めた部位は、男の胃ガンと肺ガン、女の子宮ガンと白血病の計4部位である。男の場合は、両ガンともに表流水を緩速濾過する後塩群の間で有意差が認められ、一方、女の場合には、両ガンともに表流水を急速濾過する前塩群と表流水を急速濾過する後塩群の間で有意差が認められた。

②環境要因

水道施設群間で有意差を認めた環境要因には次の5項目であった。すなわち、

(a)第1次産業就業者割合 男の場合であって、表流水を

表 12 水道施設別SMR

性別	男				女				
	表流水		地下水		表流水		地下水		
浄水処理	急速濾過	緩速濾過	滅菌	滅菌	急速濾過	緩速濾過	滅菌	滅菌	
塩素処理	前塩	後塩	後塩	後塩	前塩	後塩	後塩	後塩	
市町村数	36	12	6	5	36	12	6	6	
ガン部位	全	104.1	102.4	103.8	99.9	89.2	85.9	82.2	83.4
	食道	158.2	157.8	155.4	123.9	145.2	143.9	236.8	151.9
	胃	100.1	96.4	78.9	87.3	81.8	89.1	74.8	75.8
	肝	90.0	100.0	84.8	73.7	78.1	68.5	74.0	80.3
	肺	111.2	112.5	105.1	116.6	116.7	116.9	137.7	100.0
	乳房	-	-	-	-	80.3	78.6	96.2	90.6
	子宮	-	-	-	-	66.0	76.1	43.5	87.3
	白血病	111.0	72.6	104.3	90.1	114.8	72.5	134.5	90.4

表 13 水道施設別環境要因

水	源	表流水			地下水
		急速濾過	緩速濾過	滅菌	
浄水処理		急速濾過	緩速濾過	滅菌	
塩素処理		前塩	後塩	後塩	後塩
市町村数		36	12	6	6
環境要因	第1次産業 男	35.7	43.1	61.3	47.5
	就業者割合 女	45.9	52.5	53.1	55.9
	製造業 男	11.8	9.9	6.4	8.9
	就業者割合 女	14.7	15.0	14.9	15.8
	個人所得	571.6	554.3	628.5	516.8
	人口移動率	11.5	9.6	7.9	9.7
	海拔	21.5	40.1	51.7	72.7
水道水中 TTHM	17.4	14.8	5.2	6.7	
市町村数		21	3	4	3
水道原水	濁度	12.9	11.7	8.6	1.5
	色度	14.1	11.6	3.3	3.0
	KMnO ₄ 消費量	5.3	5.4	3.0	2.0
	原水中塩素注入量	5.59	1.56	2.21	0.71

備考 濁度・色度：度，KMnO₄消費量：mg/ℓ，
原水中塩素注入量：kg/千m²

緩速濾過する後塩群と表流水を急速濾過する前塩群および後塩群との間で有意差が認められた(両者P<0.01)。
(b)個人所得 表流水を緩速濾過する後塩群と地下水の滅菌のみの後塩群との間で有意差が認められた(P<0.05)。
(c)人口移動率 表流水を緩速濾過する後塩群と表流水を急速濾過する前塩群および地下水の滅菌のみの後塩群との間に有意差が認められた(前者P<0.05,後者P<0.01)。
(d)海拔 地下水の滅菌のみの後塩群と表流水を急速濾過する前塩群との間で有意差が認められた(P<0.05)。
(e)水道水中TTHM 表流水を急速濾過する前塩群と表流水を緩速濾過する後塩群および地下水の滅菌のみの後塩群との間で有意差が認められた(前者P<0.01,後者P<0.05)。

表14 標準化回帰係数

性	水道施設			市町村数	ガン部位	SMR 人口 10万対	寄与率 R ²	標準化回帰係数					
	水源	浄水 処理	塩素 処理					第1次産 業就業者 割合	製造業就 業者割合	個人所得	人口 移動率	海抜	水道水中 TTHM
男	表流水	-	-	61	食道	154.7	.21	.04	.12	-.13	-.07	-.44**	-.13
	地下水	-	-	12	肺	90.2	.94	.81	.49	.31	-.33	-.62*	.10
	-	-	後塩	32	肺	105.0	.50	-.32	.47	.66	-.11	-.23*	.10
	表流水	急速	後塩	12	食道	157.8	.86	1.69	-1.44*	.14	-.18	-1.33**	-.21
女	表流水	-	-	61	肝	75.6	.28	.62**	.17	.23	-.04	-.18	.07
	地下水	-	-	12	食道	118.5	.86	-1.45**	-1.78**	.01	.41	-.18	1.06**
	-	急速	-	51	肝	76.8	.28	.69*	.23	.22	-.04	-.02	.06
	-	緩速	-	8	子宮	47.7	.98	1.62**	1.44**	-.23**	1.57**	-.82**	.19**
	-	-	前塩	40	肝	75.4	.37	.75**	.23	.24	-.02	-.08	.12
	-	-	後塩	32	白血病	91.6	.44	-.73*	-.21	.13	-.33	-.10	.12
	表流水	急速	前塩	36	肝	78.1	.40	.78**	.32	.28	-.09	-.04	.08

*: P < 0.05 **: P < 0.01

③水道原水

水道施設群間で有意差を認めた項目は、濁度、色度そして原水中塩素注入量であり、表流水を急速濾過する前塩群がこれ等3項目すべてに有意に高いことを認めた (P < 0.05)。

④ガン死亡率と環境要因

施設群間では、男の胃ガンと肺ガン、女の子宮ガンと白血病の計4部位が有意差を認めたが、これ等の部位と相関を認めた環境要因はなかった。

なお、市町村数が少ない群があるので、今後は例数を増やして検討する必要がある。

3.3.5 重回帰分析

水道施設を構成する形態別および実際に即した施設別に分類した市町村群に対して、ガン部位死亡率を目的変数とし、環境要因を説明変数とする重回帰分析を行った。その結果のうち、回帰性の検定による有意な重回帰式を表14に示す。

有意な重回帰式は男女5部位11式であり、男の場合は食道ガン(2式)と肺ガン(2式)で、一方女の場合は食道ガン(1式)、肝ガン(4式)、子宮ガン(1式)そして白血病(1式)であった。

これ等の重回帰式においては、各ガン部位死亡率の重相関係数は0.46~0.99で、その寄与率は0.21~0.98と広い。

有意な重回帰式11式の5部位ガン死亡率に対する環境要因の標準化回帰係数をみると次のとおりである。

①食道ガン 男の場合には、表流水群および表流水を急速濾過する後塩群において海抜が有意に負であり、更に後者の群では製造業就業者割合が有意な負の傾向を認めた。一方、女の場合は、地下水群のみにみられ、第1次産業就業者割合と製造業就業者割合が有意な負の傾向を

して水道水中TTHMは有意な正の傾向を認めたが、地下水群が12市町村ということを見ると、今後市町村数を増やして検討する必要がある。

②肺ガン 男の場合のみにみられ、地下水群および後塩群に対していずれも海抜が有意な負の傾向を示していた。

③肝ガン 女のみにみられ、表流水群、急速濾過群、前塩群そして表流水を急速濾過する前塩群に対して、第1次産業就業者割合が有意な正の傾向を認めた。このことは、これ等4群に対して第1次産業就業者割合という職業に共通する他の要因が存在していることが推察できる。

④子宮ガン 女の緩速濾過群において、環境要因6項目すべてがそれぞれ有意な正負の傾向を示しているが、群内の市町村数が8市町村と少ないことを考慮すると、今後検討が必要であろう。

⑤白血病 女の場合のみにみられ、後塩群に対して第1次産業就業者割合が有意な負の傾向を認めた。

水道施設でみると、ガン死亡に関連する環境要因としては、職業(第1次産業就業者・製造業就業者割合)、海抜(自然環境)および水道水中TTHMが認められ、これ等の要因が水道施設別のガン死亡の差に関係していることがわかった。

なお、8~12市町村というように市町村数が少ない群において、ガン死亡と環境要因との関連性については、今後は市町村数を増やして検討する必要がある。

4. ま と め

ガン死亡率と水道水等の環境要因との関連性について、水道水を供給する水道施設の形態を考慮して統計的解析を試みた。その結果を要約すると次のとおりである。

(1)県全体でみると、ガン死亡に関連する環境要因には、海抜、職業および個人所得があった。

(2) 水源群間で有意差を認めた部位は男女の全ガンで、地下水群の女の製造業就業者割合との間に正の関連性を認めた。

(3) 浄水処理群間で有意差を認めた部位は男の食道ガン・膀胱ガンと女の全ガンの3部位で、男の場合の食道ガンは急速濾過群と緩速濾過群で海拔との間に負の関連性を認めた。

(4) 塩素処理群間で有意差を認めた部位は、女の白血病であったが、環境要因との関連性は認められなかった。

(5) 水道施設群間で有意差を認めた部位は男の胃ガン・肺ガンと女の子宮ガン・白血病の4部位であるが、環境要因との関連性は認められなかった。

(6) 水道施設でみると、ガン死亡に関連する環境要因としては、職業、海拔および水道水中TTHMがあり、これ等の要因が水道施設別のガン死亡の差に関係していることがわかった。

以上により、本県のガン死亡の差には自然環境指標の海拔と社会民力指標の職業との関連性が推察されたが、TTHMとの関連については今後資料を増やし且つ巾広く環境要因を網羅することによって総合的に検討して行きたい。

終わりに、本研究をまとめるにあたり、有益な御助言と御校閲を終始いただきました県環境衛生課入江登志男技術副参事に深謝します。

なお、本研究の一部は、昭和57年度宮城県公衆衛生振興基金の補助を受けて実施した。

参 考 文 献

- 1) Doll R.: Nature, **265**, 589 (1977)
- 2) Wynder E. L. et al.: J. Natl. Cancer Inst., **58**, 825 (1977)
- 3) Rook J. J.: Water Treatment & Examination, **23**, 234 (1974)
- 4) Bellar T. A. et al.: J. AWWA, **66**, 703 (1974)
- 5) Harris R. H. et al.: Consumer Rep., **39**, 436, 538, 623 (1974)
- 6) Marx J. L.: Science, **186**, 809 (1974)
- 7) 浦野紘平: 水道協会雑誌, **548**, 35 (1980)
- 8) 丹保憲仁: 用水と廃水, **23**, 8 (1981)
- 9) 昭和56年3月25日付環水第46号, 厚生省水道環境部長通知: 水道におけるトリハロメタン対策について
- 10) DeRoven T. A. et al.: AJPH, **65**, 8, 10 (1975)
- 11) Page T. et al.: Science, **193**, 55 (1976)
- 12) Kuzma R. J. et al.: AJPH, **67**, 8, 725 (1977)
- 13) Wilkins J. R. et al.: Am. J. Epidemiology, **110**, 41, 420 (1979)
- 14) Carlo G. L. et al.: AJPH, **70**, 5, 523 (1980)
- 15) Marienfield C. J. et al.: J. AWWA, **72**, 649 (1980)
- 16) Wilkins J. R. et al.: Am. J. Epidemiology, **114**, 2, 178 (1981)
- 17) Gottlieb M. S. et al.: Environ. Health Persp., **46**, 169 (1982)
- 18) Kanarek M. S. et al.: Environ. Health Persp., **46**, 179 (1982)
- 19) 総理府統計局: 国勢調査報告(宮城県) 昭和45年, 昭和50年
- 20) 宮城県企画部: 市町村所得統計(昭和48年)
- 21) 厚生省統計情報部編: 人口動態統計(1975)(1980)
- 22) 宮城県衛生部: 県民栄養のすがた(昭和44~53年)
- 23) 国土地理院: 縮尺2万5千分の1地図
- 24) 経済企画庁総合開発局: 縮尺20万分の1土地分類図付属資料(宮城県)(1972)
- 25) 気象庁: 観測所気象年報(昭和44年~53年)
- 26) 宮城県衛生部: 宮城県公害白書(昭和49年度~50年度), 宮城県環境白書(昭和53年度~56年度)
- 27) 宮城県保健環境部: 水道資料(昭和56年度)
- 28) 日本水道協会: 水道維持管理指針(1977)

16. スパイクタイヤによる道路粉じんに関する若干の考察

氏家 愛子 安倍 睦夫* 北村 洋子
加藤 謙一 森 泰明** 狩野 敏郎

1. はじめに

昭和56年1月に、仙台市民の間から冬期の埃っぽさが、スパイクタイヤによる道路摩耗によるものではないかという問題が提起され、当センターでは、昭和56年度以降調査を行って来た。昭和56年度、57年度の調査結果については、それぞれ別途報告¹⁾²⁾したところであり、冬期の埃っぽさが、スパイクタイヤによる道路摩耗物の寄与を大きく受けていることがわかった。

この冬期の埃っぽい現象が、宮城県では、いつ頃から現われ始めたのか、一般環境大気測定地点での降下ばいじん総量の推移から追って若干の知見が得られた。

また、スパイクタイヤによるアスコンの室内ラベリング試験による摩耗物の粒度分布³⁾および夏期、冬期の道路堆積物、一般土壌の粒度分布の比較から若干の知見が得られたので、合わせて報告する。

2. 調査方法

降下ばいじんは、昭和38年11月から昭和58年3月までの一般環境大気測定地点の測定結果および昭和57年度の道路粉じん調査結果²⁾を用いた。また、気仙沼市の降下ばいじんは、気仙沼市役所のを、迫町および松島町の降下ばいじんは、県土木部の測定結果を用いた。

道路堆積物および一般土壌の粒度分布は、既報¹⁾に示した方法で調査した。

3. 結果および考察

降下ばいじんの一般環境大気測定地点から、国道4号線および国道45号線沿いの2地点（いずれも建物屋上）と道路からの影響の少ない2地点（浄水場と建物屋上）を選び、降下ばいじん総量の昭和38年11月から昭和58年3月までの推移を図1に示した。

降下ばいじんは、自己の重量や雨によって沈降するばい煙、粉じん等の不純物を捕集するものであり、石炭を主燃料としていた時代には、石炭燃焼によるばい煙が大きな寄与をしていた。そこで、図2に石炭および重油の消費量⁴⁾の推移を示した。この消費量は、東北六県の、ばい煙発生源となる鉱業、製造業およびガス・電気・水

道業の合計を示したものである。

図1を見ると、降下ばいじん総量は、道路沿いの2地点では、昭和44年頃から減少し、昭和50年頃まではほとんど変動が認められなかった。しかし、再び、昭和51年頃から増加する傾向が見られ、1月から4月に高くなる一山周期の季節変動が認められた。道路からの影響の少ない2地点について見ると、地点3では昭和46年頃まで、地点4については、昭和44年頃まで若干高い値を示し、その後、若干減少して昭和58年までほとんど変動は認められなかった。この昭和40年代前半の降下ばいじん総量は、図2からわかるように、主燃料が石炭であったため高い値を示していたものであり、燃料が重油に転換されるとともに、降下ばいじん総量も減少したのと考えられる。このことから、道路沿い2地点での昭和51年以降の増加は、他の原因によるものであることが伺える。

図3に、スパイクタイヤの販売本数の推移⁵⁾を示した。スパイクタイヤの使用量は年々増加しており、昭和45年の販売量に対し、昭和50年には約2倍、昭和54年には約3倍に増えている。また、地域内で使用しているスノータイヤのうち、スパイクタイヤ使用量は、北海道地区95%以上、東北地区80%程度、その他の地区30~40%であり⁵⁾、宮城県内のスパイクタイヤ使用量の推移も、図3と似た様な傾向であると考えられる。

筆者らは、道路沿いの地点2で捕集した浮遊粒子状物質中のタングステン濃度について、タングステンはスパイクのピンの主成分であり、スパイクタイヤ装着時期の濃度が他の時期の3倍~10倍であること等から、スパイクタイヤによるアスコン舗装道路摩耗の指標として有効であると報告⁶⁾した。このタングステンが冬期に高濃度を示す傾向は、既に昭和51年の冬から現われている。

以上のことから、一般環境大気測定地点の道路沿い2地点における昭和51年以降の冬期の降下ばいじん総量の増加は、スパイクタイヤによる道路摩耗物が大きく寄与しており、現在、社会問題化している冬期の道路粉じんの増加は、昭和51年頃から既に現象化していたと考えられる。

図4に、宮城県内のスパイクタイヤ装着時および非装着時の降下ばいじん総量について、一般環境大気測定地点と道路端の地点の比較を示した。非装着時の11月には、道路端での降下ばいじん量は、一般環境大気測定地点の数倍と若干高い値を示したが、装着時の2月には、道路

* 現 宮城県大崎保健所

** 現 宮城県原子力安全対策室

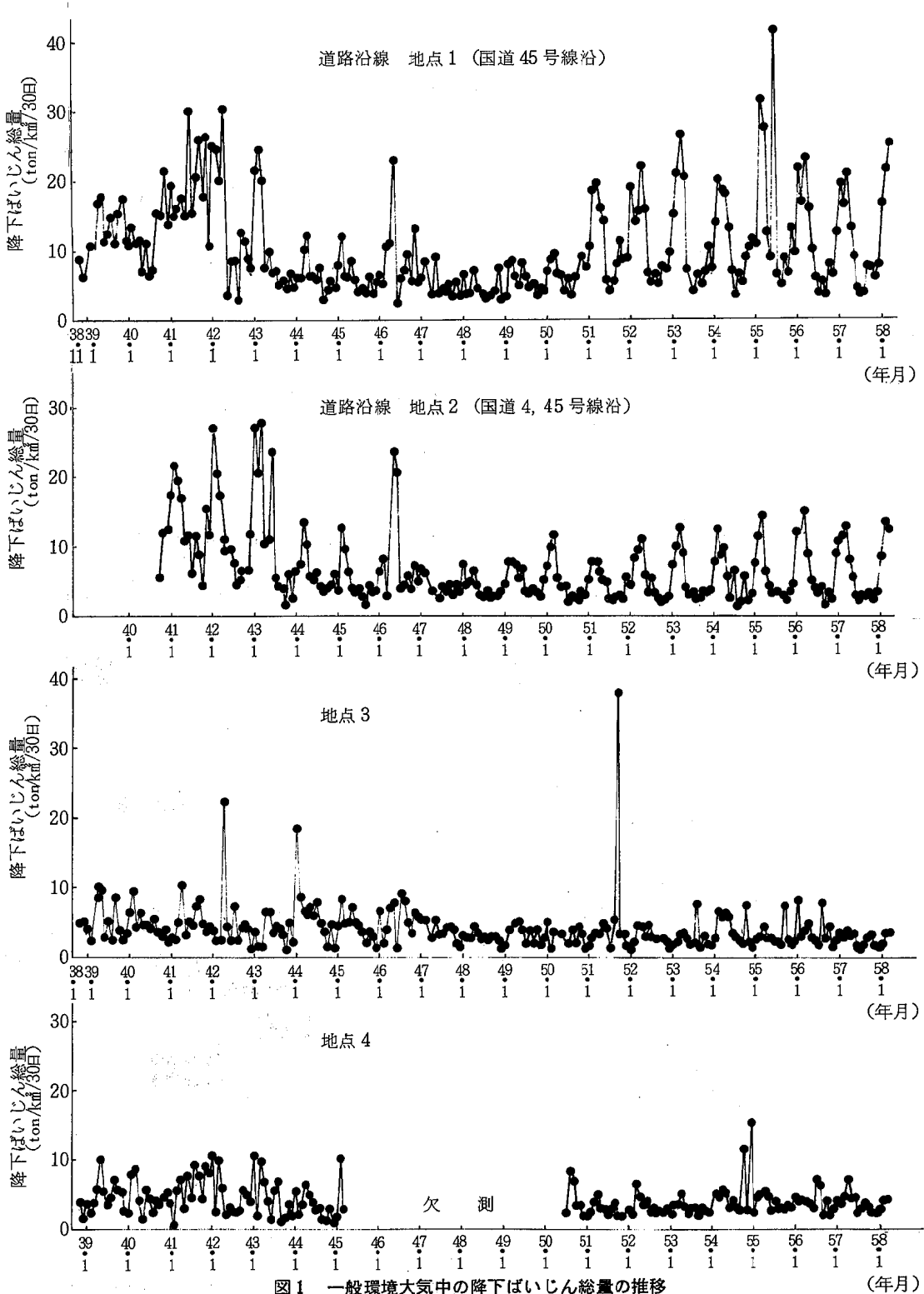


図1 一般環境大気中の降下ばいじん総量の推移
 ダストジャー設置場所 地点1. 建物屋上
 " 2. " "
 " 3. 浄水場
 " 4. 建物屋上

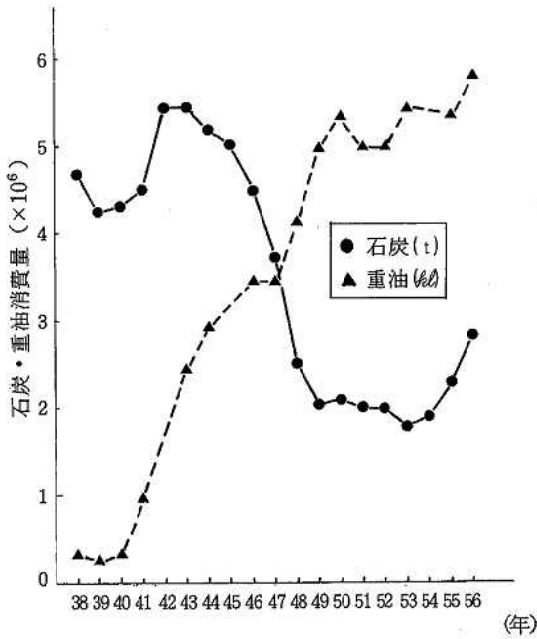


図2 石炭および重油消費量の推移 (東北)

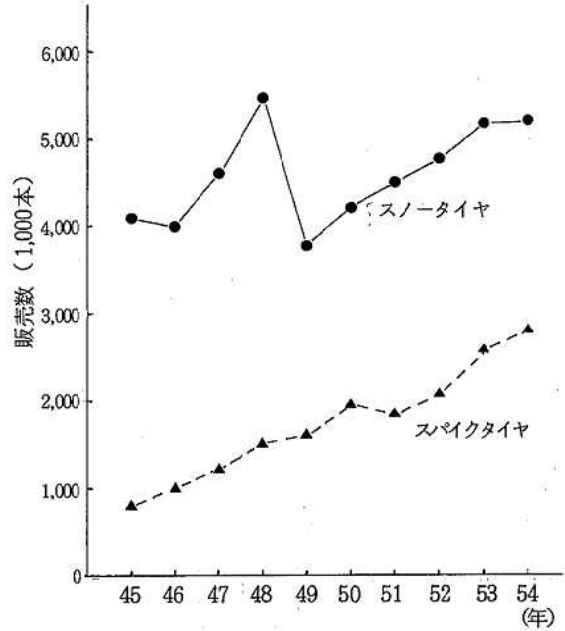


図3 スノータイヤおよびスパイクタイヤの販売本数

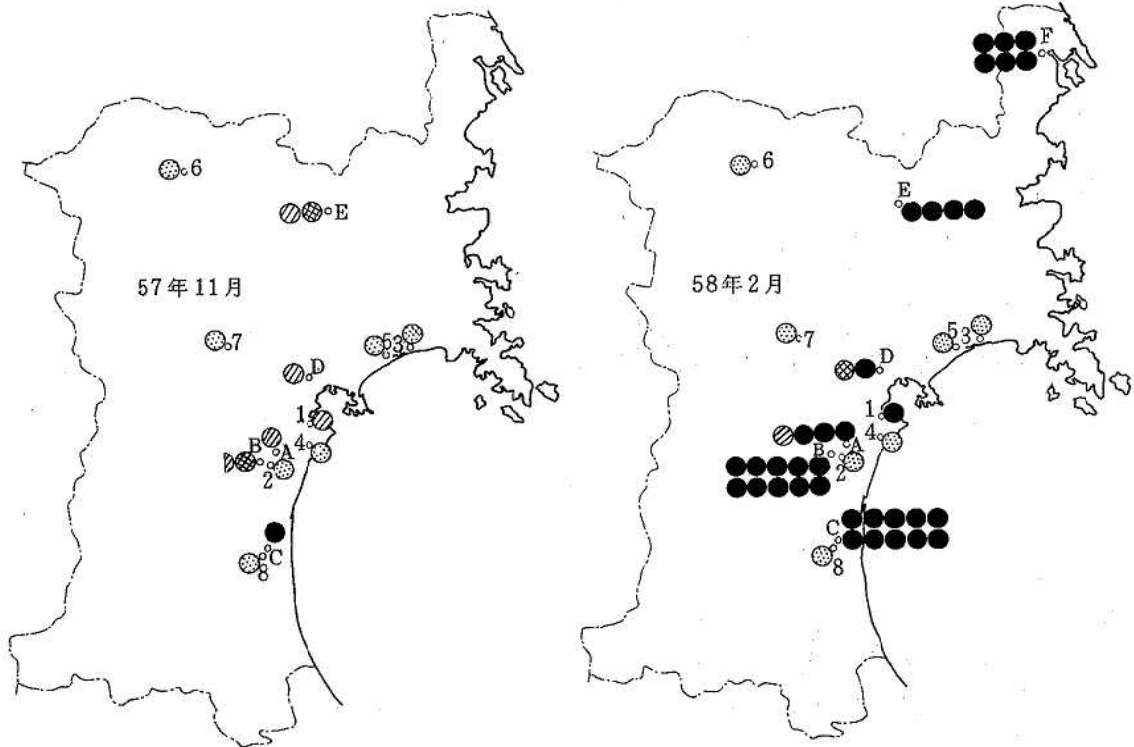


図4 一般環境大気測定点および道路粉じん調査地点における降下ばいじん総量

地点1～8：一般環境大気測定点
 地点A～F：道路粉じん調査地点

○	5 ton/km ³ /30日以下
◐	5 ton/km ³ /30日
●	10 "
●	20 "

端での降下ばいじん量は、一般環境大気測定地点の数十倍以上と非常に高く、この傾向は、仙台市だけでなく県内各地点で同様な傾向を示した。

既報¹⁾で、道路端での冬期の降下ばいじんは、道路堆積物の寄与を大きく受けていることを報告した。この冬期の道路堆積物が、タイヤに付着して未舗装道路から持ち込まれた土壌なのか、スパイクタイヤによって削られた道路摩耗物なのか、粒度分布の比較から追ってみた。

図5に道路堆積物、一般土壌および室内ラベリング試験によるアスコン摩耗物の粒度分布を示した。ラベリング試験は、アスコン供試体を作成して行ったもの³⁾であり、これに対し、現実の道路が年毎の摩耗により、モルタル部分が少なくなっていることを考えると、実際の道路摩耗物では、粒径の小さい方のピークが低くなるのが推定される。しかし、図5からわかるように、スパイクタイヤ装着時の2月の道路堆積物は、スパイクタイヤによる摩耗物の粒径の大きい方のピークとほぼ重なっており、冬期の道路堆積物の大部分が、スパイクタイヤによる摩耗物であることが伺える。また、スパイクタイヤによって削られた粒径40~50ミクロン以下の粒子は、道路堆積物として残るものは少なく、大気中に飛散してしまうものと考えられる。

このスパイクタイヤによるラベリング試験結果から、体内に侵入しやすい粒径ミクロン以下の粒子（浮遊粒子状物質）は、全摩耗量の3~4%程度、粒径40ミクロン以下の粒子（浮遊粉じん）は35~40%程度、粒径600ミクロン以下の粒子では95%以上であった。このことから、道路粉じんの程度を把握するためには、粒径840ミクロン以下を捕集する降下ばいじんの調査を行えば、十分と考えられる。

4. ま と め

以上をまとめると下記のとおりである。

- (1) 一般環境大気中の降下ばいじん総量の推移から、スパイクタイヤによる冬期の道路粉じんの増加は、昭和51年頃から既に現象化していたと推察される。
- (2) 粒度分布から、冬期の道路堆積物は、スパイクタイヤによって削られた道路摩耗物であると考えられる。
- (3) スパイクタイヤによって削られた粒径40~50ミクロン以下の粒子の大部分は、道路に堆積せずに飛散してしまうと考えられる。
- (4) 道路粉じんの程度を把握する手段としては、粒径840ミクロン以下を捕集する降下ばいじんの採取で十分である。

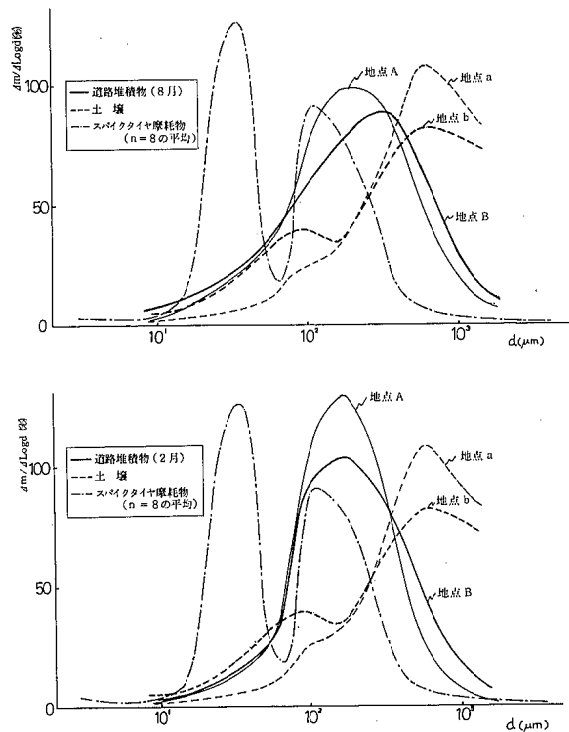


図5 道路堆積物の粒度分布とスパイクタイヤ摩耗物および土壌の粒度分布

参 考 文 献

- 1) 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（中間報告），宮城県公害技術センター（1982）
- 2) スパイクタイヤ装着地域における道路粉じん実態調査報告書（昭和57年度），宮城県保健環境センター（1983）
- 3) 飯島尚，小島逸平 他：道路事業調査報告，建設省土木研究所，P 97（1983）
- 4) 東北通産統計年報，東北指定統計調査員会，昭和39年版~昭和57年版
- 5) 小野田光之：舗装，16，3，19（1981）
- 6) 加藤愛子，小泉俊一 他：宮城県公害技術センター報告，9，42（1981）

17. 柴田町船岡地区におけるNO₂濃度分布 実態調査結果について

北村 洋子 安倍 睦夫* 氏家 愛子
加藤 謙一 森 泰明** 狩野 敏郎

1. はじめに

宮城県大気汚染測定局の一つである柴田局でのNO₂の濃度が他の測定局に比べ、高い値を示していることから、柴田町船岡地区におけるNO₂の濃度分布の実態を把握し、自動車排ガスの寄与および大気汚染測定局の代表性等について検討したので報告する。

2. 柴田町の概要

柴田町は宮城県の南部内陸に位置し、東北の中心都市仙台市より南へ25km、福島県と境接する白石市との中間にあり、東西7.5km、南北11km、総面積53.73km²である。地形についてみると、北西部は高館丘陵の南端にあたり猪倉山、愛宕山、羽山、上野山、四保山など、町のまわりはこのような標高100mから200m前後の山々に囲まれた盆地に市街地、農地、森林地帯・工業地帯で形成され、又、白石川が町の中央部を流れ、阿武隈川が町の東南部を東に貫流し、太平洋に注いでいる。

