ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第1520号

昭和53年度
下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和54年８月

建設省土木研究所

Copyright ©1979 Fiscalyear by P.W.R.I.
All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director of P.W.R.I.

この報告書は，土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって，本報告書の全部又は一部の転載，複写は土木研究所長の承認を得ずしてこれを行なってはならない。

序　　文

本報告書集は，昭和５３年度に土木研究所下水道部が実施した下水道に関係のある調査研究成果の概要及び下水道部以外の他部が下水道事業調査費により実施した調査研究成果の概要をまとめたものである。

土木研究所における下水道関係の調査研究は、金額的にも下水道事業調査費によるものが，大きな割合を占めているが，下水道事業調査費の他に，下水道に関係の深い河川の水質について河川事業調査費によって調査研究がなされているし，下水道事業の実施と現段階で直接の関係が低い基礎的な課題については土木研究所の試験研究費によって調査研究がなされている。さらに環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費によっても公害防止の観点から下水道に関係する調査研究がなされている。

この報告書は，このような土木研究所で調査研究された下水道に関係する一年間の成果を集大成したものである。

５３年度の課題数は２６（前年度は２２，ただし窒素の除去に関する調査は，三次処理，水質，下水道の３研究室で分担しているのでこれをそれぞれ計上すると２４）であるが，５３年度の新規の課題としては，「分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究」「二次処理水の土壌による高度処理に関する調査」、「下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査」の３課題があり，「薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査」の課題については下水道研究室の他に化学研究室も分担したので目次に掲げた課題数は２６となったのである。５２年度で終了の課題はない。

課題数が多くなったのは，下水道に関して多くの面から技術的に検討することが要請されるように下水道を取り巻く環境が変化してきたことによるものである。

５３年度は，下水道部に汚泥研究室が設置され，組織の面では整備されたのであるが，反面，土木研究所の多年の宿願である筑波研究学園都市への移転がなされ，研究調査活動には多くのハンディキャップがあったことは否定できない。しかし，これを乗り越えてここに報告書をまとめることができた。関係者に深く感謝するものである。次年度以降，新しい研究施設を活用した調査研究の一層の拡充をさらに期待したい。

昭和５４年８月

下水道部長　　栗　林　宗　人

目　　次

序　文

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 停滞水域の水質汚濁に関する研究……（水質研究室）… 3
2. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究……（下水道研究室）… 9
3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究……（汚泥研究室）… 15
4. 下水の超高度処理に関する研究……（三次処理研究室）… 22

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水処理場および公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究……（水質研究室）… 31
2. 下水処理施設における窒素除去に関する研究……（下水道研究室）… 47

Ⅲ　下水道事業調査費による研究

1. 合流式下水道の改良に関する調査……（下水道研究室）… 71
2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査……（下水道研究室）… 79
3. 凝集剤等の添加による二次処理水質の向上に関する調査……（三次処理研究室）… 93
4. 公共用水域の水質予測手法に関する調査……（水質研究室）… 100
5. 臭気と脱臭方法に関する調査……（下水道研究室）… 108
6. リンの除去に関する調査……（三次処理研究室）… 116
7. 窒素の除去に関する調査……（三次処理研究室／水質研究室／下水道研究室）… 122
8. 浮遊性有機物の除去に関する調査……（三次処理研究室）… 140
9. 溶解性有機物の除去に関する調査……（三次処理研究室）… 146
10. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査……（水質研究室）… 156
11. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査……（汚泥研究室）… 162
12. 高度処理汚泥中の有価資源回収に関する調査……（汚泥研究室）… 172
13. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査……（汚泥研究室）… 180
14. 下水道への工場廃水の受入れに伴う監視手法の確立と生物分解性に関する調査……（水質研究室）… 186
15. 下水道への工場廃水の受入れに伴う処理水の着色への影響と脱色に関する調査……（水質研究室）… 197

Ⅳ　河川事業調査費による研究

1. 河川水質分析精度の評価に関する調査……（水 質 研 究 室）… 205

2. 河川水質の変動要因解析に関する調査……（水 質 研 究 室）… 211

Ⅴ　付　　録（下水道事業調査費による他部の研究）

1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査……（都市河川研究室）… 219

2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と
　　監視方法に関する調査……（化 学 研 究 室）… 226

3. 基礎工法の開発に関する調査……（基 礎 研 究 室）… 232

Ⅰ　試験研究費による研究

1　教師研究費による研究

1. 停滞水域の水質汚濁に関する研究

水質研究室　室　長　村上　建
研究員　大島吉雄
向田隆史

1. まえがき

近年，湖沼・ダム湖・湾・海域・河川等でリン及び窒素の蓄積による富栄養化の傾向が全国各地で増加しつつあり，この結果，藻類が発生し環境基準の達成に支障をきたす事態が起きている。藻類の発生に伴う富栄養化の主たる原因物質は無機塩類であるリンと窒素であることはほぼ認められているが，無機塩類の水界中での質的，量的挙動については未だ十分明らかとはなっていない。したがって，富栄養化している水域で環境基準を達成するには，流入栄養塩の発生源を把え，その負荷を減少させることが必要であることとは勿論，栄養塩の水中での挙動についても十分把握しておく必要がある。

2. 本研究の目的および既応の研究

停滞水域等に発生した藻類は，好気性分解を受け，藻類に利用可能なリンおよび窒素を水中に回帰する事は良く知られている。この栄養塩の水中への回帰は，藻類の現存量に影響を及ぼすだけでなく水域で発生する植物プランクトンの季節的な遷移にも大きな影響があり，その水中への回帰量や回帰速度は水中生態系を再現検証する為の数値モデルを扱う際にも重要な因子の一つとなっている。しかし，この機構に関する調査研究は数少なく，定性的には，(1)藻類の分解段階には２～３段階あり，第１段階の分解は約 10～14 日で完了し，その分解速度は第２・第３の分解の数倍から10倍程度の大きさである。(2)リンと窒素の分解速度は異なる。特に，リンが過剰に摂取されている場合，分解速度も大きくなる。(3)藍藻類の分解には微細なアメーバ・細菌が大きな役割りを演じている，等が解っており，定量的には，表－１に示すような分解速度の値が得られているにすぎない。また，表－１を見て分るように，リンの分解速度についての文献は少なく，分解速度と水温との関係についての系統だった研究も少ない。

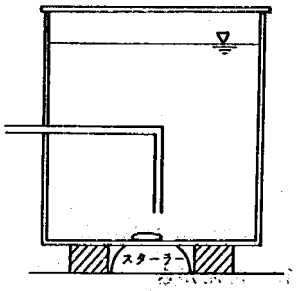
したがって，本研究では，分解速度機構の詳細を把握する為，(1)各水質項目（POC・PON・PP・COD・PCOD）の分解速度の相違，(2)分解速度と水温との関係，(3)分解速度と初期濃度との関係に着目しそれらの相

表－１　植物プランクトンの有機物の分解速度定数

Reference	Tye of plankton	Temp	Constant (day^{-1})
Skopintsev(1947)	Mixed plankton	25	PON 0.044
	Diatoms	25	PON 0.056
Grill & Richard(1964)	Diatoms	11	PON 0.032
Otsuki & Hanya (1972)	Green algae	20	PON 0.069
半田（1972）	Diatoms	18	POC 0.045
			PPC(PON) 0.045
松永（1977）	Diatoms	19	POC 0.075
			PON 0.067
土木研究所 (1978)	Microcystis	20	PP 0.015
			PON 0.045

互関係を究明することを目的として実験を行った。

3. 実験方法および分析項目



図－1　実験装置

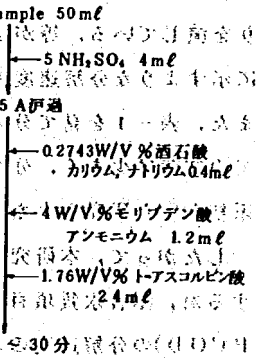
饗ケ浦の湖水を試水とし，7月下旬，9月下旬，11月下旬の三度採水し図－1に示すようなアクリル製実験槽に，各々40ℓを入れた。試水は光合成が起きないように暗室に設置し，なおかつ容器には黒幕を貼った。また試水は昼夜欠かさずスターラーで攪拌させ藻類沈降を抑え，藻類死滅後のPOC・PON・PP・COD・PCODの分解を調べた。また，試水そのままの実験と同時に，試水をGF/Cあるいは0.45μフィルターでろ過したものについても実験を行っている。各実験槽の条件の違い，湖水採水場所・採水時期・実験期間および試水中の藻類の優先種等については表－2に示す通りである。

表－2　実験条件

	実験条件	採水場所・実験期間	プランクトン優先種
A－1	20°C	7月下旬饗ケ浦高崎沖附近で採水 chl－a 170μg/ℓ S 53. 7. 26～8. 22	藍藻類 Microcystis aeruginosa
A－2	〃 GF/C沪過水		
B－1－a	20°C	9月上旬饗ケ浦土浦沖附近で採水 chl－a 30μg/ℓ	藍藻類 Microcystis aeruginosa
1－b	30°C		
1－c	20°C GF/C沪過水		
1－d	30°C 〃		
B－2－a	20°C	高崎沖附近で採水 chl－a 130μg/ℓ	〃
2－b	30°C		
2－c	20°C GF/C沪過水		
2－d	30°C		
C－1－a	4°C	11月下旬饗ケ浦高崎沖附近で採水 chl－a 120μg/ℓ S 53. 11. 22～12. 20	珪藻類 M. granulata
1－b	10°C		
1－c	20°C		
1－d	30°C		
1－e	20°C GF/C沪過水		
1－f	10°C		
C－2－a	20°C	中込沖附近で採水 chl－a 60μg/ℓ	藍藻類 Microcystis aeruginosa
2－b	10°C		

水質分析項目は，T－P，DTP，DPO_4－P，TPO_4－P，TN，DTN，NH_4－N，NO_2－N，NO_3－N，TON，DON，COD，DCOD，TOC，DOC，クロロフィルa，一般細菌等である。また，採水間隔については，最初の一週間については頻度を多くし，2週目からは週1～2回程度とした。

なお，11月採水した湖水の実験についてのみ水質分析項目としてTPO_4－Pを付加えてあるが，これは，前回までの結果より｛(TP)－(DTP)｝あるいは｛(TP)－(DPO_4－P)｝として懸濁態あるいは有機態リンの分解を調べても，各実験条件間で明確な関係が把握できない事，また，リンの特性としてイオン化されたリンは藻類等のSSに吸着され易く，たとえ分解でリンが水中に回帰してもすぐに吸着し，見掛け上，分解が起きない事にならってしまう等を考慮したためである。TPO_4－Pの分析フローについては図－2に示す。

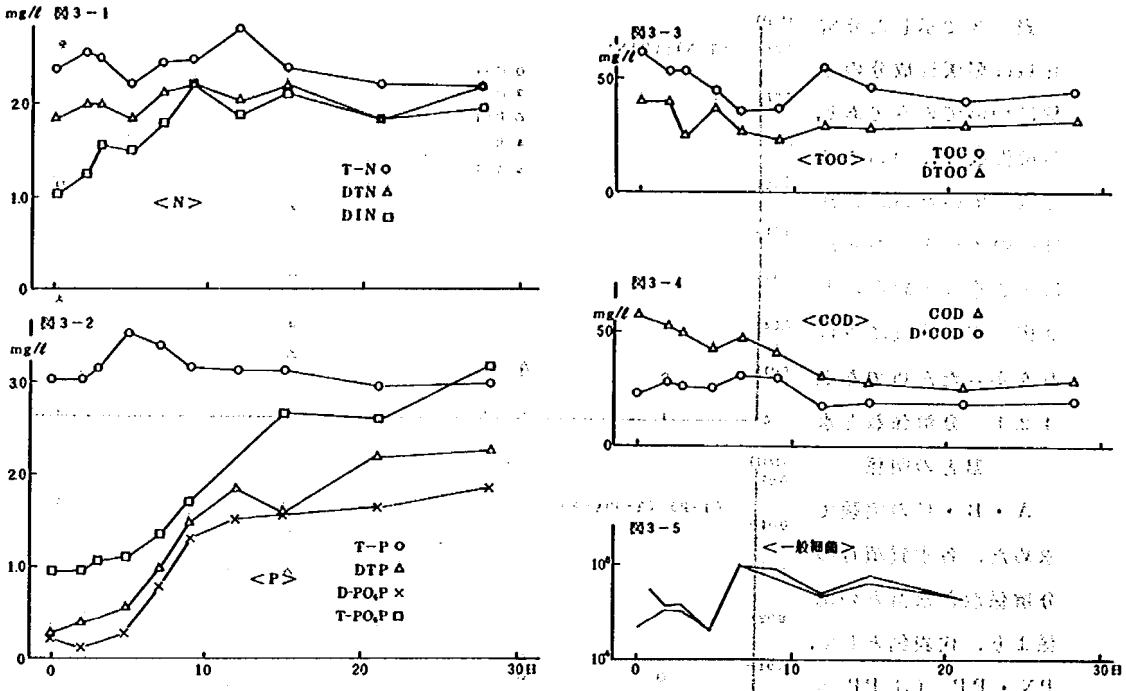


図－2　$T-PO_4$－P分析フロー

4. 実験結果

4.1 経日変化について

各分析項目の経日変化の一例として，C－1－d槽の結果を図－3－1～5に示す。この図を見て分るように，どの水質項目も実験開始後10日位までの分解が顕著に見られ，その後の分解は少い



図－3　c－1－aからc－1－dの経日変化

くあるいは停止している。この事は前年度の研究や他の研究者の研究とほぼ一致している。また，図3－2よりリンの経日変化を見るとTPO4－PがDPO4－Pに比べて大きな値を示しており，実験終了時では，分解されたリンの約40％が残余の藻類に吸着されている様子が分る。

分解の起因者と考えられる一般細菌と各水質項目の分解との間には有意な関係が見られなかった。これは，一般細菌の測定上限界が考えられ，両者の間に有意な関係を見出す為には，一般細菌の内容把握が必要であろう。

4.2.　分解速度定数について

経日変化の値を基に，各槽，各水質項目の分解係数を(1)式を用いて計算すると表－3に示す値が得られる。なお，実際は片対数紙にデータをプロットし，その回帰線より分解係数を求めている。

$$Ct = Co\ 10^{-kt} \quad \cdots\cdots (1)$$

ここで　Ct　：t日後の水槽中における各水質項目の濃度（mg／ℓ）

Co　：初期（t＝0）における各水質項目(mg／ℓ)

k　：分解係数(1／日)

t　：経過日数(日)

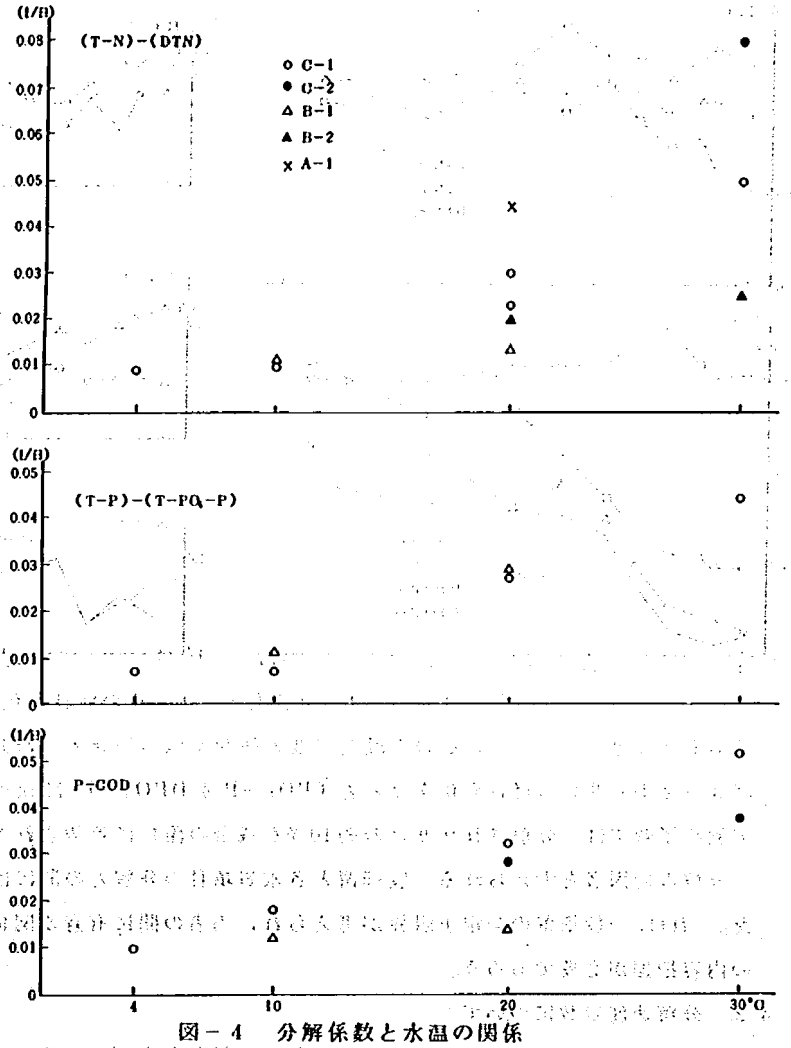
表－3　各項目に於ける分解係数

	TP-POP	TP-TPO4P	TP-DTP	TN-DIN	TN-DTN	TOC	P-TOC	COD	P-COD
A-1	0.049		0.050	0.022	0.045				
B-1-a	0.007		0.010	0.013	0.020	0.006	0.042	0.010	0.022
B-1-b	0.013		0.015	0.015	0.025	0.006	0.027	0.015	0.016
B-2-a	0.015		0.021	0.028	0.030	0.016	0.047	0.015	0.028
B-2-b	0.020		0.020	0.046	0.080	0.022	0.041	0.024	0.037
C-1-a	0.000	0.007	0.004	0.010	0.009	0.016	0.010	0.005	0.010
C-1-b	0.000	0.007	0.001	0.021	0.010	0.030	0.053	0.011	0.018
C-1-c	0.009	0.027	0.005	0.028	0.023	0.022	0.025	0.018	0.032
C-1-D	0.042	0.044	0.048	0.046	0.050	0.028	0.048	0.022	0.051
C-2-a	0.003	0.011	0.004	0.004	0.011		0.015	0.003	0.012
C-2-b	0.006	0.029	0.013	0.005	0.014	0.010	0.028	0.011	0.014

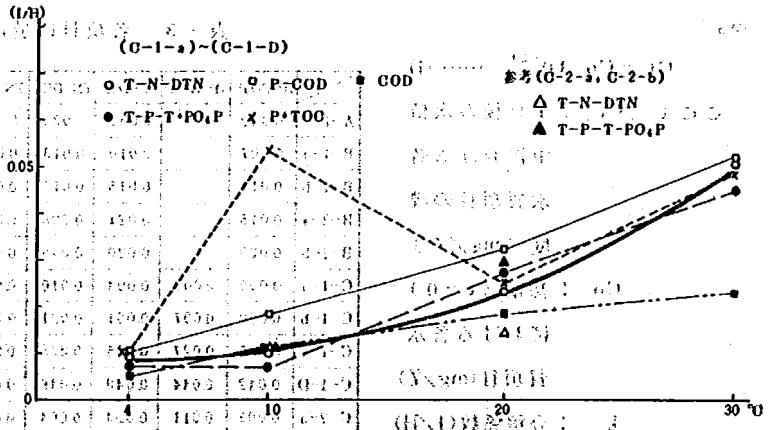
表－3で示した分解係数は懸濁性成分の分解についてのみであり，溶解性成分については記載していない。これはそのオーダーが非常に小さく（小数点以下3桁）値が明確に得られなかったためである。

4.2.1　分解係数と水温との関係

A・B・Cの実験で求めた，各水質項目の分解係数と水温との関係より，代表例として，PN・PP'（注 PP'＝(TP)－(TPO$_4$－P)）・PCODの場合を選び図－4に示す。この図を概説すると，4℃と10℃との分解係数の差は顕著ではないが，10℃以上の水温では全ての水温の上昇に伴って，分解係数は大きくなると言える。このことを詳細に検討するため，同一試料である第6回の高崎沖の値だけを取りプロットすると図－5のようになる。この図より，PN，PP'，PTOCの分解係数の値は，水温の関数としてほぼ同じ傾向があり，PCODがそれよりも，

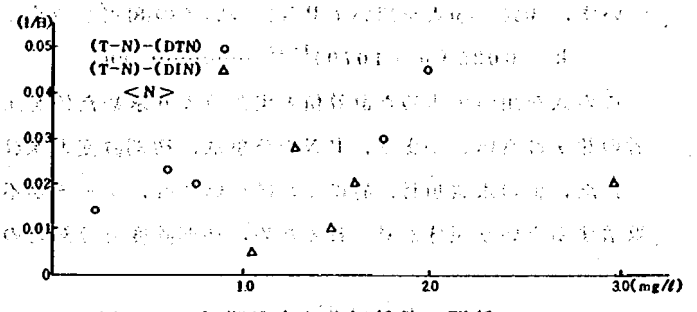


図－4　分解係数と水温の関係



図－5　分解係数と水温の関係

やや高い値を示しているのがわかる。PCODが高いのは，COD自体が有機物のすべてを代表していない（難分解性のものは測定できない）為である。このことから，CODが低いのはPCODの分解分がDCODとして移項し，CODの分解を妨げていることから理解できる。



図－6　初期濃度と分解係数の関係

次に，同一傾向にあるPN，PP，PTOCの分解速度係数を水温の関数である(2)式の関数形にあてはめ，その係数を求めてみると(3)式が得られる。

$$k = a \cdot \theta^{T-20} \quad \cdots\cdots(2)$$

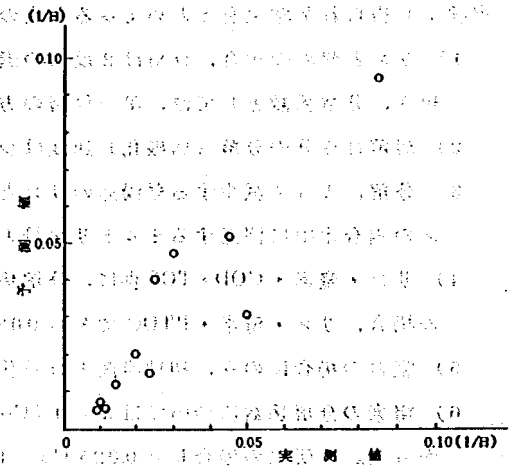
ここで　k：分解係数（1／日）

a θ：定数

T：水温（°C）

$$k = 0.023\ (1.079)^{T-20} \quad \cdots\cdots(3)$$

(3)式の回帰線を図5中に太線で示す。図より分解は(3)式で表示可能であると思われる。



図－7　実測値と予測値の相関

4.2.2　分解係数と初期濃度との影響

(3)式として求めた式も，最もデータの多い図－4，20°Cの時の分解係数に適用してみると，確かに第6回の高崎沖のデータとは一致するが，他のデータとは一致していない。この原因は，初期濃度に関係があるのではないかとして，窒素のみを示したのが図－6である。PNのみ示したのは，初期濃度と分解係数とに相関があると思われたからである。ここで，PNの分解係数を初期濃度の回期線を直線あるいは曲線として求めてみると(5)，(6)式が得られる。

$$k = f\ (Co) \quad \cdots\cdots(4)$$

$$k = 0.025\ (Co) \quad \cdots\cdots(5)$$

$$k = 0.026\ Co^{0.414} \quad \cdots\cdots(6)$$

ここで　k：分解係数（1／日）

Co：初期濃度（mg／ℓ）

(4)式は水温が20℃で求めた式であるので，(2)式が成り立つとき，T＝20°C でk＝aとなり，このaが初期濃度の関係と理解できる。

$$a = f\ (Co) \quad \cdots\cdots(7)$$

したがって，(2)式と(7)式より

$$k = f\ (Co)\ \theta^{T-20} \quad \cdots\cdots(8)$$

が成り立つ。

いま，(3)式と(5)式を用いてＰＮについての(8)式をつくってみると(9)式となる。

$$k = 0.025\ Co\ (1.079)^{T-20} \quad \cdots\cdots (9)$$

この式を用いて求めた計算値と実測値より求めた値を比較してみると図－７のようになり，両者の相関は良い。つまり，ＰＮの分解は，初期濃度と水温が分れば求めることができる。

ただ，他の水質項目，特にリンについては，データが不十分なためと，分解したリンがＳＳに吸着するという現像が見られるため，初期濃度と分解との関係は把握できなかった。

5. まとめ

実験より得られた結果をまとめてみると次のようになる。

1) リンと窒素の場合，分解は２段階の過程があり，第一段階の分解は 10 ～ 14 日目までの間に起き，分解係数としては，第一段階の方が１オーダー高い値である。

2) 溶解性成分の分解（無機化）速度は少数点以下第３位のオーダーである。

3) 分解によって減少する懸濁態のリンと窒素及びＰＴＯＣの分解速度はほぼ等しい。しかし，リンの場合水中に回帰するオルトリン量としては，残余のＳＳへの吸着により小さい値となる。

4) リン・窒素・COD・TOC 共に，分解係数と水温との間には $k = a\theta^{T-20}$ が成り立つ。本研究の場合，リン・窒素・ＰＴＯＣで $k = 0.023\ (1.079)^{T-20}$ が得られた。

5) 窒素の場合にのみ，初期濃度と分解係数との間に $k = f(Co)$ の関係が見られた。

6) 窒素の分解係数については $k = f(Co)\theta^{T-20}$ として分解係数の予測が可能となることがわかった。本研究の場合 $k = 0.025\ Co\ (1.079)^{T-20}$ という結果が得られた。

2. 分流式下水道雨水渠の汚濁ポテンシャルに関する研究

下水道研究室　室長　安藤　茂
研究員　中村栄一
工藤宏平

1. まえがき

近年下水道事業の進捗によって家庭排水，事業所排水などの特定汚染源については公共用水域への放流汚濁負荷が削減されつつある。これとともに相対的に大きな問題となりつつあるのが，降雨時に雨水とともに流出する汚濁負荷によって惹き起こされる公共用水域の汚濁の問題である。

地表面には種々諸々の物質が堆積しているわけであるが，とくに都市域表面には，降下ばいじん，ふんじん，ほこり，排気ガス中の凝固物，動物の排泄物，小動物の死体，落葉等ありとあらゆる「もの」が堆積している。降雨の際には，雨は大気中に浮遊する汚濁物質をその内部に含有し，地表に到達してからは雨水流となってこれらの堆積物を流送していく。

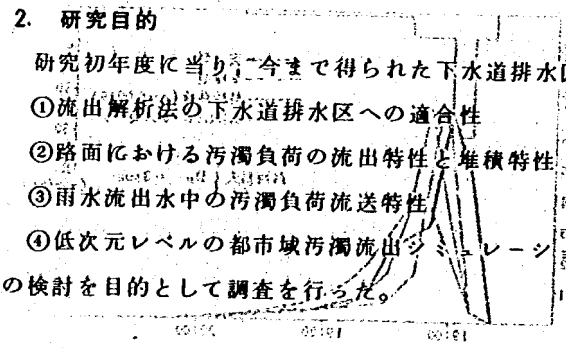
下水道の排除方式は，このような雨水流出水と特定汚染源からの排水とを共通の管渠で排水する合流式下水道と，雨水流出水と特定汚染源からの排水とを別々の管渠で排水する分流式下水道とに分けられているが，雨天時の問題は，形こそ違うが両者に共通な都市排水システム全体の問題と言えよう。

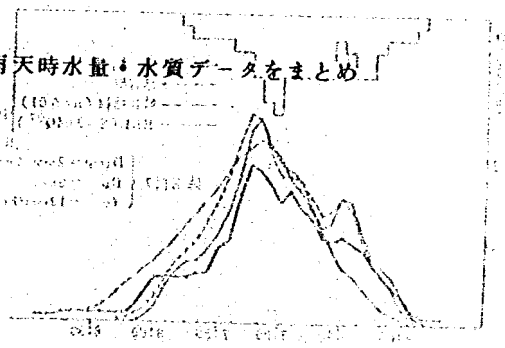
合流式下水道の場合には，従来から雨天時放流水による公共用水域の汚濁の問題が指摘されており，これに対する調査・研究もかなり進んでいるわけであるが，分流式下水道の雨水渠から放流される排水が果して公共用水域の汚濁にどのくらいのインパクトを持っているかについては，問題が比較的新しく，現在的な課題というよりもむしろ将来的な課題という性格を持っているためほとんど何も知られていないに等しい状態といえる。

しかしながら，公共用水域の保全という国家的な目標を達成するためには，分流式下水道の雨水渠から放流される雨水排水についても，その汚濁ポテンシャルを十分把握しておくことが必要であり，これによって水質保全政策に大きく寄与することは明白であろう。

2. 研究目的

研究初年度に当り，今まで得られた下水道排水区の雨天時水量・水質データをまとめ
①流出解析法の下水道排水区への適合性
②路面における汚濁負荷の流出特性と堆積特性
③雨水流出水中の汚濁負荷流送特性
④低次元レベルの都市域汚濁流出シミュレーション
の検討を目的として調査を行った。





3. 研究方法と結果

3.1 雨水流出シミュレーション

在来下水管渠の設計に当っては計画雨水量を推定する方法として，合理式，実験式が用いられてきたが，都市域からの雨天時汚濁流出現象は流出水量に大きく支配されるので汚濁負荷流出特性を把握し，流出汚濁負荷量の予測を行うためには時系列的に流出水量を推定する必要がある。

降雨から流出量を推定する流出解析法として，これまでに数多くの方法が提案されてきているが，これらを大まかに分類すると，単位図法，貯留法，雨水流法に大別される。

ここでは排水面積A＝２６.７５ haの分流式下水道排水区を対象として，貯留法と雨水流法の適合性を検討した。貯留法による流出解析法としては，準線型貯留型モデル，ＲＲＬ法の２つを，雨水流法による流出解析法としては特性曲線法を採用した。

（排水区域の特性）

A排水面積＝２６.７５ ha，Imp 不浸透面積率＝０.４５，fc最終浸透能＝１０mm/ha，

Dimp 不浸透域凹地貯留容量＝0.5～2.0 mm，Dp 浸透域凹地貯留容量＝３～６ mm，

n等価粗度＝0.001～0.01，$tc=4.0 \cdot re^{-0.4}$（tc：到達時間（分），re：到達時間内

最大有効降雨強度（mm/hr），$S=0.09 \cdot Q^{0.7}$（S：貯留量（mm），Q：流出量（mm/hr）），

L管渠長（斜面長）＝９１４m，i 管渠勾配（斜面勾配）＝0.029

各モデルの内容については参考文献(1)～(3)などを参照されればわかると思うのでここでは省略する。計算結果の一例を図１～３に示すが，今回の検討ではどのモデルがよいかという結論は得られなかった。数式の煩雑さというか，手計算でも出来るという観点からすると

準線型→ＲＲＬ→特性曲線

という順に優劣がつけられようが，図３のような短期間に非常にシャープをハイエトの場合には準線型ではハイドロを追跡出来ない結果ともなっており，一長一短がある。モデルを使う側としては簡便で精度の良いものを要求するわけで，モデルの構造的改良の工夫が望まれるところであろう。

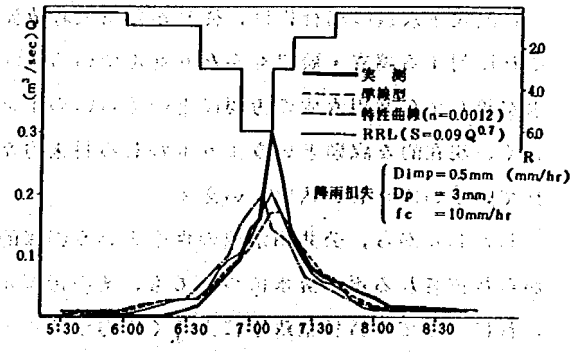


図１. 流出解析法の比較（S.

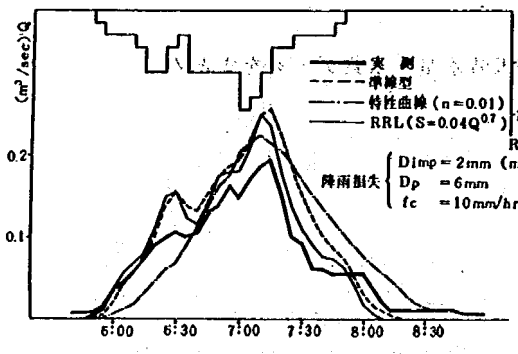


図２ 流出解析法の比較（S.51.10.20）

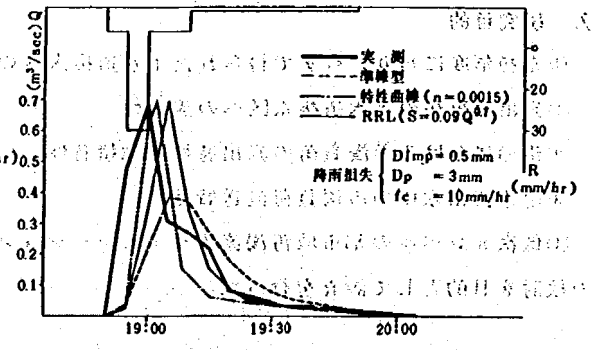


図３ 流出解析法の比較（S.52.11.8）

3.2　路面における汚濁負荷の流出特性と堆積特性

路面における汚濁負荷の流出および堆積の特性を調査したものとしてSartor 等が米国のいくつかの都市で行ったものがあるが(4)，それによると汚濁負荷流出特性を支配する要因として降雨強度，路面性状，流送される粒子の粒径の３つを挙げている。この考え方が正しいとすれば路面からの汚濁負荷流出は

$$\frac{dPi}{dt} = -k \cdot r \cdot Pi \qquad (1)$$

ただし，Pi：残存負荷量（kg/ha），r：降雨強度（mm/hr），k：定数（1/mm）

という運動方程式で表すことが出来る。この式を時間 t に関して積分すると

$$Pi = Po \cdot \exp(-k \cdot v) \qquad (2)$$

$$V = \int_0^t r \, dt \qquad (3)$$

ただし，Po：初期残存負荷量（kg/ha）

を得る。(1)式での定数 k の意味は，路面性状の状態と汚濁負荷の出易さ，出難さを表わすものと考えることが出来る。(2)式によって初期残存負荷量 Po と定数 k および累積雨水流出量 V がわかれば，任意時刻 i の残存負荷量 Pi がわかり，(1)式より流出負荷量（kg/ha/sec or hr）の推定が行える。

図４，５は従前に土木研究所が行った路面調査の結果(5)から縦軸に ln (Pi/Po) を横軸に V をとって片対数紙にプロットしたものである。(2)式が成立する範囲では，

$$\ln \frac{Pi}{Po} = -k \cdot V \qquad (4)$$

であるから，グラフの傾きを読み込めば定数 k の値を知ることが出来る。ＢＯＤ，ＣＯＤについてはプロットの直線性が強いので(4)式の成立を，結局(1)式の運動方程式の妥当性を示すものと考えられるが，ＳＳについてはプロットの直線性がないので(1)式のままの運動方程式でＳＳの流出現象を表現す

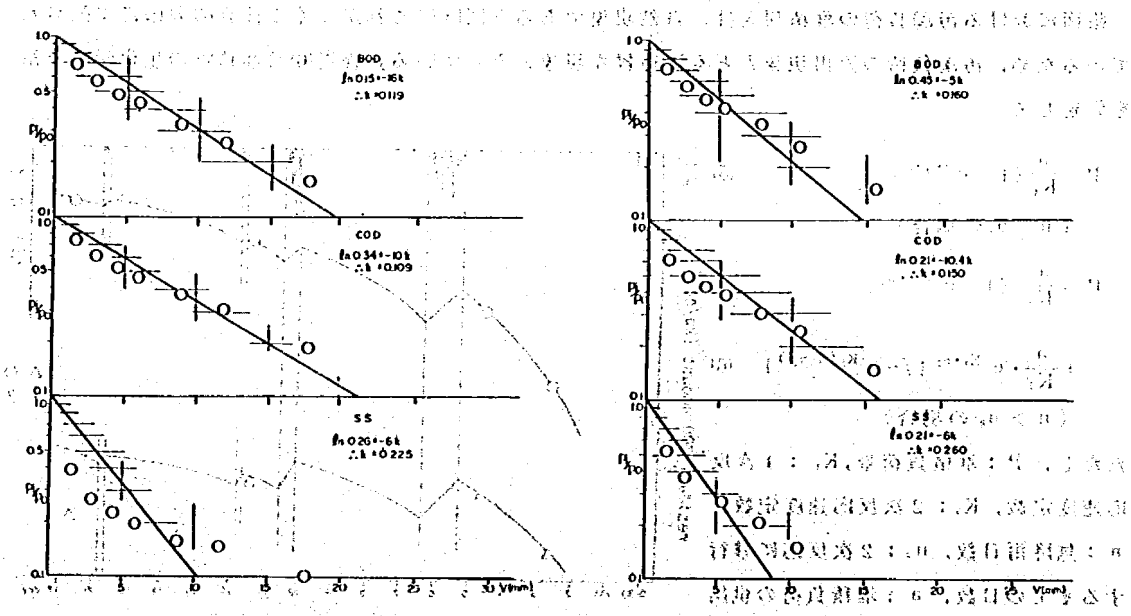


図４　累積流出量と残存負荷量比の関係（No.1）　図５　累積流出量と残存負荷量比の関係（No.2）

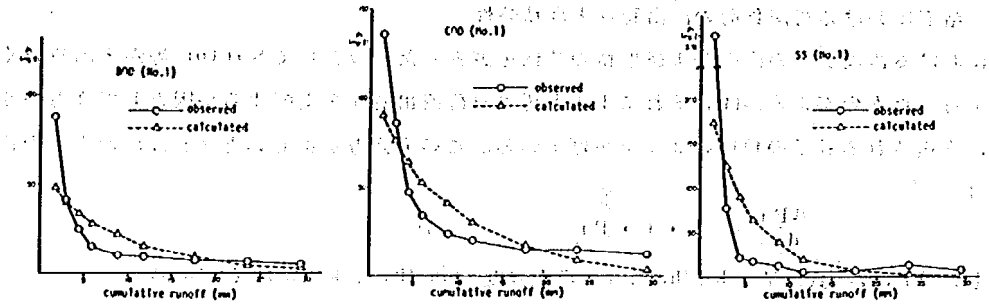
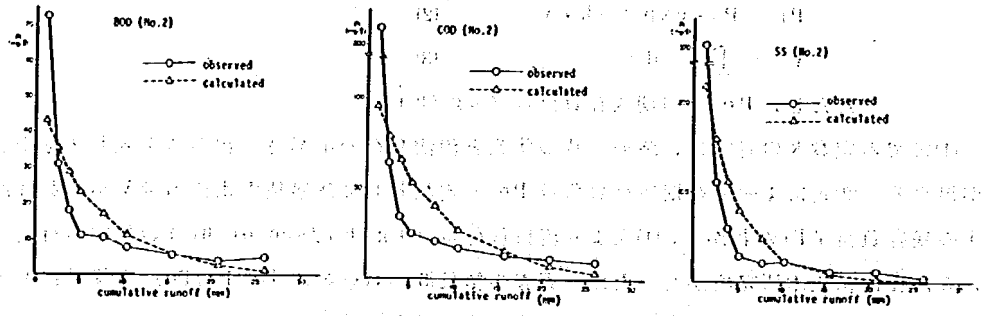


Fig. 6 Simulation of runoff quality analysis (site 1)



Simulation of runoff quality analysis (site 2)

図７　雨水流出水の水質シミュレーション（No２地点）

ることは出来ない。図４，５から定数kを読み取り，(1)式を使ってシミュレーションを行った結果が図６，７である。ただしこの場合は流出負荷量を流出水量で除して，濃度（mg/ℓ）を出力しているので図の縦軸は濃度となっている。流出初期を除いては全体によくシミュレートできていると考えられるが，流出初期もうまく再現するためには(1)式の右辺を$-k \cdot r^m \cdot Pi^n$というように非線型な形にするのも一つの工夫と考えられる。

路面における汚濁負荷の堆積現象は，自然現象であると同時にこれが多くの社会的要因に支配されているため，汚濁負荷の流出現象とともに複雑な現象となっている。稲場(6)は堆積物の生化学的分解を仮定して

$$P=\frac{a}{K_1}(1-e^{-K_1 \cdot n}) \quad (5)$$

（$n \leq n_0$の場合）

$$P=\frac{a}{K_1}(1-e^{-K_1 \cdot n_0})+\frac{a}{K_2} \cdot e^{-K_1 \cdot n_0}\{1-e^{-K_2(n-n_0)}\} \quad (6)$$

（$n > n_0$の場合）

ただし，P：堆積負荷量，K_1：１次反応速度定数，K_2：２次反応速度定数，n：無降雨日数，n_0：２次反応に移行するまでの日数，a：堆積負荷の供給速度

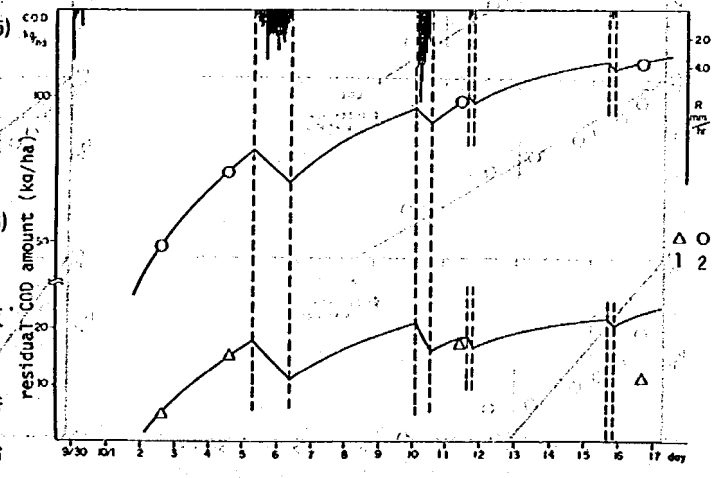


図８　堆積汚濁負荷量の経日変化（ＣＯＤ）

というモデルを提案した。このモデルの特徴は堆積物の生化学的な分解という仮定によって，堆積物の対数関数的増加を説明している点にあるが，無機物が大半を占めるTSについても生化学的分解を仮定するのは無理がある。これに対して中村(7)は供給負荷量の残留率および堆積負荷容量（最大堆積負荷量）という考えを取り入れ，残存量Pのところにaの負荷量が供給されても，その負荷量がその地点に残留する確率pは

$$p = 1 - \frac{P}{P_{max}} \qquad (7)$$

で表わされるとしている。すると堆積負荷量Pに関する連続方程式は(8)式のように表わされるので無降雨日数をnとしたときの堆積負荷量は(9)式で表わされることになる。図8は，人通りが多い商店街の路面(1)と人通りが少い路面(2)で堆積量を測定した結果を示してある。サンプリングは電気掃除機を用いて堆積物を吸引するという方法で行った。これから前記2つのモデルのどちらが現象を良くシミュレートするかを判断することは困難であるが，堆積量の上限値P_{max}が存在することは明白であろう。P_{max}は周辺の土地利用を初めとして，諸々の社会的要因がパラメーターとして作用しており，今後試験場所を広げて調査を行う必要がある。

$$\frac{dP}{dt} = p \cdot a = a \cdot \left(1 - \frac{P}{P_{max}}\right) \qquad (8)$$

$$P = P_{max} \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{a \cdot n}{P_{max}}\right)\right) \qquad (9)$$

3.3 雨水流出水中の汚濁負荷流送特性

雨水流出水によって流送される汚濁負荷量は，主として流出量と堆積量に支配されている。合流式下水道の雨天時下水中の流送汚濁負荷量と同様に(5)，分流式下水道の雨水渠から放流される汚濁負荷量も，BODについては顕著なループ特性を，SSについては直線性を有していることがわかる（図9，10）。このような特性を表現する方程式としては山口(8)が提案したような

$$Q_s = k \cdot S^m \cdot (Q - Q_c) \cdot Q \qquad (10)$$

ただし，Q_s：流送負荷量（g/sec），S：堆積負荷量（gあるいはkg），Q：流量（m³/sec），Q_c：限界流量（m³/sec），K，m，n：定数

という形の方程式が今まで提案されているものの中で精度的にもまた簡便さという点においてもすぐれたものといえよう。ただしこの式は合流式下水道の雨天時下水による流送汚濁負荷

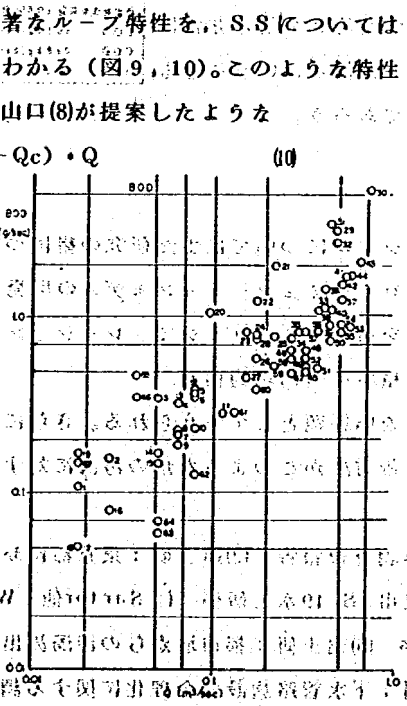


図9 BOD負荷量と流量の関係(9)

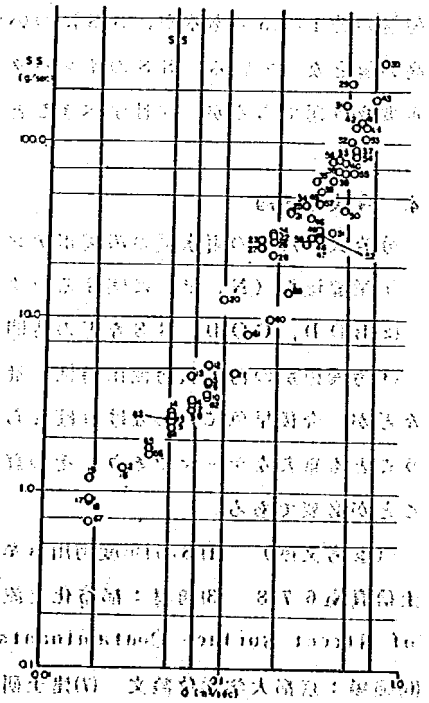


図10 SS負荷量と流量の関係(9)

量を予測するために開発されたものであって，分流式下水道の雨水流出水による汚濁負荷の流出を考える場合にはQcの存在を吟味する必要があろう。また定数k，m，nの決定法および初期堆積負荷量So の推定法についても開発すべき点が残されている。

流量から流出負荷量を予測するという，いわば微分型のモデルは(1)式の適用方法を検討するのが近道であろうが，ひと雨の雨量から流出してきた総負荷量を予測するという積分型のモデルも汚濁ポテンシャルを把握するという点で重要なものと考えられる。

昨年度の下水道事業調査費報告(9)の中でも述べているように，ひと雨によって流出してきた負荷量をy（kg/ha），有効雨量をΣre（mm），平均有効降雨強度を $\bar{re}$（mm/ha），先行降雨係数をAPF（mm/日）とした場合には

$$y = a \cdot \Sigma re + b \cdot \bar{re} + c \cdot APF + d \qquad (1)$$

という回帰式でひと雨負荷量を予測することが可能である。

表1はH排水区において(1)式を適用した場合の回帰係数と重相関係数（m.c.c.）を示したものであるが，非常に高い相関を示していることがわかる。このデータを使用して，H排水区のあるK市の1年間の降雨データからH排水区の汚濁負荷放流状況を計算した結果が図11である。図は単位面積当りの放流負荷量を示してあるが，H排水区の面積A＝17.2 haを乗じれば，総放流負荷量が求まる。BOD，CODについては，雨水流出に伴う放流負荷量は処理場から放流される負荷量の約1/3.5であるが，SSについては約3.2倍と非常に高い値となっている。SSのインパクトが何かということも重要な課題であるが，注目すべきことであろう。

表1　回帰係数と重相関係数

	a	b	c	d	m.c.c.
BOD	.041	.306	−0.073	1.065	.938
COD	.073	.367	−0.194	1.322	.913
SS	.693	1.474	−1.422	12.061	.993

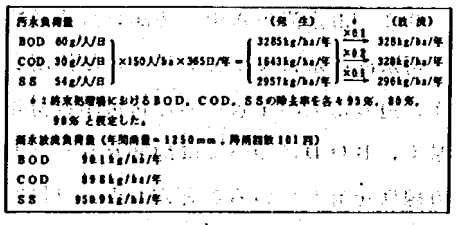


図11　H排水区の年間放流負荷量

4. 今後の課題

分流式下水道の雨水渠の汚濁ポテンシャルについてはまだ研究の緒についたばかりであり，

①栄養塩類（N，P）に関するマクロなシミュレーションモデルの開発

②BOD，COD，SSなどの時間を追ったミクロなシミュレーションモデルの開発

③汚濁源別の汚濁負荷流出特性，堆積特性の補填的検討

などが，今後早急に行わなければならない課題として考えられる。さらに放流負荷のインパクトということも重要なテーマであり，その評価方法がこのような形の汚濁に対する対策と同時に確立されることが必要である。

（参考文献）(1)S.51年度河川事業調査費報告　(2)建土研：東京都における雨水流出量調査報告，土研資№678　(3)角屋：都市化と流出，S.49水工研修　(4)Sartor他：Water Pollution Aspect of Street Surface Contaminants　(5)建土研：都市域からの汚濁流出調査報告，土研資№1019　(6)稲場：京都大学学位論文　(7)建土研：下水管路施設の合理化に関する調査報告，土研資№1487　(8)S.50年度下水道事業調査費報告　(9)S.52年度下水道事業調査費報告

3. 重金属等含有汚泥の処理処分に関する研究

汚泥研究室　室　長　小堀和夫
岡澤邦明

1. はじめに

下水道の普及と下水処理の高度化に伴なって，下水処理の過程で必然的に発生する汚泥の量は急激に増えつつある。51年度の実績[1]は1億4,500万m³（含水率は約98%で，乾燥固形物量で約300万t）であり，この莫大な汚泥の処分は，機械力によって含水率75~80%位に脱水してケーキ状にしてから種々な方法で処分されているが，51年度の実績を示すと，陸地埋立（42.2%），海面埋立（39.1%），海洋投棄（6.7%），緑農地環元等の有効利用（12.0%）であり，全体の88%が埋立や投棄によって処分されている。しかし，最近では悪臭や重金属等による環境汚染等が心配され，海洋汚染防止法，廃棄物処理法，水質汚濁防止法等の法規によって規制が強化されているため，埋立地等の確保が困難になりつつあるのが今日の現状である。従って下水道関係者にとって，汚泥の処分対策が大きな問題となっている。一方，汚泥には植物に必要な栄養素であるチッソ，リンや腐植質等が多量に含まれており，肥料あるいは土壌改良剤として緑農地に一部利用されているが，自然界の物質循環の立場からみると理想的な方法といえよう。だが，汚泥中に含まれている重金属の影響や，肥料効果等が十分に明らかにされていないため，積極的に緑農地に還元利用出来ない一面があるものの，ある都市では十数年前から汚泥の緑農地還元利用のための研究が続けられており，最近では，公衆衛生部門，農業試験場，下水道，公園課等総力を上げて汚泥の有効利用に取り組んでいる都市もみられるようになった。当研究室でも前年度に引き続き栽培試験で重金属の蓄積や汚泥の肥効性についての基礎的試験を行なったのでその結果を報告する。なお，この調査は昭和49年度より継続して行なっている。

2. 研究目的

この研究は，(1)下水汚泥中に含まれる重金属類の存在形態，および，これらの挙動を明らかにする。(2)下水汚泥中の重金属類の安定化と，処分方法の開発のための基礎資料を得る。(3)下水処理場ならびに，除外施設の維持管理の適正化をはかるための指針を得ることなどの成果を目的としている。

3. 汚泥の肥効特性と小松菜による重金属の蓄積状況

3.1 汚泥の肥効特性（無機化試験）

実験方法は，「土壌養分分析法」[2]に準じて行なった農学分野では通常無機化試験といわれており，無機化試験の原理は，化学肥料や有機質肥料（鶏糞，油かす等）を土壌と混合して，その土壌の最大容水量の50~60%程度の水分状態に保持しながら30°Cの恒温室内に納め，土壌中のアンモニア化成菌及び硝酸化成菌の働きによって化学肥料や有機質肥料を分解させ，生成したNH_4及びNO_3

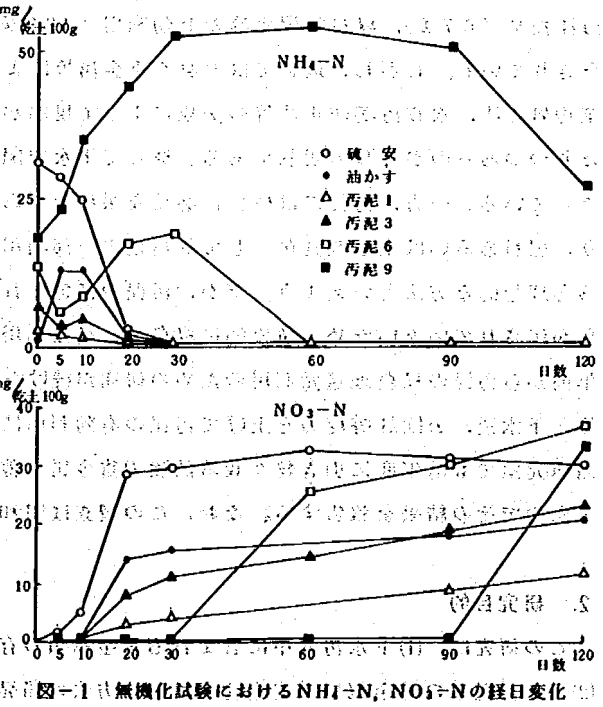
の生成量を経日的に測定し，各肥料の分解速度及び分解率等を調べて各肥料の特性を判定する方法である，この方法は物理化学的分析よりも，労力と長期間の日数が必要とされるのが難点であるが単に物理化学的分析による判定よりも，各肥料の肥効特性を明確に知ることが出来る点では優れた方法といえる。

3.1.1　実験方法

対照区には硫安区と油かす区を100g乾土当り窒素量で40mg添加し，汚泥区は対照区と同様に窒素量で40mg添加した区を1倍区とし，3倍区，6倍区，9倍区の4段階セットした。また各区とも3連として分析を行ないその平均値を各区の分析値とした。サンプリングは，0，5，7，20，30，60，90，120日目に各々行ない分析した。

3.1.2　実験結果及び考察

実験結果は，図－1に示した，図の上段にNH_4－Nの経日変化を示し，下段にはHO_3－N の経日変化を示してある。まず，NH_4－N の消長をみると対照区の硫安区は0日目が一番高く，31mg（100g乾土当り）であるがその後時間の経過とともに濃度が低下しており，20日目附近で急激に低下し，30日目には1mg以下になっている。ここで，減少したNH_4－Nは，硝酸化成菌の働きでNO_3－Nに変化したことが図－1の下段に示したNO_3－Nの経日変化図により示されていることがわかる。つぎに有機質肥料の対照とした油かす区をみるとNH_4－Nは5～10日目附近までアンモニア化成菌の働きでNH_4－Nが増加しており，NH_4の増加のピークを過ぎた10日目以後に，硝酸化性菌が働きNO_3－Nが増加を始め，20日目附近でNH_4－Nは急減しているが，NH_3－Nは逆に急増している。その後NH_4－Nは1mg以下で安定しているがNO_3－Nは一定の勾配で増加し続けている。これは油かすに含まれる難分解性の物質が少しづつ分解してNH_4－NからNO_3－Nになっている事を示している。一般に有機質肥料はアンモニア化成菌によって始にNH_4－Nが生成され，ついで硝酸化成菌が働き始めてNO_3－Nが生成されるという傾向を示すが，今回の油かすの示した傾向にほぼ同じ傾向であった。つぎに，汚泥区の1倍区をみると，油かす区と同じような傾向を示しているが，NH_4－N，NO_3－Nの消長はごくわずかである。汚泥区の3倍区は有機物量が多くなり油かす区に近い傾向を示している。汚泥区の6倍区，9倍区になると傾向は油かす区と同じ傾向であるが，汚泥量が増えるに従って，NH_4－Nの生成期間が長くなり，生成量も多くなっているがNO_3－Nの方はNH_4－Nのピークが終るまで生成



図－1　無機化試験におけるNH_4－N，NO_3－Nの経日変化

されていないため，汚泥量が増えるに従ってNO_3－Nの生成時期が遅くなっている。つぎに，アンモニア化成菌と，硝酸化成菌によって無機化した結果を表－1に示した。対照区と汚泥区の120日目のデーターで比較すると対照区の硫安区は添加量の75％であったが，理論的には100でなければならないが，土壌中に固定されたり，一部は微生物に取り込まれたものと考えられる。油かす区では51％であった。汚泥区の方は，1倍，3倍，6倍，9倍区の順に示すと28％，17％，14％，15％，となり，汚泥の量が増加すると汚泥が分解して無機化される割合が減少する傾向がみられるが，1倍区の28％を除いてほぼ15％前後の無機化率を示している。油かすと比べて約1/3程度であり，汚泥は難分解性の有機物が比較的多く含んでいることがわかるが，NH_4－NやNO_3－Nの消長は充分に認められた。また，持続性の面からみれば汚泥の方が優れているといえる。所で，普通の野菜類は窒素源としてNO_3－Nを好んで吸収しその濃度は200～400mg／kgといわれており，[3] NH_4－Nの濃度が高いと野菜の生育に障害を与えるといわれており，土壌が酸性側にあると特に障害作用が大きいといわれている。このような野菜類の栽培に汚泥を施用する場合の適当量と施用時期は，今回の実験結果から推定すれば，施用量はNO_3－Nが200～400 mg／kgを満たすには3倍区～6倍区に相当する量を施用し，施用時期はNH_4－N生成ピークを過ぎて急減するに必要な日数分だけ，すなわち，NO_3－Nが生成されるのに必要な日数分（今回の実験では30日以上）だけ播種又は植付前に施用してやれば，NH_4－Nが少なく，十分なNO_3－Nが得られることが推定出来るであろう。以上の無機化試験の結果から汚泥の肥効性は，施用量と施用時期を十分考慮してやれば十分な効果を発揮する可能性があることが確認出来た。尚土壌及び汚泥の各成分は表－4に示してあるものを使用した。

表－1　無機化率（％）

日数＼区	硫安	油かす	汚泥1	汚泥3	汚泥6	汚泥9
0	77.0	11.4	5.9	4.9	5.2	4.6
5	74.5	31.0	4.6	2.6	1.8	5.7
10	73.5	31.8	3.0	2.9	3.2	8.7
20	76.3	36.7	9.0	6.2	6.4	10.9
30	74.1	39.8	10.0	8.4	7.1	13.1
60	81.9	－	－	11.0	9.7	13.4
90	76.2	43.3	21.6	13.8	11.2	12.6
120	74.7	50.8	28.0	16.8	13.6	14.7

3.2　汚泥を施用した場合の小松菜の生育と重金属蓄積状況

3.2.1　実験方法

前年度の実験で重金属の吸収は，栽培土壌のpHによって吸収される元素や吸収量が異なった傾向を示したので，本年度もpH値を変えた同一施肥設計で栽培して重金属の蓄積状況を検討した。また，49年度～51年度に行なった汚泥中の重金属を各種の試薬で抽出して形態区分（49年～51年度報告書参照）を行なったが，今年度は実験に用いた汚泥を同一試薬で重金属を抽出処理して，天日乾燥した汚泥を用いて，同一施肥設計で栽培し，各区での重金属吸収量等の検討も行なった。対照区には硫安等の化学肥料を施肥した標準施肥設計のものとした。

＜栽培条件＞

(1)　供試土壌：腐植質火山灰土壌（黒ぼく土壌）の既耕地土壌で1/5000 aポットに風乾土を（乾土で2.0 kg）充填した。

(2)　供試肥料：硫安，過リン酸石灰，硫化カリウム（対照区のみ）

(3)　供試作物：小松菜

(4) 供試汚泥： A都市の合流式下水処理場の消化汚泥脱水ケーキ，及び，各試薬抽出処理汚泥。

抽出試薬と形態区分は，表－2に示した。同表の分類方法欄の記号は（A）IN－HCℓで抽出（B）0.1N－HCℓで抽出，（C）IN－CH_3COONH_4（PH4.5）で抽出，（D）4％EDTA 2Na塩（PH7.0）で抽出，同欄中のTは汚泥中の総量を示すものである。なお，（C）処理した汚泥については，PH7.0に調節した80％メチルアルコールで洗滌して試薬に由来するアンモニアを除く処理を行った。

表－2 汚泥中重金属の形態と定義

形態	定義	分類方法
酸可溶態	酸のpH効果により抽出されるもの	A － B
微生物	汚泥中の微生物の細胞内に取り込まれていると考えられるもの	
細胞内	（IN－Hclは細胞外の重金属を全て抽出すると考えられていることに基付いている）	T － A
キレート剤可溶態	キレート剤によりキレート化合物として抽出されるもの	D
可給態	汚泥を土壌に施肥した場合，作物に吸収され得ると考えられるもの	Cd, Cu, Cr, Zn, B Pb, Ni, C
無機態	細胞外で硫化物，炭酸塩，リン酸塩水，酸化物として存在しているもの	A － C

抽出試薬と同試薬による処理汚泥中の重金属の形態は次のとうりである。

A）IN－HCℓ処理： 汚泥中の微生物に取り込まれたもの以外のものは，すべて抽出されるものと考えられているので，残っているのは細胞内に取り込まれたもの。

B）0.1N－HCℓ処理： 可給態（植物に吸収されやすい形態）の重金属を抽出すると考えられており，比較的安定した化合物の重金属は残っている。

C）IN－CH_3COONH_4： B）の場合と同様の意味で用いられている。

D）4％EDTA・2Na： キレート剤によって，キレート化合物を作りやすい重金属のすべてが抽出されるものと考えられており，EDTAより強い結合の重金属化合物は残っている。

表－3 各試薬による重金属抽出率(％)

元素／試薬	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni	Zn
A	62.2	40.5	85.6	42.0	77.3	73.3
B	58.3	20.2	71.4	27.3	74.3	65.9
C	30.4	3.3	38.0	3.5	54.0	46.3
D	62.9	25.3	71.4	25.2	76.5	61.2

以上の抽出処理によって抽出される重金属量は表－3に示した。

(5) 施肥方法：全層均一混合

(6) 施肥設計：（各汚泥区は10a当りの施用量）

1 硫安区： 5t区，10t区，20t区　4 B処理汚泥区： 5t区，10t区，20t区

2 無処理汚泥区： 〃 〃 〃　5 C処理汚泥区： 〃 〃 〃

3 A処理汚泥区： 〃 〃 〃　6 D処理汚泥区： 〃 〃 〃

（基準施肥として，ポット当り，N：0.8g，P_2O_5：1.2g，K_2O：0.8gとした）

以上の6区を設け，各区3連で栽培したものを，栽培Ⅰとし，同一施肥設計で汚泥を施用後PHを6.0に調整して栽培したものを栽培Ⅱとして実験を行なった。

(7) 栽培期間： 栽培Ⅰ 昭和53年10月14日～昭和53年11月21日 （38日間）

栽培Ⅱ 昭和53年9月1日～昭和53年9月28日 （27日間）

＜調査および分析項目＞

(1) 生育調査：収穫物の乾燥重量

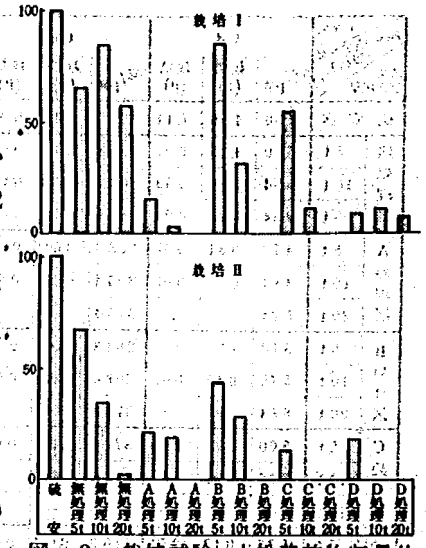
(2) 重金属：cd，cu，Ni，Pb，Cr，Zn，Fe，Mn，Ca，Mg，Kの11元素とした。