人口32,106人、世帯数8,839(昭和55年1月1日現在)である。

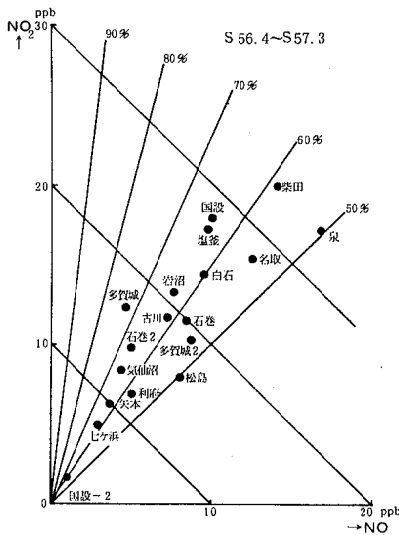


図1 宮城県内の各測定局におけるNOとNO₂年平均濃度の関係

3. 県設置の大気汚染測定局における柴田局の窒素酸化物濃度の占める位置について

昭和56年4月から昭和57年3月までの大気汚染測定局の年平均値についてNOとNO₂の値を図1に示す。これによると、県設置の測定局の中でも、柴田局のNO₂の濃度は一番高く、NOの濃度は泉局に次いで高く、NO_x濃度は泉局とはほぼ同じ位高い。柴田局における昭和56年度の窒素酸化物の月平均値の濃度を図2に示す。これによると、7月は、NO、NO₂濃度とも年間を通じ一番低い値を示しており、NO₂/NO_xは約65%である。11月は、NO_x濃度は、12月に次いで高い値を示しており、NO₂/NO_xは55%以下になっている。柴田局における年平均値を高くしているのは、11月から2月までの冬場の高濃度によるものと考えられる。

4. 柴田局における風向・風速別の汚染物質の濃度について

昭和56年4月から昭和57年3月までの1年間の柴田局での測定値について、風向、風速別による平均濃度およ

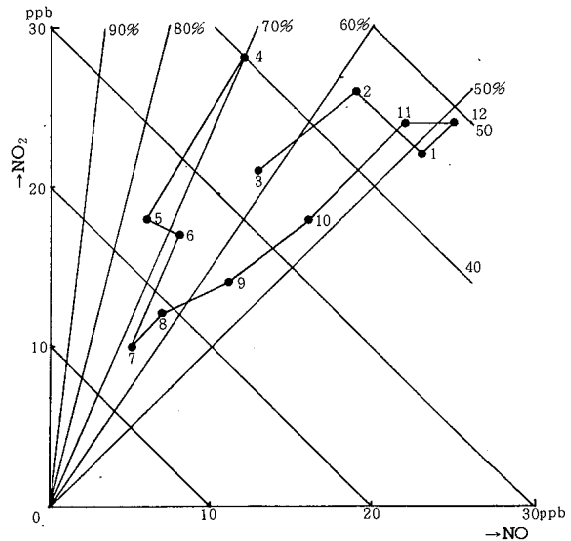


図2 昭和56年度の柴田局における窒素酸化物濃度(NO, NO₂, NO_x, NO₂/NO_x)の月平均値

* 現 宮城県大崎保健所

** 現 宮城県原子力安全対策室

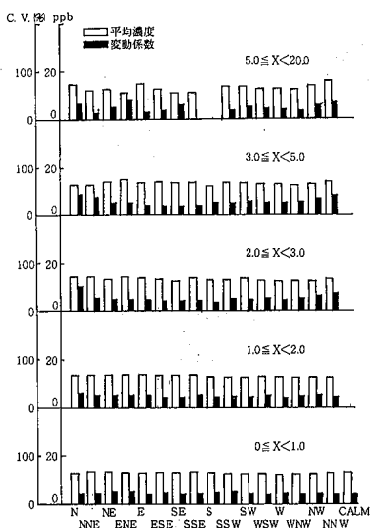


図3 SO₂の風向・風速別平均濃度および変動係数

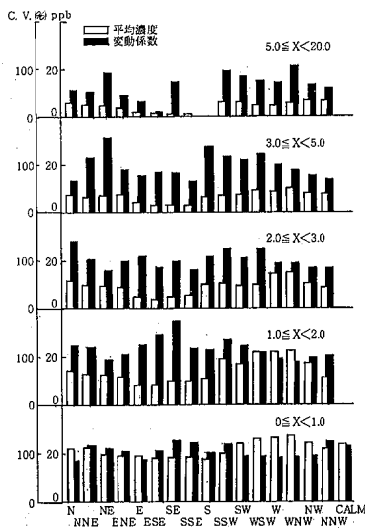


図4 NOの風向・風速別平均濃度および変動係数

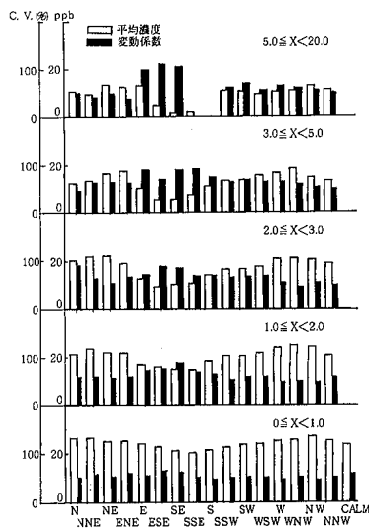


図5 NO₂の風向・風速別平均濃度および変動係数

び変動係数を求めた。項目はSO₂, NO, NO₂で各々を図3, 図4, 図5に示す。NOについてみると風速0~0.9 m/secでいずれの風向の時も平均値は高い値を示しており、特にN, NNE, SW~NNWの風向の時、高い値を示している。1.0 m/secより大きくなるといずれの風向の時も平均濃度は低くなるが、その中でも相対的にN~ENE, S, SSW~NNWの風向の時の平均濃度が高い値を示している。NO₂についてもNO同様、風速0~0.9 m/secでいずれの風向の時も平均値は高い値を示している。又、NO同様、1.0 m/secより大きくなると、いずれの風向の時も平均濃度は低くなるが、その割合はNO程大きくなく、NOと同様な風向で、相対的に平均濃度が高い値を示している。SO₂については、風速による差および風向による差はほとんど認められない。

変動係数について見ると、NO₂の変動係数は風速0~4.9 m/secぐらいまでは、50~80%ぐらいであり、前述の平均濃度の高い風向のところ、幾分、変動係数が小さいことから相対的に平均濃度の高い風向については、ばらつきが少ない。NOについては、0~0.9m/secの風速の時でもその変動係数は、80~130%と非常にばらつきが大きく更に、風向によるばらつきも大きい。その中でも、平均濃度の高いSW~NW, N, ENEの変動係数が比較的小さい。以上のことより、変動係数が小さく風向・風速に対する依存度があまり大きくないSO₂は比較的広域的な濃度を測定しているのではないかと推察される。この様な観点に立ち、NOとNO₂について考えるとNO, NO₂は風向に対する依存性があり、この風向の風上が主たる発生源ではないかと考えられNO₂の方がNO

より風速に対する依存度が小さいということはNO₂の方がNOよりは等濃度の範囲が広いという事が考えられる。この事はNO₂はNOが酸化した二次汚染物質であり、NO₂自体比較的安定であるという事実からもうかがえる。これに対し、NOが発生源からの一次汚染物質であること、不安定で酸化されやすい事、又、風速依存度が大きく、弱風の時に高濃度である事などより比較的近距离の高濃度の風向の風上に主たる発生源が考えられる。又、変動係数が大きいという事から発生源そのものの状態がかなり変化している事が考えられる。以上より柴田局の北側にある国道4号線からの自動車排ガスが、柴田局の窒素酸化物濃度におよぼす影響は十分に考えられる。

柴田局における昭和56年4月~昭和57年3月までの月ごとの風配図を図6に示すが、これによるとNO, NO₂の濃度の高くなる10月から3月までは西よりの風が卓越しており、特に柴田局では、強風時の西よりの風の占める割合が大きい。この西よりの風が国道4号線を通して来たことにより4号線上の汚染物質を移送したかたちでこの風向の時のNO, NO₂の平均濃度が高くなるものと考えられる。

5. 調査方法および調査期間

5.1 NO₂濃度

東洋濾紙製のフィルターパッチNO₂(以下パーソナルサンプラー法という)を用い、シュルター内に24時間放置し、NO₂濃度の日平均値を求めた。43カ所の設置場所は、この地域を通過している国道4号線からのNO₂の拡散状況を把握すると共に、この国道4号線から約100 m南に位置している役場の5階にある大気

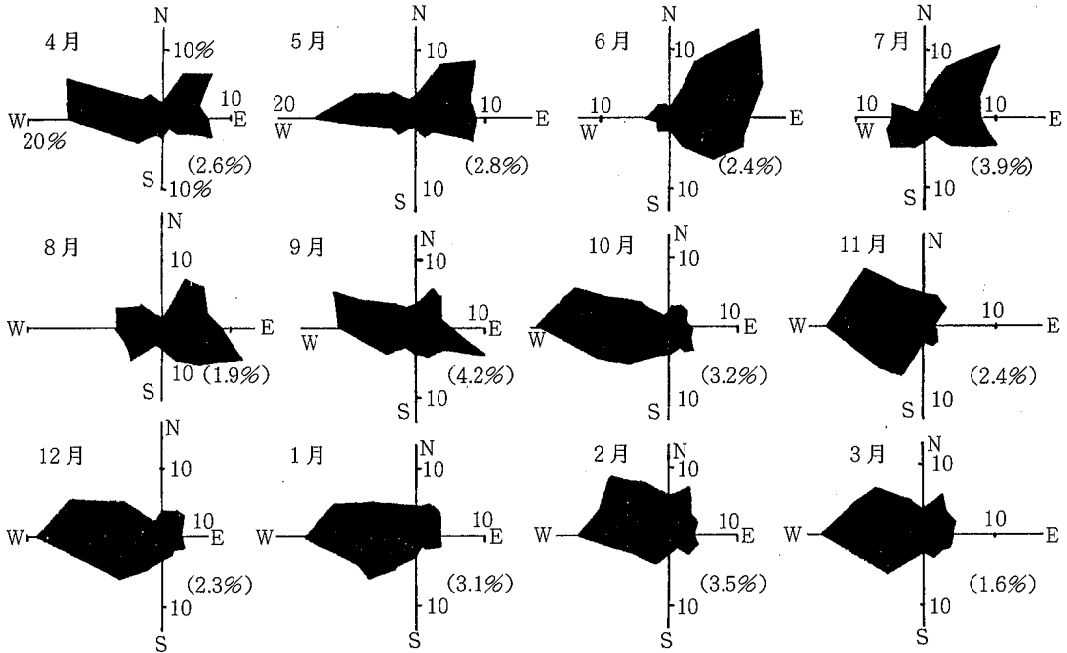


図6 柴田局における風配図 (S56年度)

汚染測定局での測定値が、この地域をどの程度代表し得るかという点について検討するために、国道4号線沿いで、かつ測定局周辺に設置した(図7.1~図7.2)。測定期間は7月19日から7月22日、11月8日から11月11日の各々3日間である。

5.2 自動測定法: 移動測定車(移動車)を設置した。設置場所は、役場より南南西に約830m、海拔43.2m、市街地との高度差約20mの丘陵の北側である(図7.2)。測定項目は、SO₂、NO、NO₂、NO_x、ダスト、オキシダント、THC、風向、風速の9項目である。測定期間は7月、11月の各々1カ月間である。

5.3 気象調査: 仙台大学構内において、(財)日本気象協会東北本部に委託することにより実施した。調査期間は11月9日から11月11日の3日間である。

6. 結果および考察

6.1 調査期間中の気象概況について

パーソナルサンプラー法によるNO₂濃度調査期間中の平均風速および風向頻度を表1に示す。パーソナルサンプラーの設置場所は、ほぼ国道4号線の風下にあったものと思われる。又、11月に実施した気象観測の詳細については、「昭和57年度 柴田地域における気象調査報告書」¹⁾に述べられているが、概略については、11月9日15時には全雲量10になり、11月10日5時過ぎには雨が降り出し、11月11日の調査終了まで降り続いていた。混合層の高度については、顕著ではないが、50~200



図7.1 パーソナルサンプラーによる測定地点

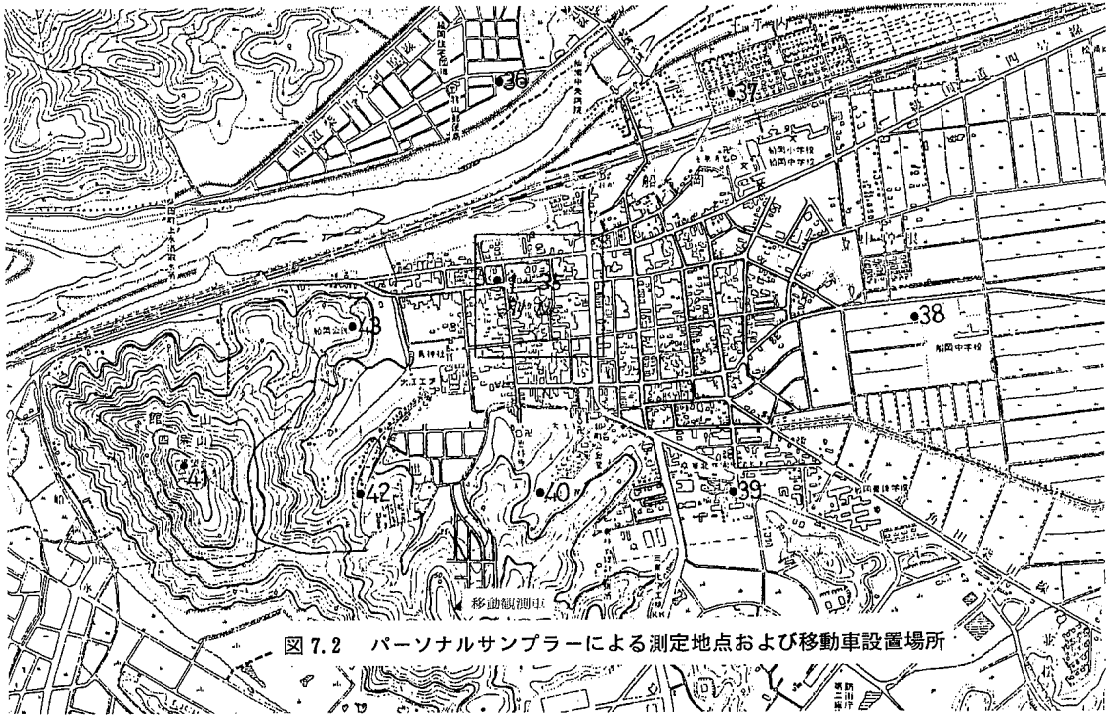


図 7.2 パーソナルサンプラーによる測定地点および移動車設置場所

mの間に観測された。大気安定度は、全期間を通じ中立状態のD型であった。この地域は、複雑な地形をしており、そのため、地表付近の風は、特に、弱風時に複雑な現象を示していると思われ、従って混合層の動きも複雑になるものと推定される。

6.2 交通量について

パーソナルサンプラーによる測定期間中、国道4号線の柴田町槻木四日市場における交通量測定結果は、上・下線の合計台数で1日約3万台前後であり、いずれの日も8時と18時にピークを持つ2山型を示していた。又、昭和57年の月平均値についてみても、7月と11月の差はほとんど認められない²⁾ このことは、おおむね、柴田町船岡地区でも同じ様な傾向を示しているものと推察され、調査期間中のいずれの日も、国道4号線上からの自動車排ガスの量に、ほとんど差はなかったものと考えられる。

6.3 ザルツマン法とパーソナルサンプラー法による値の比較検討について

ザルツマン法とパーソナルサンプラー法による値の比較検討のため、測定局のサンプリング口の所に取り付けたシェルター内のフィルターパッチ3個の平均値とザルツマン法による日平均値との関係を図8に示す。両者の関係は、 $y = 1.7x - 5.8$ (y :ザルツマン法の濃度ppb, x :パーソナルサンプラー法の濃度ppb) 相関係数は0.98であり、1%の危険率で有意である。この回帰式は切片がマイナスで傾きが大きい。この結果だけから考えると、

表1 パーソナルサンプラー法によるNO₂ 調査期間中の風向・風速

期間	局		移動車	
	項目	平均風速	平均風速	風向頻度
7.19- 7.20		m/s 1.5	m/s 0.8	NNE(11) NE(9)
7.20- 7.21		1.4	0.7	NE(7) NNE(7) SSW(4)
7.21- 7.22		1.5	0.5	CALM(9) NE(7) NNE(5)
11. 8-11. 9			0.5	CALM(9) SSW(6) NE(4)
11. 9-11.10			0.4	NE(8) CALM(6) S(5)
11.10-11.11			0.6	NE(10) NNE(6) CALM(5)

20 ppb以上の濃度域については、パーソナルサンプラー法による値が実際の濃度を過小評価しているという問題はあるが、パーソナルサンプラー法による分析操作が簡便であるということから、一定地域内で数多くの測定点をもうけ、NO₂の相対濃度分布を把握する目的で使用するならば、この方法は有効な手段であると思われる。

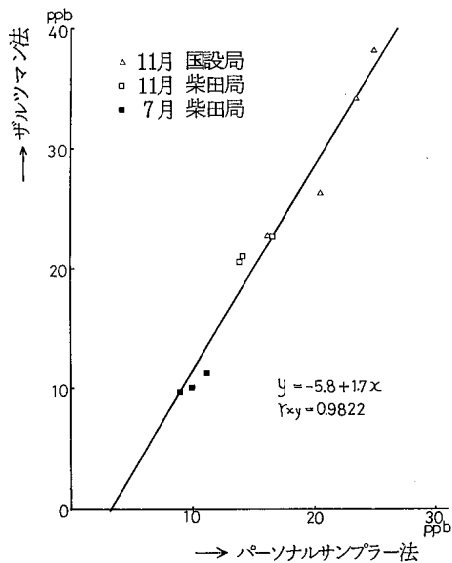


図8 ザルトzman法とパーソナルサンプラー法との関係

6.4 パーソナルサンプラー法によるNO₂濃度の測定結果について

パーソナルサンプラー法によるNO₂濃度の測定結果によると最高値は、7月19日～20日の4号線南側道路端No.29の39.9 ppbである。最低値は7月20日～21日の館山頂上No.41で4.1 ppbであり、各々の測定値を地図上に図示したもの一例を図9.1～図9.2に示す。おおむね、4号線の南側道路端が高い値を示しており、4号線を離れるに従い濃度が低くなっている。国道4号線の南

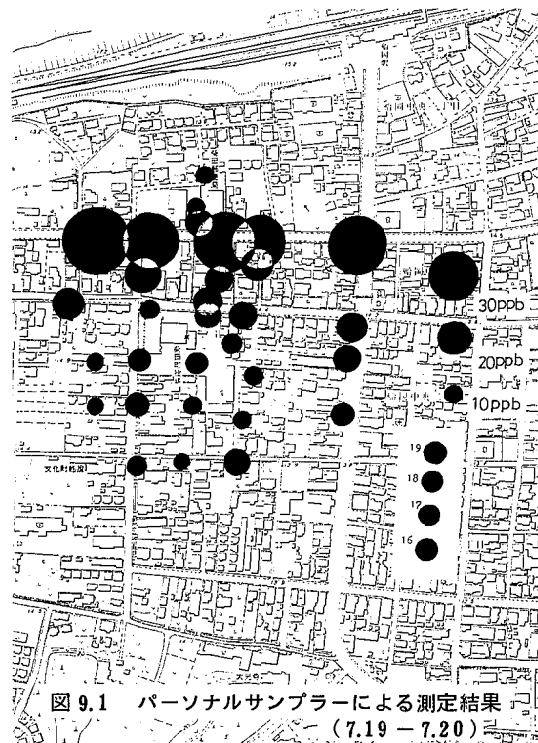


図9.1 パーソナルサンプラーによる測定結果 (7.19 - 7.20)

側にほぼ直線的に並べた調査地点について、国道4号線からの濃度の距離減衰を図10に示す。道路端のNo.1, 5, 12, 23および29を比べるとNo.29の様に建物の中間位の高さに位置している閉鎖的な所とNo.23の様な開放的なところとでは、濃度に差が認められる。又、No.23～25

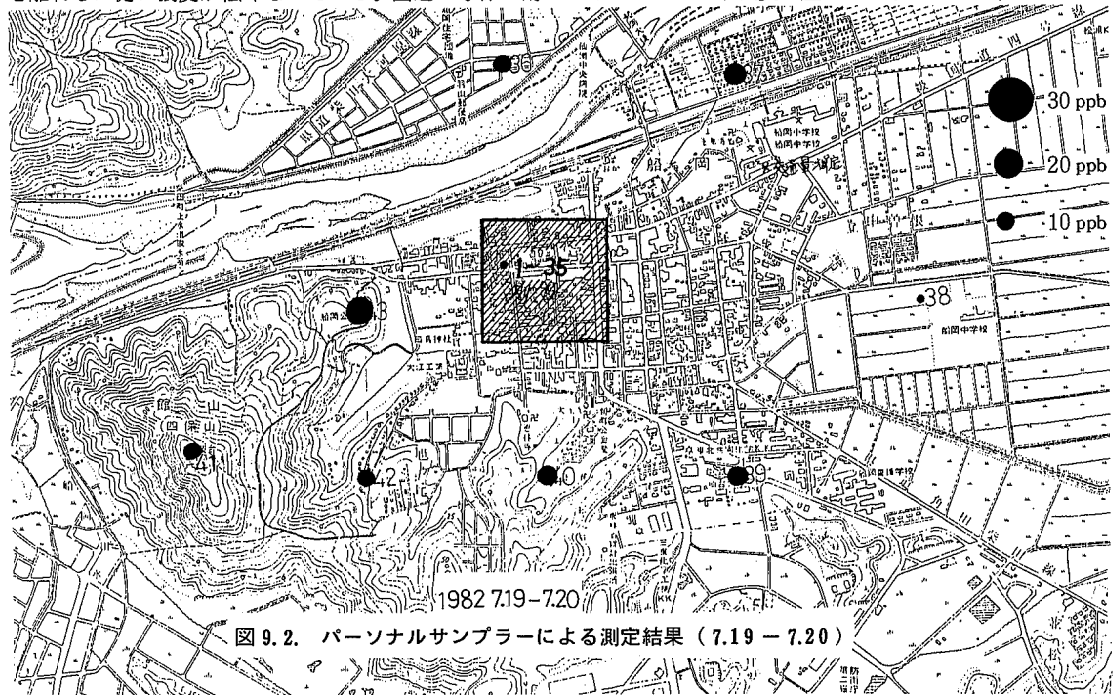


図9.2. パーソナルサンプラーによる測定結果 (7.19 - 7.20)

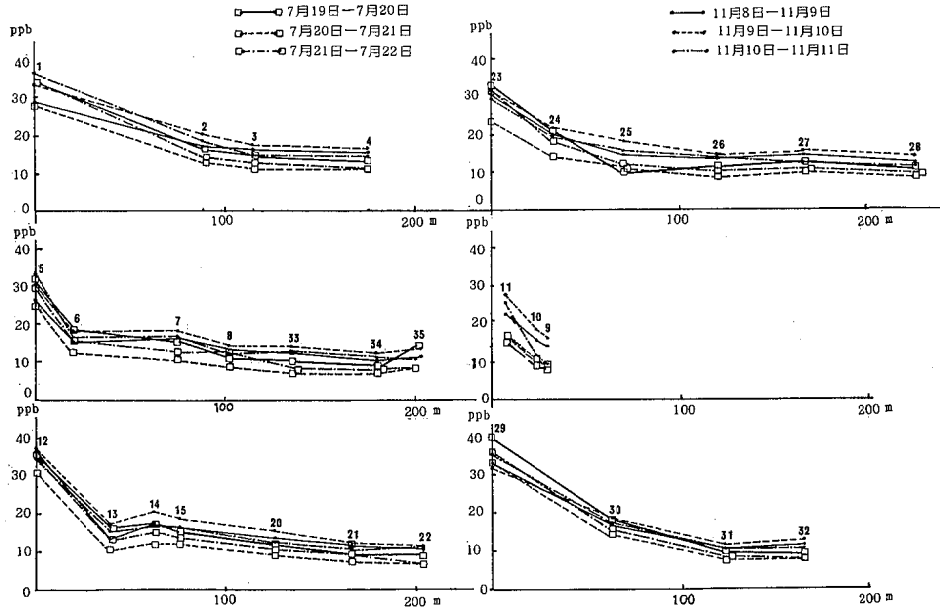


図10 国道4号線からの距離減衰

の様な開放的な場所とNo.5~35, No.12~22の様な比較的建物のある場所としては減衰のパターンに差が認められる。

又、7月と11月の値について着目してみると道路端の濃度について見れば、No.11で明らかに11月の方が高い値を示している以外は、7月と11月の値にほとんど差は認められないが、国道4号線からの距離減衰については、濃度の減少の割合が7月に比べ11月の方が小さい。11月10日~11日は、ほぼ24時間降雨があり、この日の測定結果については、他の日の測定結果に比べても、道路端での濃度は、ほぼ同じであるが、道路端から2番目までの減衰の割合が大きい。又、市街地の周辺部のNo.36~43については、降雨のあった11月10日~11日以外の11月の2日間は、7月よりも高い値を示している(図11)。これらの結果は、他の地域でも同様に観測されている。2)3)

次に①NO₂濃度の鉛直分布、②役場の駐車場の影響あるいは食堂の厨房からの排気ガスの影響等を調べる目的で、柴田町役場の2階(地上3.5m)、3階(8.0m)、5階(15.0m:サンプリング口)、屋上(21.0m)にシェルターを取り付けて測定を行った。結果を図12に示す。これより、高さによるNO₂の濃度の差はほとんど認められず、これらの値は、この周辺の測定地点等と同程度である。このことより、役場の測定局での高濃度現象は、従来、懸念されていた様な、役場の駐車場や食堂の厨房からの排気ガスによる直接的な影響によるものであるとは考えにくく、ほぼ、この周辺の濃度を代表しているものと考えてよいのではないと思われる。

又、海拔136mの館山頂上に設置したパーソナルサン

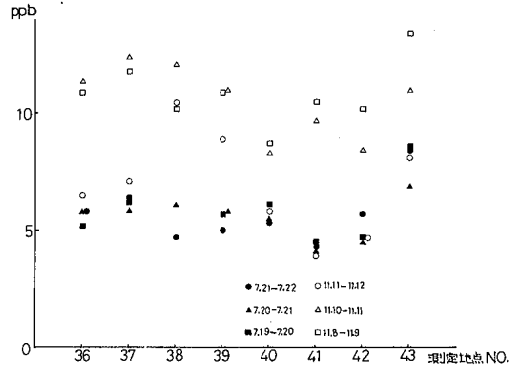


図11 市街地周辺部におけるNO₂濃度

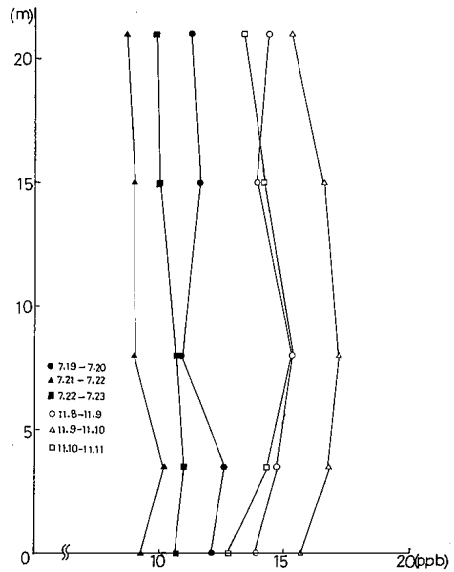


図12 柴田局におけるNO₂濃度の鉛直分布

プラーの11月9日～10日の測定値が海拔20mの市街地周辺の測定値とほぼ同じであった。このことは、この期間の混合層高度が50～200mであることから考えられる結果であり、冬場には、海拔136mの高度までも4号線からの影響がおよんでいるものと考えられる。

6.5 移動車と柴田局の測定値について

7月と11月の移動車と柴田局でのNOとNO₂の日平均値の変化を図13に示す。これによるとNOについて、移動車の方が高い7月4日を除くとその差は、7月が平均3.6ppb、11月は16.1ppbであり柴田局の方が高い値を示している。NO₂についても7月14日以外は柴田局の方が高い値を示しているが、移動車との差は7月14日を除くと7月は平均4.8ppb、11月は7.0ppbである。

又、柴田局の11月がNO₂よりもNOの方が、高い値を示しており、他はほぼNO₂の方がNOより高い値を示している。以上のことより、7月の方が大気の状態が不安定であり、鉛直および水平方向への一次汚染質の拡散がすみやかに行われ、それと同時に紫外線などによる酸化が進み、NOがNO₂に変化し易い。それに対して、11月は比較的大気の状態が安定しており、鉛直方向への拡散が押えられ、又、紫外線等による酸化も夏場に比べれば進みにくく、従って発生源から発生したNOが発生源周辺においては高濃度となり、これが主に水平方向に拡散され、周辺部の濃度を高くしている。それに伴いNO₂の濃度も同様に高くなるという現象が起きているのではないかとと思われる。従って前述6.4のパーソナルサンプラー法による測定結果同様、柴田局におけるNO₂の主たる発生源は、国道4号線上の自動車排ガスではないかと考えられる。しかし、7月と11月の大気の状態については、宮城県の常時監視測定網の新火力における気温の鉛直分布などから推察されるものであり、中でも柴田局が他の測定局に比べ、なぜ高濃度であるかという点に関しては、その地形上から推測するに、千葉県宮野木⁴⁾で観測されているような冷気湖が出来やすいことによるためではないかと考えられる。今後、更に他の地域も含めて、下層大気の状態を把握し、同時に、大気汚染物質の立体的な濃度を測定できれば、より明らかになるのではないかとと思われる。

7. ま と め

- (1) 本調査は、パーソナルサンプラー法、自動測定法、気象調査などにより宮城県大気汚染測定局の一つである柴田局におけるNO₂の高濃度現象を解明する目的で行われたものである。
- (2) パーソナルサンプラー法とザルツマン法との1:1の関係は得られなかったが、一定地域内で数多くの測定点のNO₂の濃度分布を把握する目的には有効な手段で

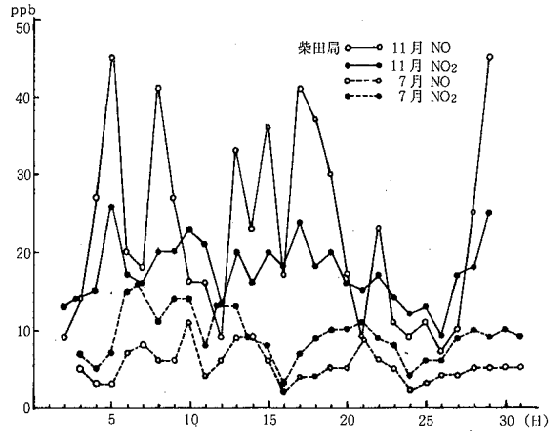
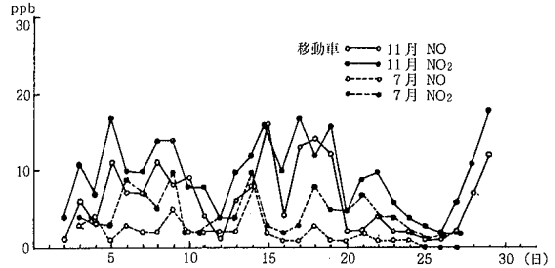


図13 柴田局と移動車における日平均値

あると思われる。

- (3) 道路近傍におけるNO₂濃度の分布は建物や気象の状態により差が認められる。
- (4) 柴田局における窒素酸化物の濃度はほぼ、この地域の濃度を代表していると考えられるが、気象条件等により北側約100mのところを通過している国道4号線からの影響はまぬがれないものと思われ、特に冬場の窒素酸化物濃度に対する寄与は大きいものと思われる。

謝 辞

本調査にあたり、多大の御尽力をいただきました柴田町生活環境課、仙南H.C.環境公害課の方々には厚く御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 昭和57年度 柴田地域における気象調査報告書、(財)日本気象協会東北本部 (1983)
- 2) 昭和57年度 宮城県公害資料〔大気編〕、宮城県生活環境部
- 3) 中野博支 他：大気汚染学会講演要旨集, 322(1981)
- 4) 呉富士彦 他：大気汚染学会講演要旨集, 184(1982)
- 5) 菊地 立：千葉県公害研究所研究報告, 12, 13 (1980)

18. 工場・事業場における有害物質等 取扱い実態調査結果

安倍 睦夫* 加藤 謙一 森 泰明**
氏家 愛子 北村 洋子 狩野 敏郎

1. はじめに

大気汚染防止法では人体に有害な物質として特定28物質を指定しているが、その排出基準はほとんど定められておらず、大阪府等の自治体において独自に条例を定めているのが現状である。

溶剤類については、それ自体有害な物質、また分解等によりオキシダントを生成しやすい物質がある。最近では環境庁でも光化学オキシダント対策の一環として炭化水素の固定発生源の実態をは握しようとしている。

本県においてもこれらについては、ほとんど規定がなく、また取扱い、排出の実態についてもほとんどは握されていないのが現状である。そこで今年度から当センターの調査研究事業の一つとして、これらの物質の県内における取扱い並びに排出実態の調査を開始した。

今年度はアンケートにより取扱い実態を調査した。また一部の物質については分析法の検討を行い、実際に工場の排気口において測定も行ったので報告する。

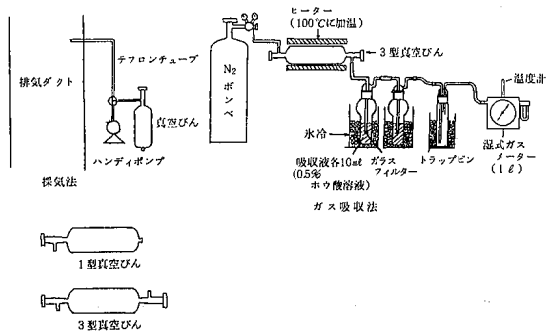


図1 ホルムアルデヒド採気・吸収法

表1 ホルムアルデヒドの回収率

標準量	Aの吸光度	Bの吸光度	回収率
3 μl	.119	.102	85.4%
5 μl	.197	.179	91.1%
8.8 μl	.322	.307	95.3%

2. 調査方法

2.1 アンケート調査

宮城県工場名鑑より 1,190 工場を選び出し、アンケート用紙を送付し解答を求めた。

2.2 採気法および分析法

試料ガスの採気地点の作業条件、電源等の問題があり、なるべく現場での操作は簡単にできる方法でなければならないので、図1に示すように排気ダクトよりテフロンチューブでガスを誘導し、ハンディポンプで配管内を試料ガスで置換し、三方コックを用いて真空にしてある真空びんを常圧に戻すことにより採気した。またテドラーバッグ等は吸着等により物質が減少したり、バッグ自体よりの揮発性物質が増加したりする。特にホルムアルデヒドのように水に吸収されやすい物質は、分析の際に加熱追い出しが行えないので、バックでの採気は適さないと考えた。

分析方法は、ホルムアルデヒドについてはGC-TCDでホルマリン中のホルムアルデヒド分析用カラム(10%TSR-1 on 40/60 ShimaliteF φ3mm×3m)で

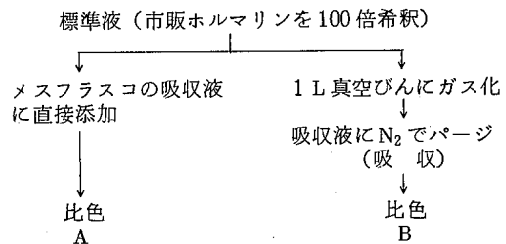


図2 ホルムアルデヒドの回収テストフロー

分析条件を検討したが、ホルマリンを注入したときはホルムアルデヒド、メタノール、水と分離するが、ガス化したものを注入すると窒素とホルムアルデヒドのピークの分離が悪く、実試料の分析は不可能であるので、吸収液に吸収し比色分析(AHMT法)で行うことにした。試料の吸収は3型真空びんに採気してきたガスを図1に示すように、約100℃に加熱した状態で窒素約10ℓで追い出し、吸収液に吸収する方法により行った。図2にこの方法による回収率テストのフローシートを示した。標準液を真空びんにガス化し、図1の方法で吸収したものと、直接同量を吸収液に添加したもので得られた回収率は表1に示すように91%程度の値であった。この方法による検出限界は1ℓの真空びん1本で約1.5ppmであり

* 現 宮城県大崎保健所

** 現 宮城県原子力安全対策室

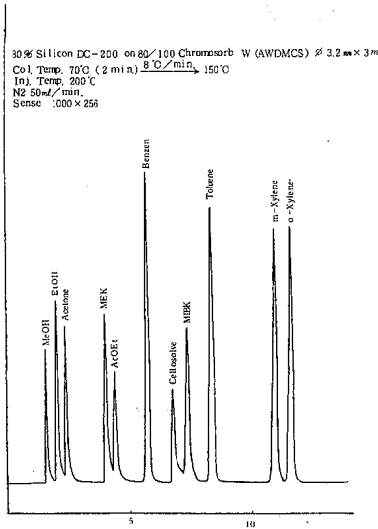


図 3.1 クロマトグラム

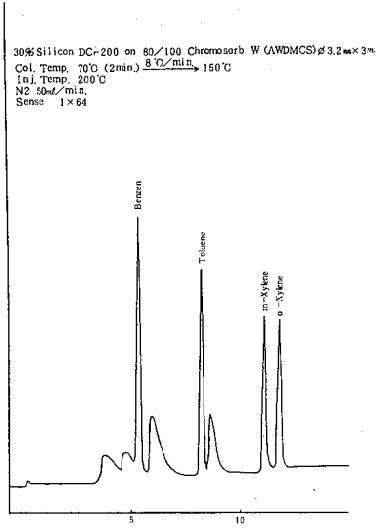


図 3.2 クロマトグラム

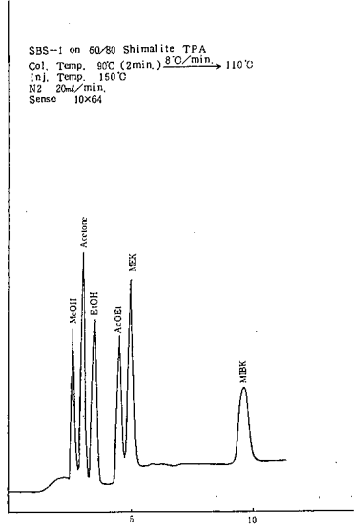


図 3.3 クロマトグラム

排ガスの分析には十分であると考えられた。

メタノール、エタノール、アセトン、イソプロパノール (IPA)、メチルエチルケトン (MEK)、酢酸エチル、メチルイソブチルケトン (MIBK)、ベンゼン、トルエン、キシレンはGC-FIDによる分析条件を検討した。充填剤のカタログから30% Silicon DC-200が分離がよいと思われ注入分離したところ、液体標準では分離がよいが、ガス化した標準で注入絶対量を減らし、FIDの感度を高くとしたところ物質によってピークがブロードになり、かつリテンションタイムが大きくなりすぎた。これらのクロマトグラムを図3.1、3.2に示す。そこでカラムを25% T C P on 60/80 Chromosorb Wに替えて行ったが、DC-200ほどではないがやはり感度を高くすると分離が悪くなった。次にカラムをSBS-1 on 60/80 Shimalite TPAに替えたところ、図3.3のように前の2つのカラムとは異なり、感度を変えても分離状態も変わらず良好な結果を得たので、このカラムを用いることにした。表2にSBS-1でのGC条件と分析する物質を示した。SBS-1は使用限界温度が、120℃で90℃から110℃への昇温を行うと、感度が高いときベースラインが極端に変動するので、あとで95℃で恒温分析を行った。(昇温分析よりは分離は若干悪いが、感度を高くしてもベース変動がないので、場合により行った方がよい場合がある。)

3. 結 果

3.1 アンケート結果

アンケートの集計は日本標準産業分類表に基づき業種ごとに行った。

表2 GC条件

GC	ShimadzuGC-7AG
Detector	FID
Column	SBS1 on 60/80Shimalite TPA ϕ 2.6 mm ×3m glass
Col. Temp.	90℃ (2min.) 110℃
Rate	8℃/min.
Inj. Temp	150℃
Carrier gas	N ₂ 20ml/min.

Compounds for analysis

Methanol, Acetone, Ethanol, Isopropanol, Ethyl acetate, Methyl ethyl ketone, Benzene, Methyl isobutyl Ketone,

表3 業務別アンケート回収率

記号	業 種	回収/発送	記号	業 種	回収/発送
B	(学校、病院)	3/3	Q	(化学工業)	23/25
D	(洗たく業)	9/18	R	(石油石炭製造業)	9/15
E	(廃棄物焼却炉)	0/1	S	(ゴム、皮革業)	11/23
F	(農業、漁業)	0/1	T	(窯業、土石製造業)	37/57
G	(鉱業)	2/4	U	(鉄鋼業)	13/21
H	(建設業)	17/25	V	(非鉄金属業)	10/19
I	(電気業)	2/2	W	(金属製品業)	59/164
J	(ガス業)	4/4	X1	(一般機械工業)	34/98
K	(熱供給業)	1/1	X2	(電気機械工業)	98/290
L	(その他の事業場)	11/22	X3	(輸送用機械工業)	18/62
M	(食料品製造業)	65/109	X4	(精密機械工業)	24/39
N	(繊維工業)	9/24	Y	(その他の製造業)	32/98
O	(木材、木製品工業)	12/23	Z	(運輸、通信業)	6/6
P	(パルプ紙加工業)	18/36	合	計	527/1190

表3にアンケートの回収率を示した。回収したアンケート数は527で回収率は44.3%であった。業種別には対象工場の多かった金属製品業、機械工業、その他の製造業において特に回収率が低く、全体の回収率に大きく影響しているものと思われる。またアンケートの回収されなかった工場のほとんどは小規模工場であった。

アンケート内容について初めに有機溶媒類について集

計した。図4には取扱いの多い順に溶媒類の取扱い量を示した。模様の違いは、接着剤、塗料として使用しているが、その中の成分であるものと、そうでないものを区別した。取扱いの多い順にメタノール、プロピレングリコール、ホルマリン、トルエン、1,1,1-トリクロロエタン、トリクレン、塩化メチレン、シンナー、アセトン等となっている。図5にそれらの溶媒の業種別取扱い割合の多いものから順に8位まで示した。メタノールは、木材、木製品業で接着剤の溶媒として、プロピレングリコールは食料品製造業で冷媒として、ホルマリンは化学工業で接着剤、樹脂製造原料として、木材、木製品業では合板用の接着剤の溶媒として、トルエンは印刷業をはじめとして広く塗料の希釈剤などに使用されている。1,1,1-トリクロロエタン、トリクレンは機械工業、非鉄金属業等で脱脂洗浄などにかなり大量に使用されている。塩化メチレンは電気機械工業でのみ洗浄用に、シンナーは化学工業では製品として、また他の多くの業種で塗料希釈剤、洗浄用に広く使用されている。アセトンはその他の製造業、機械工業で洗浄用、接着剤溶媒として使用されている。エタノールは食料品製造業で殺菌、消毒用に、酢酸も食料品製造業でほとんどが使用されている。メチルエチルケトン、キシレンは電気機械工業で最も多く、接着剤、塗料溶媒として、キシレンは機械工業を中心に塗料溶媒、希釈剤として使用されている。シクロヘキサノン、シクロヘキサノンは電気機械工業で接着剤溶媒、絶縁ワニス、絶縁ワニスの溶媒として、酢酸ビニルは化学工業で合成樹脂製造に使用されている。酢酸エチルは印刷業、電気機械工業等で接着剤溶媒等として用いられている。塗料は機械工業、金属製品業で多く、接着剤は合成工業でほとんどが使用されている。

表4に大気汚染防止法施行令第10条に定めてある特定物質および他自治体において条例で基準を定めてある物質を本県内で使用しているものと、そうでないものを区別して示した。()内は産業衛生学会の勧告値である。図6に前の有機溶媒と同様に業種別の取扱い割合を多いものから順に8位まで示した。この中で表4に記されていて、図5と重複する物質は除いた。

3.2 測定結果

本年度はホルムアルデヒド取扱い工場を対象に調査を実施し、ホルムアルデヒドについて9検体、メタノール、アセトン、エタノール、イソプロパノール、酢酸エチル、メチルエチルケトン、ベンゼン、メチルイソブチルケトンについて4検体分析した。結果を表5に示した。S工場ではガラスウールに樹脂を吹きつける工場、そのキュア炉および乾燥の排気を測定したが検出されなかった。T接着剤工場はダクトによる排気はしておらず、排気を吸引しているポンプのシールド水のクーリングタワーとポンプ排気管付近のガスを分析したところ、前者ではホ

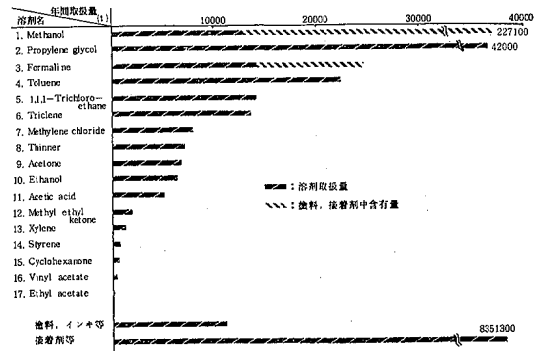


図4 溶剤別年間取扱い量 (昭和56年度)

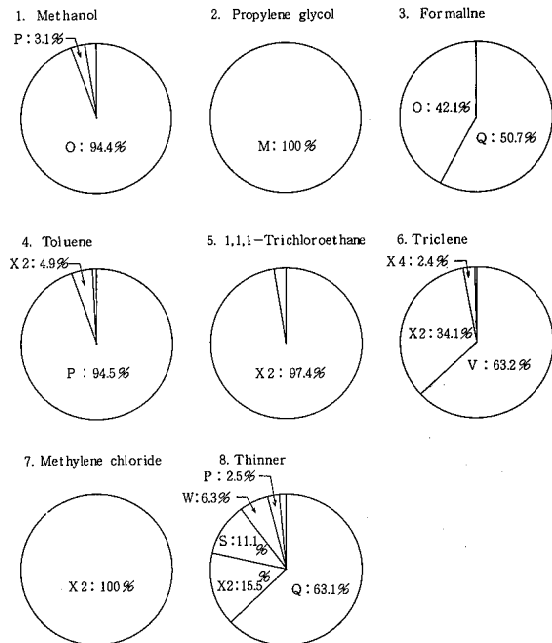


図5 溶剤別業種別取扱い割合

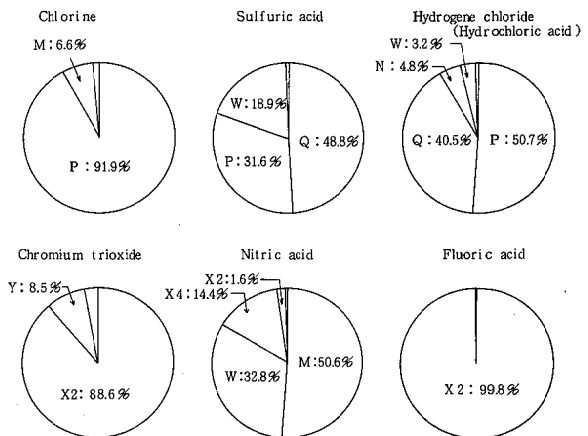


図6 その他の有害物質業種別取扱い割合

表4 有害物質一覧

無機物	有機物
Arsenic hydride (0.05)	Acetaldehyde
Phosphorus chloride	Aniline (5)
Hydrogen cyanate (10)	Ethanolamine (3)
Bromine (0.1)	Ethylenediamine
Hydrogen selenide (0.05)	Methyl chloride
Nitrogen peroxide (5)	Chloropicrin (0.1)
Iodine (0.1)	NN-Dimethylformamide
Hydrogen sulfide (10)	Phosgene (0.1)
Hydrogen phosphate	Mercaptan
Sulfur dioxide	Ethylene oxide
Chlorosulfonic acid	Methyl bromide
Phosphorus	Chlorobenzene (75)
Carbon monoxide (50)	Chloroform (50)
Ozone (0.1)	Cyclohexanol (25)
Selenium oxide	1,2-Dichloroethane (50)
Silicon fluoride	Dichloroethyl ether (15)
Antimony chloride	p-Dichlorobenzene (50)
Vanadium oxide	1,1,2,2-Tetrachloroethane (5)
BeおよびBe化合物	1,1,2-Trichloroethane (10)
BrおよびBr化合物	Nitroglycol (0.2)
	Nitrobenzene (1)
	Butylamine (5)
	Carbon disulfide (10)
	n-Butanol (50)
	Propyleneimine (2)
	Pyridine
	Nickel carbonyl (0.001)
	Isoamyl alcohol (100)
	Methyl acetate (200)
	Ethylene
	Phthalic acid
	Acetone (200)
	Isopropanol (400)
	Xylene (150)
	Ethyl acetate (400)
	n-Butyl acetate (200)
	n-Hexane (100)
	Methanol (200)
	Methyl isobutyl ketone (100)
	Methyl ethyl ketone
	Toluene (100)
	Vinyl chloride
	Chloroprene

* () 内の数字は産業衛生学会勧告値 (ppm)

表5 実測結果

単位: ppm

サンプリング点	HCHO	MeOH	Acetone	EtOH	IPA	AcOEt	MEX	Bz	MIBK
S工場キュア炉排気	0.74 >								
S工場乾燥排気	0.75 >								
T接着剤工場 クーリングタワー	1.6	840	5.6 >	6.5 >	4.2 >	7.2 >	3.2 >	2.6 >	4.5 >
T接着剤工場 真空排気	2.9								
S合板工場 ホットプレス排気	40								
I合板工場 ホットプレス排気	7.1								
I合板工場 接着剤混合タンク排気	1.1	42	5.6 >	6.5 >	4.2 >	7.2 >	3.2 >	2.6 >	4.5 >
D接着剤工場 反応釜排気	0.80 >	3.6	未検出	未検出	0.64 >	未検出	未検出	未検出	未検出
U合板工場 ホルマリン脱臭炉排気	5.1	26	未検出	未検出	3.2 >	未検出	未検出	未検出	未検出
Tタイヤ工場 テープ処理ダクトNo.1	0.94	1.0 >	0.40 >	0.64 >	0.65 >	0.61 >	0.59 >	0.44 >	
Tタイヤ工場 テープ処理ダクトNo.2	0.83	1.0 >	0.40 >	0.64 >	0.65 >	0.61 >	0.59 >	0.44 >	
Tタイヤ工場 処理A液調整排出ダクト	0.67 >	1.0 >	0.40 >	0.64 >	0.65 >	0.61 >	0.59 >	0.44 >	

ホルムアルデヒド1.6 ppm, メタノールが840 ppmであったが、他は検出されず、後者ではホルムアルデヒドが2.9 ppmであった。S並びにI合板工場のホットプレスの乾燥排気は、ホルムアルデヒドがそれぞれ40 ppm, 7.1 ppmであり、I合板工場の接着剤混合タンクの排気は、ホルムアルデヒドが1.1 ppm, メタノールが42 ppmであった。またD接着剤工場では排気を活性炭処理していることもあってかメタノールが3.6 ppmであった以外は全て検出されなかった。U合板工場では、ホルムアルデヒドが5.1 ppm, メタノールが26 ppmであった。これらの結果の中には、他の自治体の条例の排出基準を越えているところも見られた。

4. おわりに

今回のアンケート調査は回収率は低かったが、大規模工場はほとんど回収できた。アンケート集計の中で、ひとつの工場で多量に使用しているため全体に大きく影響している物質がいくつか見られた。

今後は取扱い量の多い物質、取扱い量は少ないが有害性の高い物質について分析法の検討を行い、また実際に調査を実施し、取扱いの実態をは握していきたい。

アンケートの内容は水質(排水)関係にかかわることも多分にあるので、その方面でも利用していただきたい。

参考文献

- 1) 環境大気測定分析法等指針, 環境庁(1981)

19. 底質試料の ICP 発光分析法による 多元素同時分析

高橋紀世子* 大内 習一 小泉 俊一**
木村 茂 柳 茂 佐藤 秀夫

1. はじめに

河川の底質は、重金属が吸着、沈殿、イオン交換等の作用を受けて蓄積されるため、通常その河川の水質（過去の汚染を含めて）が反映されていると考えられる。

底質の重金属の分析法には、底質調査法¹⁾を始めとして、元素により種々の分解法、定量法が提唱されているが、一回の同一操作により、出来るだけ多くの元素を測定し、その相対的な値を議論することが出来れば、環境問題の解明に大いに役立つものと考えられる。

高周波誘導結合プラズマ（ICP）発光分光分析法で底質の多元素同時分析をする場合、主成分元素による微量成分元素への分光干渉が問題となる。今回、池底質標準試料（NIES No.2）について ICP 発光分光分析法による多元素同時分析法を検討し、さらに、昭和48年度に県内主要河川の底質分析を実施して以来9年を経過している20地点についての分析を行い、その経年変化についても若干の知見を得たので合わせて報告する。

2. 池底質標準試料の分析

2.1 実験および操作

2.1.1 試料の分解法

標準試料の保証値および参考値²⁾は、試料の完全分解に基づいて表わされているため、アルカリ溶融法やフッ化水素酸処理法を必要とする。一方、従来の環境分析の場合、外来性の汚染物質を測定することを目的としているため、通常、塩酸、硝酸、硫酸、過塩素酸等の強酸を組合わせて用いる酸分解法が主流である。今回は、ICP 発光分光分析法での定量値を保証値と比較するために、①フッ化水素酸処理法を、又、従来より、Cd、Pb、Zn等の分解法とした②王水、過塩素酸分解法、As 分析用としての③硫酸、過塩素酸分解法についても比較検討した。図1にフッ化水素酸処理による分解法についてまとめた。又、今回、元素毎に異なる分解法を一つで代表できるよう、McQuaker 等³⁾が報告している④硝酸、過塩素酸による分解法についても検討し、図2に分解法をまとめた。尚、水分は100~110℃で4時間乾燥して求め、重金属の乾重量換算に用いた。

標準試料 1g (フタ付
テフロンビーカー)
| HNO₃ 20ml
ホットプレート上約 200℃で加熱
| HNO₃ 10ml
乾固近くまで加熱
| HF 20ml
乾固近くまで加熱
| HClO₄ 13.2 ml
白煙が出るまで加熱
| H₂O 加温
ワットマン44でろ過
|
200 mlにメスアップ

図1 フッ化水素酸処理による分解法

底質粉体試料 1g (トケイ皿付
コニカルビーカー)
| HNO₃ 20ml
ホットプレート上約 200℃で乾固近くまで加熱
| HClO₄ 13.2 ml
白煙が出るまで加熱
| H₂O 加温
ワットマン44でろ過
|
200 mlにメスアップ

図2 底質の硝酸・過塩素酸分解法

表1 ICP 測定条件

ICP装置	島津GEW-170P	
高周波出力	1.6 Kw	
アルゴンガス流量	冷却ガス	10.5l/min
	キャリアーガス	1.0l/min
	プラズマガス	1.5l/min
試料吸い上げ量	2.4ml/min	
コイルからの観測点	15mm	

2.1.2 装置および測定条件

ICP 発光分光分析装置は、島津製GEW-170Pを使用した。測定条件を表1に示す。As等の分析に用いた原子吸光分光光度計は、日立-208型である。

* 現 宮城県宮黒保健所

** 現 宮城県塩釜保健所

表2 主要成分元素用標準系列

	01	02	03	04
Al	60	20	0	100
Fe	0	70	50	20
Mg	0	20	10	4
Ti	2	0	10	6
Ca	10	0	6	2
Mn	1	0.5	0.3	0

標準原液は関東化学およびメルクを用い系列毎に蒸発乾固し、0.35% HClO₄ 溶液とする。

表3 微量成分元素用標準系列(I)

	05	06	07	08
Cd	0	0.1	0.2	0.05
Cr	0.5	0.2	0.1	0
Cu	0.5	1	0	0.2
Pb	0.02	0	0.1	0.05
Zn	0.5	0	2	1
Ni	5	2	1	0
V	0	0.5	1	2

マトリックスとして下記の濃度となるように添加し、蒸発乾固後、3.5% HClO₄ 溶液とする。

Al	500	Ca	40	Mn	4
Fe	300	Mg	40	Ti	30
P	1				

表4 微量成分元素用標準系列(II)

	09	10	11	12
Cd	0.1	0	0.5	0.25
Pb	5	2	1	0
Zn	0	5	10	20
Ni	0.5	2	0	1
Cu	5	2	1	0

標準原液より調製後、蒸発乾固し2% HNO₃ 溶液とする。

2.1.3 標準溶液の調製

標準溶液は、主要成分元素と微量成分元素に分け、それぞれ多元素混合溶液とした。表2に主要成分元素の検量線を示すが、図1の分解法での最終酸濃度はHClO₄で約3.5%である。10倍希釈液としてICP分析を行うため、液性は0.35% HClO₄とした。微量成分元素の検量線は表3に示した。主要成分元素が同程度になるようにマトリックスを添加し、分解液を直接噴霧するため、液性をHClO₄3.5%とした。又、Cdについては底質中の含有量も少なく、ICP分析での検出限界以下であるため、分解液からの抽出が必要である。抽出はジチゾン抽出(クエン酸アンモニウム添加、pH 9.6、ジチゾン抽出後、酸分解、2% HNO₃ 溶解)とし、検量線を表4に示す。液性は2% HNO₃とした。

2.2 結果および考察

図1、図2に示した分解法では、過塩素酸濃度(200 mlにメスアップしたとして)が始めは、3.96%であるが、Mc Quaker等³⁾と同様、白煙が生じた最終分解液では約3.5%となるものと思われる。彼等はその差が±0.4%でもICP分析での分析誤差は±1.3%としている。過塩素酸濃度を変化させて、各元素(1 ppm)のスペクトル強度を比較し、数元素について表5に示した。過塩素酸濃度が3%から4%の間では、強度差が1%前後であり、表に示さない他の元素についても同様の結果であった。

池底質標準試料のフッ化水素酸処理分解法での分析値を表6に示す。国立公害研究所で示している保証値および参考値と比較し、分解液を直接ICP分析したものは、主要成分元素で良く一致しており、微量成分元素でも、Cu、Zn、Pbは95%以上の値である。Crについては、酸分解操作では若干の損失を受けることが従来より知られており、アルカリ融溶分解での保証値に比較し低値である。フッ化水素酸処理が完全であればSiの残存がないが、今回の分解ではSiが80 ppm程度残っており、

表5 過塩素酸濃度の変化によるスペクトル強度への影響

HClO ₄ 濃度%	Al	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mg	Ni	Pb	Zn
0	116	114	116	115	116	112	115	115	111	115
1.2	105	106	107	106	107	103	106	104	100	107
3.0	99	101	101	99	101	99	101	101	99	101
4.2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
6.0	95	97	95	95	95	92	95	97	97	95

HClO₄ 4.2%の時の強度を100として他を換算した。(各元素濃度 1 ppm)

表6 池底質標準試料フッ酸分解分析値

元素	保証値	ICP直接	抽出後 ICP	AA
Al	10.6 ± 0.5 (%)	10.6 (%)		
Fe	6.53 ± 0.35	6.65		
Ca	0.81 ± 0.06	0.82		
	(μg/g)	(μg/g)	(μg/g)	(μg/g)
Zn	343 ± 17	326	340	
Cu	210 ± 12	199	213	
Pb	105 ± 6	100	102	
Cr	75 ± 5	62		
Ni	40 ± 3		40	
Cd	0.82 ± 0.06		0.82	
As	12 ± 2			13
Ti	0.64* (%)	0.61 (%)		
Mg		0.85		
Mn	770* (μg/g)	760 (μg/g)		
V	250*	240		

(*参考値) 分析値は3検体の平均を示す。

り、Niへの分光干渉があるため、Niについては、Cdと同様ジチゾン抽出値を用いた。ジチゾン抽出後のICP分析値は、保証値と良く一致している。Asについては、還元気化・原子吸光光度計での分析値である。2.1.3で述べたように、主要成分元素と微量成分元素とを分け、微量成分元素については、マトリックス

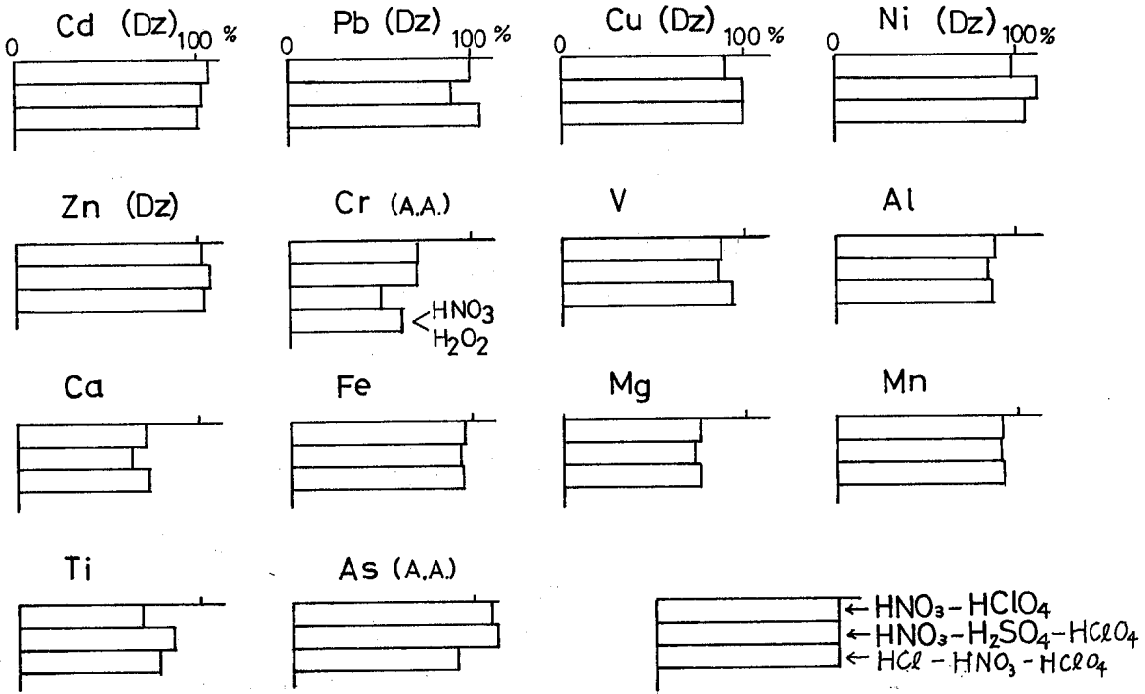


図3 分解法の相異による分析値の比較

(Dz) ジチゾン抽出
(AA) 原子吸光法

が同じになるように添加出来れば、ICP直接分析値は、かなり正確な値を得られることがわかる。しかし、実際
の多検体を分析する場合は、マトリックスを完全に合わせることは、困難であり、補正により分析値を求めることとなる。

従来より、当センターにおいての底質分析は、2.1.1に述べたように、元素毎に異なる酸分解法を用いている。池底質標準試料について、分解法の相異による分析値の比較を図3に示した。フッ化水素酸処理分解値を100%として、各分解法での分析値を示している。微量元素については、分解液の酸濃度が若干異なるので、ジチゾン抽出操作で液性を同じにしICP分析を行い、主要成分元素は、分解液を10倍希釈したものをICP分析を行った。Crについては、従来より実施している硝酸、過酸化水素分解も行い、液性を考慮しAsと同様、原子吸光分光分析で定量した。フッ化水素酸処理による完全分解値と、Cd、Pb、Cu、Ni、Zn、Fe等は、種々の酸分解法でも良く一致しており、酸分解法が外来性の汚染物質を測定する方法として評価されていることを考慮すると、池底質試料は、予想以上、分解されている。Crはフッ化水素酸処理の70%弱しかないが、従来よりの硝酸、過酸化水素分解法と今回、統一分解法として考えている、硝酸、過塩素酸分解法とは同程度の分析値である。PbとCaの硫酸、過塩素酸分解法は、一般に言われているように、各々、 $PbSO_4$ 、 $CaSO_4$ の生成をうかがわせ、低目の値