（分析方法は，硝酸－過塩素酸分解後，原子吸光法で定量した）

3.2.2　実験結果

1）生育調査結果

生育結果を図－2に示した。図には収穫物の乾物量について硫安区を100％とした時の収量比を示してあり，上段は栽培Ⅰ，下段に栽培Ⅱの結果を示した。まず，栽培Ⅰにおいて，無処理区，B処理区5t，10t施用区，C処理5t施用区が比較的良好であった。栽培Ⅱでは，無処理5t，10t施用区，B処理5t，10t施用区が良好であったが，栽培Ⅰ，Ⅱとも硫安区より収量が少なかった。また，栽培ⅠにおいてA処理20t施用区，B処理20t施用区，C処理20t施用区，栽培Ⅱでは，A処理20t施用区，B処理20t施用区，C処理10t，20t施用区，D処理10t，20t施用区は枯死したが，栽培跡地土壌の分析結果から推定すると枯死した区では，いづれも同じ区で生育した施用区より，E，C（比電導度）が1.2～9.2mΩ/cm，NH_4－Nが380.0～1230.0mg/kgと高く，良好な施用区のEC 0.3～2.9mΩ/cm，NH_4－N 29.0～109.0 mg/kgよりも高い値を示していることから，ECとNH_4－Nの過剰障害と考えられる。ECの場合野菜類で2.0前後で障害を起こすといわれている。[4]また，栽培Ⅰの方が栽培Ⅱより成績が良かったが，どちらも硫安区の最大葉長が30cm位に生長するまで行なったが，栽培Ⅰは38日間，栽培Ⅱは27日間であり，無機化試験で示されたとうり，汚泥の分解が遅く，27日間位では十分な硝化（NO_3－N）が得られなかったためと考えられる。



図－2　栽培試験　小松菜乾物収量比

野菜を栽培する場合は施用後すぐに栽培せず，十分に分解してNH_4－Nの過剰障害がなくなってから栽培した方がより効果が高いと考えられる。

2）重金属の分析結果

今回用いた土壌，汚泥および油かす中のP，N，K，と，重金属含有濃度は表－4に示したとおりである。

表－4　各処理汚泥，土壌および油かすの化学的組成（単位mg/乾物kg）

試料 / 分析項目	無処理汚泥	A処理汚泥	B処理汚泥	C処理汚泥	D処理汚泥	土壌	油かす
N	26500	30900	31300	35700	28500	5500	64000
P	11700	15900	11100	10900	10600	2710	12300
K	1660	1340	1320	1230	1400	875	11400
Ca	64900	25300	55100	17000	26400	20200	7360
Mg	4920	3370	4790	3270	4490	11500	5000
As	5.0	5.1	4.8	6.6	5.2	3.8	0.1
Cd	7.5	4.2	8.4	6.5	9.9	2.3	0
Cr	124	222	213	333	288	31	0
Pb	4.7	6.5	6.0	6.5	5.1	2.8	0
Cu	532	555	562	655	533	113	3.7
Ni	91	66	83	69	70	22	0
Mn	648	297	634	396	524	1100	35
Zn	1310	632	1300	950	1086	68	48
Fe	51700	38000	44500	53500	38000	6840	106

重金属の蓄積状態の検討は，①栽培Ⅰ，②栽培Ⅱについては硫安区と比較し，③PHの相違による影響は栽培Ⅰと栽培Ⅱを比較した。栽培Ⅰ，Ⅱの分析結果は表－5に示した。

①　栽培Ⅰ（小松菜の重金属吸収率で比較した）

Cd：対照である硫安区が1.16％であり，これと同じ程度の吸収率を示したのは，無処理全施用区でB処理5t施用区，C処理10t施用区の5区であり，その他の区は対照区の1/10～1/2の吸収率である。

Cu：対照区が0.02％であり，無処理10t施用区が

表－5　各区の重金属量と小松菜の重金属吸収率

元素名 / 各区の重金属量と吸収率 / 区及び施用量		Cd			Cu			Pb			Cr			Ni			Zn		
		mg/pot	栽培(I)	栽培(II)	mg/pot	栽培(I)	栽培(II)	mg/pot	栽培(I)	栽培(II)	mg/pot	栽培(I)	栽培(II)	mg/pot	栽培(I)	栽培(II)	mg/pot	栽培(I)	栽培(II)
硫安区		4.60	1.16	0.11	226.0	0.02	0.02	5.6	0.51	0.00	62.0	0.00	0.00	44.0	0.13	0.01	136.0	0.20	0.13
無処理区	5t	5.10	1.15	0.07	265.8	0.01	0.01	5.8	0.67	0.00	70.8	0.00	0.00	50.6	0.10	0.01	254.2	0.10	0.09
	10t	5.54	1.30	0.03	302.0	0.02	0.005	6.0	0.60	0.00	78.8	0.00	0.00	56.6	0.07	0.004	361.8	0.09	0.01
	20t	6.34	0.94	0.00	365.6	0.01	0.003	6.2	0.16	0.00	93.0	0.00	0.00	67.0	0.02	0.002	550.0	0.04	0.003
A処理区	5t	4.78	0.34	0.02	268.0	0.003	0.004	6.0	0.09	0.00	80.2	0.00	0.00	48.1	0.02	0.003	189.6	0.11	0.066
	10t	4.94	0.38	0.02	306.4	0.01	0.003	6.2	0.00	0.00	96.8	0.00	0.00	52.0	0.007	0.002	238.6	0.07	0.11
	20t	5.24	－	－	373.4		－	6.8	－	－	125.6	－	－	58.6	－	－	324.0	－	－
B処理区	5t	5.18	1.27	0.02	268.8	0.01	0.005	5.8	0.43	0.00	79.4	0.00	0.00	49.8	0.09	0.002	253.4	0.10	0.02
	10t	5.70	0.49	0.02	307.6	0.004	0.004	6.2	0.08	0.00	95.0	0.00	0.00	55.0	0.01	0.002	360.0	0.02	0.02
	20t	6.64		－	375.6		－	6.6			122.6			64.4			546.6		
C処理区	5t	5.00	0.74	0.03	377.6	0.006	0.002	6.0	0.16	0.00	90.8	0.00	0.00	48.4	0.04	0.003	221.0	0.07	0.10
	10t	5.36	0.99		324.6	0.001	－	6.2	0.13		116.8	－		52.6	0.005	－	298.2	0.01	－
	20t	6.00			406.6	－		6.8			162.6			59.6			433.4		
D処理区	5t	5.32	0.17	0.01	266.0	0.001	0.002	5.8	0.21	0.00	86.4	0.00	0.00	48.6	0.006	0.001	232.4	0.007	0.02
	10t	5.98	0.11	－	302.4	0.001	－	6.0	0.05	－	108.8	－	－	52.8	0.006	－	360.0	0.007	－
	20t	7.14	0.13		366.0	0.002	－	6.4	0.05		147.6			60.0	0.005	－	473.4	0.003	

注意　汚泥施用量は10アール当りの施用量を示してある。5t，10t，20t区は各々無機化試験の5%，10%，20%に相当する量である。

同じく0.02%の吸収率でその他はすべて硫安区より1桁低い吸収率を示し，対照区より吸収率は低かった。

Pb：無処理5t，10t区が対照区の0.51%より高く0.67%と0.60%でありわずかに高い吸収率を示したがその他は，対照区より低い吸収率で0.0～0.4%であった。

Cr：対照区及び，汚泥施区とも蓄積は認められなかった。

Ni：対照区が一番高い吸収率で，0.13%，汚泥施用区は0.05～0.1%の吸収率であった。

Zn：対照区が一番高い吸収率で，0.2%，汚泥施用区は0.003～0.11%であった。

② 栽培Ⅱ（小松菜の重金属吸収率で比較した）

Cd：対照区が一番高い吸収率で0.11%，汚泥施用区は0.0～0.07%であった。

Cu：対照区が一番高い吸収率で0.02%，汚泥施用区は0.002～0.01%であった。

Pb：対照区，汚泥施用区とも吸収は認められなかった。

Cr：Pbと同様対照区，汚泥施用区とも吸収は認められなかった。

Ni：対照区と無処理5t施用区が共に0.01%で一番高く，その他の汚泥施用区は0.001～0.04%であった。

Zn：対照区が一番高く0.13%で，汚泥施用区は0.01～0.11%であった。

③ 土壌PH値による重金属吸収率の影響（栽培Ⅰ，Ⅱの硫安区の重金属吸収率で比較した）

PH値は栽培Ⅰが4.9であり，栽培Ⅱは6.0である。（PH測定は1N-KCℓ液による）

Cd：栽培Ⅰが栽培Ⅱの10倍の吸収率であり，酸制側で多く吸収されている。

Cu：PHに関係なく共に0.02%の吸収率であった。

Pb： 栽培Ⅰは0.5％の吸収率であったが，栽培Ⅱには吸収されなかった。Cdと同様に酸性側で吸収されやすい元素である。

Cr： 栽培Ⅰ，Ⅱ共に吸収は認められなかった。

Ni： 栽培Ⅰは，栽培Ⅱの約10倍の吸収率を示した，Niも酸性側で吸収されやすい傾向を示す。

Zn： 栽培Ⅰは0.2％の吸収率であり，栽培Ⅱは0.13％で，栽培Ⅰの約1/2の吸収率であった。

以上が，重金属の蓄積結果であり，栽培Ⅰ，Ⅱとも対照区以下の吸収率であった。また，汚泥のの各試薬による抽出処理の効果は，明確な傾向を示さなかった。

重金属の蓄積は，汚泥中の濃度や施用量よりも，土壌のPH値の高低により大きく影響されることがわかった。今回の実験では，PH4.9の方がPH6.0の場合より1桁高い吸収率であったが，CuはpH値にあまり影響されないようである。また，吸収率の高い順位からCd＞Pb＞Zn＞Ni＞Cu＞Crとなっているが，この傾向は各元素の沈殿生成PH値の高い順位Cd＝Ni＞Pb＞Zn＞Cu＞Crとほぼ一致していた，CrはPH4.7で水酸化物の沈殿を生成して安定化しているため吸収されなかったものと思われる。

4. まとめと今後の課題

汚泥の肥効性については，施用料および施用時期を十分に配慮すれば十分な効果が期待出来ることが判明した。小松菜による重金属の蓄積は，汚泥の施用量の増加による影響はほとんどないが，土壌のPHの影響が非常に大きい事が分かった。

今後の課題として，① 汚泥の最適施用量と施用時期のもとに栽培試験を行ない，肥料効果の確認と，他の野菜についての検討を行うこと。② 汚泥中の重金属が野菜等に極端な蓄積がないとすれば，土壌中に蓄積する可能性があり，汚泥の連用による土壌中の重金属の蓄積限界量の確認と，その時点での植物体に及ぼす影響の確認が必要となる。③ 土壌の重金属蓄積限界以上に重金属の混入があった場合の重金属の消長の確認等の問題もある。

参 考 文 献

1) 昭和51年度版「下水道統計」 日本下水道協会

2) 「土壌養分分析法」 土壌養分測定法委員会編 昭和50年3月訂正第4版 養賢堂

3) 嶋田，武井 愛知園試報告 4；62～71 1966年

4) 佐藤吉之助 そ菜に関する土壌肥料研究集録 ；281～290 1966年

4. 下水の超高度処理に関する研究

三次処理研究室　室　長　安中徳二
研究員　酒井憲司
小泉秀一

1. まえがき

近い将来に懸念される水資源の不足に対処するための手段として下水処理水の直接的な再利用が不可欠なものであるという認識はすでに一般化したものであるといっても過言ではあるまい。下水の直接的再利用の用途はかんがい用水を主体とした農業利用の他，冷却水等の工業用水としての利用，家庭用各種雑用水への利用など都市用水としても広範囲にわたっている。これらの用途ごとの要求水質，給水方法等については現在多くの面から提案，検討が行なわれているが，処理技術の面からは従来の二次処理水を対象とし有機物，栄養塩類の除去を目的とした三次処理の適用では不十分であり用途に応じた処理技術の適用が必要になると考えられている。

下水処理水の再利用を行なっていく上で水質面から特に問題となるのは処理水中に残存する可能性のある重金属類，有機塩素化合物等の微量有害物質の他に，下水の循環に伴なって蓄積する無機塩類，病原性細菌や病原性ウィルス等の病原性微生物である。三次処理研究室ではこれまでに逆浸透法及び電気透析法等いわゆる下水の超高度処理の範疇に入いるプロセスについて室内実験を行ない，主として下水中の無機塩類の除去の立場から種々の問題点を明らかにしてきた。昨年度より病原性微生物の問題について調査を開始した。昨年度は病原性微生物の指標として長年にわたり用いられてきた大腸菌群をとりあげ，文献調査により殺菌プロセスにおける大腸菌群とウィルスの関係を調べると共に，高度処理の各プロセスにおける大腸菌群の消長についての調査を開始した。本年度は下水の殺菌技術の一つであるオゾン処理をとり上げてその殺菌特性について室内実験で調査した。また昨年度に引き続いて高度処理プロセスにおける大腸菌群の消長について調査した。

2. 研究目的

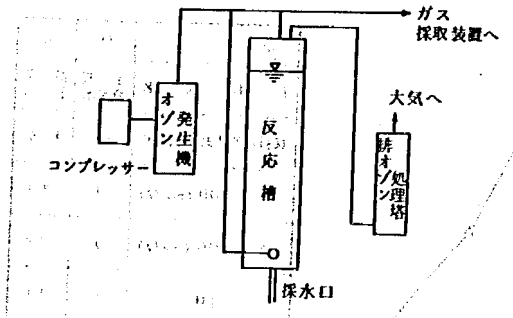
下水処理水を殺菌する場合，殺菌剤の効率に影響を及ぼす要因としては水の側の要因としては有機物，浮遊物，水温，ｐＨ等が挙げられ，装置の側の要因としては注入ガスのオゾン濃度，反応塔の水深及び滞留時間等が考えられる。本年度は主として二次処理水を対象とし，オゾン処理における有機物，浮遊物及び注入ガスのオゾン濃度の影響について室内実験により調査した。

高度処理においてどの程度大腸菌群が除去されるかについて，京都三次処理パイロットプラントの沪過，活性炭吸着，凝集沈殿の各実験装置を用いて調査した。

3. オゾン処理による殺菌の室内実験

3.1. 実験方法

実験装置はオゾン発生機，反応槽，排オゾン処理塔からなっており，概略を図－1に示す。装置の仕様は以下の通りである。



図－1 実験装置

a. オゾン発生機……円筒管式 送気量 100ℓ/hr.
オゾン発生量最大 0.5gr/hr

b. 反応槽……円筒形，材質塩化ビニル
有効容量 6.3ℓ，有効深さ 80cm

c. 排オゾン処理……活性炭方式

実験に用いた水は二次処理水を主とし，次のような前処理を行ない別途培養した大腸菌群を添加したものである。

イ. 原水……採水した水そのまま

ロ. 滅菌水……原水をオートクレーブ（120℃，2気圧）で滅菌後，大腸菌群を添加したもの

ハ. 滅菌沪過水……原水を滅菌後，GFBで沪過し，大腸菌群を添加したもの

なお滅菌水，滅菌沪過水に添加した大腸菌群は人体より採取した大腸菌群をデスオキシコール酸塩培地で生育させ，生成した赤色コロニーをグルコース培養液（表－1を参照）で培養して得られたものである。添加後の大腸菌群数は 10^4～10^6個/cc である。

表－1 グルコース培養液の組成

KH_2PO_4	1.0 g/ℓ
$(NH_4)_2HPO_4$	4.0 〃
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.7 〃
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.03 〃
NaCl	1.0 〃
glucose	0.1 〃

表－2 分析項目

大腸菌群 個/cc	デスオキシコール酸塩培地
COD mg/ℓ	KMn_nO_4 高温酸性法
TOC mg/ℓ	S社製TOC分析機
SS mg/ℓ	沪紙法
水温 ℃	棒状温度計
pH	ガラス電極法
オゾン濃度 mg-O_3/ℓ-air	ヨウ化カリウム法

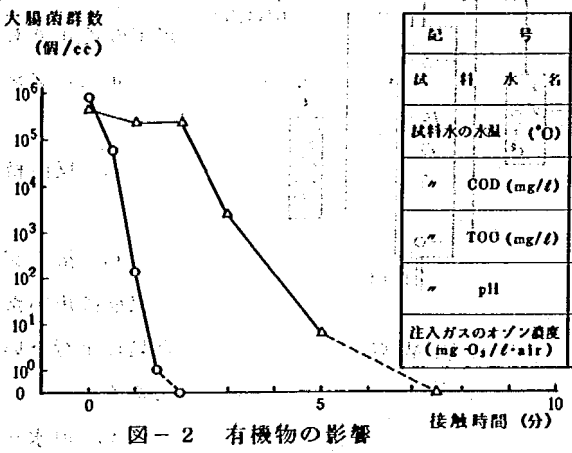
実験装置の運転は回分式とし，各実験とも連続してオゾンを注入した。一定の時間間隔でサンプルを採取しチオ硫酸ナトリウムを 0.005 M になるように添加してサンプル中のオゾンを除いた後，大腸菌群数を測定した。大腸菌群の測定に対するチオ硫酸ナトリウムの影響については予備実験を行ない，0.005 M の濃度では殆んど妨害とならないことを確認した。実験に供した水（以下試料水と呼ぶ）については水温，COD，TOC，SS，pHを測定し，注入ガスについてはオゾン濃度を測定した。それぞれの分析方法と単位については表－2にあげる通りである。

3.2. 結果と考察

各実験における大腸菌群数の変化の様子は横軸にオゾン注入後の経過時間（分），縦軸に対数目盛による大腸菌群数をとり得られる減少曲線を用いて比較した。

3.2.1. 有機物の影響

有機物の有無の影響を調べるため浮遊物を除いた水を用いて実験した。図－2はS処理場の二次処理水滅菌沪過水と生理食塩水（NaCl 0.85％水溶液に大腸菌群を添加したもの）との両者で大腸菌群の減少曲線を比較したものである。これを見ると滅菌沪過水の方がオゾン注入直後に減少速度の遅い時期，つまりラグタイムに似た時期の存在することが分かる。ラグタイムの長さは図－2では2分であるが実験により変化している。また滅菌沪過水の方がラグタイムの後の減少曲線の傾き（以下減少速度と呼ぶ）が小さくなっており，ゼロ個/ccのレベルにまで殺菌するのに必要な時間，オゾン量が多くなっている。（後出の図－4～図－6も参照）この結果から有機物による影響は反応初期のラグタイム，減少速度の低下という形で現われてくることが分かる。



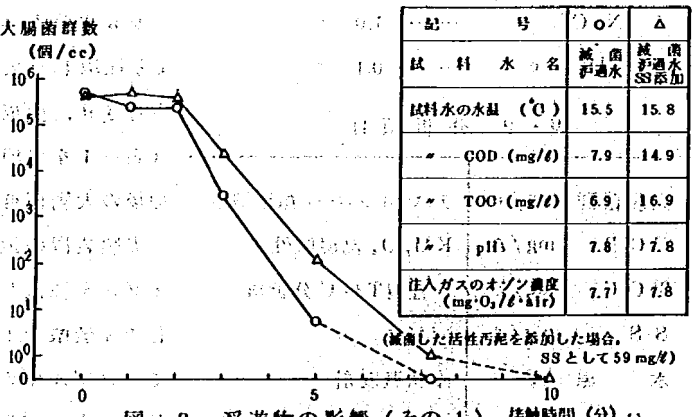
実験条件

記号	○	△
試料水名	生理食塩水	滅菌沪過水
試料水の水温（℃）	—	15.5
〃 COD (mg/ℓ)	0	7.9
〃 TOO (mg/ℓ)	0	6.9
〃 pH	—	7.8
注入ガスのオゾン濃度 ($mg\cdot O_3/\ell\cdot air$)	6.6	7.7

図－2　有機物の影響

3.2.2. 浮遊物の影響

浮遊物の影響には2つの理由が考えられる。1つは浮遊物自体がオゾンと試料水との反応の妨害になること，もう1つは浮遊物中にいる細菌がオゾンにより殺菌されにくいことである。この両者を分けて調べるため，まず浮遊物はあるがそこに細菌の生存しないような水を作り実験した。浮遊物としては活性汚泥を滅菌し超音波分解したもの（以下死んだ浮遊物と呼ぶ）を用い，これをS処理場の二次処理水滅菌沪過水に添加し，無添加のものと比較した。結果を図－4に示す。これを見ると死んだ浮遊物を添加した方が少し減少速度が小さくなっている以外は概ね同様の減少曲線となっており，死んだ浮遊物による影響はこの実験での添加量59mg/ℓ程度であればあまり大きくないことが指摘できる。

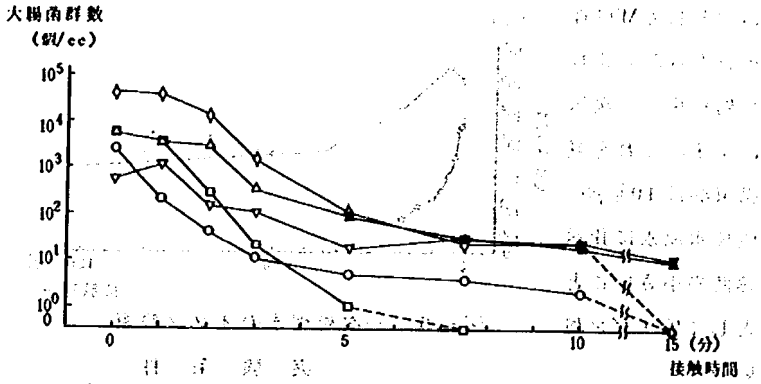


実験条件

記号	○	△
試料水名	滅菌沪過水	滅菌沪過水 SS添加
試料水の水温（℃）	15.5	15.8
〃 COD (mg/ℓ)	7.9	14.9
〃 TOO (mg/ℓ)	6.9	16.9
〃 pH	7.8	7.8
注入ガスのオゾン濃度 ($mg\cdot O_3/\ell\cdot air$)	7.7	7.8

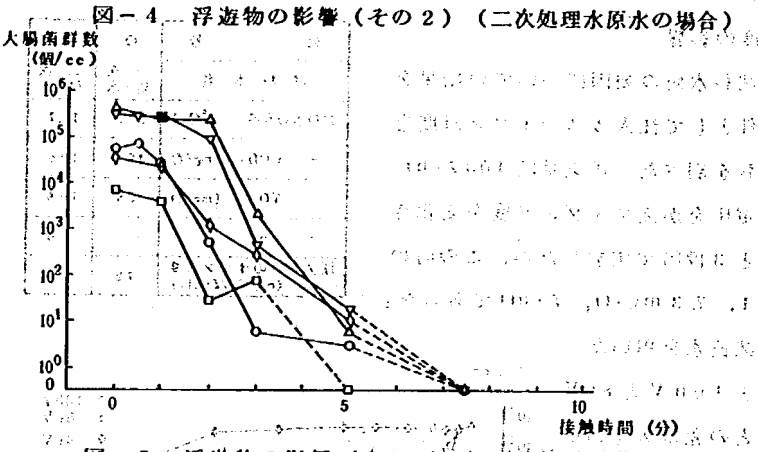
図－3　浮遊物の影響（その1）

次に二次処理水中の浮遊物，つまり細菌の生息する浮遊物の存在する場合の影響を調べるために，



試料水	二次処理水原水				
記号	○	△	◇	▽	□
処理場名	A	M	O	M	R
試料水の水温 (℃)	23.5	18.7	18.5	21.4	25.9
〃 COD (mg/ℓ)	4.9	10.6	14.4	8.2	9.6
〃 TOO (mg/ℓ)	8.2	16.8	23.1	7.9	16.7
〃 SS (mg/ℓ)	10.4	10.1	17.0	—	12.9
〃 pH	7.0	7.0	7.5	7.2	7.2
注入ガスのオゾン濃度 ($mg\cdot O_3/\ell\cdot air$)	7.4	6.9	7.3	7.4	5.5

図－4　浮遊物の影響（その２）（二次処理水原水の場合）



試料水	二次処理水滅菌(沪過)水				
記号	○	◇	□	△	▽
処理場名	A	M	A	S	M
試料水の水温 (℃)	—	27.6	30.0	15.5	23.5
〃 COD (mg/ℓ)	6.2	9.0	4.5	7.9	8.5
〃 TOO (mg/ℓ)	10.7	20.4	7.5	6.9	13.6
〃 SS (mg/ℓ)					
〃 pH	—	8.9	8.6	7.8	9.0
注入ガスのオゾン濃度 ($mg\cdot O_3/\ell\cdot air$)	7.1	7.3	6.9	7.7	5.2

図－5　浮遊物の影響（その３）（二次処理水滅菌（沪過）水の場合）

数カ所の下水処理場の二次処理水原水及びその滅菌水（or滅菌沪過水）を用いて実験を行なった。結果を図－４，図－５に示す。試料水の大腸菌群数は実験により少しバラつきがあるが，図－４，図－５の減少曲線から次のことが指摘できる。

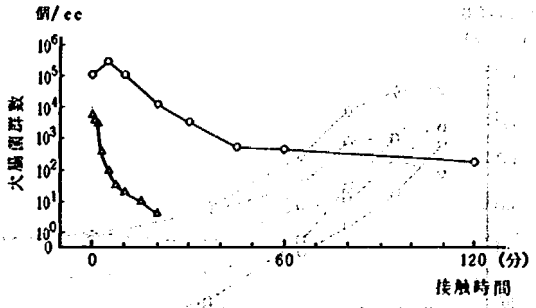
a　ラグタイムの後の減少速度は原水の方が小さい。

b　滅菌（沪過）水は５～7.5分のオゾン注入でゼロ個/ccにまで下がるのに比べ，原水は10^2個/ccのオーダーになってからの減り方が遅く，ゼロ個/ccになるまでに必要な時間が長くなっている。

以上の結果からも分かるように，死んだ浮遊物と二次処理水中の浮遊物とではオゾン処理に対して異なった対応をしている。二次処理水中の浮遊物の影響は浮遊物中に生息する細菌がオゾンにより殺菌されにくいことに起因しており，殺菌効率の低下，特にゼロ個/ccまで処理するのに必要な時間が長くなるという形で現われている。

このことは二次処理水のオゾン殺菌においては二次処理水中の浮遊物を低くすること，ないしは沪過等の前処理をして浮遊物を除去することの必要性を示唆している。

有機物並びに浮遊物の濃度の高い例としてM処理場の一次処理水原水を用いて実験を行なった。比較のため，採水日は違っているが同じ処理場の二次処理水原水の結果も合わせて図－6に示す。これを見ると2時間オゾンを注入しても大腸菌群は10^2個/ccのオーダーで残存しており，二次処理水原水に比べて，ラグタイムの長いこと，減少速度の小さいことが分かる。一次処理水の殺菌方法としてはオゾン処理はあまり適したものとは言えない。



図－6　一次処理水のオゾン殺菌

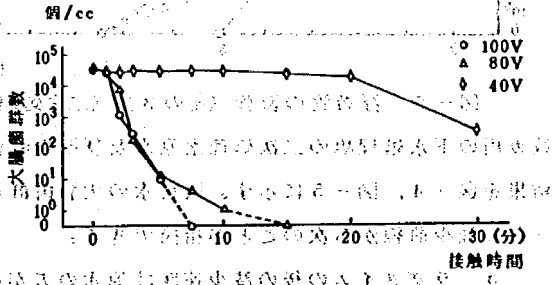
実　験　条　件

記　　号	○	△
試料水名	一次処理水	二次処理水
試料水の水温 (℃)	27.3	18.7
〃 COD (mg/ℓ)	46.2	10.6
〃 TOC (mg/ℓ)	60.8	16.8
〃 pH	—	7.0
注入ガスのオゾン濃度 ($mg \cdot O_3/\ell \cdot air$)	7.2	6.9

3.2.3.　注入ガスのオゾン濃度の影響

これまで有機物や浮遊物という試料水側の要因についての結果をまとめてきたが，装置側の運転条件として注入ガスのオゾン濃度をとり上げ，これを変えたときの影響を調べた。送気量は100 ℓ/hrで一定とし，オゾン発生管の電極電圧をかえてオゾン濃度を変化させた。電極電圧を40，80，100Vと3段階で実験したが，この時の注入ガスのオゾン濃度は0.5，5.1，7.3 $mg \cdot O_3/\ell \cdot air$であった。試料水にはM処理場の二次処理水滅菌水を用いた。

結果を図－7に示す。これを見ると100Vと80Vとの差は小さいが，両者と40Vとの差の大きいことが分かる。　反応初期のラグタイムは100Vと80Vでは1分程度であるが，40Vでは20分まで続いている。また40Vの30分後の値は，100Vと80Vで見ると大体3分後の値になっている。単位時間当りの注入オゾン量はオゾン濃度に比例するから，40Vを1とすると80V，100Vは各々10，15となる。この比を基に実験結果をみると，ラグタイムの終点ないしある殺菌レベルに達するまでに注入すべきオゾン量はオゾン濃度によらずある狭い範囲の値になることが予想される。この件については，より広範囲のオゾン濃度で実験をすること，そして注入オゾン量だけでなく消費オゾン量での検討などを行なって確認する必要がある。



図－7　注入ガスのオゾン濃度の影響

実　験　条　件

記　　号	○	△	◇
電極電圧 (V)	100	80	40
試料水の水温 (℃)	27.6	28.7	28.0
〃 COD (mg/ℓ)	9.0	8.9	8.6
〃 TOC (mg/ℓ)	20.4	19.5	19.1
〃 pH	8.9	8.8	8.8
注入ガスのオゾン濃度 ($mg \cdot O_3/\ell \cdot air$)	7.3	5.1	0.5

3.2.4.　実験結果のまとめ

室内で回分式のオゾン処理実験装置を用いて行なった実験結果は次のようにまとめられる。

a.　下水成理水に残留する有機物はオゾン注入を開始してから大腸菌群が指数的に減少しはじめるまでのラグタイムを与える原因となる。また指数的に減少する時期の減少速度を小さくする。

b. 下水処理水中の浮遊物は大腸菌群をゼロ個/cc とするのに必要な時間を長くする。これは浮遊物中に生息する細菌がオゾンにより殺菌されにくいためであると思われる。

c. ラグタイムの終了点ないしあるレベルまで殺菌するには一定量のオゾンの注入が必要になるものと予想されるが，これについては更に検討が必要である。

4. 高度処理プロセスにおける大腸菌群の除去

京都三次処理パイロットでは二次処理水を対象として沪過，活性炭吸着，凝集沈殿のプロセスを運転している。これらのプロセスは浮遊物，有機物，リンの除去を目的としたものであり，殺菌を直接目的としたものではないが，大腸菌群の除去にどの程度効果があるかについて調査した。

サンプルは各プロセスの流入水である二次処理水と各プロセスの流出水とし，いずれも午前 10 時に採水した。プロセスによっては滞留時間に長短があり，流入水と流出水とが対応していないものもあるが，午前10時の値で比較した。分析方法はBGLB培地によるMPN法である。各プロセスの運転条件は次に示す通りである。

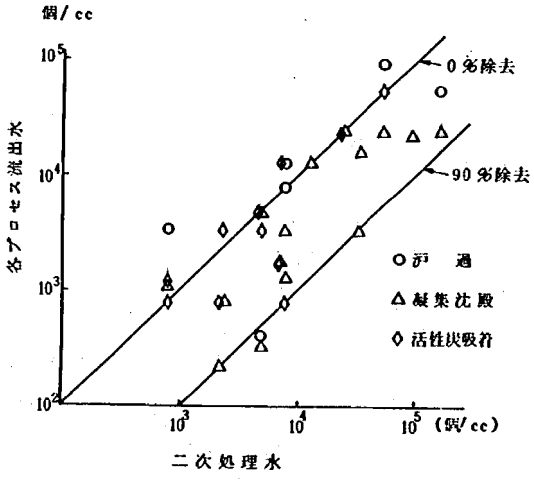
a. 沪過……アンスラサイトと砂の二層沪過，沪速は 180～500 m/日

b. 活性炭吸着 ……粒状炭，接触時間 30 分，沪速 144 m/日，定量

c. 凝集沈殿　　流量 300 m³/日，Aℓ 添加率　6mg Aℓ/ℓ，沈殿池水面積負荷 30 m/日，

なお調査期間は 1978 年 4 月から 12 月で 16 回採水した。各プロセス流出水についてはプロセスの故障，修理等があり，一部欠測している。

結果は二次処理水の値を横軸に，各プロセス流出水の値を縦軸にとり，図－8にまとめて示す。これを見ると凝集沈殿が除去率の平均が 53 %と3つのプロセスの中では最も高かった。沪過，活性炭吸着では二次処理水の値より高くなっている場合があり除去効率は余り良くない。この理由としては，処理プロセス中での増殖，採水個所の汚染等が考えられるがよく分かっていない。



図－8　高度処理プロセスにおける大腸菌群の除去

5. 次年度以降の予定

a. 二次処理及び高度処理プロセスにおける大腸菌群除去状況の把握

b. 再利用に要求される水質とそれに対応するプロセスの評価

c. 衛生面の指標としての大腸菌群の妥当性及びその他の指標についての資料収集

d. パイロットスケールのプラントによる下水処理水からの無機塩類除去実験

II　国立機関公害防止等試験研究費による研究

図面（実施例に係る特許公開第1号）

1. 下水処理場および公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究

建設省土木研究所下水道部水質研究室
村上　健，渡部春樹，小森行也

研究期間　昭和51年度～54年度
53年度予算　　11,530千円

Biodegradation of Organic Substances by Biological Treatment and in Natural Waters

(FY 1976～1979)

Water Quality Division,
Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

K. Murakami　H. Watanabe　K. Komori

Effluent from a sewage treatment plant contains various kinds of refractory organic substances. These substances, after being discharged into a receiving water, may accumulate in the water body and may cause adverse effects on water use and the environment, although at least a part of these pollutants is decomposed gradually. If this is the case, it will be necessary to provide additional treatment function in a sewage treatment plant for removing these refractory pollutants.

Therefore the study was started from 1976 to identify the refractory organic substances, to investigate the process of the formation of these substances and to clarify the fate of them in receiving waters.

In this fiscal year, four kinds of investigation were carried out. Summary of the results is as follows:

1) The type of industry and the organic loading from the wastewater

The types of industry which discharge highly organic wastewaters are limited. Organic loading from 17 types of industry accounted for 94% of the total loading from 130 types of industry. Pulp, paper and organic chemical industries had particularly large shares, and each accounted for more than 10% of the total.

2) Biodegradability of industrial wastewaters

The properties of industrial wastewaters can be classified according to biodegradability such as : easely biodegradable, semi-refractory and refractory wastes. Easely biodegradable wastes are sufficiently treated by present biological treatment process. In case of semi-refractory wastes, removal of organics varies depending on relative capacity of the facility and maintenance and operation. Refractory wastes are hardly treated by present biological process. Removal of refractory compounds needs additional treatment processes.

3) The chemical composition of wastewater

In organic matters of primary effluents, proteins, carbohydrates, volatile organic acids, humic and fulvic acids, tannin, lignin, ABS accounted for 31.7%, 14.3%, 10.6%, 16.4%, 8.8%, 11.3%, 5.8% as TOC respectively. Likewise in organic matters of secondary effluents, proteins, carbohydrates, humic and fulvic acids, tannin, lignin accounted for 20.3%, 22.4%, 21.9%, 19.5%, 8.9% respectively.

4) Removal of trace organic compounds in wastewater

Trace organic compounds such as chlorine containing aromatic hydrocarbons, phthalate esters, diazinon and so on are identified by GC-MS in primary effluents and biological treatment effluents. Those were removed about 80% by biological treatment.

1 はじめに

現在の下水処理場ではＳＳ（浮遊物）とＢＯＤ（生物化学的酸素要求量）を主目標に処理が行なわれており，ＳＳは沈殿によって除去し，ＢＯＤは生物処理を主体とした二次処理によって除去されている。したがって，下水のように多種多様の有機物を含有している場合には，生物学的に分解されない有機物や分解されにくい有機物が含まれている可能性があり，これらの有機物は下水処理場から公共用水域へ放流されていくことが考えられる。このような有機物はしだいに公共用水域に蓄積していくことによって，公共用水域の有機性汚濁の１つの要因になる場合もあろう。

また，瀬戸内海環境保全臨時措置法及び水質汚濁防止法を一部改正する法律の制定によって水質総量規制が導入されることになった。この法律は東京湾，伊勢湾，瀬戸内海などのいわゆる広域的閉鎖水域の水質改善をはかるためにＣＯＤ（化学的酸素要求量）の総量を削減していこうとするものであり，下水処理場もこの規制の対象になっている。このため，指定地域内の下水処理場は従来のＳＳ，ＢＯＤの除去に加えてＣＯＤも除去していくことが必要になってゆく。

このような状況の中で，下水処理の分野においても，下水というブラックボックスの中でＳＳ，ＢＯＤ，ＣＯＤを除去することから，ＢＯＤあるいはＣＯＤの構成成分を明らかにしていくことが必要になろう。つまり，現在の生物処理を主体とする二次処理までの過程では経験的に，ＢＯＤについては90％程度の除去率達成が可能といわれているが，ＣＯＤについては70％程度の除去率しか得られないといわれており，どのような有機物が除去され，どのような有機物が除去できないかを明らかにしていく必要がある。今後，下水処理の過程で除去できない有機物については何らかの形で流入を規制するか，あるいは処理プロセスの改善などの方法で対応していくことが必要になろう。

今年度は次の事項について検討した。

(1) 工場廃水の業種別有機物負荷量について調査した。

(2) 工場廃水及び流入下水の溶解性有機物について生物分解性試験を行ない，生物分解性の評価を行なった。

(3) 工場廃水及び下水の溶解性有機物について，蛋白質，炭水化物，脂質などの有機成分を分析した。

(4) 下水中の微量有機物について，生物分解前後における変化をＧＣ－ＭＳを用いて検討した。

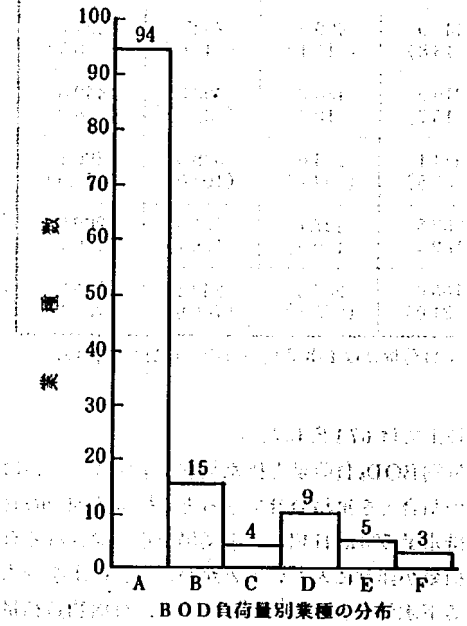
2 工場廃水の業種別有機物負荷量

生物処理を主体とした処理プロセスではすべての有機物を処理できるわけではなく，生物学的に難分解な有機物や生物学的に分解されない有機物については十分な対応がなされているかどうか不明な点が多い。このため，多種多様な有機物を含んでいると考えられる工場廃水についてその水質及び負荷量を調査しておくことは重要である。しかしその実態を正確にとらえることは難しい面がある。その理由としては，時間変動が激しいこと，同一工場でも季節によって全く種類の異なる排水のでてくる場合があること，好不況によって排水量などが著しく異なること，同一業種の工場であっても原料あるいは生産工程の違いによって廃水の種類が著しく異なることが考えられる。

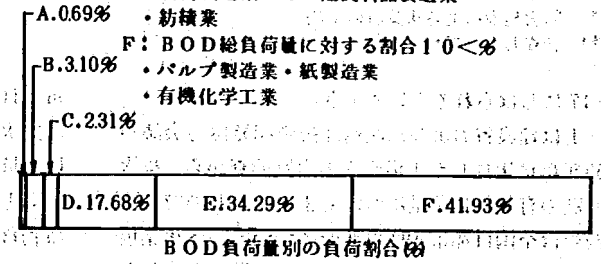
環境庁がこれまでに行なった工場廃水の水質調査結果を整理して作成した水質原単位表から，ＢＯＤ総負荷量あるいはＣＯＤ総負荷量に対する業種別負荷量の割合を示したのが図－1である。同図からＢＯＤ総負荷量に対して10％以上の割合を占める業種はパルプ製造業，紙製造業，有機化学工業の3業種であり，これらで全体の41.9％を占めている。同様に5.0～10.0

％を占めるものは水産食料品製造業，調味料製造業，飲料製造業，その他食料品製造業，紡績業の５業種があり，これらで全体の34.3％を占めている。また，1.0～5.0％の割合を占める９業種まで含めると，上位17業種でＢＯＤ総負荷量の93.9％を占めることになる。

ＣＯＤ総負荷量に対して 1.0％以上の割合を占める業種は16業種あり，これらで全体の93.5％を占めている。ＢＯＤ総負荷量に対して占める割合が高い業種はＣＯＤ総負荷量に対する割合も高く，その業種はほとんど一致している。従って，有機物負荷量の大きい業種は

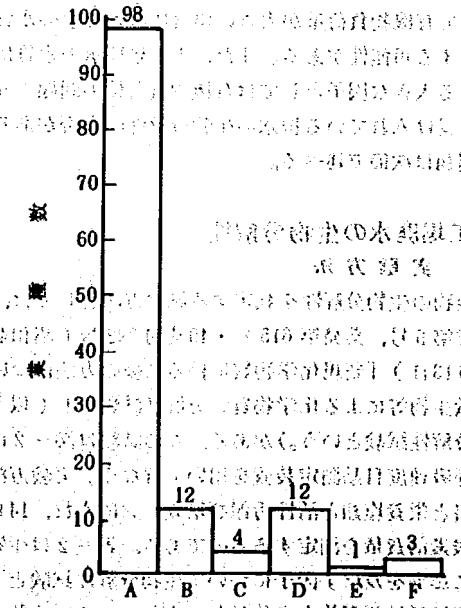


ＢＯＤ負荷量別業種の分布

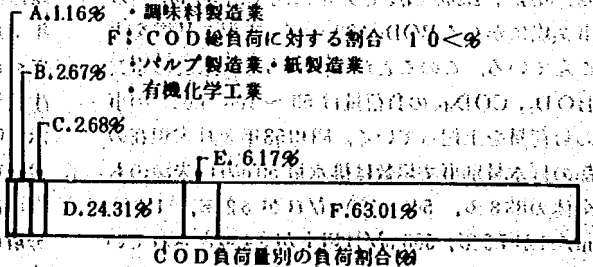


ＢＯＤ負荷量別の負荷割合(%)

A：ＢＯＤ総負荷量に対する割合＜0.1％
B：〃　0.1～＜0.5％
C：〃　0.5～＜1.0％
D：〃　1.0～＜5.0％
・畜肉食料品製造業・その他のパルプ紙加工業
・化学繊維製造業・野菜缶詰，果実缶詰等
・化学肥料製造業・パン，菓子製造業
・無機化学工業製品・医薬品製造業
・なめし皮毛革
E：ＢＯＤ総負荷重に対する割合 5.0～＜10％
・水産食料品製造業・調味料製造業
・飲料製造業・その他食料品製造業
・紡績業
F：ＢＯＤ総負荷量に対する割合 10＜％
・パルプ製造業・紙製造業
・有機化学工業



ＣＯＤ負荷量別業種の分布



ＣＯＤ負荷量別の負荷割合(%)

A：ＣＯＤ総負荷量に対する割合＜0.1％
B：〃　0.1～＜0.5％
C：〃　0.5～＜1.0％
D：〃　1.0～＜5.0％
・畜肉食品製造業・紡績業・医薬品製造業
・その他のパルプ紙加工業・水産食料品製造業
・化学肥料製造業・無機化学工業製品
・清涼飲料製造業・化学繊維製造業
・その他食料品製造業・なめし皮毛革
・高炉によらない製鉄業
E：ＣＯＤ総負荷に対する割合 5.0～＜10％
・調味料製造業
F：ＣＯＤ総負荷に対する割合 10＜％
・パルプ製造業・紙製造業
・有機化学工業

図－1　工場廃水の有機物負荷量

表－1　工場廃水の水質　－排水量別の有機物負荷量－

排水量(㎥/日)(平均)	調査した事業場数	除害施設のある事業場数	除害施設*：流入水(mg/ℓ)		除害施設*：処理水(mg/ℓ)		下水道への入口**	
			BOD_5(負荷量)	COD_{Mn}(負荷量)	BOD_5(負荷量)	COD_{Mn}(負荷量)	BOD_5(負荷量)	COD_{Mn}(負荷量)
＜50 (23.7)	37	11	2829 (51.8)	2671 (48.5)	440.9 (13.8)	400.5 (11.1)	2627 (43.6)	2248 (38.5)
50～100 (77.8)	37	18	1890 (141.9)	1231 (97.6)	219.9 (15.7)	138.2 (10.2)	498.3 (39.0)	449.8 (26.2)
100～500 (217.8)	63	32	1411 (273.7)	784.5 (154.2)	434.1 (86.5)	284.6 (54.7)	538.5 (103.0)	396.1 (74.0)
500～100 (740.1)	19	13	991.2 (714.8)	1029 (764.7)	252.5 (182.5)	227.7 (160.9)	261.8 (195.7)	209.0 (156.7)
1000＜ (3232)	36	28	901.0 (2905)	703.9 (2832)	165.0 (631.0)	207.3 (865.8)	243.4 (760.9)	225.2 (787.1)

* 除害施設のある事業所の平均　　（負荷量）は1事業場当りの平均負荷量，kg/日

** 調査した事業場の平均

16～17にしぼられるといえよう。

表－1は建設省および三次処理技術開発協力会議が昭和53年度に実施した工場廃水の水質調査から，排水量規模別の有機物負荷量についてまとめたものである。この調査は全国11都市192事業所について，各事業場の最も水質の悪いと思われる時間帯の水質を測定した。調査した業種は食料品製造業，繊維染色業，紙・パルプ・紙加工品製造業，化学工業，皮革製造業，など非常に広範囲にわたっている。同表から明らかなように，除害施設のある事業所はBOD負荷量で68.4～88.9％除去されており，平均除去率で77.3％であった。同様にCOD_{Mn}は64.5～89.5％除去されており，平均75.9％であった。

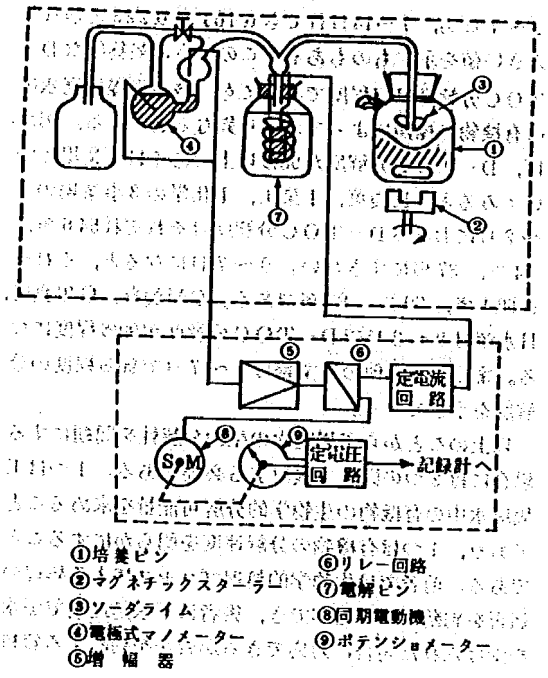
下水道へ排除される工場廃水の濃度は50㎥/日未満と50㎥/日以上で大きな差がある。排水量50㎥/日未満の事業場ではBOD_5，COD_{Mn}の平均濃度がそれぞれ2,627 mg/ℓ，2,248 mg/ℓと非常に高く，50㎥/日以上の事業場にかかるBOD_5 600 mg/ℓ未満の基準を大きくこえている。このことから，50㎥/日未満の事業場のBOD_5，COD_{Mn}の負荷量は50～100㎥/日の事業所の負荷量を上廻っている。昭和53年3月末現在の東京都の排水量別事業場数は排水量50㎥/日未満のものが全体の83.8％，50～100㎥/日が5.2％，100～500㎥/日が7.5％，500㎥/日以上が3.4％とされている。また，総排水量に対する割合でみると，50㎥/日未満の事業場からの排水量は全体の10.3％，50～100㎥/日では4.1％，100～500㎥/日では18.5％，500㎥/日以上では67.1％になる。

排水量別BOD_5負荷量と排水量別事業場数あるいは排水量の割合とを重ね合せてみると，排水量50㎥/日未満と排水量500㎥/日以上の事業場から排除される有機物負荷量が非常に大きいことがわかる。排水を受入れている下水処理場の立場からみると，有機物負荷量は処理能力と比べてその大小が問題になる。処理能力に比べて有機物負荷量が大きい場合には処理水の水質が悪化する可能性がある。また，下水処理水の水質に影響する大きな因子としては有機物負荷量の問題と同時に，受け入れている排水の生物分解性の良否がある。この問題は次節で述べる。

3　工場廃水の生物分解性

3.1　実験方法

有機物の生物分解性を判定する試験方法としては，環保業第5号，薬発第615号・49基局392号（昭和49年7月13日）「新規化学物質に係る試験の方法について＜微生物等による化学物質の分解度試験＞」（以下，生物分解性試験という。）がある。この試験は図－2に示す呼吸速度自動測定装置を用いて行なう。実験方法は試料と栄養塩類と活性汚泥を培養ビンに入れ，14日間の酸素消費量を測定するものである。表－2は生物分解に影響を及ぼす因子について生物分解性試験と下水の標準活性汚泥法とを比較したものである。生物分解性試験では種々の因子を制御しているため，条件としては最適に近いものである。今回の工場廃水の生物



①培養ビン　⑥リレー回路
②マグネチックスターラー　⑦電解ビン
③ソーダライム　⑧同期電動機
④電極式マノメーター　⑨ポテンショメーター
⑤増幅器

図－2　呼吸速度自動測定装置

表－2　生物分解性試験と標準活性汚泥法の比較

	生物分解性試験	標準汚泥活性法
基質濃度	供試物質 100 mg/ℓ	100 ～ 200 mg・BOD/ℓ
微生物量	30 mg・MLSS/ℓ	1500 ～ 2000 mg・MLSS/ℓ
微生物の種類	培養汚泥	活性汚泥
馴養作用	期待できる	—
反応時間	14 日間	4 ～ 5 時間
溶存酸素	5 mg・O_2/ℓ 以上	送気量 3 ～ 7 ml/ml・流入下水
栄養塩	基礎培養基添加	—
pH	中性付近	—
水温	25 ℃ ± 1	—

分解性試験では20℃の恒温室で実施したこと，汚泥は工場廃水を受け入れている下水処理場の活性汚泥を1晩空気曝気したものを用いたこと，基質濃度はGF/B戸過液のTOCで 100 mg/ℓ 程度に設定したことが，＜微生物等による化学物質の分解度試験＞と異なる。

工場廃水の溶解性成分について生物分解性試験を行なったのは，浮遊性有機物は活性汚泥処理でかなり除去できること，好気性条件下では微生物と溶解性有機物の反応が主であると考えられること，生物学的に難分解性といわれるのは溶解性COD成分といわれていることなどの理由による。生物分解性試験では供試物質とともにアニリンの酸素消費量を測定し，用いた汚泥の活性度を調べている。杉木によれば，アニリン 50 ppm溶液のBODを測定すると理論値に対する酸化百分率は20.2 %にすぎないが，生物分解性試験では79.2 %に達しており，この時のTOC分解度は 93.4 %であった。従って，5日間のBOD試験ではほとんど分解されない有機物も生物分解性試験では分解されると予想され，この試験後に残存する有機物がいわゆる難分解性有機物に分類されると考えることができよう。

3.2 - 実験結果及び考察

表－3は有機物負荷量の大きいと考えられるパルプ・紙，紙加工品製造業，調味料製造業，有機化学工業，

表－3　工場廃水の生物分解性試験結果

業種名	事業場	D-TOC 分解度(%)	D-COD 分解度(%)
染色工業	I 染工	90.0	
	I 捺染	88.0	
製鉄業	A 鋼管	72.7	25.0
飲料製造業	G ビール	98.0	63.8
水産食料品製造業	F 水産	80.0	44.4
	H 水産	94.0	
畜肉食品製造業	G T 食肉	96.0	69.0
	G I 畜肉	95.0	85.2
皮革製造業	D 皮革	91.0	85.3
医薬品製造業	B Y 製薬	84.2	81.6
	B T 製薬	79.2	68.2
	C M 製薬	91.2	89.5
合成染料製造業	C N 染料	67.1	68.6
	C H 化学	80.7	69.0
合成樹脂製造業	H 化学	70.8	
有機化学工業その他	A 化学	86.1	80.4
	I 化学	93.0	
無機&有機化業工業	D 化学	76.7	61.3
調味料製造業	E 調味料	90.9	67.3
	F 製糖	29.5	32.9
パルプ紙・紙加工品製造業	A 製紙	68.3	76.9
	D 製紙	86.1	80.5
菓子製造業	B 乳業	94.1	86.4
	H 製菓	93.3	
合板製造業	F 合板	39.8	57.3
その他	E 浸出水	37.6	
平均		79.7 (79.3)	68.0

（　）内はD-COD分解度と共通の事業場の平均

医薬品製造業，皮革製造業，畜肉食品製造業，水産食料品製造業，飲料製造業，染色業，菓子製造業などから26種類の廃水を採取し，生物分解性試験を行なった結果を示したものである。D－TOC分解度は29.5～98%まで非常に差があり，平均79.7%であった。D－TOC分解度90%以上を示すのが11事業場，80～90%が6事業場，70～80%が4事業場，60～70%が2事業場，60%以下が3事業場であった。また，一部の廃水についてはD－COD分解度についても調べた。その結果，D－TOC分解度では90%以上であっても，D－COD分解度は90%をこえる廃水がなかった。両者に共通する廃水の平均分解度はD－TOCが79.3%，D－CODが68.0%である。D－TOCとD－CODの分解度に約11%の差があるのは，生物学的に除去されない有機物はCODの大きい成分であるのか，あるいは無機物の一部がCODとして測定されているものと考えられる。特に生物分解性が悪いのはF製糖，F合板，E浸出水であった。

表－4は工場廃水の生物分解性試験結果から，D－TOCの減少係数を算出したものである。0～2日目までの K_1 はD－TOC分解度の高い工場廃水ほど大きい傾向がみられる。しかし個々の K_1 をみると，D－TOC分解度が90%以上の廃水でも0.231というように，分解初期としてはかなり小さい値の場合もあり，2～7日間，7～14日目でも0.461，0.223とかなり大きい値を示すものもある。このように最終的なD－TOC分解度は同程度であっても，減少過程は廃水中の有機物の種類によってかなり異なるといえる。例えば，D－TOC分解度が90%以上である11事業場についてみると，H製菓，I染工，I化学の3事業場の0～2日におけるD－TOC分解度はそれぞれ54.6%，54%，37%にすぎない。0～7日になると，それぞれ68.1%，79%，87%である。CM製薬，GT食肉，H水産は0～2日でD－TOC分解度が90%程度になる。また，その他の事業場は0～7日で90%程度の分解度を示している。

以上のことから工場廃水の生物分解性を問題にする場合には2つの因子を検討する必要がある。1つは工場廃水中の有機物の生物学的分解可能量を求めることであり，1つは有機物の分解速度を明らかにすることである。前者では生物学的処理プロセスによる処理の適否を判断することができ，後者は下水処理場で廃水を受け入れた場合に対応できるか否かを判断する資料となる。

生物分解性の良否を判断する指標としては，従来からCODとBODの比較を求めることが行なわれている。すなわち，生物分解をうける前の試料についてCODとBODを測定し，その比率の大小によって生物

表－4　D－TOCの減少係数

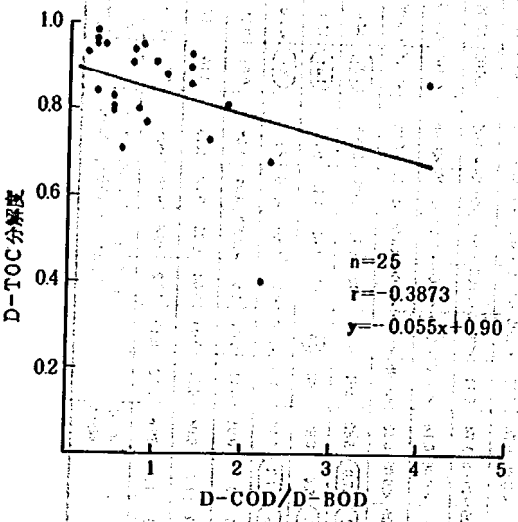
（1／日）

			0～2日		2～7日	7～14日
			K_1	K_1'	K_1	K_1
工場廃水	D－TOC分解度 90%＜	事業場数	11			
		範囲	0.231～1.314	0.440～1.914	0～0.461	0～0.233
		平均	0.751	0.952	0.184	0.061
	D－TOC分解度 80～90%	事業場数	6			
		範囲	0.314～0.502	0.397～0.665	0.104～0.216	0～0.067
		平均	0.402	0.531	0.159	0.042
	D－TOC分解度 70～80%	事業場数	4			
		範囲	0.261～0.418	0.350～0.672	0.034～0.174	0.022～0.073
		平均	0.331	0.528	0.074	0.050
	D－TOC分解度 60～70%	事業場数	2			
		範囲	0.200～0.208	0.328～0.329	0.059～0.143	0.022～0.065
		平均	0.204	0.329	0.101	0.044
	D－TOC分解度 ＜60%	事業場数	3			
		範囲	0.038～0.108	0.106～0.333	0.022～0.044	0～0.073
		平均	0.071	0.237	0.032	0.031

注）K_1；D－TOCが1次反応式で減少すると仮定して，0～2日，2～7日，7～14日の3期間毎にそれぞれ計算した。

K_1'；減少係数の算出方法はK_1の場合と同様であるが，14日後の残留D－TOCを初期D－TOCと2日後のD－TOCから引いた値から減少係数を算出

分解後の水質を予想しようとするものである。今回調査した工場廃水について，D－TOC分解度とD－COD／D－BODの関係を求めたのが図－3である。



図－3　D-TOC分解度とD-COD/D-BODの関係

相関係数rは－0.3873であり，小さい負の相関しか得られていない。D－TOC分解度とT－COD／T－BODの関係も図－3とほぼ同様な傾向しか得られず，その時の相関係数は－0.4358であった。家庭下水のT－COD／T－BODは0.5～0.6程度といわれているが，工場廃水の比率がこの値より大きい場合であっても必ずしも生物分解性が悪いとはいえないようである。その理由としては，有機物の種類によってTOC 1 mgに対するBODやCODの値が異なるためと考えられる。今回調査した工場廃水で，生物学的分解により除去されたD－TOC 1 mg当りに消費される酸素量は平均3.37 mg O_2/mg. D－TOC，範囲1.75～4.9 mg·O_2/mg·D－TOCである。この時の標準偏差は0.817であり，値のバラツキが大きいことを示している。

生物分解性試験を実施した26種類の廃水については，廃水中にどのような有機成分で構成されているかを調べた。分析項目と分析方法は表－5に示す。表－6は有機成分分析の結果を示したものである。有機成分の濃度は炭素換算の値で示しており，算出方法は，例えば蛋白質の場合にグルタミン酸換算の濃度で測定するので，グルタミン酸中の炭素含有率をその濃度に乗じた値を求めた。従って，工場廃水中の有機物が，蛋白質，炭水化物，脂質，揮発性有機酸，フミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニン，尿素，陰イオン界面活性剤で構成されているならば，有機成分合計値はD－TOCや元素分析Cと同程度の値になると考えられる。

表－6から明らかなように，D－TOCや元素分析Cに比べて有機成分分析の合計値が非常に小さい廃水，すなわち今回の分析項目では測定されない不明成分の多い廃水は26試料中11試料である。これを業種別に分類すると，染色業1，水産食料品製造業1，医薬品製造業2，合成染料製造業1，合成樹脂製造業1，有機化学工業その他1，無機及び有機化学工業1，調味料製造業1，合板製造業1である。水産食料品製造業，調味料製造業，合板製造業を除いた業種はいずれも化学工業あるいは化学工業製品を主に用いている業種である。

また，D－TOC分解度90%以上を示す11廃水の中で不明成分の大きい廃水は2試料である。同様にD－TOC分解度が80～90%では6廃水中2廃水，分解度が70～80%では4廃水中3廃水，分解度が60～70%では2廃水中1廃水，分解度が60%以下では3廃水中2廃水となっている。従って，D－TOC分解度が80%以下の廃水には有機物の種類が不明な成分を含んでいるものが多い傾向がみられる。後述するように，表－8の流入下水では有機成分の合計値がD－TOCの84.2%を占めている。このことは表－5の項目

表－5　分析項目と分析方法

分析項目		分析方法
炭水化物		フェノール硫酸法
蛋白質		ニンヒドリン比色法
脂質		過ヨウ素酸酸化法
揮発性有機酸	酢酸	ガスクロマトグラフ法
	プロピオン酸	〃
	iso－酪酸	〃
	n－酪酸	〃
	iso－吉草酸	〃
	n－吉草酸	〃
フミン酸・フルボ酸		吸光光度法
タンニン		リンモリブデン酸－リンタングステン酸塩法
リグニン		ニトロソ法
尿素		ジアセチル－尿素反応による呈色法
陰イオン界面活性剤		メチレンブルー法
BOD		下水試験法
COD		〃
TOC		TOC計
元素分析C		CHN計

表－6　工場廃水の溶解性有機成分分析結果

単位：mg/ℓ

	D－TOC分解度 90%以上											80～90%						70～80%				60～70%		60%以下		
	I化学	CM製薬	GI畜産	GT食肉	Gビール	E調味料	H製薬	B乳業	I染工	D皮革	H水産	CH化学	BY製薬	D製紙	I染工	A化学	F水産	A鋼管	BT製薬	H化学	D－化学	CN飲料	A製紙	F鋼鉄	F合板	E流出水
D成分－BOD	276	2.12×10³	134	890	670	770	2.55×10³	298	105	402	855	3.29×10³	1.77×10³	144	374	47	23	<5	122	82	34	1.05×10³	46	19	4.20×10³	32
D成分－COD	58	2.20×10³	54	248	184	410	3.46×10³	225	177	303	268	1.60×10³	482	206	409	193	18	8	67	50	31	6.33×10³	108	233	9.10×10³	420
D成分－TOC	148	1.42×10³	80	430	320	447	2.15×10³	175	255	280	367	2.10×10³	1.13×10³	156	273	269	15	11	98	90	30	6.38×10³	82	167	7.25×10³	324
元素分析C	29.9	1.40×10³	86.1	321	329	386	2.18×10³	139	335	324	317	2.17×10³	448.9	152	183	65.5	26.5	10.3	57	144	30.5	4.80×10³	74.4	276.4	5.73×10³	354
蛋白質	1.26	(4120)	(9.14)	(40.8)	(15.1)	(241.5)	20.7	3.84	10.6	(334.6)	34.9	(363.1)	22.4	5.30	3.5	2.04	(13.0)	(0.4)	3.59	2.69	1.02	329.7	2.41	28.7	264.4	(448.8)
炭水化物	1.36	131.3	(6.32)	3.68	(184.8)	(83.2)	(336.4)	(108.0)	8.3	(24.6)	14.8	12.8	11.9	(75.6)	(90.0)	9.20	(3.52)	(3.0)	4.88	1.80	3.40	3.36	(24.6)	28.4	72.8	8.12
脂質	0.16	0.90	1.56	0.23	0.51	1.09	0.98	4.34	1.9	<0.04	0.23	2.39	0.66	0.31	0.8	1.96	0.43	0.04	0.63	0.08	0.31	0.35	0.63	0.27	47.3	0.27
酢酸	0.36	48.0	0.08	(48.0)	(18.4)	(44.4)	(80.8)	(10.9)	7.9	(60.8)	10.9	14.8	92.8	5.24	4.9	10.6	0.56	<0.04	0.20	1.20	0.16	9.6	<0.04	0.4	3.36	5.92
プロピオン酸	<0.05	1.22	0.05	7.68	6.0	2.92	11.5	0.19	2.5	4.33	7.63	<0.05	46.7	6.37	3.0	0.24	0.15	<0.05	<0.05	0.10	0.05	<0.05	<0.05	<0.05	4.08	<0.05
i－酪酸	<0.05	0.27	<0.05	(21.8)	8.50	0.11	5.72	0.44	<0.05	2.73	2.51	<0.05	3.38	0.16	<0.05	0.76	0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.11
n－酪酸	<0.05	0.22	<0.05	5.50	0.87	1.53	3.92	0.27	0.27	1.25	1.36	1.53	3.65	<0.05	<0.05	1.74	0.11	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.38	<0.05
i－吉草酸	<0.06	0.23	<0.06	(20.4)	8.92	0.29	<0.06	0.70	<0.06	2.41	0.18	<0.06	2.00	0.06	<0.06	0.18	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	0.06	0.06
n－吉草酸	<0.06	<0.06	<0.06	1.58	<0.06	0.23	0.12	<0.06	<0.06	0.23	0.12	<0.06	2.23	<0.06	<0.06	0.12	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	0.18	<0.06
フタル酸 フルボ酸	3.26	17.9	(7.91)	(38.4)	4.89	10.5	7.73	6.70	13.8	10.2	11.3	(400.2)	10.6	(8.52)	(37.0)	5.82	0.61	<0.9	4.42	6.19	2.09	271.8	(5.03)	23.0	2.7	(47.9)
ポンニン	1.20	135.7	(27.9)	4.70	5.59	(27.7)	3.97	1.20	3.5	21.0	3.76	(98.1)	8.72	(11.5)	5.4	0.99	0.42	(0.42)	0.63	1.62	1.15	94.5	(4.38)	11.4	7.20	29.2
リグニン	<1.0	<1.0	<1.0	2.40	1.30	5.3	13.6	1.95	6.3	14.5	<1.0	(1065)	1.95	(56.5)	(11.3)	6.10	<1.0	<1.0	<1.0	5.80	<1.0	86.0	(38.8)	<1.0	24.9	(117.5)
尿素	0.01	0.17	0.004	0.01	0.03	0.41	0.01	0.08	0.4	0.14	0.004	0.38	0.04	0.07	0	0.01	0.11	0.04	1.5	<0.002	0.04	1.08	0.01	0.01	0.01	0.56
ABS	1.17	1.32	0.98	0.13	0.30	0.17	0.27	0.03	0.7	0.62	1.36	0	<0.01	0.81	1.7	0.08	0.07	0.08	0.04	0.05	0.12	8.15	0.16	0.12	<0.01	0.61
合計	10.1	4.46×10³	55.2	195	255	419	986	139	56.3	478	90.1	1.96×10³	207	171	158	39.8	20.2	6.19	17.2	19.8	9.56	805	76.3	93.6	427	659
備考	不明成分大								不明成分大		不明成分大		不明成分大			不明成分大			不明成分大	不明成分大	不明成分大	不明成分大		不明成分大	不明成分大	

有機成分分析（比較的検出濃度）

○印は有機成分分析の合計値に対して5%以上の割合を占めるもの
＊不明成分大とはD－TOCと元素分析Cに比べて有機成分分析合計値が1/2以下の場合をいう

を測定することで流入下水中の有機物をかなり把握していることを示しており，これらの項目で測定できない成分は下水処理場の活性汚泥にとってあまり馴みのない有機物であるといえる。従って，不明成分の多い廃水は生物分解性が悪い傾向を示すとも考えられる。

工場廃水の有機成分分析の結果をみると，蛋白質，炭水化物，揮発性有機酸，フミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニンの占める割合が高い。揮発性有機酸の占める割合の高い廃水はD－TOC分解度が高い傾向は認められるが，その他の成分についてはD－TOC分解度との関係が明らかでない。易分解性有機物と考えられる蛋白質や炭水化物の占める割合の大きいA製紙やE浸出水でもD－TOC分解度が低い場合，あるいは難分解性有機物と考えられるフミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニンの占める割合の高いGI畜肉，CH化学，D製紙であってもD－TOC分解度が高い場合がある。従って，蛋白質，炭水化物，フミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニンの中にも，その構造あるいは分子量などの相異によって生物分解性の難易があることを示している。

特に生物分解性の悪いF製糖，F合板，E浸出水についてみると，F製糖とF合板では不明成分が多いのでどのような有機物が問題になるのか明らかでないが，F製糖では多糖類，F合板では合成糊が生物学的に分解されないのではないかと予想される。また，E浸出水では蛋白質として検出される成分が大きな割合を占めており，どのような蛋白質が生物学的に分解されないのかをを明らかにしていく必要がある。

以上のことから生物分解性の面からみて溶解性有機物を分類したものが表－7である。下水の生物学的プロセスと対応させると，易分解性有機物は現在のプロセスで十分対応できると考えられ問題はない。また，難分解性有機物は現在の処理プロセスで除去できないと考えられることから，これらの有機物が放流先で問題になるような場合には下水処理場への受入れを規制するか，あるいはさらに高度な処理プロセスで対応するしかない。現在の処理プロセスとの技術的な対応の面で最も問題になるのが，やや難分解性有機物の分類に属するものである。これらの有機物は表－4で0～2日の K_1 が小さいもの，及び2～7と7～14日の K_1 が大きいものに相当すると考えられる。やや難分解性有機物は下水処理場における運転条件や維持管理によって除去される場合とされない場合に分かれる。ただし，今回実施した生物分解性試験は表－2に示したように実際の下水処理プロセスと条件が異なるため，両者を対応させるのは難しい面がある。従って，生物分解性試験方法を実際の下水処理プロセスに近づけていくことで，やや難分解性有機物の除去効果の把握，あるいは処理プロセスの改善に結びつけていく必要がある。

表－7　生物分解性の難易による溶解性有機物の分類

	生物分解性試験	下水処理場の生物学的処理プロセス
易分解性有機物	0～2日で除去される有機物，減少係数0.4以上	通常の下水処理プロセスで十分除去可能な有機物
やや難分解性有機物	14日間の試験期間中に除去される有機物，減少係数0.1～0.4程度	反応時間や馴養作用などの問題はあるが，維持管理を適切に行えば，通常の生物学的プロセスで対応できる有機物
難分解性有機物	14日間の試験期間中に除去することができない有機物，減少係数0.1以下	通常の生物学的処理プロセスで除去困難な有機物

4　下水の溶解性有機成分及び生物分解性

4.1　溶解性有機成分

下水中には多種多様の有機物が含まれており，これらの有機物を個々の物質別に把握することは，現在の分析技術ではほとんど不可能である。そこで下水中の溶解性有機物を蛋白質，炭水化物などに分類していく有機成分分析を行なった。分析方法及び項目は表－5と同様である。

分析に用いた試料は流入下水6検体，初沈流出水4検体，二次処理水6検体である。溶解性有機成分の分析結果を表－8に示す。この分析は各下水処理場で午後1回の採取で得た試料について行なったものである。時間的対応の問題はあるが，処理過程毎の除去率は一次処理でD－BOD 4.1％，D－COD25.8％，D－TOC23.6％である。同様に，二次処理ではそれぞれ91.4％，71.7％，76.4％であった。また，D－TOCに対する有機成分の合計値は流入下水で84.2％，初沈流出水で80.4％，二次処理水で80.3％であった。従って，下水中の溶解性有機物は今回実施した項目を分析することで80％以上が把握できるといえる。

個々の有機成分に着目した場合に，流入下水では蛋白質31.7％，炭水化物14.3％，酢酸8.7％，フミン酸・フルボ酸16.4％，タンニン8.8％，リグニン11.2％，陰イオン界面活性剤5.8％であり，これらの総和は

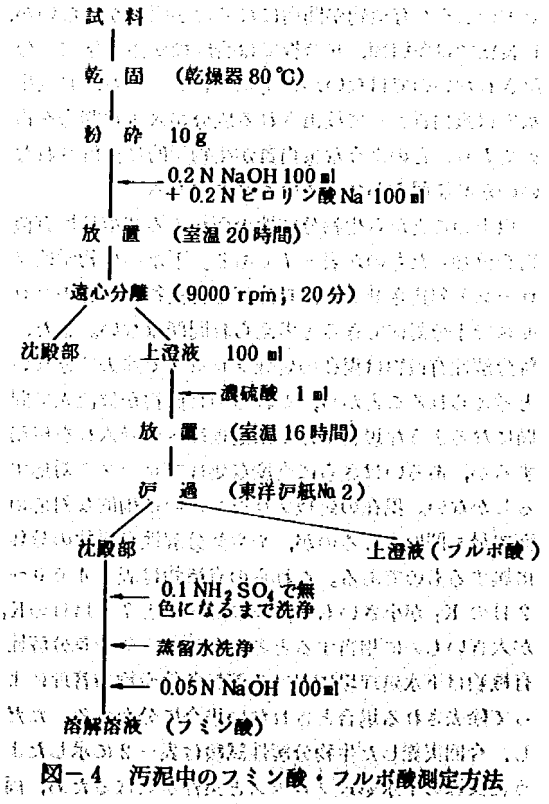
表－8　下水の溶解性有機成分分析結果（平均）

		流入下水	初沈流出水	二次処理水
D－BOD mg/ℓ		67.8	65.0	＜5.83
D－COD mg/ℓ		53.0	39.3	15.0
D－TOC mg/ℓ		47.5	36.3	11.2
元素分析C mg/ℓ		54.2	48.9	19.5
有機成分分析（炭素換算濃度）mg/ℓ	蛋白質	12.7 (31.7)	6.47 (22.2)	1.89 (20.3)
	炭水化物	5.73 (14.3)	3.32 (11.4)	2.08 (22.4)
	脂質	0.38 (1.0)	0.37 (1.3)	0.11 (1.2)
	揮発性有機酸 酢酸	3.47 (8.7)	4.86 (16.6)	0.19 (2.0)
	揮発性有機酸 プロピオン酸	0.31 (0.8)	0.44 (1.5)	0.02 (0)
	揮発性有機酸 iso－酪酸	0.12 (0.3)	0.06 (0.2)	－
	揮発性有機酸 n－酪酸	0.11 (0.3)	0.04 (0.1)	－
	揮発性有機酸 iso－吉草酸	0.20 (0.5)	0.05 (0.2)	－
	揮発性有機酸 n－吉草酸	0.03 (0)	0.03 (0.1)	－
	フミン酸・フルボ酸	6.56 (16.4)	4.49 (15.4)	2.04 (21.9)
	タンニン	3.51 (8.8)	4.69 (16.1)	1.81 (19.5)
	リグニン	4.48 (11.2)	2.75 (9.4)	0.83 (8.9)
	尿素	0.12 (0.3)	0.09 (0.3)	0.07 (0)
	陰イオン界面活性剤	2.30 (5.8)	1.57 (5.4)	0.26 (2.8)
	合計	40.0 (100)	29.2 (100)	9.30 (100)

（　）内は百分率，%

96.9％になる。同様に，二次処理水では蛋白質22.4％，炭水化物20.3％，フミン酸・フルボ酸21.9％，タンニン19.5％，リグニン8.9％であり，これらの総和は93.0％を占める。易生物分解性物質と考えられる蛋白質と炭水化物が二次処理水中に合計42.7％も残存している。これらの蛋白質や炭水化物が流入水中のものと同一であるのか，あるいは生物代謝物として蛋白質や炭水化物が排出されるのかを明らかにするにはさらに詳細な分析が必要になる。二次処理水中に残存するタンニン，リグニンは工場廃水に起因すると考えられる。

また，フミン酸・フルボ酸は生物代謝物の1種であることが知られている。その由来は土壌から下水にもちこまれる場合と活性汚泥中に存在しており，それが下水処理水に入る場合とが考えられる。そこで活性汚泥中のフミン酸とフルボ酸の測定を行なった。測定方法を図－4に示す。試料は7ケ所の下水処理場で採取した返送汚泥又は余剰汚泥である。表－9はその結果を示したものである。乾泥10g当りの炭素は2,610～3,980 mg・C/10 gの範囲にあり，平均3,302.9 mg・C/10 gであった。乾泥に含まれるフミン酸の濃度は62.3～252 mg・TOC/10 gの範囲にあり，平均164.3 mg・TOC/10 mgであった。これは3,302.9 mg・C/10 g，に対して5％を占める量である。同様に，フルボ酸は394～



図－4　汚泥中のフミン酸・フルボ酸測定方法

表－9　返送汚泥あるいは余剰汚泥中のフミン酸，フルボ酸濃度

	炭素濃度	$\frac{N}{C}$	$\frac{420nm^{*}}{TOC}$
返送汚泥，余剰汚泥	3302.9 (mg・C/10g，乾泥)	0.190 (0.137)**	
汚泥中のフミン酸	164.3(130.7)*** (mg・TOC/10g・乾泥)	0.169	1.47×10^{-3}
汚泥中のフルボ酸	688.4(478.3)*** (mg・TOC/10g・乾泥)	0.256	2.98×10^{-4}

* 420nm における吸光度とTOCの比率
** (　)内はフミン酸・フルボ酸を除いた後の汚泥におけるNとCの比率
*** (　)内はCOD，mg・COD/10g，乾泥

996 mg・TOC/10g の範囲にあり，平均688.4 mg・TOC/10g である。これは3,302.9 mg・C/10 g に対して20.8 %を占める。活性汚泥中のフミン酸とフルボ酸の合計は25.8 %を占め，活性汚泥にはフミン酸とフルボ酸がかなり含有されていることがわかった。フミン酸とフルボ酸のNとCの比率はそれぞれ0.169と0.256である。泥炭から精製して市販されているフミン酸を2種類購入して，N／Cを測定したところ，その比率は0.013と0.083であった。従って，活性汚泥中のフミン酸あるいはフルボ酸は泥炭中のフミン酸と種類が異なるといえよう。また，フミン酸とフルボ酸は褐色に着色している。420 nm における吸光度とTOCの比率を求めると，汚泥中のフミン酸では 1.47×10^{-3}，フルボ酸では 2.98×10^{-4} であった。二次処理水をゲルロ過で分画すると褐色の流出してくる位置がある。この位置における420 nm 吸光度とTOCの比率を求めると 1.22×10^{-3} （5検体の平均）であった。この値は汚泥中のフミン酸の値 1.47×10^{-3} に近い値である。市販のフミン酸の420 nm/TOCは 1.2×10^{-2} である。従って420 nm/TOC でみる限り，二次処理水中の褐色成分は汚泥中のフミン酸に類似しているといえる。また，下水流入水，河川水，湖沼水についてもゲルロ過を行ない，褐色成分の流出してくる位置における420 nm/TOC を測定したところ，下水流入水では 1.73×10^{-3} （3検体の平均），河川水では 1.51×10^{-3}（2検体の平均），湖沼水 1.31×10^{-3}（1検体）であった。これらの値も汚泥中のフミン酸の値に類似していることがわかった。

以上のことから，活性汚泥には生物代謝物であるフミン酸とフルボ酸が蓄積している。下水の二次処理水，河川水，湖沼水中の褐色成分は活性汚泥中のフミン酸に類似しており，微生物により安定化された生物代謝物である可能性が強い。従って，下水の褐色成分を微生物反応で除去することは困難であると考えられる。ただし，流入下水の場合には含有される有機物の種類が多いのでゲルロ過によって褐色成分だけ分離できない可能性があること，染色廃水はフミン酸以外で420 nm に吸収をもつ有機物を含むことがあり，420 nm／TOCのが変動することも考えられ，フミン酸に類似した褐色成分だけを定量することが困難な場合もある。

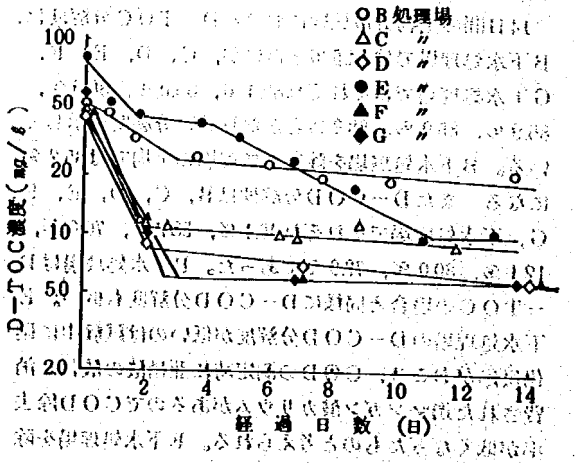
4.2　流入下水の生物分解性

実験方法は工場廃水の生物分解性試験の場合と同一である。

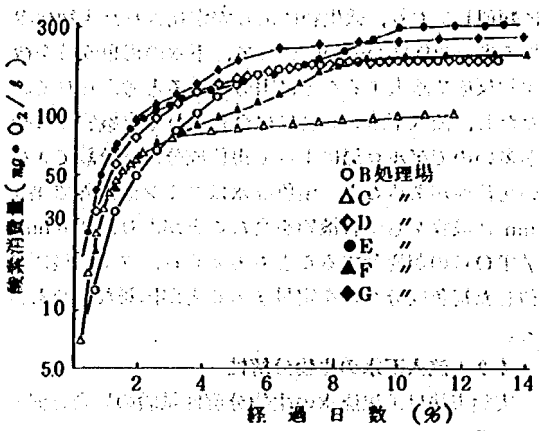
流入下水は家庭下水及び工場廃水を受入れている5ケ所の下水処理場と団地の排水のみを処理している処理場1ケ所で午後1回採取したものである。その平均的水質は表－8に示している。

D－TOCの経時変化と酸素消費曲線を図－5，図－6に示した。また，多種多様の有機物が含まれていると考えられる流入下水では，一次反応式で近似することは困難であり，一般には高次式で近似される場合が多い。今回調査を行なった流入下水の減少傾向は，図－5からわかるように2段階に分けると各段階は一次式で近似することができる。D－TOCの減少が一次反応式で近似できるとして減少係数を求め表－10に示した。

E下水処理場を除いて他の5ケ所の処理場では，2～3日を境にして減少が2段階となっており，初期と後期の減少係数を比較すると初期の方が1桁大きな値を示している。これらの現象は，流入下水中には多種



図－5　D－TOC経時変化



図－6　酸素消費曲線

CODが65.4％である。D－TOC分解度に比べてD－COD分解度が低いのは2つの理由が考えられる。1つはCOD測定方法の問題で，NO_2^-のような無機物もCODとして測定されてしまうことである。もう1つの理由は二次処理水中に残存する蛋白質，炭水化物，タンニン，リグニン（表－8参照）の中にTOCに比べてCODの値が大きくなるものがあるとである。ただしフミン酸・フルボ酸は表－9から明らかなように，TOCに比べてCODは小さくなるので該当しない。

図－5から明らかなように，B及びE下水処理場の場合にはその他の処理場に比べて減少傾向が異なる。表－11は流入下水の溶解性有機成分を比較したものである。3者を比較すると次のような差が認められる。

表－10　1次反応式による減少係数

	B処理場	C処理場	D処理場	E処理場	F処理場	G処理場
初期	0.270	0.772	0.751	0.395 0.042	0.602	0.843
後期	0.021	0.016	0.029	0.187 0	0	0

多様な有機物が含まれており，初期に比較的生物分解を受けやすい物質が分解され，後期に難分解性物質の分解が起っているものと考えられる。前年度までの実験によれば，流入下水の後期の減少係数は二次処理水のD－TOC減少係数に類似している。しかし，E下水処理場のように4段階に分かれる場合もあり，流入下水の成分によってD－TOCの減少傾向が異なる。

14日間の生物分解試験におけるD－TOC分解度は，B下水処理場では54.5％と低いが，C，D，E，F，G下水処理場ではそれぞれ80.4％，85.0％，86.9％，86.9％，85.0％，88.9％とかなり高い分解度を示している。B下水処理場を除いた処理場の平均では85.2％になる。またD－COD分解度はB，C，D，E，F，G，下水処理場でそれぞれ45.1％，58.2％，70.6％，12.1％，80.0％，72.9％であった。B下水処理場はD－TOCの場合と同様にD－COD分解度も低い。E下水処理場のD－COD分解度が低いのは試験中に硝化反応がおこり，CODの測定時に亜硝酸の酸化に消費された過マンガン酸カリウムがあるのでCOD除去率が低くなったものと考えられる。E下水処理場を除いた処理場の平均分解度はD－TOCが78.8％，D－

(i) 蛋白質の割合はB，E処理場がその他に比べて低い。逆に炭水化物の割合は高い。

(ii) B処理場はフミン酸・フルボ酸の割合が高い。

表－11　流入下水中の溶解性有機成分の比較

		B処理場	E処理場	C,D,F,G処理場（平均）
D－TOC分解度（%）		54.5	86.9	84.8
有機成分分析（炭素換算濃度）mg/l	蛋白質	7.26(14.5)	6.12(12.6)	15.6(44.2)
	炭水化物	11.8(23.6)	7.12(14.7)	3.87(11.0)
	脂質	0.20(0.4)	0.74(1.5)	0.34(1.0)
	揮発性有機酸	1.92(3.8)	16.6(34.2)	1.74(4.9)
	フミン酸・フルボ酸	11.3(22.6)	4.42(9.1)	5.92(16.8)
	タンニン	0.4(0.8)	6.79(14.0)	3.47(9.8)
	リグニン	14.2(28.3)	4.40(9.1)	2.08(5.9)
	尿素	0.55(1.1)	0.04(0.1)	0.04(0.1)
	陰イオン界面活性剤	2.45(4.9)	2.42(5.0)	2.23(6.3)
	合計	50.1	48.6	35.3

（　）内は百分率

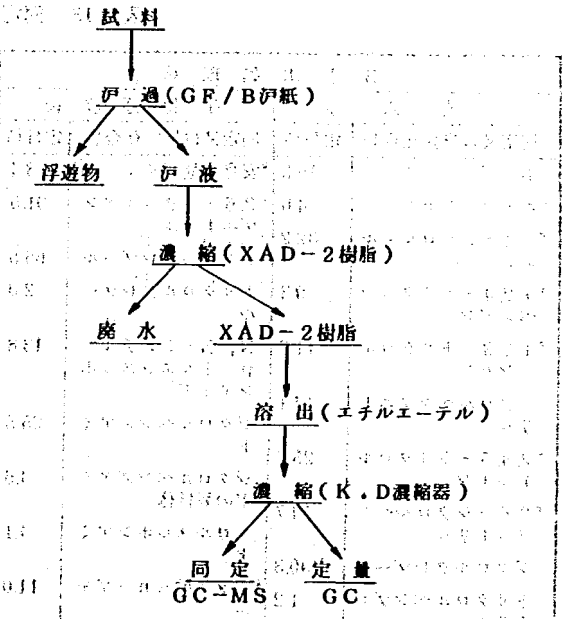
iii）タンニンとリグニンの割合はB，E処理場がその他に比べて高い。

以上のような差が認められるものの，どの物質がB処理場の生物分解性を悪くし，E処理場の分解速度を遅くしているかを明らかにするには今後さらに検討していくことが必要である。しかし，B処理場の場合には表－7に示した難分解性有機物の割合が高く，E処理場の場合にはやや難分解性有機物の割合が高いといえる。従って，B処理場のような事例において有機物の除去率向上をめざすとすれば，生物学的処理プロセスの改善よりも，流入してくる難分解性有機物の量を規制するか，あるいは難分解性有機物を除去するプロセスを設置することが必要になろう。E処理場のような事例の場合には生物的処理プロセスの改善によって対応できる可能性がある。

5　GC—MSによる微量有機物の定量

表－8の溶解性有機成分で述べたように，流入下水中には把握することのできない溶解性TOCが約20%存在している。この20%の中には，一般に難分解性有機物として知られている芳香族化合物も含まれていると考えられる。本研究では，これらの微量有機物の分析をGC－MSを用いて調査を行なった。

GC－MSとは，先ずGCを用いて試料をできる限り純物質に分離し，分離された物質に電子衝撃を与えてイオン化し，このイオンをm/e（イオン質量／イオン電圧）に従って分離して質量スペクトルを得る。この質量スペクトルから分子の構造を解明する装置である。GC－MSで分析するまでの実験工程を図－7に示した。先ず，試料の適量をGF／B沪紙を用い沪過する。流入下水中に存在する芳香族化合物は極く微量であることがあらかじめ予想されるので，XAD－2樹脂に芳香族化合物などを吸着させる。XAD－2樹脂に吸着されている物質はエチルエーテルを用いて溶出させ，これをKD濃縮器で濃縮する。この濃縮した試料についてGC－MSを用いて物質を同定し，同定された物質についてはGCで定量する。GC－MSとGCの測定条件を表－12に示した。



図－7　実験工程

表－12　GC—MS，GC測定条件

GC—MS		GC	
固定相液体	OV－101，5%	固定相液体	OV－101，5%
固定相担体	クロモソルブW-AW 80/100 mesh	固定相担体	ユニポートHP 80/100 mesh
カラム	ガラス 1m×2mmφ	カラム	ガラス 1m×4mmφ 1m×3mmφ
注入部温度	260℃	注入部温度	260℃，280℃
カラム温度	50→250℃（2℃/min）	検出器温度	280℃
キャリヤーガス	He 30 ml/min	カラム温度	50→250℃（3℃/min）
チャート速度	1cm/min		80℃ 10min 定温度
イオン化電圧	70V		80→250℃（2℃/min）
全放射電流	80μA	キャリヤーガス	N_2 80ml/min 55ml/min
イオン加速電圧	3000V	検出器	FID
磁場掃引速度	3-5（m/e 0～500で6sec）	チャート速度	1cm/min
ヘリウムセパレータ温度	250℃		
イオン化室温度	230℃		

実験に用いた試料は，前項の流入下水の生物分解試験で用いた，B下水処理場とC下水処理場の流入下水とその生物分解後の下水である。これらの試料のGC－MSとGCによる同定及び定量結果を表－13に示した。

B下水処理場流入水では，9化合物が同定され，4化合物が推定されており，生物分解後では，3化合物が同定され，6化合物が推定されている。また，C下水処理場では，流入水で5化合物が同定され，2化合物が推定されており，生物分解後では，3化合物が同定され，3化合物が推定されている。同定された物質については，絶対検量線法により定量した。また，推定された化合物と不明のピークについては，FID検出器に対する感度が標準添加物質（methyl triacontanoate）と同感度であると仮定し濃度を求めた。

B下水処理場流入水で検出されたピークの合計は

表－13　同定及び定量結果

単位 ppb

B下水処理場				C下水処理場			
流入水		生物分解後		流入水		生物分解後	
同定又は推定化合物	定量値	同定又は推定化合物	定量値	同定又は推定化合物	定量値	同定又は推定化合物	定量値
不明	16.3	*安息香酸メチル	3.4	*安息香酸メチル	0.7	*2,5－ジクロルアニリン	3.0
*ニトロベンゼン	24.6	*2,6－ジクロルベンゾニトリル	91.5	ジクロフェノール	9.5		
*2,4－ジクロルトルエン	32.2	ジクロルクレゾール	65.5	*2,5－ジクロルアニリン	3.7	不明（Cℓ1化合物）	0.5
*1,2,4－トリクロルベンゼン	9.3	トリクロルクレゾール	2.0	不明（Cℓ1化合物）	7.2	不明（3,5－ジ－t－ブチル－4－ハイドロオキシトルエン類化合物）	2.1
*1,2,3－トリクロルベンゼン	11.2	N，N－ジメチル－p－トルエンスルホンアミド	13.8	1,3,3－トリメチルオキシドール	29.0		
ジクロルベンゾニトリル	14.1	ジクロルベンズアミド	25.8	不明	6.9	1,3,3－トリメチルオキシドール	0.2
*2,4,5－トリクロルトルエン	25.2	ジクロルベンズアミドの異性体	4.6	*3,5－ジ－t－ブチル－4－ハイドロオキシトルエン	10.3	2,6－ジ－t－ブチル－p－ベンゾキノン	2.5
*2,6－ジクロルベンゾニトリル	14.7	クロルスルホンアミド	4.1	不明（環式Cℓ1化合物）	8.6	不明	3.2
ジクロルクレゾール	90.3	*フタル酸－n－ブチル	11.0	不明（環式Cℓ1化合物）	2.6	*3,5－ジ－t－ブチル－4－ハイドロオキシトルエン	21.9
トリクロルベンゾニトリル	1.2	不明（Cℓ化合物）	2.5	不明	6.9	不明（環式Cℓ化合物）	1.7
トリクロルクレゾール	15.5	不明	2.4	不明(含窒素化合物)	6.9	不明	2.4
N，N－ジメチル－P－トルエンスルホンアミド	53.7	不明	3.2	*ダイアジノン	24.2	不明(含窒素化合物)	2.5
		不明	3.2	*フタル酸ジ－n－ブチル	21.7	*フタル酸ジ－n－ブチル	2.0
ジクロルベンズアミドの異性体	61.2	*フタル酸ジ－2－エチルヘキシル	3.7	不明	15.5	不明	1.2
不明	24.3			不明	51.7	フタル酸ジ－2－エチルヘキシル	1.7
クロルスルホンアミド	8.1						
不明	6.5						
*フタル酸－ジ－n－ブチル	57.9						
不明（環式Cℓ化合物）	10.0						
不明	11.2						
*フタル酸ジヘプチル	10.2						
*フタル酸ジ－2－エチルヘキシル	6.1						
合計	1186.9	合計	236.7	合計	205.6	合計	44.9

*は同定された化合物

1,186.9 ppb になり，その内同定された化合物の合計が323.7 ppb と全体の27.3％を占めており，推定された化合物の合計は794.9 ppb と67.0％を占めていた。同定化合物と推定化合物の合計では94.3％と定量された物質のほとんどを占めている。生物分解後では全体で236.7 ppb 検出されており，その中で同定された化合物が109.6ppb と46.5％を占め，推定化合物が115.8 ppb と48.9％を占めていた。合計では95.4％であり，流入下水の場合とほぼ同じであった。また，C下水処理場では流入水で205.6 ppb 検出され，その中で同定された化合物が60.8 ppb で29.7％，推定化合物が38.5 ppb で18.7％を占めており合計で48.4％であった。生物分解後では，同定された化合物が26.9 ppbで59.9％，推定化合物が4.4 ppb で9.8％を占めており合計で69.7％であった。B下水処理場と比べた場合，25％程度低い値を示している。

生物分解試験における各物質の除去率を求めると，ほとんどの物質が90％以上であった。B下水処理場で比較的除去率が悪かったのは，2,6－ジクロルベンゾニトリル（37.8％），ジクロルクレゾール（27.5％），クロルスルホンアミド（49.4％），フタル酸ジ－2－エチルヘキシル（39.3％）の4化合物である。C下水処理場では，2,6ジ－t－ブチル－p－ベンゾキノン（53.6％），2,5ジクロルアニリン（23.3％）と不明ピークが3成分（34.6％，65.2％，63.8％）の5化合物であった。全検出化合物の除去率をみるとB下水処理場で80.1％，C下水処理場で78.2％とかなり良好な除去率を示している。また，生物分解試験後に初めて出現してきている物質がいくつかみられるが，これは，生物分解試験をすることによって生成したのではなく，生物分解試験を行なうことによって妨害物質が除去された為に出現してきたものと考えられる。

以上のことから，比較的難分解性とされている芳香族化合物でも条件の設定如何によっては，生物分解を受けることがわかった。

6　まとめと今後の課題

下水処理場においては従来のＳＳ，ＢＯＤの除去に加えてＣＯＤも除去しなければならない地域があり，これに対応するためには下水の質についての調査が重要である。このため，下水の由来にさかのぼり，特に生物学的処理プロセスで対応の難しい難分解性有機物を含む可能性のある工場廃水について，その構成成分及び生物分解性等の調査を行なった。また，同時に，下水の構成成分及び生物分解性の調査とＧＣ－ＭＳによる下水中の微量有機物の同定，定量を行なった。結果を要約すると以下の通りである。

ⅰ）工場廃水の業種別有機物負荷量を調べると，大きいのは16～17業種にしぼることができる。また，有機物負荷量を排水量別にみると，50 ㎥/日未満の小規模事業場と500㎥/日以上の大規模事業場からの負荷量が大きな割合を占める。

ⅱ）有機物負荷量の大きい業種の工場廃水について生物分解性試験を行ない，Ｄ－ＴＯＣ分解度を調べると，調査した26事業場の中で90％以上の分解度を示すものが11事業場，80～90％が6事業場，70～80％が4事業場，60～70％が2事業場，60％以下が3事業場であった。

ⅲ）生物分解性の難易によって有機物の分類をすると易分解性有機物，やや難分解性有機物，難分解性有機物の3段階に分けることができ，現在の下水処理プロセスでの技術的な対応を考えると，やや難分解性有機物が最も難しいと予想される。というのは，現在のプロセスで易分解性有機物は十分除去でき，難分解性有機物は除去できないので別のプロセスを付加するか，あるいは規制する方向しかない。

ⅳ）流入下水の溶解性有機物は蛋白質，炭水化物，脂質，揮発性有機酸，フミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニン，尿素，陰イオン界面活性剤を測定することで全体の80％以上を把握できる。また，生物処理後に残存する有機物は蛋白質，炭水化物，フミン酸・フルボ酸，タンニン，リグニンの割合が高い。

ⅴ）流入下水を生物分解した場合，有機物の減少は2段階の1次反応式で近似することができるが，流入下水の質によっては4段階になる場合もある。また，難分解性有機物の割合が大きい処理場ではＤ－ＴＯＣ分解度が54.5％のものがある。

ⅵ）ＧＣ－ＭＳによる流入下水中の微量有機物の定量では，B下水処理場流入水で9化合物，生物分解後で3化合物が同定及び定量され，C下水処理場流入水で5化合物，生物分解後で3化合物が同定及び定量された。また，生物分解試験での各物質の除去率は，いくつかの物質を除いて90～95％であり，全体でも約80％とかなり良好な値を示している。

以上の結果から今後さらに検討していく必要のある事項には次のようなものがある。

ⅰ）難分解性有機物の同定及び分解速度の評価

ⅱ）生物分解性試験方法を実際の下水処理プロセスの条件に近づけるように改良し，実用的な生物分解性の評価と下水処理プロセスの改善を行うこと。

(iii) 下水中で同定された微量有機物の毒性，生物濃縮性，生物分解性の評価を行なうこと。

参考文献

1) 杉木昭典：「水質汚濁，現象と防止対策」技報堂，昭和49年発行

2) 建設省内部資料

2. 下水処理施設における窒素除去に関する研究

建設省土木研究所
下水道部下水道研究室
安藤 茂・小堀和夫・落 修一・八木橋一郎

研究期間 昭和50年度～54年度
53年度予算 21,430千円

Biological Nitrogen Control in the Activated Sludge Plant (FY1975～1979)

S. Ando, K. Kobori, S. Ochi, I. Yagihashi
Sewage Works Section, Public Works Research Institute, Ministry of Construction

The objectives of the study are: 1) to determine physical, chemical and biological operation conditions for effective nitrification in the conventional activated sludge process. 2) to define optimum operational variables to maintain effective nitrification and organic removal at existing sewage treatment plants with the least modification of the facilities. 3) to develop recovery techniques of organic carbon from anaerobic digester supernatant, for carbon source of denitrification processs.

In FY 1978, biological nitrification-denitrification study was being conducted by operating laboratory scale testing units and an actual small scale plant with a capacity of 860 m^3/d to determine; 1) Characteristics of nitrite bacteria (ammonia oxidizers), including determination of living cell numbers out of the total nitrite bacteria, maximum growing number, relationship between specific growth rate and pH. 2) Effect of trace elements (Mg, Sr, phosphate buffer) on acceleration of nitrification. 3) Nitrogen removal efficiency of single stage denitrification-nitrification process when utilizing organics together with methanol. 4) Possibility of the use of high organic wastewater as energy sources of denitrification.

Summary of the Results

In FY 1976, nitrification in activated sludge process: 1) Biological fauna in activated sludge is determined by the length of SRT. Generation time of the each organisms at the temperature of 20°C in mixed culture system was; ammonium oxidizers 7.4 hours, nitrite oxidizers 11.6 hours, activated sluge ciliata 2.5 days and rotifera 3.5 days. 2) More than 10^4 N/ml of nitrifiers would be necessary to obtain nitrate in the effluent. 3) Nitrification activity of the biomass was not likely to be interfered with a shock load of 2 hours when pH was kept within 4 to 11. 4) Above nitrification

activity is affected by organic loadings. When pH of the system goes down from 8, which, is an optimum pH level of nitrification, to the lower, effect of organic loadings become severe. The long SRT is necessary to obtain the same extent of nitrification. 5) As for the biological fauna, activated sludge ciliata and Rotifera were dominant when pH was within the range of 7 to 8 and Sarcodina was easily to appear when it goes down to 6. This tendency was much clearer when STR of the system was kept longer. 6) Rotifere and Sarcodina could be used as index organisms to determine whether nitrification could be expected or not in the system. 7) Optimum pH for nitrification was 8. To achieve substantial nitrification, SRT of the system should be kept more than 3, 6, 11 days when pH is 8, 7, 6 respectively under the temperature of 20°C. 8) Removal efficiency of soluble organics was more than 97% in all the experimental runs regardless to the pH and SRT. High solid removal efficiency was obtained when SRT was maintained between 5 and 10 days. However, when SRT was less than 3 days, solid removal was deteriorated due to the bulking of the sludge and when SRT was more than 10 days, solid washout was observed due to the deflocculation and floatation of the denitrified sludge.

Effect of trace inorganics: 1) Growth rate on ammonium oxidizers in 40% mixture of seawater under the existence of Tris-buffer was about 1.34 times as much as that in 20% mixture. This was probably due to the favarable effect of Mg in seawater. However, ammonium oxidation rate per growth rate of ammonium oxidizers was more in 20% mixture than that in 40%. 2) In a system in which culture time was less that nitrifiers' generation time, phosphate was effective to accelerate ammonium oxidation and optimum dose was 13mM. Nitrification acceleration effect of Mg was not observed when phosphate dose was 2mM. 3) High dose of anions deteriorates the rate of nitrification under existence of phosphate. Deterioration effect on anions is summarized as follows: NO_3^-(29mM)>F^-(48mM)>SO_4^{2-}(76mM)>I^-(80mM)>Br^-(140mM)>Cl^-(170mM). Numbers in parenthasis are the critical concentrations which deteriorate the rate of nitrification down to 50%. Br^- and I^-, however, accelerate nitrification 1.1 to 1.2 times when dose concentration is low enough.

Bacteria culture procedure: 1) Dispersion technique of activated sludge for bacteria determination applied here was ultrasonic shreding. Selected power for the apparatus was 25 W and 2.5 minutes for shreding. Those are recommended values. 2) Recommended procedures for bacteria determination for counting are 10 day incubation for heterotrophs in 20°C with Trypton media and for nitrifiers 20 ~ 40 day when IBP-PF method is applied.

In FY 1977, 1) Laboratory tests. i) Little effect of hydraulic loadings on the rate of intrification was observed. However, the amount of nitrification was affected by fluctuation of the loadings due to the charges in operation (reaction) time. ii) Single stage nitrification-denitrification in which influent organics are utilized as carbon sources for denitrification is an effective process to remove nitrogen when

proper operational conditions are maintained. iii) Effect of trace elements (Sr, Fe, Mo) addition on nitrification acceleration was tested by both a short term contact method (contact time less than cell generation time) and a long term contact method (contact time longer than 10 days). Little effect was observed in all cases tested. 2) Carbon recovery tests. i) Soluble organic carbon could be recovered by the combination of lime precipation and ammonia stripping process. As to whether this recovered carbon is effective for denitrification or not is being tested. ii) Solid separation was extreamely deficult and residual nutrient concentration became high, when supernatant obtained from the upset digestor was fed. 3) Field Survey. Effect of temperature on the rate of nitrification was found to be the primary factor. There is, however, a difference in effect when the fluctuation of the loadings exist. Namely, when loadings are kept constant, higher nitrification rate was observed at the same temperature.

In FY 1978, 1) Characteristics of nitrite bacteria in the activated sludge; i) with the population of nitrite bacteria of less than 3×10^6 N/ml in the system, rate of nitrification increased porportional to the increase in the existing number of nitrite bacteria. However, when the population of the bacteria exceeded more than the number above, rate of nitrification did not increase and showed the amount observed when the bacteria number was 3×10^6 N/ml. ii) Maximum growing number of nitrite bacteria was somewhere bacteria was somewhere around 2.3×10^6 N/ml when SRT was kept more than 20 day, regardless to MLSS and water temperature (15 ∿ 28°C) in the reactor. iii) Optimum pH of specific growth rate of nitrite bacteria was in the range of 7.2 ∿ 8.5, while that of specific nitrification rate was around 8.3. iv) Specific growth rate of nitrite bacteria was found to have something to do with the existence of the suspended media such as activated sludge flocs and debris of cellulose for them to attach and when those matters were added, the rate increased 1.5 ∿ 11 times as much. v) When the number of nitrite bacteria was kept more than 4×10^6 N/ml (MLSS 300 mg/l), anaerobic condition of 20 days did not affect the number of them. But, when less than 6×10^5 N/ml (MLSS 300 mg/l), they decreased down to about one tenth of the initial number. 2) Effect of trace elements on nitrification; i) Addition of phosphate buffer (optimum concentration; about 10 mM) accelerated the growth of nitrite bacteria and the amount of nitrification. Specific growth rate and specific nitrification rate increased about 1.5 time as much of those without addition. ii) Little effect was observed on nitrification with the addition of Mg and Sr. 3) Operation of an actual single stage denitrification-nitrification plant; i) By putting denitrification process prior to nitrification, around 60% of total alkalinity required to complete nitrification was observed to be supplied from the denitrification reaction, 40% from denitrification with influent organic and 20% with methanol. ii) To achieve substantial denitrification, the ratio of organics and nitrogen has to be maintained as

BOD/N≥7 (when influent organics is used as hydrogen donor), or CH_3OH/N≥4 (when methanol is used). iii) Temperature coefficients of nitrification and denitrification observed were 1.109 and 1.084 respectively, and nitrification is more sensitive to the change in water temperature. 4) Possibility of high organic waste for energy source; Brewery waste and yeast culturing waste were found to have potentials to be used as hydrogen donor for denitrification.

1. はじめに

河川上流域の都市化現象によって，河川水は有機物とともにアンモニア態窒素が急増している。現在の生物学的処理を主体とする下水処理場では，下水中の有機態窒素の大部分はアンモニアまでは酸化されるが，硝酸への酸化は特別の条件下を除いてほとんど起こっていない。このため，下水処理場からの放流水中には平均10㎎／ℓ，ときには30㎎／ℓにおよぶアンモニア態窒素が含まれている。アンモニアは排水基準による規制の対象とはなっていないが，飲料水，水産用水に関しては基準が定められている。アンモニアを多量に含む水を農業用水として使用すると青立現象の原因となる。さらに河川水中のアンモニアは水中のDOを消費し，環境基準の維持にも障害になる。硝酸はアンモニアより毒性は弱いが，飲料水として，幼児が連続して摂取した場合には健康に障害のあることがじられている。なお，これらの窒素化合物はリンとともに栄養塩類として水域の富栄養化に関連する主要な要因の1つとされている。したがって下水の処理水中に含まれる窒素化合物はアンモニア態でも硝酸態でも除去する必要があろう。

生物学的処理により下水中の窒素を除去する方法として，通常土壌中に生息している硝化菌と脱窒菌を用いる方法が開発されてきた。これは好気性状態で硝化菌によりアンモニアを亜硝酸，硝酸に酸化し，次に嫌気性状態で有機性炭素を添加し，脱窒素菌の作用により窒素ガスとして放出させる方法である。しかし，現在開発されている方法では建設費，維持管理費ともに高価であり，全国の下水処理場に適応できるものではない。現在の下水処理施設にこの手法を応用することにより，アンモニアを硝酸にまで酸化することができれば，有機物除去と合せ，窒素化合物の安定化を期待することができる。さらに，脱窒素菌の生育のための有機炭素源として，下水汚泥処理施設からの消化槽脱離液の利用が可能であれば経済的な窒素除去を行なうことができる。

本研究は下水処理過程において，アンモニアの酸化を促進するための生物化学的な条件を明らかにするとともに，既存下水処理施設において，その施設の改良，増設を最少限度にとどめたうえで硝化効率の向上と有機物除去効率の改善策を究明することと合せて，下水汚泥消化槽脱離液等の有機性炭素を利用して硝酸を除去する手法を開発するために実施するものである。

50年度の概要は活性汚泥の硝化に対するpHの影響，硝化菌の活性に対する合成海水の影響，既設処理場の冬期における活性汚泥中の硝化菌の実態，下水道統計から硝化に関連する因子の検討などについて実施し次のような結果を得た。

1) 反応槽内のpHが7～9の範囲では，ほぼ90％以上の硝化率が得られた。実験条件は20℃，エアレーション4時間SRT10日以上であった。

2) 有機物負荷は0.24kg・BOD／日／kg・ss程度以下では硝化に対する影響はないものと考えられる。

3) 流水下水中のアルカリ度は一般に低濃度（50～100㎎／ℓ）で，下水中のTKNを酸化するには不十分であり，硝化率を高く維持するためにはアルカリ度の補給はかかせないものであろう。

4) 淡水性硝化菌を海水40％以上の濃度で培養すると阻害をうける。しかし，海水に対する硝化菌の馴致効果は土壌微生物の分野で確認されており，海水の混合により硝化率が向上する可能性はある。

5) 淡水性と海水性硝化菌が共棲している場合の硝化速度は海水100％での培養が最大であった。誘導期の長さは海水40～60％混合が最も短く，採取した活性汚泥がこのような環境にあったことが推察された。なお，供試汚泥は海水の混入があるといわれている下水処理場より採取したものである。

6) 1日1回のpH補正では硝化に対する海水の影響が海水中の微量成分の影響よりもむしろ，海水の緩衝作用による影響が強いような結果が得られた。

7) 既設処理場における硝化菌は10^{4}～10^{5}N／mℓ(1975 Dec.)であった。

8) 下水道統計から硝化率に対する海水の影響は把握できなかったが，硝化率は18～23℃のとき最もよ

く，DO飽和率２８％から硝化の起る傾向がみられた。

５１年度は，生物処理実験では活性汚泥の硝化活性に対するＳＲＴ，pHの影響を検討し，硝化菌の活性に対する微量成分の効果についての実験では海水，Mg，陰イオン，リン酸溶液等の影響を検討し，硝化菌，一般細菌については，その生菌数を測定するための培養条件の検討を実施し，次の結果を得た。

硝化実験の場合，１）活性汚泥中の生物構成はＳＲＴに支配されることがわかった。混合培養系における各生物の世代時間は２０℃で，亜硝酸菌7.4時間，硝酸菌11.6時間，活性汚泥性繊毛虫類２５日，輪虫類3.5日，有殻アメーバ13.6日であった。２）硝酸を検出するに必要な硝化菌量は10⁴N／ml以上であろう。３）活性汚泥の硝化活性はpH４～１１の範囲で，２時間程度のショックロードに対して，ほとんど阻害をうけなかった。４）硝化活性は有機物負荷の影響をうける。その傾向は，硝化菌の最適pHに近い8程度から，７，６と低下するにつれて影響が大きくなり，同程度の硝化量を得るためには，順にSRTを長くする必要がある。５）生物構成はpH７～８で活性汚泥性繊毛虫類，輪虫類が出現しやすく，pH ６では有殻アメーバ類が出現しやすい。この傾向はSRTが長い場合に著しい。６）輪虫類，有殻アメーバ類を指標として，活性汚泥が硝化の起りうる状態にあることを定性的に把握することができると考えられる。７）有機物質負荷とＳＲＴの関係は次の式で近似することができた。

$$SRT=(1+\alpha)(0.737\cdot LCOD+0.006)^{-1}$$
$$\alpha=0.368$$

８）硝化活性とpH・SRTの関係は，同じSRTであれば，pHを８程度に維持する方が有利である。２０℃で硝化が起りはじめるSRTはpHで3日，pH ７で６日，pH ６で１０日程度であった。９）処理水質は，溶解性有機物で９７％以上の除去率が得られ，pH，SRTによる有意差はみられなかった。処理水中のＳＳはＳＲＴ５～１０日が最も良好で，ＳＲＴが3日以下では糸状性細菌による汚泥のバルキングのため汚泥が流出し，SRTが長い場合には汚泥の微細化，脱窒素による汚泥の浮上等により流出した。

微量成分の効果については，１）(Tris) buffer存在下での亜硝酸菌の増殖速度は，海水４０％溶液の場合，海水２０％溶液に比べ，約1.3～4倍増殖したが，これは海水中のMgの為であろうと思われる。短時間培養（リン酸２mM存在下）で，Mgの硝化促進作用は見られなかった。亜硝酸菌１個体当りの硝化量は海水２０％溶液の方が大きかった。２）短時間培養におけるリン酸イオンは亜硝酸化を促進し，最適濃度は１３mM程度であった。（なお，リン酸イオン２mMの存在下ではMgの硝化促進作用はみられなかった。）３）リン酸イオン１１mM存在下でのアニオンの影響を，硝化が５０％低下する濃度で表わすと次の順になった。

NO_3^-（２９mM）＞F^-（４８mM）＞SO_4^{2-}（７６mM）≧I^-（８０mM）＞Br^-（１４０mM）＞$C\ell^-$（１７０mM）

であった。なお，Br^-およびI^-は1.1～1.2倍の十の影響を示した。

細菌の培養条件については，１）細菌試験のための汚泥の分散法は超音波破砕装置を用いる場合，出力２５w，２５分が適当である。２）一般細菌はトリプトングルコース培地で２０℃，１０日間培養，硝化菌はＪＦＰ法を用いたとき，２０℃培養では２０～４０日が良いと考えられる。

５２年度は，硝化脱窒素に関しては，一段階硝化脱窒素法と硝化に対する負荷変動（水量負荷）の影響を室内実験により調査した。硝化に対する微量成分の効果についてはSr，Fe，Moの３元素を用い，短時間と長時間での影響を調査した。脱離液からの有機性炭素源の回収実験は，石灰凝集沈澱とアンモニアストリッピングにより実施した。既設処理場における硝化の実態調査は有機物負荷の比較的低い処理場を選び，主として水温の効果を調査した。ＭＰＮ法による脱窒素菌の定量法の検討を行った。以上のことから，次の結果を得た。

硝化脱窒素については，１）脱窒素用炭素源としてのメタノールは，理論値に近い効率で脱窒素に利用された。２）脱窒素用炭素源として流入下水を用いる１段階硝化脱窒素法は，窒素除去に有効な方法であり，循環水量，MLSS等の操作条件を適切に保つことにより窒素の除去率を高くすることができる。３）硝化速度に対する有機物負荷変動の影響は，ほとんど認められなかった。４）硝化率が低下する原因は，水量負荷変動によるエアレーション時間の短縮にあると考えられる。

微量成分の効果については，１）短時間の反応の場合，Sr，Fe，MoO_4とも硝化促進効果は，見られなかった。２）長時間の反応の場合，MoO_4による亜硝酸菌の比増殖速度および比硝化速度には，促進効果が見られなかった。

脱離液からの有機炭素源の回収実験，１）脱離液中の溶解性有機物は，石灰凝集沈澱，アンモニアストリッピングを行っても損失は少なく，回収率はよい。２）消化不十分な脱離液は，上澄水の回収を困難にし，栄養塩の残存率を高くする傾向が見られた。

既設処理場の調査より，1）硝化速度は，水温の影響が大きい。2）硝化速度は，エアレーションタンクを一定負荷（流入水量，MLSS等）に制御した場合と制御しない場合では，相違がみられ，前者の方が対応する温度に対し，硝化速度が高い。

MPN法による脱窒素菌の定量法；1）陽性の判定は，ダルハム管内の気泡の存在が指標とされているが，濁りが出た場合も陽性の可能性がある。

今年度は，1）亜硝酸菌に関する基礎実験として，亜硝酸菌の最大生息数，活性菌数や比増殖速度とpHとの関係，2）硝化に対する微量成分の効果については，長時間の反応によりMg，Sr，Phosphate bufferの効果，3）既設処理場における硝化，脱窒素の実態は，一段階硝化脱窒素法で運転している小規模汚水処理プラントの窒素の除去効率，4）生物学的脱窒素に必要な有機性炭素源の開発として，各種高濃度有機廃水の有機性炭素源としての利用性等に関する調査を実施した。

2. 亜硝酸菌に関する基礎実験

水処理関係の硝化については，今までに数多くの論文が発表されてきたが，硝化菌を定量しているものが少ないことから，大部分は，硝化の現象についての議論しかできなかった。著者らは，MPN法を用い，亜硝酸菌を定量することにより，硝化を細菌レベルで議論してきた。本実験は，亜硝酸菌の特性を調査し，硝化プラント設計の基礎データとして用いるために実施してきたものである。

ここで，硝化速度は，2つの手法により，もとめた。

1）短時間の反応による方法；反応時間を4～6時間の短時間にし，硝化速度（Nr）〔mg／ℓ・h〕をもとめる方法である。一般に，細菌の増殖をふくめた反応速度は，1次反応で示されるが，亜硝酸菌数が高く（10^6〔N／ml〕程度），短時間の反応では，1次式で示すより，0次式で示した方が，相関性がよい（相関係数；0.99以上）ことから，十分0次反応として仮定できることが示された。

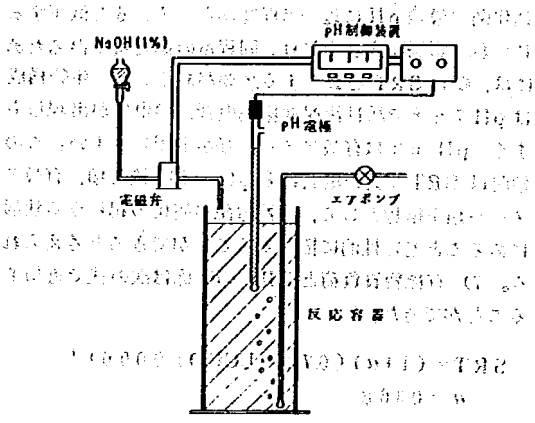
2）長時間の反応による方法；細菌の初期濃度を十分低く（$10^{2\sim3}$ N／ml程度）とり，菌の比増殖速度〔h^{-1}〕と比硝化速度（SNr）〔h^{-1}〕をもとめる方法である。

2.1 〔方法〕

供試汚泥（亜硝酸菌）はBOD，SS負荷が0.03～0.16〔kg／day／ss・kg〕と比較的低く，ほぼ年間を通じ硝化が起きているA下水処理場の活性汚泥の採取後，1ケ月以上，人工下水[1]，水温20℃およびpH 7.5～8.0に馴致させた。次に，この汚泥中に溶存しているNH_4^+，NO_3^-等を除去するために，蒸留水を用い2～3回洗浄し，供試汚泥とした。ただし，長時間反応の場合は，原生動物による亜硝酸菌の捕食をなくす為に，超音波処理（25 W，2～2.5分／100 ml）し，原生動物を死滅させた。

2.1.1 硝化速度（Nr）とNH_4^+濃度（S）との関係

図－2－1の反応装置に，$(NH_4)_2SO_4$（設定濃度1～800〔mg／ℓ・as N〕）および供試汚泥を加え，pHを7.5～8.0，水温20℃にし，反応させた。窒素関係の検水は，0.5～1.0時間おきに採水し，直ちに飽和$HgCl_2$ 1～2滴々下し，亜硝酸菌を死滅させ，遠心分離により，上澄液をサンプルビンに入れ，4℃の低温室で保存した。



図－2－1 硝化反応装置

2.1.2 亜硝酸菌数（Ns）とNrとの関係

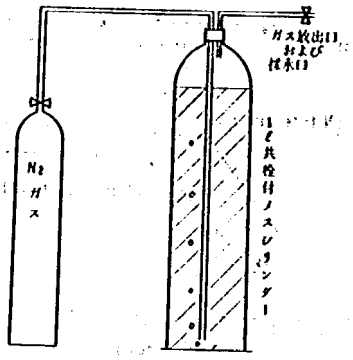
図－2－1の反応装置に，$(NH_4)_2SO_4$（設定濃度；50〔mg／ℓ as N〕）および供試汚泥（1：2.5；10；25；100；500）を加え水温20℃，pH 7.5～8.0にし，反応させた。窒素関係の検水は，2.1.1と同様に行った。

2.1.3 亜硝酸菌の生息菌数

A下水処理場のエアレーションタンク内に生息するNsを毎月1回（1年間）調査した。

2.1.4 嫌気性状態下におけるNsの経日変化

図－2－2の実験装置に，供試汚泥を3段階（1：10，100）になるように投入する。次にN_2ガスで3～5分曝気し，O_2を系外に放出させた。これは，採水時に毎回行った。



図－２－２　嫌気性実験装置

2.1.5　亜硝酸菌の比増殖速度（μ）および比硝化速度（SNr）とpHとの関係

図－２－１の反応装置に（NH_4）$_2SO_4$（設定濃度；20〔mg／ℓ as N〕），付着性物質（供試汚泥を１ケ月，空曝気し，自己酸化状態のものをオートクレーブ；110℃，１時間処理したもので，MLSSを3,000〔mg／ℓ〕に調整したもの）および供試汚泥（設定MLSS；0.5〔mg／ℓ〕）を加え，水温を20℃，pHを5.0，6.0，7.0，8.0，9.0，9.5（±0.1）にし，実行を行った。

2.1.6　亜硝酸菌のμに対する付着性物質の効果

今まで行ってきた"微量成分の効果実験"[2]より得られたデータおよび2.1.5のμを用い検討した。

亜硝酸菌の定量法；検水（約10mℓ）を超音波処理（25W，20～25分）し，菌の分散および原生動物を死滅させた後，最確数法（MPN法，5－5－5法）により定量した。なお，このときの培養温度および培養日数は，28℃，40日間であった。

2.2　結　　果

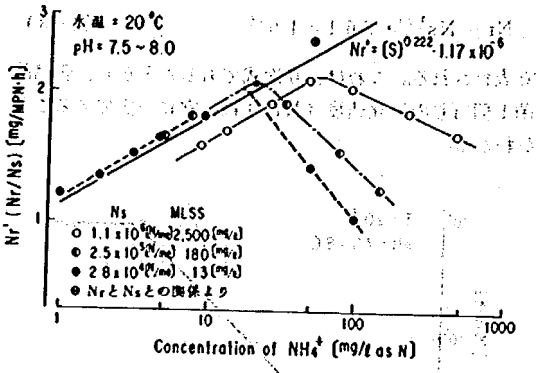
2.2.1　硝化速度（Nr）とNH_4^+濃度（S）との関係

図－２－３に，Sと亜硝酸菌１個当りの硝化速度に換算した値（Nr′）との関係を示した。ここで，一般に処理場に流入するSが10～20〔mg／ℓ as N〕であることから，問題となる領域は，NH_4^+ 30〔mg／ℓ as N〕以下の領域である。図－２－３から，NH_4^+ 30〔mg／ℓ as N〕以下の領域の硝化反応は，Mechaelis－Mentenの酵素反応（２－１式）に従わずに，（２－２）式の様な２次式で示す方がよいことがわかった。

$$Nr = \{Nr'_{max}(S)/Km + (S)\}Ns \quad (2-1)$$

$$Nr = (S)^{0.222} \cdot (Ns) \cdot 1.17\times10^{-6} \quad (2-2)$$

ただし，Nr＝硝化速度〔mg／ℓ as N〕



図－２－３　SとNr′との関係

Ns＝亜硝酸菌数〔MPN／mℓ〕

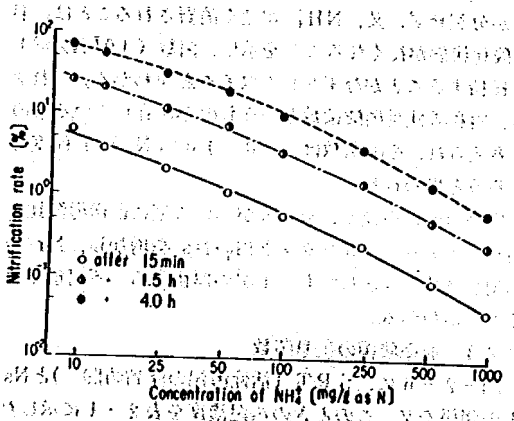
S　＝NH_4^+濃度〔mg／ℓ as N〕

Km＝Mechaelis 定数

Nr'_{max}＝亜硝酸菌１個当りの最大硝化速度

このように，硝化反応が（２－１）式に従わないのは，図－２－３を見てもわかるように，Ns（MLSS）が減少すると，最大硝化速度も減少していることなどから，NH_4^+による阻害のためであろうと思われる。これは，MLSSが増大すると塩基性置換容量も増大することにより，遊離のNH_4^+濃度が減少するため，阻害が小さくなったものと思われる。

一方，硝化率（図－２－４）から見た場合のSの影響は，逆にSが小さい程，硝化率が高いことがわかる。これは，Sが小さい程，短時間で処理できることを示している。



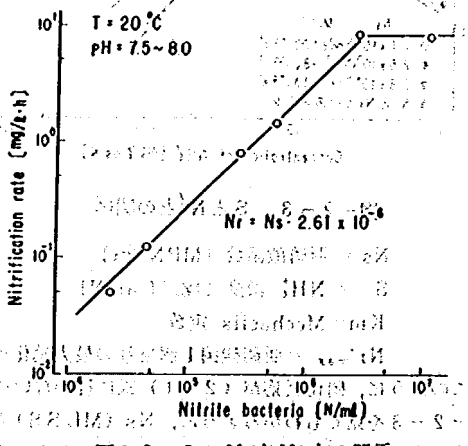
図－２－４　Sと硝化率との関係

2.2.2　NsとNrとの関係

図－２－５に，NrとNsとの関係を示した。これより，Nsが3×10^6〔N／mℓ〕以下の領域の相関は，

$$Nr = Ns^{1.00} \cdot 2.61 \times 10^{-6} \qquad (2-3)$$

で表わされる。これは，0次式であることから，亜硝酸菌1個当りの硝化速度（Nr'）は，常に一定であることがわかる。



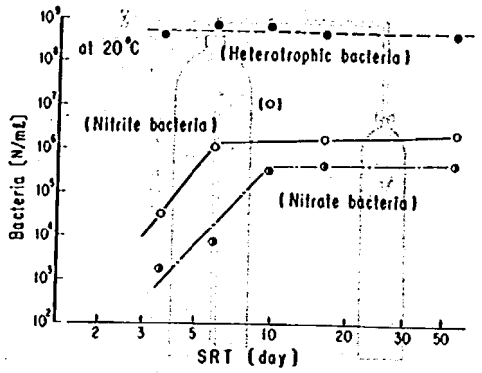
図－2－5　NsとNrとの関係

又，Nsが3×10^6（N／mℓ）以上の領域では，Nsが増加しても，Nrの増加は見られず80（mg／ℓ・h）程度（20℃）で一定であった。菌数が，10^7（N／mℓ）に達してもNr'が一定であれば，NH_4^+を20（mg／ℓ as N）添加しても，約1時間で消費してしまうことになる。Nsの増加は，亜硝酸菌の世代時間（tg）を13h（225　μとpHとの関係より）としても，1／13しか分裂せず，又，NH_4^+が速く消費されることは，自己酸化状態が長くなることを示し，菌数（10^7 N／mℓ）を維持することがむずかしくなることがわかる。これより，飽和活性亜硝酸菌数というものが存在しているものと考えられ，その菌数は，3.0×10^6（N／mℓ）程度であろうと思われる。