を示している。又、三水、過塩素酸分解によるAs分析値は、塩酸により低沸点の $AsCl_3$ を生じたためか、他分解法より、若干低値である。主要成分元素も、各酸分解法で大差がなく、Al、Ca、Fe、Mg、Mn、Tiの各分解率は、86、72、95、74、91、77(三法の平均)%である。以上のように、今回統一分解法として考慮した、硝酸、過塩素酸分解法は、従来の元素毎の分解法と大差なく、試料についても、底質のみに限らず、水、植物等にも応用出来、加えて、ICP分析を行うことにより、一回の同一操作で多元素が同時分析出来、迅速分析として有効と考えられる。

3. 河川底質試料の分析

3.1 調査方法

調査地点は、昭和48年に実施⁴⁾した宮城県内主要河川の20地点を選び、昭和57年9月28日から30日に採泥した。調査地点を図4に示す。阿武隈川水系については、昭和48年同様上流から下流にかけての5地点を調査した。

3.2 分析方法

3.2.1 pH, IL, COD, T-S, T-Hg

pHおよびILは底質調査法、CODは神奈川県分析方法、T-Sは検知管法、T-Hgは金アマルガム捕集法(リガクマーキュリー, SP)により各々湿泥を分析した。尚水分は、2.1.1と同様に測定し、乾重量換算に用いた。

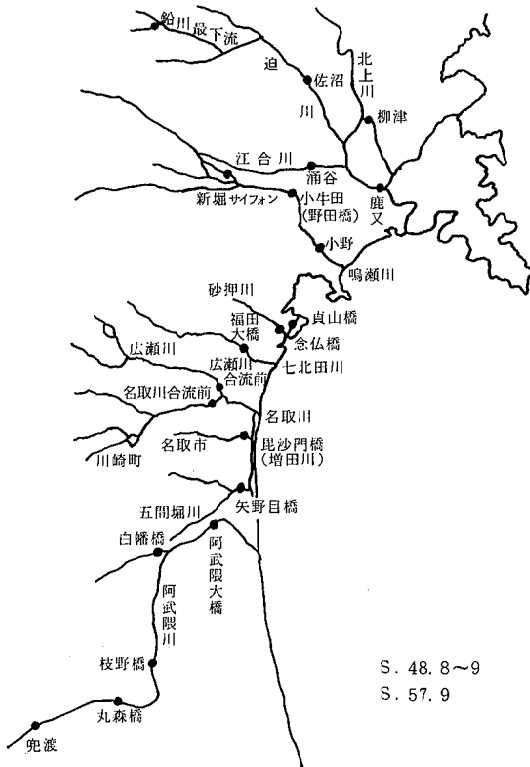


図4 調査地点

S. 48. 8~9
S. 57. 9

3.2.2 試料の前処理

底質はバットに広げて風乾し、2mmのフルイで礫、塵介等を除き、円錐四分法にて縮分、粉砕器で100~200メッシュとし、重金属分析に用いた。

3.2.3 試料の分解

2.1.1, 図2によった。但し、試料を2g用いた。

3.2.4 装置および測定条件

2.1.2と同様。

3.2.5 標準溶液の調整

2.1.3と同様。

4. 結果および考察

4.1 ジチゾン抽出による分析値

Cdは元来土壤中の濃度が低く、ICPでの検出限界(0.005 ppm)では、分解液を直接定量するのが困難である。ジチゾン抽出後の酸溶液について、原子吸光分光光度計とICP分光分析での分析値の回帰式および相関係数を表7に示す。20地点のCd、Pb、Cu、Ni、Znすべて良い相関がある。Znの回帰式の切片がやや高いが、含有量が100 ppm程度であるので問題がないと思われる。

4.2 酸分解液のICP分析値

主要成分元素は、2.1.3で述べたとおり、分解液を10倍希釈で直接噴霧したが、分光学的干渉もほとんどなく、

表7 ジチゾン抽出によるICPとAA分析値の比較

	回帰式	相関係数
Cd	$Y = 1.068X - 0.008$	0.9996**
Pb	$Y = 0.9507X + 1.805$	0.9999**
Cu	$Y = 1.054X - 0.329$	0.9990**
Ni	$Y = 1.001X + 0.249$	0.9920**
Zn	$Y = 0.9729X + 10.6$	0.9985**

** 危険率P)1%で有意 n=20

X: AA値
Y: ICP値

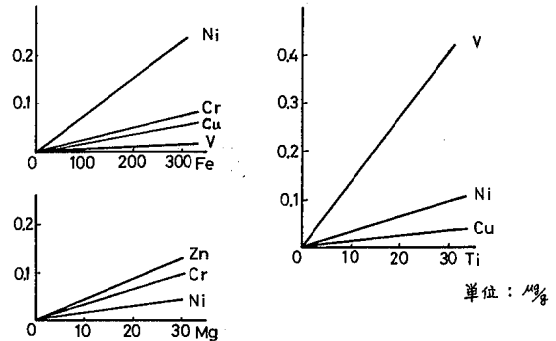


図5 元素の分光学的干渉

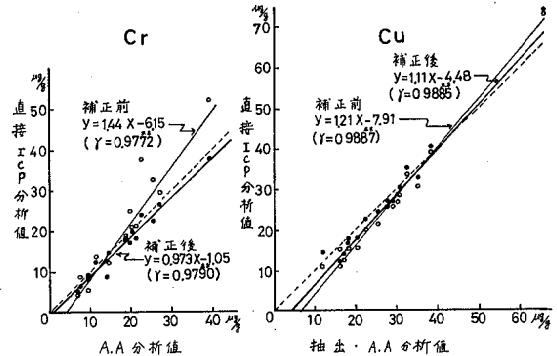


図6 分光学的干渉の補正による比較

標準試料と同じ検量線で分析した。微量成分元素を直接ICP分析を行うには、主要成分による分光干渉が問題となる。2.で述べた池底質標準試料では、標準系列に主要成分と同じマトリックスを添加したため問題なく分析出来たが、20地点の底質のマトリックスを合わせることは、労力を大とする。そこで主成分濃度に比例する干渉量を補正することにした。図5にFe、Mg、Tiの微量元素に対する分光干渉の一例を示したが、他にPb、Znに対するAl、Fe、Tiの干渉等がある。表3で示した標準系列は主要成分マトリックスが添加してあり、今回分析した20地点の底質の分解液の平均に近い値(Tiがやや低い)である。従って、補正計算は、各地点の主要成分元素と添加したマトリックスの差の分だけ、増減して求めることとなり、マトリックスを添加しない標準

系列に比較し、補正係数が少なくすむ。図 6 に Cr および Cu について、補正前後の ICP 分析値と原子吸光分析で求めた値との比較を示した。Cr は補正により、かなり原子吸光分析値に近づくことがわかる。Pb は検出限界が大きいことと、Al 等の補正係数が大きいこと等で補正が困難であり、Cd 同様にジチソン抽出後の ICP 分析値を用いた。

4.3 経年変化について

表 8 に宮城県内主要河川底質 20 地点の分析結果を示した。重金属の分析値について、Cd, Pb, Cu, Ni, Zn はジチソン抽出後の ICP 分析値、As は原子吸光分析値は、Hg は金アマルガム補集法値、他は ICP 直接噴霧による分析値である。尚、昭和 48 年の分析値⁴⁾は、すべて原子吸光分析値である。

昭和 48、57 年とも採泥は、泥が推積しやすい場所を選んだが、昭和 57 年は 9 月中旬に大雨があり、上層の泥が押し流された可能性がある。名取川や、阿武隈川兜渡は砂質のみであった。有機汚染指標としての COD, IL は、昭和 48 年に比較し、昭和 57 年は、全体的には横ばいか、やや増加傾向にあり、T-S は低濃度の度数が増加しているが、高濃度地点も出現している。

重金属に関しては、T-Hg, As, Cd, Cu は全体的に低濃度の度数が増えている。特に昭和 48 年の Cd は、古川市内河川の新堀サイフォンで 88 ppm を検出し、工場排水による汚染、いわゆる“カドミ米”の発端を起した値であり、環境調査の重要性を再確認した事例であった。昭和 57 年には Cd 0.84 ppm と、1/100 の値になり、河川浚渫の効果が明確に表われている。Pb, Zn, Cr は全体

的には横ばい傾向である。他の金属については、昭和 57 年度の値しかないが、県内の平均的含有量が確認される。

図 7 に阿武隈川水系の 5 地点について、10 項目をクモ型グラフに示した。昭和 48 年に比較し、上流の丸森、枝野橋は各項目とも、かなり低濃度になっているが、下流では汚染が増加している傾向が伺える。パターンについても相似形で、各地点の関連を意味づけているが、調査前の大雨の影響も無視出来ないものと思われる。

図 8 に、県内の底質分析結果の 6 例について、クモ型グラフを示した。左側の追川(佐沼)、貞山運河(貞山橋)の 2 地点は、汚染の進んでいる地点で、各々、COD で 11 倍、2 倍、IL で 8 倍、4 倍に増加している。重金属でも、Pb, Zn, Cu で増加しており、佐沼の Cd は 2 倍弱になっており、鉛川の水質でここ数年 Cd の濃度が増加していることとの関連も考えられる。このように汚染の増加が見られる地点は、他に前述の阿武隈川の下流地点と、七北田川の福田橋である。次に図 8 中央の 2 地点は古川市内河川(新堀サイフォン)と名取川(広瀬川との合流前)で、全体的に汚染の減少のみられる地点である。但し、新堀サイフォンは前述のように Cd, Cu, Zn 等の重金属の汚染は減少しているが、COD, IL 等の有機汚染は増加している。全体的に汚染減少の地点はこの他に、前述の阿武隈川上流地域(3 地点)、鳴瀬川(小牛田)、北上川(鹿又)、江合川(涌谷大橋)、増田川(毘沙門橋)、広瀬川(名取川合流前)で全 20 地点の内、10 地点である。図 8 の右側 2 地点は、横ばいあるいは若干増加している地点である。鉛川は追川の佐沼同様、Cd のみが 3 倍近く増加しており、前述の河川濃度と

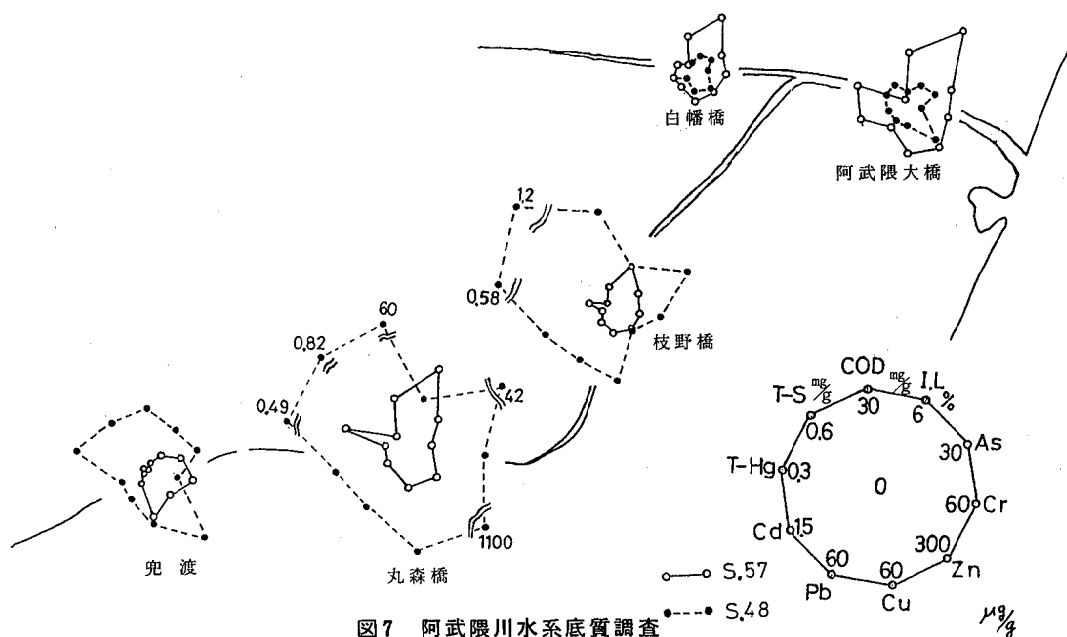


図7 阿武隈川水系底質調査

表8 宮城県内主要河川底質分析結果

上段 昭和57年9月
下段 昭和48年8月~9月 重金属単位 mg/kg

河川名	地点名	泥状	pH	IL %	COD mg/g	T-S mg/g	T-Hg	As	Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Cr	V	Al ×10 ³	Ca ×10 ²	Fe ×10 ³	Mg ×10 ²	Mn ×10	Ti ×10 ²
阿武隈川	兜渡	砂	7.1	1.1	1.8	<0.002	0.02	10	0.06	9.3	18	10	91	27	150	18	71	37	45	50	28
			6.9	2.9	1.9	0.37	0.23	15	0.48	20	31			260	15						
"	阿武隈橋	泥, 砂	6.5	5.6	15	0.003	0.16	14	0.75	18	30	21	160	25	76	55	78	37	75	82	18
			6.8	1.6	3.6	0.14	0.07	8.9	0.31	12	13			130	8.9						
"	丸森大橋	泥, 砂	7.7	4.9	13	0.002	0.17	13	0.24	17	28	14	150	19	76	49	70	36	72	84	20
			6.8	2.9	60	0.82	0.49	42	1.2	45	68			1,100	51						
"	枝野橋	泥, 砂	6.9	3.0	7.2	<0.002	0.07	9.3	0.13	10	16	10	83	18	84	29	52	27	45	53	17
			6.7	2.9	29	1.2	0.58	26	1.1	37	45			910	31						
白石川	白幡橋	泥, 砂	7.1	3.6	10	0.011	0.04	10	0.36	13	20	10	100	21	75	38	108	27	59	49	12
			7.0	0.97	1.1	0.015	0.04	6.7	0.31	6.9	13			81	9.7						
五間堀川	矢の目橋	泥, 砂	6.8	5.4	21	0.07	0.19	10	0.30	14	35	13	100	20	82	41	103	33	53	38	14
			7.0	5.0	13	0.37	0.10	9.5	0.39	7.8	28			54	8.7						
鳴瀬川	野田橋	砂, 藻	7.2	2.0	3.2	<0.002	<0.01	4.4	0.13	5.1	7.0	4.0	75	7.0	36	19	62	15	21	62	8.2
			7.4	6.2		0.048	0.11	9.2	0.41	18	14			140	8.4						
江合川	涌谷大橋	砂, 藻	5.8	1.8	4.1	<0.002	0.02	5.0	0.26	9.3	15	4.6	83	5.0	31	17	38	15	39	75	7.6
			7.2	7.2		0.04	0.22	15	0.77	29	39			160	12						
北上川	柳津	泥, 砂	6.6	3.7	7.3	0.011	0.06	14	0.67	13	38	24	110	48	120	41	75	38	71	57	18
			7.3	2.5	3.2		0.05	9.0	0.47	8.3	26			86	21						
名取川	広瀬川合流前	砂	7.1	2.8	2.4	<0.002	0.03	6.5	0.06	12	25	5.9	77	9.6	69	25	70	23	52	40	11
			6.9	9.7	19	1.3	0.11	16	0.43	21	55			130	19						
鳴瀬川	小野橋	泥	6.9	7.0	25	0.18	0.07	7.0	0.44	16	16	8.8	120	14	73	41	74	31	45	51	15
			8.3	6.8		1.8	0.11	8.5	0.77	22	21			160	11						
迫川	佐沼	泥, 砂	7.2	7.7	23	0.22	0.18	25	9.7	140	27	10	640	19	90	47	54	39	47	75	14
			6.7	1.0	2.1	0.03		17	5.3	84				770	5.7						
北上川	鹿又	粘土	7.0	5.5	13	0.086	0.11	13	0.98	23	32	33	150	39	97	58	65	38	95	78	14
			6.8	5.6	15	0.22		31	10	41	55			750	15						
増田川	毘沙門橋	泥, 砂	7.3	3.9	9.6	0.025	0.06	24	0.10	10	30	8.3	89	7.6	76	30	56	34	48	41	12
			7.2	6.6	23	0.53	0.20	15	0.50	19	58			140	11						
広瀬川	名取川合流前	泥, 砂	5.4	3.6	6.1	0.007	0.05	10	0.10	10	12	5.6	71	9.6	72	28	67	21	36	38	11
			7.0	4.5	9.1	0.58	0.15	11	0.60	37	33			170	9.2						
七北田川	福田大橋	粘土	6.1	8.1	24	0.31	0.17	12	0.27	19	18	8.3	140	14	64	45	72	29	34	49	14
			8.1	1.8	4.0	0.51	0.02	5.4	0.30	9.6	8.8			53	8.5						
砂押川	念仏橋	ヘドロ	6.3	6.8	37	0.84	0.25	11	0.27	17	16	11	130	18	50	40	37	29	48	12	12
			8.5	3.1	23		0.19	11	0.54	28	28			230	15						
貞山運河	貞山橋	ヘドロ	8.0	13	59	10	0.20	12	0.77	46	62	19	310	27	78	55	51	41	90	30	19
			7.5	3.6	28		0.25	12	0.81	16	31			170	13						
古川市内河川	新堀サイフォン	砂	6.8	8.3	26	0.13	0.18	27	0.84	21	20	17	110	11	47	29	50	31	47	60	9.8
			7.1	3.6	6.3	0.25	0.21	10	88	20	82			330	29						
鉛川	久保山橋(S48最下流)	泥, 砂	6.4	1.6	1.5	<0.002	0.12	36	8.0	550	56	3.7	960	7.0	110	16	23	38	24	42	20
			6.4				0.16	61	2.7	480	43			870	2.0						

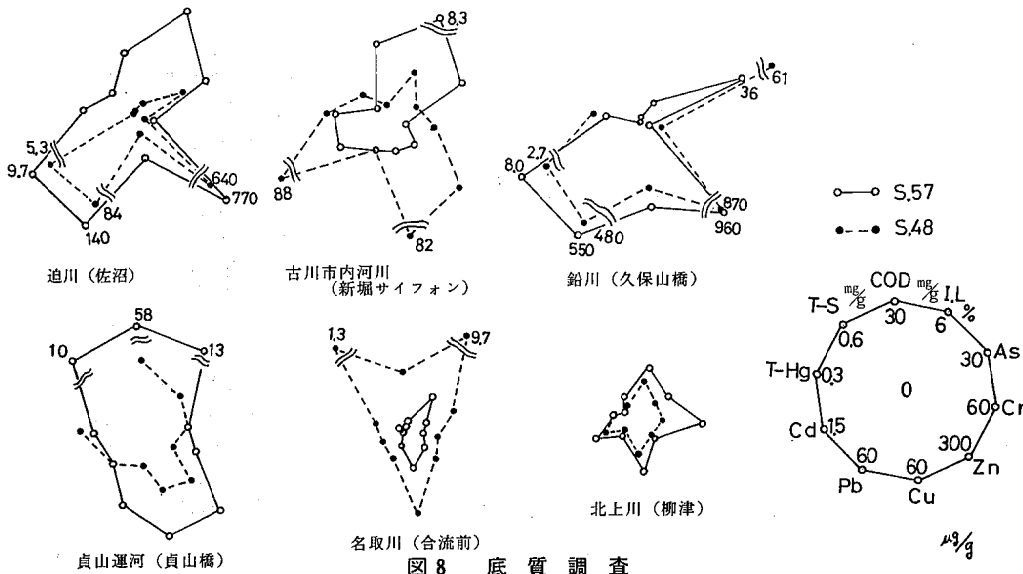


図8 底質調査

表9 項目間における相関

	IL	COD	T-S	T-Hg	As	Cd	Pb	Cu	Ni	Cr	V	Al	Fe
COD	0.94												
T-S	0.68	0.76											
T-Hg	0.74	0.75											
As						0.70							
Cd					0.72	0.77							
Pb													
Cu			0.59										
Ni					0.74	0.92	0.93	0.59					
Zn									0.83				
Cr										0.59			
V									0.72	0.59			
Al	0.71	0.61		0.61						0.60	0.68	0.57	
Ca										0.74	0.76	0.57	
Fe								0.70	0.59	0.86	0.74	0.76	0.57
Mg													
Mn													
Ni											0.84		0.70

の関連が考えられる。このような横ばい地点は、他に五間堀川(矢野目橋)、鳴瀬川(小野橋)、砂押川(念仏橋)である。

4.4 統計的手法による評価

各項目間についての相関係数を表9に示す。危険度1% (n=20, r=0.561) で有意のもののみを表わした。有機性汚染物質の指標であるILとCODとの間には、高い相関がある。重金属では、Cd, Pb, Zn, As間にそれぞれ互いに高い相関がある。又、NiとCr, NiとMg, VとTiの間に相関がみられる。Mnはいずれの項目とも相関が低い、中島等はFeとの間だけに相関があったと報告⁵⁾⁶⁾している。

次に各項目を変数としての主成分分析を行った結果を表10に示した。第1主成分から第4主成分までの累積寄与率が、各々、32, 56, 72, 80%で、全体の情報の80%までを、第4主成分までで説明している。又、第1主成分の係数は、すべて負であり、どの変数が大きくなっ

表10 主成分分析の結果

	第1主成分 Z ₁	第2主成分 Z ₂	第3主成分 Z ₃	第4主成分 Z ₄
	因子負荷量	因子負荷量	因子負荷量	因子負荷量
pH	-.5084	.1348	-.0692	.2433
IL	-.6857	.2350	.6187	-.0803
COD	-.6480	.2233	.6856	.1075
T-S	-.5984	.1186	.4745	.4629
T-Hg	-.6441	-.0566	.5085	-.2453
As	-.3525	-.7653	.0278	-.2451
Cd	-.2735	-.8162	.0104	-.2994
Pb	-.1610	-.9378	-.0231	.0011
Cu	-.7618	-.3754	.0025	.2125
Ni	-.7073	.4145	-.2785	-.3078
Zn	-.3529	-.8947	.0579	-.0996
Cr	-.6519	.3618	-.5136	-.0181
V	-.4373	-.2629	-.7411	.3284
Al	-.7609	.4345	.0839	-.3381
Ca	-.0246	.5939	-.3709	.0268
Fe	-.9016	-.2103	-.2635	.0101
Mg	-.7536	.4925	-.1880	-.1015
Mn	-.0275	.0874	-.4298	-.7019
Ti	-.5268	-.2024	-.5391	.4047
固有値	6.207	4.462	2.961	1.541
累積寄与率(%)	32.6	56.1	71.7	79.8

ても、Znは負側に大きくなり、総合的な汚染を示す変数と考えられる。第2主成分の係数は、正負がまじり、正の係数では、Ni, Al, Ca, Mgの係数が高目であり、負の係数では、As, Cd, Pb, Znの係数が高い。前者は地質的要因で、後者は、人為的汚染による分布と考えられる。第3主成分では、IL, CODで、正の係数に高く、

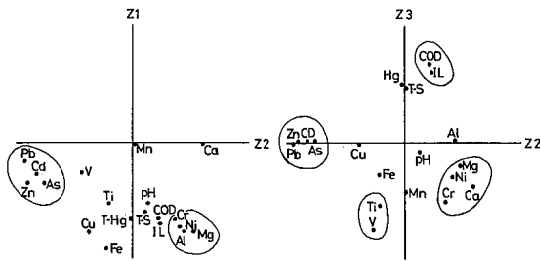


図9 各成分の因子負荷量

V, Ti, Crで負の係数が高い。前者は有機的の汚染を示す変量で、後者は地質的な要因と考えられる。第4主成分は、Mnに負の係数が高くあらわれている。これらの因子負荷量について、各成分をプロットしたものを図9に示す。図より、各変量が、IL, CODのグループ、As, Cd, Pb, Znのグループ、およびAl, Mg, Ni, Crのグループ、TiとVのグループとしてグルーピングされ、これは前述した相関係数を説明しており、人為的な汚染と地質的な要因として分布づけられる。

次に、各地点の第1, 第2, 第3成分のスコアを図10に示した。第1主成分の総合的汚染は貞山橋が一番大きく(負に大きい程大)、次いで、佐沼、新堀サイフォンであり、汚染の低い地点では、涌谷大橋、広瀬川である。第2主成分では、貞山橋のみが正のスコアであるが、Zn, Cu等の負係数の人為的汚濁が大きいにもかかわらず、Mg, Ca, Niの地質的要因が大きく影響したものと思われる。第3主成分も、貞山橋が一番大きく、有機的汚染としてのCOD, IL及びT-Sが大きく影響したものと思われる。第2, 第3主成分は人為的要因と物質的要因が正負で互いに影響しているため、スコアとしての評価は難しいものと考えられるが、今回の地点数が20地点と、総計的処理数が少ない要因もあるものと思われる。

5. まとめ

ICP発光分光分析法による底質試料の多元素同時分析を行い、以下の結果を得た。

- (1) 底質標準試料をフッ化水素酸処理による分解後、ICP分光分析で保証値に一致する値を得た。
- (2) 主要成分元素と微量成分元素とに分けて分析し、微量成分元素はマトリックス添加と、分光干渉により補正する。

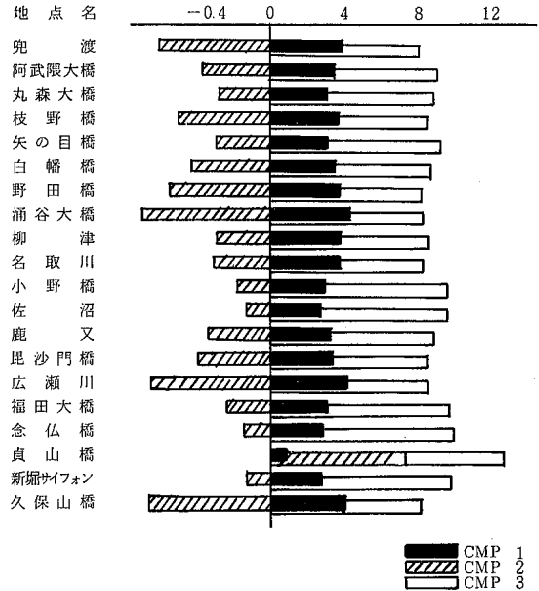


図10 各地点のスコア

- (3) Cd, Pb等、含有量の少ない元素は抽出後にICP分析を行った方がよい。
- (4) 硝酸、過塩素酸分解法により、従来の元素毎の分解法を代表できる。
- (5) 昭和57年度の底質と昭和48年度の底質とを比較すると、汚染の進んでいる地点は、佐沼、貞山橋他3地点、減少している地点は、名取川、広瀬川他8地点、横ばいあるいは、若干増加している地点は、柳津、久保山橋他3地点であり、今後とも、数年毎に調査する必要がある。
- (6) 主成分分析により第1主成分は、総合的な汚染を示す変量を表わし、第2主成分はAs, Cd, Pb, Znの人為的汚濁と、Mg, Ni, Al, Caの地質的要因を表わし、第3主成分は、IL, COD等の有機的汚濁と、V, Tiの地質的要因を表現するものと考えられる。

参考文献

- 1) 環水管第120号(昭和50年10月)
- 2) 岡本, 不破: 環境研究, 34, 125 (1981)
- 3) Neil R. Mc Quaker, Anal. Chem: 51, 7, 1082 (1979)
- 4) 昭和48年度工場事業場排水測定結果ならびに重金属による環境汚染調査結果, 宮城県, (1973)
- 5) 中島 他: 水処理技術, 17, 8, 721 (1976)
- 6) 富山県公害センター所報, 8, 126 (1979)

20. 排水処理施設の維持管理に関する調査研究

一 活性汚泥の性状と浄化能との関係について

齋藤 善則 鎌田 正弘 木村 茂
 佐々木俊行* 田中 和郎 柳 茂
 佐藤 秀夫

1. はじめに

各種食品工場では、活性汚泥による廃水処理が最も一般的に行われている。この方法は自然の自浄作用を高度に利用した方法であり、処理水の清澄性、高い除去率等、他に類を見ない特徴がある。しかしながら、県内において活性汚泥処理装置がどのように運転され、維持管理されているのか、その実態を十分に把握しているとは言えない。食品工場と一口に言っても、製品が単一で年間変動の少ない工場、又複数の原料を使い季節的変動の大きい工場、あるいは年間を通して操業することが困難である工場等条件がそれぞれ異っている。原料および生産量の変化は廃水の質、および量に直接影響を与える。実際の処理装置を運転する上で、これは必然的に対応していかなければならない問題である。

そこで、現状の処理施設の実態を明らかにし、活性汚泥の性状と処理機能との関連性を求めるため、昨年のろ過分画による有機成分の分析¹⁾に引き続き調査を実施したので報告する。

2. 調査方法

2.1 対象工場

県内の食品工場のうち、工場数の多い業種、および排水量の比較的多い業種等を考慮し、次の4業種を対象とした。

- I) 水産加工場
- II) 製パン工場
- III) 豆腐製造工場
- IV) ゆで麵製造工場

廃水の処理方式は活性汚泥法の各種変法が用いられており、標準式と回分式、およびこれらと接触酸化方式、又は散水ろ床方式を組合せた施設もある。

2.2 採水方法および分析方法

採水地点としては活性汚泥処理の前後を中心に、流入原水、放流水、および曝気槽水を採用した。なお、曝気槽が二つ以上あるときは流入端、流出端でそれぞれ採取した。

調査項目は、曝気槽関連として現場でSVを測定し、

搬入後、MLSS, 1,600 r.p.m. 10分間遠沈容積, DO (CuSO₄-OHSO₂NH₂固定), SVI および活性汚泥の顕微鏡観察を行った。なお、曝気槽水質は30分静置後、上澄水を試料とした。

調査項目はpH, BOD, COD, TOC, SS, Cl⁻, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, T-N, PO₄-P, T-P, UV₂₂₀, UV₂₆₀, およびBOD, COD, TOCについては溶解性部分(ろ紙GS-25によるろ液)も測定した。なお、気温、水温、透視度、色相、臭気等は現場で測定した。

排水量は生産量および水道使用量から求めた。排水処理フローシート、および処理施設の設計諸元は特定施設の届出書を参考とした。

3. 結果および考察

3.1 設計諸元および運転状況

処理施設の設計諸元、および運転条件を表1に示す。排水量は一般に設計より少なく、それに伴ってBOD-SS負荷も設計より低くなっている。MLSSは設計では3,000~6,000 mg/lであるが、この範囲を極端に下まかったNo.1は糸状性バルキングにより、汚泥が沈降しにくくなり、放流水に流失したものである。又No.3は過少負荷により、汚泥の自己消化が起り、汚泥が消費されたものである。曝気槽水温は最高26.6℃、又冬期には7.1℃と気温の影響を強く受けている。

表1 処理施設の設計諸元および運転条件

No.	処理方式	排水量 m ³ /日		BOD-SS 負荷 kg/kg _{SS} ・日		MLSS mg/l		曝気槽水温 °C
		設計	調査日	設計	調査日	設計	調査日	
1	回分式+接触酸化	10	10	0.06	1.24	3,000 ~5,000	350	9.9
2	標準式	100	30	0.12	0.36	4,000	5,370 ^{*2}	9.7
3	"	120	30	0.13	0.06	4,000 ~5,000	950 ^{*2}	23.0
4	回分式+接触酸化	20	20	-	0.15	-	2,620	7.6
5	回分式+散水ろ床	70	70	0.22	0.10	2,500	7,400	8.6
6	標準式	120	90	0.13	0.15	4,000 ~5,000	3,400 ^{*2}	11.3
7	"	70	50	0.29 ^{*1}	0.41	-	4,050 ^{*2}	22.3
8	"	240	200	0.20	0.46	4,000 ~6,000	6,360 ^{*2}	26.6
9	散水ろ床+回分式	700	400	0.81 ^{*1}	0.09	-	5,260 ^{*2}	22.9
10	標準式	400	120	0.07	0.03	3,000	4,030 ^{*2}	18.0
11	回分式	70	35	0.10	0.05	4,000 ~6,000	2,510	21.8
12	接触酸化+標準式	10	25	0.60 ^{*1}	0.28	-	2,430 ^{*2}	7.1
13	回分式	375	280	0.11	0.02	3,000	7,000 ^{*2}	22.7
14	"	120	120	-	0.02	-	5,240	18.3