実際の処理施設で，流入Sが高い時期に返送汚泥比を高め，エアレーションタンク内のNsを増加し，Nrをも増加させようとしても，上記の理由から，不可能であることがわかる。

2.2.3　亜硝酸菌の生息菌数

図－2－6に，SRT（活性汚泥の滞留時間[2]）とNsとの関係を又，このときの汚泥濃度を表2－1に示した。これより，NsはSRTが6日位から，ほぼ一定値（約10^6（N／mℓ））を示しているが，これは，MLSSに依存しないことから，単位MLSS当りの硝化速度を算出し，硝化活性を比較しても，無意味であることがわかる。



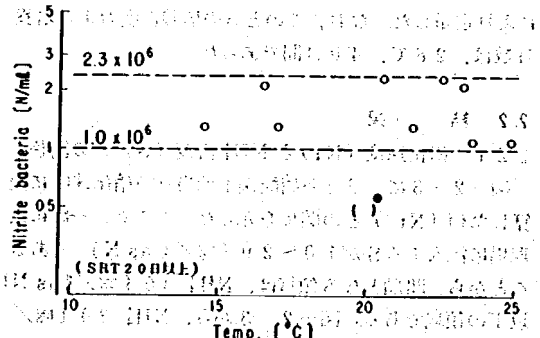
図－2－6　SRTと細菌

表－2.1　SRTと汚泥濃度

SRT (day)	3.7	5.8	9.6	18.0	59
MLSS (mg／ℓ)	670	1,200	1,600	3,100	6,000
MLVSS (mg／ℓ)	650	1,100	1,500	2,600	4,600
MLVSS／MLSS	0.97	0.91	0.90	0.84	0.77

ここで，SRTが6日位から一定値を示したのは，水温20℃の場合であり，水温低下に伴ない必要とするSRTも増加するものと思われる。

又，A下水処理場のエアレーションタンク内に生息するNsと水温との関係を示したものが，図－2－7である。これからNsは，SRTが20日以上あれば，水温（15～25℃）に関係なく，$1.0 \sim 2.3 \times 10^6$（N／mℓ）でほぼ一定値を示す。



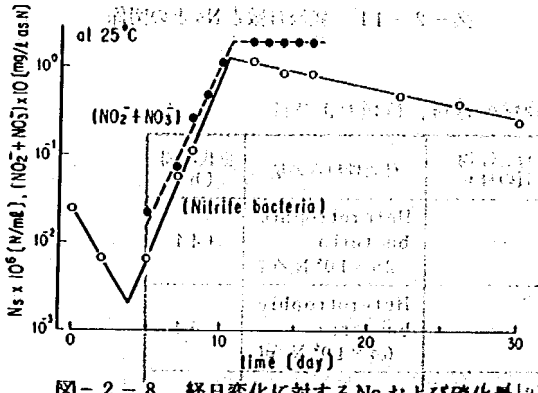
図－2－7　水温と亜硝酸菌数

このことは，エアレーションタンク内に生息するNsにも飽和概念が適用され，約2.3×10^6（N／mℓ）が，飽和生息亜硝酸菌数であろうと思われる。

（ここで，亜硝酸菌の減少として考えられるのは，

1）余剰汚泥として系外への放出

2）嫌気性状態下による死滅
3）好気性状態下による自己酸化
4）原生動物による捕食
等があるが，1）は，SRT（一部，放流水中のssを含む）を示していることから，低SRTでは，影響を示すが，高SRTでは，影響を示さない（図－2－6），2）は，次の2.2.4に示すように，問題とはならなかった。3）は，室内振とう培養実験により，25℃における亜硝酸菌の比増殖速度（μ）が0.0579（h^{-1}）（世代時間17h）であるのに対し，死滅速度は0.00399（h^{-1}）とかなり小さな値を示した（図－2－8）。この死滅速度は，図－2－8からもわかるようにNH_4^+がすべて消費されつくしたときの速度であり，混合培養系では，流入下水中のNH_4^+が全て消費されつくしても，活性汚泥の自己酸化や有機性窒素の分解により，NH_4^+ゼロの状態になりにくい。このNH_4^+遊離は，活性汚泥の状態や流入下水の水質等により，異なるが，1976年度に報告したように，その遊離速度は，だいたい0.5～2.9（mg／ℓ・h）であろうと思われる。又，A下水処理場のエアレーション時間が，5～7時間であったことから，ほとんど好気性消化による自己酸化は，なかったものと考えられる。4）は，他栄養細菌が，約10^9（N／mℓ）生息していることから，亜硝酸菌を優先的に摂取する原生動物が生息していないかぎり，Nsを一定値に保つことはできない。



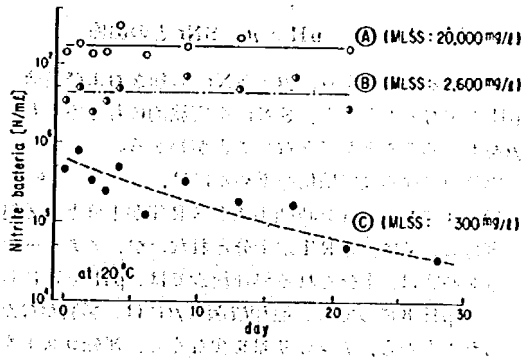
図－2－8　経日変化に対するNsおよび硝化量

以上のようなことから，亜硝酸菌が減少する可能性が少ないのに対し，Nsが一定値を示したことは，やはり飽和になったためであろうと考えられる。

ただし，飽和生息亜硝酸菌数も飽和活性亜硝酸菌数もNH_4^+が，低濃度（20～30mg／ℓ）の場合であり，し尿の様な高NH_4^+濃度が流入するような場合には，検討する必要がある。

2.2.4　嫌気性状態下におけるNsの経日変化

図－2－9より，Ns高濃度（A，B）は，21日間嫌気性状態下に放置しても生菌数には，影響が見られなかった。又，このとき，Aは，2週間後あたりから，腐敗臭がしていた。しかし，Ns低濃度（C）は，20日後には，生菌数が約1／10に減少していた。活性汚泥濃度が3000（mg／ℓ）（Ns＝4×10^5（N／mℓ））程度あれば，20日程度嫌気性状態下に放置しても，亜硝酸菌の生菌数には，影響がないことがわかる。



図－2－9　嫌気性状態下におけるNsの経日変化

低汚泥濃度でNsが減少するのに対し，高濃度では影響しない原因として
1）亜硝酸菌同士の相互作用
2）亜硝酸菌と嫌気性細菌との相互作用
3）亜硝酸菌と有機物との関係
等が考えられる。

又，嫌気性状態下でも，亜硝酸菌の生菌数に影響が少ないことが判明したが，硝化活性およびlag phaseについての影響は，今後の課題である。

2.2.5　亜硝酸菌のμ，SNrとpHとの関係

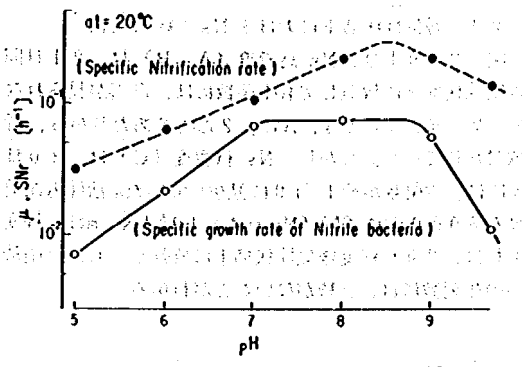
図－2－10にpHとμ，SNrとの関係を示した。これより，SNrはpHに対し，指数的に増加し，その最適pHは，約8.3であった。又，このときの関係式を（2－4），（2－5）式に示す。

$$\log SNr = 0.280(pH) - 3.88 \qquad (2-4)$$

$$SNr = 1.905^{(pH)} \cdot 1.32\times10^{-4} \qquad (2-5)$$

又，μは，図－2－10を見てもわかるように，その最適pHは約7.2～8.5の範囲を示した。このときの世代時間（tg）は，約1.3時間である。pH 7以下の領域のpHとμとの関係は

$$\mu = 3.10^{(pH)} \cdot 1.33\times10^{-5} \qquad (2-6)$$



図－２－１０　pHとμ，SNrとの関係

で示される。これより，μとSNr の傾きおよび最適pHが異なることから，SNr を実験的にもとめても，μをもとめることができないことがわかる。

実際の処理施設で硝化を進めるには，

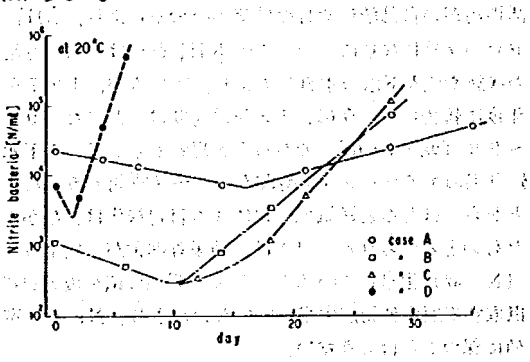
1) エアレーション時間およびＳＲＴが十分とれる処理施設，又は，ＳＲＴが十分とれないが，エアレーション時間は，十分とれる処理施設では，pHを7にしてもpH 8にしても，亜硝酸菌のμには，影響がなかったことから，アルカリ量を少なくし，運転コストを軽減した方がよいことから，pHを7前後にし，運転する。

2) ＳＲＴが十分あっても，エアレーション時間が比較的短かい処理施設では，硝化を完全に行わせるのには，Nr を高める必要があることから，pHを8前後にし，運転する。

ただし，（２－５）式は，Ns が10^{-5} N／mℓ と小さく，Sが２０mg／ℓと相対的に十分ある場合の速度であることから，pH 7と８では，２倍近くの速度差が生じた。しかし，実際の処理場（Ns＝10^{-4} N／mℓ程度，S＝１０～２０mg／ℓ）では，その差が小さくなるものと思われる。

2.2.6　亜硝酸菌のμに対する付着性物質の効果

各々の実験ケースの条件を表－２－２に，又，経過日数とNsとの関係を図－２－１１に示した。これから，亜硝酸菌の見掛け上の増殖は，付着性物質の有無および種類により，１.５～１１倍抑制されることがわかる。ただし，亜硝酸菌を浮遊状態下に放置すると死滅速度が速くなり，見掛け上の増殖が抑制されたものかについてはわからない。



図－２－１１　経過日数とNsとの関係

表－２－２　各実験の付着性物質の有無，種類および量

ケース	反応装置	空気濾過の有無	付着性物の有無	付着性物質の種類	付着性物質の量	世代時間（h）
A	塩ビ製（５ℓ）	有	無	－	Heterotrophic bacteria 2.5×10^{6} N／mℓ	１４４
B	ガラス製（３ℓ）	無	無	－	Heterotrophic bacteria 6.4×10^{6} N／mℓ	５４
C	〃	無	有	Cellulose acetate (Acetyl 39.8%)	Cell $1\sim3\times10^{3}$コ／mℓ	３５
D	〃	無	有	汚泥 ※	MLSS ３０００mg／ℓ	１３

※　人工下水に１ヶ月以上馴致している活性汚泥（硝化菌生息）を約１ヶ月間好気性消化させたのち，オートクレーブ（１２５℃，３０分）処理し，これを蒸留水で２回洗浄した汚泥である。

又，付着性物質の他に，増殖抑制因子として浸透圧の影響も考えられるが，"硝化に与える微量成分の効果（１９７７年度）"からもわかるように，塩（Na_2MoO_4）を添加しても，亜硝酸菌の増殖のlag phaseには影響を示したが，μには，影響が見られなかったことから，浸透圧による影響は，考えられない。

付着性物質がどの程度必要なのかについては，今後，検討する必要があるが，図－２－６のＳＲＴとNsとの関係より，活性汚泥であれば，ＭＬＳＳを1.000㎎／ℓ程度にすれば，Nsを10^6Ｎ／㎖程度に維持できる。

2.3 結　　論

1） ＳとNrとの関係は，Mechaelis－Menten の酵素反応式に従わずに

$$Nr = (S)^{0.222} \cdot (Ns) \cdot 1.17 \times 10^{-6}$$

で示された。又，NH_4^+除去は，Sが小さい程短時間で処理できる。

2） Nsが3.0×10^6（Ｎ／㎖）以下の領域では，Nr'が一定であったが，それ以上の領域では，飽和の概念が適用され，3.0×10^5（Ｎ／㎖）が，飽和活性亜硝酸菌数であると考えられる。

3） Nsは，ＭＬＳＳに依存せずに生息し，ＳＲＴが２０日以上であれば，水温（１５～２８℃）に関係なく，2.3×10^6（Ｎ／㎖）程度で一定であった。これは，飽和活性亜硝酸菌数と同様に，飽和生息亜硝酸菌数が適用されるものと考えられる。

4） ＭＬＳＳ＝３０００（㎎／ℓ），Ns 4×10^6（Ｎ／㎖）以上であれば，２０日程度嫌気性状態下に放置しても，生菌数には，影響がない。

5） 亜硝酸菌のμの最適pHは，7.2～8.5の範囲であり，又，SNrの最適pHは，8.3であった。これは，SNrを測定しても，μの予測は，できないことを示す。

6） 亜硝酸菌のμは，付着性物質の有無により，大きく影響を受け，付着性物質があった方が1.5～１１倍効果的である。

3. 微量成分の添加が硝化促進におよぼす影響に関する室内実験

今年度は，長時間培養法（亜硝酸菌数および（$NO_3^- + NO_2^-$）量を測定することにより，亜硝酸菌の比増殖速度および比硝化速度への微量成分の効果を判定する方法である）により，Mg，SrおよびP（Phosphate buffer）の効果を調べた。

3.1 実 験 方 法

図－２－１の反応装置に，２－１の供試汚泥（最終ＭＬＳＳ；0.1～1.0（㎎／ℓ）），表－３－１の元素およびNH_4^+（$(NH_4)_2SO_4$）を設定濃度になるように添加し，蒸留水で３ℓにベースアップした後，pHを7.5～8.0，水温を２０℃にしながら，空気曝気した。窒素関係の検水は，採水後，直ちに飽和$HgCl_2$１～２滴々下し，４℃の低温室で保存した。亜硝酸菌用の検水は，２～５日おきに採水し，直ちに植えつけた。

分析方法および亜硝酸菌の定量法は，１９７６年度に準ずる。

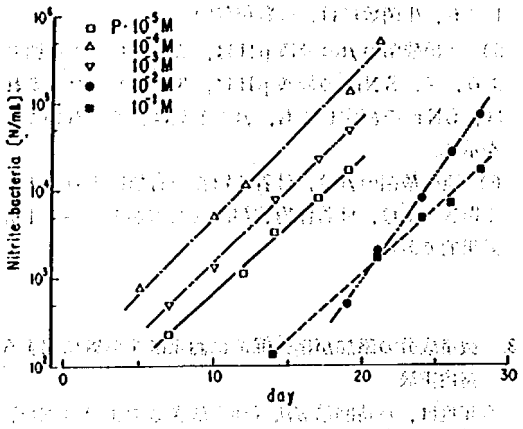
表－３.１ 元素およびNH_4^+の設定濃度

Element	Compound	Atomic weight	Concentration (M)	NH_4^+ (㎎／ℓ)
P	NaH_2PO_4 + Na_2HPO_4	31.0 as P	0, 10^{-5}, 10^{-4}, 10^{-3}, 10^{-2}, 10^{-1}	10
Mg	$MgSO_4$	24.3	0, 10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-4}, 10^{-3}, 10^{-2}	20
Sr	$SrCl_2$	87.6	0, 10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-4}, 10^{-3}, 10^{-2}	20

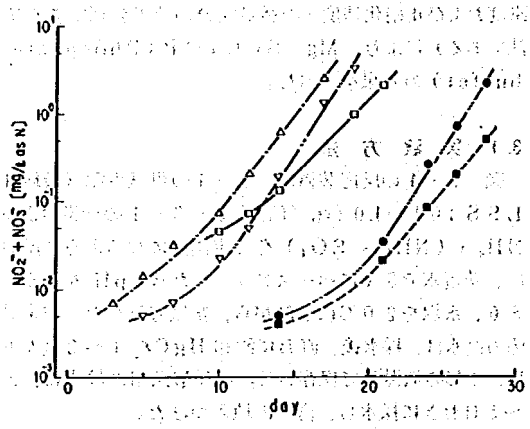
3.2 実験結果および考察

実験1） Phosphate bufferの影響

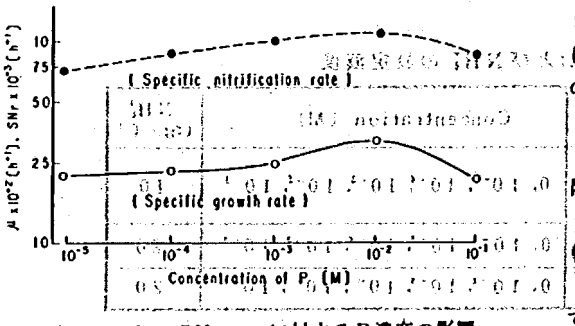
図－３－１，３－２に経過日数に対する（$NO_3^- + NO_2^-$）量および亜硝酸菌数（Ns）を示した。これより，比硝化速度（SNr）および亜硝酸菌の比増殖速度（μ）をもとめ，それらの値を示したものが，図－３－３である。ただし，P無添加は，lag phaseが大きく，３０日間の培養では，データを得ることができなかった。これらから，SNrは，P濃度が高くなるにつれ，増加しており，このときの最適濃度は，10^{-2}M（３２０（㎎／ℓ as P））付近にあった。これは，10^{-5}Mに比べ，約1.5倍の速度である。又，亜硝酸菌のμも同様に，



図－３－１　経過日数に対する亜硝酸菌数



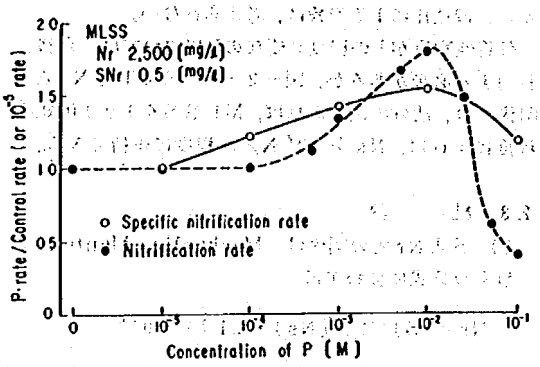
図－３－２　経過日数に対する（$NO_2^- + NO_3^-$）量



図－３－３　SNr，μに対するP濃度の影響

10^{-3}M付近に最適値（約1.5倍促進）が見られた。世代時間（tg）は，10^{-5}M≒47 h，10^{-3}M≒31 hであった。）

短時間接触法（４～５時間の短時間で反応させ，亜硝酸菌の増殖を無視し，硝化速度〔mg／ℓ h〕をもとめる方法で，１９７６年度に，Phosphate buffer. の効果を示した）からの効果と今回行った効果とを比較したものが，図－３－４であり，今回の効果は，P無添加の値が得られなかったので，10^{-5}Mを基準にし，考慮した。これより，次のことが示された。



図－３－４　SNr，Nrに対するP濃度の影響

1）低濃度領域（10^{-4}M付近）；硝化速度（Nr）に効果がないのに比べ，SNrは，約1.2倍の効果がある。

2）最適濃度；共に10^{-2}M付近にあるが，Nrは，SNrに比べ，約1.2倍速い。

3）高濃度領域；Nrは，急激な減少が見られ，10^{-1}Mでは，無添加に比べ，4割近く低下している。しかし，SNrは，10^{-1}Mでも，無添加と同程度位までしか低下していない。

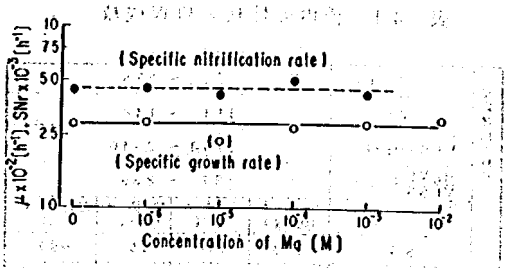
これから，低濃度領域は，SNrとNrとのMLSS比が，1：5,000であるように，Nrの方が極端にMLSS（細菌数）が多いことから，Nrが低速度であったのは，他栄養細菌等によるPの摂取・吸着により，有効Pの減少のためであろうと考えられる。

又，高濃度領域は，Nrが，短時間接触（3〔mg／ℓ as P〕位の低濃度で馴致させておいた汚泥）による急性阻害の為であろうと考えられる。しかし，SNrは，lag phaseが１５日位あった為，ある程度馴致し，阻害が軽減されたものと思われる。

最適濃度の効果比が異なるのについては，現在検討中である。

実験２）Mgの影響

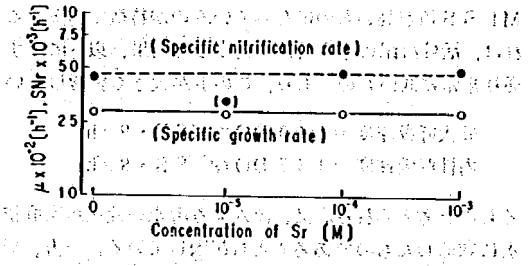
図－３－５に，SNr，μに対するMg濃度の影響を示した。これより，Mgは，μに対し，1.0^{-2}M（240〔mg／ℓ as Mg〕）添加しても効果がない。又，SNrも10^{-3}M添加しても効果がないただし，亜硝酸菌のtgは，約３５hであった。



図－3－5　SNr，μに対するMg濃度の影響

実験3）Srの影響

図－3－6に，SNr，μに対するSr濃度の影響を示した。これより，Srは，μ，SNrに対し，10^{-3}M（88〔mg／ℓ as Sr〕）添加しても効果がなく，このときの亜硝酸菌のtgは，約35hであった。



図－3－6　SNr，μに対するSr濃度の影響

3.3　結　論

1）Phosphate bufferは，亜硝酸菌のμおよびSNrに対し，約1.5倍の促進効果を示した。又，このときの最適濃度は，共に約10^{-2}M（320〔mg／ℓ as P〕）であった。

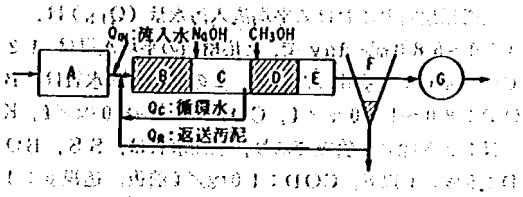
2）MgとSrは，10^{-3}M（又は，10^{-3}M）添加しても，μおよびSNrに対し，促進効果は，見られなかった。

4. 小規模汚水処理プラントにおける一段階硝化脱窒素法による窒素除去

長時間エアレーション法を採用していた小規模汚水処理プラントを窒素除去を目的として一段階硝化脱窒素法に改造し，運転法確立のための試運転と活性汚泥の硝化脱窒素能に関する生物学的調査を実施した。

4.1　プラントの概要と試運転および生物学的調査手法

当プラントは，計画汚水量860m³／day，で，長時間エアレーション法による設計がなされ運転されていたものであり，汚水のコンスタントな流入を図るための調整槽と処理に柔軟性を持たせるための加圧式の急速濾過塔を有するものである。この施設を図－4.1のように改造して，一段階硝化脱窒素法による窒素除去を目的に，運転法確立のための試運転と並行して活性汚泥の硝化，脱窒素能に関する生物学的調査を約1年間実施した。



記号	名称	容積
A	調整槽	289 m³
B	第一嫌気性槽	372 m³
C	第一好気性槽	246.4m³
D	第二嫌気性槽	97.6m³
E	第二好気性槽	40 m³
F	最終沈殿池	143 m³
G	汚過塔	—

図－4.1　プラントの概要

試運転は，第一好気性槽末端部から第一嫌気性槽先端部への循環（平均循環比：$Q_c/Q_{IN}=1.5$）と，第一好気性槽先端部にアルカリ度の供給として苛性ソーダを連続添加する運転の基で，脱窒素に重点をおき，汚水中の有機物を電子供与体とした脱窒素現象と活性汚泥の内性呼吸による脱窒素現象とを把握するための試運転と，メタノールを電子供与体とする脱窒素現象を把握するための試運転とに分けて実施した。前者を第一期試運転として第二嫌気性槽へメタノールを添加せず，後者は第二期としてメタノール（約50％）を添加した。

活性汚泥の硝化，脱窒素能に関する調査は，月一回の割合いで実施し，硝化速度と脱窒素速度の測定と合わせて活性汚泥中の亜硝酸菌数と脱窒素菌数をMPN法により計数した。又，それと並行して検鏡による活性汚泥中の原生，後生動物の定性，定量も行なった。各速度は，5ℓのビーカーを用い以下のように調整した混合試料を経時的に採水し，直ちに飽和$HgCl_2$で固定後，遠心分離により上澄液を採取保存した。

硝化速度：返送汚泥2ℓと流入下水2ℓを混合したものに，NH_4^+－Nが20mg／ℓになるよう（$(NH_4)_2SO_4$溶液（5g／ℓ as N）を添加し，連続曝気する。

脱窒素速度：返送汚泥2ℓを2個準備し，一方に流入下水2ℓを，他方に放流水2ℓとメタノールを100mg／ℓになるよう混合する。その後，双方にNO_3－Nが50mg／ℓとなるようKNO_3溶液（5g／ℓ as N）を添加し，スターラーにより緩速撹拌する。

4.2 試運転結果

試運転期間中における平均流入汚水量（Q_{IN}）は，350～580m³／dayで，反応槽内の平均水温は12℃～24℃まで変化した。又，この間の流入水質は，BOD：80～170mg／ℓ，COD：50～80mg／ℓ，K－N：25mg／ℓ前後であり，放流水質は，SS，BOD：5mg／ℓ以下，COD：10mg／ℓ前後，透視度：1m以上，NH_4－N：0.5mg／ℓ以下であった。一方，アルカリ度供給のために添加していた苛性ソーダは，運転当初，25%－0.17ℓ／minであったものが徐々に減少し，第一期試運転終了時点で15%－0.17ℓ／minとなり，最終的には12.5%－0.125mℓ／minとなった。これは，脱窒素段階での塩基成分の放出により，結果的に系内でアルカリ度が供給される形になったためであり，第一嫌気性槽では全体の必要量の40%が供給され，第二嫌気性槽では23.2%が供給されていた。

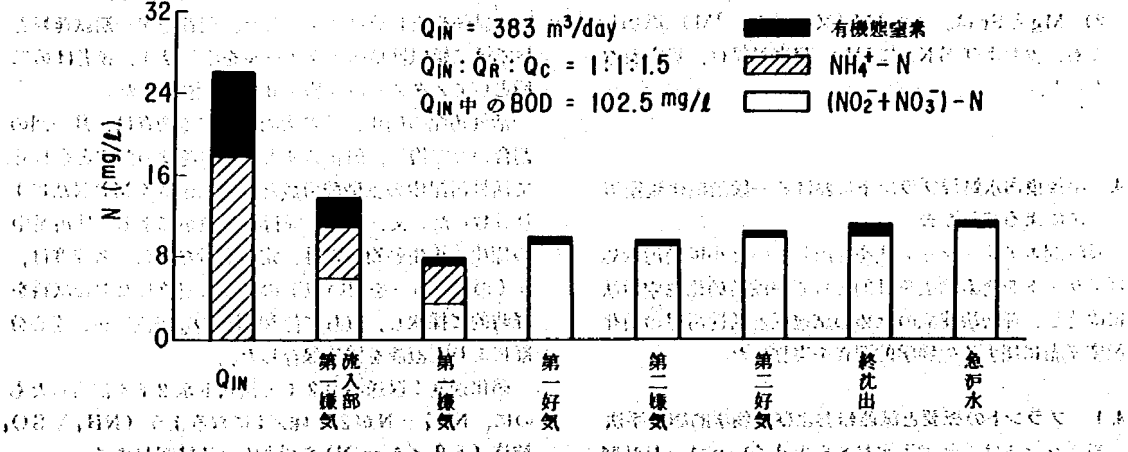
4.2.1 第一期試運転結果

試運転は3月から8月まで実施し，その間の平均流入汚水量は380m³／dayであった。又，系内の平均流量は，Q_{IN}：Q_R：Q_C＝1：1：1.5であった。

本運転法に処理系が馴致したと思われる期間（約90日間）の反応槽内の性状と平均処理成績を表－4.1に示した。活性汚泥の性状としては一般的なものであるが，非常に長い反応時間であるにもかかわらずMLVSS／MLSS値が高いものになっているのが特徴である。これは，活性汚泥の呼吸活性を測定した結果，以下に示す通り非常に低いものであり，この事が大きく影響していると考えられる。又，流入する汚水の性状が家庭排水に類似したものであることも起因している。一方，処理成績は極めて良好なものであり，急速濾過によるSS除去の効果も大きなものとなっている。この間における各反応槽内での窒素の存在形態の変化を平均的な一例として図－4.2に示した。第一嫌気性槽流入部で返送汚泥と循環水による希釈がみられ，第一嫌気性槽では脱窒素とK－Nの取り込みによる窒素の除去がみられる。次の

表－4.1 槽内の性状と処理成績

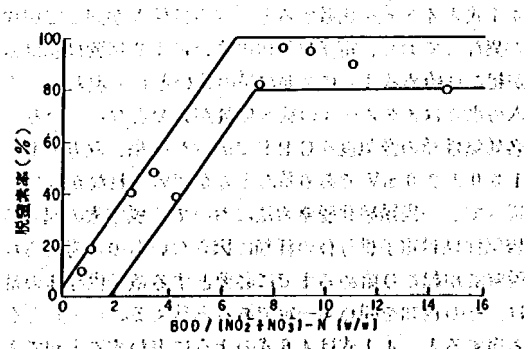
反応槽内の性状	水温（℃）	22.2 ～ 23.8			
	SVI	111 ～ 148			
	MLSS（mg／ℓ）	2,750 ～ 2,940			
	MLVSS／MLSS（%）	82.7 ～ 83.9			
処理成績		流入水（mg／ℓ）	終沈出（mg／ℓ）	放流水（mg／ℓ）	総除去率（%）
	SS	150.3	14.0	1.5	99.0
	BOD	98.8	9.61	2.42	95.7
	COD	60.7	9.0	6.8	88.7
	TOC	72.1	11.0	8.5	88.2
	T－N	21.6	10.17	8.32	61.5
	(NO_2+NO_3)－N	0.10	7.83	7.92	—
	NH_4－N	16.39	0.04	0.06	
	Org－N	5.17	1.09	0.40	



図－4.2 各槽における窒素の存在形態の変化

第一好気性槽では完全な硝化が起こっている。第二嫌気性槽での内性呼吸による脱窒素は殆んど起っていない。この原因として，前述のように活性汚泥の呼吸活性が非常に低いため，この程度の滞留時間（3.1時間）では，脱窒素が起こる嫌気性域まで達し得ないことが考えられる。

ここで，本運転法における窒素の除去率を，第二嫌気性槽で脱窒素が起っていない結果を踏まえて，表－4.1の結果を評価する。第一嫌気性槽と第一好気性槽で，それぞれ100%の脱窒素率と硝化率が得られると仮定すると，本運転法では，循環水により60%が，返送汚泥を考慮した場合71.4%が除去されることになり，活性汚泥への取り込みを考慮するとそれ以上の除去率が期待できるものであるが，表－4.1の結果からみると平均61.5%しか除去されていない。本運転法での活性汚泥への取り込み分が20%前後であったことからすると，硝化脱窒素により実質除去されたのは40%にすぎないものである。これは，第一嫌気性槽での脱窒素率が低い（図－4.2）ことに起因しているものである。このことを，流入する汚水のBODを指標としてみたのが図－4.3である。同図で，第一嫌気性槽流入部におけるBODと（$NO_2^- + NO_3^-$）－Nの存在比に対する槽内での脱窒素率の関係をみると，脱窒素率がほぼ一定の値になるのは存在比で7附近である。これは，当プラントに流入する汚水を利用して脱窒素を図る場合，流入BOD量のおよそ1／7の窒素量しか除去できないことを表わしている。この値は，通常1／4～1／5とされている。

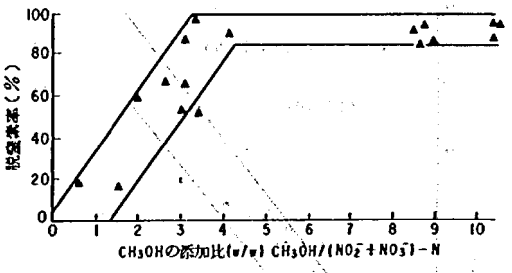


図－4.3　汚水（BOD）と（$NO_2^- + NO_3^-$）－Nとの混合比（W／W）と脱窒素率の関係

4.2.2　第二期試運転結果

試運転は9月から12月上旬まで実施し，試運転期間中の平均流入汚水量（Q_{IN}）は，510 m³/day であり，Q_{IN}，Q_R，Q_C＝1：1：1.5 で運転されていた。又，反応槽内は，平均水温が17.0℃～23.5℃で，平均MLSSは3,640～5,670mg／ℓであった。尚，本試運転では，メタノール添加開始後15日間程で処理水中の窒素が安定したため，メタノールに対する活性汚泥の馴致期間を15日間とした。

第二嫌気性槽内におけるメタノールを電子供与体とした脱窒素現象を，当槽流入部での（$NO_2^- + NO_3^-$）－Nに対するメタノールの添加比と当槽での脱窒素率の関係からみたのが図－4.4である。同図は，添加比が大きくなるに従い脱窒素率も上がり，添加比4附近から一定の脱窒素率が得られるような傾向を示している。これは，高率な脱窒素を図る場合，メタノールの添加比を4以上に設定しなければならないことを表わしており，この値は一般的には3附近であるとされている。



図－4.4　メタノールの添化比と脱窒素率の関係

4.2.3　当プラントにおける脱窒素反応

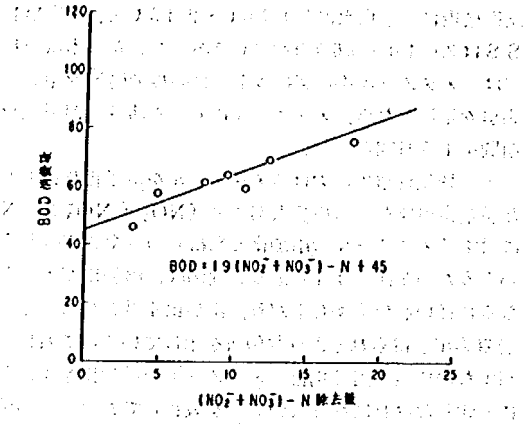
前述のように，当プラントにおける脱窒素効率は一般に言われている値よりも低いものとなっている。この原因についての考察を各嫌気性槽での脱窒素反応から以下に述べる。

図－4.3と4.4において（$NO_2^- + NO_3^-$）－N が制限因子となっていない（存在比で7以下，添加比で4以下）部分の値を用いて，脱窒素量とBODの消費量との関係を図－4.5に，メタノールの消費量との関係を図－4.6に表した。これらの図は，それぞれの嫌気性槽における脱窒素反応を表わしており，その反応式として4.1式と4.2式が得られる。

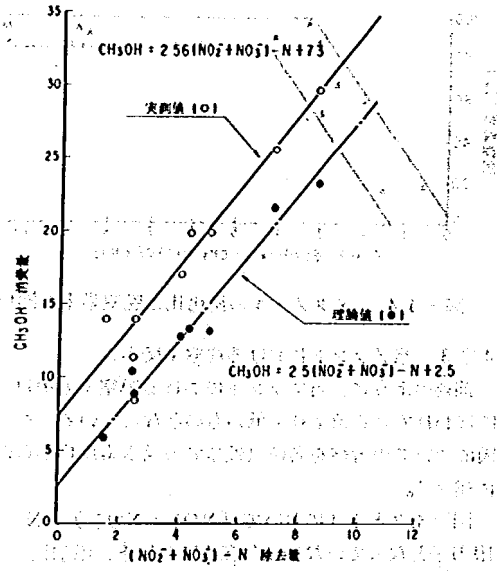
$$BOD = 1.9\,(NO_2^- + NO_3^-) - N + 4.5 \qquad (4.1)$$

$$CH_3OH = 2.56\,(NO_2^- + NO_3^-) - N + 7.3 \qquad (4.2)$$

これらの式で，傾きは反応定数であり，切片は脱窒素が起こり始めるまでに必要な量を表わしている。メタノールを電子供与体とした脱窒素反応については理論式[3]4.3が存在する。



図－4.5　脱窒素量とBODの消費量との関係



図－4.6　脱窒素量とメタノールの消費量の関係

$$CH_3OH = 2.47\,NO_3^- - N + 1.53\,NO_2^- - N + 0.87\,DO \qquad (4.3)$$

図－4.6における（●）点は，本調査における結果(◎)を4.3式に代入し，必要メタノール量として求めたものであり，その結果は4.4式となる。

$$CH_3OH = 2.50\,(NH_2^- + NO_3^-) - N + 2.5 \qquad (4.4)$$

ここで，4.2式と4.4式を比較すると，双方の傾きは同じであるが，切片が異なる。4.4式の切片は，第二嫌気性槽に持ち込まれるDOをゼロにするのに必要なメタノール量を表わしている。実際は，DOがゼロになっても脱窒素は起こらない結果となっており，脱窒素が起こり始めるまでには理論上の約3倍量のメタノールが必要であったことになる。この原因として次の3つが考えられる。

1：当プラントは流量の関係上コンベンショナルフローではなく，第二好気性槽からDOが若干供給されている。参考までに，調査期間中の第一好気性槽の平均DOは3.1㎎／ℓで，第二好気性槽の平均DOは1.4㎎／ℓであった。

2：当プラントの活性汚泥は，呼吸活性が非常に低いため，大気からのDO供給の影響を受けやすい。

3：脱窒素は，或る嫌気性域に達しないと起こらないものと考えられる。この域は，一般にORPで－100～－150mVとされている。

この中で，1と2は当プラントの特徴であり，又，2は3に対する影響が大きく，脱窒素に対して間接的な影響因子として上げられるものである。

一方，4.1式では，脱窒素が起こり始めるまでにおよそ4.5のBOD量が必要となっており，この量は当プラントの平均流入BOD量の約46％を占めるものである。この結果をメタノールでの現象を基に検討する。

メタノールのBODは，その重量の約77％[4)5)]と言われており，この値を用いて4.2式をBODに置き換えると4.5式が得られる。

$$BOD = 2.0\,(NO_2^- + NO_3^-) - N + 5.6 \qquad (4.5)$$

4.1式と4.5式を比較すると，双方は傾きが同じで切片が異なっており，電子供与体の違いによる影響は脱窒素が起こり始めるまでに必要な量の違いとして現われ，流入汚水ではメタノールの約8倍量が必要となっている。各嫌気性槽の嫌気度をORPで調べた結果，双方とも－100±20mVであり殆んど差が認められなかった。従って，一段階硝化脱窒素法において，脱窒素の起こる嫌気性域は電子供与体の種類に因らないものと考えられ，脱窒素が起こり始めるまでに必要とする電子供与体の量は，その種類を問わず一定であると言える。このことを考慮すると，4.1式は4.6式のように表わすことができる。

$$BOD = 1.9\,(NO_2^- + NO_3^-) - N + (K + L) \cdot \frac{BOD}{} \qquad (4.6)$$

ここで，Kの項は嫌気性定数と定義し，脱窒素が起こり始めるまでに必要な量を表わす定数である。Lの項は，

以下の理由により難分解性BOD指数と定義されるものである。一般に用いられているBODは20℃で5日間培養の値であるが，この5日間培養の中で分解されるBOD成分は種類により，その構成比が異なるものである。脱窒素では容易に分解されやすいBOD成分から利用されるものであり，中には脱窒素に利用されず残存するものが出てくることが考えられ，脱窒素に利用する電子供与体をBOD_5で評価する場合，BOD_5の中に難分解性BOD成分の存在を表わした方がより有意性があると考え，難分解性BOD指数を定義するものである。

以上のように，各嫌気性槽での脱窒素反応を見い出すことにより各電子供与体による脱窒素現象が把握でき，当プラントでの脱窒素が一般に言われているような効率で進んでいなかった原因が判明したように思われる。それは，脱窒素は電子供与体の種類を問わず理論値に近い反応定数で進行するが，それが進行する為の嫌気性域が存在し，用いる電子供与体をBOD_5で評価する場合，その種類によっては難分解性BOD成分の存在が考えられるということである。当プラントでの脱窒素には，脱窒素が起こるまでに余分の基質量が必要であったことが起因しており，特に流入下水による脱窒素には難分解性BOD成分の存在が大きく影響しているものと考えられる。

今まで利用されてきた脱窒素に関する理論式(4.3)は，DOの存在下からDOがゼロになった時点での好気性と嫌気性の中間に位置し，嫌気性として不安定な域での現象を表わしていると言える。又，今まで言われてきたBOD_5を指標とする脱窒素効率は，脱窒素に利用されやすい電子供与体での結果と考えられる。このような値を用いて脱窒素を計画するのは，当プラントの例から言って危険である。そこで，用いる電子供与体のBOD_5を指標とした一段階硝化脱窒素法での脱窒素反応式として4.7式を提案する。

$$(1-K-L)\,BOD_5 = 1.90\,NO_3\text{-}N + 1.18\,NO_2\text{-}N + DO \quad (4.7)$$

この式は，用いる電子供与体の種類により左右されるものではない。著者らは，この式を更に，一般化するために，Kの項をORPか又は活性汚泥の呼吸活性で表わし，Lの項はBOD曲線から求めた係数で表わすことを検討している。

4.3 活性汚泥の硝化・脱窒素能に関する調査

4.3.1 硝　　化

本処理施設は，1）(返送汚泥：流入下水：循環水)比がほとんど一定であった。2）SRTが40日以上であった。3）第1好気性槽のエアレーション時間が，3.0～4.9時間程度であった。以上のような特徴から，2の"亜硝酸菌に関する基礎実験"より，第1好気性槽には，常に亜硝酸菌が飽和（2.3×10^6〔N/ml〕程度）生息しているものと考えられ，これを用い，亜硝酸菌1個当りの硝化速度を算出すると図－4－7の様に示される。これより，硝化速度と水温との関係を，（4.8）式に示す。

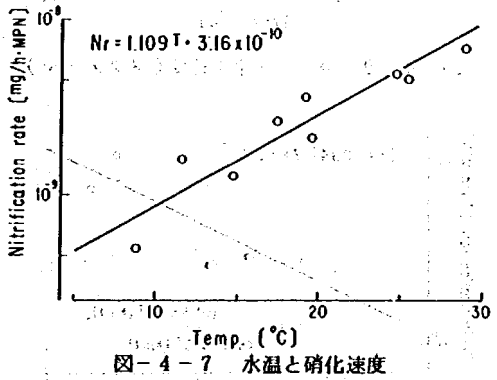
$$Nr = 1.109^T \cdot 3.16\times10^{-10} \quad (9℃\sim28℃) \quad (4.8)$$

$$(Nr_T / Nr_{20} = 1.109^{(T-20)})$$

ただし，Nr ＝亜硝酸菌1コ当りの硝化速度〔mg/h・MPN〕

$Nr_{T(20)}$＝水温T（20）℃におけるNr

この温度係数$\theta = 1.109$は，活性汚泥の$\theta = 1.045\sim1.065$（水温4～45℃，Eckenfelder）に比べ，大きな値を示していることから，亜硝酸菌の活性は，他栄養細菌群に比べ，水温の影響を受けやすいことがわかる。

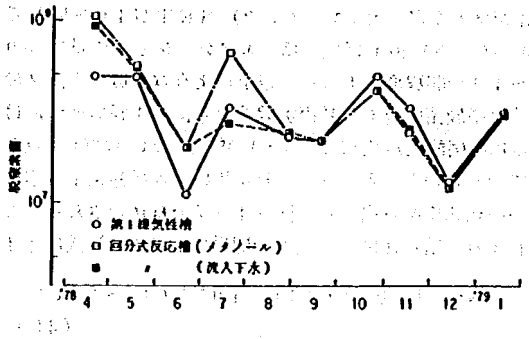


図－4－7　水温と硝化速度

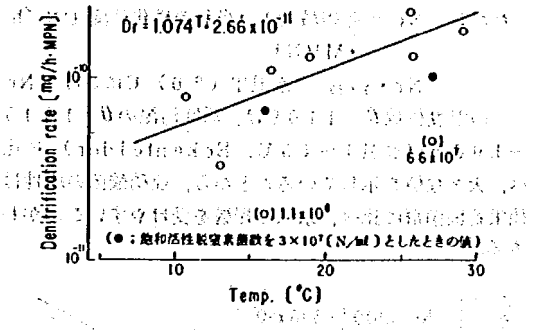
4.3.2 脱　窒　素

図－4－8に，経月変化に対する第1嫌気性槽および回分式反応槽内の脱窒素菌数を示した。これより，第1嫌気性槽内の脱窒素菌は，$1.1\sim4.9\times10^7$ N/ml の範囲内で生息しており，又，本処理施設のSRTが十分大きいことから，脱窒素菌にも飽和性があり，その飽和生息菌数は，3×10^7 N/ml程度（平均値）であるものと思われる。

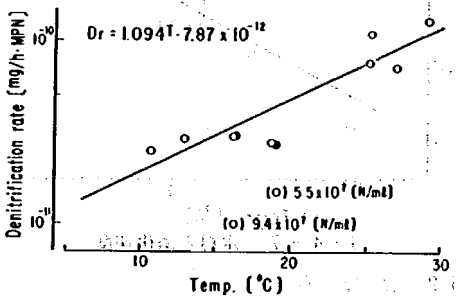
又，図－4－9，4－10にメタノール又は流入下水を炭素源として用いた場合の水温と脱窒素速度との関係を示したが，これからもわかるように，5×10^7 N/ml の速度に比べ，低い値を示していることから，脱窒素菌の飽和活性菌数もまた，飽和生息菌数と同様に3×10^7



図－４－８　経月変化と脱窒素菌数



図－４－９　水温と脱窒素速度（メタノール）



図－４－１０　水温と脱窒素速度（流入下水）

N／mℓ程度であろうと思われる。又，このときの脱窒素速度と水温との関係式は，次式の様に示される。

（メタノール）

$$Dr = 1.074^{t} \cdot 2.66 \times 10^{-11} \qquad (4.9)$$

$$(Dr \cdot t / Dr \cdot 20 = 1.074^{(20-t)})$$

（流入下水）

$$Dr = 1.094^{t} \cdot 7.87 \times 10^{-12} \qquad (4.10)$$

$$(Dr \cdot t / Dr \cdot 20 = 1.094^{(20-t)})$$

これより，有機炭素源として，流入下水を用いた場合とメタノールを用いた場合とを比較すると，温度係数（θ）には，若干の影響が見られただけであったが，脱窒素速度に対しては，水温２０℃，脱窒素菌３×１０^{7} N／mℓとすると，流入下水とメタノールの脱窒素速度は，それぞれ，1.4.2〔mg／ℓ・h〕，3.3.3〔mg／ℓ・h〕となり，メタノールの方が約２.３倍早く脱窒素していた。この原因として以下のことが考えられる。

1）有機性炭素濃度の影響；メタノールの場合は，約１００〔mg／ℓ as C〕添加したのに比べ，流入下水は，平均ＴＯＣ３１〔mg／ℓ as C〕（D－TOC；１１〔mg／ℓ〕）と，メタノールの方がTOCが３倍（溶解性の場合，約１０倍）と極端に多い為。

2）有機性炭素の分解速度の違い；一般に，生物分解は，高分子化合物より低分子化合物の方が分解しやすいように，メタノールの方が分解しやすかった為。

又，硝化の温度係数（θ＝1.1０９）と脱窒素のθを比較すると硝化の方が大きいことから，硝化の方が脱窒素より水温の影響を受けやすいとがわかる。

4.3.3　活性汚泥中の原生，後生動物

活性汚泥中の原生，後生動物を検鏡により同定，定量した結果，1mℓ中の生息数は6,２４０～１５,１２０であった。検鏡の一例を表－４.２に示し，各微生物の平均的な

表－４.２　生物相の一例

鞭毛虫類	
Anisonema sp.	120
Monas vulgaris	960
根足虫類	
Centropyxis aculeata	40
Centropyxis sp.	80
Cryptodifflugia sp.	80
Euglypha acanthophora	120
Euglypha ciliata form glabra	240
Euglypha rotunda	2040
Euglypha tuberculata	600
Trinema enchalys	1160
Trinema lineare	4560
繊毛虫類	
Aspidisca costata	200
Aspidisca lynceus	120
Epistylys rotans	560
Epistylis sp.	1600
Trochilia sp.	40
Vorticella microstoma	80
Vorticella sp.	80
その他	
Bdelloidea（ヒルガタワムシ類）	200
Monostyla（ワムシの一類）	80
総細胞数／mℓ	12680

生息構成を表－4.3に示した。これらの結果から，当プラントの活性汚泥には多様な原生動物が生息しておりその特徴は，後生動物が少なく，大部分を原生動物が占め，中でも根足虫類に属するEuglyphaやTrinemaが優占種になっていることである。一方，繊毛虫類では，活性汚泥性の原生動物が大部分であり，微生物学的にみた当プラントの活性汚泥は良好なものであると言える。

表－4.3　微生物の平均的な生息構成（%）

原生動物	繊毛虫類			6.0	98.5
	根足虫類	Euglypha	30.7	60.8	
		Trinema	66.9		
		その他	2.4		
	繊毛虫類	Aspidisca	4.28	33.2	
		Epistylis	5.35		
		その他	3.7		
後生動物					1.5

このことは，一段階硝化脱窒素法での運転により，嫌気性と好気性を繰り返す環境状態に置かれた活性汚泥の特徴の一例として意味のあるものであり，充分のSRTにより生物の種類，個体数が多くなる条件で運転されているにもかかわらず後生動物が少ないのも，高等微生物であるが故に，この運転法による影響を受けているものと思われる。

4.4 結　論

小規模汚水処理プラントを一段階硝化脱窒素法で運転した結果，次のような現象が確認された。

1) 硝化過程で必要なアルカリ度は，脱窒素過程で放出されるアルカリ度により補充できる。当プラントでは最終的に60%が補充された。

2) 脱窒素に，流入する汚水を利用した結果，$BOD_5/N \geqq 7$でないと高率な脱窒素は図れないものであった。

3) 脱窒素にメタノールを利用した結果，$CH_3OH/N \geqq 4$でないと高率な脱窒素は図れないものであった。

4) 一段階硝化脱窒素法における脱窒素反応は，用いる電子供与体のBOD_5を指標とした次式で表わすのが適当であることが示された。

$$(1-K-L)\,BOD_5 = 1.90\,NO_3^- - N + 1.18\,NO_2^- - N + DO$$

一方，活性汚泥の硝化，脱窒素能に関する調査から次の結果が得られた。

1) 硝化の温度係数は，$\theta = 1.109$であり，脱窒素の温度係数は，メタノールで$\theta = 1.074$，流入下水で$\theta = 1.094$であった。これより，脱窒素は硝化より水温の影響を受けにくいことが示された。

2) 脱窒素菌の飽和活性菌数と飽和生息菌数は，3×10^7 N／mℓ 程度が示され，双方は一致したものであると思われる。

又，検鏡結果から，当プラントの活性汚泥の特徴として次のことが上げられる。

1) 繊毛虫類が多数生息している中で，SRTが長いにもかかわらず後生動物が少ない。

2) 根足虫類であるEuglyphaとTrinemaが優先生息している。

5. 生物学的脱窒素に必要な有機性炭素液の開発に関する調査

前年度，嫌気性消化槽脱離液からの有機性炭素液の回収法として，石灰凝集沈殿とアンモニアストリッピングを組み合わせた手法による調査を実施した結果，回収液の性状は，原液の状態により大きく変動することが判明した。本年度は，有機性炭素液を高濃度の有機廃水に求め，その特徴を廃水の組成と生物学的な脱窒素効率から把握し，前年度得られた回収液との比較検討を行なった。

5.1 調査手法

調査は，表－5.1に示した4種類の高濃度有機廃水について実施した。廃水の組成の分析は，下水試験法（1974）により，BOD，COD，TOC，SS，K－N，NH_4^+－N，T－Pについて行なった。生物学的調査は，各廃水の0.45μでの濾液を用いて，活性汚泥から分離培養した脱窒素菌を20℃で連続培養した。このときの各廃水はBODが200～250㎎／ℓになるよう調整し，培地にはKNO_3をNとして約100㎎／ℓになるよう添加した。又，前年度の回収液でも同条件で培養した。

5.2 調査結果

廃液の組成と生物試験結果を表－5.2に示した。脱窒素に用いる有機性炭素液は，有機物の含有量が多く，それが微生物，特に脱窒素菌に利用されやすいものであり，且つ窒素分を含まないものが望ましい。

各廃水を有機物量（TOC），有効有機物量（BOD），組成の構成比（BOD：TOC：K－N：T－P）からE，Fを対照として評価すると，以下のようになり

A：全てにおいて優れている。

表－5.1　廃水の背景

記号	廃水名	廃水の背景	備考
A	ビール製造廃水	発酵タンクの洗浄廃水，ＳＳ分が非常に多く，上澄液は薄黄色を呈す	調査の段階で連続遠心分離によりＳＳの除去を施した
B	イースト菌培養廃水	砂糖蜜エキスを基質として増殖培養した後の残存基質，黒砂糖臭があり，黒色を呈す	
C	製麺廃水	麺の成型湯煮後の水洗廃水，粘性があり，透明に近い	
D	酒造廃水	仕込み前の洗米廃水，乳白色を呈す	
E,F	嫌気性消化槽脱離液	前年度調査した試料と同一	生物試験に用いたものは0.45μでの濾液を低温保存しておいたもの

表－5.2　廃水原液の組成と生物試験結果

調査項目		A	B	C	D	E	F
ＢＯＤ	T：Total mg／ℓ	17,480	20,200	4,550	4,520	510	940
	S：Soluble mg／ℓ	17,300	9,490	2,010	839	500	710
ＣＯＤ	T mg／ℓ	11,670	17,330	2,580	2,040	104	442
	S mg／ℓ	6,280	10,030	911	489	102	397
ＴＯＣ	T mg／ℓ	13,080	20,100	1,250	720	290	1,000
	S mg／ℓ	9,500	12,600	1,064	536	270	820
Ｋ－Ｎ	T mg／ℓ	660	1,820	169	819	29.3	719
	S mg／ℓ	625	988	87.2	41.2	29.3	168.8
Ｔ－Ｐ	T mg／ℓ	49.2	161	5.28	31.8	0.14	20.9
	S mg／ℓ	30.9	98.4	2.72	2.16	0.12	12.1
NH_4^+－Ｎ	mg／ℓ	41.5	319	18.00	26.0	23.0	5.58
ＳＳ	mg／ℓ	109	3,090	506	2620	81.0	510
構成比	T：(BOD：TOC：N：P)	26：20：1：0.07	11：11：1：0.09	27：7：1：0.03	6：0.9：1：0.04	1.7：1.0：1：0.005	1.3：1.4：1：0.03
	S：(BOD：TOC：N：P)	28：15：1：0.05	10：13：1：0.10	23：12：1：0.03	20：13：1：0.05	17：9：1：0.004	4：5：1：0.07
脱窒素速度	a：mg／hr／ℓ	0.207	0.182	0.401	0.223	0	0.165
ＴＯＣ消費速度	b：mg／hr／ℓ	0.204	0.165	0.420	0.449	0	0.135
b／a		0.99	0.91	1.05	2.01	0	0.82

Ｂ：含有量においては優れているが，その約５０％をＳＳに依存し，有機物量の割りに有効有機物量が少なく，構成比でＥに劣る。

Ｃ：含有量ではＥ，Ｆより優れているが，Ａ，Ｂには劣り，有効有機物量の約５０％はＳＳに依存している。

Ｄ：含有量はＣに近いが大部分をＳＳに依存し，構成比（Ｔ）がＥに劣る。

全ての廃水がＦより優れているもののＥに劣る項目を持つものもある。

一方，生物試験で，脱窒素速度を指標としてみた場合，全てＦより優れており，Ｃ＞Ｄ＞Ａ＞Ｂとなっている。

尚，ここに示された数値は，用いた脱窒素菌が各廃水に馴致されておらず確定的なものではない。しかし，活性汚泥からの分離培養をペプトンとカジトンを主成分とする培地で行なったため，各廃水における利用性の高い有機物の存在量を表わす指標としては用いられるものである。

5.3　まとめ

これらの結果を総合すると，有機性炭素源としての利用性は次のようにまとめられ，ＡとＢの廃水は利用の方向で検討する価値があるものである。

A（ビール製造廃水）：質，量ともに優れているものである。しかし，この廃水はビール麦の破砕片を多量に含み，これを分離しないと（分離は可能）用いられない。

B（イースト菌培養廃水）：量的には問題はないが質的に若干劣り，検討の余地がある。

C（製麺廃水）：可能性を秘めたものであるが，廃水量が少なく，その収集が困難である。

D（酒造廃水）：窒素の含有率が高く，廃水自体に季節的な変動があり利用性は低い。

6. 概　　要

1）亜硝酸菌と硝化速度との関係は，亜硝酸菌数が3×10^6 N／mℓ 以下では，比例関係にあった。しかし，それ以上の菌数での硝化速度の増加は，認められなかった（飽和活性亜硝酸菌数＝3×10^6 N／mℓ）。

2）亜硝酸菌の飽和生息菌数は，ＳＲＴが２０日以上あるとＭＬＳＳ，水温（１５～２８℃）に依存せず，2.3×10^6 N／mℓ 程度であった。

3）亜硝酸菌は，菌数が4×10^6N／mℓ（ＭＬＳＳ ３０００㎎／ℓ）以上であれば，２０日程度嫌気性状態下に放置しても影響がなかった。しかし，菌数が6×10^5 N／mℓ（MLSS ３００㎎／ℓ）では，約1／10に減少していた。

4）亜硝酸菌の比増殖速度の最適ｐＨは，7.2～8.5の範囲を示したが，比硝化速度の最適ｐＨは，約8.3であった。

5）亜硝酸菌の比増殖速度は，付着性物質の有無により，大きく影響を受け，付着性物質があった方が1.5～１１倍効果があった。

6）硝化に対する微量成分の効果（長時間培養法），Phosphate bufferは，亜硝酸菌の比増殖速度および比硝化速度に対し，約1.5倍（最適濃度１０ｍＭ程度）の促進効果を示した。しかし，Mg，Srは，共に効果がなかった。

7）実プラントでの脱窒素は，流入下水を利用する場合ＢＯＤ／Ｎ≧７，メタノールを利用する場合CH_3OH／Ｎ≧４でないと高率なものは得られなかった。

8）一段階硝化脱窒素法における脱窒素反応は次式によることが示された。

$$(1-K-L)BOD_5 = 1.90NO_3^-\text{-}N + 1.18 NO_2^-\text{-}N + DO$$

9）実プラントにおける硝化の温度係数は$\theta=1.109$であり，脱窒素の温度係数は流入下水を用いた場合$\theta=1.074$で，メタノールを用いた場合$\theta=1.094$であった。

10）脱窒素菌の飽和活性菌数と飽和生息菌数は一致したものであり，3×10^7 N／mℓ が示された。

11）一段階硝化脱窒素で運転している実プラントの活性汚泥中の微生物は，後生動物が少なく，Euglypha と Trinema を代表とする根足虫類が優占種であった。

12）ビール製造廃水とイースト菌培養廃水は，脱窒素に用いる有機性炭素源として，利用の方向で検討する価値がある。

参 考 文 献

1）１９７６年度　環境庁報告書

2）１９７７年度　環境庁報告書

3）Process design manual for Nitrogen Control U.S.EPA Technology Transfer

4）下水処理プラントの設計　野中八郎著

5）下水道講座－６　鹿島出版会

III　下水道事業調査費による研究

実用ネットワーク技術

III

1. 合流式下水道の改良に関する調査

下水道研究室　室　長　安藤　茂
研究員　中村栄一
工藤宏平

1. 調査の目的と必要性

わが国において古くより下水道事業を実施してきた都市においては，そのほとんどが合流式を採用して下水道整備を行なってきた。下水道は本来，都市域における雨水と生活汚水の排除をその役割としたものであり，その限りにおいては雨水と汚水を同一管きょで排除する合流式下水道は合理的であったと考えられる。しかし，生活様式の変化や水洗便所の普及などに伴う汚水性状の悪化は，雨天時における合流式下水道越流水による水質汚濁問題をより増幅させるものとなった。また，このような都市の多くが人口の増大や使用水量の増加に伴う下水管きょの容量不足を招いており，雨天時越流水に所定の希釈倍率を維持できない場合が増加している。

このような合流式下水道のもつ欠点を克服するため新しく下水道事業を開始した地域においては近年分流式を採用する場合が増加している。しかし，分流式下水道についても水域の水質保全という立場から２つの問題が指摘されている。１つは分流式雨水管の流出水がかなり汚染されている場合があること，他は汚水管に雨水が浸入するため結果的に合流式と同様な問題を引き起こす場合があることである。

以上のように，水質保全の面から見た場合にも合流・分流のいずれの方式にもそれぞれ得失があり画一的な評価はできないという認識が生まれているように考えられる。本調査の課題である合流式下水道の改良問題も，全体の考え方の変化に伴なってより総合的な把握を必要とする時期にきていると云えるであろう。

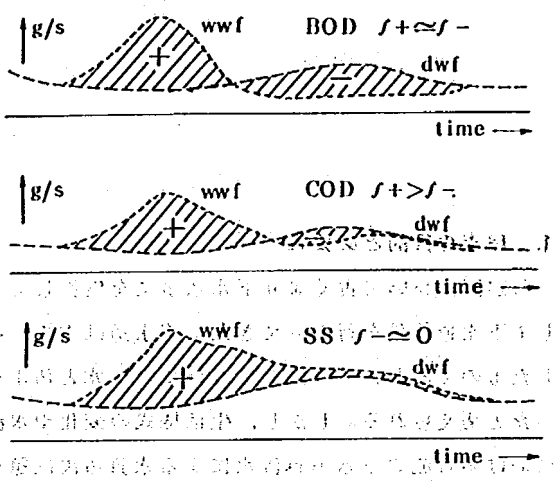
本調査は合流式下水道の改良計画策定に必要な資料を収集することを目的として昭和48年度より実施している。前述のように合流式下水道の改良問題は，分流式をも含めた下水道施設全体に対する考え方もしくは改良の方向と不可分の関係にあり，本調査においてもこれらの問題を含めて検討することを目的としている。

2. 昭和５２年度までの調査成果

①合流式下水道の雨天時下水水質特性として従来から言われていることは，流出初期に晴天時下水濃度を上回るような悪質な下水が流送され（First Flush），それが過ぎると希釈効果によって清浄な下水になるということであった。しかしながら，このような現象がすべての降雨時に見られるというのではなく，先行降雨条件，降雨強度，降雨パターンなどの因子がこの現象を大きく左右していることがわかった。また，同じような水文条件下であっても，排水区域の管渠特性

（流達時間，管渠勾配，管渠延長など）が異なれば，異なった水質特性を示すことがわかった。

②路面などの管渠系外に堆積している汚濁負荷が，雨天時合流式下水の水質に及ぼす影響の度合は，項目によって異なることがわかった。図－1は，ＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳについて雨天時の流送負荷量（ｇ／ｓ）と同時刻の晴天時流送負荷量とを比較したものであるが，ＢＯＤの雨天時負荷量のうち同時刻の晴天時負荷量を上回った量の合計（∫＋の分）と流出低減期に晴天時負荷量を下回った量の合計（∫－の分）とが等しく，ＣＯＤでは∫＋のほうが∫－よりも大きく，ＳＳでは∫－はほとんど０に等しいということがわかった。



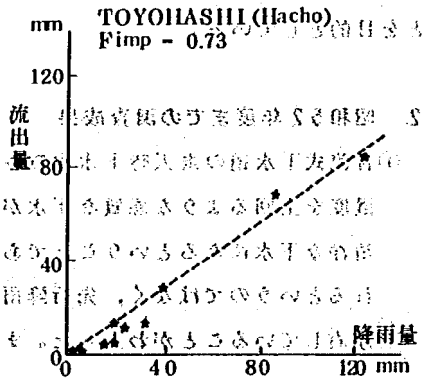
図－１　雨天時合流式下水道のＢＯＤ，ＣＯＤおよびＳＳの負荷量特性の比較

管渠外堆積物からの流送汚濁負荷総量は（∫＋）－（∫－）で表わされるから，結局ＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳの三者の中では，ＳＳが管渠外堆積物の影響を最も受け易く，次いでＣＯＤ，そしてＢＯＤになるとほとんどその影響を受けないということである。

③従来考えられていた稀釈というのは，晴天時分の負荷量しか流送されていない所に，雨水流出水という水量が晴天時下水量に加わるため濃度の低下が起ると考えられていたが，図－１を見てもわかるように濃度の減少は必ずしも水量増だけではなく負荷量も減少している場合があるということである。また，濃度が晴天時下水のそれよりも減少したからといって必ず負荷量までもが減少するというわけではなく，とくにＳＳについては負荷量面からみたら雨天時下水は常に晴天時の負荷量を上回っている傾向にあると言ってよい。

④分流式下水道の雨水渠から流出してくる雨天時下水についても，First Flush が認められる場合があり，汚濁負荷の流送特性は合流式の雨天時下水でも分流式の雨水流出水でも大きな差異はないことがわかった。

⑤雨水の流出特性のうち雨水流出率（流出量／降雨量）については不浸透面積率と非常に密接な関係があることがわかり，雨水流出率＝不浸透面積率としても，年間降雨量から年間流出量を求める場合には大過ない（図－２）。ただし一降雨からの流出量を求める場合には，小降雨の場合の凹地貯留損失，大降雨の場合の浸透域からの流出が各々流出率に無視し得ない影響を及ぼすので，凹地損失，浸透損失を組み込んだ有効降雨モデルを考える必要がある。都市域の場合には凹地貯留損失容量としてＤimp≒２mm，Ｄp≒６mm，最終浸透能として１０mm/hrという値が通常である。



図－２　降雨量と流出量の関係

⑥現在合流式下水道で整備を進めている指定都市の多くは，遮集管容量／晴天時時間最大下水量の比率，即ち希釈倍率が2を下回っており，この結果雨水流出量の60％以上が雨水吐室，雨水ポンプ場から未処理下水として放流されている。通常の都市の時間最大下水量は1mm/hrであり，常識的な希釈倍率の3を維持することが出来れば雨水流出量の80％以上を処理場に輸送することが可能である。

⑦図－1に示すプラス側の負荷量 y (kg/ha) を，ひと雨雨量R，降雨継続時間T，先行降雨量から推定することが可能で，総有効雨量 Σr_e，平均有効降雨強度 $\bar{r}_e$，先行降雨係数APFを用いて

$$y = a \cdot \Sigma r_e + b \cdot \bar{r}_e + c \cdot APF + d$$

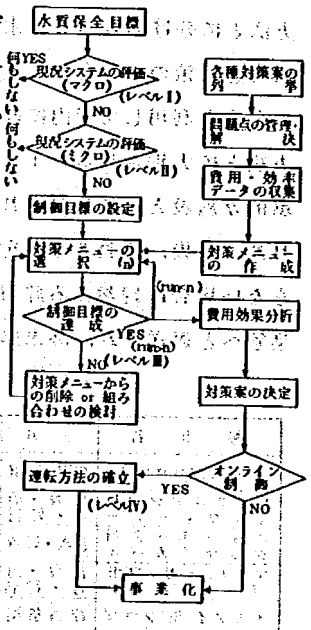
という重回帰式によれば0.8～0.9以上の重相関係数が得られる。

⑧滞水池の運用方法は，雨水沈殿池型のものより，初期流出のみを一時的に貯留するカットオフ型のものの方が大きな放流負荷削減効果を期待することが出来る。

3. 昭和53年度の調査成果

3.1 合流式下水道対策プロセスと制御目標の考え方

合流式下水道対策の立案プロセスの中で，雨水および汚濁負荷流出モデルがどのような位置づけをされるか明確にするため立案プロセスとして考えられる一例を図－3に示してある。この例は水質保全を主眼点としているので簡単であるが，完全な形の立案プロセスには浸水問題の解決という目標も同時に組み込まれるので複雑なプロセスになることが予想される。レベルⅠでは，現況の合流式下水道システムから放流される水量と負荷量を各地点で，年単位で算出し，水質保全計画での許容負荷量に適合するか否かを検討する。レベルⅡでは，レベルⅠで行ったことをより詳細に行うのであるが，レベルⅠが年間降雨量というマクロな水文データを使用するのに対し，レベルⅡはひと雨雨量，降雨継続時間，先行降雨条件などのややミクロな水文データを最低でも1年分必要とする。レベルⅢは選択された対策案をモデル内部に組み込み，Δt の時間ステップ毎に懸案地点の流量，負荷量を算出し，各地点における時々刻々の放流水量，放流負荷量を求めて制御目標が達成されるか否かを検討する。レベルⅣは完全な予測モデルであり，雨量計とか水位計からの入力を短時間に処理して複数地点での流量，負荷量を予測しオンライン制御の対策の場合に使用する。



図－3 合流式下水道対策の立案プロセスの一例

水質保全目標は外部から与えられるものであって検討の余地は無いが，制御目標は合流式下水道の管理者が設定するものであり，費用効果，費用便益などと同時に他の地域の下水道進捗状況なども勘案して決められる。ところで，今までの合流式下水道問題の提起のなかに，雨天時放流水が排水基準に違反しているというのがあり，このような問題提起に対する解答として単に排水基準を遵守するといった制御目標を設定することも考えられる。しかしながら，現段階で雨天時の合流式下水の水質を予測することは非常に困難なことであり，現在あるモデルの精度を考えるとこのような使用には ま

だ無理がある。合流式下水道と同様に雨天時の排水基準に抵触するような施設として浄水場があるが，浄水処理施設の整備基準は一般的には年間日数の９５％まで処理出来るような施設ということになっている。合流式下水道の場合には，常時雨水吐室あるいはポンプ場から放流があるわけではないから晴天時を含めて年間日数の何％という制御目標は妥当ではあるまい。雨天時をベースとして年間降雨日数あるいは回数，総雨量，総流出量などの値に対して何％までは越流させない，あるいは越流が生じてもそれは排水基準を満足したものである，という制御目標の掛て方が当面妥当なものと云えよう。さらに，時々刻々に雨天時下水の水質を予測することは困難としても，昨年度に報告したレベルⅡのモデルではひと雨時の総流出負荷量をかなりの精度で予測可能であり，負荷量ベースで制御目標を設定することも一考に値しよう。いずれにせよ，効果の測定方法，便益の考え方，評価法の開発は今後の課題と云えよう。

3.2. 一時貯留池の検討（容量決定の事例調査）

合流式下水道からの雨天時越流水による放流先の水質汚濁を防止する方法の一つとして排水区域のどこかに一時貯留池を設けることが挙げられている。貯留法は一般に降雨が降った現地で貯留する（on-site）方法と何らかの集水施設を利用して適当な場所まで雨水を輸送して貯留する（off-site）方法とに分けられる。下水道施設としての一時貯留池は調整池のような下流水路の未整備によって洪水防止対策の一つとして義務付けされる場合を別にすれば，一般にはoff-siteのものであり，管渠の余有を利用して管内に貯留（in-line storage）する方法と管渠外に貯留（off-line storage）する方法とに大別される。１９３３年に米国のオハイオ州コロンバスに，一時貯留のための雨水沈殿池が先駆的な施設として建設されて以来，いくつかの沈殿をも兼ねた貯留施設が各地に建設されているが，目的，規模，建設費などをまとめてみると表－1のようになる。沈殿型式であっても，池が満杯にならない場合は純然たる貯留施設であり，降雨休止後に流下下水量が一定値以下になれば貯留下水は遮集管へと返送され，終末処理場に輸送される。

表－1 一時貯留池の実例

都市名	型式	目的	規模 (m³) ( )内は (mm)	建設費 (ドル：円/m²)
オハイオ州コロンバス	沈殿・貯留	沈降性固形物・目障りな浮遊物の除去	12,000 9,900	43.5 15.9
ウィスコンシン州ミルウォーキー	沈殿・消毒・貯留	放流負荷量の削減（とくにファーストフラッシュの制御）	14,800 (7.8)	131.9 (消毒施設含)
ニューヨーク州ジャマイカベイ	沈殿・貯留	放流負荷量の削減，消毒（放流先が水泳場）	87,000	242.8
マサチューセッツ州ボストン	沈殿・消毒・貯留	雨天時越流水を接触時間３０分以上で滅菌消毒，固形物除去	4,900	1250 (ポンプ場・消毒施設含)
イリノイ州シカゴ	貯留管渠	はんらん防止，越流防止	全体１億4,500万m³ (140)	63.3
ワシントン州シアトル	(管内)貯留	放流負荷量の削減	121,300	60.7
ミネソタ州ミネアポリス	(管内)貯留	放流負荷量の削減		(総費用300万ドル)
ミシガン州アウントクレメンス	貯留	放流負荷量の削減，消毒（放流先が水泳場）	72,000	
ウィスコンシン州チッパワフィールズ	沈殿・貯留	はんらん防止と放流負荷量の削減	13,200 (3.6)	68.6
西ドイツ・ボン	沈殿・貯留	放流負荷量の削減		
横浜市	沈殿・貯留	ショックロードの軽減と分流式よりも小さな放流負荷量	23,000 (6.5)	
一宮市（愛知県）	貯留(オンサイト)	はんらん防止（既設合流管渠の容量不足の補充）	2,450 (2.0)	26,500
大阪市	貯留管渠	はんらん防止（既設遮集管への逆流防止）と放流負荷量の削減	約146,000 (2.9)	
大和郡山市（奈良県）	貯留	雨天時越流水基準（上乗せ）遵守	17,000 (7.7)	16,000

今までの事例から，合流式下水道の雨天時越流水対策としての一時貯留池は，沈殿池としての機能を重視した沈殿池型のものと，いわゆる初期流出のカットを重視した貯留（滞水）池型のものとの2つに大別することが出来る。さらに沈殿池型のものは，塩素混和池としての機能も持たせる場合があるが，滞留時間と接触時間との時間の大小を考えると，混和池として使用する場合の貯留池容量に対する制約は十分満たされており，沈殿池型のものは単に沈殿という機能から容量を決定して構わない。

3.2.1. 沈殿池型の容量決定法

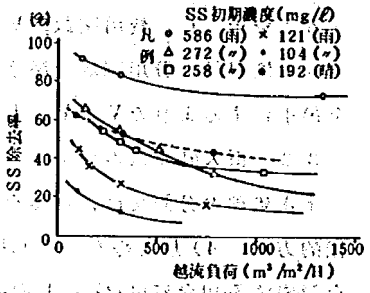
貯留池を沈殿池として使用する場合に設計者が決定しなければならない条件は，1)滞留時間あるいは除去率，2)計画流入量などであるが，雨天時下水を流出波形そのままの形で沈殿池に導く場合には滞留時間が一定ではないので，除去率の推定は困難である。そこで最も初期の段階で採用された方法は，貯留池流入量Qを晴天時下水量（DWF）のn倍とし，滞留時間をTと設定して必要容量Vを定める方法で

$$V = n \cdot DWF \cdot T \quad \cdots\cdots ①$$

によって容量の決定が行われた。少し時代が下がると，実測降雨あるいは適当な確率年の計画降雨から雨天時流出量を計算し，懸案地点における越流ハイドロ→ピーク流出量に対する沈殿除去率rの設定→必要滞留時間T→容量決定というプロセスで必要容量Vの決定が行われた。雨天時下水を沈殿処理した場合，滞留時間と除去率の関係は初期濃度によって大きく左右され（図－4），r～Tの関係をどの辺に設定するか，すなわちピーク時の濃度がどの程度のものかを知っておかなければ沈殿池の効果を正確に把握することは出来ない。必要滞留時間Tを定めれば

$$V = Qp \cdot T \quad \cdots\cdots ②$$

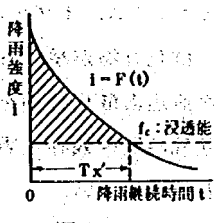
によって必要容量Vが決定出来る。



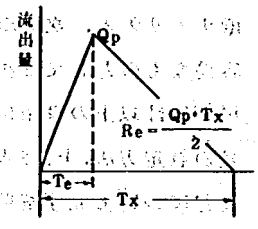
図－4 除去率と越流負荷の関係

3.2.2. 貯留（滞水）池型の容量決定法

一定の確率年の降雨強度と降雨継続時間との関係は図－5の実線のようになるが，降雨強度iが最終浸透能を上回る時間は，降雨継続時間tがt＜Tx'にあるときで，この間の流出量ReはRe＝$\int_0^{Tx'}(i-f_c)dt$（図－5の斜線部）と表わせる。一方合理式によってピーク流出量Qpを求めれば図－6よりRe=Qp・Tx/2であるから流出時間Txが求まり，希釈倍率がnのときの越流量Vは



図－5

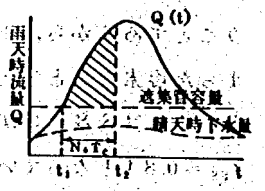


図－6

$$V = Re - (n-1) \cdot DWF \cdot Tx \quad \cdots\cdots ③$$

によって求まる。このようにして求めた越流量が即ち必要貯留量であり，最も初期の段階の容量決定法と云える。同様に計画降雨を使用して必要容量を求める方法があるが，その方法は計画降雨から計画流出量を求め，越流が始まる時刻t_1から流達時間のN倍までの時刻t_2までの越流量を貯留するという考え方である（図－7斜線部）。雨天時流量は雨水流出量に晴天時下水量を加えたものであり，必要貯留量Vは次のようになる。

$$V = \int_{t_1}^{t_2}(Q(t)-n \cdot DWF)\,dt \quad (t_2-t_1=N \cdot Tc) \quad \cdots\cdots ④$$



図－7

以上の方法は計画降雨を設定するところに従来の管渠設計の思想が残っているが，それ以降の考え

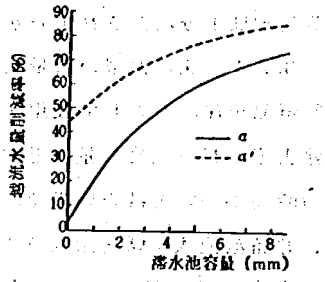
方は数年間の実測降雨データから連続流出シミュレーションを行い，

α＝計画越流総量／現在越流総量，α'＝計画越流総量／雨水流出総量

をある一定値以下に抑えるという方法がとられている。さらに汚濁流出シミュレーションも組み込み

β＝計画越流負荷量／現在越流負荷量，β'＝計画越流負荷量／雨水流出負荷量

を一定値以下に抑えるという方法をとっている都市もある。ある都市を対象にして行ったシミュレーションでは，α, α'と貯留池容量Vとの関係は図－8のようになっており，αあるいはα'を設定しさえすれば必要貯留量が決定出来る。最近提案されている方法の一つに合流式下水道を一つのシステムとして考え，システム全体から雨天時に放流される負荷量を一定値以下にするための稀釈倍率，貯留容量，処理能力の最適組み合せを見出すというのがある。つまり，貯留池，増設遮集管，増設処理施設の建設費，維持管理費の費用関数を作成し，一定制約条件下で



図－8　越流水量削減率

$$Z = C_1(V, v) + C_2(D, L) + C_3(Q, q) \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots ⑤$$

Z：費用，C：費用関数，V：貯留池容量，v：貯留量，D：管径，L：管長，Q：処理能力，q：処理量（費用関数の添字は1：貯留池，2：遮集管，3：処理施設）

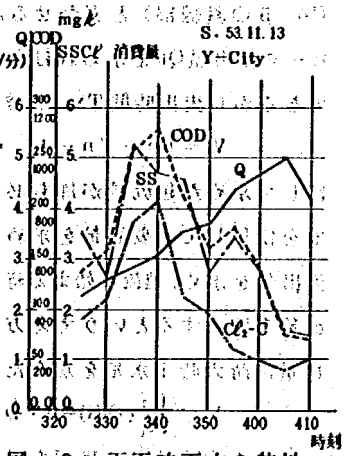
を最小にするようなV，D，L，Qの組み合せを求め，Vを決定するものである。

3.3　雨天時下水の消毒

下水処理の分野では，消毒を行う最も一般的な方法として1）化学的酸化剤，2）物理的方法，3）機械的方法，4）放射線などを利用することが挙げられている。合流式下水道からの雨天時過剰越流水を消毒する場合には2）～4）の方法は用地の問題，維持管理の問題が非常に大きな問題として残っているのでその適用は困難であろう。化学的酸化剤として通常使用されているものは，塩素，次亜塩素酸ナトリウム，次亜塩素酸カルシウム，オゾンなどであるが，比較的安価で毒性も高く，また取扱いが容易なものとしては次亜塩素酸化合物が挙げられる。雨水吐室あるいはポンプ場において消毒を行う場合には以上の理由により次亜塩素酸化合物を消毒剤として使用するのが最も適しているが，a）注入量の設定方法，b）注入量～接触時間～残存大腸菌群数の関係，c）残留塩素の毒性（許容残留塩素濃度）などについて先ず解明されねばならない。

3.3.1　雨天時下水の塩素消費量特性

注入量を設定する場合の一つの目安として塩素消費量があるが，接触時間を15分としたときの雨天時下水の塩素消費量パターンの一例を図－9に示す。定義的には残留塩素を生ずるまでに要した塩素量ということであるから，下水中の何らかの物質と吸着あるいは反応してしまった塩素の量と考えられる。それ故，塩素消費量のパターンはCODあるいはSSとの関係が密接であり，図－9の場合には$r_{COD}=0.9$，$r_{SS}=0.84$となっている。雨天時下水の場合には，塩素消費量をy（mg/ℓ），流量をQ（m³/sec），流出が開始してからの累積流量をV（mm）とすると



図－9　雨天時下水の特性

$$y = a \cdot Q + b \cdot v + c \quad \cdots\cdots ⑥$$

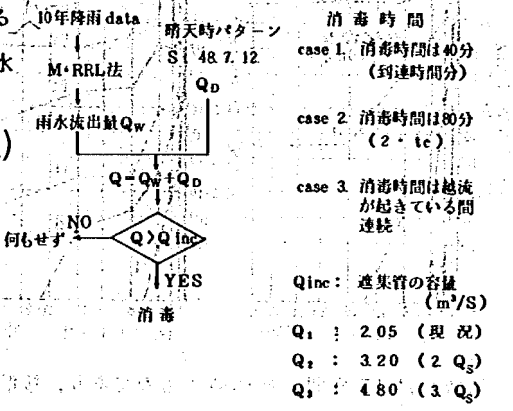
あるいは

$$y = a \cdot Q + b \cdot \exp(-k \cdot v) + c \quad \cdots\cdots ⑥'$$

という回帰式で塩素消費量を予測することが可能である。上式は掃流力を表す第1項，残存量を表す第2項および誤差項から成り立っており，ＣＯＤ，ＢＯＤ，ＳＳなどの有限負荷量の流送特性を表す式として使われている。塩素消費量もＣＯＤ，ＳＳと似かよったパターンを示すわけであるから，⑥あるいは⑥式で回帰する根拠については説明を要すまい。Ｙ排水区の場合，⑥式を用いると$a=0.354$, $b=-0.207$, $c=0.828$, m.c.c. $=0.80$となるので

$$y = 0.354 \cdot Q - 0.207 \cdot V + 0.828 \quad \cdots\cdots ⑥'$$

で塩素消費量の予測を行って必要塩素量に関するシミュレーションを行った。流量は１０年間の降雨データをもとに，修正ＲＲＬ法で流出量を計算し，これに晴天時下水量を加えるという方法で求めた。図－10にシミュレーションプロセスとその条件を記してあるがこの結果表－２のような必要塩素量および消毒対象下水量が求まった。



図－10 シミュレーションプロセスおよびその条件

表－２ 必要塩素量と消毒下水量（上段：塩素量1 kg/年，下段：消毒下水量10^3 m³/年）

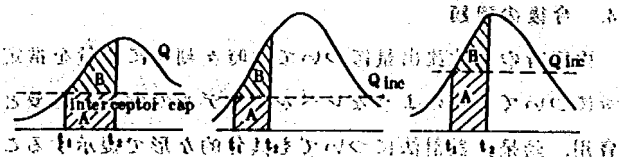
	CASE1	CASE2	CASE3
Q1	1531.3	2952.6	7437.0
	173.32	421.13	2249.8
Q2	1658.4	3112.9	5524.2
	173.32	382.56	1319.8
Q3	1755.0	2960.9	4208.6
	164.16	317.93	808.54

遮集管容量（希釈倍率）を増大していってもＣＡＳＥ１，ＣＡＳＥ２では必要な塩素量が減少していない。これは図－11のようなハイドロを対象とした場合，$t_1 \sim t_2$の時間内で消毒を行うとしても実際に消毒が必要な部分Ｂのみを消毒することは接触時間の関係で無理があり，越流堰の上流側でしかも適当な接触時間を保持できる位置で消毒剤の注入を行うためＡ＋Ｂの部分の消毒が行われることによる。それ故図－11－1と図－11－2との場合を比較すると，後者のほうが希釈倍率が高いにもかかわらずＡ＋Ｂの部分の和が大きくなるので場合によっては必要塩素量も増加してしまうことになる。

市販の次亜塩素酸ナトリウム溶液は，ρ（比重）$=1.238$, Eff.Cℓ, W/V＝16％で単価は約26円/kgであるから塩素１kg当りの費用は$C_1=(1/0.16)\times 1.238\times 26 \fallingdotseq 201.2$円，従ってＹ排水区において雨天時越流下水の消毒を行うとすれば年間３１万円～150万円の薬品代が必要になる。Ｙ排水区の排水面積は約５４０haであるから単位面積当りの薬品代C_2は

$C_2 \fallingdotseq 574 \sim 2777$円/ha/年

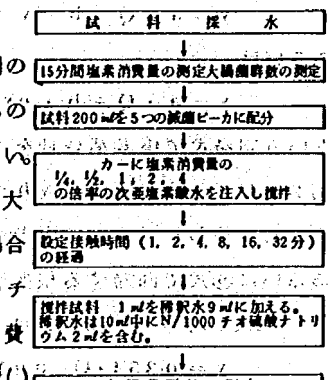
ということになり，費用の面からは妥当と思われるが効果の検討を十分行う必要がある。



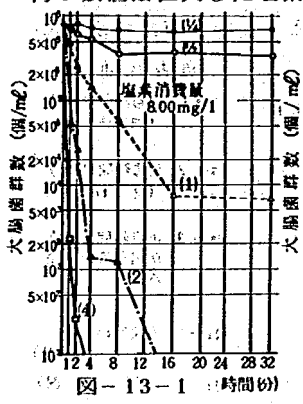
図－11－0　図－11－1　図－11－2

3.3.2　雨天時下の消毒実験

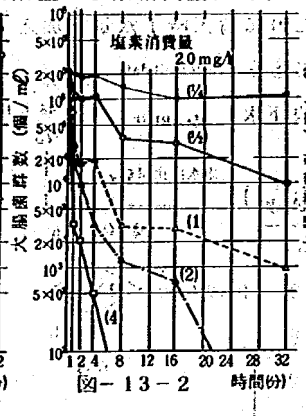
雨天時下水を消毒する場合に考慮しなければならない因子は，消毒剤の注入量，接触時間，温度，生存している大腸菌群数などであり，これらの関係を明らかにしておかなければ消毒による雨天時下水の制御は出来ない。そこで図－12に示すプロセスで塩素注入量，接触時間と生存している大腸菌群数の関係を調べる実験を行った。設定した接触時間を経過した場合には早急に塩素の毒性を取り除くため，稀釈水にはあらかじめ大過剰のチオ硫酸ナトリウムを加えておいた。図－13－1～図－13～6は各塩素消費量時における注入量，接触時間，生存大腸菌群数の関係を示したもので()内の数値は注入した塩素量の塩素消費量に対する倍率を表している。塩素消費量は15分間の接触時のものであり，接触時間が15分を経過した場合には注入量が1倍以下の倍率の検体においては残留塩素が無く，消毒は起こっていない。また塩素消費量が小さい場合には，2倍量，4倍量の検体でも消毒効果の発現がゆるやかであり，最終的には残留塩素が無くなって消毒が起こらなくなる可能性がある。現在大腸菌群数に関する排水基準は3000個/mℓ以下ということになっているが，すべての越流水に対してこの基準を遵守することは現時点では不可能であろう。オーダーを一つ下げるといった暫定的目標を掲げる必要がある。



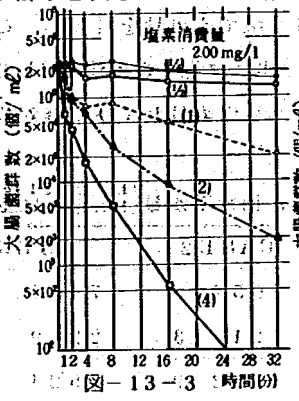
図－12　消毒実験プロセス



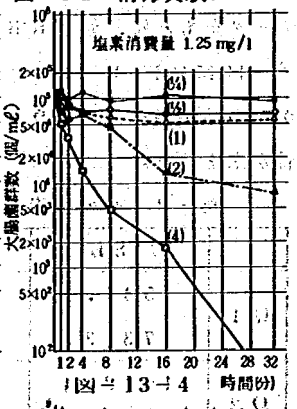
図－13－1



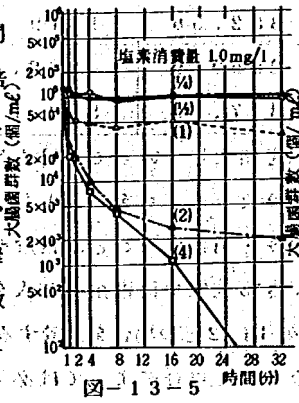
図－13－2



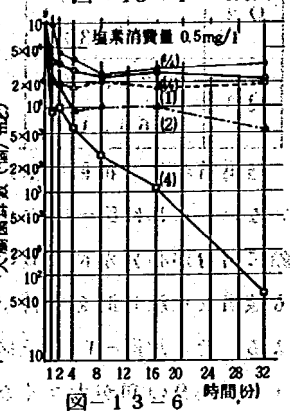
図－13－3



図－13－4



図－13－5



図－13－6

4.　今後の課題

雨天時の雨水流出量については時々刻々に流量を推定することができるが（レベルⅢ），汚濁負荷量についてもこのようなレベルⅢモデルの開発が必要となっている。また，各種の対策案についての費用，効果，設計法についても具体的な形で提示することが必要であり，広範な現場実験による検証が早急に行われなければならない。

2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査

下水道研究室　室　長　安藤　茂
石田淳子

1. 研究の目的と必要性

薬液注入工法は過去十数年に亘り，土木建築工事現場において簡便な地盤改良工法として，止水や地盤強化の目的のため数多く実施され，建設工事に多大の貢献をなして来た。ちなみに我国における薬液の年間使用量をみるとピークとみられる昭和４８年度には実に霞ケ関ビル一杯分強に相当する60万m^3にも達する量が地盤中に注入されている。

しかし，昭和４９年福岡県新宮町においてアクリルアミドモノマーを用いた薬液注入工事に起因するとみられる疾病患者が工事現場付近の井戸水を飲んだ市民の中から出現し，大きな社会問題となった。事態を重視した建設省は「薬液注入工法による建設工事の施工に関する暫定指針（昭和４９年７月）」を定め，とりあえず水ガラス系以外の薬液の使用を原則的に禁止するとともに，注入工法実施時における地下水監視等を義務づけ，爾後，充分な検討を重ねた上で「本指針」の策定を図ることとした。これは当時，薬液注入工法に関する調査研究資料で，薬液の有害性や環境への影響を追跡・評価したものは皆無に等しく，薬液注入工法と地下水汚染との因果関係を明らかにできるような資料に欠いていたためである。

本調査は，こうした欠足部分を補ぎなって，暫定指針を本指針にするための基礎資料を提供することを目的としている。

2. 昭和５２年度までの調査成果

本調査は昭和５０年度から開始したものであるが，昭和５２年度までに，主要薬液（水ガラス系，尿素系，アクリルアミド系）を用いて，室内実験，横型モールド実験，現場実験を行ない，各種薬液の固結特性，再溶出特性，地盤中での挙動特性（吸着，抽出，生物分解，拡散特性）を検討するとともに，薬液が固結せずに１００％地下水中に拡散した場合に地下水を汚染しうるポテンシャルの測定，地下水々質の合理的監視方法に関する検討を実施した。この結果

(i) 薬液の固結性については

(i) 薬液に含まれる化学成分には反応してゲルを形成するものとゲルを形成しない成分があり，前者は流出することが少ないが後者は流出することがある。従って固結率は化学成分によって異る。

(ii) 地下水流速が極端に早いと薬液の固結率は低下するが，通常の地下水流速ではその影響はない。

(iii) 薬液によっては若干希釈されても固結するものがあり，この時固結範囲は広がる。

(iv) ゲルタイムが長い程，また地盤の間隙率が大きくなる程，各成分の流出率は大きくなる。

(v) カルサイト混入地盤では尿素系薬液の固結性が，ゼオライト混入地盤ではアクリルアミド系薬液の固結性が悪く，薬液の固結性は地盤の化学特性に左右される。

(2) 再溶出特性については

(i) 薬液の化学成分によって再溶出する割合は異なり，ゲル形成々分はほとんど再溶出しないが，非形成々分は再溶出することがある。

(ii) 同一成分でも，再溶出現象には短期的なものと長期的なものの二つがあるようである。

(3) 地盤中での挙動については

(i) 薬液中の化学成分は土壌の吸着作用を受ける。一般的に粘土は特にNa，Kなどの金属成分を吸着しやすく，成分濃度が高い程，吸着量も大きい。有機物等は吸着されることが少ない。

(ii) 薬液の化学成分は土壌中の化学成分を抽出する。水ガラス系のアルカリ成分は土壌中の腐植質と結合している鉄を抽出し，尿素系の酸成分が，金属類を抽出することがある。

(iii) 薬液中の有機化学成分は，土壌中，地下水中の微生物の働きによって分解消滅し，一般に地下水々質が悪い程分解は進みやすい。

(4) 拡散特性については

(i) 薬液は地下水流に乗って縦方向には希釈されるが，密度が大きいため，密度流を起しやすい。

(5) 薬液の汚染ポテンシャルについては

(i) 水ガラス系薬液（中性水ガラス等を除く）には薬液1ℓ当り，Naが25～35g，SiO_2が100～140g，$KMnO_4$消費量が20～90g程度含まれている。

(ii) 中性水ガラス系薬液には薬液1ℓ当り16～50gのNa，40～70gの硫酸根，65～140gのSiO_2が含まれている。

(iii) 尿素系薬液には薬液1ℓ当り7～25gの硫酸根，165～390gの$KMnO_4$消費量が含まれている。

(iv) アクリルアミド系薬液1ℓ中には190g程度の$KMnO_4$消費量が含まれている。

(6) 地下水監視方法の合理化については

(i) 中性水ガラス系薬液による汚染を監視する場合にはpHだけでは不完全で，他に電気伝導度等の指標を別途に用い保証を図る必要がある。

(ii) pHの測定には公定法のガラス電極法のほかに比色法が簡易法として使用できそうだがpH試験紙法は信頼性が低い。

(iii) 検水100mℓ当り，1/100規定$KMnO_4$溶液4mℓを添加すれば，10分間沸とう加熱後の着色の有無で，$KMnO_4$消費量が基準値10mg/ℓを越えているか否かを判断することができ，簡易な監視手法として応用が可能である。

(7) 現場注入実験については

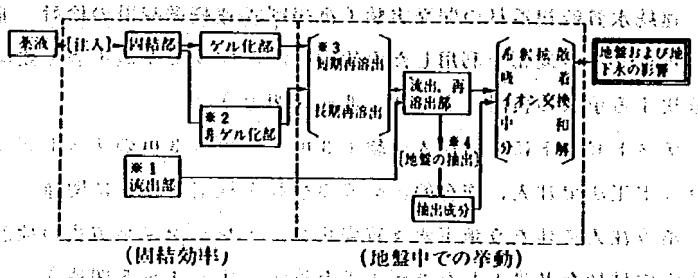
(i) ストレーナー注入により，充分に管理された方法で注入を行なえば，2～3mの至近距離であっても地下水々質に影響を及ぼすことはない。

ことなどがわかった。このほか，一つの河川流域を対象として地下水々質の実態を調査し，非感潮部での電気伝導度が50～300μU/cmの範囲にあることなどを確認した。

3. 昭和53年度の調査成果

3.1 調査の概要と各実験の位置づけ

本調査は，①薬液が地盤中に注入された後，どの様に挙動して地下水に影響を与えるか，という点と，②その薬液の地下水への影響をどのように監視すれば良いか，という点の2つ事項の解明が中心となって構成されている。このほか，③影響をどの様に評価し，対応するかなどの検討もある。①は謂わば汚染機構の問題であり，②は監視体制確立の問題である。このうち，汚染機構については，おおよそ図1のような経路が考えられるので，これに沿って調査実験を行ない，③については基礎的な資料の収集を現地調査や室内実験で実施している。これまで実施して来たものを含め，調査実験項目をまとめると表1の様になる。



※ 1. 流出部とは注入時に希釈等により固結せずに流出する部分。
※ 2. 非ゲル化部分とはゲル中に閉じこめられた未反応部分。
※ 3. 短期再溶出とは尿素系の硫酸の様に固結物を形成しない物質の再溶出，長期再溶出とはゲル生成々分の再溶出をいう。
※ 4. 抽出とは流出または両溶出した薬液成分の化学的作用によって地盤中の有機物や金属を溶解させる現象である。

図1 地盤中における薬液の挙動の模式図

表1 地下水への影響と監視体制に関する主要調査項目

(Ⅰ) 汚染機構の解明に関する調査項目	(Ⅱ) 監視体制の確立に関する調査項目
1. 薬液の固結特性又は流出特性（完）	1. 薬液の潜在的汚染ポテンシャルの把握（継）
2. 固結部からの薬液成分の再溶出性（補）	2. 非汚染実際地下水の水質値の把握（完）
3. 地盤成分と薬液成分の化学反応（補）	3. 合理的地下水監視方法の確立（継）
4. 薬液成分の生物学的分解特性（完）	(i) 観測井の配置方法と構造，監視頻度
5. 薬液成分の運動機構（継）	(ii) 監視項目と測定方法，サンプリング方法
6. 特殊注入形態における諸特性（完）	4. 水質分析方法の検討とその簡易化（完）
7. 固結物の物性の検討（新）	5. 地下水々質自動監視法の開発（継）

（注）表中，完：過年度迄に概成，継：過年度に着手し本年度も継続中，新：本年度より着手
補：過年度迄に概成したが本年度，補足的に再調査

過年度来，これらの各項目を解明・確立するため，室内実験，横型モールド実験，テストピット実験，実態調査，現場実験等を進めているが，本年度は，過年度に引き続き，次の様な調査実験を実施した。

(1) 薬液主要材料の有害汚染ポテンシャルの測定（無機性材料中の有害金属類の分析　Ⅱ－1関連）
(2) 固結部の物性に関する基礎的検討（反応条件，溶出の前後でゲルの構造がどのように異なるかを電子顕微鏡などで検討　Ⅰ－7関連）
(3) 再溶出に関する補足実験（溶出量と固結部表面積の関係の精査　Ⅰ－2関連）
(4) 薬液の希釈拡散に関する基礎実験（土中における分散係数の測定　Ⅰ－5関連）
(5) 吸着に関する補足実験（ジャーテストとカラムテストの関係の検討　Ⅰ－3関連）
(6) 観測井ケーシングの水交換性の比較実験（各種ケーシングの水交換性の相対的比較　Ⅱ－3関連）

(7) 連続水質監視器材の開発実験（汲揚げ式連続監視計の検討　Ⅱ－3関連）

(8) 電位分布の変化を利用した面的監視法に関する基礎実験（観測井を設けずに地下水々質の異常を監視する手法の検討　Ⅱ－3，Ⅱ－5関連）

(9) テストピットによる注入実験（3m×3m×3mのテストピットに細砂を充填し，尿素系薬液をロッド工法で注入，総合的に薬液の挙動を検討，全般に関連

(10) 薬液注入に伴なう地下水々質変化シュミレーション方法の検討（既往実験結果を整理し，2次元非定常拡散を基礎としたモデル式を策定，Ⅰ－1～5関連）

これらの調査項目のうち，(3)～(5)については過年度に実施した実験を補足するものであり，紙数にも限りがあるので省略し，本稿では，その他の項目について要約的に述べておくこととする。

3.2 薬液主要材料の有害汚染ポテンシャルの測定

3.2.1 実験の方法

〔対象とした薬液材料〕 現在，実際の工事で良く用いられている注入用薬液材料のうち，水ガラス，アルミン酸ソーダ，リン酸などの鉱物系由来の材料を対象とした。

〔測定した水質項目〕 T-Hg，Pb，Cd，As，T-Crについて分析を行なった。

〔測定方法〕 材料を所定の濃度範囲に溶解，希釈し，妨害物質を除去した後，原子吸光々度法で分析した。

表2 主要材料の有害成分含有量分析結果

材料名	項目 (mg/kg)				
	T-Hg	Pb	Cd	As	T-Cr
JIS3号水ガラス (1)	＜1	3.3	＜1	＜1	＜1
〃 (2)	＜1	3.2	＜1	＜1	＜1
〃 (3)	＜1	3.2	＜1	＜1	＜1
粉末アルミン酸ソーダー	＜1	2.4	＜1	＜1	＜1
液状アルミン酸ソーダー	＜1	1.5	＜1	＜1	＜1
75％リン酸	＜1	1.5	＜1	＜1	＜1
重炭酸ソーダー	＜1	1.5	＜1	＜1	＜1
重炭酸カリウム	＜1	＜1	＜1	＜1	＜1
グリオキザール	＜1	＜1	＜1	＜1	＜1
硫酸マグネシウム	＜1	1	＜1	＜1	＜1
エチレンカーボネート	＜1	＜1	＜1	＜1	＜1

3.2.2 実験の結果と考察

測定の結果を，原材料1kg中に含まれる重量（mg）に換算して，表2に示す。Pbを除いて，いずれも1mg以下であり，純度的に考えれば10^{-6}以下となっており，また，原材料を25％程度以下に薄めて使用することを考えれば，Pbについても，有害成分についてはまず問題ないと考えて良いように思われる。

3.3 観測井ケーシングの水交換性比較実験

地下水々質の監視は観測井を設置して行なわれているが，削孔後の土砂崩壊を防止するためのケーシングは水の交換性の高いものであることが大切である。現状では硬質塩ビ管に孔をあけたりスリットを切ったストレーナーを用いている例が多いが，強度的な制約もあって開孔率の小さなものが多く水の交換機能は2義的に見られている。そこで各種ストレーナーの水の交換性を比較検討してみた。

3.3.1 実験の方法

図2に示す様に，実験水槽の中心部に攪拌プロペラを設置し，ストレーナー材設置位置に比較用のストレーナーをセットし，一定の攪拌力を与えて槽内の水の流れを定常状態にした後，密度が1に近い電解質溶液（NaCℓ 16％W/V液）を中心部に1分間をかけて0.5ℓ滴下し，ストレーナー内外の電気伝導度の変化を経時的に測定した。実験に供したストレーナーは表3に示す様にスリット型4種，丸穴型

4種，網状多孔管8種（うち4種は布等で被覆）の計16種で，スリット形と丸穴形の形状寸法は図3に示す様なものとした。水槽内の水量は約57ℓ，水流流速は1～2cm/s程度であった。

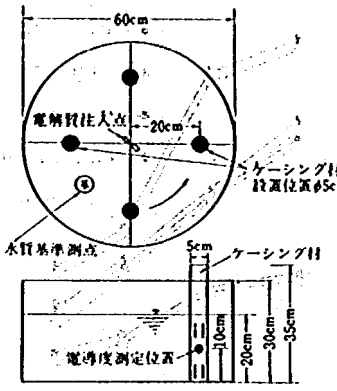


図2　ストレーナの水交換性比較実験装置

表3　供試ストレーナ材の種類

記号		高さ方向		円周に対して
スリット型	S-1-4	2	幅1mm	4コ
	S-1-8	2	幅1mm	8コ
	S-2-4	2	幅2mm	4コ
	S-2-8	2	幅2mm	8コ
丸穴型	E-3-4	4	φ3mm	8コ
	E-3-7	7	φ3mm	8コ
	E-5-4	4	φ5mm	8コ
	E-5-7	7	φ5mm	8コ
網目状多孔管	N-1	「網目状多孔管」(A社)		
	N-2	「網目状多孔管」(B社)		
	N-3	「網目状多孔管」(C社)		
	N-4	「網目状多孔管」(D社)		
	N-1-布	「網目状多孔管」(A社)に厚手の布をまいたもの		
	N-1-ネット	〃	(A社)にネットをまいたもの	
	N-2-布	〃	(B社)に厚手の布をまいたもの	
	N-2-ネット	〃	(B社) にネットをまいたもの	

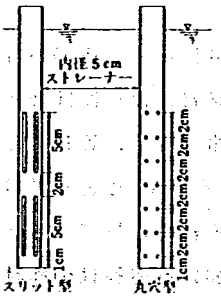


図3　形状寸法

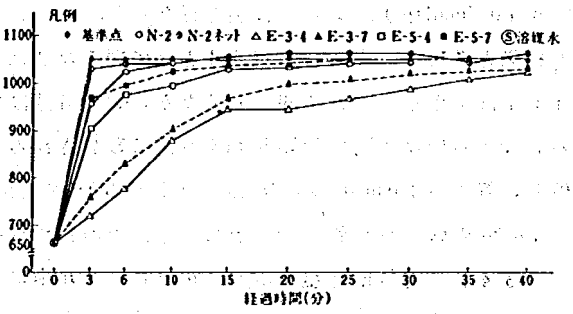


図4　ストレーナーの水交換率実験結果例

水の交換性は優れており，スリット1m/m巾のものと3m/m径丸穴形のものは，スリットや穴の数が多くても水の交換性が悪いことが判明した。網状多孔管は水の交換性には優れているが，開孔率が大きい（20～30%）ため，逆に砂がストレーナ中に侵入する欠点がある。そこで外側に布やネットを巻いて比較を行ってみた。この結果，布の場合はかなり水の交換性が悪くなるが，ネット（網窓用ネット）の場合は，巻かないものに比べてほとんど遜色のないものであることが判った。以上より，観測井のケーシングには網状の多孔管ないし，それにネットを巻いたものが望ましく，孔壁からの土砂の侵入が予想される場合には後者を用いるようにすれば良い事が判った。

3.4　連続水質監視器機の開発実験

現場での監視作業の省力化を図るには簡易な自動水質測定装置の開発が必要である。自動化が容易な水質項目としては，電気伝導度やpHなど直接物理量として電極等により情報の得られるものが良い。過年度の関連調査では電極を観測井の所定深に浸漬する方法の開発を行なったが，ここでは汲み上方式の自動監視計の開発を行なうため，吸引汲み揚げによる揚水能力，実験室用の電気伝導度センサー及びpHセンサーのフローゼル中における応答性を検討した。

3.4.1　真空ポンプによる吸引揚水能力の検討

観測井の任意の水深から試料水を採取する一つの方法として真空を利用した吸引汲揚方法がある。理論的には揚程10m近くまで汲上げ可能と考えられるが，用いられる管の延長や，材質，口径等によって能力は左右される。そこで，材質，口径，揚程，延長を種々変化させ，試料水が出口に到達する

までの時間と，吐出量とを測定してみた。

〔使用した管〕 内径7m/m耐圧ゴム管，内径5，7，10m/m塩ビ管の4種類。

〔水平部分の長さ〕 各管とも5mと18mの2種類。

〔揚程〕 4，6，8，9.5m。

〔方法〕 真空流を介して，小型真空ポンプ（定格0.2KW，排気量50ℓ/分，オイル置換式，最大真空度10^{-4}mmHg）によって吸引を行なった。

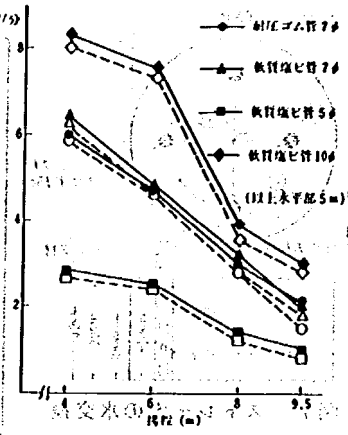


図5 揚程と揚水量の関係

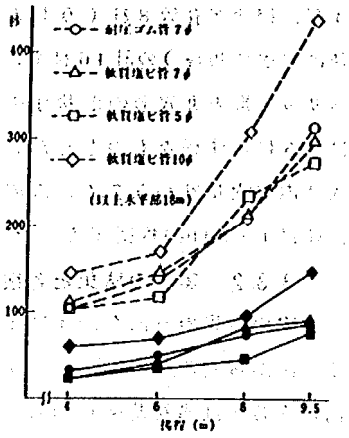


図6 揚程と到達時間の関係

〔結果と考察〕 実験の結果をまとめて図5及び図6に示す。両図から，(1)一般に揚程が大きい程，吐出量は小さく，到達時間は長くなる。(2)吐出量は材質や管長には余り左右されず，管径に左右される。(3)水の到達時間は管の種類や管径に影響される事は少く，管長により影響されることが多い。(4)但し，管径の10m/mのものは到達時間が50%程度長くなる。ことなどが判り，吸引揚水用には管径5～7m/mの軟質塩ビ管を用いれば良く，管の長さはそれほど気にする必要がないことが確認された。

3.4.2 電気伝導度センサーのフローセル中における応答性の検討

〔実験の方法〕 市販の電気伝導度センサーを改良して図7の様な電気伝導度測定用のフローセルを作成し，濃度の異なる電解質を，2分間隔で交互に流して送流々速や2液間の濃度差が応答性にどの程度影響があるかどうかを調べた。流速は125mℓ/分と300mℓ/分，濃度差は176(840－664)μU/cm～3536(4200－664)μU/cmを選んだ。

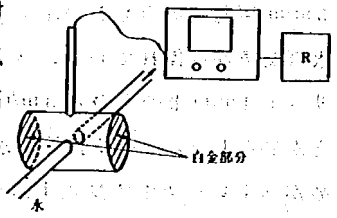


図7 改良フローセル

〔結果と考察〕 実験の結果から，2液の濃度差が小さい840～664μU/cmの場合の応答性の例を図8に示す。同図より，流送流量が小さい程，応答時間は遅れ，コンタミも生じやすいが，薬液注入工法による地下水汚染程度の現象には充分対応しうる良好な応答性をもっているものと判断された。濃度差（或は変化）が大きい場合には応答性は更に高く，本方式を用いることによって比較的簡易低廉に連続監視のできる目途がついた。

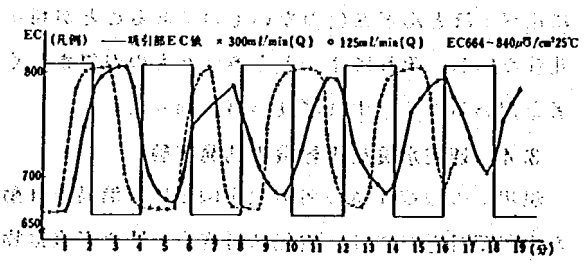


図8 フローセルECセンサーの応答性（例）

3.4.3 フローセル中の比較電極式pHセンサーの応答性の検討

〔実験の方法〕 図9に示す様な特性のフローセルを作成し，これに市販のガラス電極式pHセンサーを取付け，電気伝導度センサーと同様な応答性の実験を行なった。即ちpHが7.26と10.06の2種類の標準液を作成し，2分間隔で交互にフローセル中に送入してpHと電気伝導度を判定した。なお送流流量は300mℓ/分で，フローセルの容積は電極挿入時32mℓであった。このセンサーは前出の電気伝導

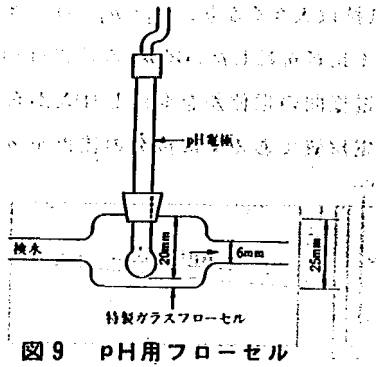


図9　pH用フローセル

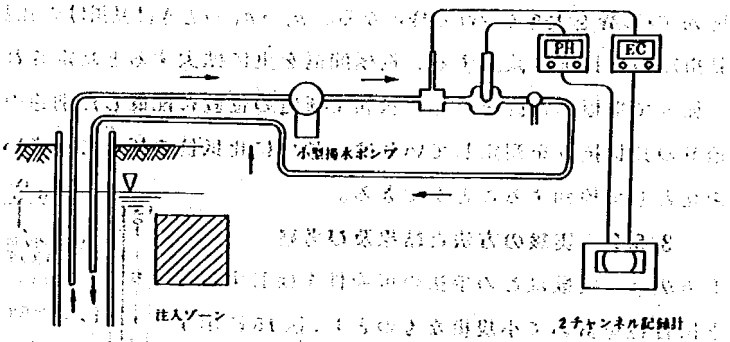


図10　検出部地上設置式連続水質監視装置システム

度センサーと組み合わせて図10のようなシステムを組むことが可能なものとしてある。

〔結果と考察〕　図11に実験の結果を示す。図では，pHと同時に，電気伝導度についてもその応答性を示してある。これを見ても判るように2分間で7.3から10.0程度のpH変化であれば，この方式によって充分追従でき，連続監視装置として利用することが可能である。なお図10のシステムの組立てにはおよそ60～100万円が必要と思われる。

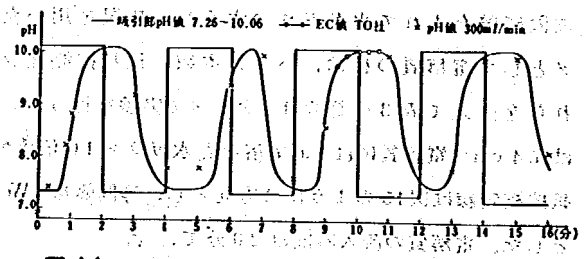


図11　フローセルpHセンサーの応答性

3.5・電位分布の変化を利用した面的監視方法に関する基礎実験

3.5.1　実験の目的と原理

〔目的〕　観測井を設置して地下水々質の異常を監視する方法は，削孔や採水・試料分析に費用と労力を要し，空間的・時間的に密度の高い監視網を作ることが難しい。従って大げさな削孔などは行なわずに地表から簡単な方法で地下水の異常を探査できる手法が望まれる。そこで，ここでは土中の電気比抵抗に着目し，これによる監視方法の検討を試みてみた。

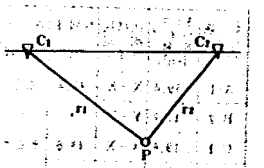


図12　土中の電位

〔原理〕　図12の様に，平坦な地表面上に一定の間隔を置いて電極を接置し，電流Iを流す。この時，地中の点pに生ずる電位Vpは，地盤の比抵抗をρとして，次式で示される。

$$Vp = \frac{\rho I}{2\pi}\left(\frac{1}{r_1} - \frac{1}{r_2}\right) \quad \cdots\cdots (1)$$

（古川晴士による）

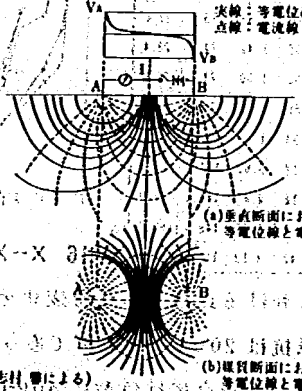


図13　電極による電位分布

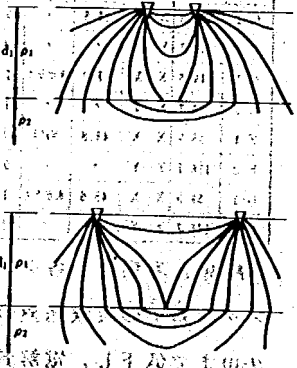


図14　電極間隔と電流線

r_1，r_2を任意に動してVpが等しい点を無限に取ると一つの曲面が得られ，等電位面が形成される。これを電極を含む垂直面及び平面で切ると，図13の様になる。図中で電位面に直交する線は電流線である。

次に，地盤が二層に分かれている場合を考える。電極間に流れる電流線は図14に示すように，電極間隔が拡がるにつれて次第に地下深く流れ込むようになり，第一層の比抵抗の影響より第2層の比抵

抗 ρ_2 の影響を大きく受ける様になる。$\rho_2 > \rho_1$ のときは見掛けの比抵抗は大きくなり，$\rho_2 < \rho_1$ のときは見掛けの比抵抗は減少する。電極間隔を更に拡大すると測定される比抵抗はしだいに ρ_2 の値に近づく。

従って電極に電流を流した状態で所定の位置に配置した別途の電極間の電位差を測定し(1)式から，地盤の比抵抗 ρ を測定していれば，地中に比抵抗の極めて小さい電解質である薬液成分の流出を ρ の変化として検知することができる。

3.5.2 実験の方法と結果及び考察

〔方法〕 実験はこの手法の可能性を検討することに目標を置いて小規模なものとし，図15に示す様にU字溝に砂を充填し，同時に網目状多孔質管位置に礫を入れて水が流れやすくした装置を用いた。実験パラメータとして電解質の種類，パイプ本数，比抵抗測定ラインを選び，これらを変えて表3の様な14ケースで実験を行った。多孔質管の内径は7.4 cmで電解質にはNaCℓ溶液と水ガラス10倍希釈液を用いた。比抵抗測定線は図15のように2方向とし，等間隔型（Wenner式）電極配置とした。電解質の流入時間は20分で，流入直後から比抵抗を経時的に測定した。

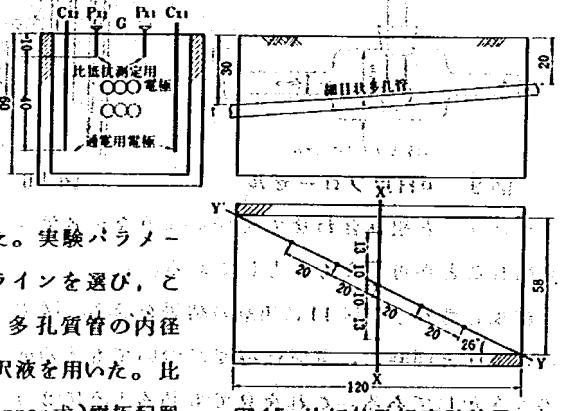


図15 比抵抗監視実験装置

表4 比抵抗測定の実験条件

実験ケース	ポリエチレンパイプ断面積 (cm²)	比抵抗測定ライン	間隙率 (%)	注入電解質	注入電解質比抵抗 (Ω-m)	注入電解質流量 流入点	注入電解質流量 流出口	電解質流入量 (ℓ)	電解質流出量 (ℓ)
A-1	19.6	X−X'	48.6	なし	−	〃	−	−	−
B-2	44.7	Y−Y'	〃	〃	−	−	−	−	−
C-1	19.6	X−X'	48.6	水道水	48	3.71	1.52	74.2	30.4
D-2	44.7	Y−Y'	〃	〃	48	3.71	1.46	74.2	29.2
E-1	19.6	X−X'	46.9	NaCl	0.71	3.75	1.61	75.0	32.2
F-2	44.7	Y−Y'	〃	〃	0.71	3.75	1.38	75.0	27.6
G-1	19.6	X−X'	44.5	〃	0.39	3.55	1.42	71.0	28.4
D-2	44.7	Y−Y'	〃	〃	0.39	3.55	1.30	71.0	26.0
E-1	19.6	X−X'	47.2	水ガラス	1.02	3.58	1.52	71.6	30.4
E-2	44.7	Y−Y'	〃	〃	1.02	3.58	1.40	71.6	28.0
F-1	58.9	X−X'	43.8	NaCl	0.68	7.12	3.61	142.4	72.2
F-2	176.7	Y−Y'	〃	〃	0.68	7.12	2.85	142.4	57.0
G-1	58.9	X−X'	45.6	水ガラス	1.04	7.42	3.45	148.4	69.0
G-2	176.7	Y−Y'	〃	〃	1.04	7.42	3.12	148.4	62.4

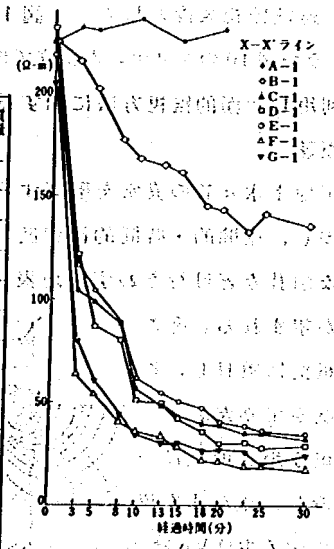


図16 X−X'線比抵抗変化

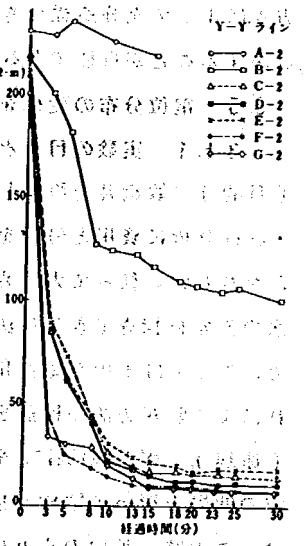


図17 Y−Y'線比抵抗変化

〔結果と考察〕 各ケースにおける比抵抗の経時変化を図16，17に示す。水や電解質を流さないブランク状態での実験地盤の比抵抗は200～230Ω-mであったが，50Ω-mの水道水を流した場合には140Ω-mまで低下し，電解質を流した場合には急激に50Ω-m以下に低下している。またX−X'線よりもY−Y'線の方が敏感に測定値が変化している。表4からも判る様に多孔管からの流出量は流入量の半分程度なので電解質が地盤中に浸透したと考えられるものゝ，これらの結果から，本方法が水ガラス等の電解質の通過や浸入を或程度検知できる可能性のあること，しかも測定線の配置方向にはあまり気を使わなくて済みそうなことが判る。しかし，本実験は極めて小規模な場における実験であり，今後は規模を大きくして実験を重ね，データの検討を行なう必要があろう。

3.6　テストピットによる注入実験

地盤中に薬液を注入したとき，どの程度の効果があり，どの程度地下水に影響を与えるかを正確に把握するには，実際規模で実地盤に近い条件の下で注入実験を行なって見る必要がある。しかし，逆に実地盤での実験では，物質収支の把握や各種項目の測定の際に，技術的，経費的な制限があり，その一段階前の規模で，それらの解決策を予備的に確認しておくことが望ましい。本実験はこの様な主旨で，中規模のテストピットに均一の土砂を充填し，間隙水を満した状態で実機を用いて薬液を注入し，その固結性，未固結薬液の挙動を探り，今後の大規模実験の参考に資するとともに，後述のシュミレーションモデル作成に必要な情報を得ることを目的に行なった。

3.6.1　実験の方法

土木研究所（千葉）構内にある3m×3m×3mのテストピットを用い，これに均等係数2.5，60%粒径0.32m/mの利根川産洗砂を30cm毎に水締めしながら充填し，注入地盤を作成した。注入薬液は尿素系のもの（A液100ℓ当り主剤40ℓ，尿素20kg，B液100ℓ当り酸性硫酸ソーダ22.5kg）でゲルタイムはサンドゲルが非流動化するまでの時間で2分50秒に設定した。注入はロッドのステップダウン方式とし，テストピット中央部に50cm間隔の千鳥配置に設置した注入孔から2ステップづつ，地表面下1cmから2.0mの範囲の固結を目ざした。注入圧力は最大3kg/cm²で注入速度は20ℓ/分とし，合計480ℓの薬液を注入した。一方，薬液の挙動を監視測定するため，テストピットの4隅（壁より50cmの位置）に網目多孔管を用いた観測井を配して所定時刻に採水し，EC，Na_2O，HCHO，pHを測定した。また，ピット内土中に48個の比抵抗センサーを配置（位置は省略）して，各地点における比抵抗の経時変化を測定した。

3.6.2　実験の結果と考察

〔固結状況と観測井の水質〕　図18にテストピット中に作成された固結物の形状を示す。図では各ロッド（注入孔）毎に独立した形で形状を示してあるが，実際の外見は4つのロッドの固結物は一体となっていた。図18からも判る様に各ロッドとも，第1ステップの固結部は小さなものしかできなかった。これはロッド管の外壁を伝って大半の薬液が地表に噴出してしまったためである。第2ステップの固結物はほぼ設計通りの大きさであり，過年度に別途に行なった水ガラス系，アクリルアミド系薬液のテストピット実験での固結部形状とほぼ同様であった。観測井の水質についてはpH，ECとも殆んど変化がなく，地下水が動かない所では周辺への影響はあまりないことが想定された。