注) *1: BOD-容積負荷

*2: 平均値

*現 宮城県宮黒保健所

曝気槽の状態としては、糸状性バルキングがNo.1, No.6, No.12~14, 硝化進行中のものがNo.3, No.6, No.7, このうちNo.3とNo.7はpH4まで低下していた。No.2は汚泥黒色で流入原水が不定期, No.4は工場内洗浄のためアルカリ流入直後で汚泥分散状態だが消泡用の散水により放流水は希釈されていた。なお, 水産加工場はNo.1~8, 製パン工場はNo.9, 10, 豆腐製造工場はNo.11, 12, ゆで麵製造工場はNo.13, 14である。

3.2 活性汚泥の沈降性

全体的に汚泥の沈降性は悪く, 調査数14のうちSVIが100以下となったのはNo.7, No.9, No.10の3施設だけであった。原因としては糸状性バルキング, 高MLSS等により界面の等速沈降がみられず, 最初から圧密沈降を示すためであった。図1に各処理施設の汚泥沈降曲線を示す。No.3は7~9月に原魚が入荷せず流入原水が床洗水と器具洗浄水だけになり, 質, 量共に過少となり, 汚泥分散, 硝化進行へと移行した結果, 汚泥が減少し固液分離界面が不鮮明となり沈降曲線を求めることができなかった。

水温とSVIの関係を図2に示す。相関係数は-0.695となり, 1%有意で負のよい相関が認められた。すなわち, 水温が低下すればSVIが増し, 汚泥の沈降性は悪化する。図2より水温を20℃以上に保てば, ほぼ良好な沈降性が得られる。

業種別には数が少ないので, 危険を伴うが, 製パン工

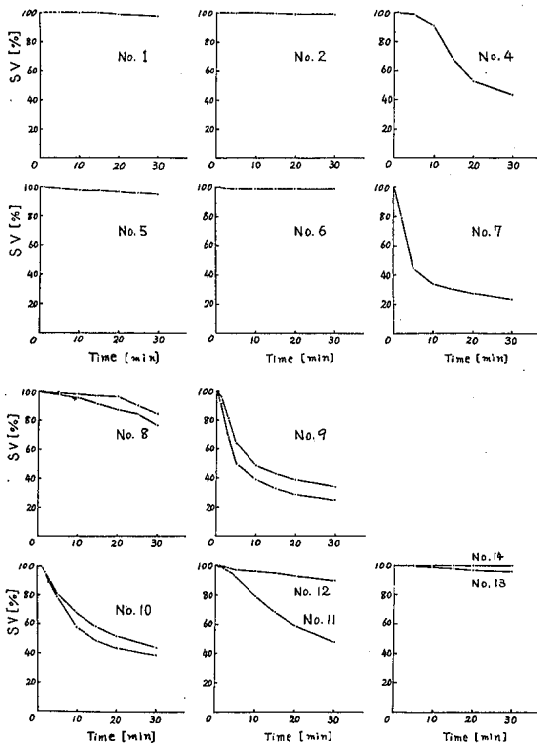


図1 各処理施設の汚泥沈降曲線

場の汚泥は沈降性が良く, ゆで麵製造工場は難があると云える。水産加工場, 豆腐製造工場は高MLSS等の運転条件によってほとんど沈降性を示さなくなることがある。

3.3 処理プロセスにおける有機物濃度指標 (BOD, COD, TOC) の変化

各槽における水質分析結果を図3, 図4に示す。

放流水水質は6施設でBOD 10 mg/l, COD 20 mg/l, TOC 20 mg/l, SS 20 mg/l以下であり, 希釈によるNo.4を除けば, 処理施設の機能は十分に発揮されているようにみえる。しかし, この中には糸状性バルキングを呈している施設が2つあり, 沈降時間を長くする事により, 汚泥の流失を防いでいるにすぎない施設も含まれている。又, 糸状性バルキングに何の対策もたてないとNo.1のようにBOD, COD等が100 mg/lを越えてしまう。No.3は曝気1ではほとんど除去されておらず, むしろ汚泥の分解により汚濁が逆に増加している。No.12は曝気1で良好な処理が行われているにもかかわらず, 曝気槽が2つ直列に接続されているため, 曝気2が過少負荷となり汚泥の分散が起こり, 放流前の固液分離が阻害されている。

活性汚泥により除去される成分は第1報¹⁾と同様, COD, TOC等の成分よりBOD成分の方が多い。

3.4 処理プロセスにおける窒素濃度の変化

各槽における窒素濃度の変化を図5, 図6に示す。NO_x-N (NO₂-N+NO₃-N)が10 mg/l以上のところは6施設あり, 硝化が進んでいることを示している。NO_x-Nに占めるNO₃-Nの割合は高く, 常にそのほとんどがNO₃-Nであった。すなわち, 流入原水のT-N(ほとんどが有機態N)はNH₄-Nに分解され, 汚泥の増殖によって消費される。又, NH₄-Nは硝化細菌の作用で酸化されてNO₂-NおよびNO₃-Nになる。この硝化作用は低負荷時に特に活発になると言われており^{2,3)}, NO_x-Nの高い施設は少し前に低負荷で運転されたところ, あるいは現時点で低負荷運転されているところと云える。No.8は曝気槽が2つ並列にある施設であり, 片方の曝気槽の流出端で硝化が進んでいることを示している。

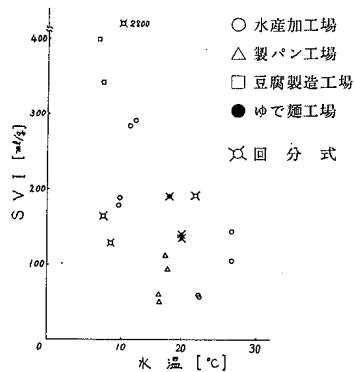


図2 水温とSVIの関係

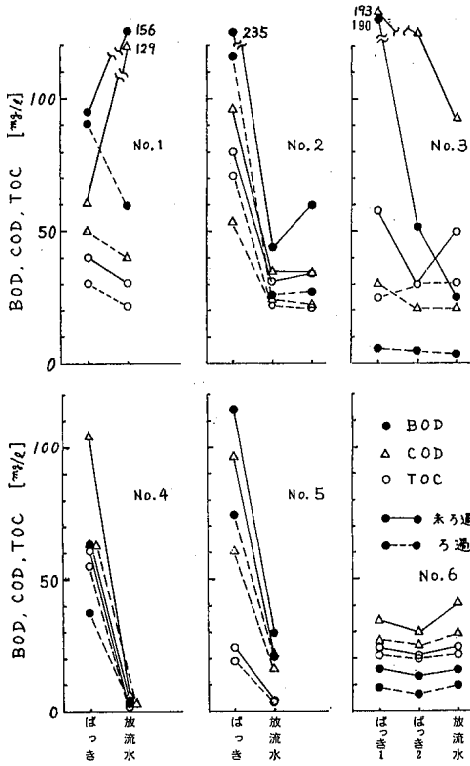


図3 各槽における水質分析結果

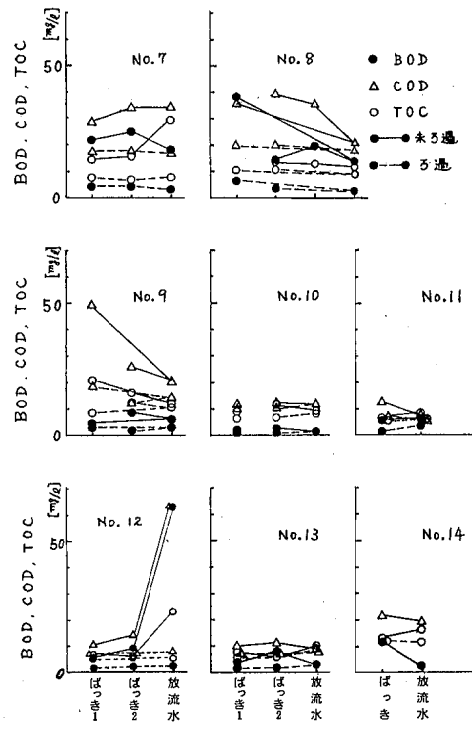


図4 各槽における水質分析結果

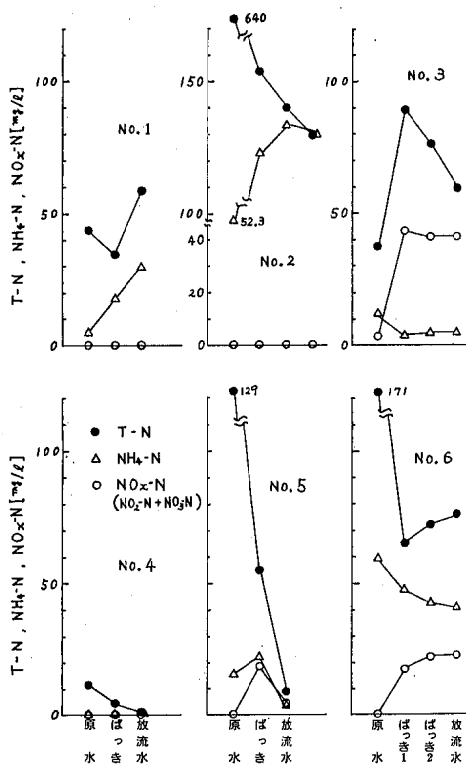


図5 各槽における窒素濃度の変化

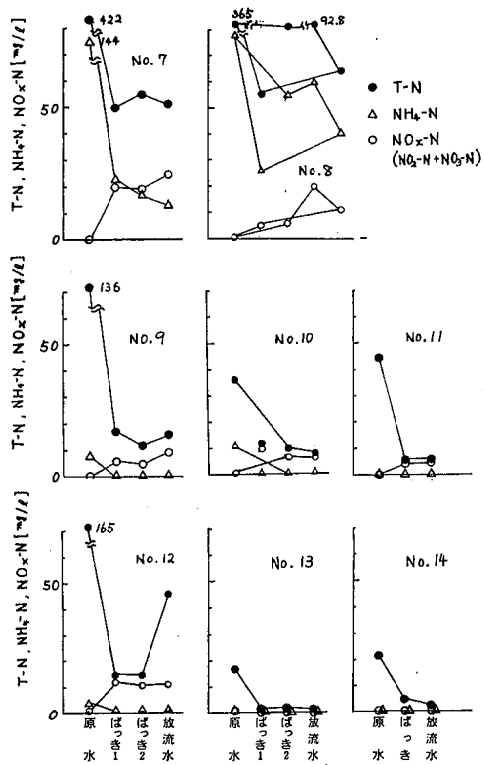


図6 各槽における窒素濃度の変化

放流水中のT-Nは、ほとんどの施設で70~80%が可溶性無機窒素によるものであった。又、NO₃-NとUV₂₂₀の相関を求めたところ、相関係数0.989 (n=14)と非常に高い相関が認められた。これは工場排水中のNO₃-NをUV₂₂₀で測定可能であることを示唆している。

3.5 BOD, T-N, T-P 除去率

処理施設毎のBOD, T-N, T-P 除去率を表2に示す。BOD 除去率はほとんどの施設で98%以上であった。都市下水処理においては、活性汚泥ではBOD除去率は85~95%²⁾とされているが、今回の結果はこれを大きく上まわっている。流入原水のBODが都市下水に比べて、かなり高いので放流水のBODが同程度まで処理されたとすると、計算上では、除去率が都市下水処理を上まわることになる。糸状性バルキングにより汚泥が流出していた施設と低負荷のため汚泥が分散状態にあった施設だけが80%を下まわった。

T-N 除去率は半数以上の施設で80%を越えた。一般に窒素の除去率は20~40%程度と言われているが³⁾、硝化作用と脱窒作用の起こりやすい条件を整えてやれば、かなり高い除去率が期待できるものと思われる。前述のとおり流入原水には有機態NとNH₄-Nが大部分を占めており、有機態NがNH₄-Nに分解され、さらにNO₂-NあるいはNO₃-Nにならない³⁾と脱窒は起こらない。硝化菌は増殖速度が遅く汚泥日齢が長くないと十分に働かない。一方、活性汚泥中には多種多様の通性嫌気性細菌が存在し、DOがなくなるとNO₂-N, NO₃-Nに含まれる結合型の酸素を利用して有機物を酸化分解する。この両者が実処理装置の曝気槽、沈澱槽、および返送汚泥中でバランス良く起こっている可能性が強い。No.1, No.3は流入原水より放流水の濃度が高かった。これはSSに起因するものと思われる。

T-P 除去率は大部分の施設で60%以上に達した。リン除去率は普通10~30%とされているが³⁾、最近のレポート^{4),5),6)}によれば、種々の方法で窒素、リンの同時除去が試みられ良好な結果が得られている。活性汚泥によるリンの除去法とは、汚泥が好気的な条件下で微生物体内に必要とされる以上のリンを取り込むことを利用したもので²⁾、流入原水と接触する前に汚泥中のリンを放出させておけば、より効率の高い除去が期待できる。今回、高い除去率が得られた原因は不明であり、今後の検討課題である。

活性汚泥により除去されたBOD:N:Pの比を表3に示す。原水の影響を強く受け、各施設間のバラツキが大であるが平均値は100:7.2:1.2で、流入原水に必要な栄養バランス100:5:1に近い値を示した。

3.6 原生動物からみた汚泥の性状と処理水質

処理施設毎の原生動物相を表4に示す。原生動物は細

表2 処理施設毎のBOD, T-N, T-P 除去率

No.	BOD 除去率 %	T-N 除去率 %	T-P 除去率 %
1	79.1	-	-
2	99.0	79.8	83.9
3	78.8	-	22.8
4	99.1	88.8	85.8
5	98.1	93.2	80.1
6	98.6	55.6	64.2
7	99.8	87.9	67.3
8	99.6	82.4	59.8
9	99.4	88.6	74.6
10	99.7	78.2	60.0
11	98.9	86.8	51.7
12	94.0	72.4	98.1
13	99.4	88.6	91.5
14	99.1	89.2	16.5

表3 活性汚泥に取り込まれたBOD:N:P

	除去量 (mg/ℓ)			BOD:N:P
	BOD	T-N	T-P	
1	603	-	-	-
2	5,670	511	130	100:9.0:2.3
3	93	-	3.2	100:-:3.4
4	371	7.3	1.0	100:2.0:0.3
5	1,561	120	25.3	100:7.7:1.6
6	1,095	95	24.4	100:8.7:2.2
7	9,552	371	53.5	100:3.9:0.6
8	3,346	301	38.0	100:9.0:1.1
9	1,034	121	16.0	100:12:1.5
10	678	28.4	1.5	100:4.2:0.2
11	574	38.3	1.5	100:6.7:0.3
12	1,054	151	13.5	100:14:1.3
13	507	15.2	0.9	100:3.0:0.2
14	287	19.1	1.0	100:6.6:0.4

菌とともに廃水の浄化をつかさどる主要なメンバーであり、さらに処理プロセスの管理の良否を示す指標にもなる。活性汚泥中には種々の原生動物が出現するが、廃水処理上から分類すると、活性汚泥性生物(活性汚泥が良好な時に出現)、非活性汚泥性生物(活性汚泥の状態が悪い時に出現)、中間汚泥性生物(活性汚泥が悪い時から回復する時等に出現)に大別できる。それぞれの原生動物はある特定の環境に多く出現することから、原生動物を計数することにより処理水質を推定することが可能である。ただし、原生動物の消長にはある程度の時間を要することから、処理水BODの日変化と原生動物相とに相関関係を期待するのは無理があり、処理水の平均BODの指標として利用すべきものである。このことは次の事例

表4 処理施設毎の原生動物相

	1		2		3		4	5	6		7		8			9		10		11	12		13		14
	I	II	I	II	I	II			I	II	I	II	IA	IB	IB	IA	IB	0	I		II	I	II		
BOD-SS負荷 K_p/R_p 日	1.24	0.36	0.08		0.15		0.15	0.10	0.15		0.41		0.46			0.09		0.03		0.05	0.28		0.02		0.02
SV ₃₀ %	98	99	98	-	-	43	95	99	99	24	23	76	84	-	25	34	44	39	48	90	89	96	96	100	
MLSS mg/l	350	5,260	5,480	1,320	530	2,620	7,400	3,390	3,480	4,200	3,900	5,280	7,960	6,560	4,910	5,620	3,910	4,160	2,510	2,630	2,230	7,090	6,910	5,240	
SVI ml/l	2,800	188	179	-	-	164	128	292	284	57	59	144	105	-	51	60	113	94	191	342	399	135	139	191	
曝気槽 DO mg/l	8.2	0.4	0.5	5.5	5.7	4.0	5.3	1.8	1.0	2.7	1.7	0.8	0.6	0.6	2.5	2.8	7.4	2.5	2.6	8.3	9.7	0.6	0.5	1.1	
放流水 BOD mg/l	156	60		25		4.0	29	15		16		14		6.0		1.9		6.4	62		2.9		2.6		
活性汚泥性生物	Vorticella sp.	1+		1-		3+		4+	3+						1+			1+							
	Epistylis sp.				3+							1+							1+						
	Opercularia sp.																								
	Carchesium sp.						3+														1+				
	Aspidisca sp.				1+	1+				5+	5+											2+	3+		3+
	Copepoda sp.															1+	1+	1+	1+						
Tardigrada sp.																					1+				
中間汚泥性生物	Litonotus sp.		1+		2-			3+	3+											1+	2+	1+	3+	2+	4+
	Chilodnella sp.	1+		1+									1+												3+
	Stylonychia sp.			1+																					2+
	Rotaria sp.				3+	3+	1+	1-	2+	(1+)	1+	1+	1+	1+	3+	3+	2+	3+	1+	1+					2+
	Amoeba sp.				(3+)	(2+)	(4+)																		
非活性汚泥性生物	Boda sp. monas sp.	3+	1+					4+	5+	5+	3+	3+	1+	4+	4+			1+	3+		1+	1+			
	Oikomonas sp.																								
	Paramecium sp.				1-										1+										
	Colpidium sp.	3+																							
	Glaucoma sp.																								
	Nematoda Naiss sp.	1+									2+	1+							2+	1+					3+
	Peranema sp.										3+	3+													1+
Sphaerotilus natans	4+	1+	1+					3-	3+											1+	3+	3+	3+	3+	4+

注) I+: 300個以下
 2+: 300~500個
 3+: 500~2,500個
 4+: 2,500~10,000個
 5+: 10,000個以上
 I, II: 曝気槽のフロー順を表わす。
 0は空曝気中のもの
 (): 死がい

によって説明できる。No. 1は糸状性バルキングにより汚泥が流失し高負荷になり処理水質は悪化している、原生動物相をみれば非活性汚泥性生物が優占種となっている。No. 7, No. 8, No. 11もほぼ処理水質と原生動物相が一致している。No. 12の曝気槽1では処理水質ならびに原生動物相は活性汚泥性生物が優占種で良好であるが、曝気槽2では汚泥の分散により処理水質が悪化し、原生動物も数が減少し中間汚泥性生物、および非活性汚泥性生物となっている。これと反対に、No. 9, No. 10では処理水質は良好であるが、原生動物からみれば中間汚泥性生物、および非活性汚泥性生物が多い。

この他のものは中間的な傾向を示している。又、原生動物の死がいが存在する場合、活性汚泥に悪影響を与える条件下にあると判断できる。No. 3, No. 7はPHの低下、No. 4はアルカリによるショックロードであった。

以上のことを考えると原生動物による処理水質の推定は常時顕微鏡観察を行うことにより初めて可能となるもので、1回の観察でこれを行うことはかなりの危険性を伴うことであると言える。

3.7 MLSSと遠沈容積との関係

活性汚泥の維持管理において、MLSSを適正に管理することは非常に大切なことであるが、現場でMLSSを測定することは測定条件および時間的な制約等からかなり困難な現状にある。MLSSと遠心分離による汚泥沈降容積との相関を図7に示す。相関係数0.829 (n=22)とかなり高い相関が認められた。このことは現場の活性汚泥

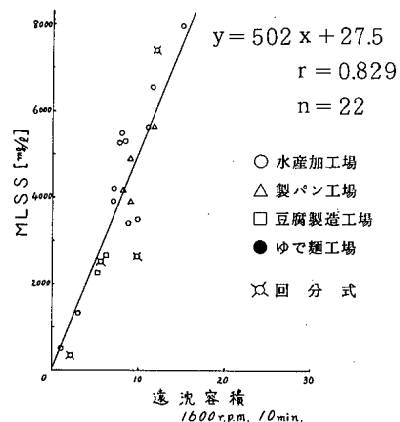


図7 MLSSと遠沈容積の関係

処理施設毎に相関を求めれば、より高い相関が得られ、又1度回帰直線を作成しておけば遠沈容積を求めることで十分にMLSSの管理が可能であることを示している。遠沈容積は結果が得られるまで10分程度しか要しないこと、サンプル量が50mlあれば十分であること等の特徴がある。

4. まとめ

今回の調査件数は14施設と少なく、まだ県内の食品工場の実態を十分に把握したとは言えないが、全体的にみると次のようなことが明らかになった。

(1) 糸状性バルキングは水温、DO、および業種に関係な

く、又栄養バランス上問題のない施設にもみられる。固液分離が十分に行われない場合、汚泥の流失等により放流水水質に悪影響を与える。

(2) 汚泥の沈降性は一般的に悪く、業種によって沈降性に差がみられた。製パン工場は汚泥の沈降が良く、ゆで麵製造工場は悪い。

(3) 放流水BODは水産加工場で10～30 mg/l、その他の業種で10 mg/l以下であり、流入原水の濃度が強く関与しているものと推定される。

(4) 硝化は流入原水のT-Nが高い水産加工場に多くみられ、進行の程度に応じてpHが低下する。このpH低下が汚泥の活性を阻害し、その結果水質を悪化する。

(5) BOD除去率、T-N除去率、T-P除去率は一般に言われている値よりかなり高い結果が得られた。

(6) 汚泥の性状、特に原生動物相の観察により処理水質を推定する場合には、一度の観察で簡単に判断するのは危険であり、ある期間観察を続けたうえで推定した方が良い。

(7) MLSSの日常管理に遠沈容積が利用できることがわかった。

最後に本調査にあたり、サンプリング等に御協力をいただいた塩釜、仙南、岩沼、宮黒保健所の環境公害課の職員の皆様に深く感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 高橋正弘 他：宮城県公害技術センター報告，10（1982）
- 2) 須藤隆一：廃水処理の生物学，産業用水調査会
- 3) 須藤隆一 他：活性汚泥法，思考社
- 4) 早川登 他：第17回水質汚濁学会講演集，P.57，P.71（1983）
- 5) 橋本契 他：第17回水質汚濁学会講演集 P.65（1983）
- 6) 小倉久子 他：第17回水質汚濁学会講演集，P.73（1983）

21. 伊豆沼湖沼群の水質汚濁について

田中 和郎 佐々木俊行* 高橋 正弘**
 高橋紀世子* 佐藤 春雄 鎌田 正弘
 小泉 俊一*** 柳 茂 佐藤 秀夫

1. はじめに

宮城県には環境基準類型指定されている湖沼が9湖沼あるが、これらの湖沼ではCODの環境基準を満足していない。本調査では平地に位置する天然湖沼である伊豆沼・内沼の水質特性を種々の方向から調査し、汚濁機構を解明すべく、水質・底質・プランクトンおよび内部生産量等の調査を実施したので報告する。

なお、本調査は伊豆沼湖沼群の総合保全管理計画策定の資料とするため伊豆沼管理協議会から昭和56・57年の2カ年にわたり、委託を受け実施したものである。¹⁾

2. 伊豆沼・内沼流域の概要

伊豆沼・内沼は宮城県北部の築館・若柳・迫3町の境界上に位置し、天然記念物・鳥獣保護区・県自然環境保全地域に指定されている。伊豆沼は湛水面積8.9km²と本県最大の天然湖沼であり、内沼とともにガン・ハクチョウ等多数の鳥類の越冬飛来地である。又、両沼とも沼一面のハスの群生地として知られていたが、昭和55年の長雨のため水位の上昇が長期間続き、ほとんどの根茎が枯死するに至った。

伊豆沼には照越川と萩沢川が合流した荒川が、内沼には太田川・八沢川の小河川が流入している。伊豆沼と内沼は浄土川でつながっており、通常、内沼から伊豆沼へ流れ、荒川（出口）を経て迫川に流出している。伊豆沼・内沼流域は水田等の農耕地が多く、沼から農業用水の取水が行われ、その排水は再び沼へ排出される。流域人口は14,000人を数え、築館町の生活排水は荒川を経て伊豆沼に流入し、又、し尿処理場排水も直接流入している。

3. 調査方法

調査期間は昭和56年度は9月2～3日、10月28～29日、12月2日の3回、昭和57年度は、5月6～7日、6月1～2日、8月2～3日、11月24～25日の4回、計7回である。

調査地点は図1に示す。

分析方法は表1、表2に示す。

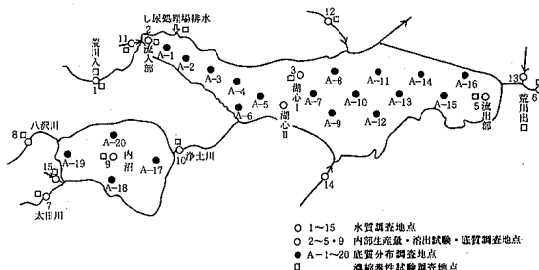


図1 調査地点

表1 水質分析法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	JIS K0102
DO	ウインクラー酸化ナトリウム変法	〃
COD	100℃における酸性過マンガン酸カリウム法	〃
BOD	〃	〃
SS	GFPろ過法	〃
Cl	硝酸第二水銀法	〃
NH ₄ -N	インドフェノール法	〃
NO ₂ -N	スルファミンナフチルエチレンジアミン法	衛生試験法注解
NO ₃ -N	Cu-Cd還元法	海洋観測指針
T-N	〃	ペルオキシ二硫酸カリウム分解
PO ₄ ³⁻ -P	アスコルビン酸還元法	〃
T-P	〃	ペルオキシ二硫酸カリウム分解
クロロフィルa	吸光度法	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
紫外線吸光度	〃	日立124型分光光度計(ろ液について測定)

(注) CODについては、検体をガラスフィルター(ヨロGS-25)でろ過し、ろ液についても分析した。

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

* 現 宮城県宮黒保健所

** 現 宮城県大崎広域水道事務所

*** 現 宮城県塩釜保健所

雨水は栗原保健所(築館町留場)屋上に捕集ピンを設置、降り始めから終わりまでを捕集した。

4. 調査結果および考察

4.1 水質

水温は各地点とも大きな変動はなく、春から夏には20~25℃前後、11月には5~10℃前後の値を示した。

pHは湖内、河川ともほとんど変動は見られないが、昭和57年6月に湖心Ⅰ・Ⅱで他の地点より高目のpH8.1まで上昇した。(図2参照)

DO飽和度は昭和57年5・6月に湖心部および流出部100%を越え、過飽和の状態であり、水温、pHの上昇ともない、植物プランクトンによる光合成が盛んに行われていたものと考えられる。(図3)

伊豆沼のBODは1.3~6 mg/lで、流入河川のBOD1~3 mg/lに比べ高い値であり、CODもそれぞれ6~12 mg/l、4~5 mg/lとBODとほぼ同様の挙動を示し、流入河川に比べ、湖内の水質が高くなり、湖内での一次生産等の影響によるものと考えられる。又、BOD、CODとも伊豆沼流入部から湖心部にかけて上昇し、流出部では年間を通してBODは4 mg/l前後、CODは9 mg/l前後の値となり、荒川へ流出する。又、内沼のBOD、CODは各月とも伊豆沼よりやや低い値を示している。(図4)

SSは昭和56年12月と57年5月および11月に湖内で高目の値を示しているが、流出部でもこの影響を受け高くなっている。5月には農業排水や風等の影響、又、11月、12月は流入部、流出部では特に低水位(水深0.2~0.3m)となり、風や船による巻き上げの影響があると考えられる。

NH₄-Nは、伊豆沼で0.01~0.9 mg/l、河川で0.01~

0.26 mg/lの値を示し、沼入口から出口にかけて徐々に減少している傾向にある。特に57年5月には荒川入口と流入部で高い値を示しているが、これは、農業排水の影響が大きいものと考えられる。内沼は伊豆沼に比較してかなり低濃度である。(図4)

NO₃-Nは伊豆沼・内沼で0.01~1.7 mg/l、河川で0.07~1.2 mg/lと、沼・河川で同程度の値を示している。

T-Nは伊豆沼で1~5 mg/l前後で昭和57年5月には、流入部および湖心部で高い値を示し、8月にも高くなっている。T-N中に占めるNH₄-NやNO₃-N等の無機態窒素の割合は57年6月には低い値を示し、秋季から冬季(56年10・12月、57年11月)にかけて、無機態窒素の割合が高くなっている。又、各月とも流入部に比べ、流出部で無機態窒素の占める割合が減少している。

PO₄-Pは、伊豆沼で0.002~0.05 mg/l 流入河川は、0.01~0.05 mg/lで同程度の濃度であり、又、内沼ではほとんどが0.002 mg/l以下で伊豆沼に比較して低い。

(図5)

T-Pは0.05~0.3 mg/l前後で窒素と同様、57年6月にT-P中の無機態リンの占める割合は低く、プランクトンへの摂取があるものと考えられる。荒川入口で57年5月に高い値を示すのは農業排水の影響と考えられ、8月にも湖心部で高い値を示した。(図4、図5)

クロロフィルaは夏季の水温上昇期に増加がみられ伊豆沼・内沼で30~100 μg/lを示し、水温が低下しても20 μg/lと比較的高い値を示し、春季から夏季にかけての生物活動が活発なことがわかる。(図3)

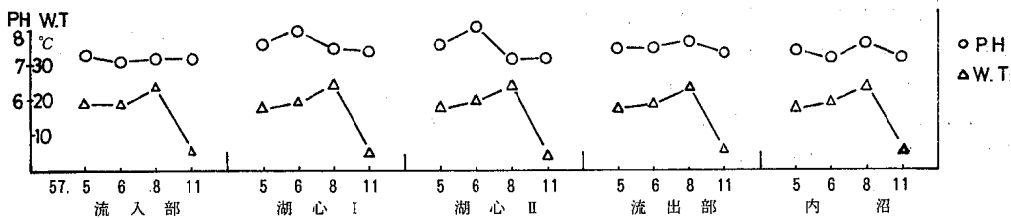


図2 水質調査結果(水温, pH)

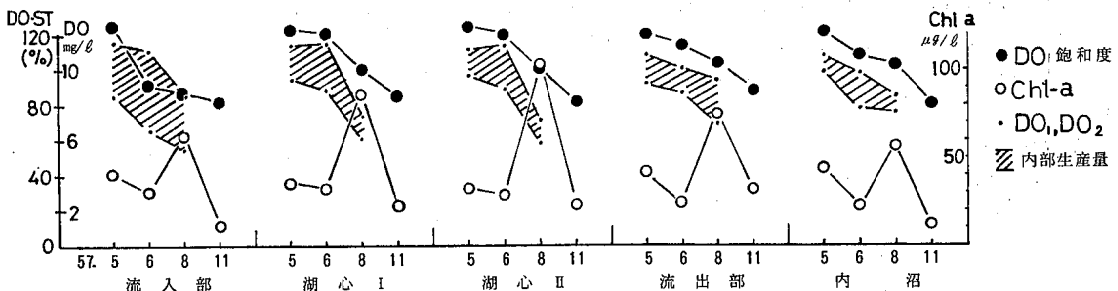


図3 水質調査結果(DO, DO飽和度, Chl-a, 内部生産量)