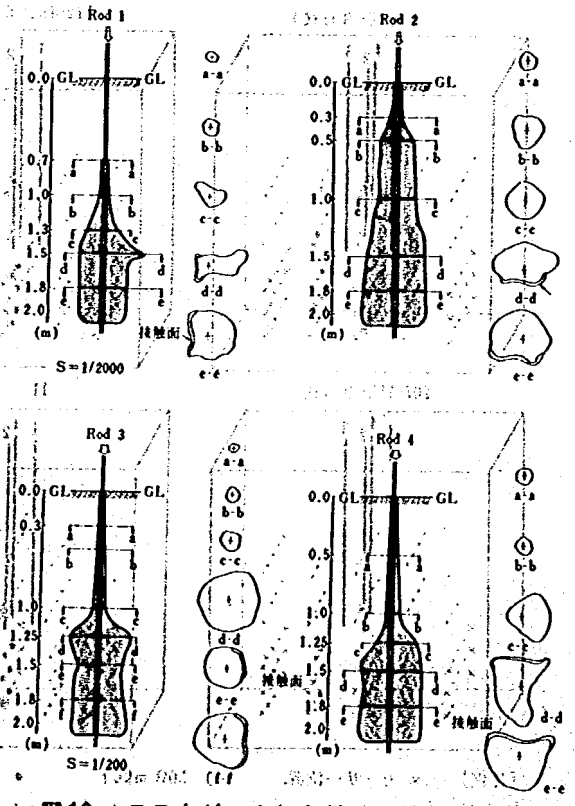


図18　テストピットにおける固結部の形状

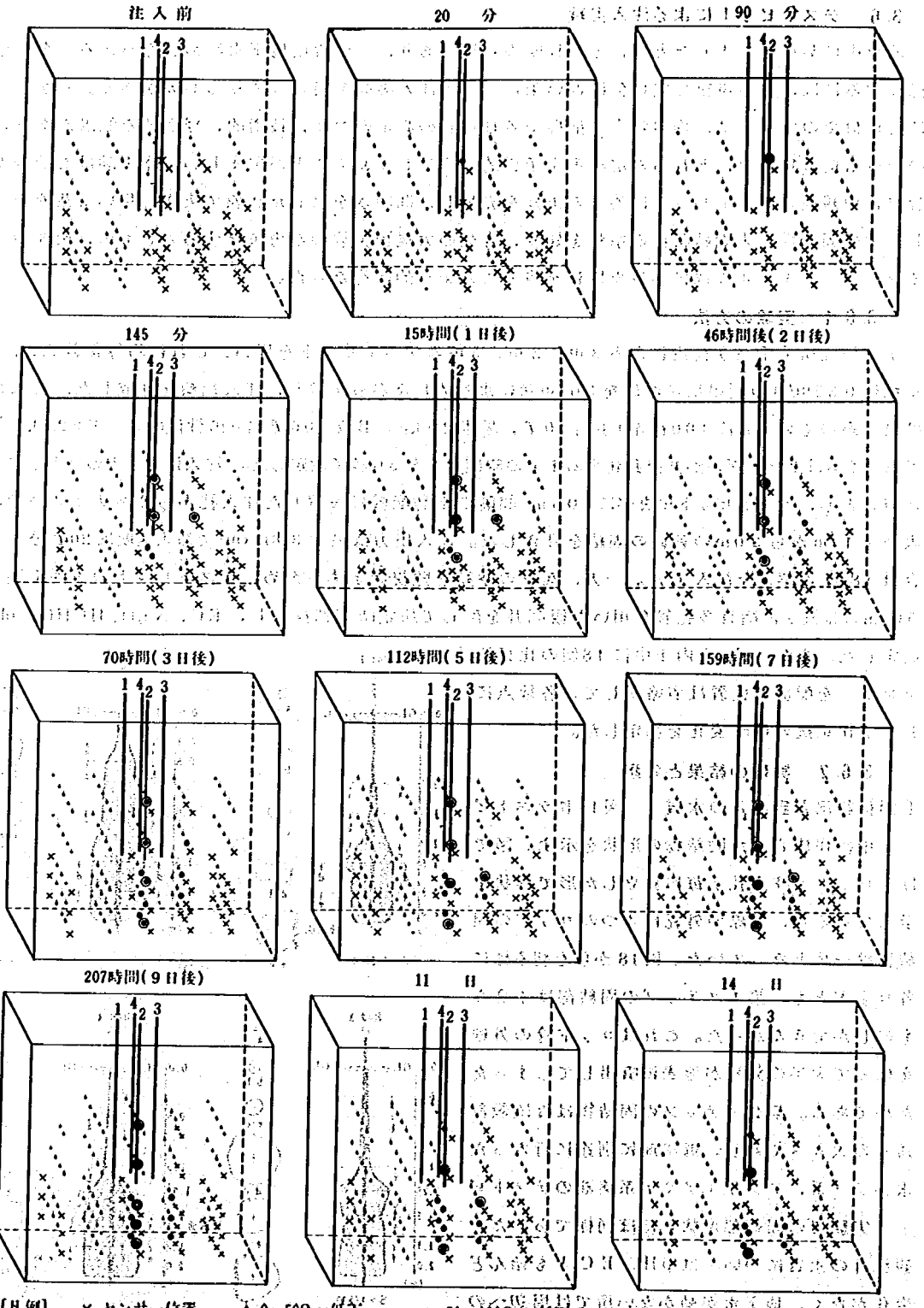


図19 テストピット実験における地盤比抵抗の経時変化

〔地盤中各点の比抵抗の変化〕　図19に注入後の経過時間毎に測定された，地盤各地点の比抵抗値分布を示す。テストピット及び注入位置が縦横に対称形となっているため，比抵抗センサーは平面的にピット中心点を原点として一象限にしか配置していないが，時間の経過とともに，比抵抗の減少は下方に向って進み，しかる後水平に拡がっている様子が良く判る。こうした現象は過去の横型モールド実験でも観察されたが，地盤中に注入された薬液のうち，流出したり，溶出した成分は，その密度が大きいため，まず下方に降下し，不透水層に到達したあと，それに沿って表面を流下ないし拡散していくものと思われる。

3.7　固結部の物性に関する基礎的検討

薬液が反応して出来た固結物は，ホモゲルであれ，サンドゲルであれ，水中に放置すると，硬化剤や主剤の一部（水ガラス系の場合はNa_2OやSiO_2）の溶出が見られるにも係らず強度や不透水性が顕著な差となって現われない事が多い。これはゲルの物性特性に起因しているものと思われるが，その詳細は明らかになっていない。そこで水ガラス系薬液の固結物を対象に電子顕微鏡などを用いて，物性検討へのアプローチを試みた。

単位：μ

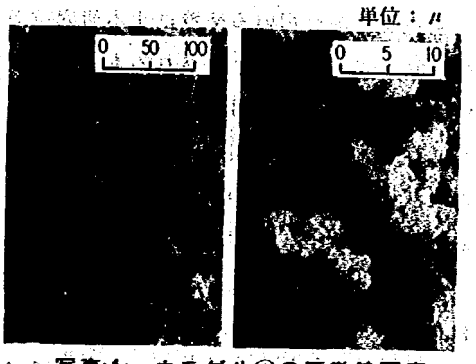


写真1　ホモゲル①の顕微鏡写真

3.7.1　検討の方法

①エチレンカーボネート，②グリオキザール，③アルミン酸ソーダを硬化剤とする3種類の水ガラス系薬液を用いてホモゲルとガラスビーズゲルを作成し，試料を走査型電子顕微鏡で検鏡すると共に，X線回折や示差熱分析によりゲルの構造を解析した。ゲル作成時の薬液の配合は15°Cのゲルタイムが①について3分5秒，②について2分4秒，③について2分50秒のものを用いた（詳細は省略）。ガラスビーズゲルの粒度配合は⓪88～104 μ，ⓑ49～294 μの二つを組合せ，①については⓪：ⓑが1：3にしたもの，②と③については1：1にしたものを用いた。使用した走査型電子顕微鏡は島津製作所製EMX-SM型，X線回折計は理学電機ガスガイフレックス型，示差熱天秤は同じく同社のTG-DTA標準型であった。

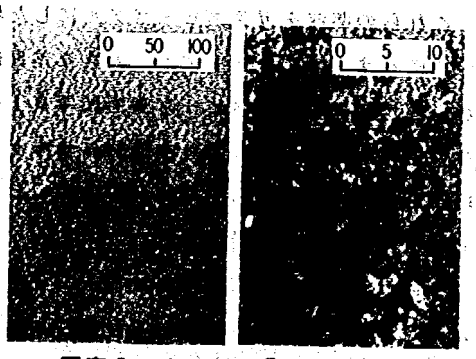


写真2　ホモゲル②の顕微鏡写真

3.7.2　検討の結果と考察

〔顕微鏡による構造解明〕　3種の薬液で作成したホモゲルの顕微鏡写真を写真1～3に，ガラスビーズゲルの顕微鏡写真を写真4～6に示す。いずれも左半分が200倍，右半分が2000倍の倍率で撮影した写真である。写真1～3から判ることは，同じ水ガラス系薬液でも硬化剤の違いによってゲルの構造が極めて異なっている事である。①の場合は1～15 μ大の不定形粒子が観測され，各粒子は0.5 μ程度の小

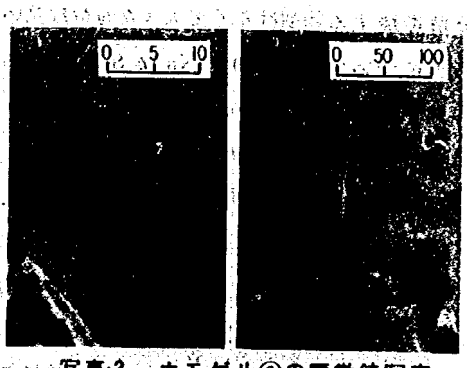


写真3　ホモゲル③の顕微鏡写真

粒子から構成されている。又②の場合は100～500Å大の比較的形状のはっきりした粒子の集合となっており一部に無定形の反応物が混合している。これに対して③のゲルでは，粒子状のものは見られずガラス状の無定形の反応物となっている。随所に亀裂が見られるがこれは試料を真空下においたために生じたものと思われる。

②の硬化剤を用いる薬液は土木研究所が開発した謂る高強度水ガラス薬液と称されるもので，力学的強度，固結性に極めて優れ，再溶出率も低いものである。又，①も既存の水ガラス系薬液の中では不透水性を含めて既存の薬液の中では性能の優れたものとされている薬液である。これに対し，③は②や①に比べて諸性能が若干低い。

これらから判断して，反応物の構造と諸性能との間には何らかの関係がありそうであるが今回の検討においてはそれらを定量的に確認するまでには至らなかった。

これらの薬液をガラスビーズゲルにした場合，写真4～6に示すように低倍率では，大きな差異は見られないが，高倍率ではガラスビーズ表面に写真1～3と同じ様な反応物が付着しており，本質的にホモゲルと同様な反応物が生成されたものと考えられる。

単位：μ

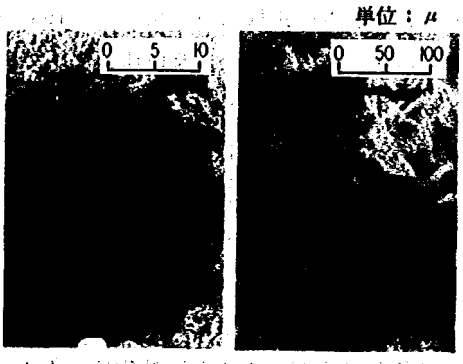


写真4　Gビーズゲル①の顕微鏡写真

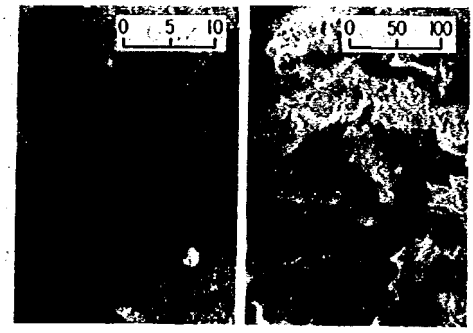


写真5　Gビーズゲル②の顕微鏡写真

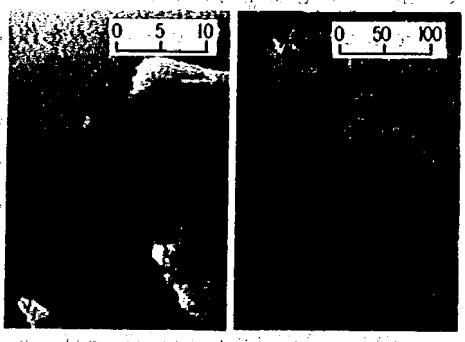


写真6　Gビーズゲル③の顕微鏡写真

〔分析機器による構造解析〕

今回は試験的に①のアルミン酸ソーダを硬化剤とする水ガラス系薬液のサンドゲルを用いて示差熱分析，X線回折解析を試みたが，前者については850℃までの間に分解燃焼する物質はなくて大きな特徴は見いだせず，X線回折についても，㋑ $0.62NaAlSi_3O_8 \cdot 0.38CaAlSi_2O_8$ ㋺ $\alpha-SiO_2$，㋩ $\gamma-Fe_2O_3$ が含まれ，X線的には㋑が小量，㋺が多量，㋩が微量で，各物質が粘土形成物質であることを確認したにとどまった。結局，この種の機器分析では，明確な構造を解明することは難しいようである。

3.8　薬液注入に伴なう地下水々質変化シュミレーション方法の検討

薬液を地盤に注入した場合の薬液の挙動や地下水々質の影響の度合は，使用する薬液や工法のほかに地盤の特性や地下水特性など種々の与条件の違いに左右される。従って薬液注入に伴なう地下水々質変化を予測するには，現地で試験的に薬液を注入し緻密な観測体制の下に挙動を追ってみることが確実な方法である。しかし，この方法では，時間，労力，経費が莫大となり，場合によっては事故の発生などリスクを伴なうことがある。そこで，薬液の挙動，地下水々質の変化を数学的にモデル記述し，これに現地条件や注入条件を与えて種々のケースを予測する方法を検討することとした。

〔現象のモデル化〕 薬液注入に伴なう地下水汚染問題では，注入開始後の成分物質の時系列的・空間的濃度分布の把握が必要であり，非定常状態で分散方程式を解かなければならない。そして実際の薬液注入が一般に不圧地下水帯水層中に，ある厚さをもって行なわれることが多く，かつ薬液そのものの密度が地下水に比べてかなり大きく注入部付近では沈降しやすい事を考慮すれば本質的には3次元非定常問題として捉える必要がある。また実際の地盤では成分物質の種類によって生物学的・化学的な変化（分解）や吸着があるので，これらの変化吸着項を分散方程式に付加する必要がある。いま生物学的，化学的分解を1次反応とみ，地下水流速が極めて小さいことから直ちに吸着平衡に達し，かつ，注入薬液が地下水の流れに影響を与えないものとすれば，次の基本式で現象を記述できる。

$$\eta \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} + kc = \frac{\partial}{\partial x}\left(D_x \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(D_y \frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(D_z \frac{\partial c}{\partial z}\right) \qquad (2)$$

ここに，η：吸着に係る係数，u：x方向の地下水流速，v：y方向の地下水流速，w：z方向の地下水流速，k：生物学的・化学的分解1次反応定数，でD_x，D_y，D_zは各方向への拡散係数である。

一方，(2)式を解く場合には種々のパラメーターの与え方と，注入地点からの薬液流出負荷量の与え方が精度を大きく左右する。特に後者については一つの現象として捉え，モデル化を図っておく必要がある。過去における実験結果などから考慮すると，この現象は図1に示す様に注入時の未固結部の流出と固結部からの再溶出の2つの要素が複合しているものと思われる。そこで注入薬液中のある成分物質を対象とし再溶出を1次反応と仮定すれば負荷の収支は，注入時間をTとして

$t \leq T$の時(注入中) $\dfrac{dF}{dt} = (1-\lambda) - \mu F$ (3)　　$t > T$の時(終了後) $\dfrac{dF}{dt} = -\mu F$ (4)

で示される。ここに，F：対象成分地中残存量，λ：未固結率又は流出率，M：対象成分の注入速度，μ：再溶出率である。ただし，λはゲルタイムや地下水流速，μは地下水流速と密接に関係がある。

〔モデル式の数学的展開〕 (2)式と(3)式若しくは(4)式とを結びつけることによって，薬液を注入してから地下水に影響が出るまでの挙動を一貫して記述することが出来る。実際には，パラメータを与えて3次元非定常計算を行なうことになるが，当然解析的な解法は困難で電子計算機を駆使した近似解法を採ることになる。しかしその場合でも容量の小さな計算機では計算できないケースが多い。そこで，本年度は鉛直方向には完全に混合するものと仮定し，とりあえず平面2次元非定常モデルの形でシュミレーションを行なってみることにした。この場合，基本式は次式の様になる。

$$\eta \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + kc = \frac{\partial}{\partial x}\left(D_x \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(D_y \frac{\partial c}{\partial y}\right) \qquad (5)$$

(5)式の計算は，通常これを差分化した近似計算によって行なわれるが，差分化の表示方法によって計算の精度が異なるといわれている。そこで，いくつかの表示方法を，解析解の得られる分散方程式で比較検討し，移流項（(5)式左辺の$u \cdot \partial c/\partial x$と$v \cdot \partial c/\partial y$）を陽形式（濃度既知の時刻で差分をとる形式）・その他の項を陰形式（濃度未知の時刻で差分をとる形式）でかつ位置による区別が後方形とした「混合形式後方差分」が最も精度の高いものと判断した。以降はこの表示法により計算を進めた。紙数の都合で，具体的な差分表示は省略するが，(3)，(4)及び(5)式を適当な時間々隔と距離間隔で差分

表5　予測計算で設定したパラメータ

区分	項目	条件値
地盤	浸透流速 m/日	U_x=0.5, 0.2 m/日, U_y=0 m/日
	分散係数 $(cm)^2/sec$	$D_x=10^{-1}(cm)^2/sec$　$D_y=10^{-1}(cm)^2/sec$
	水深	H=2.0m
薬液	間隙率	θ=0.3
	水質指標	過マンガン酸消費量 原薬原液 51,000 mg/ℓ ベース地下水 2.0 mg/ℓ
	注入速度	P=225ℓ/分, 4時間注入(総量 54,000ℓ)
	流出率	0.5
	再溶出率	0, 0.1 1/日
計算	計算区域	ℓ_x=45m, ℓ_y=33m
	距離メッシュ m	Δx=3.0m, Δy=3.0m
	計算時間	200日間
	時間メッシュ hr	Δt=4.0 hr
注入区域口	(A) (B)	

化し，各パラメータを設定した上で計算を進めた。計算ではまずx方向の影響のみを考えた差分表示式で濃度分布を求め，次に得られた濃度分布とy方向の影響を受けた場合の差分表示式を用いて最終的な濃度分布を求める方法をとった。計算は土木研究所のTOSPAC5600型で行なった。

〔数値モデル妥当性の検討〕　シュミレーションを行なう場合，作成した数値計算式の妥当性が重要ポイントとなるが，注入工事現場での実測データが殆んどないため，過年度の室内実験や横型モールド実験の結果を参考とし解析解との間で検証を行なった。この結果，数値モデル式は相当な精度で解析を行ないうることが判った。尚，シュミレーションモデル（基礎式）自体の妥当性については今後，実規模実験や現地調査で得られるデータによって検討して行く必要がある。

〔水質予測シュミレーションの試行と結果及び考察〕　前項で作成した数値モデルを用い，数ケースについてシュミレーションを行なってみた。パラメータ設定条件は表5に示す通りで，不透水層に挟まれた2m厚の均一砂質地盤に有機物を用いる水ガラス系薬液を注入したとき10m離れた地点で，設定条件により水質変化がどの様に異なるかを検討したものである。

計算の結果は図20と21に示す通りである。図20から明らかな様に，地下水流速が0.5m/日の場合は0.2m/日に比べピーク出現日で6～7日，10ppm低下日数では46～64日も早い。しかしピーク濃度は約2000ppm高い。また再溶出率が0.1 1/日の場合は0.05 1/日に比べピーク出現日，10ppm低下日，ピーク濃度に大きな差はなく，地下水流速による影響ほど大きくないことが判る。また図21からは，注入区域を無限大に長い範囲とした場合には横方向への拡散による濃度低下がないためピーク濃度が高くなると共に10ppm低下日数も遅れる事が判る。尚，この計算では吸着や分解現象は省略した。

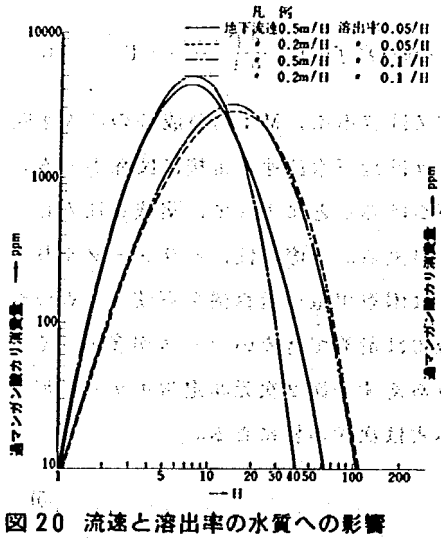


図20　流速と溶出率の水質への影響

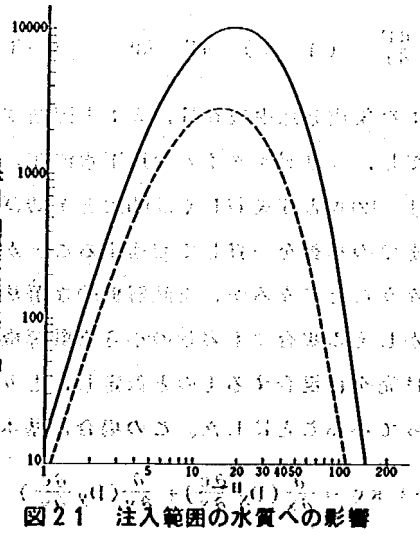


図21　注入範囲の水質への影響

4. 今後の課題

シュミレーションを3次元非定常計算で行ない，実規模実験等で妥当性を検証する予定である。

3. 凝集剤等の添加による二次処理水質の向上に関する調査

三次処理研究室　室　長　安中徳二
研究員　酒井憲司
　　叔山孝一

1. 調査の目的と必要性

水質汚濁にかかわる環境基準の設定，湖沼，海域等の閉鎖水域における富栄養化の進行に伴ない，放流水基準の強化が推しすすめられている。このため，従来の下水処理施設が有するＢＯＤなどの有機物，窒素，リンなどの栄養塩類に対する除去機能では不十分で，放流先によっては現在の処理機能の向上をはからなければならない場合が増加するものと考えられている。新らしく計画する場合は別にして，大都市内あるいは既成の市街地を処理区域に有する既設の下水処理場では用地の拡張が極めて困難な場合が多く，既設の処理施設の大巾な改造，拡張なしに２次処理水質の向上をはかる手法の開発が望まれている。

このような背景のもとに，当研究室では昭和４９年度より凝集剤等を既設の処理施設に添加して，２次処理水質の全体的な向上をはかる手法の実用性に関する調査を行なってきている。薬品貯留タンク，注入ポンプ等の設置のほか，薬注の結果増加する汚泥量に見合った汚泥処理能力の増加をはかることによって従来の施設をそのまま生かすことができるため欧米の一部ではすでに用いられていて既設処理場の有力な改善策とみなされている方法であるが，我が国の下水を対象とした場合の設計および維持管理上の指針を得ることが本調査の目的である。調査の内容はリン除去，硝化の促進，有機物の除去，発生汚泥量および濃縮脱水特性，プロセスの制御法，凝集剤の添加が活性汚泥生物に与える影響をはじめとして既設の処理機能に及ぼすインパクトなど広い範囲にわたっている。

本調査はその特性上，既設の下水処理施設を使用する必要があるため，名古屋市下水道局の協力のもとに同市の西山下水処理場を調査施設として用いて調査を行なっている。

2. 昭和５２年度までの調査成果

1) エアレーションタンクへの硫酸バンドの添加により，リン除去をはじめ有機物等の水質の向上が相当程度期待できる。特に処理水の清澄度が増加する。

2) 処理水中の残留リン濃度はバンドの添加率と関係するが，我が国の家庭下水の場合，6mg/Aℓ/ℓ程度の添加で処理水中のＴ－Ｐを0.5 mg／ℓ以下，溶解性Ｐを0.2mg／ℓ以下にすることができる。

3) 我が国の下水中のリン濃度で対象となる8mg Aℓ／ℓまでの添加率では，活性汚泥の生物相に対する影響は，少なくとも処理水質の面からはほとんどない。

4) バンドの添加によって生成する無機汚泥には高いリン除去特性がある。このため，バンド添加

系列の返送汚泥によって流入下水の溶解性リンの大巾な除去が期待できる。

5) 汚泥の増加量は凝集剤の注入率によって左右され，その発生固形物量は理論値から推定できる。Alとして6mg／ℓの注入率で約60％，4mg／ℓで約40％それぞれ無薬注の場合の余剰汚泥より発生固形物が増加する。

6) アルミを含む余剰汚泥の濃縮，脱水性は通常の余剰汚泥のそれより増加する。

7) バンドの添加によって下水中のアルカリ度が消費されるため，完全な硝化を生じさせるためには，アルカリ剤の添加が必要である。また，硝化菌の活動に対するアルミニウムの阻害はこの調査の添加率ではほとんどないと考えられる。

8) エアレーションタンクへのバンドの添加位置は，タンクの端末が最もよい。

9) 凝集剤の添加方法としてモル比注入，流量比例注入法の比較を行なった。エアレーションタンクへ注入する場合には返送汚泥の除去効果により，モル比注入の効果ははっきりとは表われないが，最初沈澱池へ注入する場合（汚泥返送がない）にはモル比注入によって流量比例注入より約10％の薬品を減少させることができる。

10) バンドを最初沈澱池に添加するとリンの除去率は70～85％（残留リン濃度0.3～0.6mg／ℓ）期待できるが，二次処理まで含めた除去率はエアレーションタンクに添加したときより劣る。最初沈澱池で発生する汚泥の濃縮，脱水性は悪化する。

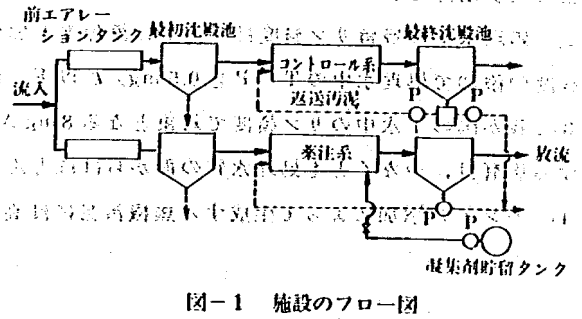
11) 一方，有機物の除去率は60％以上期待でき，エアレーションタンクでの汚泥発生量が減少する。また，高いSRTが維持し易く，初沈の流出水にアルカリ剤（苛性ソーダ等）を注入してやることにより完全な硝化が達成できた。

3. 昭和53年度の調査成果

本年度は凝集剤として硫酸第1鉄を用いて，エアレーションタンクに添加した場合の効果を知るための調査を行なった。第1鉄塩はバンドなどのアルミニウム塩に比較して安価であり，製鉄工場等の副生成物として得られるためこれらの利用が可能であれば，薬品費の大幅な節減が可能になるとして期待されているものである。硫酸第1鉄のエアレーションタンクへの添加は前年度末（53年2月）より開始したが，ここではこの結果をまとめて報告するものとする。

3－1 調査施設と調査方法の概要

西山下水処理場は計画日最大水量が3万m³／日の比較的小規模の下水処理場であり，分流式を採用し，住宅地の排水を処理している。流入下水量の変動が激しいことが特徴となるが，本年度半ば（53年7月）より，ピークカットを実施し，ピーク時の流量の一部は他の処理場へ振り向けられることとなった。標準活性汚泥法の施設として設計されており，2系列ある施設の一方を



図－1 施設のフロー図

薬注系，もう一方をコントロール（無薬注）系として使用するために初沈流出水は流出水路を角落しで仕切り，最終沈澱池は別にポンプ等を設置して分離を行なっている。施設のフローは図－1に示したとおりであるが，その他の詳細は前年度までに報告したとおりである。本処理場では汚泥は他の専用処理場が別途に処理しており，汚泥系返送水等の循環はない。

凝集剤と注入方法

硫酸第1鉄（$FeSO_4 \cdot 7H_2O$）は工場の副産物を用いることにし，近郊の工場内の酸化チタン（TiO_2）の生産工程から発生する硫酸第1鉄をFeとして約5%になるように調整した。凝集剤はタンクローリーで場内に搬入して貯留タンク（容量15m³）に貯留したのち，ストロークおよび回転数可変のプランジャー式ポンプ所定位置への注入を行なった。なお，硫酸第1鉄塩は外気温が0℃付近に低下すると結晶化あるいは氷結する可能性があるため，冬期は貯留タンクにヒーターを投入して加温するとともに保温を行なった。

採水と分析

採水は日常的には自動採水機を用いてグラブ試料を採取し，流量にあわせた24時間の混合試料を作成したほか，適宜マニュアルによって行なった。分析はリンについては混合試薬法，その他については下水試験方法によった。また，この施設には連続水質分析計として濁度計（5台），アンモニア計（3台），溶解性リン計（3台），TOC計（1台）が設置してあり，これらの測定値も用いている。汚泥の引き抜き量および固形物濃度はそれぞれ電磁流量計，超音波濃度計によって測定し，引き抜き固形物量を算出した。

3－2　調査結果

本年度の調査は硫酸第1鉄をエアレーションタンクに添加したものであり，注入率の違いで前年度末からのものを含めて6つのケースに分類できる。各実験ケースごとの運転条件を総括して表－1に示した。実験Ⅰは第1鉄塩（以下Fe^{+2}という）をFeとして10mg/ℓ添加したもので低水温時にあたる。実験Ⅱは同一の注入率であるが，流入水量の変動とは無関係に定量で注入したもの，Ⅲは夏期の条件でFeとして10mg/ℓ加えたものである。実験ⅣはFe^{+2}を5mg Fe/ℓと低濃度にしたケースであり，Ⅴは8mg Fe/ℓ，Ⅵは20mg Fe/ℓと順次増加させた。前述のように7月はじめから，ピー

表－1　運転条件の総括

実験番号	Ⅰ		Ⅱ		Ⅲ		Ⅳ		Ⅴ		Ⅵ	
期間	53.2.13～4.25		4.26～6.14		6.14～7.17		7.22～9.9		54.1.17～3.1		3.1～	
項目＼区分	コントロール	薬注	コントロール	薬注	コントロール	薬注	コントロール	薬注	コントロール	薬注	コントロール	薬注
処理水量(m³/日)	11,270		12,800		15,100		10,000		7,480		7,890	
初沈沈澱時間(hr)	1.93		1.70		1.44		2.17		2.9		2.75	
エアレーションタンク												
滞留時間(h)	3.15	2.97	2.84	2.70	2.48	2.26	3.45	3.16	4.32	4.32	4.16	4.16
返送率(%)	26.6	34.1	23.4	30.0	19.9	31.8	30.0	42.0	38.8	38.8	36.8	36.8
MLSS(mg/ℓ)	526	1,163	491	1,116	442	1,147	863	1,542	945	755	922	725
MLVSS(mg/ℓ)	415	791	370	718	326	717	671	893	773	521	757	444
VSS/SS比(%)	78.9	68.0	75.3	64.3	73.8	62.5	77.7	57.9	81.5	61.0	82.1	61.2
SVI	194	71	220	146	215	129	95	83	474	728	282	262
BOD-SS負荷(kg/kg/d)	1.29	0.59	1.23	0.54	1.13	0.44	0.39	0.22	0.45	0.57	0.47	0.59
SRT(d)	1.4	8.1	1.2	1.8	1.9	4.3	7.2	7.4	4.0	2.5	3.4	1.6
終沈沈澱時間(hr)	1.89	3.78	1.66	3.32	1.41	2.82	2.13		2.84		2.7	
水面積負荷(m³/m²/d)	45.1	22.5	51.2	25.6	60.4	30.2	40.0		29.9		31.6	
Fe^{+2}添加率 As Fe	－	10	10-12		10		5		8		20	

クカットを行なっているので，全流入量が減少した。このため従来3池ある最終沈澱池を2池薬注系に，1池をコントロール系に使用していたものを各系列を1池づつとして沈澱池の条件の統一をはかった。なお，コントロール系は夏期を除いて常に汚泥がバルキング気味でSVIが高く，MLSSの維持が困難であったため，ほとんどの場合BOD－SS負荷は薬注系より高いという結果となっており，必ずしも厳密な意味での比較とはならなかった。実験Ⅱ（10mg Fe/ℓ注入），Ⅳ（5mg Fe/ℓ），Ⅴ（8mg Fe/ℓ），Ⅵ（20mg Fe/ℓ）における流入流出水質の平均値を総括して表－2に示した。

3－2－1　リンの除去

第1鉄塩のリンの反応はまずFe^{2+}からFe^{3+}への酸化が生じ，第2鉄塩として反応すると考えるのが一般的である。

$$Fe^{2+} + \frac{1}{4}O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 1/2\,H_2O \qquad (1)$$

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \qquad (2)$$

$$Fe^{3+} + PO_4^{3-} \rightarrow FePO_4 \qquad (3)$$

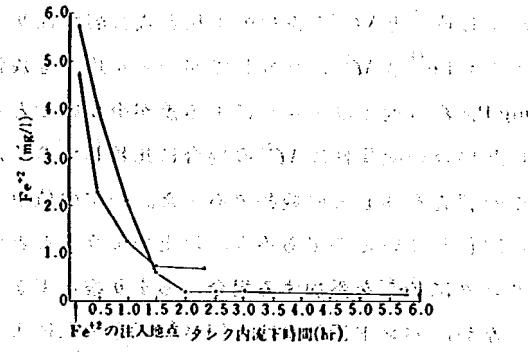
Fe^{+2}が直接リン酸と不溶性の化合物を作ることも知られているが，その反応は完全には解明されていない。またFe^{+2}と反応する場合，形成されるリン酸鉄のフロックが小さく容易には沈澱しないこと，反応に長時間を要することなどから，Fe^{+2}をFe^{+3}への酸化（(1)式）させないで用いることは一般的ではなく，酸化条件のもとで用いるのがよいとされている。このためには，反応槽を酸化雰囲気にするほか，PHは中性より高いほど，水温は高いほどその反応が早いとされている。エアレーションタンクはこのための条件を有しており，Fe^{+2}をFe^{+3}にして反応させることが可能であり，第1鉄塩が有効に利用できることになる。また，前年まで行なったパンドの場合と異なって注入位置はタンクの端末ではなく，流入部付近に注入してやることが必要になることが，第2鉄塩あるいはアルミニウム塩を凝集剤として用いる場合との違いである。

表－2　流入流出水質の総括表

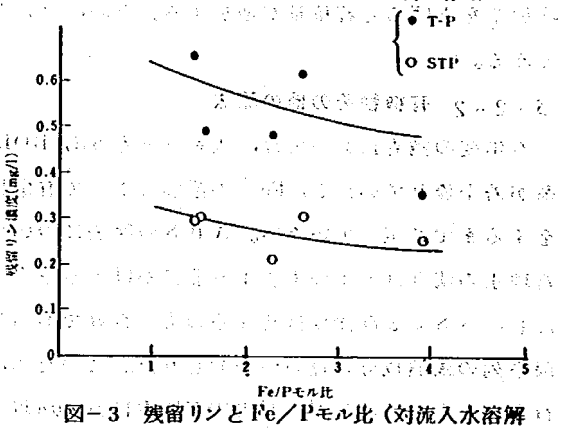
項目＼実験番号＼区分	Ⅱ (Fe^{3+} 10mg/ℓ) 流入下水	初沈流出水	終沈流出水 コントロール	終沈流出水 薬注	Ⅳ (Fe^{3+} 5mg/ℓ) 流入下水	初沈流出水	終沈流出水 コントロール	終沈流出水 薬注	Ⅴ (Fe^{3+} 8mg/ℓ) 流入下水	初沈流出水	終沈流出水 コントロール	終沈流出水 薬注	Ⅵ (Fe^{3+} 20mg/ℓ) 流入下水	初沈流出水	終沈流出水 コントロール	終沈流出水 薬注
水温 ℃	(9~22.4)				23.2~27.6				11.2~13.2				11.1~15.2			
PH	7.0~7.2	7.1~7.2	7.3~7.4	7.2~7.4	6.6~7.0	6.7~7.2	6.0~6.8	6.3~7.0	6.9~7.2	7.0~7.2	7.0~7.4	7.0~7.4	7.1~7.2	7.1~7.2	7.1~7.3	6.9~7.1
透視度 cm	4.5	6.2	>30	>24	4.3	6.8	21	>14	3.8	4.5	>30	>30	4.3	5.9	>30	>30
濁度 〃	57	39	5.7	5.7	53	27	6.8	9.3	91	63	4.7	4.1	57	40	2.9	2.2
SS mg/ℓ	132	47	12	11.7	115	31	11	16	139	57	4.9	4.5	151	52	4.2	3.8
全アルカリ度 〃	101	98	102	84	85	82	24	34.6	96	99	87	82	95	103	88	65
BOD－全 〃	149	88	10.3	7.7	103	63	12.7	18.1	156	107	6.1	5.9	166	102	8.8	4.7
BOD－溶 〃	55	48	7.6	7.0	38	31	35	2.8	–	–	–	–	–	–	–	–
BOD－ATU 〃	–	–	–	–	–	–	7.5	6.8	–	–	–	–	–	–	5.2	4.7
COD アルカリ 〃	54	38	12.5	10.8	–	–	–	–	77	52	11.5	11.1	69	49	11.2	9.3
COD 酸性 〃	69	47	13.6	12.5	44	28.6	15.5	14.8	80	60	13.1	13.7	86	57	11.9	11.1
TOC－全 〃	68	47	14.3	13.0	54	32.7	13.4	11.6	–	–	–	–	–	–	–	–
TOC－溶 〃	27	22	8.0	8.5	22	19.2	13.1	11.9	–	–	–	–	–	–	–	–
TKN 〃	27.8	24.4	20.4	20.2	25.0	21.1	7.2	11.9	29.8	29.1	20.1	20.0	31.0	27.8	19.1	21.0
NH_4－N 〃	15.8	15.1	16.1	16.9	12.2	12.0	4.0	9.8	14.2	16.1	13.7	14.1	15.7	15.1	13.1	13.6
NO_2－N 〃	0.0	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.64	0.63	0.10	0.10	0.14	0.06	0.02	0.0	0.37	0.06
NO_3－N 〃	0.1	0.1	0.03	0.04	0.14	0.13	2.63	0.41	0.12	0.10	0.19	0.13	0.19	0.19	0.91	0.19
T－P 〃	4.04	3.39	1.94	0.62	3.45	2.83	1.68	0.64	4.78	3.86	1.48	0.49	4.49	3.80	1.87	0.35
ORT－P 〃	2.47	1.95	1.63	0.44	2.35	2.15	1.40	0.36	2.39	2.35	1.14	0.27	2.53	2.49	1.49	0.21
STP 〃	2.47	2.34	1.65	0.30	2.15	1.98	1.57	0.29	3.04	2.83	1.32	0.30	2.93	2.76	1.63	0.25
ABS 〃	6.5	6.9	0.95	0.93	6.1	6.5	0.43	0.71	6.42	6.08	0.38	0.54	6.9	7.2	0.19	0.53
大腸菌群数 N/ml	–	–	3,700	2,300	–	–	1,800	2,100	–	–	3,300	3,700	–	–	–	–

(1) 数字は日平均値の区間内平均　(2) 大腸菌群数は滅菌前の値

実験はすべてFe^{2+}をエアレーションタンク流入部付近に添加することを原則として行なった。一例として図－2にエアレーションタンクの流下に伴なう混合液上澄液中の溶解性Fe^{2+}の変化を示した。Fe^{2+}はタンク内で添加後急激に減少し，1.5時間程度でなくなっている。また，このときの溶解性の全FeはほとんどがFe^{2+}であった。添加したFeがどのような経路でPO_4と反応したり水酸化物を形成したりしているかの詳細は不明であるが，リンとの反応時間等から推定するとFe^{2+}への酸化後直ちに反応しているのではないかと考えられる。実験期間の一時期，タンクの端末付近に添加位置をづらしたが，このときFe^{2+}の約半分程度がそのまゝ流出していく結果となっていたことからもそのことが裏付けられる。このようなことからすると，Fe^{2+}はタンクの前部，少なくとも1.5時間の滞留時間を有する部分へと添加するのがよいと考えられる。ただし，過剰なかくはん（エアレーション）をうけることになるので流出水の濁質はバンドの添加時よりやゝ高めとなった。この点が，Fe^{2+}を用いる時の問題点であろう。

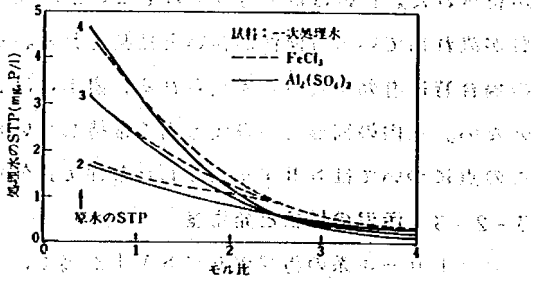


図－2　エアレーションタンク内でのFe^{+2}の変化
Fe^{+2}10mg／ℓをタンク流入部に添加



図－3　残留リンとFe／Pモル比（対流入水溶解性P）の関係

リンの除去率は各ケースとも概ね良好で表－3に示すように溶解性リンの除去率で85％以上が得られている。Fe^{2+}の注入率は5～20mg Fe／ℓの範囲にあるが，対流入水（初沈流出水）STPに対するFe／pモル比は1.5～4の間であった。モル比と処理水中の残留リン濃度の関係を図－3に示した。図に示されるように，モル比と残留溶解性リンの間にはあまりはっきりとした関係がなく，モル比が1.5以上であれば，ほゞ0.3mg P／ℓの値が得られている。この理由として，$FePO_4$の溶解度がこのときのpH（中性付近）では1mg／ℓ付近と高く，このためFeの注入率の差が生じてこないことが考えられる。図－4は三次処理研究室が三次処理技術開発協力会議の協力のもとに関連都市の下水を対象に行なった凝集沈殿実験の調査結果



図－4　モル比と処理水中のSTPの関係

表－3　リンの除去の結括

項目＼実験		I	II	IV	V	VI
Fe^{+2}添加率(mg/ℓ)		10	10～12	5	8	20
流入水	T－P (mg/ℓ)	4.14	3.39	2.83	3.86	3.80
	STP (mg/ℓ)	2.48	2.34	1.98	2.83	2.76
処理水	T－P (mg/ℓ)	0.48	0.62	0.64	0.49	0.35
	STP (mg/ℓ)	0.21	0.30	0.29	0.30	0.25
対流入STP モル比		2.27	2.64	1.48	1.57	3.98
pH		6.7～7.2	7.2～7.4	6.2～7.0	7.0～7.2	6.9～7.1
T－P除去率（%）		88.4	81.7	77.4	87.3	90.8
STP除去率（%）		91.5	87.2	85.4	89.4	91.0

のうちFe^{3+}と$A\ell^{3+}$の添加モル比と残留溶解性リンの関係を図示したものである（pH無調整）。この図でもFe^{3+}は$A\ell^{3+}$に比較して同一モル比でも残留リンの濃度が高いこと，原水の溶解性リンが2～3 mg P／ℓ 付近ではモル比による差が少ないことなど同様の結果が得られている。全体的にFe^{2+}を添加した場合の凝集性は$A\ell^{3+}$の場合に比較して悪く，水酸化物の形成も少ないのではないかというのが，この調査を通じての観測であった。一定の値以上であればモル比による影響が出にくいこともこの点と関係しているのであろう。以上のようなことからすると，リンの除去を目的としてエアレーションタンクにFe^{2+}を添加する場合，あまり添加率をあげることは得策ではないということができよう。

なお，バンド添加の時と同様，返送汚泥によるリン除去の効果はかなりみられた。汚泥中に蓄積するFeの量は，添加率が20mg Fe／ℓのときが約20％ Fe／TS，10mg Fe／ℓのときで約10％ Fe／TS であり，添加率をあげると蓄積量が増加する。なお，コントロール系の汚泥のFe含有率は1～2％ Fe／TS程度である。

3－2－2 有機物その他の除去

本年度の調査においては，両系列ともSS，BOD，COD等の除去は良好であった。全体的には薬注系が若干優れていたが，Fe^{2+}の添加によって有機物除去が促進されるかどうかについての明確な判定をするまでに至っていない。ABSの除去については薬注系が常に悪いという結果が得られている。処理水の濁りは前半の実験Ⅰ～Ⅱにかけて薬注系でみられたが，後半の実験ではみられなかった。ただし，SSおよび濁度は薬注系の方が良好であるのに対して透視度は劣るという傾向が常に見られ，両系列の濁質成分の違いが予測された。このため，両系列の流出成分について戸紙による分画調査を行なったところ薬注系の流出固形物中には10μ以上の大きなものが多く，Fe含有率が高いという結果が得られた。原因ははっきりとはしないが，薬注系の場合，いわゆる生物凝集が不十分で，微細な濁質が流れ出ている可能性が強いと推測される。このため，ポリマー等の凝集助剤の添加が，Fe^{2+}添加の場合特に有効になると考えられる。窒素の除去に関しては本年度の実験では特に明確な差は生じていない。系内の固形物の濃度も高く維持していないため，硝化もほとんど生じなかった。（表－2）この点についてはSRTを長くした条件で比較を行なう必要があるであろう。

3－2－3 汚泥の性状と発生量

コントロール系の汚泥が常にSVIが高く，バルキング気味であったことは前述したとうりであるが，Fe^{2+}を添加した系列も冬期の場合特にSVIがコントロール系に比較して安定するという傾向はみられなかった。SVIは1月半ばから上昇しはじめ，Fe^{2+} 8mg／ℓの添加では改善されず，むしろコントロール系に比較して高い傾向が続いた。Fe^{2+}の添加により汚泥中のVSSの割合が低下しているにもかかわらず2月中はSVI数百以上が観測された。検鏡によると繊維状細菌の著しい増加が認められた。このひどいバルキングは3月に入ってまず薬注系が，つぎにコントロール系がおさまり始めた

表－4 固形物発生量収支表

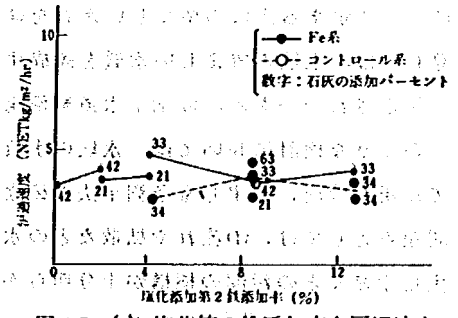
実験番号	(Fe^{+2} 8mg/ℓ)		(Fe^{+2} 20mg/ℓ)	
項目＼区分	コントロール	薬注	コントロール	薬注
①流入下水量 (m^3/d)	7,830		7,960	
②初沈流出SS (mg/ℓ)	57		52	
③終沈流出SS (mg/ℓ)	4.9	4.5	4.2	3.8
④総余剰汚泥量 (kg/d)	520	706	604	1,084
⑤同対流入水濃度 (mg/ℓ)	66.4	90.1	75.8	136
⑥増加量 (kg/d)	186		480	
⑦同対流入水濃度 (mg/ℓ)	23.7		60.3	
⑧増加濃度計算値 (mg/ℓ)	19.4		41.8	
⑨実測増加率	1.36		1.79	

が，Feの効果があったのが，生物相の変化による自然の変化なのかはよくわかっていない。

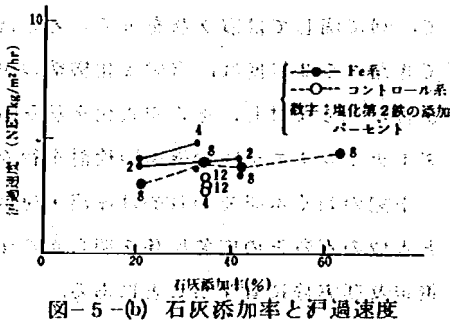
汚泥の発生量の比較をFe^{+2} 8mg/ℓ と 20mg/ℓのものについて整理したのが表－4である。Fe^{+2}の添加によって，水酸化物，リン酸鉄等の形成により汚泥発生量は増加する。表－4に示すように，Fe^{2+} 8mg/ℓの添加による増加分はコントロール系に対して流入下水量をベースとした濃度で 23.7 mg/ℓ（流入下水量1m³に対して23.7gの固形物の増加），Fe^{2+} 20mg/ℓの添加で60.3 mg/ℓとなっている。また，増加率として前者の場合で1.36倍，後者の場合で1.79倍であり約40～80%の増加となる。汚泥の濃縮性はFe系の余剰汚泥も，コントロール系の余剰汚泥もほとんど変らない（若干Fe系の方がよい）ので，蓄積としての増加分もほとんど同じ程度と考えられる。なお，この増加率は式(1)，(2)から計算される理論上の値（Feの添加濃度の約2.5倍）とほぼ一致しており，薬注率を決定すれば計算で予測できることが確認された。モル比によってリンの除去が大巾に変らないことからするとFe^{+2}の添加率はできるだけ小さく（モル比1.5程度）にすれば，汚泥の発生量の面から有利であると考えられる。

3－2－4 汚泥の脱水性

Fe^{2+}を加えて発生する余剰汚泥の脱水性を知るために濃縮――調整――脱水する場合を想定して，小型の加圧脱水機を用いて脱水試験を行なった。通常の余剰汚泥に比べて脱水性はどうか，エアレーションタンクにFe塩を加えているため，脱水用調整剤としての塩化第2鉄の添加分を減らせるかどうかなどが，その調査の目的である。結果の1例として図－5に両系列で発生した汚泥の戸過速度と調整剤（石灰および塩化第2鉄）の添加率の関係を示した。両系列で発生した余剰汚泥をそれぞれ初沈汚泥とTS比で1：1になるように混合して試料とした。図中の数字はそれぞれ石灰の添加率(a)および塩化第2鉄の添加率(b)である。図－5に示されるように両者の戸過速度にははっきりとした差はみられず，特にFe系の方が優れているという結果は得られていない。数回行なった試験の結果も同様であり，特にコントロール系の余剰汚泥の状況により両者の脱水性に対する評価が左右された。図－6(a)の例で示されるように石灰の添加率をあげる場合には塩化第2鉄を添加しないでも脱水が行えるようであり，ある程度鉄塩の減少がはかれる可能性が示されている。



図－5－(a) 塩化第2鉄添加率と戸過速度



図－5－(b) 石灰添加率と戸過速度

（注）打ち込み圧4kg/cm²
撹拌6分　打ち込み6分　圧搾8分
戸過面積1/100m²
Fe系　20Femg/ℓをエアタンに添加した汚泥と初沈汚泥の混合汚泥

4. まとめと今後の問題点

硫酸第1鉄をエアレーションタンクに添加した場合の処理の特性についての調査結果についてのべた。Fe^{2+}の添加によってリンの除去をはじめ有機物等の除去の改善が十分期待でき，薬品費の節減も可能となる。しかしながら，Fe^{2+}の場合，$A\ell^{3+}$の場合と異なり，SVIや流出濁質が不安定となり易いので基本的には二次処理が十分良好に行なわれている条件下で添加することが望ましいといえる。これらについては，今後も調査していく予定である。

4. 公共用水域の水質予測手法に関する調査

水質研究室　室長　村上　健
研究員　大島吉雄
尚田隆史

1. 研究の目的と必要性

下水道事業の最も大きな役割の1つは公共用水域に排出される汚濁負荷量を削減し，環境基準その他によって定まる水域の望ましい水質を達成・保持することにある。したがって，下水道計画の策定に際しては，水域の望ましい水質を達成するということを目標とすべきであり，現在主要な水域について策定されつつある流域別下水道整備総合計画においても，この観点からの検討が主体となっている。このような検討においては，水域の水質予測を行う必要があるが，特に海域・湖沼などの水域については現在の所，必ずしも予測手法が確立されているとは言えない。これら水域における予測手法上の問題点としては，(イ)流れや拡散などの水理的な計算手法が完成されていないこと，(ロ)富栄養化による生物生産などの汚濁の機構が十分明らかになっていないことなどが挙げられる。この調査においては，51年度までは，上記(イ)に関しては拡散方程式の差分法および有限要素法による数値計算手法について，(ロ)に関しては霞ケ浦をモデルとしたリンおよび窒素のシミュレーション計算について調査を行ってきた。52年度は，富栄養化機構の中での内部生産と環境基準の指標であるCODとの関係の実験を行なって検討し，その定式化を試みるとともに，富栄養化シミュレーション手法としての生態学的ダイナミックモデルの適否の検討を行なっている。

上記の如く本研究の目的は湖沼・海域などの水域について，下水処理場などから流入する汚濁負荷と水域の水質との応答関係を明らかにするための水質予測手法を確立し，下水道整備計画の合理的な策定及び実施に資することにある。

2. 昭和52年度までの研究成果

51年度までは拡散方程式の数値計算法について調査を行い，次の結果を得た。

差分法による解法として，拡散方程式の移流項を陰形式の後方差分で，拡散項は陰形式でそれぞれ表示するという項別差分方式を提案し，この差分方式とLax-Wendroffの方法・Crank-Nicholsonの方法・Stone-Brianの方法等の2次の差分方式との比較を種々の観点から行い，非常に特殊な条件の下での計算以外では，ここで提案した土木研究所の方法の計算誤差が最も小さい事を示した。また，有限要素法による解法については，実際水域の計算が可能なプログラムを作成し，内挿関数を1次としたときの計算誤差の検討を行った。

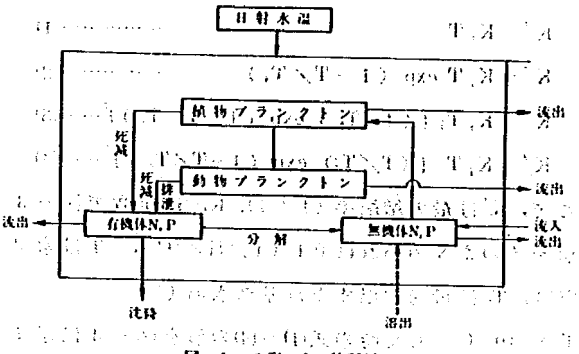
52年度においては，旧赤羽支所屋上で行なったプランクトンの時間変化を調べるための水槽実験

結果を示し，あわせて生態学的数理モデルによる富栄養化のシミュレーション手法の基礎的検討を行なった。

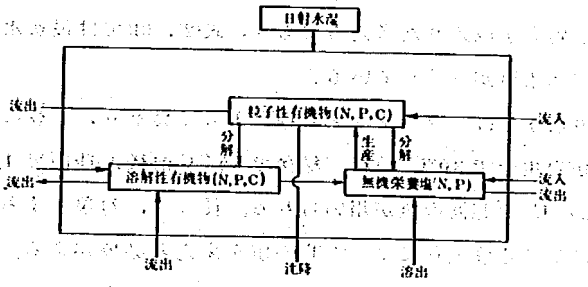
3. 昭和53年度の調査成果

3.1 概要

本年度は先年度報告した水槽実験および霞ケ浦の水質変化をシミュレートすることを目的として，図－1，2に示すような2つのモデルを考え，各モデルで用いるべきパラメータの値について検討するとともに，水質変化の再現を試みた。モデルⅠは，動物性プランクトン，植物性プランクトン，窒素，リンを変数とし，栄養塩の循環は，無機態→プランクトン→有機態（プランクトンの死骸で，すべて粒子性と仮定）→無機態という形を想定している。また，モデルⅡでは，動・植物プランクトンおよびこれらの死骸を一括して粒子性有機物として取扱い，それぞれには区分していない。栄養塩の循環は，無機態のものが生産によって粒子性（有機態のもののみとする）に変化し，分解や代謝によって直接あるいは溶解性有機物を経て無機態へと回帰すると考える。モデルⅠは水槽実験での水質変化，モデルⅡは霞ケ浦の水質変化にそれぞれ用いた。



図－1 モデルⅠの物質循環

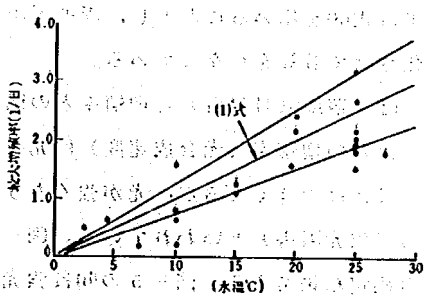


図－2 モデルⅡの物質循環

3.2 各パラメータの検討[1]

3.2.1 植物性プランクトンの生産項

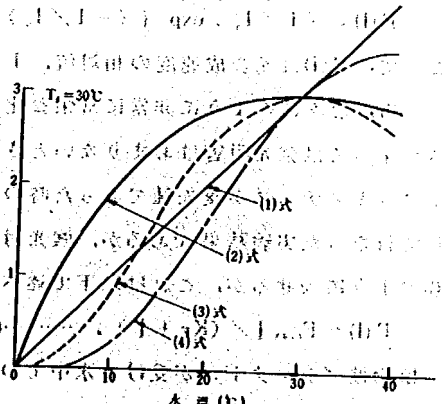
植物性プランクトンの生産に関与する因子としては，一般には水温，照度（日射量），栄養塩濃度が支配的なものと考えられており，他にもpH，塩分濃度，藻類種間の競合，密度効果なども関係するといわれているが，今回のモデルでは前3者のみを考えた。



図－3 最大増殖率と水温との関係
(但し，底はe)

(1) 水温と増殖率との関係

水温と植物性プランクトンの増殖率との関係について，Di Toro[2]は栄養塩類と照度を飽和（最適）にした条件下で水温だけを変化させた数多くの実験結果をまとめ，図－3(a)に示すような関係を得て，最大増殖率（K_0）は水温に1次比例しているとした。これを数式化すれば式(1)のようになるが，



図－4 水温と増殖率との関係

これを基にして式(2)～(4)のような最適水温を考慮した補正式が提案されている。

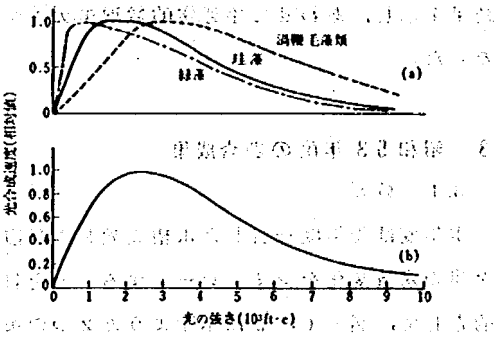
$$K' = K_1 T \quad \cdots\cdots(1)$$

$$K' = K_1 T \exp\ (1 - T/T_s) \quad \cdots\cdots(2)$$

$$K' = K_1 T_s \{ (T/T_s) \exp\ (1 - T/T_s) \}^3 \cdots\cdots(3)$$

$$K' = K_1 T \{ (T/T_s) \exp\ (1 - T/T_s) \}^3 \cdots\cdots(4)$$

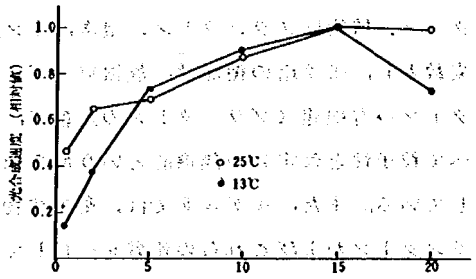
ここで，K'は最大増殖率（1／日），K_1は定数で図－3の値をそのまゝ用いれば0.1（1／日／°C），Tは水温（°C），T_sは最適水温または基準水温（°C）



図－5 (a)海洋植物プランクトン数種の光合成－光曲線（RYTHER, 1956）
(b)，(a)の3曲線を平均した曲線，(注：1ft－c≒10.8ルックス)

T_sを30°Cとした時の式(1)～(4)の値を図－4に示すが，これからも明らかなように，式(2)～(4)は高水温の時の抑制効果を取入れた考え方であり，式(2)，(3)では最適水温と基準水温が一致している。

最適水温はプランクトンの種によって異なり，一般に藍藻類の場合で30°C前後，緑藻で25°C前後，珪藻で10～20°Cの範囲の値が用いられる。従って，対象とする水域における優先種によってT_sの値を変える必要がある。



図－6 照度と光合成速度との関係
(注：1ft-c≒10.8lux)

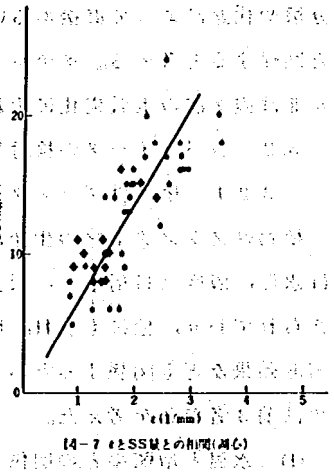
今回の計算においては，モデルⅠでは式(1)を，モデルⅡでは式(3)を用いることとし，両モデルともK_1の値を若干変化させて計算を行なっている。

(2)：照度（日射量）と増殖率との関係

藻類の増殖率（光合成速度）は光の強さが大きくなるにしたがって一般には大きくなるが，光が強くなり過ぎると逆に増殖率が小さくなる（強光阻害）といわれている。図－5はその1例であるRyther[3]の測定結果である。図－5の(b)は強光阻害がある場合を平均化した曲線であるが，次式のように表わせる。

$$F(I) = (I / I_s) \exp\ \{ (-I / I_s) + 1 \} \quad \cdots\cdots(5)$$

ここで，$F(I)$は光合成速度の相対値，Iは照度，I_sは基準照度



図－7 cとSS量との相関(湖心)

一方，霞ケ浦のように非常に富栄養化した水域で発生するミクロキスティスでは強光阻害はあまりないとされている。図－6は霞ケ浦でミクロキスティスが優先種であった時の湖水を用い，栄養塩を飽和にして行なった実験結果であるが，強光阻害は別確にはなっていない。強光阻害がないとした場合は式(6)のように表せるが，これは以下で述べるMonod型の式と同じである。

$$F(I) = F_{max} I / (K_F + I) \quad \cdots\cdots(6)$$

ここで，F_{max}およびK_Fは定数

植物性プランクトンが受ける水中での照度は，水深により，また1日の中でも時間により異なるので，水深方向および時間方向に積分し，1日の平均照度を次のようにして求めてみる。

まず，表面照度は日間で式(7)の形で与えられるとし，水深方向の減衰はベールの法則に従い，式(8)で表わせるものとする。

$$I_0(t)=\begin{cases} I_a & (0<t<f) \\ 0 & (f<t<1) \end{cases} \quad \cdots\cdots(7)$$

$$I(z)=I_0 \exp(-\varepsilon z) \quad \cdots\cdots(8)$$

ただし，$I_0(t)$は表面照度，I_aは日照時間内の平均照度，fは日照時間（日），tは時間（日），$I(z)$は水深zの位置での水中照度，εは吸光係数，zは水深である。

強光阻害がある場合の平均増殖率は式(5)，(7)，(8)より時間方向と水深方向に積分することによって得られ，式(9)のようになる。また，強光阻害がない場合には，式(6)，(7)，(8)より式(10)が得られる。

$$r=\frac{ef}{\varepsilon H}\{\exp(-\alpha_1)-\exp(-\alpha_0)\} \quad \cdots\cdots(9)$$

$$r=-\frac{fF_{max}}{\varepsilon H}\ln\left\{\frac{\exp(-\varepsilon H)+\beta}{1+\beta}\right\} \quad \cdots\cdots(10)$$

ただし，$\alpha_1=(I_1/I_s)\exp(-\varepsilon H)$，$\alpha_0=I_a/I_s$，$\beta=K_F/I_a$。

ここで，rは平均増殖率，Hは平均水深

なお，吸光係数（ε）とSSとの間には霞ケ浦においては図－7のような関係が得られており[1]，次式のように表わせる。

$$\varepsilon=\varepsilon_1\times SS+\varepsilon_2 \quad ;\ \varepsilon_1 \text{および} \varepsilon_2 \text{は定数} \quad \cdots\cdots(11)$$

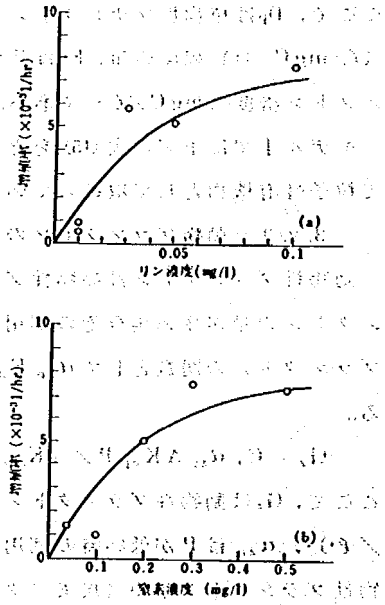
今回の計算において，モデルⅠでは式(9)を，モデルⅡでは式(6)をそれぞれ用いている。

(3) 栄養塩濃度と増殖率との関係

栄養塩濃度と増殖率との関係は，一般には次のようなMonod型の関数形で近似できることが多い。

$$\mu=\mu_{max}N/(K+N) \quad \cdots\cdots(12)$$

ここで，μは増殖率，μ_{max}は最大増殖率，Kはミカエリス定数，Nは栄養塩濃度である。



図－8 栄養塩濃度と増殖率との関係

図－8は霞ケ浦の湖水を用い，水温25°C，照度1万ルックスの条件下で，(a)のケースは窒素を，(b)のケースはリンを飽和させて求めたものであるが，この実験の結果をみてもMonod型の式で概ね近似できることがわかる。なお，ミカエリス定数については，モデルⅠではリンで0.02，窒素で0.2とし，モデルⅡではリンで0.001，窒素で0.2程度の値を用いた。