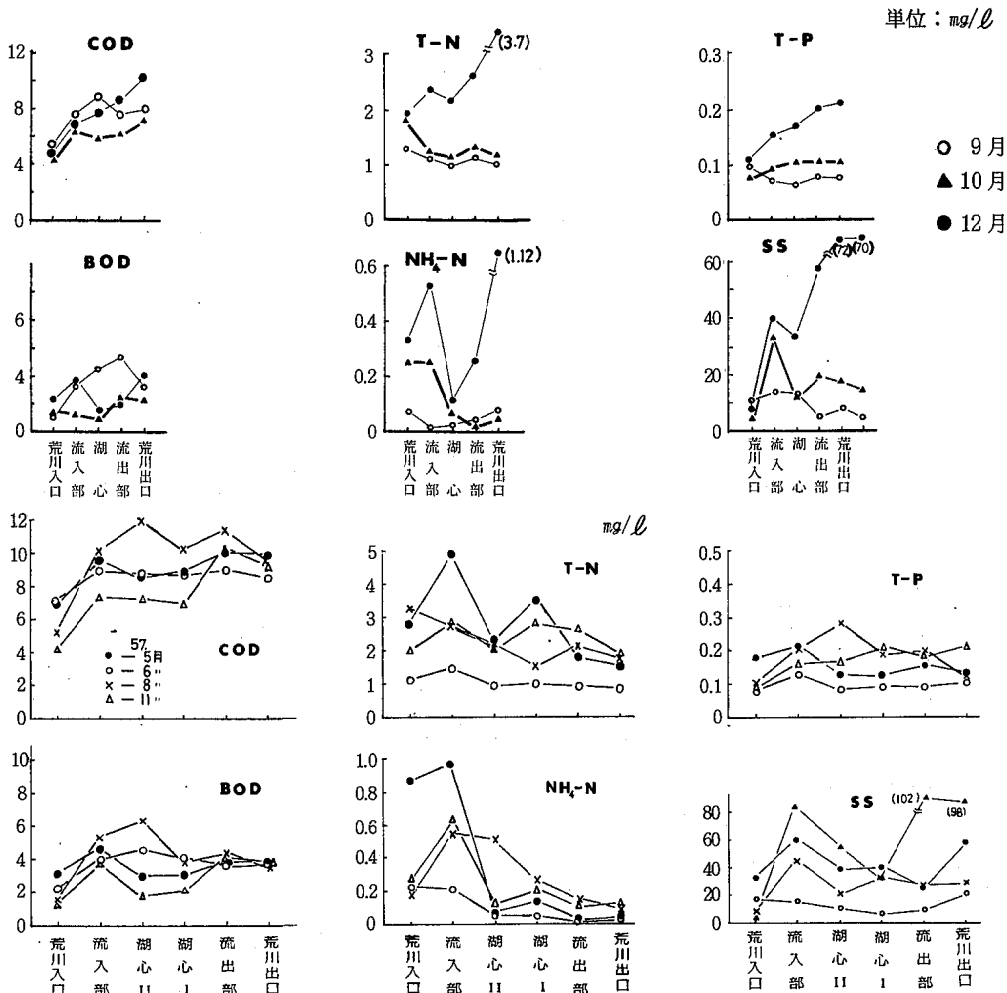


図4 伊豆沼の水質調査結果

4.2 内部生産量調査

内部生産量調査は伊豆沼・内沼の5地点で57年5・6・8月の3回300mlの明・暗ビン法により24時間後の酸素量の差を測定し、次式により炭素量を換算し、内部生産量とした。

$$C(g) = \frac{DO_1 - DO_2(g)}{PQ} \times \frac{12.01}{32.00} \quad (3)$$

ここでPQ=1.21, D₁:明ビンのO₂量, D₂:暗ビンのO₂量
その結果、各地点とも6月に生産量が多く、地点別には、流入部, 湖心I, 湖心II, 内沼, 流出部の順に多い。又、各地点ともクロロフィルaの濃度の高い8月より6月に生産量が多いのは、植物性プランクトンの種類の違いや活性状態の違いによるものと考えられる。このことはpHの上昇やDOの過飽和が6月に著しく現われ、一次生産が活発に行われていることを示している。しかし8月にはクロロフィルa量が多いにもかかわらずpHの上昇やDOの過飽和が少なく、無機態のN・Pが消費さ

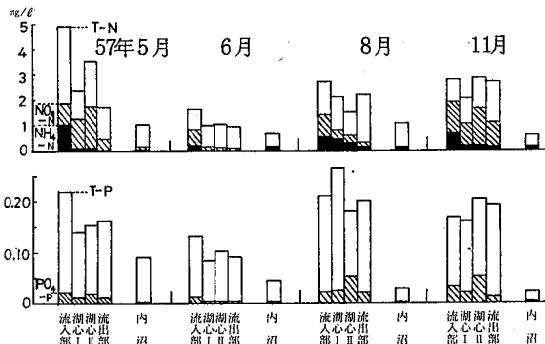


図5 水質調査結果 (N,P)

れなかったことから、一次生産はあまり行われなかったと考えられる。(図3)

4.3 富栄養化指数 (TSI)

従来より、湖沼の栄養状態は栄養塩濃度によって貧栄養、中栄養および富栄養に分類されている。しかし、近

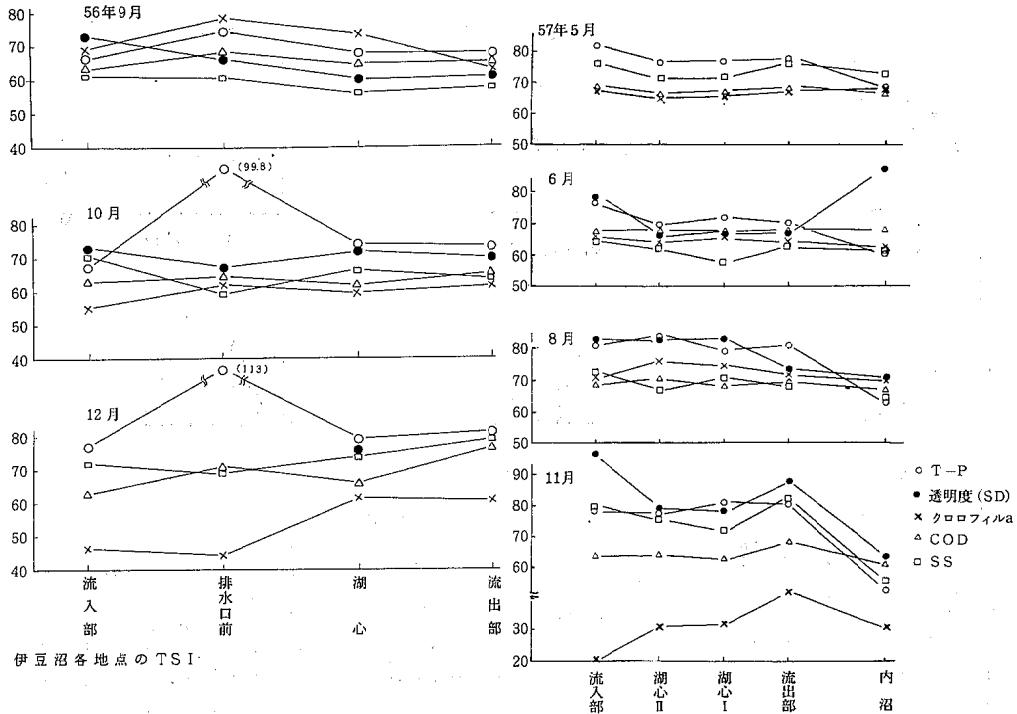


図6 伊豆沼各地点の TSI

年 Carlson は栄養状態を数式化する方法を提案し、国立公害研究所においても検討されてきた。⁴⁾⁵⁾ 本調査でもこの富栄養化指数 (TSI) を COD, T-P, クロロフィル a, 透明度および SS の 5 項目について検討し、これを図 6 に示した。各項目の TSI ではクロロフィル a と COD が殆ど同じパターンを示しており、伊豆沼の TSI の指標として有効であると考えられる。一方、沼の水深が浅いため、透明度は TSI の算出には多少無理があるものと思われる。

伊豆沼・内沼の場合、56年12月と57年11月の TSI (Chl-a) を除いてはどの項目の TSI もほぼ60以上を示しており、Carlson 等が指摘する富栄養化の状態となっている。

4.4 雨水の水質

雨水は56年2回、57年5回(内1回は雪)採取し、その結果を表3に示す。pHは5.0~6.5と微酸性を示し、CODは0.1以下~4.5mg/l、NH₄-Nは0.13~0.71mg/lと窒素の中でも高い割合を示す。T-Pは0.002~0.09mg/lで殆どがPO₄-Pで占められている。

4.5 農業排水の水質

57年に田植え時期の農業排水の調査を行ったが、直接、沼へ流入する農業排水の水質分析結果については図7ののとおりである。

BODとCODは毎月毎に大きな変動はなく、沼と同レベルであり、SS, T-N, T-Pは5月に高い値を示し、

表3 雨水の水質 (栗原H.C屋上)

採取年月日	56.9.1	56.12.1	57.7.8	9.10	9.12	10.19	*11.24	平均
pH	6.5	5.8	6.5	5.0	5.8	6.0	6.0	6.0
COD	1.2	2.3	4.5	1.5	0.5	<0.1	2.4	2.0
CODろ液	-	-	3.4	1.1	-	-	-	2.2
Cl ⁻	0.2	0.5	-	-	1.8	3.2	6.4	2.4
NH ₄ -N	0.128	0.137	0.710	0.325	0.135	0.135	0.122	0.281
NO ₂ -N	0.005	0.001	0.011	0.004	0.001	-	0.003	0.004
NO ₃ -N	0.06	0.08	0.17	0.17	0.04	0.04	0.03	0.08
T-N	0.25	0.57	1.86	-	0.42	0.17	0.73	0.56
PO ₄ ³⁻ -P	<0.003	0.003	0.07	<0.003	<0.003	<0.003	0.081	0.023
T-P	<0.003	0.007	0.094	0.006	<0.003	0.004	0.097	0.030
電気伝導度	4.5	8.1	-	-	-	-	26.5	13.0

*は雪を分析

沼への影響が大きかったことがわかった。

57年6月と8月に沼、河川水の農業調査を行った結果6月にはベンチオカーブが農業排水中に18~40μg/l、河川水で3~14μg/l検出されている。ブタクロールは農業排水および河川で3~5μg/l、CNP、X-52は河川と農業排水でわずかに検出され、NIPおよびT-CNPは検出されず、8月は湖心Iのみで実施したが、どの項目も検出されなかった。

4.6 し尿処理場排水の水質

伊豆沼北西部の沼岸に位置するし尿処理場は、昭和41年から処理開始し、現在、硝酸化槽および凝集沈殿装置を有し、平均1600ml/日の排水を排出している。56年4回、57年4回の計8回採水調査を実施し、BOD, COD, SSの平均値はそれぞれ11mg/l, 31mg/l, 6.7mg/lである。

NH₄-N, NO₃-Nの平均値は40mg/l, 104mg/l, T-N

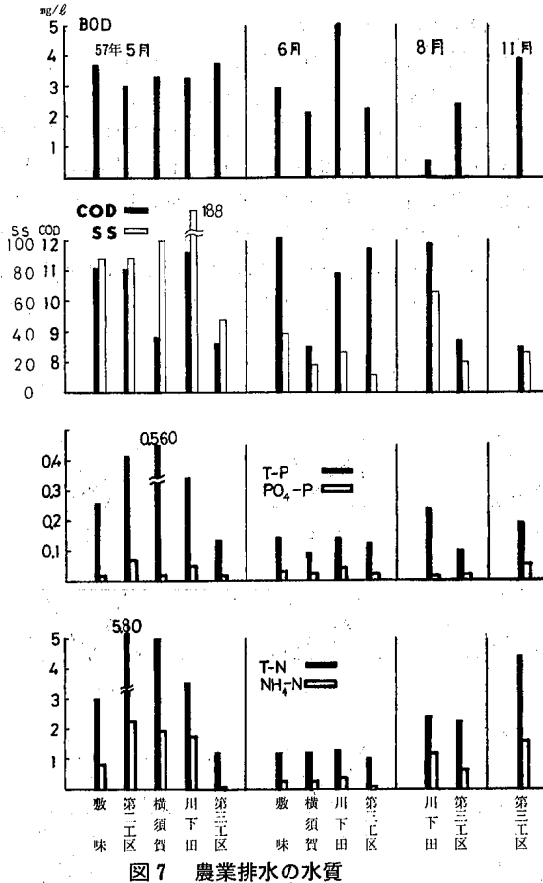


図7 農業排水の水質

は 155 mg/l であり、その殆どが無機態窒素で占められている。又、57年8月の採水時には硝化作用が十分働かなかったため、排水は T-N が高目の値であり、NH₄-N の割合が高かった。

PO₄-P, T-P の平均値はそれぞれ 7.2 mg/l, 8.2 mg/l と窒素同様ほとんどが無機態のリンであった。(表4)

4.7 底質

底質調査は56年、57年各2回実施し、57年8月には20カ所で分布調査を行った。その結果を図8, 9に示す。

pH は各地点とも pH7 前後の値を示しほとんど変化がない。

COD は流入部で 30 mg/g 乾泥 前後、流出部では 20~45 mg/g 乾泥 と湖心部の 50~75 mg/g 乾泥 に比べ低い値を示しているものの有機汚染の指標とされている 20 mg/g 乾泥 を越えていることがわかる。又、内沼は伊豆沼よりさらに COD が高目である。

T-N は伊豆沼湖心部で 5~8 mg/g 乾泥、内沼が 8 mg/g 乾泥 前後と、汚濁の進行している諏訪湖の平均 5.2 mg/g 乾泥 を上まわり、富栄養化の進んでいることがわかる。季節による変化はあまり見られない。⁶⁾

T-P は伊豆沼では平均で約 1 mg/g 乾泥 で諏訪湖の

表4 し尿処理場水質調査結果

採取年月日	1	2	3	4	5	6	7	8	平均
Na	56.9.2	10.28	12.2	57.1.12	5.6	6.1	8.4	11.25	
pH	-	7.6	7.7	7.8	7.7	7.8	7.9	8.1	7.8
BOD mg/l	10	9	11	1.6	19.6	12.1	21.9	0.9	11
COD mg/l	28	28	30	34	25.0	30.3	49.9	28.8	31
ろ液 mg/l					23.4	28.9	48.3	26.9	31
SS mg/l	7	5	4	13	4.0	7.7	7.8	5.7	6.7
Cl ⁻ mg/l	174	212	243	-	187	221	304		225
NH ₄ -N mg/l	25	11	22	51	33	42	124	15.8	40
NO ₂ -N mg/l	2.9	0.8	2.0	3.1	2.2	1.8	3.8	1.3	2.2
NO ₃ -N mg/l	92	122	119	82	101	104	97.1	117	104
T-N mg/l	123	134	142	136	175	148	254	144	155
PO ₄ -P mg/l	7.2	6.2	5.2	2.0	7.9	8.6	12.2	8.3	7.2
T-P mg/l	10.5	7.6	5.2	2.7	10	8.6	14	8.3	8.2
TOC mg/l					12.2	17.8	23.4	13.8	16.8
ろ液 mg/l					12.2		21.8	14.0	16.5
電気伝導度 us/cm						1,890	2,210	1,700	1,930

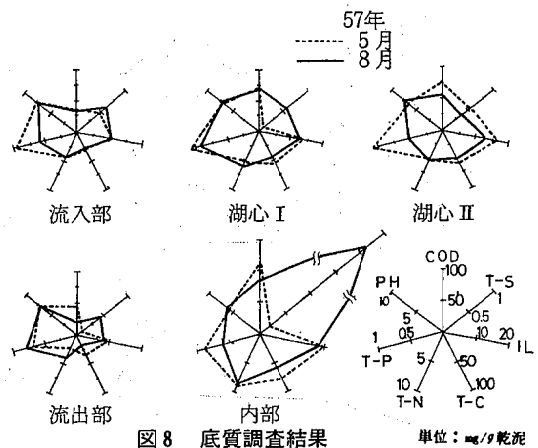


図8 底質調査結果

単位: mg/g 乾泥

平均 3.5 mg/g 乾泥 より低い。T-N/T-P 比は伊豆沼は平均 5 となり、諏訪湖 (T-N/T-P=1.7) に比べ高くなっている。又、内沼では T-N/T-P=13 となっているが、これは底質の性状のちがいと考えられるが、今後、さらに検討を要する課題であろう。⁶⁾

T-S (硫化物) は57年のデータから見ると春季と秋季の差が顕著に現われ特に内沼・伊豆沼湖心部、流入部で急激な増加が認められる。これは、水温の上昇や DO の低下等により、底質が還元状態で硫化物 (H₂S・FeS 等) となり検出されたものと考えられ、8月には 0.5 mg/g 乾泥 を越える地点もみられ、貧毛類や赤色のユスリカ以外の生物の生存に適さない状態となっている。

又、分布状態を見ると、COD は伊豆沼流入部付近では低く、湖心部まで高くなり、流出部にかけて除々に減少している。

T-S は流出部でやや高く、除々に減少するが、A-6 で内沼の影響を受け高い値を示し、以降は横ばいの状態で流出部まで続く。

I-L は湖心部が高く、流出部にかけて除々に少なくなっている。

底質の性状は、伊豆沼流入部と流出部付近は砂まじり

の泥では灰褐色の泥質である。内沼は伊豆沼と異なり、水中植物の腐植物から成る黒色の泥が堆積したものと考えられる。

4.8 溶出試験

57年8月に伊豆沼の4地点、内沼の1地点の底質を、内径8.5cm×深さ1.8cmのシャーレに採泥し、1ℓガラスビーカーの底に置き底質表面を乱さないように1ℓの蒸留水を溶出液として満し、20℃の暗所に置いて1・2・3・5・7日目毎に溶出液を交換し溶出量を測定した。その

結果は図10のとおりである。

伊豆沼流入部のCOD, T-N, T-Pの日平均溶出量は各々0.89mg/ℓ・日、0.16mg/ℓ・日、0.07mg/ℓ・日と他の4地点に比べ高い値を示す。他の地点の日平均溶出量はCODが0.27~0.48mg/ℓ・日で流出部、湖心I, II, 内沼の順に高く、T-Nは0.08~0.16mg/ℓ・日で湖心I, II, 内沼、流出部の順に高くなっている。又、T-Pは流出部と内沼では溶出が見られず、逆に底質に吸着する現象が見られ湖心部でも0.001~0.002mg/ℓ・日とわずか

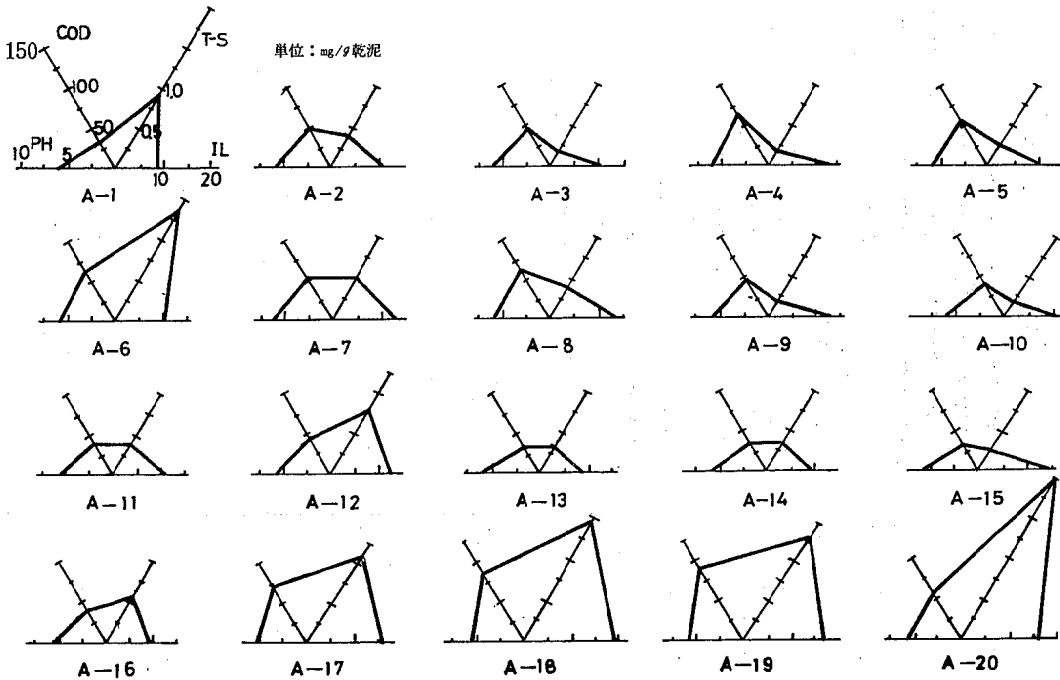


図9 底質分布調査結果

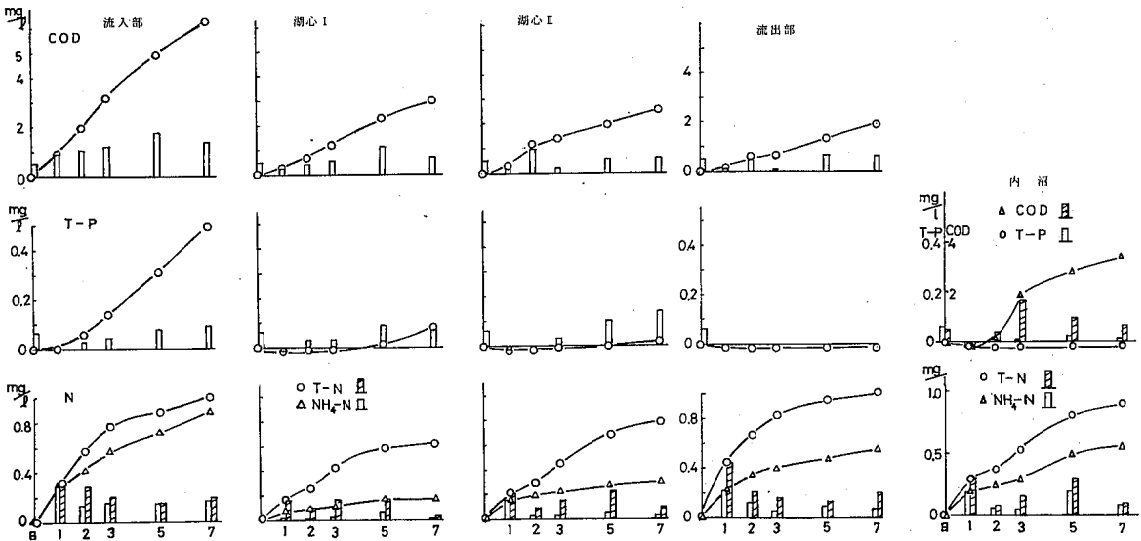


図10 溶出試験結果

表5 48時間半数致死濃度 (試験魚 アカヒレ) 単位: %

水域	地点名	採水月	6	8
荒川	荒川入口		660	600
	伊豆沼流入部		1,000	760
伊豆沼	伊豆沼湖心-1		1,500	940
	伊豆沼流出部		> 1,800	1,300
	荒川出口		1,400	1,300
内沼	内沼		-	1,300
	浄土川		1,000	> 1,800
	八沢川		> 1,800	-
太田川			1,600	1,000
	敷味		> 1,800	-
農業排水	横須賀		1,050	-
	川下田		-	370
事業場	し尿処理場		72	29

の溶出が認められるだけである。

ここで単位面積当りの溶出速度を計算すると、流入部はCOD:0.15 g/m²・日、T-N:0.027 g/m²・日、T-P:0.012 g/m²・日となり、気仙沼湾で昭和53年7月に当センターが行った調査結果 (COD:0.135 g/m²・日、Kj-N:0.0023 g/m²・日、T-P:0.0054 g/m²・日)と比較するとT-Pを除いてよく一致している。⁸⁾

流入部で溶出量が高目に出ているのは荒川から流入部に運び込まれた都市雑排水や農業排水、さらに雨水によってもたらされる山林等からの自然汚濁物質等の流れが一気に沼入口に広がることによって、流速が減少し、沈澱したものが溶出すると考えられる。

4.9 試験魚による濃縮毒性試験

試験水を凍結濃縮し、魚 (アカヒレ) が死亡する48時間半数致死濃度を測定した結果は表5に示したとおりである。⁹⁾

荒川入口で57年6月に660%、57年8月に600%を示したが、流入部、湖心I、流出部と下流になるにつれて毒性が弱まり、荒川出口では57年6月に1,400%、8月に1,300%を示した。アユが750%以上、コイが300%以上のところで生息していることから、伊豆沼は魚類に対する毒性の面では特に問題がないものと考えられる。又、内沼やその他の河川についても同様であった。

一方、農業排水では8月に川下田で370%とやや毒性が認められたが、これはNH₄-Nが高めであったためと考えられ、太田川に流入後は1,000%と問題にならない値となっている。また、し尿処理場排水は6月に72%、8月に29%でも死亡する毒性が認められた。

4.10 伊豆沼における汚濁負荷収支

伊豆沼へ流入する汚濁負荷量の割合を流入負荷量の多い57年5月を例にとり計算すると図11のとおりとなる。

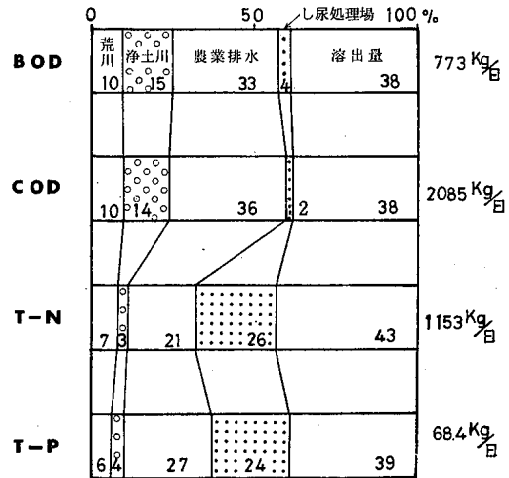


図11 伊豆沼の流入負荷量の割合 (57.5)

河川、農業排水、し尿処理場の負荷量は実測の水質および流量から算出し、底質からの溶出量は溶出試験から得られた単位面積当りの溶出量に沼面積を乗じ算出した。

BOD、CODでは底質からの溶出と農業排水が70%以上を占め、窒素・リンは底質からの溶出が最も大きく、BOD、CODでは影響の少ないし尿処理場からの負荷が次に大きい。N、Pの負荷は溶出、し尿処理場、農業排水の3つではほぼ90%を占めている。ここで各項目とも底質からの溶出量が大きなウエイトを占めているが、これは試験の条件が溶出しやすい条件下であったためと、窒素・リンに関して、流入・流出河川の水質がほとんど同レベルであったことから溶出されたものの、一部は沼内で消費され、沈澱等で再び底質に回帰されて、見かけの溶出が大きく現われたものと考えられる。

流入負荷量は各項目とも5月に多く、夏から秋にかけて少なくなる傾向を示し、流出負荷量に比べ、流入量が多い結果となり、流入負荷量の算出方法に問題があるか、あるいは、伊豆沼が沈澱池としての役割を果たしているものと考えられるか、今後、検討する必要がある。

5. まとめ

- (1) 伊豆沼・内沼におけるBOD・CODは、それぞれ1~6 mg/l、5~12 mg/lの値を示し、昭和49年度の調査と比較して大きな変動はない。
- (2) 伊豆沼・内沼および流入河川の栄養塩類はT-Nが1~4 mg/l、T-Pが0.05~0.2 mg/lを示す。5月は用水期の農業排水の影響を受けて流入部でやや高い値を示す。
- (3) 内部生産量とクロロフィル a、pH および溶存酸素飽和度等から、伊豆沼・内沼は春から夏にかけてプランクトンの活動が活発化し、春季には栄養塩類の取り込み

が多い。しかし、夏季にはクロロフィルaが多いにもかかわらず、その活動は弱まる。

(4) 伊豆沼の富栄養化指数(TSI)としてはCODおよびクロロフィルaによるTSIが有効であると思われる。又、TSIは各項目とも60以上の値を示す場合が多く、富栄養の状態にある。

(5) 溶出試験の結果からCOD、T-Nは伊豆沼に対する汚濁負荷量として大きく作用するものと推定される。

(6) 底質の状態は、伊豆沼では流出部方向へ行くに従ってCOD、ILが少なくなり、T-Sは春季に比べ夏季に高くなる傾向がある。内沼は伊豆沼よりCOD、T-S、ILが高い。

(7) 伊豆沼の汚濁負荷量収支は、様々な要因が重なり合い、なお検討の余地がある。今回の調査でも伊豆沼の環境基準は超過しており、これ以上の流入負荷量増加は、各地で見られる沼の危機を招きかねず、栄養塩類の除去等についても考える必要があろう。

6. おわりに

昭和56年9月から調査を始め、2カ年で7回の調査を終え、ほぼ一年間の季節を通して資料を得られた。今回のフィールド調査に際し、いかに室内での実験や物の考え方と自然現象にずれがあるかを改めて認識させられた。あまりにも現象が大きく、複雑なため、7回だけの調査では十分解明できなかった点が多い。今後、さらに伊豆沼の保全のため、学際的な見地から、沼の代表的な植生

であるハスやヒシ、マコモ等による栄養塩類の回帰実験等を含めた恒常的調査の必要があると思われる。

最後に、この調査の委託先である伊豆沼管理協議会等、地元の方々や調査に御協力いただいた栗原、登米保健所環境公害課の皆様に深く感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 伊豆沼湖沼群水質調査結果(昭和57年, 58年 宮城県)
- 2) 大金仁一 他: 伊豆沼の理化学的調査結果について, 宮城県公害技術センター報告, 3 (1974)
- 3) 湖沼(大倉ダム)水質管理指針策定報告書(昭和56年 宮城県)
- 4) R. E. Carlson: A Tropic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography* 22, 361-369 (1977)
- 5) 国立公害研究所: 陸水域の富栄養化に関する総合研究Ⅲ, 国立公害研究所報告(1979)
- 6) 渡辺義人 他: 諏訪湖堆積物における炭素, 窒素, リンの分布, 日本陸水学会第46回大会講演要旨集, 99 (1981)
- 7) 公共用水域測定結果(昭和49年度~55年度 宮城県)
- 8) 養殖漁場水域における水質汚濁実態調査報告書(昭和53年, 54年 環境庁, 宮城県)
- 9) 日本水産資源保護協会編: 新編水質汚濁調査指針, 恒星社厚生閣(1980)

2.2. 人造湖における水質汚濁について(第2報)

一 漆沢ダムにおける自然的要因による 水質汚濁と湛水後3年間の水質変動 一

佐々木俊行* 田中 和郎 高橋紀世子*
鎌田 正弘 佐藤 秀夫 宮崎栄一郎**
高橋 正弘*** 大庭 和彦**** 佐藤 春雄

在するだけでその汚濁荷量も小さい。

1. はじめに

宮城県には環境基準 AA 類型に当てはめられている人造湖が6ダムあるが、これらの人造湖ではいずれもCODの環境基準を満足していない。環境基準超過の原因としては前報¹⁾で報告したように腐植物質等の自然的要因による汚濁(自然的汚濁)が大きく寄与していると考えられる。この自然的汚濁は流域の地形、植生、土質等の影響を受け、流域によってやや異なる特性を示すと考えられる。自然的汚濁による人造湖の水質汚濁の実態をさらに究明するには流域に人為汚濁源がほとんどない漆沢ダムが最適である。又、漆沢ダムは昭和55年4月に湛水を開始した人造湖であり、湛水直後からの調査を継続することにより、湛水後の水質変遷をとらえることもできる。