(4) 植物性プランクトンの増殖率についてのまとめ

以上の検討より，植物性プランクトンの増殖率（G_P）として今回の計算では次式を用いた。

$$\text{モデルⅠ}: \quad G_P=K_1T\frac{ef}{\varepsilon H}\{\exp(-\alpha_1)-\exp(-\alpha_0)\}\frac{N_I}{K_N+N_I}\frac{P_I}{K_P+P_I} \quad \cdots\cdots(13)$$

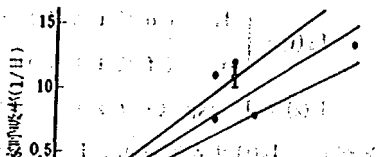
$$\text{モデルⅡ}: \quad G_P=K_1T_S\left\{\frac{T}{T_S}\exp\left(1-\frac{T}{T_S}\right)\right\}\frac{I}{K_I+I}\frac{N_I}{K_N+N_I}\frac{P_I}{K_P+P_I} \quad \cdots\cdots(14)$$

ここで，N_Iは無機態窒素濃度，N_Pは無機態リン濃度，K_Nは窒素のミカエリス定数，K_Pはリンのミカエ

リス定数，K_Iは照度のミカエリス定数である。

3.2.2　植物性プランクトンの死滅項

植物性プランクトンの死滅は自家呼吸と動物性プランクトンの捕食によって起るとする。自家呼吸率に関しては，Di Toro等により図－9に示すような水温の1次にほぼ比例するという結果が報告されており，また，捕食については沪過率（単位量当りの動物性プランクトンが1日当りに沪過する水量）が一定とされている。これを数式化すれば，



図－9　植物プランクトンの自家呼吸率と水温

$$D_P = D_{PT} + G_g Z = K_2 T + C_g Z \quad \cdots\cdots(15)$$

ここで，D_Pは植物性プナンクトンの死滅率（1／日），D_{PT}は自家呼吸率（1／日），C_gは沪過で0.13（ℓ／mgC／日）程度の値，K_2は比例定数で図－9の値を用いれば0.005（1／日／°C），zは動物性プランクトン濃度（mgC／ℓ）である。

モデルⅠでは上記の式(15)をそのまま用いるが，モデルⅡの場合は，動・植物プランクトンはすべて粒子性有機物として取扱っているため，それらの分解あるいは沈降の一部に含まれる。

3.2.3　動物プランクトンの増殖項および死滅項

動物性プランクトンは動物性プランクトンを捕食することによって増殖する。しかし，植物性プランクトンの量が多い場合その利用効率が悪くなることが知られている。この利用効率の悪化を植物性プランクトンの関数として$\alpha_{zp} K_{mp} / (K_{mp} + P)$と表わした場合，増殖率は次式のように表現される。

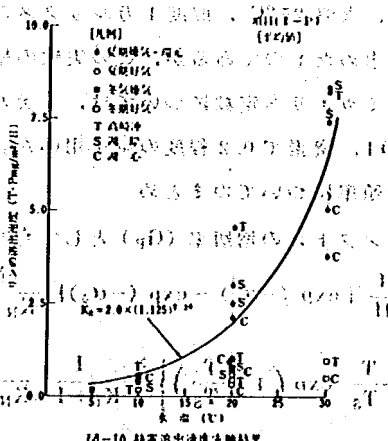
$$G_z = C_g \alpha_{zp} A K_{mp} P / (K_{mp} + P) \quad \cdots\cdots(16)$$

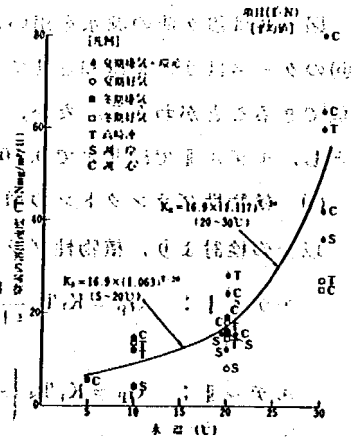
ここで，G_zは動物性プランクトンの増殖率（1／日），Pは植物性プランクトン量（μgクロロフィル／ℓ），α_{zp}はPが低い時の利用効果，K_{mp}は定数で60（μgクロロフィル／ℓ）程度の値，Aは植物性プランクトン中の（炭素／クロロフィル）比

動物性プランクトンの死滅については，植物性プランクトンと同様に自家呼吸と捕食とが考えられるが，捕食については良く知られておらず無視せざるを得ない。自家呼吸は水温の1次に比例するといわれており，次式のようになる。

$$D_z = K_3 Z \quad \cdots\cdots(17)$$

ここで，D_zは動物性プランクトンの死滅率（1／日），K_3は定数で0.005程度の値（1／日／°C），Tは水温（°C）である。


図4－10


図4－11

モデルⅠでは動物性プランクトンを変数として取上げているが，モデルⅡでは粒子性有機物の中に

一括して取扱われている。モデルⅡの対象水域は霞ケ浦であり，その優先種は動物性プランクトンに捕食されにくいといわれる藍藻であるため，動物性プランクトンについてはあまり考慮しなくともよいものと思われる。

3.2.4　分解項

シミュレーションで考慮すべき分解項としては，粒子性有機態の物質から溶解性有機態の物質あるいは無機態物質への分解を表すものが必要であるが，炭素，窒素，リンなど対象とする物質によって値は異なる。しかし，いずれの場合においても分解速度は水温の関数として式(18)のように表わして概ねよいことが知られている。

$$K_D = K_{D1}(\theta)^{T-20} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots(18)$$

ここで，K_Dは分解速度（1／日），K_{D1}は20℃での分解速度（1／日），θは温度定数，Tは水温（℃）

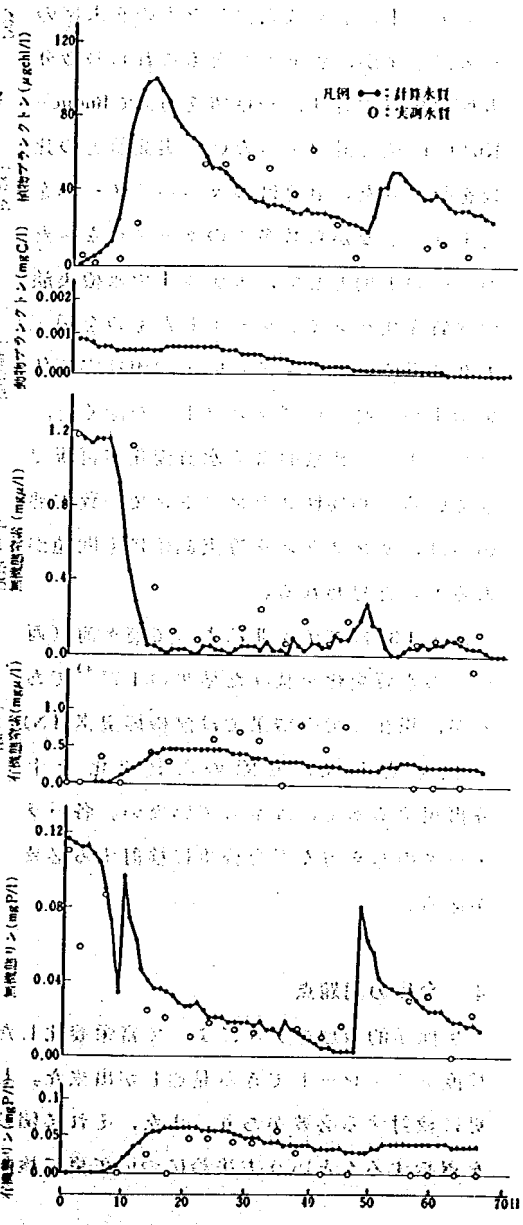
霞ケ浦の水を用いた実験[5]によれば，粒子性有機態の物質の無機態物質への分解については，式(18)のK_{D1}の値は0.02（1／日）程度の値，θは1.05～1.2程度であったが，K_{D1}の値は窒素の場合よりもリンの場合の方が若干大きいようであった。また，溶解性有機態の物質の分解速度は上記の値よりも1オーダー低い値であった。なお，窒素に関しての分解速度は初期濃度に依存している傾向があった。

3.2.5　沈降項

沈降項については現地の水理条件などによって異なるため十分信頼できる値が得られていないが，霞ケ浦で今迄に得られた結果[4]によると植物性プランクトンの場合0.02～0.062（m／日），植物性プランクトン以外の物質の場合0.21～1.41（m／日）程度の値が観測されている。モデルⅠでは0.1（m／日），モデルⅡでは0.01（m／日）程度の値を用いている。

3.2.6　溶出項

底泥からの溶出に関係する因子には，底泥の質，底泥と接する水の好気・嫌気の別，水温などがあるといわれている。図－11，12は霞ケ浦の底泥を用いた溶出実験結果[4]を示したものであるが，水温が高い程，また好気，嫌気の別では嫌気性の時に，窒素，リンともに溶出速度が大きくなっている。図中の実線は嫌気性条件のデータを下記の式(19)に近似して得られた関数形であるが，モデルⅡではこれに類似した関数形を用いている。



図－12 水槽内水質変化のシミュレーション

$$K_R = K_{R1}(\theta)^{T-20} \quad \cdots\cdots(19)$$

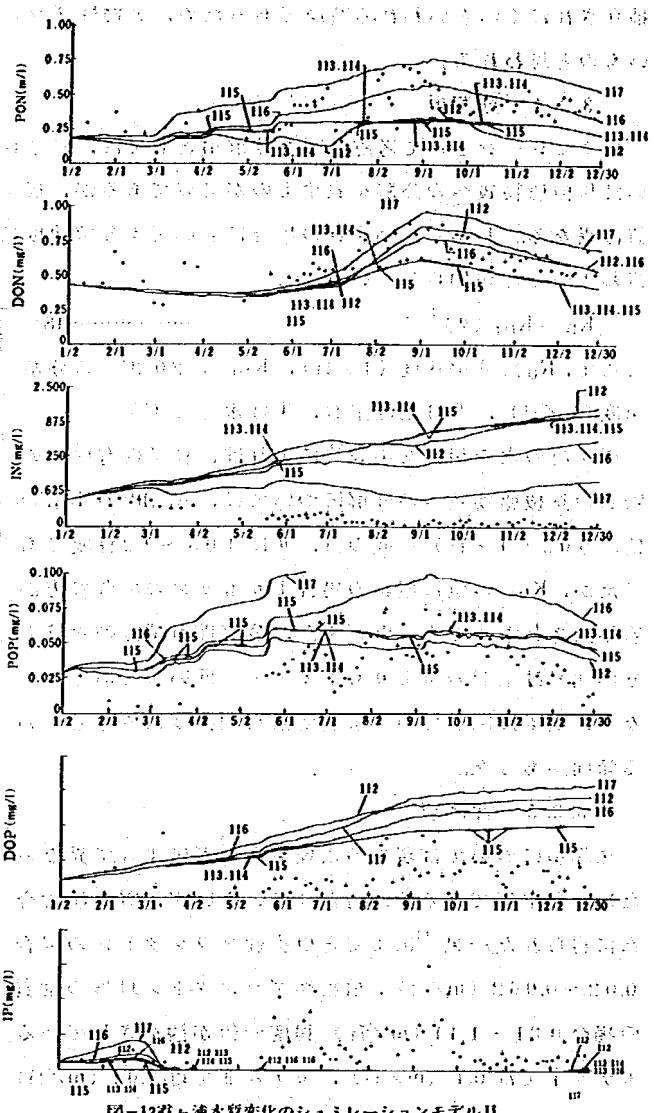
ここで，K_Rは溶出速度（mg／m²／日），K_{R1}は20℃の溶出速度（mg／m²／日），θは温度定数，Tは水温（℃）である。

なお，モデルⅠは水槽実験の検証に用いたため，溶出項は考慮していない。

3.3 シミュレーションの結果

モデルⅠ，Ⅱを数式化したものを末尾の参考に示すが，各モデルともこれらの微分方程式を連立させ，初期値を与えてRunge-Kutter法で計算を行ない，実測値との比較を行なった。計算は種々のパラメータを若干修正しながら数多くのケース行なったが，その1例として，モデルⅠで水槽実験の水質変化をシミュレートしたものを図－1.2に示す。この図において○印は実測値を示すが，動物性プランクトンを除くと，計算によって比較的よく水質変化が再現できている。動物性プランクトンで一致が悪いのは，サンプリング等実測値にも問題があるものと思われる。

図－13はモデルⅡによって饅ケ浦（西浦）の水質変化を試みた結果の1部[4]であるが，現在までの結果では無機態窒素(IN)を始めとして，実際の水質変化を十分再現するまでには至っていない。各パラメータの与え方など今後更に検討する必要がある。



図－13 饅ヶ浦水質変化のシュミレーションモデルⅡ

4. 今後の問題点

生態学的数理モデルによって富栄養化した水域での水質変化をシミュレートすることを試み，ある程度シミュレートできる見通しが出来た。しかし，前記のように各パラメータの与え方について今後更に検討する必要があり，また，それに関連して，水域の状況に応じてどの範囲まで考慮したモデルを選択するかという方法論について更に検討をする必要がある。

参考文献

1) 琵琶湖の将来水質に関する調査報告書，昭和50年，51年度版，土木学会

2) Di Toro, A. J. etal., A Dynamic Model of Phytoplankton Population in the Sacramento – San Joaquin Delta Series 106, Advances in Chemistry Series, ACS, 1971

3) Ryther, J. H., Photosynthesis in the Ocean as a Function of Light Intensity, Lim. and Ocean., 1976

4) 霞ケ浦工事々務所による調査結果，未発表

5) 停滞水域の水質汚濁に関する研究，昭和53年度試験研究費報告，建設省土木研究所

（参考）

モデルI

(イ) 植物性プランクトン P（μgChl／L）

$$\frac{dP}{dt} = (G_P - D_{PT} - C_g Z)P - P\frac{Q}{V}$$

(ロ) 動物性プランクトン Z（mgC／L）

$$\frac{dZ}{dt} = (G_Z - D_{ZT})Z - Z\frac{Q}{V}$$

(ハ) 有機態窒素 No（mgN／L）

$$\frac{dNo}{dt} = -K_{DN}N_O + \{D_{PT} + (C_g - G_Z)Z\}PB + D_Z ZD - \frac{S}{H}N_O - N_O\frac{Q}{V}$$

(ニ) 有機態リン Po（mgP／L）

$$\frac{dPo}{dt} = -K_{DP}P_O + \{D_{PT} + (C_g - G_Z)Z\}PC + D_Z ZE - \frac{S}{H}P_O - P_O\frac{Q}{V}$$

(ホ) 無機態窒素 N_I（mgN／L）

$$\frac{dN_I}{dt} = K_{DN}N_O - G_P PB + N_{Iin}\frac{Q}{V} - N_I\frac{Q}{V}$$

(ヘ) 無機態リン P_I（mgP／L）

$$\frac{dP_I}{dt} = K_{DP}P_O - G_P PC + P_{Iin}\frac{Q}{V} - P_I\frac{Q}{V}$$

ここで，A：植物性プランクトンの（炭素／クロロフィル）比，B：植物性プランクトンの（窒素／クロロフィル）比，C：植物性プランクトンの（リン／クロロフィル）比，D：動物性プランクトンの（窒素／炭素）比，E：動物性プランクトンの（リン／炭素）比，Q：流出量，V：容量，S：沈降速度であり，他の記号は本文中で説明してある。

モデルII

(イ) 粒子性有機物質 C_P（mg／ℓ）

$$\frac{dC_P}{dt} = G_P C_P - \frac{S}{H}C_P - (K_{D,PD} + K_{D,PI})C_P + (C_{Pin} - C_P)\frac{Q}{V}$$

(ロ) 溶解性有機物質 C_D（mg／ℓ）

$$\frac{dC_D}{dt} = K_{R,D}\frac{1}{H} + (K_{D,PD}C_P - K_{D,DI}C_D) + (C_{Din} - C_D)\frac{Q}{V}$$

(ハ) 無機性物質 C_I（mg／ℓ）

$$\frac{dC_I}{dt} = K_{R,I}\frac{1}{H} + (K_{D,PI}C_P + K_{D,DI}C_D) - C_{fP}C_P + (C_{Iin} - C_I)\frac{Q}{V}$$

ここで，$K_{D,PI}$，$K_{D,PD}$，$K_{D,DI}$はそれぞれ粒子性から無機性，粒子性から溶解性，溶解性から無機性への分解速度（1／日），$K_{R,D}$，$K_{R,I}$はそれぞれ溶解性，無機性物質の溶出速度（mg／m²／日）

5. 臭気と脱臭方法に関する調査

下水道研究室　室　長　安藤　茂
研究員　高橋正宏
石田淳子

1. 研究の目的

下水道の終末処理場やポンプ場における臭気は，過去にあっては問題なしとはしないまでも第二義的なものとして取扱われてきた。下水道事業が建設に重点を置いていた時代にあってはやむを得ない面もあったが，施設の維持管理問題が重要度を増すに従い臭気対策の検討が必須のものとなってきている。また下水道施設の建設にあたって，周辺住民の反対運動のため用地取得や工事が遅れる場合も多くなってきており，計画設計の段階で臭気対策を十分練っておく必要にせまられている。しかし下水道施設の臭気対策は緒についたばかりの段階であり，合理的な臭気対策の確立のためにはまだつめておかねばならない問題が多い。このため本調査では下水道施設から発生する悪臭成分の内容とその濃度を明らかにし，脱臭方法や悪臭発生源の維持管理を含めた総合的な除臭対策を検討するもので，臭気対策を考慮した終末処理場等の計画・設計法の確立，ならびに悪臭防止対策の確立を目的としている。

2. 昭和52年度までの調査結果

本調査は昭和51年度を初年度とし，下水処理場の臭気対策という複雑多岐に渡る問題を扱ってきた。このため初年度は調査事項相互の関係を示す基本的フローシートを作成するとともに，臭気と脱臭方法全般に関する実状を調査することに重点を置いた。昭和52年度は実際の処理場を対象としての臭気の実態調査を行なった。前年度までに判明した主な結果をまとめると次のようになる。

(1) 下水道施設から発生する臭気成分について詳細な報告が過去少なかった。特に今後の調査を必要とする項目としては化学分析結果と官能試験の相関，臭気と水質や処理工程との関係，臭気についての環境の許容値，大気拡散現象の記述，モデル化などが挙げられる。

(2) 様々の形式の脱臭施設が開発，適用されているが，設計，管理についての統一的な見解が確立されておらず，経済性，脱臭効率も不明のものが多い。

(3) 下水処理場の臭気を機器分析した結果，多種類の臭気物質が検出された。特に硫化水素，メチルメルカプタンなどの硫黄化合物が閾値を越える濃度で検出され，官能試験との相関も高かった。

(4) 下水処理場に設置してある脱臭施設の各脱臭プロセスを検討したところ，酸，アルカリ洗浄のみでは十分な脱臭効果が期待できず，これらのプロセスに活性炭脱臭等を組み合せることによってほぼ満足できる除臭効果のあることがわかった。

3. 昭和53年度の調査成果

3.1 調査の概要

本年度も下水処理場の実態調査を引き続き行なった。調査内容は，夏季と冬季での臭気の相違，処理場の特性による臭気の相違，下水臭を構成する物質の検出，脱臭施設の効果の検討などである。また単一有臭物質について，濃度と臭気強度の関係や，閾値を求めるための簡易手法の検討を行なった。特に下水処理場に関係の深いと思われる物質のいくつかについて，簡易手法によるデーターの収集を行なった。これらの詳細な報告は別途に刊行する予定である。

3.2 処理場における実態調査

本年度実態調査を行なった処理場は数ケ所あるが，ここでは紙面の都合上そのうちの2ケ所を報告するにとどめる。

3.2.1 生活排水に由来する臭気の調査

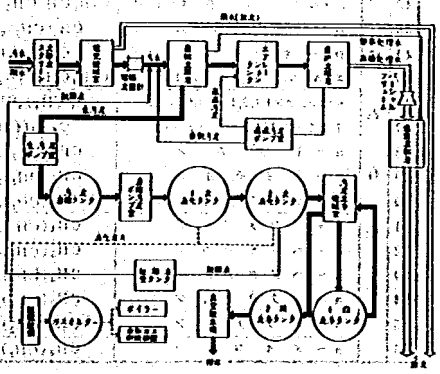
下水道施設の臭気の基本的構成物質は生活排水に由来する物質であろう。そこで生活排水を主体とする流入下水（工場排水混入率4％）の処理を行なっており，かつ屎尿の投入受入れの行なわれていない処理場を選び調査を行なった。処理場の概要は表－1，図－1に示すとおりである。

臭気物質についての測定項目，測定場所，及び測定結果を表－2に示す。昨年度調査した処理場では屎尿投入を行なっており，メチルメルカプタン，硫化水素といった硫黄化合物が，沈砂池でそれぞれ18，92ppb検出されたが，今回の処理場では屎尿投入を行なっていないこともあり，脱離液の入っている最初沈殿池でそれぞれ1＞，12 ppb であった。また，低級脂肪酸類であるイソ酪酸，n－酪酸は昨年度の処理場沈砂池で0.1，0.6 ppb であったが，今年度ではそれぞれ1.0，0.3 ppb であり，生活排水由来の臭気成分として，これら低級脂肪酸類も重要であることもわかった。

表－1 処理場の概要

計画処理面積	1287 ha
計画処理人口	162,000人
現在処理人口	162,000人
計画処理水量	64,800m³/日
現在処理水量	64,800m³/日
排除方式	合流式
下水処理方式	標準活性汚泥法
汚泥処理方式	嫌気性消化

臭気濃度でみると濃縮槽，篩渣ホッパーが高濃度であるが，濃縮槽は通常は密封されており臭気発生源とはなっていなかった。沈砂池，曝気槽は臭気濃度が100以上あり，このうち沈砂池は住宅地に近いため水洗，オゾン脱臭による処理を行なっている。しかし活性炭等による脱オゾン処理を行なっていないため排気にはかなりオゾン臭が残っている。各種の炭化水素類が検出されているが昨年度の処理場での値とオーダーが異なるようなものは少なく，特殊な工場排水が流入していない処理場では，この程度の炭化水素類が存在しているものと思われる。



図－1 処理系統図

3.2.2 夏季，冬季の季節による発生臭気の違い。

昨年度報告した処理場は冬季（2月）に調査を行なった。

表 2—① (単位 ppb)

記号	名称 / 化学式 / 採取箇所		① 沈砂池(水面上)	①'－1 沈砂池(ダクト)	①'－2 沈砂池(水洗後)	①'－3 沈砂池(オゾン脱臭後)	② 沈砂池揚起時	③ 最初沈殿池	④ 曝気槽
	臭気濃度		－	160	130	170	－	62	170
1	アンモニア	NH_3	74	88	148	41	110	134	56
2	S化合物 硫化水素	H_2S	－	10	1	1	18	12	4
3	S化合物 メチルメルカプタン	CH_3SH	－	T.r.	N.D.	N.D.	T.r.	T.r.	T.r.
4	S化合物 硫化メチル	$(CH_3)_2S$	－	T.r.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	T.r.
5	S化合物 二硫化メチル	$(CH_3S)_2$	－	1	N.D.	N.D.	N.D.	1	N.D.
6	低級脂肪酸 酢酸	CH_3COOH	4.6	1.7	6.5	4	4.2	7.1	1.4
7	低級脂肪酸 プロピオン酸	CH_3CH_2COOH	0.8	0.2	1.1	0.8	0.6	0.9	0.1
8	低級脂肪酸 イソ酪酸	$(CH_3)_2CHCOOH$	0.5	0.1	T.r.	N.D.	T.r.	0.8	2
9	低級脂肪酸 n－酪酸	$CH_3CH_2CH_2COOH$	0.3	0.3	4.8	3.5	0.2	1.3	N.D.
10	低級脂肪酸 イソ吉草酸	$(CH_3)_2CHCH_2COOH$	T.r.	0.1	0.4	T.r.	T.r.	N.D.	0.2
11	低級脂肪酸 n－吉草酸	$CH_3(CH_2)_3COOH$	T.r.	T.r.	0.4	0.2	T.r	0.1	T.r.
12	低沸点有機物質 イソペンタン	$(CH_3)_2CHCH_2CH_3$	7.7	5.8	－	5.1	3.2	6.3	3.7
13	低沸点有機物質 n－ペンタン	$CH_3(CH_2)_3CH_3$	6.3	2.7	－	3.2	2.8	3.2	1.8
14	低沸点有機物質 メチルメルカプタン+2メチルペンタン	$CH_3SH+(CH_3)_2CH(CH_2)_2CH_3$	3.1	1.9	－	3.8	1.4	2.2	1.9
15	低沸点有機物質 3メチルペンタン	$(CH_3)_2(CH_2)_2OH$	1.5	1.0	－	3.6	0.8	1.5	1.9
16	低沸点有機物質 n－ヘキサン	$CH_3(CH_2)_4CH_3$	3.8	5.0	－	4.7	4.0	6.7	8.0
17	低沸点有機物質 メチルシクロペンタン	$C_5H_9CHCH_3$	3.5	N.D.	－	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
18	低沸点有機物質 硫化メチル+2－メチルヘキサン	$(CH_3)_2S+(CH_3)_2CH(CH)_2CH_3$	3.7	1.1	－	2.4	32.3	1.3	1.5
19	低沸点有機物質 3メチルヘキサン	$(CH_3)_2CH(CH_2)_3$	2.7	0.8	－	1.4	0.4	3.5	0.8
20	低沸点有機物質 n－ヘプタン	$CH_3(CH_2)_5CH_3$	N.D.	1.5	－	N.D.	N.D.	1.8	N.D.
21	低沸点有機物質 四塩化炭素+1.1.1トリクロロエタン	$CCl_4+CH_3CCl_3$	7.9	8.3	－	11.8	6.6	10.4	15.2
22	低沸点有機物質 n－オクタン	$CH_3(CH_2)_6CH_3$	4.9	1.2	－	1.7	1.4	1.6	1.4
23	低沸点有機物質 ベンゼン+クロロホルム	$C_6H_6+CHCl_3$	11.0	4.3	－	6.8	N.D.	7.3	9.4
24	低沸点有機物質 トリクロロエチレン	C_2HCl_3	21.6	N.D.	－	11.4	41.5	N.D.	N.D.
25	低沸点有機物質 n－ノナン (1)	$CH_3(CH_2)_7CH_3$	10.2	4.4	－	3.5	11.0	3.0	1.7
26	低沸点有機物質 トルエン (1)	$C_6H_5CH_3$	26.9	8.2	－	19.2	13.9	11.6	17.5
27	低沸点有機物質 テトラクロロエチレン	C_2Cl_4	N.D.	N.D.	－	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
28	低沸点有機物質 2メチルノナン	$CH_3CH(CH_3)(CH_2)_6CH_3$	11.3	3.7	－	2.1	9.9	1.9	1.3
29	低沸点有機物質 3メチルノナン	$CH_3CH_2CH(CH_3)(CH_2)_5CH_3$	3.0	2.1	－	0.5	5.1	0.4	1.6
30	低沸点有機物質 n－デカン (1)	$CH_3(CH_2)_8CH_3$	13.0	12.8	－	2.7	25.8	4.9	2.2
31	中沸点有機物質 エチルベンゼン	$C_6H_5CH_2CH_3$	10.6	2.1	－	10.8	4.2	5.3	5.3
32	中沸点有機物質 m，p－キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	35.3	4.6	－	17.3	3.7	8.2	6.7
33	中沸点有機物質 o－キシレン (1)	$C_6H_4(CH_3)_2$	8.5	1.9	－	6.9	1.9	4.8	3.3
34	中沸点有機物質 n－ウンデカン+クロロベンゼン	$CH_3(CH_2)_9CH_3+C_6H_5Cl$	6.8	18.6	－	1.3	18.0	2.7	3.9
35	中沸点有機物質 プロピルベンゼン	$C_6H_5(CH_2)_2CH_3$	T.r.	T.r.	－	T.r.	T.r.	T.r.	T.r.
36	中沸点有機物質 m，p－エチルトルエン	$C_6H_4CH_2CH_3CH_3$	12.5	T.r.	－	5.4	T.r.	T.r.	T.r.
37	中沸点有機物質 o－エチルトルエン	$C_6H_4CH_3CH_2CH_3$	3.3	T.r.	－	1.9	T.r.	T.r.	T.r.
38	中沸点有機物質 1，3，5－トリメチルベンゼン	$C_6H_3(CH_3)_3$	2.5	T.r.	－	1.9	T.r.	T.r.	T.r.
39	中沸点有機物質 1，2，4－トリメチルベンゼン(1)	$C_6H_3(CH_3)_3$	10.4	T.r.	－	4.6	T.r.	T.r.	T.r.
40	高沸点有機物質 トルエン (2)	$C_6H_5CH_3$	13.6	11.1	－	－	32.8	13.5	11.7
41	高沸点有機物質 n－ノナン (2)	$CH_3(CH_2)_7CH_3$	2.1	1.8	－	－	19.0	4.9	1.4
42	高沸点有機物質 エチルベンゼン+m，p－キシレン	$C_6H_5CH_2CH_3+C_6H_4(CH_3)_2$	15.4	2.7	－	－	59.3	4.9	7.6
43	高沸点有機物質 n－デカン (2)	$CH_3(CH_2)_8CH_3$	11.7	10.5	－	－	54.0	5.3	7.2
44	高沸点有機物質 o－キシレン (2)	$C_6H_4(CH_3)_2$	4.3	3.8	－	－	19.9	N.D.	N.D
45	高沸点有機物質 エチルトルエン+1,3,5－トリメチルベンゼン	$C_6H_4CH_2C_2H_3+C_6H_3(CH_3)_3$	13.7	12.9	－	－	49.3	2.4	7.0
46	高沸点有機物質 n－ウンデカン+1,2,4－トリメチルベンゼン	$CH_3(CH_2)_4CH_3+C_6H_3(CH_3)_3$	30.6	23.6	－	－	62.0	2.6	8.6
47	高沸点有機物質 1,2,4－トリメチルベンゼン(2)	$C_6H_3(CH_3)_3$	3.7	3.5	－	－	9.9	N.D.	2.0
48	高沸点有機物質 n－ドデカン	$CH_3(CH_2)_{10}CH_3$	24.2	19.4	－	－	90.0	1.0	5.4
49	高沸点有機物質 n－トリデカン	$CH_3(CH_2)_{11}CH_3$	10.5	10.1	－	－	47.0	0.3	3.7
50	高沸点有機物質 n－テトラデカン	$CH_3(CH_2)_{12}CH_3$	3.3	3.5	－	－	18.5	0.4	1.4
51	高沸点有機物質 n－ペンタデカン	$CH_3(CH_2)_{13}CH_3$	1.3	0.9	－	－	4.5	0.3	T.r.
52	高沸点有機物質 n－ヘキサデカン	$CH_3(CH_2)_{14}CH_3$	0.4	0.3	－	－	0.7	T.r.	T.r.
53	高沸点有機物質 n－ヘプタデカン	$CH_3(CH_2)_{15}CH_3$	0.4	T.r.	－	－	0.7	T.r.	T.r.
54	高沸点有機物質 n－オクタデカン	$CH_3(CH_2)_{16}CH_3$	T.r.	T.r.	－	－	T.r.	T.r.	T.r.
55	高沸点有機物質 n－ノナデカン	$CH_3(CH_2)_{17}CH_3$	T.r.	T.r.	－	－	T.r.	T.r.	T.r.
56	高沸点有機物質 n－エイコサン	$CH_3(CH_2)_{18}CH_3$	T.r.	T.r.	－	－	T.r.	T.r.	T.r.

表－2－④　　単位 ppb

記号	⑥ 汚泥濃縮槽	⑧ 汚泥洗浄槽	⑦ 脱水機室	⑨ ポンプ室	⑩ 薬品ホッパー	⑫ 処理場敷地境界No.1	⑪ 同No.2	⑬ 同No.3
	7,300	10以下	10以下	230	1,300	10	10以下	－
1	68	149	1890	－	30	21	408	455
2	500	T.r.	7	48	76	－	－	－
3	60	T.r.	N.D.	T.r.	150	－	－	－
4	N.D.	N.D.	N.D.	9	T.r.	－	－	－
5	4	N.D.	N.D.	N.D.	17	－	－	－
6	1.2	1.4	2.1	－	－	－	－	－
7	0.2	0.2	0.3	－	－	－	－	－
8	N.D.	N.D.	N.D.	－	－	－	－	－
9	0.2	1.2	0.3	－	－	－	－	－
10	0.1	T.r.	T.r.	－	－	－	－	－
11	T.r.	N.D.	0.1	－	－	－	－	－
12	4.9	5.7	4.7	N.D.	17.1	－	－	－
13	3.4	2.3	2.1	N.D.	22.8	－	－	－
14	14.2	1.8	1.7	3.9	37.8	－	－	－
15	1.9	1.2	0.1	3.1	4.7	－	－	－
16	1.0	2.3	2.5	12.4	11.9	－	－	－
17	0.8	N.D.	N.D.	N.D.	1.8	－	－	－
18	3.9	0.7	1.1	4.8	6.6	－	－	－
19	1.6	0.7	0.8	3.7	2.0	－	－	－
20	2.3	1.7	1.5	N.D.	N.D.	－	－	－
21	8.3	10.1	11.0	23.7	17.1	－	－	－
22	0.1	0.5	1.2	3.5	2.3	－	－	－
23	7.3	4.6	4.3	7.5	9.9	－	－	－
24	23.0	N.D.	N.D.	88.3	99	－	－	－
25	3.7	N.D.	N.D.	12.2	14.9	－	－	－
26	38.3	10.6	8.2	3.4	20.9	－	－	－
27	18.4	N.D.	N.D.	22.8	27.5	－	－	－
28	4.7	1.2	0.7	15.1	6.9	－	－	－
29	1.7	0.5	N.D.	7.5	3.7	－	－	－
30	10.1	3.1	1.4	35.0	16.4	－	－	－
31	20.3	3.9	4.4	8.8	11.4	－	－	－
32	19.8	9.6	5.0	20.8	17.4	－	－	－
33	6.6	3.1	2.4	8.0	6.8	－	－	－
34	5.4	1.3	1.0	21.7	8.1	－	－	－
35	1.3	T.r.	T.r.	T.r.	T.r.	－	－	－
36	5.9	3.6	T.r.	12.0	7.5	－	－	－
37	1.9	1.4	T.r.	5.8	T.r.	－	－	－
38	2.2	1.1	T.r.	7.5	T.r.	－	－	－
39	5.9	2.9	T.r.	5.5	T.r.	－	－	－
40	32.4	－	47.2	－	415	－	－	－
41	4.9	－	12.4	－	77.0	－	－	－
42	40.2	－	24.2	－	189	－	－	－
43	22.4	－	20.0	－	191	－	－	－
44	8.3	－	N.D.	－	101	－	－	－
45	32.2	－	12.6	－	134	－	－	－
46	28.0	－	4.9	－	105	－	－	－
47	4.0	－	N.D.	－	19.6	－	－	－
48	6.5	－	1.5	－	15.1	－	－	－
49	5.4	－	2.2	－	1.4	－	－	－
50	2.4	－	T.r.	－	T.r.	－	－	－
51	0.4	－	T.r.	－	1.3	－	－	－
52	0.2	－	T.r.	－	5.7	－	－	－
53	T.r.	－	T.r.	－	12.2	－	－	－
54	T.r.	－	T.r.	－	15.0	－	－	－
55	T.r.	－	T.r.	－	55.4	－	－	－
56	T.r.	－	T.r.	－	2.5	－	－	－

注1　－は測定せず

注2　T.r. は Trace
N.D. は検出せず

注3　同一の物質名が複数掲載されているものは測定法が異るもの

今回は同じ処理場で夏季（８月）の実態調査を行なった。これは臭気の季節的な相違をみるためのもので，測定項目，測定箇所は前回より簡略化した。表－３は同じ測定箇所での臭気濃度，臭気物質濃度を示したもので，各欄の上段は冬季，下段は夏季での測定結果である。

各処理工程での臭気濃度を見ると，前曝気，最初沈殿池，汚泥濃縮槽で夏季の値がかなり高くなっている。最初沈殿池，汚泥濃縮槽は水温の高い夏季に，より嫌気化するため臭気濃度が高くなるものと思われる。但し嫌気化の示標とも言える硫化水素濃度は，濃縮槽で夏季に逆に減少している。濃縮槽の硫化水素濃度は汚泥の投入，引き抜きなどの操作条件によってかなり変動するというデーターもあり，その影響によるものであろう。前曝気槽では夏季に嫌気化の進んだ下水が曝気されるため硫化水素，メチルメルカプタン等が大量に発散し，臭気濃度が高くなる。閾濃度の比較的低い，n－酪酸，イソ酪酸，吉草酸といった低級脂肪酸類は，夏季が冬季に比べて数倍～20倍高い値となっており臭気物質として無視できないものといえよう。硫化物についてもおおむね夏季のほうが冬季よりも高い値を示している。また，低沸点有機物，有機塩素化合物，高沸点有機物といった物質については嗅覚閾値が比較的高いと思われるので，この程度の変動では大勢に影響ないであろうが，臭気の相乗，相殺効果についてほとんど未解明であるので，今後もこの種のデーターを収集する必要がある。

以上のような臭気濃度，臭気物質の季節的変動は，一般に予想される範囲内であり，夏季と冬季で臭気が質的に顕著な変動をするということもなさそうである。但し臭気に対する感受性は，気象条件，周囲の状況，時刻などによって異なるので，数多くのデーターの比較が必要となり，これだけのデーターで判断を下すことは早計であろう。

なお，この処理場での臭気排出強度（T．O．E．R．）は脱臭前で夏季に $6.3\times10^{6}\ Nm^{3}$／分，冬季に $1.6\times10^{6}\ Nm^{3}$／分，脱臭後はそれぞれ $1.0\times10^{6}\ Mm^{3}$／分，$1.2\times10^{5}\ Nm^{3}$／分 であった。

3.3　臭気成分の臭覚閾値，臭気強度別濃度の簡易測定法

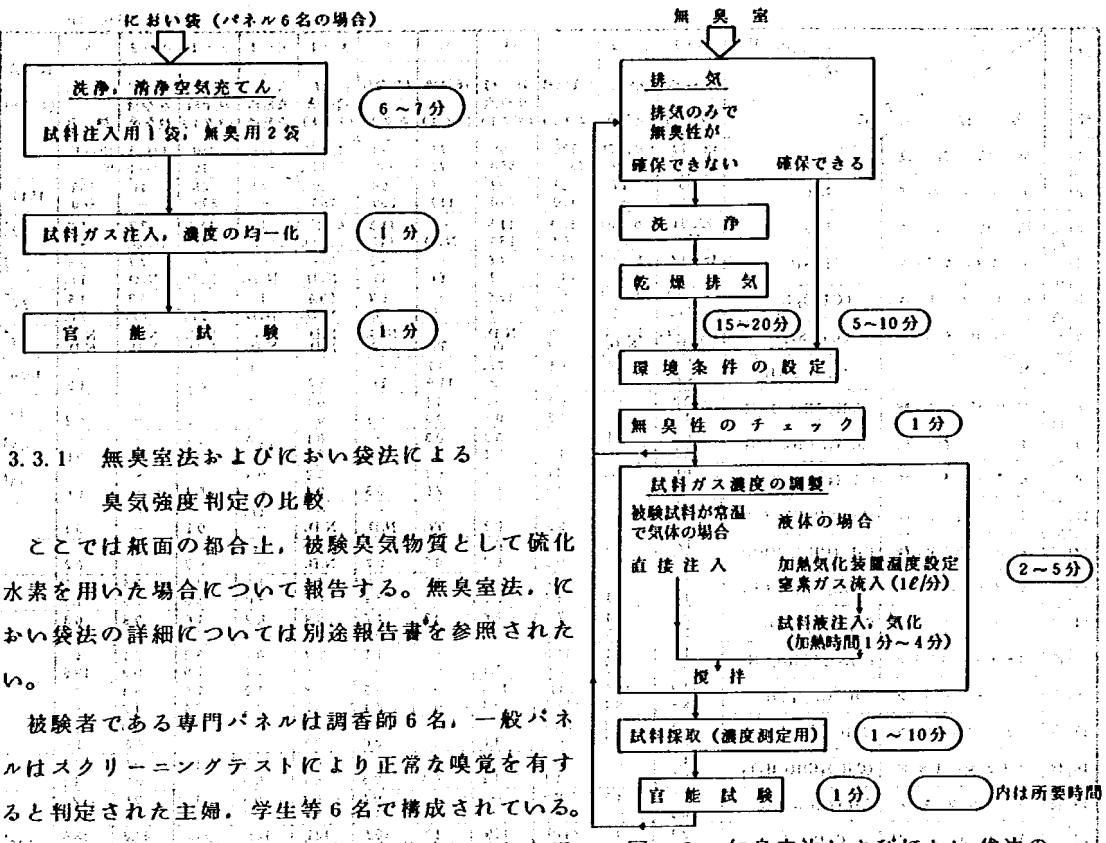
下水処理場から発生する臭気物質は現在50～60種類検出されており，今後もその数は増加するものと思われる。下水処理場において効果的脱臭等の臭気対策を行なうためには，発生している物質を同定，定量するとともに，それらの物質の濃度と嗅覚に与える刺激の程度を知っておかなければならない。物質が嗅覚に与える刺激の程度を表現する手段は数多く提案されているが，本調査では嗅覚閾値と臭気強度別の臭気物質濃度で検討を進めることとした。現在これらの値を測定する手法としてほぼ公定化されているのは無臭室法である。この手法はステンレス製の内壁をもつ容積４m^{3}の部屋を用い，室内空気中の対象物質を所定の濃度にしたうえで，嗅ぎ窓より頭を入れて臭気についての判定を行なうものである。しかし無臭室法は装置が大型なため，機動性がなく，測定のための時間も１つの物質について一日はかかるなど問題が多い。そこでにおい袋法を用いて測定方法の簡略化を検討した。この方法は臭気濃度を測定する時に用いられている手法の応用である。

臭気の判定は被験者の心理的，生理的状態に大きく左右されるので，被験者（パネル）には高度の熟練が必要と考えられる。しかし調香師のような専門パネルを常時，多数確保することは困難であるため正常な感覚を有する一般パネルを用いる必要がでてくる。そこで一般パネルの判定した値と，専門パネルの判定した値についての比較も，簡易手法の検討と同時に行なった。無臭室法とにおい袋法の測定手順とその所要時間は図－２に示すとおりである。

表－3 単位 ppb

記号		名称 / 化学式 \ 採取箇所 / 番号		①－1 沈砂池 (ダクト)	①－2 沈砂池 脱臭後	② 前曝気槽 (ダクト)	③ 最初沈殿池 (ダクト)	④ 曝気槽 (ダクト)	⑤ 水処理系 ダクト	⑥－1 汚泥濃縮槽 (ダクト)	⑥－2 汚泥濃縮槽 脱臭後	⑦－1 汚泥洗浄槽 (ダクト)	⑦－2 汚泥洗浄槽 脱臭後	⑧ 脱水機室	閾値 (参考値)
1		臭気濃度		310, 730 730	550, 31 19	730 7300	98 550	73 73	98 980	13,000 55,000	980 9800	410 410	10以下 10以下	10以下 10	
2		アンモニア	NH_3	95 230	17 —	27 130	32 270	3 110	98 200	69 780	29 —	85 500	41 —	308 860	1540
3	（硫化物）	硫化水素	H_2S	92, 642 150	6, 20.7 25	12.4 63	11.5 230	— N.D.	11.5 141	65,400 22,600	41 6600	42.9 30	2.3 N.D.	1.7 4	0.33[3]
4		メチルメルカプタン	CH_3SH	18, 3.4 4	1, 0.7 Tr	34.9 140	4.6 3	— Tr	8.2 17	328 N.D.	352 N.D.	6.2 N.D.	2.7 N.D.	0.3 Tr.	0.07[3]
5		硫化メチル	$(CH_3)_2S$	4, 0.9 Tr.	2, 0.8 1	36.9 28	12.6 2	— 5	6.7 8	59.4 N.D.	36 N.D.	0.8 Tr.	0.3 Tr.	1.5 Tr.	3.0[4] 1
6		二硫化メチル	$(CH_3S)_2$	4, Tr. N.D.	1, 1 N.D.	3.5 6	N.D. Tr.	— Tr.	N.D. 2	N.D. N.D.	Tr. N.D.	N.D. N.D.	N.D. N.D.	N.D. N.D.	2.2[4]
7	（低級脂肪酸）	酢酸	CH_3COOH	1.2 53	0.2 —	1.1 3	Tr. 2	0.7 11.9	— Tr.	— 2.2	0.1 —	— 2.4	— —	— 1.9	1000
8		プロピオン酸	CH_3CH_2COOH	0.2 1	— —	0.1 0.2	— 0.3	0.1 0.9	— 0.1	0.1 0.3	0.2 —	— 0.2	— —	— 0.3	15
9		イソ酪酸	$(CH_3)_2CHCOOH$	0.1 0.6	0.1 —	— 1.7	0.3 2.1	0.3 1	— 2.9	0.1 2	0.3 —	0.1 0.2	— —	— 0.6	0.23[3]
10		n－酪酸	$CH_3(CH_2)_2COOH$	0.6 1.5	Tr. —	Tr. 0.5	0.1 1.1	0.1 2.6	— 0.3	0.2 0.4	0.3 —	— 0.2	— —	— 0.6	0.33[3]
11		イソ吉草酸	$(CH_3)_2CHCH_2COOH$	N.D.	— —	— 0.2	— 0.3	— Tr.	— N.D.	— N.D.	Tr. —	— 0.1	— —	— 0.1	
12		n－吉草酸	$CH_3(CH_2)_3COOH$	Tr. 0.3	Tr. —	Tr. 0.2	Tr. 0.7	Tr. 0.2	— 0.2	— N.D.	Tr. —	— 0.2	— —	— 0.2	
13	（低沸点有機物）	イソペンタン	$(CH_3)_2CHCH_2CH_3$	1.8 1.8	2 2.4	10 2.7	2.5 2.6	1.3 —	1.5 3.4	0.7 6.8	1.1 4.0	2.4 5.5	1.4 2.3	11.7 1.2	
14		n－ペンタン	$CH_3(CH_2)_3CH_3$	2.5 1.8	2.4 1.5	7 2.0	4.6 1.7	2.5 —	1.7 0.9	0.9 3.7	0.9 2.1	1.6 3.0	0.9 1.2	6.3 0.7	
15		3－メチルペンタン	$(CH_3)_2(CH_2)_2CH$	1.3 0.7	1.1 0.7	11.9 2.6	— 1.1	— —	1.1 —	13.7 3.6	0.7 1.1	3.2 1.0	2.1 0.9	4 19.6	
16		n－ヘキサン	$CH_3(CH_2)_4CH_3$	11.9 6.8	11.5 8.7	341 11.5	12.3 3.4	— —	55.6 8.1	1.8 5.2	1.2 2.2	7.6 2.4	5.4 1.2	7 —	
17		メチルシクロペンタン	$C_5H_9CHOH_3$	2.1 0.6	1.2 0.8	58.7 —	6.8 1.0	3.3 2.2	2.6 2.6	— 2.3	— —	5.8 —	3.9 0.5	2 1.8	
18		3メチルヘキサン	$(CH_3)_2CH(CH_3)_2$	1.0 0.3	2 —	2.6 1.1	— 1.2	— 0.4	0.6 0.3	2.3 6.7	0.3 0.5	1 —	0.9 0.8	2.7 1.1	
19		n－ヘプタン	$CH_3(CH_2)_5CH_3$	0.8 0.3	1.7 —	8.6 —	— —	— —	0.4 1.0	0.4 0	0.3 0.6	1 —	0.6 —	2 0.1	
20		トルエン (1)	$C_6H_5CH_3$	8.1 —	10 —	2470 27.1	129 20.0	12 7.0	102 34.2	121 65.8	128 80.4	170 33.8	44.8 3.0	18.6 —	310[4]
21	（有機塩素化合物）	ベンゼン ＋クロロホルム	C_6H_5 $+CHCl_3$	3.6 1.9	5.6 —	1450 3.8	89.8 2.5	38.1 3.3	20.2 4.8	4.4 10.4	3.6 —	5 28.5	25 4.5	10.3 1.7	
22		トリクロルエチレン	C_2HCl_3	12.8 3.8	9.1 2.5	156 —	35.1 7.5	26.1 6.7	— —	15.4 —	— —	— 169	— —	— 0.6	21500 ～85000
23		テトラクロルエチレン	C_2Cl_4	1.4 —	— —	— 13.3	20 —	11.5 6.0	— 49.8	— —	— —	— 10.5	— —	— —	50000
24		トルエン (2)	$C_6H_5CH_3$	31.3, 91.5 11.9	27.5 —	497 10.7	84.3 223	48.6 62.2	83 112	34.6 12.6	105 —	85.8 15.2	52.6 —	16.7 15.9	310[4]
25	（高沸点有機物）	n－ノナン	$CH_3(CH_2)_7CH_3$	4.7, 40 1.2	4.3 —	2.7 0.6	2.4 205	13 30.4	5.7 326	2.6 0.6	4.3 —	3.1 0.7	18.9 —	2.7 0.6	
26		エチルベンゼン ＋m,p キシレン	$C_6H_5CH_2CH_3$ $+C_6H_4(CH_3)_2$	27.8, 50.2 9.3	21.4 —	36.4 7.6	18 2104	35.9 119	36.6 36.5	20.8 8.8	40.2 —	41 21	22.2 —	31.1 1.6	
27		n－デカン	$CH_3(CH_2)_8CH_3$	42, 73.9 3.3	5.4 —	4.8 2.7	3.1 248	14.7 62.4	9.1 453	18.8 2.5	6.8 —	5.8 2.3	3.9 —	4.5 4.1	
28		o－キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	13.1, 41.1 20.8	9.3 —	8.1 1.4	6.9 491	11.7 21.4	12.5 175	9.3 1.3	13.9 —	8.5 14.3	7.2 —	8.8 2.1	700[4]
29		n－イソプロピルベンゼン	$C_6H_5CH(CH_3)_2$	14.8, 53.3 2.7	7.0 —	4.0 1.8	5.7 —	15.0 19.4	10.8 114	10.4 1.0	7.4 —	8.4 2.8	8.4 —	4.2 2.4	
30		エチルトルエン ＋トリメチルベンゼン	$C_6H_4CH_2CH_3CH_3$ $+C_6H_3(CH_3)_3$	16.6, 29.7 8.5	9.6 —	12.9 3.7	9.0 3110	24.1 75.6	15.2 437	15.8 2.7	13.4 —	11.3 5.2	11.4 —	11.4 6.3	
31		n－ウンデカン＋ 1・2・4トリメチルベンゼン	$CH_3(CH_2)_9CH_3$ $+C_6H_3(CH_3)_3$	30.3, 86.1 2.6	13.1 —	19.7 6.9	13.5 3300	35.8 62.0	27.1 423	19.2 3.2	16.9 —	19.5 2.2	15.4 —	15.8 3.6	
32		n－トリデカン	$CH_3(CH_2)_{10}CH_3$	25, 16.7 6.8	— —	1.6 5.0	1.2 488	2.3 11.3	1.8 19.9	1 1.6	0.6 —	1.3 18.7	2.6 —	0.9 3.9	
33		n－テトラデカン	$CH_3(CH_2)_{11}CH_3$	2.4, 6.9 1.6	— —	1.2 1.3	0.8 12.6	1.6 4.8	1.5 —	1 0.7	0.6 —	0.9 4.7	3 —	1.1 0.8	
34		n－ペンタデカン	$CH_3(CH_2)_{13}CH_3$	1.2, 3.2 0.6	— —	0.3 —	0.4 1.0	0.9 1.9	0.7 —	0.3 0.4	0.4 —	— 4.2	0.7 —	0.1 0.4	
35		n－ヘキサデカン	$CH_3(CH_2)_{14}CH_3$	0.4, 0.4 1.0	0.3 —	0.2 0.6	0.4 1.6	0.3 —	0.2 —	— —	— —	— 12.1	— —	— 0.8	
36		n－ヘプタデカン	$CH_3(CH_2)_{15}CH_3$	0.3, 0.4 1.1	— —	— 0.4	— 0.9	— —	0.1 —	— —	— —	— 3.2	— —	— 1.0	
37		フタル酸ジブチル	$C_6H_4(COOC_4H_9)_2$	1.1 64.6	1.8 —	— 8.4	— 7.4	0.2 41	— 90.8	— 37.0	2.8 —	1.3 73.4	— —	— 108	

上段は冬季，下段は夏季　　*日環センター　三点比較式による値



図－2　無臭室法およびにおい袋法の試験手順の所要時間

3.3.1　無臭室法およびにおい袋法による臭気強度判定の比較

ここでは紙面の都合上，被験臭気物質として硫化水素を用いた場合について報告する。無臭室法，におい袋法の詳細については別途報告書を参照されたい。

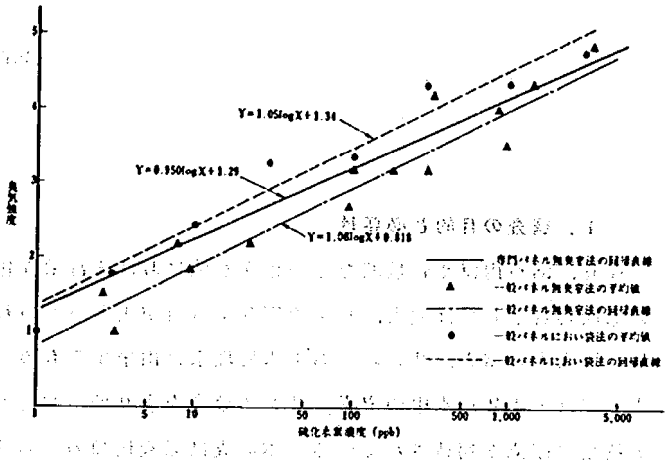
被験者である専門パネルは調香師6名，一般パネルはスクリーニングテストにより正常な嗅覚を有すると判定された主婦，学生等6名で構成されている。臭気物質濃度の測定法は昨年度の報告書に示した通りである。

＜実験方法＞　各パネルは臭気物質を無臭空気で所定の濃度に調整した無臭室又はにおい袋内の空気を嗅いでその臭気強度を判定する。臭気物質濃度はランダムに変えて判定を行なう。これは臭気強度に対する先入観をなくすためである。無臭室法ではパネルによる判定が終了後，室内空気を採取して臭気物質濃度を測定するが，におい袋法では希釈前の臭気物質濃度を測定し，希釈倍率で割って判定時の濃度とする。通常の臭気物質では希釈によって生じる誤差は±15%程度であることが確められており，臭気強度の判定にはほとんど影響はない。但し今回調査した物質の中で，トリメチルアミンは希釈用注射器への吸着が大きかったので，吸着による減少率を考慮して希釈後の臭気物質濃度を決定した。またにおい袋法では袋自体のにおいがかすかにあり，完全な無臭性を保つことは困難であるので，ブランクとして希釈用空気のみを満した袋をパネルに嗅がせてから，測定用の袋の判定を行なわせた。判定は同じ濃度について二回づつ行ない，6名のパネルの判定の算術平均値をその物質濃度における臭気強度とした。

＜結果と考察＞　硫化水素についての結果を図－3に示す。図中の三本の直線は，それぞれ専門パネル無臭室法，一般パネル無臭室法，一般パネルにおい袋法による臭気強度と臭気物質濃度の関係を示している。これらの直線は，ある臭気物質濃度に対して，6名のパネルが下した臭気強度の判定値を算術平均し，その値を用いて最小二乗法によって求めた回帰直線である。これら三本の直線

の違いが，はたして統計的に意味のある差であるか否かを分散分析の手法を用いて検討してみた。専門パネルによる回帰直線も，当然誤差を含むものであるが，計算の都合上これを母回帰式として扱った。

その結果，三本の直線の傾きについては統計的に差はないが，切片については危険率5％で差があった。この切片の相違は，同一の硫化水素濃度に対して下す判定が，パネルの違いや，測定方法の違いによって異なることを意味する。この相違がどの程度のものであるのか調べるため表－4を作成した。



図－3　臭気強度と硫化水素濃度の関係

表－4　測定方法による臭気強度判定の比較（硫化水素）

濃度ppb / 測定方法	3	10	30	100	300	1000	3000
(1)専門パネル無臭室法	1.74	2.24	2.69	3.19	3.64	4.14	4.59
(2)一般パネル無臭室法	1.33	1.90	2.41	2.98	3.49	4.06	4.57
(1)－(2)	0.41	0.34	0.28	0.21	0.15	0.08	0.02
(3)一般パネルにおい袋法	1.84	2.39	2.89	3.44	3.94	4.49	4.99
(1)－(3)	－0.10	－0.15	－0.20	－0.25	－0.30	－0.35	－0.40

表－4によればにおい袋法と無臭室法の臭気強度判定の差は，最大でも0.4とわずかであり，実用上その影響は少ないと考えられる。

硫化水素以外の物質の臭気強度の判定，及び嗅覚閾値については，別途刊行予定の報告書を参照されたい。

4. 今後の課題

下水処理場の実態調査は今年度までのべ10回程行ない，処理場の特性や処理工程による臭気成分の相違，臭気の季節的変動，脱臭施設の効率などについての基礎的なデーターを収集した。今後はより精密なこれらのデーターを集めるとともに，日間，週間の時間的変動や空間的変動（例えば曝気槽の流下方向変化）を調査する必要がある。また，下水処理場の実態調査によって検出された臭気物質について，閾濃度や刺激係数を求める作業をつづけるとともに，それらの効果的な脱臭方法を検討する予定である。

＊臭気と脱臭方法に関する調査報告書（予備調査編）　土木研究所

6. リンの除去に関する調査

三次処理研究室　室　長　安中徳二
主任研究員　京才俊則
研　究　員　酒井憲司
　　榎山孝一

1．調査の目的と必要性

今日，瀬戸内海や琵琶湖などの停滞水域における富栄養化が社会的な問題となっている。富栄養化の原因物質としては窒素，リンの寄与する所が大きいといわれている。下水道の整備に伴ない停滞水域へ流入する窒素，リンのうち下水処理水に由来するものの割合が高くなることが予想され，水域によっては下水処理水中の窒素，リンの濃度をより低く抑える必要性が指摘されており，栄養塩類の除去技術の確立が期待されている。本調査は栄養塩類のうちリンを対象とし，その除去手法の確立，設計及び維持管理上の問題点を解明することを目的としている。

2．　52年度までの調査成果

52年度までの調査成果は，石灰凝集沈殿法および金属凝塩集沈殿法によるリン除去に大別される。

2.1 石灰凝集沈殿法

a. 石灰添加後の残留リン濃度の第一義的な影響因子は，石灰注入により上昇する下水のｐＨであり，ｐＨと残留リン濃度の関係を明らかにした。　b. 目標とするｐＨまで上昇させるのに必要な石灰添加量と下水のＭアルカリ度との関係を明らかにした。　c. 凝集剤としての消石灰と生石灰を比較し，消石灰の方が優れていることを見い出した。　d. 横須加パイロットプラントを設置し，パイロットプラント規模における有機物，リン等の除去状況を求めた。　e. パイロットプラントに発生した炭酸カルシウムのスケールについて調査した。　f. 再炭酸塩化の最適条件を求めた。　g. 2次処理プロセスにおける汚泥系循環水による水処理系へのリンの負荷の回帰が大きいことを指摘し，これを凝集沈殿によって除去する手法を調査した。　h. 遠心分離機による炭酸カルシウムと他の不純分の分別回収方法を明らかにした。　i. 回収した炭酸カルシウムからの生石灰再生法の基礎的実験を行った。　j. 石灰沈殿池における沈殿効率，およびリン除去効率改善について種々の因子を取り出しその効果を調査した。　k. 石灰沈殿池越流水中に残留する浮遊性リンがアンモニアストリッピング，再炭酸塩化と流下し，ｐＨが低下するのに伴って再溶解化することを指摘し，石灰沈殿池越流水を直接沪過する手法の実用性を調査した。　l. 生下水の物理化学処理を行い，沪過，活性炭プロセスを加えることによって2次処理水と同等以上の水質を得た。

2.2 金属塩凝集沈殿法

a. 金属塩凝集沈殿における$Al/P-D$，$Fe/P-D$，$(Al+Fe)/P-D$で表わされる

ル比，および原水中の溶解性リン（P－D）によって，処理水の溶解性リンを推定する方法を見い出した。 b. 金属塩として硫酸バンド，PAC，アルミン酸ソーダ，塩化第2鉄およびMICSをリン除去効率，沈降性，および汚泥脱水性から比較し，総合的には硫酸バンドが優れていることを見い出した。 c. 硫酸バンドを用いて，モル比制御の有効性を室内実験により調査した。 d. 金属塩沈殿池における沈殿効率，およびリン除去効率改善について種々の因子を取り出しその効果を調査した。 e. 横須賀パイロットプラントで発生した硫酸バンド等の金属塩汚泥を遠心分離機で脱水する方法を確立した。 f. リン連続自動分析装置，汚泥界面計，汚泥濃度計，濁度計，pH計等，金属塩凝集沈殿関連の分析装置の実用性，有効性について調査した。 g. 硫酸バンド汚泥中にはまだリン除去能力が存在しているため，これを返送することによってリン除去性は向上するが，硫酸バンド汚泥のSRTを0.6日程度に保つことにより，効果的に硫酸バンド汚泥を利用できる。 h. 硫酸バンド汚泥の有効利用を目的とした再凝集法を考案し，その実用性を検討した（継続中）。 i. 生下水の物理化学処理を行い2.1－Lと同様の結果を得た。 j. 硫酸バンド添加量を増加させてもゼータ電位が変化しないことを確認し，リンの除去が十分であれば濁質も十分除去されることを推論した。 i. 硫酸バンド汚泥を2次処理汚泥と混合脱水することにより，硫酸バンド汚泥の脱水性が改善されることを確認した。

3. 53年度の調査成果

京都パイロットプラントに設置した凝集沈殿装置を用いて，汚泥返送を行う場合のモル比制御の有効性を調査した。この結果，硫酸バンド凝集沈殿では汚泥返送を行えば，モル比制御を行う必要はないことを確認した。また同プラントにおいて，硫酸バンド凝集沈殿法の安定性について調査した。この結果，流入水（2次処理水）の性状に，凝集沈殿水の水質は強く影響されること，したがって，2次処理水質を良好に保つことが重要であることが見い出された。

横須賀パイロットプラントの凝集沈殿装置を用いて，昨年度から実施している再凝集法の実用性検討を継続した。本調査の一部は来年度前半まで継続するので，結果は来年度まとめて報告することとし，本年度は京都パイロットプラントでの成果について報告する。

3.1 硫酸バンド凝集沈殿における凝集剤添加方法

硫酸バンド（以下A.Iという）によるリン除去では，流入水中の溶解性リン濃度［(P－Din)］とAl添加量で表わされるAl/(P－Din)のモル比によって，処理水のP－Dは異ってくる（2.2.2 a参照）。一方，生下水，あるいは2次処理水の流量，およびP－Dは一般的に時間変動するため，Alを定量添加すると，Al/(P－Din)のモル比，および処理水中のP－Dも時間変動することが予測される。このため，(P－Din)と流入水