今回は人造湖の湛水後3年間の水質変動と流入河川によるCOD、栄養塩類等の自然的汚濁の実態についてまとめたので報告する。

2. 調査水域の概況

2.1 漆沢ダムの概況

本ダムは宮城県中北部を流れる鳴瀬川上流に築造された多目的ダムで、昭和55年4月に湛水を開始した。その湛水域が幅約500m、長さ約4,000m、有効貯水量が1,600万m³で周囲を急勾配の山で囲まれた比較的小さなV字形ダムであり、貯水量および流入流出流量から平均滞留時間を求めると10~40日程度となる。本ダムの諸元を表1にまとめた。

2.2 流域の概況

本ダムには図1に示すように鳴瀬川と唐府沢が流入し、その流域のほとんどはブナ林等の森林で占められている。しかし、最近、上流域での伐採が進行し、地形傾斜が急で河川勾配も1/10~1/45と急流なため、降雨時の土砂等の流出も多くなっている。流域には定住者がなく、人為汚濁源として唐府沢にイワナ、ヤマメの養魚場が存

3. 調査方法および分析方法

調査地点は図1に示すように河川で3地点、ダム湖で3地点とし、5月から11月までの間、おおむね1カ月間隔で調査を行った。河川での採水は流心表層で行い、流量は電流速計CM-1B型(KK東邦電探)で測定した流速と水深から求めた。ダム湖での採水は上層(水深0m)、中層(温度躍層部、水深4~10m)、下層(水深30~35m)から吸い込み型ポンプにより行った。又、垂直分布調査のための採水は上、中層部では1~5m間隔で、下

表1 漆沢ダムの諸元

湛水開始年月	昭和55年4月
目的	洪水調節, かんがい用水, 上水道, 工業用水, 発電
流域面積	58.9 km ²
湛水面積	0.83 km ²
総貯水量	1,800 万 m ³
有効貯水量	1,600 万 m ³
ダム型式	中央コア型ロックフィルダム
提高	80.0 m
常時満水位	E L 270.5 m

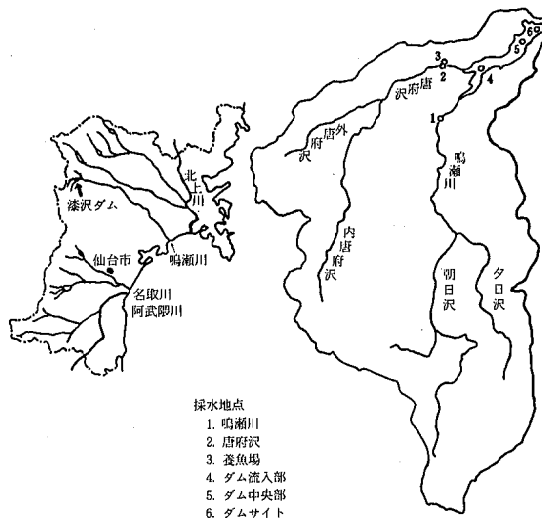


図1 漆沢ダム流域および採水地点

* 現 宮城県宮城保健所
** 現 宮城県公害規制課
*** 現 宮城県大崎広域水道事務所
**** 現 宮城県気仙沼保健所

層部で10m間隔で吸い込み型ポンプにより行った。水温は電気温度計 ET-5型(同上)を用いて1~2m間隔で測定した。

水質調査項目および分析方法は表2にまとめた。

4. 調査結果および考察

4.1 ダム湖および流入河川における三年間の水質変動

4.1.1 水温周年変化

ダムサイトにおける水温の周年変化を図2に示す。三年間とも5月には3~5m付近に躍層が形成されはじめ、6月から8月の夏季には躍層が発達し、完全な成層状態を示している。しかし、本ダムでは人造湖で一般的な二段躍層の形成は認められなかった。昭和55年には秋季に表層から部分循環がはじまり、11月には完全な循環期に移行しているが、昭和56, 57年にはそれぞれ8月、9月に台風通過による増水のため、躍層が完全に破壊され、その後に濁質による密度成層が形成され、11月には全循環に移行している。

4.1.2 BOD, CODの水質変動

ダムサイトおよび流入河川の鳴瀬川, 唐府沢におけるBOD, CODの変動を図3に示す。

BODは流入河川ではほとんど0.5mg/l以下, ダムサイトではほとんど1mg/l以下の値で, 変動は少ない。流入河川に比べダム湖ではやや高目の値を示すが, これは湖内での一次生産による有機物の増加やプランクトンの呼吸による影響と考えられる。

CODは流入河川で多少のばらつきが認められるもののほとんどが1~3mg/lの値で, そのうち溶解性のCOD(ろ液のCOD)が80%前後の値を占めている。一方, ダム湖では湛水一年目の昭和55年にはほとんど1~3mg/l, 湛水二, 三年目の昭和56, 57年には濁水の影響を受けている9, 10月の中・下層を除くとほとんど2~4mg/lの値で, 湛水一年目に比べ湛水二, 三年目にやや高目の値を示している。又, これらの値は前報¹⁾で述べた大倉ダムでのCOD 1~3mg/l, 人為汚濁源のない河川上流のCOD 1~2mg/lの値に比べて, やや高目の値を示している。CODはBODに比べて濁質の影響を受けやすく, SSが高い値を示す。昭和55年9月の鳴瀬川(工事の影響による), 昭和56, 57年の9, 10月のダムサイト中下層にはCODが高い値となっている。

4.1.3 N, Pの水質変動

ダムサイトおよび鳴瀬川, 唐府沢のN, Pの水質変動を図4, 5に示す。

NO₃-Nは流入河川で0.02~0.1mg/l, ダム湖で0.02~0.2mg/lの値で, 夏季成層期にダム湖上中層ではプランクトン等による取り込みのため0.05mg/l以下の低い値, 下層では0.1~0.2mg/lと流入河川よりやや高い値を示

表2 水質調査項目および分析方法

項目	分析方法	備考
pH	ガラス電極法	JIS KC102
DO	ウィンクラージャ化ナトリウム変法	"
BOD		"
COD	100℃における酸性過マンガン酸カリウム法	"
SS	GFPろ過法	"
Cl ⁻	硝酸第二水銀法	"
NH ₄ -N	インドフェノール法	"
NO ₂ -N	スルファミン・ナフチルエレンジアミン法	衛生試験法注解
NO ₃ -N	Cu-Cd還元法	海洋観測指針
T-N	Cu-Cd還元法	分解 アルカリ性ペルオキシ-硫酸カリウム
PO ₄ -N	アスコルビン酸還元法	分解 ペルオキシニ硫酸カリウム
T-P	"	分解 ペルオキシニ硫酸カリウム
クロロフィル-a	吸光度法	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)

注) 1. BODの植種物質として漆沢ダム湖岸の土壌抽出液を用いた。
 2. BOD, CODについては検体をGFP GS-25でろ過し, ろ液についても分析した。
 なお, フィルターは使用前に蒸留水で充分洗浄したものをを用いた。

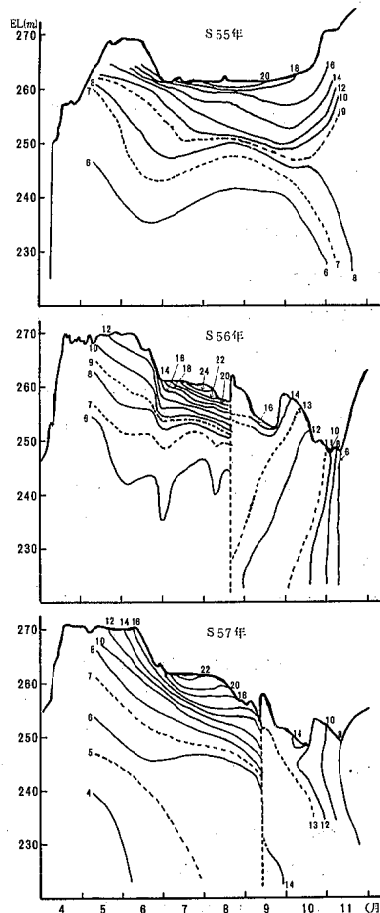


図2 ダムサイトにおける水温周年変化図

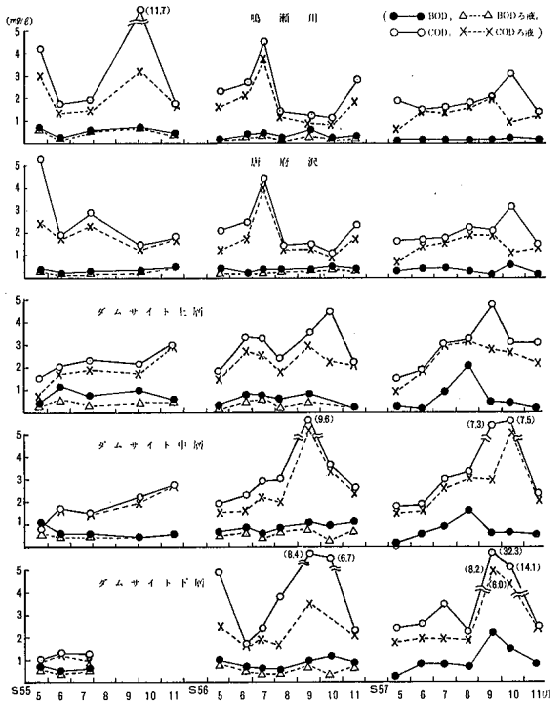


図3 流入河川およびダムサイトにおける水質変動 (BOD, COD)

し、上下間での濃度差が大きくなっている。

T-Nは流入河川で0.1~0.2mg/l、ダム湖で0.1~0.3mg/lの値を示し、T-N中に占める有機態窒素の割合は流入河川で50~70%、ダム湖で70~80%となっており、ダム湖内(特に上層)で無機態から有機態に変化していると考えられる。

PO₄-Pは鳴瀬川で0.01~0.02mg/l、唐府沢で0.02~0.04mg/lと人為汚濁源のない河川としては高い値を示している。ダム湖では夏季成層期に上中層で0.005mg/l以下の低い値を示し、NO₃-Nと同様にプランクトン等による取り込みが考えられる。

T-Pは鳴瀬川で0.01~0.03mg/l、唐府沢で0.02~0.05mg/lと高く、PO₄-PがT-Pの70~80%を占めている。ダム湖では濁水の影響が大きい昭和56, 57年の秋季を除くと0.01~0.04mg/lと鳴瀬川と唐府沢の中間的な値を示すが、T-P中に占めるPO₄-Pの割合は流入河川に比べ低い。

N, Pの値を前報¹⁾で述べた大倉ダムの値と比較すると、漆沢ダムおよび流入河川は畜産排水の影響を受けている大倉ダムおよびその流入河川とほぼ同程度かそれ以上の値を示しており、人為的汚濁源のない漆沢ダムおよびその流入河川としては、特にT-Pが高い値を示している。

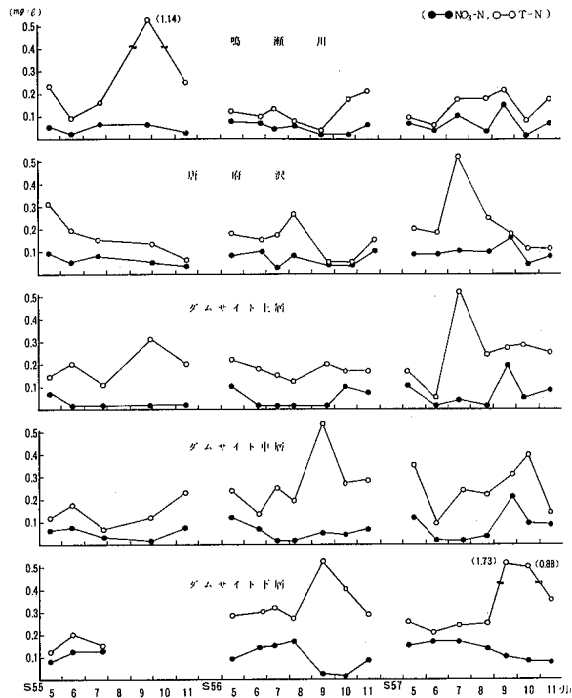


図4 流入河川およびダムサイトにおける水質変動 (NO₃-N, T-N)

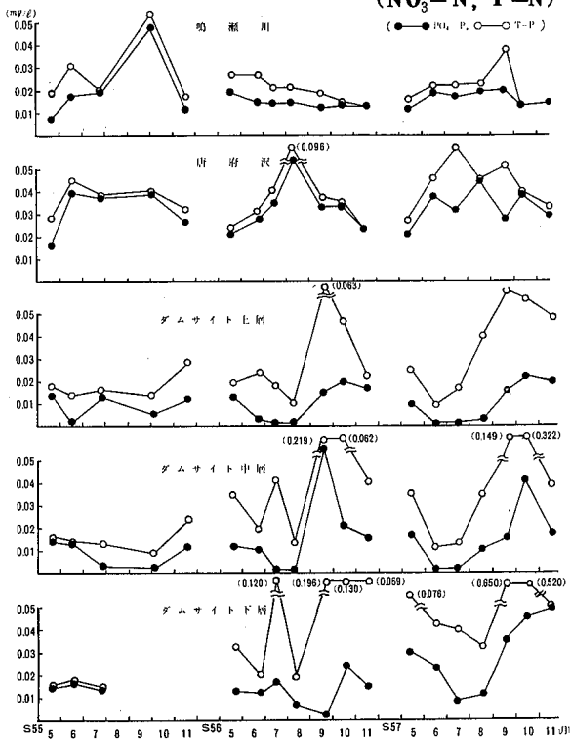


図5 流入河川およびダムサイトにおける水質変動 (PO₄-P, T-P)

4.2 ダム湖における水質垂直分布

4.2.1 pH, DO, 導電率の垂直分布

湛水一年目の夏季成層期に底層付近で DO の急激な減少と導電率の上昇が後藤等の調査²⁾により観測された。又、底層付近での水温の再上昇も認められ、底質の影響の他に濁水の存在等も予想され、これらの現象が湛水直後の一時的現象なのか、これからも継続する現象なのか等を調べるため、ダムサイトにおいて昭和56年から pH, DO, 導電率の垂直分布調査を行った。その結果を図6に示す。

pH は夏季成層期の上層を除くと 6.5 ~ 7.5 で、垂直方向にはほぼ同じか、わずかに低下する程度で変動は少ない。DO は夏季成層期に上層で上昇、下層で減少傾向が認められるが、二年間とも底層付近で 0 近くまでの急激な減少は認められなかった。昭和56, 57年の二年間とも10月には下層で DO が 2 ~ 4 mg/l の値を示すが、これは 8 ~ 9月の台風通過時の増水による濁水が10月に入っても下層に残り、その濁質により DO が消費されたためと考えられる。又、7, 8月には水深 5 m 前後に DO の凹みがあるが、これは上層からの沈降や流入河川から流入した有機物や濁質が躍層上に溜り、DO を消費したためと考えられる。導電率は夏季成層期に二年間とも上層から中層にかけて減少し、逆に中層から下層にかけて上昇の傾向が認められるが、下層部での上昇傾向は昭和56年に比べ、57年には少なくなっている。昭和56年10月には底層付近で 150 $\mu\text{s}/\text{cm}$ と急激な上昇が認められる。

我々の調査では確認できなかったが、後藤等の調査によると昭和56年にも夏季成層期底層付近で DO が 0 に、導電率が 300 $\mu\text{s}/\text{cm}$ に急激に変化することが観測されている²⁾しかし、この変化も昭和57年には少なくなり、昭和55, 56年に認められた底層付近での水温の再上昇も、

昭和57年にはほとんど認められなくなった。このことから、これらの現象、すなわち底層付近での水温の再上昇、DO, 導電率の急激な減少および上昇は湛水直後の一時的現象と考えられる。

4.2.2 COD, SS, 窒素およびリンの垂直分布

COD, SS, 窒素およびリンの垂直分布はダムサイトにおいて昭和57年の成層期に調査を行った。その結果を図7に示す。

COD は6月には上層から下層まであまり差がないが、7, 8月には 5 m 付近にピークが認められる。これは前述したように躍層上に溜った有機物や濁質が反映したものと考えられる。10月には下層部ほど高くなっているが、SS と同じ動きを示し、溶解性の COD はあまり高いことから濁質の影響と考えられる。SS は各月とも下層部ほど高くなる傾向を示し、特に台風通過時の濁水の流入による影響がまだ残っている10月には下層部ほど高く、濁水による密度成層を作っているものと考えられる。

$\text{NO}_3\text{-N}$ は濁水の影響が大きい10月を除くと、上層で低く、中層から下層にかけて増加する傾向を示す。T-N は上層で各月によって変動は大きい、中層以深では 6, 7, 8月ともあまり変化がなく、0.2 ~ 0.3 mg/l で流入河川と同程度の値を示す。又、T-N 中の有機態-N の量も中、下層で 0.05 ~ 0.15 mg/l で流入河川と同程度の値となっている。

$\text{PO}_4\text{-P}$ は10月を除くと $\text{NO}_3\text{-N}$ と同様に上層で低く、中・下層で 0.01 ~ 0.02 mg/l のやや高目の値を示す。8月には COD や SS と同様に 5 m 付近にピークが認められる。T-P は T-N と同様に上層では各月によって変動が大きい、中・下層では10月を除くと 0.02 ~ 0.04 mg/l と変動は少ない。又、T-P 中に占める有機態(懸濁態) P の割合は 50 ~ 70% で流入河川の 20 ~ 30

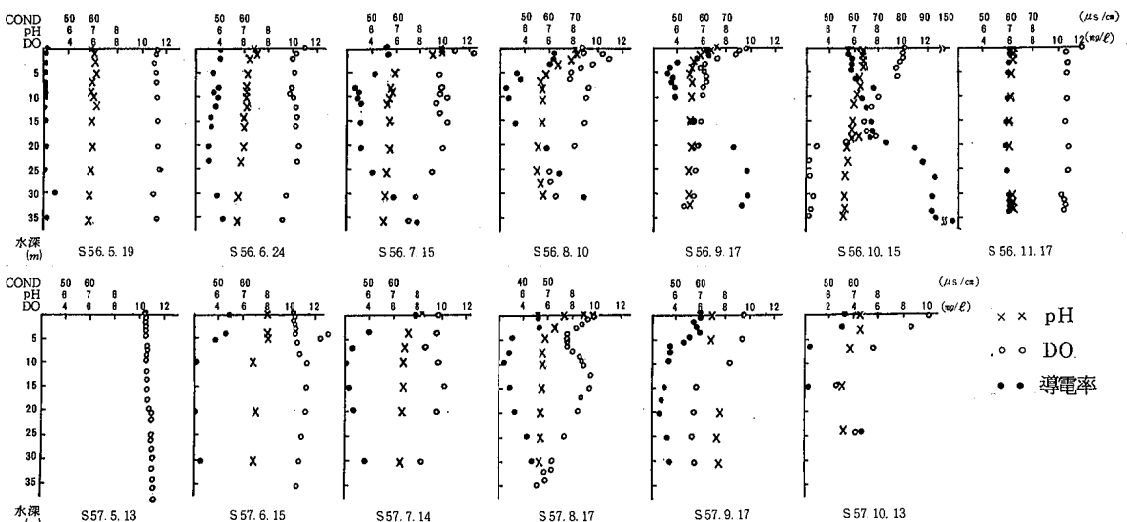


図6 ダムサイトにおける pH, DO, 導電率の垂直分布

%に比べ高くなっている。

このように夏季成層期にN, Pは中下層での差はあまりないが, 上層との差は大きい。又, T-N, T-P中の組成も異なり, 上層ではほとんどが有機態又は懸濁態となっているが, 中層以深では無機態の割合が大きくなっている。これは上層では一次生産による無機栄養塩の取り込み, 中・下層では有機物の分解による無機栄養塩の放出および流入河川の影響によるためと考えられる。

4.2.3 河川およびダム湖のN/P比

一般に湖沼の藻類生産においてN/P比が10~17で栄養バランスがとれており, 10以下ではN制限, 17以上ではP制限になるとされている。³⁾ 漆沢ダムでは栄養バランスがどのような状況かを調べるため, N/P比を計算した。その結果を表3に示す。ダム湖では平均7~10の値を示し, 大倉ダム(N/P=13~17)^{4) 5)}, 釜房ダム(N/P=13~100)⁶⁾に比べて小さい値を示す。流入河川では鳴瀬川で平均7.9, 唐府沢で平均4.7の値を示し, 特に唐府沢で比が小さくなっている。

一般に, 湖沼ではクロロフィル-aが50 $\mu\text{g}/\ell$ 以上になる富栄養状態ではN/P比が10以下のN制限型が, 5 $\mu\text{g}/\ell$ 以下の貧栄養状態ではN/P比が25以上のP制限型が多いと言われている。³⁾ 漆沢ダムはT-P濃度が高いにもかかわらず, クロロフィル-aはほとんど10 $\mu\text{g}/\ell$ 以下の値を示し, N/P比も7~10と低いことから, Nが藻類の増殖を制限していると考えられる。

4.2.4 流入河川上流域の調査

前述したように流入河川上流域には人為汚濁源がほとんどないにもかかわらず, CODや栄養塩類, 特にPが高い値を示した。この原因を明らかにするため, 昭和56年6月および8月に流入河川上流域の調査を行い, 鳴瀬川, 唐府沢本流およびその支流の採水を行った。採水地点および水質のうちCOD, T-N, T-Pの結果を図8に示す。又, 流域の土質分布を図9に, 植生図を図10に示す。採水地点st.11, 23, 24はそれぞれ鳴瀬川, 唐府沢および養魚場の定期採水地点であり, st.5は湿地帯の溜り水, st.13は上流に湿地帯があり, その流出水が地下に浸透した後, 湧水となって流下している沢である。

CODはst.5, 8でやや高目の値を示す他は1~3 mg/ℓ の値を示し, 又, T-Nはst.5, 13以外は0.1~0.3 mg/ℓ と各河川及び沢との差はあまりない。st.5, 13でT-Nが高いのは湿地帯の影響と考えられる。一方, T-Pは鳴瀬川で上流のst.1(朝日沢), st.2(夕日沢)および二本の沢の合流後のst.4, 7では0.02 mg/ℓ 以下の値であるが, st.4より下流で合流する沢(st.6, 8, 9, 10, 12, 14)では0.05~0.07 mg/ℓ とやや高目の値を示し, 特に湿地帯の影響を受けるst.13の沢では0.17 mg/ℓ 前後と自然的汚濁による沢としては非常に高

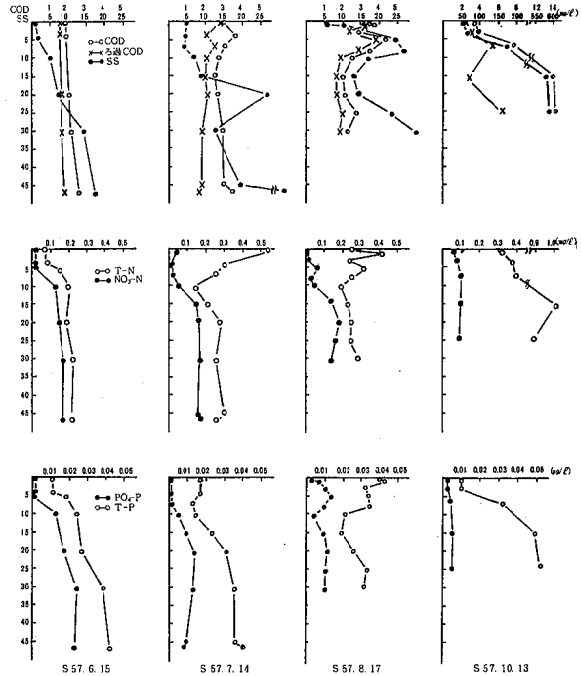


図7 ダムサイトにおけるCOD, SS, N, Pの垂直分布

表3 ダム湖および流入河川のN/P比

地点名 採水年月日	ダムサイト			中央部			流入部		鳴瀬川	唐府沢
	上層	中層	下層	上層	中層	下層	上層	中層		
55. 5.22	7.8	7.4	9.1	10.4	7.7	-	28.2**	-	12.8	10.9
6.19	13.4	14.4	8.2	7.6	16.6	3.6	9.2	9.6	2.6	4.5
7.28	6.8	4.0	10.7	5.9	25.2	13.9	6.2	11.1	8.7	4.2
10.1	21.6	13.8	-	5.9	9.1	13.6	25.9*	6.8	21.2*	3.2
11.19	7.0	10.6	-	18.4	-	-	7.7	-	13.5	2.1
56. 5.19	12.0	7.3	9.1	12.4	11.3	10.6	11.5	7.4	5.5	7.0
6.24	8.0	8.4	15.4	8.2	10.8	11.6	5.6	8.6	4.2	4.9
7.15	8.1	5.6	2.7	7.7	8.0	6.0	6.2	11.8	6.1	3.8
8.11	11.8	12.5	18.6	14.4	8.6	12.7	9.3	7.0	4.2	2.7
9.17	3.3	2.9	2.7	4.2	2.8	3.2	4.2	3.6**	0.8	1.2
10.15	4.0	4.6	3.2	5.2	3.4	3.4	7.3	5.9	13.2	1.4
11.17	8.1	7.4	4.5	7.1	-	-	9.7	-	17.4	6.9
57. 5.13	7.1	10.0	3.8	6.0	-	-	10.0	-	8.1	7.1
6.15	7.6	6.9	5.4	16.9	7.0	11.3	7.1	9.4	3.5	3.6
7.14	32.1	19.7	6.5	10.2	18.9	14.1	19.5	8.6	8.8	9.0
8.17	6.4	7.2	8.8	9.8	6.4	9.8	9.0	12.0	7.8	5.8
9.16	2.7**	2.1**	2.7**	-	-	-	-	-	5.8	3.7
10.12	3.1	1.2**	1.7**	2.5*	3.0**	2.3**	3.3*	2.4**	6.1	4.0
11.12	6.1	2.1	8.9	2.5	4.2	5.5	12.2	7.1	13.8	4.0
平均	9.3	7.8	7.2	8.3	9.5	8.7	9.8	8.0	7.9	4.7

注) * 工事による濁水の影響を受けたデータ

** 菅解け水、台風等の増水による濁水の影響を受けたデータ

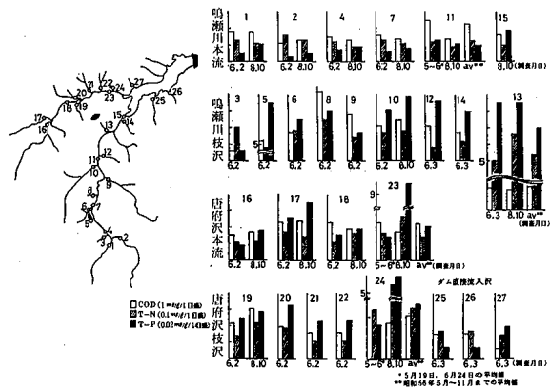


図8 流入河川上流調査採水地点および水質調査結果

い値を示している。鳴瀬川はこれらの沢の影響を受けて下流ほどT-Pは高目の値となる。一方、唐府沢ではst. 16（内唐府沢）が低く、st. 17（外唐府沢）が高目の値を示し、これより下流の沢では鳴瀬川の沢と同レベルの値を示している。鳴瀬川と唐府沢でT-P濃度を比較すると唐府沢が鳴瀬川の約2倍（図8，昭和56年の平均値）の値を示している。

以上のように各河川、沢において、COD, T-Nはほとんど差がないがT-Pでは大きな差が認められる。図8と図9の土質図から、ポドゾル化土壌の多い地域を流下した沢、すなわち朝日沢（st. 1）、夕日沢（st. 2）、内唐府沢（st. 16）ではT-P濃度が低く、褐色森林土壌の多い地域を流化する沢、すなわち外唐府沢（st. 17）や鳴瀬川、唐府沢支流の沢はT-P濃度が高く、特に湿地帯の影響を受けているst. 5, 13ではT-Pが高くなっており、T-Pは流下する地域の土質の影響を受けやすいことがわかる。

4.2.5 比流量と汚濁負荷流出方程式から求めた山林等からの自然的汚濁流出負荷量

山林等からの自然的汚濁流出負荷量は流域面積、地形、地質、植生、気候等の因子によって若干異なるが、流量が大きな役割を果たしていると考えられる。洞沢⁷⁾、和田⁸⁾、芦部⁹⁾等による単位面積当りのBOD負荷量(L_{BOD})は単位面積当りの流量(比流量, Q_A)の一次関数として表わすことができると報告している。しかしCOD負荷量(L_{COD})は比流量と一次関係にあるという報告⁸⁾と明確な関係はないとする報告⁹⁾があり、又、T-N負荷量(L_{T-N})、T-P負荷量(L_{T-P})は比流量と明確な関係がなく他の因子が関与しているとの報告⁹⁾がある。一つの流域において各水質汚濁負荷量が比流量と一次関係にあるかどうかを漆沢ダム流入河川において、3年間の水質データにより検討を加えた。その結果を図11に示す。又、大倉ダム流域の自然的汚濁河川の水質データ^{4) 5)}についても検討した。漆沢ダム流域、大倉ダム流域ともL_{BOD}、L_{COD}、L_{T-N}及びL_{T-P}とも比流量とよい相関関係を示し、各水質汚濁負荷量は比流量の一次関数として表わすことができる。L_{BOD}は漆沢ダム、大倉ダム流域とも洞沢⁷⁾、和田⁸⁾、芦部⁹⁾等が求めた値に比べて小さな傾きを示す。L_{COD}、L_{T-P}は漆沢ダム流域が唐府沢流域に比べて傾きが大きく、L_{T-N}は両流域とも同程度の傾きを示している。漆沢ダム流域で鳴瀬川と唐府沢を比較すると、L_{BOD}、L_{COD}、L_{T-N}ではほとんど差がないが、L_{T-P}では唐府沢が鳴瀬川に比べてやや高い値を示している。このようにL_{BOD}、L_{COD}、L_{T-N}、L_{T-P}は漆沢ダム流域、大倉ダム流域とも比流量の関数として表わすことができるが、その傾き等は流域によって異なることがわかる。

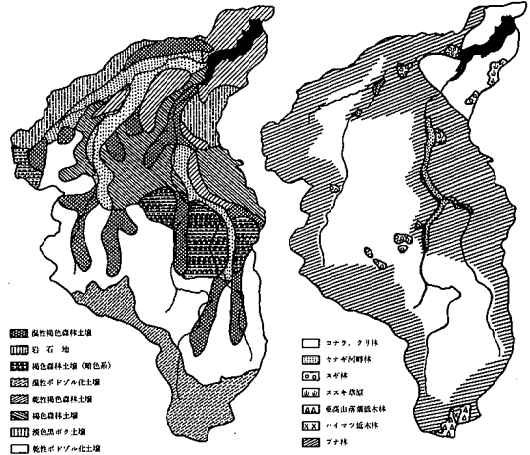


図9 漆沢ダム上流域の土質図

図10 漆沢ダム上流域の植生図

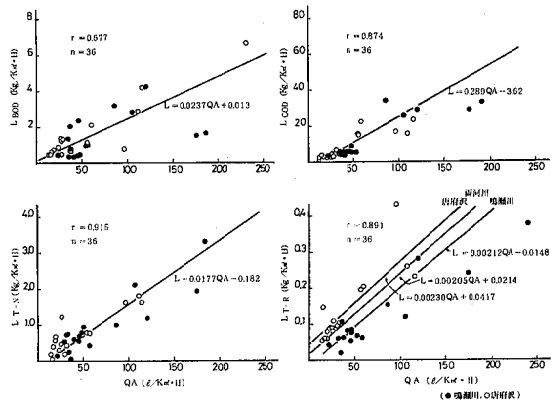


図11 漆沢ダム流入河川の比流量と汚濁負荷量の関係

次に漆沢ダム流域の汚濁負荷流出方程式とダム管理月報¹⁰⁾による流入量から求めた平均比流量を用いて、流入河川による流入汚濁負荷量を算出した。その結果を表4に示す。又、参考として三年間の実測流量と水質から求めた流入負荷量を表5に示す。表4, 5より汚濁負荷流出方程式から求めた負荷量と実測値から求めた負荷量は同程度の値を示す。なお、養魚場からの負荷量も表5に合わせて示したが、ほとんど問題とならない。

以上のようにあらかじめ、流域の自然的汚濁流出方程式を求めておけば、平均比流量より簡単に山林等からの自然的汚濁流出負荷量を算出できることが明らかになった。

5. まとめ

人為汚濁源のほとんどない漆沢ダムにおいて、湛水後の水質変遷と自然的要因による汚濁の実態を解明するため、湛水と同時に調査を開始し、今回は三年間の調査結

表4 汚濁負荷流出方程式および比流量から求めた
ダム湖への流入汚濁負荷量

	汚濁負荷流出方程式	平均比流量 Q_A ($\ell/\text{km}^2 \cdot \text{秒}$)	汚濁負荷量 L ($\text{kg}/\text{km}^2 \cdot \text{日}$)	年汚濁負荷量 ($\text{kg}/\text{年}$)
BOD	$L = 0.0237 Q_A + 0.013$	84.6	2.02	43400
COD	$L = 0.289 Q_A - 3.62$	84.6	20.8	447000
T-N	$L = 0.0177 Q_A - 0.182$	84.6	1.32	28400
T-P	$L = 0.00205 Q_A + 0.0214$	84.6	0.195	4190

表5 実測流量および水質から求めたダム湖への
流入汚濁負荷量 (単位: $\text{kg}/\text{年}$)

	鳴瀬川	唐府沢	養魚場	計
BOD	29300	19300	900	49500
COD	276000	161000	900	438000
T-N	18300	11200	600	30100
T-P	2450	1960	70	4480

果の一部をまとめた。その結果を要約すると下記のようになる。

- (1) 本ダムはCODが1~4 mg/ℓ , T-Nが0.1~0.3 mg/ℓ , T-Pが0.01~0.04 mg/ℓ と人為汚濁源がほとんどないにもかかわらず、やや高目の値を示している。
 - (2) 湛水後一、二年目の底層部で水温の再上昇、DOの減少、導電率の減少があったが、三年目にはやや落着きがみられ、これらの現象は湛水後の一時的現象と考えられる。
 - (3) ダム湖において、夏季成層期には垂直方向への水質変化が大きく、上層では一次生産による有機化、中下層では有機物の分解による無機化が起きている。
 - (4) 流入河川、ダム湖のN/P比は5~10の値を示し、藻類の増殖をNが制限している可能性がある。
 - (5) 流入河川水中のT-P濃度が自然的汚濁河川としては高い値を示すが、上流調査の結果から土質の影響によるものと考えられる。
 - (6) 山林等からの自然的汚濁流出負荷量の一次関数として表わすことができ、平均比流量とあらかじめ求めた汚濁負荷流出方程式により算出することが可能である。
- 今回は湛水後三年間の調査結果の中で水質を中心にま

とめたが、今後、プランクトン相の変遷や底質の状態等についてもまとめていきたい。漆沢ダムはまだ不安定な状態なので、ダム湖の水質等がどのように変遷して安定化するか、継続的な調査が必要である。又、ダム湖、流入河川の水質調査の継続の他に、

- (1) 汚濁負荷収支を算出するための流出水の水質調査
 - (2) ダム湖における炭酸イオン、硫酸イオン等の陰イオン類、Fe, Mn, Si等の陽イオン類の垂直分布調査
 - (3) ダム湖での内部生産量調査
 - (4) AGP試験と制限栄養塩類の調査
- 等についても検討を加えていく予定である。

最後に、本調査を進めるにあたり、適切な御助言、貴重な調査データの提供および調査に協力いただいた東北大学工学部、佐藤敦久教授、後藤光亀講師をはじめとする水道工学研究室の皆様、調査の協力および各種資料の提供をいただいた漆沢ダム管理事務所の皆様、調査に協力いただいた大崎保健所および大崎広域水道事務所の皆様に深く感謝致します。

参 考 文 献

- 1) 佐々木俊行 他：宮城県公害技術センター報告, 16, 63 (1981)
- 2) 東北大学工学部水道工学研究室：後藤等の調査、未発表資料
- 3) 合田健：国立公害研究所研究発表会予稿集, 1 (1981)
- 4) 宮城県生活環境部：湖沼(大倉ダム)水質汚濁調査中間報告書, 昭和54年度
- 5) 環境庁, 宮城県環境部：湖沼(大倉ダム)水質管理指針策定調査報告書, 昭和56年3月
- 6) (財)建設工学振興会：釜房湖水質汚濁機構調査報告書(1979)
- 7) 洞沢勇：用水と廃水, 15, 11, 1327 (1973)
- 8) 和田安彦：用水と廃水, 20, 4, 438 (1978)
- 9) 芦部良生 他：第9回下水道研究発表会講演集, 449 (1973)
- 10) 宮城県漆沢ダム管理事務所：漆沢ダム管理月報

23. 建屋臭気の意味するもの (第1報)

一 魚腸骨処理場の建屋臭気を中心として一

氏家 国夫* 八木 純 佐藤 春雄

1. はじめに

全国でも有数の水産県である宮城県は、魚貝類の最終処理によって生じる悪臭苦情の多い県でもある。特に県の中央海岸部に位置する石巻市は、漁港として有名であると共に、市の東部海岸線にある水産加工団地内にある十数社の事業場（ほとんどが魚腸骨処理場である）をかかえ、これらの工場から発生する悪臭による苦情件数が多い。宮城県では、これらの工場に対して、十数年前から、公害防止条例による排出口の規制を行い、プラント改良の促進や排出口に対して脱臭装置をつけさせるなどの対策を進めて来たが、悪臭の苦情の減少はあまりみられていない。これについては、石巻市における悪臭の拡がりをアンケートで調査しており、その結果は、発表されている¹⁾。それでは、何故このような広い範囲にわたる汚染が存在し、又、悪臭苦情が減少しないか。その原因としては、以下の3点があげられる。第1点は、ドライヤー等の廃ガスに対する脱臭装置が正常に稼動していないか、又は、作動させていないため。第2点は、排出口以外の場所から漏出又は放出されている臭気（以下建屋臭気と呼ぶことにする。）が集合し、大きな面発生源となり、周囲に影響をおよぼしているため。第3点は、住民の意識が高まり、悪臭の負荷は低下しているにもかかわらず、苦情が増加しているためである。

まず、第1点については、現場の立入り測定調査を行ってみると、工場にある脱臭装置は、ほとんどが燃焼脱臭装置であり、燃焼温度を記録紙に書かせているので、そのチャートのみを限りでは、不正な運転が行われた形跡はなかった。また、排出口臭気は、亜硫酸臭が主なものであり、魚腸骨処理場の悪臭の主な原因となっているクッカーやドライヤー臭ではなく、周囲におよぼす影響は、その不快感から考えて小さいと思われる。もちろん、亜硫酸臭がマスキング的に働き、ドライヤー臭等を消していることも考えられたが、臭気濃度の測定によっても、それほど高い値を出していないので、マスキングによるものとは考えられない。つまり、排出口からの臭気が悪臭汚染の主な原因となっているとは考えにくい。

第3点については、アンケート調査による住民の意識調査は、まだ始まったばかりであり、長年にわたる変化

を、定量的にはとどれない上に、発生源の工場にまだ問題があるうちには、住民の公害意識を云々することは、あまり意味を持たないと思われる。そこで、筆者らは、第2点、つまり、建屋臭気が悪臭発生工場において、それが、どの位の範囲にまで影響をおよぼすかを調査することにした。また、昭和57年9月には、環境庁より「昭和56年度官能試験法調査報告書」が出され、排出口と敷地境界に対して、官能テストによる規制のための指針が公表された。ところが、建屋臭気に対しては、特に考慮がはられていない。普通、建屋臭気でも、敷地境界を超えて臭気が着地しており、排出口臭気とも、敷地境界臭気とも異なり、別の測定が必要と思われる。そこで、建屋臭気をどのような方法で把握できるかを、調査の対象とした。

調査は昭和55年からの3か年計画であり、55年と56年の2か年は魚腸骨処理場の「建屋臭気」について調査を行った。本論文では、この2年間の結果について報告するものである。ここでいう「建屋臭気」とは、①窓や出入口から漏出する臭気、②天井や建物の上部にある通気口や開口部などから漏出しないしは放出される臭気、③ルーファンなど天井等にある強制ファンを有する換気口から放出される臭気とすることにした。ただし、予備調査の結果、①については、風があり、建屋内がふき抜けになる場合にのみ大きな負荷となるが、その他の場合には、窓からは外気を引き込むことが多いので、数例を除いては測定を行わなかった。

本論文では、調査対象工場について、それぞれの発生源のO.E.R. (Odor Emission Rate, 臭気排出強度 = 臭気濃度 × 排ガス量 (Nm³/min)) を求めると共に、その中で建屋臭気がどの位の割合を占めて、O.E.R. がどの程度になるのかを求めた。

2. 調査対象工場

宮城県内で平均的な事業規模を有する魚腸骨処理場でプラントが連続式であり、建屋の密閉化が一応進んだ3工場を選んだ。ただし、石巻地区は前述のように、一か所に悪臭発生工場が集中しているので、それぞれの発生源の臭気が混合する恐れがあり、できるだけ付近に他の悪臭発生源がない工場を選んだ。以下、それぞれを、A、B、C工場とし、概略を示す。

A工場：図1に配置図を示す工場であり、残魚を1時

* 現 宮城県仙塩流域下水道事務所

間当り8トン、1か月に500トン进行处理し、脱臭装置としては、専用燃焼炉を有する燃焼脱臭装置を設置している。操業開始は昭和52年4月である。図1に示したように、原料置場、製品置場共に建屋内にあり、原料置場の北東側面は窓になっている。この工場に対しては、夏期1回、秋期2回、冬期1回の計4回の現場の測定調査を行った。

B工場：図2のような場内配置を持つ工場で、1時間当り6～8トンの処理能力を持ち、脱臭方法としては、ボイラー炉による燃焼脱臭である。操業開始は、昭和47年12月である。

C工場：図3のような場内配置を持つ工場で、1時間当り約6トンの処理能力を持ち、脱臭方法としては、ボイラー炉による燃焼脱臭である。操業開始は、昭和52年12月である。

3. 測定方法

3.1 採取器材

採取用ポンプ：近江オドエアーサービス社製のフレックスポンプAC型およびDC型

採取用袋：近江オドエアーサービス社製のフレックスampler-20Aおよび3L

導管：内径5ミリメートルのテフロン管で長さは約10メートル

支持棒：長さ約1.5メートルのステンレス製のパイプを数本つなぎ合わせて、天井までの長さにしたもの。

3.2 採取方法

図4に示すように、ルーフファンや通気口などの出口の直下近くに、テフロン管の先端が位置するように支持棒を立て、テフロン管を地上まで延ばし、地上に置いたポンプで吸引する。導管が長いので、約10分間空引きを行った後で採取用袋に採取する。袋に対する吸着を防止するために、袋を一度検体臭気で満たした後に、これを抜き、再度臭気で満たしたものを検体とした。

3.3 流速、温度測定

排出口については、KANOMAXのアネモマスター Model 6161で、それ以外は、柴田化学のサーモアネモメーター Type ISA-8を使って、流速と温度を測定した。

3.4 臭気濃度測定

臭気濃度は、宮城県で開発した20リットル臭袋を使用する5分の2法²⁾³⁾によって測定した。

4. 結果および考察

A工場の通常の操業時における測定結果を表1に示す。T. O. E. R. 8.1×10^5 は、日本環境衛生センターの重田

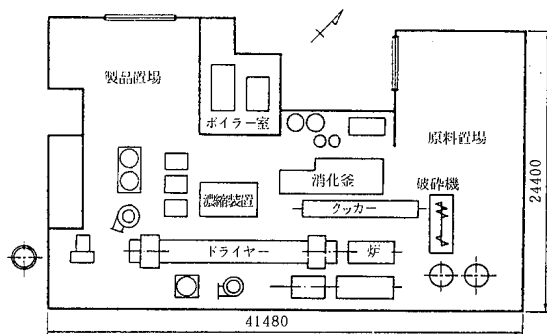


図1 A工場の配置図

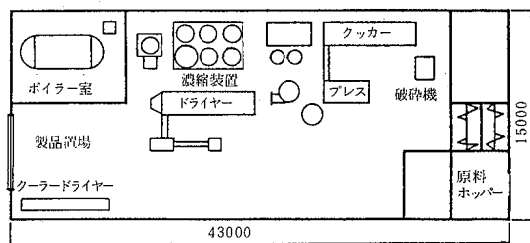


図2 B工場の配置図

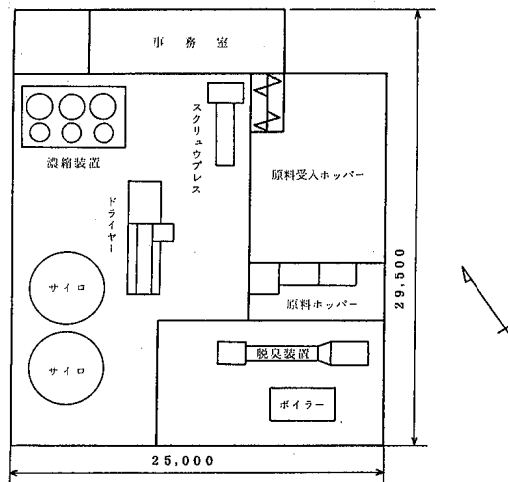


図3 C工場の配置図

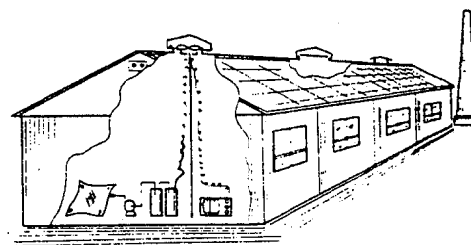


図4 建屋臭気採取方法

表1 A工場操業時の測定結果

	臭気濃度	風量 (Nm ³ /min)	O.E.R
クッカー上強制ファン	570	232.8	1.3 × 10 ⁵
クッカー上通気口	280	31.4	0.9 × 10 ⁴
天井開口部	570	214.8	1.2 × 10 ⁵
天井通気口	280	14.4	0.4 × 10 ⁴
サイクロン上強制ファン	570	60.2	3.4 × 10 ⁴
サイクロン上通気口	570	12.2	0.7 × 10 ⁴
ノイブレーター上強制ファン	570	61.1	3.4 × 10 ⁴
排出口	1,100	417.3	4.6 × 10 ⁵
Total O.E.R.			8.0 × 10 ⁵

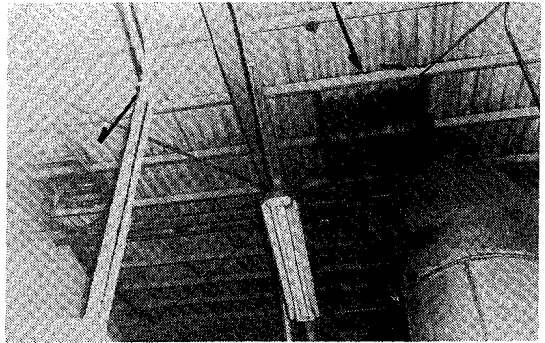


写真1 A工場クッカー上ルーフファンと通気口

表2 O.E.R.と悪臭の起こりぐあい⁴⁾

臭気排出強度 (Total O.E.R.) (Nm ³ /min)	悪臭公害の起こりぐあい	発生業種の代表例	備考
10 ⁴ 以下	特殊な場合を除いて起こらない	パン工場 醸造工場	
10 ⁵⁻⁶	現在、小規模の公害が起こっているか、その可能性を内在している	塗料・塗装工場 印刷・インク工場 皮革工場 FRP工場 飼・肥料工場 下水処理場	悪臭の最大到達距離は1~2kmで、悪臭苦情も500m以内が中心で、1km以遠はまずないと見える。
10 ⁷⁻⁸	小・中規模の公害が起こっている	鋳物工場 し尿処理場 養豚・養鶏場 石油化学工場	悪臭の最大到達距離は2~4kmで、悪臭苦情は1km範囲内である
10 ⁹⁻¹⁰	大規模の公害が起こっている	KP工場 セロファン工場 へい獣処理場 レイヨン工場	悪臭の最大到達距離は10km以内で、悪臭苦情は2~3km範囲内である
10 ¹¹⁻¹²	最大の発生源でその例は少ない	公害対策をしていない大規模のKP工場	悪臭の最大到達距離は数10kmにおよび、被害も4~6kmの範囲におよぶ

注) 日本環境衛生センターが過去10年間調査したTotal O.E.R.と悪臭公害の起こりぐあいを表にまとめたものである。

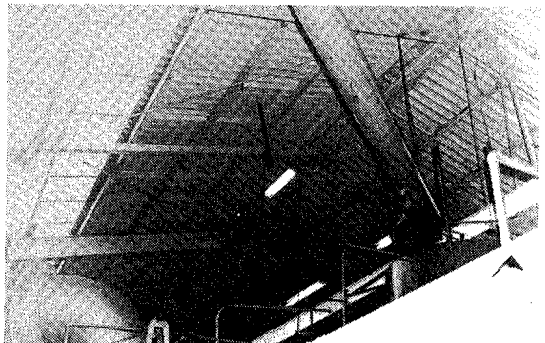


写真2 A工場ドライヤー上天井開口部

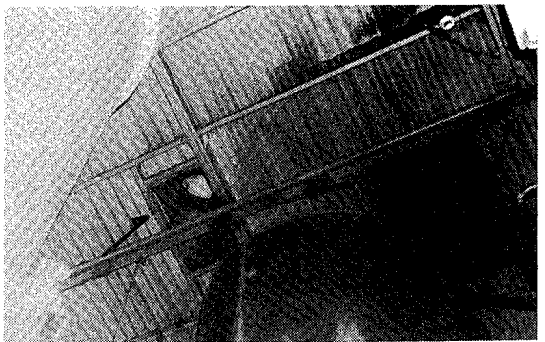


写真3 A工場サイクロン上ルーフファンと通気口

氏等によって作成された表⁴⁾(表2)の10⁵⁻⁶の範囲内に入り、悪臭公害が発生してもおかしくない数値となっている。排出口の臭気濃度1,100でO.E.R.が4.7 × 10⁵という値は、T.O.E.R.の中で約60%と、やはり大きな割合を占めている。しかし、臭気の質についてみると、前述のように排出口臭気は、燃焼臭であり、悪硫酸臭が主となっているので、刺激臭ではあるが、不快感という点から考えると、数値的に考えられるほど、付近への影響は少ないと思われる。一方、排出口以外の臭気の合計は、O.E.R.で4 × 10⁵となり、T.O.E.R.の中で約40%の割合を占めている。オーダ的にも、10⁵⁻⁶の範囲に入り、この建屋臭気だけでも、単独で悪臭公害を引き起こす可能性をもつ。臭の質という点から考えると建屋臭気は、クッカー、濃縮機、ドライヤー、コンペアーやダクトなどからの漏れや、場内のフローアに落ちてこびりついている煮汁や油などから出る腐魚臭や煮魚臭等の嫌悪感の強い臭気であり、全体の60%を占める排出口臭気に

比べ、付近に与える影響はより大きいと思われる。写真1, 2, 3に建屋臭気の外部への放出箇所を示す。

建屋臭気の細かい内容について考えてみると、ルーフファン等の強制排気装置を持つ箇所から放出される臭気の合計は、O.E.R.(この臭気排出強度をFOERと略記する)で2 × 10⁵、T.O.E.R.に占める割合は25%で、建屋臭気のO.E.R.(この臭気排出強度をBOERと略記する。)の中では60%と大きな割合を占めている。しかし、強制排気によらない箇所、つまり自然の通気孔や天井の裂け目から漏出する臭気でも、そのO.E.R.(この臭気排出強度をNOERと略記する。)は1.4 × 10⁵となり、

T. O. E. R. の 17%, BOER の 40% を占めている。操業中は、各装置が加温されていることにより、場内の温度が上昇し、場内で対流が起こり、さらに強制ファンによっても上部への臭気の引き上げが助長されるために NOER が大きくなると思われる。

同じ A 工場で、操業停止時における建屋臭気の測定結果を表 3 に示す。この時は、午後から通常操業に入る予定で、クッカー、ドライヤー系列は稼働しておらず、濃縮系列とそのためのボイラーのみが作動していた。この状態では、プラントからの漏れによる臭気はなく、場内の種々の場所に付着したのから発生する臭気および原料置場にある魚の残滓による臭気等が放出されていた。この測定を行ったのは、プラントからの漏れによるものではなく、工場建屋そのものが持つ臭気が、どのくらいの O. E. R. を持つかを調べると共に、操業停止時における苦情発生の原因を究明するためである。この結果の中で、表 1 では測定しなかった原料置場窓があるが、測定時に原料置場には約 40 トンの原料があり、かなり腐魚臭が標れていると共に、南西の風が毎秒 3 m あり、この風が図 1 の原料置場入口方向から窓方向に流れていたために、この臭気がかなり大きな負荷となっていることが考えられたので測定を行った。約 1 平方メートルの面積を持つ窓が 6 箇所あり、風量が非常に大きな割合を占めているので、自然に O. E. R. が大きくなり、T. O. E. R. に占める割合は 25% となった。この臭気のために T. O. E. R. は 9.2×10^5 と操作時の T. O. E. R. よりも大きな値となった。ただし、このような状態を特別な場合と考えて、窓からの臭気を差し引いた T. O. E. R. は 7×10^5 となり、ほぼ操業時の T. O. E. R. に匹敵する。この場合には、FOER は 2.6×10^5 で T. O. E. R. の 30% (原料置場からの O. E. R. を引いた時には、38% である。以下括弧内には、これを除いた時の T. O. E. R. に占める割合を表わす。) であり、NOER は 4.3×10^5 と T. O. E. R. の 47% (62%) と大きな割合を占めている。

表 4 は、A 工場の建屋臭気の出口の中で代表的な箇所 4 箇所を選び、夏、秋、冬の 3 季 4 回にわたる O. E. R. の測定を示したものである。ただし、56 年 11 月 16 日の測定値は前述の操業停止時における値である。クッカー部分からの漏れがひどかった 55 年 11 月 17 日のクッカー上強制ファンのデータを除いては、秋期も冬期もオーダ的にはほとんど変化がないと言っても差し支えないと思われる。つまり、建屋臭気は年間を通じて、また操業時も停止時もほぼ同じ O. E. R. で放出されているものと思われた。夏期の数値が低い値となっているのは、外気温が高かったため、場内の温度差による対流が遅くなり、外部からの建屋内への空気の引き込みが少ないので、逆に開放されている窓から臭気が漏出し、そのために、天井か

表 3 A 工場操業停止時の測定結果

	臭気濃度	風量 (Nm ³ /min)	O. E. R.
クッカー上強制ファン	570	203.4	1.1×10^5
クッカー上通気口	570	45.2	2.6×10^4
天井開口部	1,100	290.4	3.3×10^5
天井通気口	2,800	14.5	4.0×10^4
サイクロン上強制ファン	1,100	68.1	7.7×10^4
サイクロン上通気口	1,100	11.6	1.3×10^4
パイプレーター上強制ファン	1,100	67.9	7.7×10^4
製品倉庫吹抜け	280	80.3	2.3×10^4
原料置場窓 (6ヶ所)	35	1,014.5	2.2×10^5
Total O. E. R.			9.2×10^5

表 4 A 工場建屋臭気の O. E. R. の変動

	55.11.17	56.9.1	56.11.16	52.2.8
クッカー上強制ファン	1.4×10^5	0.8×10^5	1.1×10^5	1.3×10^5
サイクロン上強制ファン	3.7×10^4	0.6×10^4	7.7×10^4	3.4×10^4
サイクロン上通気口	0.5×10^4	0.2×10^4	1.3×10^4	0.7×10^4
パイプレーター上強制ファン	1.0×10^4	1.5×10^4	7.7×10^4	3.4×10^4

ら臭気の放出が減少したものと思われる。

これまでの A 工場での測定データからは以下の事がわかる。操業中には、プラントの各部が熱を加えられるので、場内の温度が上昇し、建屋外からの冷たい空気を引き込みながら対流を起こすため、臭気がそれにともない上昇する。このために、ルーファンなどの強制排気装置からの臭気は、もちろんのこと、天井の通気孔や開口部などから出る臭気も、建屋臭気の中で大きな割合を占めることがわかった。また、BOER は排出口の O. E. R. (以下 HOER と記す。) とほぼ等しく、オーダ的には、HOER, FOER, NOER それぞれが単独に 10^{5-6} の範囲にあるが、臭気の本質と不快度を考えてみれば、前述のように建屋臭気の方が、より多く付近に影響をおよぼしているものと思われる。建屋臭気と言っても、建物の屋根の上約 10 m の高さから排出されているので、その臭気最大の濃度着地点は、工場敷地をとり超えている。つまり、敷地境界における測定では、建屋臭気を把握することはできない。ただし、夏期の測定で判明したように、外気温が高い時だけは、窓からの漏れがあり、この場合には、建屋臭気を敷地境界で測定することができる。A 工場では、工場内の清掃があまりゆきとどいていないので、魚の煮汁や油などがあちこちに落ちて、こびりついており、これが、操業停止時における建屋臭気の原因になっているものと思われる。

次にプラントからの漏れはほとんどなく、場内の臭気

も、多くの場合、ほとんどが製品臭であったB工場の測定値を表5に示す。この工場は、ルーフファン等ではなく、すべてが自然の通気口による漏出のみであった。BOER(≒NOER)は、HOERの1/10と少なくT.O.E.R.に占める割合は10%となった。この工場では、ドライヤーから出て、まだ熱を持った製品をスクリーコンベアーで、クーラードライヤーに移すのであるが、測定当日には、コンベアーはすべて閉じた状態であったが、他の調査立入り日には、コンベアーの点検口が開けられており、この場合には、BOERはもっと大きくなる可能性がある。この工場に対するの苦情発生があることから、これは、上記のような状態で操業を行ったときに起きるのであると思われる。表5に示された値から考えると、 10^5 の範囲にあるものの、通常の操業では、それ程大きな影響は与えないと思われる。

表6に、プラントからの臭気漏れは全然なく、場内の清掃がゆきとどいているので場内臭がほとんどなく、また、脱臭装置の管理のよきC工場の測定結果を示す。この工場は、天井にルーフファンも通気口もなく、建屋臭気として外部に影響を与える場所は、建屋の一部であり、トラックの出入口がある原料置場と、同様の構造を持つ製品置場のみである。T.O.E.R.は、 1×10^5 とかなり低く、 10^{5-6} の範囲に入っているが、約25%を占める排出口臭気は、既述のように燃焼臭であり、不快度が低いので、実際には、 10^4 の範囲にあると思われる。現状では、この工場が原因となった苦情は発生していない。

5. 結 論

本論文では、建屋臭気として、以下の3種類の臭気を考えてきた。①ルーフファン等の強制排気装置からのもの、②天井の通気口や開口部からのもの、③窓や出入口からのもの。しかし、この呼び方には、種々異論があると思われる。特に①のルーフファンは、建屋臭気ではなく、れっきとした排出ではないか、という議論はある。だが、この臭気を排出口と同様の考え方で対処することは危険である。それは、①の臭気は、魚腸骨処理場においては、未処理のガスであるので、単なる臭気濃度による規制では、風量増大による希釈で切りぬけることができ、悪臭公害を進めることにもなりかねないからである。そのようなことをなくすためには、①の臭気は排出口臭気とは別に、建屋臭気の一部として対策を考えなければならないと思われる。②の臭気については、①とは異なり、あまり考慮がはられず、対策も立てられていないのが現状である。しかし、既述のように、①と同等か、または、それ以上の割合を占めている。その上に、排出される高さも高いこと、オーダ的にも 10^5 の範囲になることから考えると、この臭気単独でも悪臭公害を引き起

表5 B工場の測定結果

	臭気濃度	風量(Nm ³ /分)	O.E.R.
ドライヤー上通気口	141	20.4	0.3×10^4
サイクロン上通気口	50	34.8	0.2×10^4
原料粉砕機上通気口	50	41.9	0.2×10^4
クッカー上開口部	70	75.0	0.5×10^4
排出口	1,100	87.5	1×10^5
T.O.E.R.			1.1×10^5

表6 C工場の測定結果

	臭気濃度	風量(Nm ³ /分)	O.E.R.
原料置場出入口(小)	25	871.2	2.2×10^4
原料置場出入口(大)	25	1,202.6	3×10^4
エバポレーター上窓	100	41.3	4.1×10^3
製品置場出入口	25	964.9	2.4×10^4
排出口	140	168.9	2.4×10^4
T.O.E.R.			1.0×10^5

こす可能性がある。建屋臭気という点から考えると、以上の2種類が主なものと思われる。建屋臭気の対策は、これらを主眼にして行うことが必要であり、この2種類の臭気に対して対策をとることにより、かなり苦情が減少する可能性があることがわかった。もちろん、③の臭気もあるが、これは、夏期に窓がすべて開放され、風が場内をふき抜けになる時のみ問題となる。その他の場合には、あまり問題になるとは思われない。

魚腸骨処理場等の建屋臭気の原因になっている臭気をまとめると、以下の4つがあげられる。①クッカー、遠心分離機等のプラントやダクト、コンベアーなどからの漏れ、②場内のフロアーに落ちてたまっている煮汁や油からのもの、③原料臭、④製品臭。この中で①と②に対しては、プラントの密閉化を進めることは当然のこととして、従業員への教育の徹底と毎日の点検、清掃でほとんど除かれると考えられる。③は、原料が少なくとも毎日操業を行うか、原料置場自体を冷却することにより、少なくとも腐魚臭の減少はできると思われる。④は、場内できちんと装詰めた後に、外に搬出することにより、ある程度の臭気軽減は可能である。たとえ、軽減できなくとも、あまり不快臭ではないので、建屋臭気への寄与はあまり大きくはない。

しかし、以上のような企業努力をしていると思われるC工場でも、ある程度の建屋臭気の発生がみられることから、建屋臭気の防止対策上は、建屋そのものを密閉構造にすることによってしか、実効を上げられないという

結論が得られた。

このような実績を基にして、宮城県では、ある業者に対して悪臭公害担当の意見を十分に反映した魚腸骨処理場を、その工場の移転を機会につくらせることができた。この工場は、建屋の密閉化はもとより、脱臭装置としてのボイラーが低負荷燃焼になったときに、臭気排出のおそれがあるので、専用脱臭炉も付設させて、建屋臭気については、建屋の臭気ばかりでなく、原料ホッパーの直上や製品置場からも、臭気を吸引し脱臭する構造にした。また、排水処理の活性汚泥槽も密閉化し、ここからも臭気を吸引して、建屋臭気と一体にして薬液洗浄をさせている。現在、この工場からは、建屋臭気の発生はみられず、建屋臭気の防止対策上は、非常に良好な工場であるが、予測できない事態が発生した。建屋を密閉化したため、工場内の換気が悪化すると共に、場内の温度が非常に高くなり、夏期には40℃以上になることもあり、作業

環境が非常に悪くなった。建屋の密閉化を考える場合には、内部の作業環境のための換気を十分に検討する必要がある。

以上、建屋臭気について述べてきたが、まだまだ解明しなければならない問題が多く、業者に対して適切な指導を行うためには、より一層の調査が必要である。なお、読者諸賢のご批判をお願いするものである。

最後に、本調査にご協力いただいた気仙沼保健所環境公害課および塩釜保健所環境公害課の皆様方に深甚なる謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) 曾根一真 他：悪臭の研究，10，49，33 (1981)
- 2) 氏家国夫：公害と対策，17，9，17 (1981)
- 3) 氏家国夫：環境技術，9，10，23 (1980)
- 4) 重田芳広：月刊下水道，2，8，42 (1979)