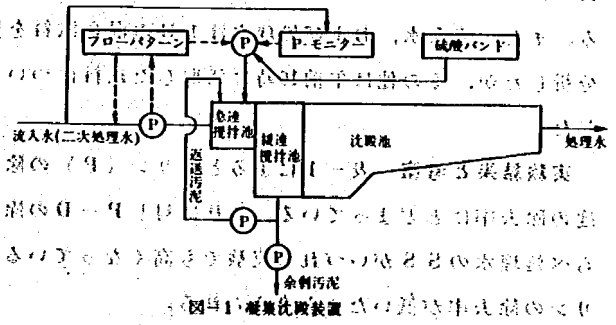


図-1 凝集沈殿装置

量をモニタリシグし，流入水中のリン負荷量に比例させてＡｌ添加量を制御する方法（以下，モル比制御法という）が考えられる。

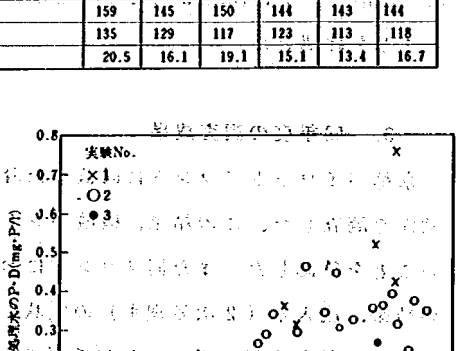
定量添加法とモル比制御法を室内実験によって比較した結果，モル比制御法の方が優れていることが確認されている。この実験では汚泥返送を行っていないが，汚泥返送を行うことによって，流入水中のリンを除去するとともに，その変動を小さく抑えうることが考えられる。このため，京都パイロットプラントにおいて定量添加法とモル比制御法を，汚泥返送を考慮して検討した。

実験に用いた凝集沈殿装置を図－1に，実験条件と実験結果を表－１に示す。流入水（２次処理水）量は300m³/日（流量変動の場合は日平均として）とした。このため，沈殿池の水面積負荷は30m³/m²日となる。

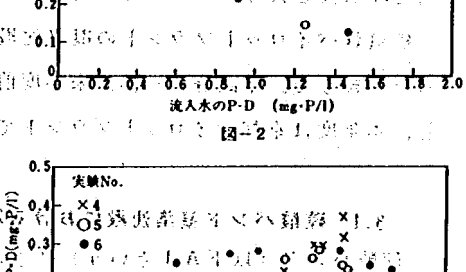
表－1　実験条件と結果

項目 ＼ 実験No.		1	2	3	4	5	6
条件	流入方法	一定	一定	変動	一定	一定	変動
	硫酸バンド添加方法	定量添加	定量添加	定量添加	モル比制御	モル比制御	モル比制御
	汚泥返送率(%)	0	4.2	5.1	0	4.0	4.9
	余剰汚泥率(%)	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
	硫酸バンド添加量(mg·Al/l)	5.9	5.9	5.9	7.1	7.3	6.8
	モル比(Al/P-D)	4.8	4.6	5.7	6	6	6
P(mg·P/l)	流入水	1.69	1.83	1.44	1.50	1.51	1.44
	処理水	1.01	1.08	0.80	0.80	1.08	0.79
	余剰汚泥	26.7	74.7	35.8		23.9	37.2
	混合液		9.40	6.27		3.20	4.95
	除去率(%)	40.2	41.0	44.5	46.7	28.4	45.1
P-D(mg·P/l)	流入水	1.40	1.48	1.18	1.36	1.39	1.30
	処理水	0.44	0.32	0.23	0.30	0.25	0.26
	余剰汚泥	0.19	0.39	0.22		0.29	0.27
	混合液		0.87	0.47		0.66	0.32
	除去率(%)	68.6	78.4	80.5	77.9	82.0	80.0
SS(mg/l)	流入水	9.7	7.7	12.6	6.1	5.8	8.9
	処理水	24.8	17.6	16.2	13.3	19.7	15.2
	余剰汚泥	1690	2190	1740		640	1450
	混合液		188	155		74	112
pH	流入水	7.2	7.1	7.0	7.1	7.1	7.1
	処理水	6.9	7.0	6.9	6.9	6.9	6.9
M－アルカリ度 (mg·CaCo₃/l)	流入水	159	145	150	144	143	144
	処理水	135	129	117	123	113	118
水温	処理水	20.5	16.1	19.1	15.1	13.4	16.7

実験条件（表－１参照）　実験１～３は定量添加法，実験４～６はモル比制御法である。定量添加法におけるAl添加量は5.9mg·Al/lとし，モル比制御では（P－Din)を連続的に測定しているリンモニターからの出力を基に，Al/(P－Din)のモル比を常時６にするよう，Ａｌ添加ポンプを制御した。実験は次のように細分化されている。実験１，４は流入水量一定，汚泥返送なし，実験２，５は流入水量一定，汚泥返送あり，実験３，６は流入水量変動，汚泥返送ありとなっている。実験３は流量変動を行っているが，Ａｌは一定量添加している。表－１に示す実験結果はそれぞれの実験における平均値である。また，流入水，および処理水は１日の混合試料を用いて分析したが，その他は午前10時に採取した試料について分析した。



図－2



図－3

実験結果と考察　表－１によると全リン（Ｐ）の除去率が全体に低く，実験５を除いて40～45％程度の除去率にとどまっている。これに対しＰ－Ｄの除去率は80％程度であること，流入水のＳＳにくらべ処理水のＳＳがいづれの実験でも高くなっていることからこのＰ除去率の低い原因は，浮遊性リンの除去率が低いためと考えられる。

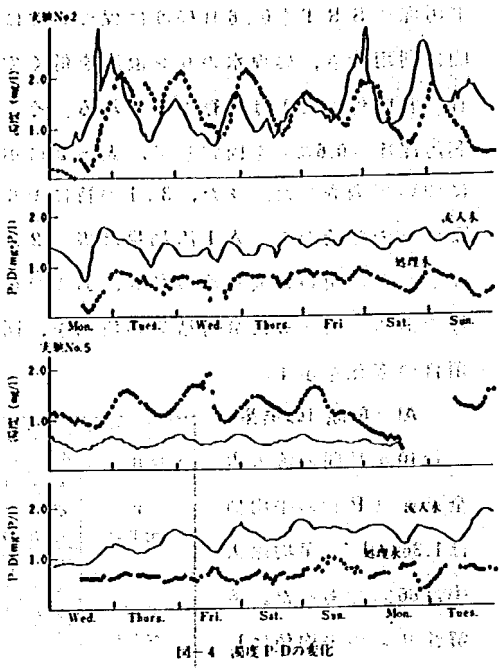
P－Dの除去について，1回ごとの分析値を実験1～3について図－2に，実験4～6について図～3に示す。表－1，図－2，3よりP－D除去について次のことが推察される。

a) 定量添加でもモル比制御でも，汚泥を返送することによって，処理水のP－D濃度を小さくすること，およびその変動も小さくすることができる。これは硫酸バンド汚泥には，まだリン除去能力があるためである。表－1中，混合液とは，硫酸バンド添加前の流入水と返送汚泥の混合液を示す。すなわち，同表によれば，汚泥返送により，流入水中のP－Dの40～75%が除去されている。このため，汚泥返送により流入水のP－D濃度が低下し，その変動が小さくなるため，硫酸バンドを添加して得られる処理水のP－D濃度は低下し，その変動も小さくなると推察される。

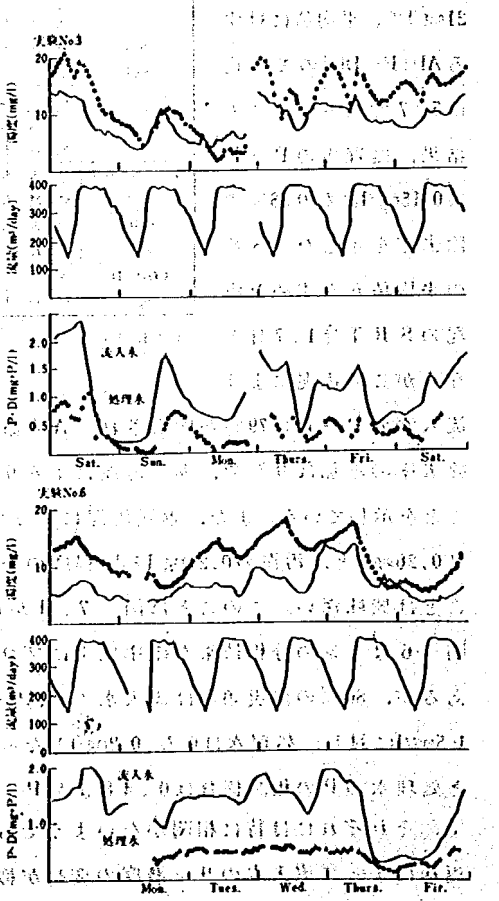
b) 汚泥返送を行っても，定量添加よりモル比制御の方が，日平均（図－2，3）でも，連続測定（図－5，6）でも処理水のP－D濃度の変動を抑えることができる。しかし，図－2，3によると処理水のP－D濃度の1日の平均値は，2つの硫酸バンド添加方式間に明確な差はない。定量添加におけるAl/(P−Din)のモル比が，モル比制御の実験条件である6となるのは，流入水のP－Dが1.13mg·P/lのときである。このため，両方式の処理水のP－Dを，流入水P－D 1.13mg·P/lあたりで比較すると，どちらも0.3mg·P/l弱となっている。

c) 2つの硫酸バンド添加方式とも，汚泥返送を行えば流入水量の変動によって，処理水のP－Dが増加することはない。

水域の富栄養化防止の観点からすれば，水域に流入する瞬時のリン負荷量より長期のそれの方が問題であると考えられる。このため，定量添加はモル比制御にくらべ処理水のP－D濃度の変動は大きいが，日負荷量は同程度であるので，汚泥返送を行えば，硫酸バンド添加方式は定量添加法でよいといえる。



図－4 濃度P-Dの変化



図－5 濃度，P-Dの変化

3.2 硫酸バンド凝集沈殿の長期運転

2.2.2に示したように，昨年度の調査により，硫酸バン

下汚泥のＳＲＴを0.6日程度に保つことにより，「硫酸バンド汚泥に残存しているリン除去能力を効果的に利用でき，処理水のリン濃度を低くできることが見い出された。実際問題としては，ＳＲＴを0.6日に常時保つことは困難と思われる。そこで，昨年度ＳＲＴ0.6日が得られた汚泥返送率（５％）と余剰汚泥率（0.6%）を固定して，表－２に示す実験条件で硫酸バンド凝集沈殿によるリン除去の安定性について調査した。また，3.1の特にモル比制御は行わなくてもよいとの結論から，Ａｌ添加量は表－２に示すように６，および４とした。用いた凝集沈殿装置，および試料採取方法は3.1と同様である。表－３に分析結果の総括を，図－７はそれぞれの水質項目の変化を示す。

表－２　実験条件

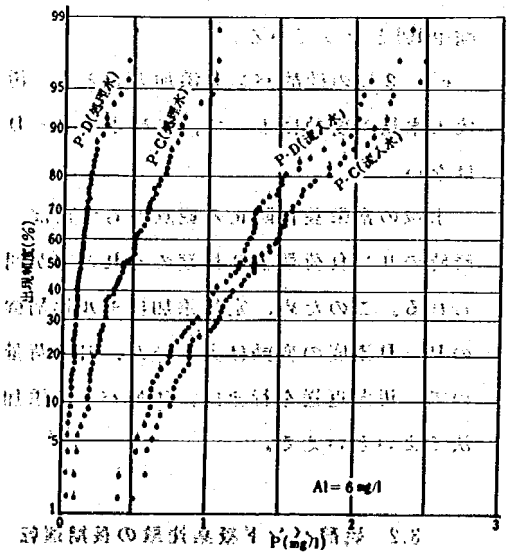
流入水	2次処理水
流入水量(m³/日)	300
沈殿池水面積負荷(m³/m²·日)	30
Al添加量　'78.5～'79.2	6
(mg·Al/l)　'79.2～'79.4	4
返送汚泥率(%)	5
余剰汚泥量(%)	0.6

Al＝６mg/lの結果

約10か月間の流入水全リン（Ｐ）の平均値は1.36mg/lで，平均除去率は66％であった。溶解性リンの平均値は1.21mg/lで，平均値に対するAl/(P−Din)のモル比は5.7であった。この結果，処理水のＰ－Ｄは0.15mg/lになり88％の除去率を示した。ＳＳの平均値から求めた汚泥のＳＲＴは1.7日となるがこの汚泥により流入水のＰ－Ｄの79％が除去され，Ａｌ添加によるＰ－Ｄ除去率の増加は９％で，返送汚泥によるリン除去の大きいことを示している。また，返送汚泥によって得られたP−Dは0.26mg/lと，汚泥の0.21mg/lと同程度の濃度になっていることは興味深い。このことは図－７，dからもうかがえる。図－６はリンの分析結果を確率紙上にプロットしたものであるが，80％の出現頻度は流入水のＰ，Ｐ－Ｄそれぞれ1.8，1.5mg/lに対し，処理水は0.7，0.2mg/lとなっている。流入水と処理水のＰの相関係数は0.48またＰ－Ｄのそれは0.45で，それぞれには特に相関がないようであるがこれも汚泥返送によって流入水のリン濃度の変動が抑えられたためと考えられる。

表－３　水質分析結果

水質項目	アルミ / 項目	Al＝6 mg/l 平均	除去率	最大	最小	標準偏差	Al＝4 mg/l 平均	除去率	最大	最小	標準偏差
P (mg·P/l)	流入水	1.36		2.71	0.51	0.54	1.39		2.50	0.66	0.42
	処理水	0.46	66	1.07	0.10	0.25	1.00	28	1.36	0.51	0.22
	混合液	10.1		23.4	1.36	6.0	4.08		8.90	0.74	2.68
	汚泥	98.0		190	8.55	51.4	37.5		91.4	4.20	4.5
P−D (mg·P/l)	流入水	1.21		2.59	0.40	0.49	1.21		2.05	0.57	0.33
	処理水	0.15	88	0.60	0.04	0.11	0.41	66	0.59	0.26	0.09
	混合液	0.26		1.07	0.02	0.23	0.51		0.86	0.26	0.19
	汚泥	0.21		1.09	0.04	0.20	0.56		1.01	0.29	0.26
SS (mg/l)	流入水	6.0		13.6	1.2	3.6	8.1		15.1	3.8	3.9
	処理水	9.6	−	18.8	0.8	5.0	17.0	−	30.7	6.4	6.9
	混合液	254		576	66	145	90.5		154	7.5	52.3
	汚泥	2,680		5,486	608	1,390	1,380		3,848	64	350
pH	流入水			7.8	7.1				7.7	7.3	
	処理水			7.5	6.7				7.5	7.2	
M−アルカリ度 (mg/l)	流入水	127		164	52	25	149		207	136	11
	処理水	103		135	26	25	127		148	81	22
COD (mg/l)	流入水	26.7		38.1	16.3	5.8	29.5		36.6	23.2	5.0
	処理水	20.1	25	31.4	11.8	5.3	25.8	13	32.0	20.8	2.6
COD−D (mg/l)	流入水	23.2		31.1	15.1	4.5	26.0		29.9	21.9	2.8
	処理水	16.3	30	23.8	10.8	3.8	21.1	19	24.9	17.1	2.9

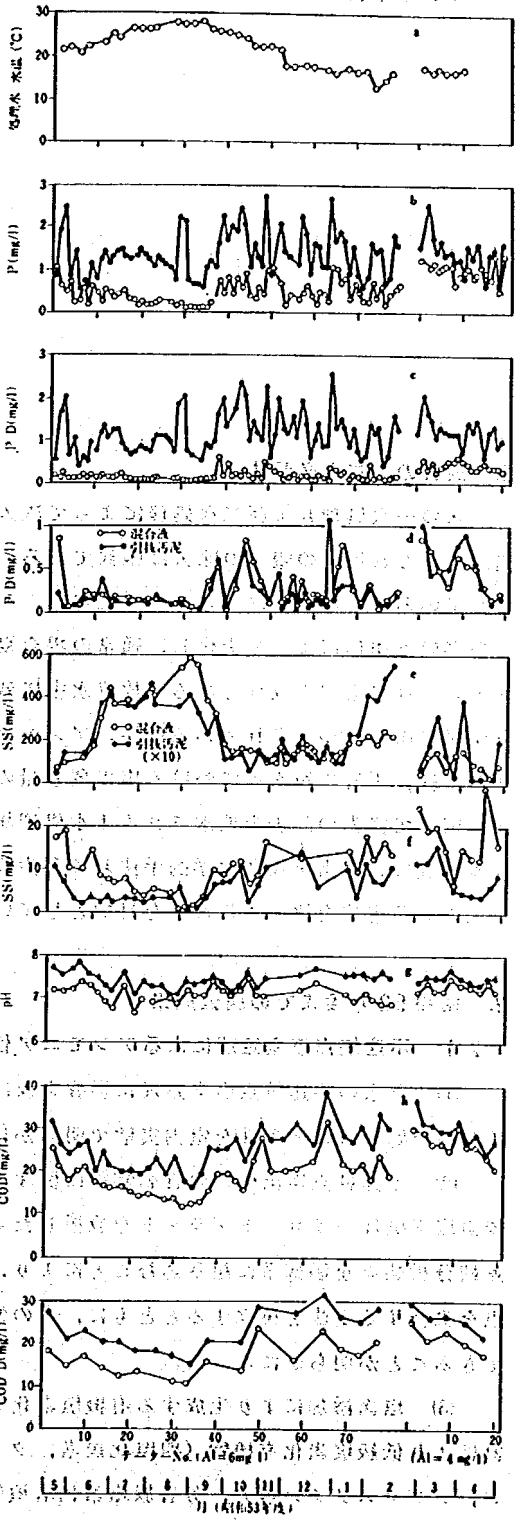


図－６　流入水および処理水中のリンの出現頻度

平均値から求めたAl 1 mgに対する汚泥発生量は3．3 mgであった。また汚泥のP含有率は約4％であったが汚泥の平均VSSは1,300mg/lとSSの約50％であり強熱残量ベースのP含有率は約7％となる。図－6からもわかるように，〔P－(P－D)〕で表わされる処理水中の浮遊性リン濃度は高いが(平均で0.31mg/l)これは，SSの除去が不十分なためで，凝集沈殿水の沪過が必要となることを示している。

COD, COD－Dの除去率はそれぞれ25,30％であるが，処理水のSSが100％除去されたとすると，流入水CODの平均値26.7に対し，処理水COD－Dは16.3mg/lであるので，CODは平均で約39％除去される。

図－7より10か月の実験結果は，処理成績のよい(安定している)期間(6～8月)と，比較的悪い(不安定)期間に分けられる。6～8月の処理水は各水質項目とも他の期間にくらべ優れている。この期間は混合液，汚泥のSS濃度が高く安定しており汚泥のSRTは先に示した平均値以上になっていることからすると，SRT0.6日は凝集沈殿における絶対的な値とはいえないようである。この期間の流入水(2次処理水)を他の期間と比較すると，a)P，P－D濃度が低く，安定している，b)SS，COD，COD－D濃度が低い，というように，流入水質自体，優れていた。このことから，2次処理水の性状に凝集沈殿水の水質は強く影響されることがうかがわれる。



図－7 流入水，処理水の変化(●—● 流入水 ○—○ 処理水(但しa，eを除く)

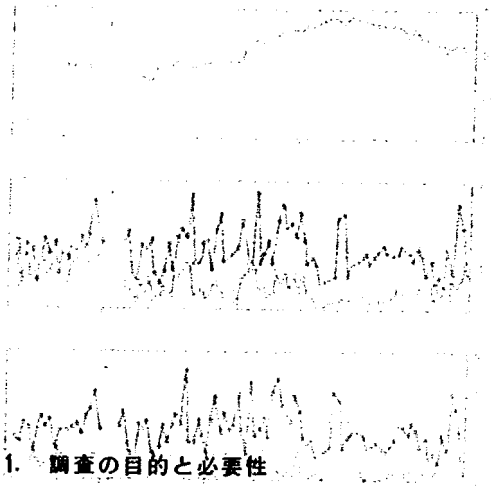
Al＝4 mg/lの結果

Al＝4で凝集沈殿を行うと，フロックの凝集性が不十分なため，処理水に多量のSSが含まれるようである。このため，P除去率は平均で28％と低くP－Dについても汚泥濃度が低いため，混合液の値が高く，結果として全体のP－D除去率も66％にとどまっていた。

4．今後の調査課題

返送汚泥を行う凝集沈殿においては，処理水のSSを低くし，汚泥濃度を高めることが重要であることが見い出されたので，沈殿池の固液分離改善について調査する必要がある。

7. 窒素の除去に関する調査



三次処理研究室　室長　安中徳二
研究員　酒井憲司
　　叔山孝一
水質研究室　室長　村上　健
研究員　渡部春樹
　　小森行也
下水道研究室　室長　安藤　茂
　　落　修二
　　八木橋一郎

1. 調査の目的と必要性

下水の一次処理および二次処理によって流入下水中の窒素の20～40％は除去されるが，通常の生物処理ではこれ以上の窒素の除去は困難である。このため，放流水にはかなり高濃度の窒素化合物が含まれている。その成分はアンモニア性窒素，亜硝酸性窒素，硝酸性窒素，有機性窒素などであるが，この形態は季節によって変化し，通常の場合夏期においては硝酸性窒素，その他の季節においてはアンモニア性窒素が主成分となる。放流水中に残留する窒素化合物は閉鎖水域において富栄養化をもたらす栄養塩の1つとされているほか，アンモニア性窒素は放流先における溶存酸素の消費，魚類に対する毒性，下流の浄水場における塩素要求量の増加などの面でも問題となる。このため，放流先の状況に応じて窒素の除去を要求される下水処理場がかなりの数に達するものと考えられている。

本調査は，窒素を物理化学的手法および生物学的手法によって除去する手法の確立と設計，維持管理上の問題点等を解明することを目的としている。

2. 昭和52年度までの調査成果

2.1 不連続点塩素処理によるアンモニア性窒素

(1) 下水の不連続点塩素処理に影響を及ぼすpH，水質，水温などの因子について検討し，不連続点塩素処理の最適条件を室内実験で明らかにした。

(2) 不連続点塩素処理の自動制御に関する検討を行なうために，京都市鳥羽下水処理場内に不連続点塩素処理パイロットプラントを設置した。このパイロットプラントにおいて，比色式アンモニア連続分析装置を制御系に組み込むことにより，塩素添加量のフィードフォワード制御によって不連続点を維持する手法を確立するとともに，この制御によってNH_3－N除去率は90％以上を安定して保持できることが明らかになった。

(3) 塩素添加により生成する有機塩素化合物の検索を目的としてガスクロマトグラフ質量分析計により低級塩素化有機物（四塩化炭素，クロロホルム，トリクロルエチレン，テトラクロルエチレン，ジブロムメタン等），芳香族塩素化有機物（モノクロルベンゼン，m・pージクロルベンゼン，Oージクロルベンゼン，1.2.4ートリクロルベンゼン，1.2.3ートリクロルベンゼン等）の同定方法

及び定量方法の検討を行なった。不連続点塩素処理水中の有機塩素化合物として12成分を同定し，この中には臭素化合物が3成分含まれていた。

(4) 初沈流出水，二次処理水，急速沪過水，活性炭処理水を用いて塩素添加量と低級塩素化有機物の生成量の関係について検討した。

(5) 活性炭によるクロロホルムの除去について検討した。

(6) 下水中の含窒素有機物（アミノ酸，フミン酸等）と塩素の反応性および反応生成物について検討した。

2.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

(1) わが国で産出する産地の異なる9種類の天然ゼオライトを用いて実用化のための一般性状確認試験を行なった。試験内容は，陽イオン交換容量，動水耐摩耗度，耐薬品（アルカリ）性等についてである。この結果，秋田県のF鉱山で産出するクリノプチロライトが総合的に最も優れていることがわかった。

(2) アンモニウムイオンの選択性に関する基礎実験を行ない，吸着前にゼオライトをNa型にしておき，Na塩で再生することが吸着には最も有利であることを示した。

(3) 下水中に含まれるNa^{+}，K^{+}，Ca^{2+}，Mg^{2+}等のカチオンの実測を行ない，これらのゼオライトによるアンモニア除去に及ぼす妨害特性，妨害度について調査した。この結果，特に妨害の上で問題となるのはCa^{2+}であることがわかったが，通常の下水中の濃度では問題とならず，海水が混入してくる場合にのみその影響を考慮しなければならないことが明らかとなった。

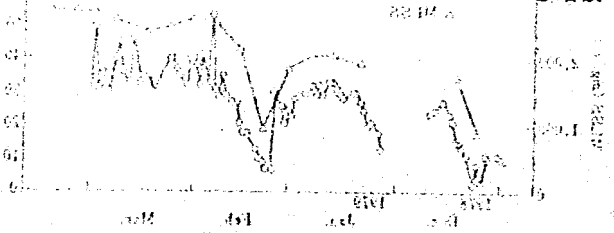
(4) 選択的イオン交換法において最も問題になるゼオライトの再生方法について一過式再生，循環式再生の両者についての基礎的実験を行ない，両再生法における基本的特性を検討したほか，再生液量の減少方法，回復再生液の再生能力，再生ゼオライトの吸着特性等について調査した。

2.3 生物学的窒素除去法

(1) 生物学的窒素除去を行なううえで問題となるアルカリ度の収支について，室内および現地による実測で調査を行ない，アルカリ度の過不足（pH制御の必要性）を求めるための実験式を得た。

(2) 脱窒用有機炭素源としての消化槽脱離液の可能性を調査するために，脱離液中の有機炭素の分離回収に関する実験を石灰凝集沈殿，アンモニアストリッピングの両手法を用いて実施し，回収液の成分分析を行なった。

(3) 京都三次処理パイロットプラントに，生物学的窒素除去のためのパイロットプラントを増設し，初期運転を実施した。



3. 昭和53年度の研究成果

3.1 生物学的窒素除去法

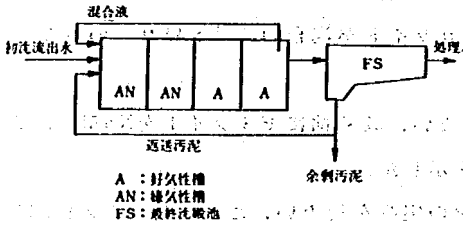
3.1.1 単段式硝化脱窒法による窒素除去

——京都三次処理パイロットプラントにおける実験結果——

単段式硝化脱窒法は活性汚泥法の変法の一つで，エアレーションタンクの前半を嫌気性域，後半を好気性域に保ち，好気性域から嫌気性域へ混合液を循環させるプロセスであり，流入下水中の有機物

を炭素源として利用するものである。三次処理研究室では京都市鳥羽下水処理場内にある三次処理パイロットプラントに生物処理実験プラントを建設しているが，本年度までに完成している部分を利用して1978年12月より単段式硝化脱窒法による窒素除去の実験を開始した。種汚泥としては鳥羽下水処理場の活性汚泥を利用し，汚泥が安定し，有機物除去及び硝化の点で十分活性を持つようになるまでは標準法で運転した。汚泥の性状は1月中旬あたりから安定してきたが，硝化が生ずるまでには時間がかかり，3月に入ってようやく処理水中の全窒素量の半分以上がNO_2-N or NO_3-Nとなった。

3月16日より4槽あるエアレーションタンクの前半2槽を嫌気性，後半2槽を好気性にし混合液を最終槽から第1槽に循環する単段式硝化脱窒法の運転に入った。嫌気性槽では汚泥が沈積しない程度にできるだけエアレーションを絞って運転した。その運転フローを図－1に示す。運転条件及び3月24日以降のデータから計算した運転状況について表－1に示す。



図－1 運転のフロー

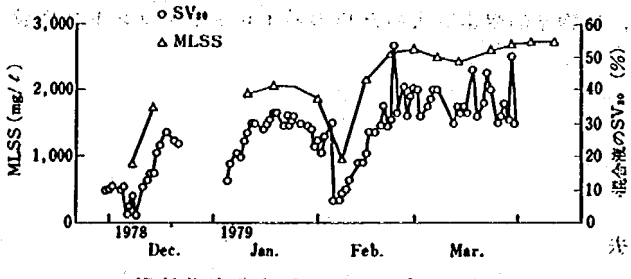
運転を開始してからの水質分析の結果を図－2～図－5に示す。まず図－2にはMLSSとSV_{30}の変化が示されている。MLSSとSV_{30}いずれも2月上旬に急激に低下しているがこれは余剰汚泥の引抜き過剰によるものである。この時期以外は概ね順調に運転でき，3月に入ってからはMLSS 2500前後で安定している。単段式硝化脱窒法の運転に入りMLSSは少し高くなり2700となっている。SVIは2回しか測定していないが，155，186となっており，鳥羽下水処理場の活性汚泥と比べると少し高目である。

表－1 運転条件及び運転状況

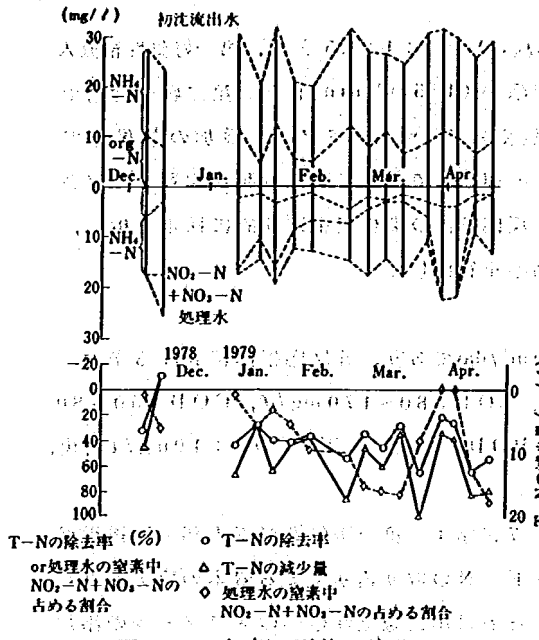
エアレーションタンク	25 m³ × 4 槽 = 100 m³		MLSS	2,676mg/ℓ 2,584~2,720
最終沈殿池	矩形式 50 m³		MLVSS/MLSS	67.7 % 63.6~71.4
流入水	鳥羽処理場初沈流出水	300m³/日定量	RSSS	8,063mg/ℓ 7,806~8,342
返送汚泥率	流入水量の	50%	SV_{30}	36 % 30~50
混合液循環比	〃	100%	SVI	171 155~186
余剰汚泥率	〃	0.5%	SRT	21 日
送気量	嫌気性槽	0.1m³/分/槽	BOD・SS負荷	0.12kg BOD/kgSS/日
	好 〃	0.7 〃	T・N・SS負荷	0.033kg T・N/kgSS/日

注）3/24～4/12のデータの平均
SVI，SV_{30}は3/24～3/31

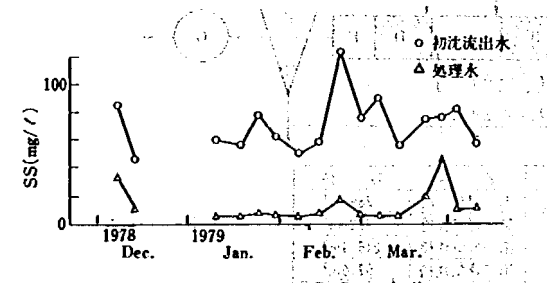
窒素の形態の変化及びT－Nの除去率については図－3に示されている。ここでT－Nとは初沈流出水ではK－N，処理水ではK－N＋NO_2－N＋NO_3－Nと定めている。1月以降しだいにNO_2－N，NO_3－N（以下酸化態窒素と略す）が増加し，3月上旬には処理水中の窒素分の80%以上を占めるようになったので単段式硝化脱窒法の運転に入った。3月22日の結果は脱窒が起こりT－Nとして60%以上が除去された。標準法の運転では40%前後の除去率であるから20%程度向上したことになる。しかしながら2週間後には硝化が停止し，T－N除去率も20%にまで低下した。硝化の停止だけでなく図－4，図－5から分かるようにSS，CODの値が急増している。それは活性汚泥処理自体が悪化していることを示している。原因として好気性槽での滞留時間が流入水量に対して4時間，返送汚泥と循環液まで含めた見かけの値では1.6時間となり



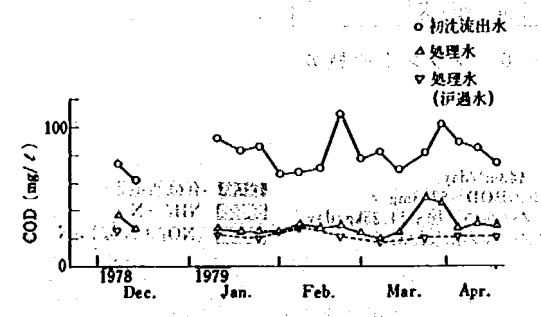
図－2 混合液のSSとSV_{30}の変化



図－3　窒素の形態の変化



図－4　ＳＳの変化



図－5　ＣＯＤの変化

(1) プラントの概要

当汚水処理プラントは，計画汚水量８６０m³/dayで，長時間エアレーション法によって運転されていたものを，単段式硝化脱窒法で運転するためにエアレーションタンク内を図－６のように改造したものである。当プラントの特徴は，調整槽によって汚水のコンスタントな流入が図れることと，最後に加圧式の急速沪過塔があるため処理自体に柔軟性を持たせてあることである。

負荷が高くなったことが考えられる。そのため前半１槽を嫌気性槽，後半３槽を好気性槽として運転した。嫌気性槽では汚泥の沈積防止のため水中攪拌機を使用した。運転変更の結果硝化が回復しＴ－Ｎ除去率は６０％前後となった。処理水中の窒素に占める酸化態窒素の割合は８０％を超すようになった。このことは脱窒に対する制限因子が硝化程度から脱窒のための炭素源に移行しつつあることを示唆している。

有機物の除去についてみるとキャリーオーバーの時期を除くとＣＯＤでもＴＯＣでも単段式の運転開始前も開始後も処理水の値ないし除去率はあまり変化していない。特に溶解性成分は殆んど一定である。

その他単段式の運転に伴なう問題点としてあげられたのは，嫌気性槽でのスカムの発生と最終沈殿池での汚泥の浮上である。後者は最終沈殿池での脱窒による所が大きいと思われる。

本年度から開始した単段式硝化脱窒法について短期間ながら明らかになったことは以下の通りである。

a．硝化槽での滞留時間が短いと急激に処理が悪化する。このため一定時間以上の滞留時間が必要である。

b．有機物の除去には悪影響は今のところ見られない。

c．最終沈殿池で汚泥が浮上しやすくなる。

次年度は本法の実験を継続し，循環比の影響に比重を置いて調査する予定である。

3.1.2　単段式硝化脱窒法による小規模汚水処理プラントの試運転

小規模汚水処理プラントを単段式硝化脱窒法に改造し，そこでの汚水処理成績と合わせた窒素の除去，特に脱窒素段階での汚水利用やメタノール添加による脱窒素効率に関する調査を実施した。

(2) プラントの運転および調査手法

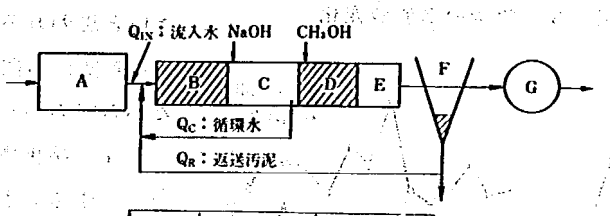
単段式硝化脱窒法による運転は，図－6により$Q_{IN}:Q_R:Q_C=1:1:1.5$とし，第一好気性槽流入部でアルカリ度の供給として苛性ソーダ（12.5%）を連続添加（125mℓ/min）した。第二嫌気性槽ではメタノール（50%）を連続添加した。この添加量は，脱窒素に対するメタノール添加の効果を把握するために一定期間（15～20日間）毎に変えた。又，この運転法に対して活性汚泥が馴致した（運転開始後15日間）と考えられた後，流入水，放流水，各反応槽内の混合液を定期的に採水分析し，処理成績や各反応槽内の窒素の存在形態から窒素の除去効率を算出した。

(3) 調査結果

調査期間中における平均流入汚水量（Q_{IN}）は400～500m³/dayであり，各反応槽内における平均MLSSは2500～3000mg/ℓであった。又，流入水質は，BOD：80～170mg/ℓ，COD：50～80mg/ℓ，K－N：25mg/ℓ前後であり，放流水質は，SS，BOD：5mg/ℓ以下，COD：10mg/ℓ前後，透視度：1m以上，NH_4^+－N：0.5mg/ℓ以下であった。

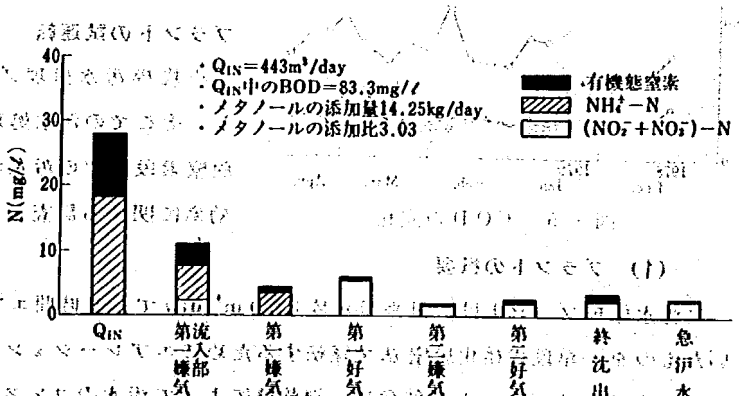
各反応槽内における窒素の存在形態の変化の一例を図－7に示す。第一嫌気性槽流入部で返送汚泥と循環水による希釈がみられ，第一嫌気性槽では脱窒素とK－Nの取り込みによる窒素の除去がみられる。次の第一好気性槽では完全な硝化が起こっており，それは第二嫌気性槽へのメタノールの添加により相当量が脱窒素されている。

ここで，第一嫌気性槽内における流入する汚水を有機炭素源とした脱窒素現象をBODを指標として表わしたのが図－8と9である。図－8で，第一嫌気性槽流入部におけるBODと$(NO_2^-+NO_3^-)$－Nの存在比に対する槽内での脱窒素率の関係をみると，除去率がほぼ一定の値になるのは存在比で7附近であり，それは当プラントに流入する汚水を利用して脱窒素を図る場合，流入BOD量の1/7が限度であることを表わしている。この値は，今まで1/4～1/5が一般的なものとされてきたものである。一方，槽内でのBODの除去（消費）量と脱窒素量との関係を図－9でみると，BODを指標とした脱窒素反応式として①式が得られる。これは，



記号	名　称	容　積
A	調　整　槽	289 m³
B	第一嫌気性槽	372 m³
C	第一好気性槽	246.4m³
D	第二嫌気性槽	97.6m³
E	第二好気性槽	40 m³
F	最終沈殿池	143 m³
G	滅　菌　塔	——

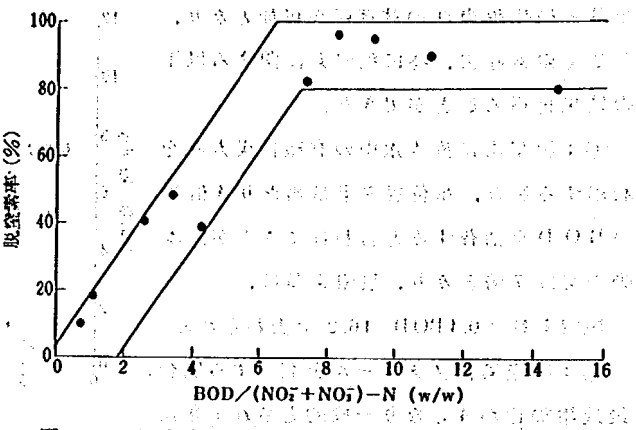
図－6　プラントの概要



図－7　単段式硝化脱窒法における窒素の存在形態の変化

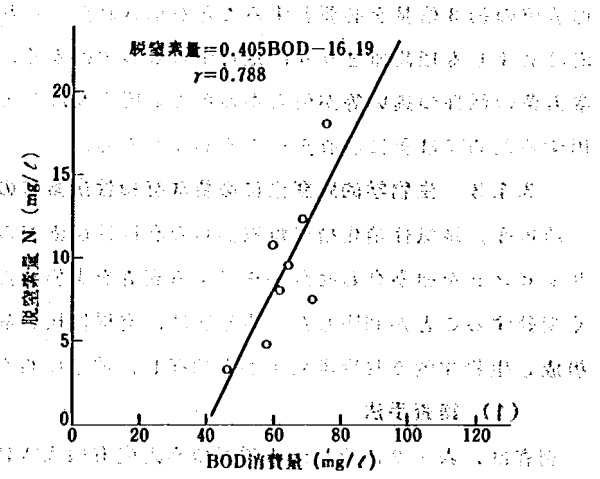
脱窒素量＝0.40BOD－16.2 ――①

槽内でBODがおよそ40mg/ℓ以上消費されないと脱窒素が起こり始めないことを表わしており，又，逆に脱窒素が起こり始める環境状態（嫌気性域）に持って行くのに40mg/ℓのBODが必要であることを表わしている。ここでの傾きは，反応定数として汚水の特性を表わし，切片は，槽内の環境条件と脱窒素菌の活性を表わしているものと考えられる。



図－8　汚水(BOD)と$(NO_2^-+NO_3^-)$－Nとの混合比(W/W)と脱窒素率の関係

第二嫌気性槽内におけるメタノールを有機炭素源とした脱窒素現象を同様の手法により表わしたのが図－10と11である。図－10からメタノールの添加比をおよそ4以上に設定しないと高率な窒素の除去は図れないものとなっている。この値は，3附近が一般的とされてきているものである。一方図－11からはメタノールによる脱窒素反応式として②が得られる。



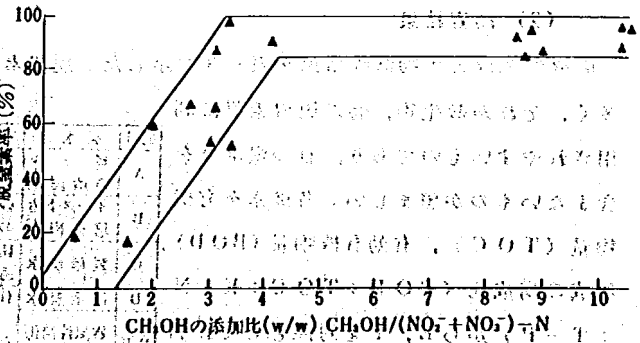
図－9　BOD消費量と脱窒素量の関係

脱窒素量＝0.39CH_3OH－2.91 ――②

脱窒素にメタノールを有機炭素源として用いる場合，その必要量は理論上③式で求められる。図－11における理論値は，この

CH_3OH＝2.47NO_3^-－N＋1.53NO_2^-－N＋0.87DO ――③

③式に本調査のデータを代用し，表示したものである。双方は傾きが同じで切片が異なっている。ここで，理論値の切片はDOの持ち込みにより消費されるものである。本調査では，脱窒素が起こり始めるまでに理論値のおよそ3倍の注入がなされていた結果が出ており，これが当プラントの特徴と言える。又，この差が最適添加比での差に影響を及ぼしたものと考えられる。



図－10　メタノールの添加比と脱窒素率の関係

(4)，まとめ

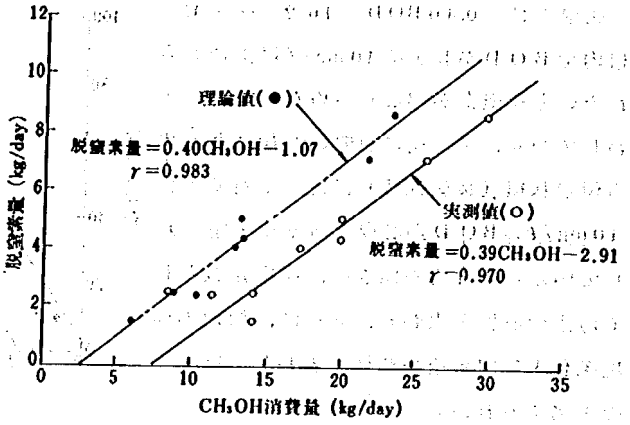
施設の規模や設備の面から良好な条件で

単段式硝化脱窒法の試運転が可能となり，そこで窒素除去，特に脱窒素に関する以下の結果を得ることができた。

①：脱窒素に流入水中の有機性炭素液を利用する場合，単位脱窒素量当たり4倍程のBODを消費すると言われてきたが，本調査では7倍となり，脱窒素量は，

脱窒素量＝0.4BOD－16.2で表わされる。

②：脱窒素にメタノールを利用する場合，最適添加比が4となり一般的とされてきた添加比3より大きなものとなり，脱窒素量は，



図－11 メタノール消費量と脱窒素量の関係

脱窒素量＝0.39 CH_3OH － 2.91で表わせ，脱窒素が起こり始める条件（嫌気性域）に達するまでに，理論値の約3倍量を必要とすることが示された。これらの結果から実プラントでの運転に関しては反応は必ずしも理論値どうりに進行するものではなく，環境条件や汚水の種類，又，それぞれによる脱窒素菌の活性の違い等が何らかの形で影響を及ぼしていることが示された。本調査結果を多方面に応用するためには更に調査を行なう必要がある。

3.1.3 生物学的脱窒素に必要な有機性炭素液の開発に関する調査

前年度，嫌気性消化槽脱離液からの有機性炭素液の回収法として，石灰凝集沈殿とアンモニアストリッピングを組み合わせた手法による調査を実施した結果，回収液の性状は，原液の状態により大きく変動することが判明した。本年度は，有機性炭素液を高濃度の有機廃水に求め，その特徴を廃水の組成と生物学的な脱窒素効率から把握し，前年度得られた回収液との比較検討を行なった。

(1) 調査手法

調査は，表－2に示した4種類の高濃度有機廃水について実施した。廃水の組成の分析法は，下水試験法（1974）により，BOD，COD，TOC，SS，K－N，NH_4^+－N，T－Pについて分析した。生物学的調査は，各廃水の0.45μでの沪液を用いて，活性汚泥から分離培養した脱窒素菌を20°Cで連続培養した。このときの各廃水はBODが200～250mg/ℓになるよう調整し，培地にはKNO_3をNとして約100mg/ℓになるよう添加した。又，前年度の回収液でも同条件で培養した。

(2) 調査結果

廃液の組成と生物試験結果を表－3に示した。脱窒素に用いる有機性炭素液は，有機物の含有量が多く，それが微生物，特に脱窒素菌に利用されやすいものであり，且つ窒素分を含まないものが望ましい。各廃水を有機物量（TOC），有効有機物量（BOD），組成の構成比（BOD：TOC：K－N：T－P）から E，F を対照として評価すると，

表－2 廃水の背景

記号	廃水名	廃水の背景	備考
A	ビール製造廃水	発酵タンクの洗浄廃水，SS分が非常に多く，上澄液は薄黄色を呈す	調査の段階で連続遠心分離によりSSの除去を施した
B	イースト菌培養廃水	砂糖蜜エキスを基質として増殖培養した後の残存基質，黒砂糖臭があり，黒色を呈す	
C	製麺廃水	麺の成型湯煮後の水洗廃水，粘性があり，透明に近い	
D	酒造廃水	仕込み前の洗米廃水，乳白色を呈す	
E,F	嫌気性消化槽脱離液	前年度調査した試料と同一	生物試験に用いたものは0.45μでの沪液を低温保存しておいたもの

A：全てにおいて優れている。

B：含有量においては優れているが，その約50％をＳＳに依存し，有機物量の割りに有効有機物量が少なく，構成比でＥに劣る。

C：含有量ではＥ，Ｆより優れているがＡ，Ｂには劣り，有効有機物量の約50％はＳＳに依存している。

D：含有量はＣに近いが大部分をＳＳに依存し，構成比（Ｔ）でＥに劣るとなり，全ての廃水がＦより優れているもののＥに劣る項目を持つものもある。一方，生物試験で，脱窒素速度を指標としてみた場合，全てＦより優れており，Ｃ＞Ｄ＞Ａ＞Ｂとなっている。尚，ここに示された数値は，用いた脱窒素菌が各廃水に馴致されておらず確定的なものではない。しかし，活性汚泥からの分離培養をペプトンとカジトンを主成分とする培地で行なったため，各廃水における利用性の高い有機物の存在量を表わす指標としては用いられるものである。

表－3　廃水原液の組成と生物試験結果

調査項目		A	B	C	D	E	F
ＢＯＤ	T:Total mg/ℓ	17,480	20,200	4,550	4,520	510	940
	S:Soluble mg/ℓ	17,300	9,490	2,010	839	500	710
ＣＯＤ	T mg/ℓ	11,670	17,330	2,580	2,040	104	442
	S mg/ℓ	6,280	10,030	911	489	102	397
ＴＯＣ	T mg/ℓ	13,080	20,100	1,250	720	290	1,000
	S mg/ℓ	9,500	12,600	1,064	536	270	820
Ｋ－Ｎ	T mg/ℓ	660	1,820	169	819	29.3	719
	S mg/ℓ	625	988	87.2	41.2	29.3	168.8
Ｔ－Ｐ	T mg/ℓ	49.2	161	5.28	31.8	0.14	20.9
	S mg/ℓ	30.9	98.4	2.72	2.16	0.12	12.1
NH_4^+－Ｎ	mg/ℓ	41.5	319	18.	26.0	23.0	55.8
ＳＳ	mg/ℓ	109	3,090	506	2,620	81.	510
構成比	T:(BOD:TOC:N:P)	26:20:1:0.07	11:11:1:0.09	27:7:1:0.03	6:0.9:1:0.04	17:10:1:0.005	1.3:1.4:1:0.03
	S:(BOD:TOC:N:P)	28:15:1:0.05	10:13:1:0.10	23:12:1:0.03	20:13:1:0.05	17:9:1:0.004	4:5:1:0.07
脱窒素速度	a:mg/hr/ℓ	0.207	0.182	0.401	0.223	－	0.165
TOC消費速度	b:mg/hr/ℓ	0.204	0.165	0.420	0.449	－	0.135
b/a		0.99	0.91	1.05	2.01	－	0.82

(3) まとめ

これらの結果を総合すると，有機性炭素源としての利用性は，次のようにまとめられ，ＡとＢの廃水は利用の方向で検討する価値があるものである。

Ａ（ビール製造廃水）：質，量ともに優れているものである。しかし，この廃水はビール麦の破砕片を多量に含み，これを分離しないと（分離は可能）用いられない。

Ｂ（イースト菌培養廃水）：量的には問題がないが質的に若干劣り，検討の余地がある。

Ｃ（製麺廃水）　　：可能性を秘めたものであるが，廃水量が少なく，その収集が困難である。

Ｄ（酒造廃水）　　：窒素の含有率が高く，廃水自体に季節的な変動があり利用性は低い。

3.2　選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

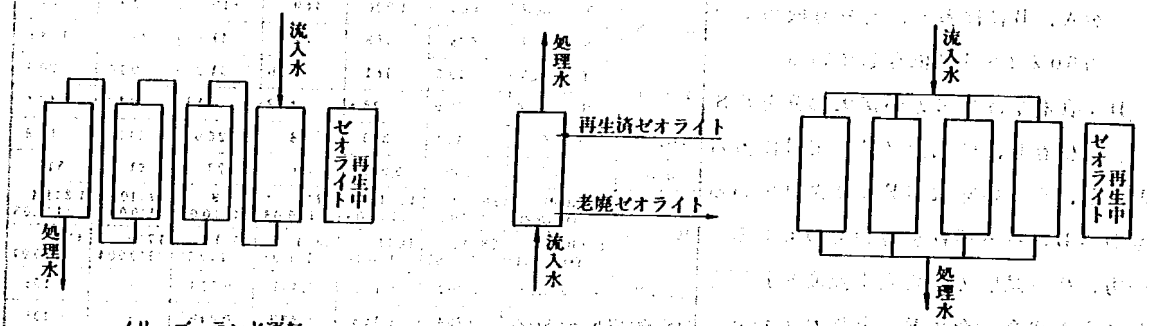
3.2.1　ゼオライト充填塔の運転方法

ゼオライトによるアンモニア性窒素（以下アンモニアという）の除去率は処理水量の増加とともに減少する。したがって単一の充填塔で運転を行っていると，通水初期には目標とした除去率よりも高い除去率の処理水が得られるが，この除去率が満せないと，イオン交換能が十分残っていても再生しなければならないため不経済となる。このためイオン交換能を十分使用し，常にほぼ一定の処理水が得られるような運転方法として図－12に示すような対向流運転，メリーゴーランド運転，単段充填塔並行運転などの方法が提案されている。そのうちここではメリーゴーランド運転（以下直列処理という）と単段充填塔並行運転（以下並列処理という）について実験的に検討を行った。

直列処理，並列処理とも塔数は3塔とし，常時2塔に通水し，1塔は再生に使用した。並列処理で

の通水量は1塔当りCV＝300（充填容量の300倍の液量）とした。直列処理ではCV＝300に達したら前段の塔を再生することとし，再生の終った塔を後段に用いた。

表－4に結果を示す。並列処理では充填塔の数がふえると濃度レベルが平滑化され，全体の除去率は1つの塔の平均の除去率に近ずくためここではこの値を用いた。直列処理では出口での値を平均したものである。この結果によれば除去率および単位重量当りの吸着量とも直列処理の方が高い。同表に示すように並列処理で直列処理と同程度の除去率を得ようとする場合，処理水量を2/3に減らす



図－12　ゼオライト充填塔の運転方法

必要がある。したがって処理水量当りの再生回数は直列処理の方が少なくなる。現在，ゼオライトの運転に関する費用の大部分は再生もしくは再生に付随するものによると試算されているため，運転費用に関しては直列処理の方が安価となろう。

並列処理は同規模の施設では直列処理に較べて用地面積を小さくすることが可能である。並列処理では原水が各塔に分散されるため，通水線速度（LV）を直列処理を同一にとれば，塔高を高くして面積を小さくすることができる。また直列処理では並列処理に較べて配管系統が複雑となるため，操作としては並列処理が簡単である。

このように直列処理および並列処理ではそれぞれの利点，欠点があり，これらは目的とする除去率や処理能力の問題とからめて，その採用には個々の実情に合わせて行うべきであり，今後の検討が必要である。

表－4　直列処理と並列処理の比較

処理方式	直列処理		並列処理			
通水量	CV＝300		CV＝300		CV＝200	
測定項目 / 塔	吸着量 (mg-N/g)	除去率 (%)	吸着量 (mg-N/g)	除去率 (%)	吸着量 (mg-N/g)	除去率 (%)
1	5.47	94.6	4.90	93.3	3.51	100
2	5.24	91.4	4.77	80.6	3.62	91.9
3	5.16	91.8	4.87	80.5	3.61	91.2
4	5.61	91.9	4.65	78.6	3.51	89.1
5	5.59	94.5	5.33	76.6	4.40	87.1
6	5.85	94.1	6.00	89.2	4.34	97.3
7	5.82	92.7	4.92	81.2	3.71	91.8
8	5.43	91.6	4.50	76.5	3.30	84.9
9	5.46	91.0	4.27	67.8	3.25	77.3
10	5.61	87.4	4.60	78.6	3.30	84.6
11	5.53	85.6	4.50	74.6	3.30	82.1
12	5.60	93.4	5.70	93.6	3.90	96.1
13	5.18	85.3	4.70	79.1	3.50	88.1
14	5.45	89.9	5.00	84.6	3.60	91.3
平均	5.50	91.1	4.90	81.1	3.61	89.5

（通水条件）
ゼオライトの粒度　10~20mesh
ゼオライト充填量　500g（かさ比重1）
通水速度　SV＝12
（1塔当り）

（再生条件）
Na濃度　0.5N
pH　11
通液速度　SV＝4
通液量　CV＝24

3.2.2　二次処理水の直接通水

原水中の浮遊物はゼオライト層を閉塞させ損失水頭

の上昇や接触面積の減少によるアンモニア除去率の低下をもたらすため，前段に沪過処理が必要とされているが，ここでは沪過処理を省き，二次処理水を直接ゼオライト塔に供給することを検討した。

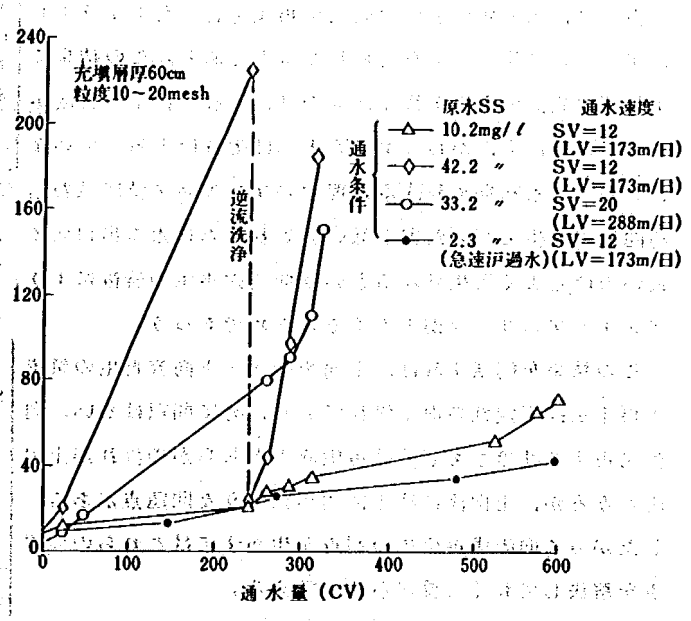
表－5に結果を示す。急速沪過水（二次処理水を砂沪過処理したもの）を原水とした場合の除去率は原水濃度約20 mg・N/ℓ，SV＝12でCV＝600までの平均値は約60％程度であり（50年），大差ない。したがってアンモニア除去に関しては浮遊物の影響は少ないと考えられる。

表－5）二次処理水の通水結果

No.	通水速度 (SV)	原水アンモニア濃度 (mg・N/ℓ)	アンモニア除去率 (％)	原水SS濃度 (mg/ℓ)	処理水SS濃度 (mg/ℓ)	SS除去率 (％)
1	12	22.0	53.4	10.2	3.8	71.4
2	12	26.5	59.1	42.2	2.5	94.1
3	20	22.1	59.2	33.2	2.5	92.5

（注）通水量 CV=600

図－13にこの時の損失水頭の測定結果を示す。急速沪過水を通水したときの例も同図に示す。原水を急速沪過水としたときはCV＝600まで通水しても損失水頭は1m以内であった。二次処理水を原水としてゼオライト塔に通水する場合，原水中の浮遊物濃度が高いほど損失水頭の上昇が著じい。したがって原水中の浮遊物濃度が高い場合，所定の通水量に達するまでに洗浄を行って捕捉された浮遊物をとり除く工程が必要となってくるわけであり，この面で問題となろう。



図－13　損失水頭の変化

損失水頭の上昇程度は浮遊物濃度によって変ってくる。したがって所定の通水量に達するまでの損失水頭の上昇が通水に支障のない程度であれば前段の沪過処理を省くことは十分可能といえる。この場合は表－5に示すようにアンモニアの除去以外にも，ゼオライト層の沪過機能により，浮遊性物質の除去も期待できよう。

3.2.3　順流式再生と向流式再生

再生方法については種々の提案がなされているが，その一つとして再生液の通液方向を原水と同一とした順流式再生と逆方向とした向流式再生とがある。一般的なイオン交換では同一再生レベルでの処理水は向流式再生の方が優れているとされている。

ここでは原水の通水を下向流で行い，順流式再生法と向流式再生法についての検討を行った。したがって再生液の通液方向としては順流式再生法では下向流，向流式再生法では上向流ということになる。

表－6に再生条件を同一とした場合の順流式および向流式の再生結果を示す。順流式再生では脱着

してくるアンモニア量に変動が少なく，安定した再生率が得られている。これに対して向流式再生では脱着するアンモニア量の変動が大きく，再生率も順流式に較べて低い。一般に上向流で通液を行うと充填材の流動や液の片流れが起きやすいとされており，このことが向流式再生に影響しているものと考えられる。

表－7は順流式および向流式で再生を行ったゼオライトのアンモニア除去能力を比較したものである。この結果によれば向流式で再生を行ったものは，一般に再生の程度が劣っているにもかかわらず，除去率はそれほど劣っていない。また通水初期における処理水のアンモニア濃度はむしろ向流式再生で行った方が低い。これは処理水の出口側に近い方ほどよく再生されるという向流式再生の特徴により，アンモニアのリークが少なくなるためであろう。

この結果を総括すれば，下向流通水－下向流再生の順流式再生法は安定性の面で優れており，特に問題はない。向流式再生では原水もしくは再生液のどちらかの流れが上向流となるが，上向流には先に述べたような問題点がある。したがって向流式再生法の利点を生かすにはこれらの問題点を解決しておく必要があると言える。

表－6　再生能力の比較

No	順流式再生法			向流式再生法		
	再生前の保持量 (mg·N/g)	再生による脱着量 (mg·N/g)	再生率 (%)	再生前の保持量 (mg·N/g)	再生による脱着量 (mg·N/g)	再生率 (%)
1	6.96	5.55	79.7	7.29	6.73	92.3
2	6.46	5.41	83.7	7.21	4.70	65.2
3	5.78	5.26	91.0	6.54	5.98	91.4
4	6.15	5.40	87.8	5.48	4.42	80.7
5	6.80	5.29	77.8	7.41	4.60	62.1
6	6.21	5.35	86.1	6.62	4.27	64.5
7	6.13	6.11	99.7	6.15	5.09	82.8
8	7.20	4.82	70.0	8.05	3.20	39.8
9	6.48	5.36	82.7	9.05	4.76	52.3
平均	6.46	5.39	83.4	7.09	4.86	68.5

(再生条件)　Na 濃度　0.5N
pH　t
通液速度　SV＝ 4
通 液 量　CV＝24

表－7　アンモニア除去能力の比較

No	順流式再生法			向流式再生法		
	原水濃度 (mg·N/ℓ)	除去率 (%)	処理水の最低濃度 (mg·N/ℓ)	原水濃度 (mg·N/ℓ)	除去率 (%)	処理水の最低濃度 (mg·N/ℓ)
1	13.5	58.5	0.96	14.1	71.8	0.26
2	14.7	65.3	0.75	13.3	61.7	0.52
3	14.7	64.5	0.38	14.6	55.8	0.39
4	15.1	59.3	0.60	15.7	58.3	0.26
5	15.5	55.3	0.49	15.6	54.3	0.46
6	16.2	58.6	0.49	16.0	54.5	0.46
7	18.5	65.6	0.38	16.7	54.3	0.46
8	16.2	49.8	0.65	16.6	54.3	0.46
9	－	－	－	12.6	76.4	0.46
平均	15.6	59.6	0.59	15.3	58.1	0.41

(通水条件)　通水速度　SV＝ 12
通 水 量　CV＝600
原　水　水道水に NH_4Cl を添加

3.2.4　再生による副生成物

再生廃液は液中のアンモニアを除去し，イオン交換によって失なわれた Na^+ を補給すれば再使用が可能である。廃液中のアンモニアを除去するために，高pHでアンモニアをガス化させ，これを空気で放散させるアンモニアストリッピング法を用いたが，再生液槽に灰白色のコロイド状の沈殿物が発生した。その成分の分析結果を表－8に示す。この結果から沈殿物の主成分はカルシウム，マグネシウムなどのアルカリ土類金属の水酸化物もしくは炭酸化合物であることがわかる。これらは通水の際にゼオライトに吸着された陽イオン（NH_4^+ 以外にも Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ なども吸着される）が再生により再生液中に移り，高pH側において水酸基(OH^-)もしくはアンモニアストリッピング等により大気中から炭酸ガスを吸収することにより生成された CO_3^{2-} と結合したものうちカルシウム，マグネシウムなどのアルカリ土類金属の水酸化物，炭酸化合物の溶解度が著しく低いため析出，沈

表－8　沈殿物の成分表

	成分	重量比 (%)
陽イオン成分	Ca	23
	Mg	5.3
	Na	1.8
	Fe	0.1
	K	0.03
陰イオン成分	OH	18
	CO_3	23
総計		71.2

注）すべて乾物重量当り

殿したものと考えられる。

沈殿物の生成量については正確には把握してないが，ここでは1回の再生につき再生液量の0.1％（沈殿時間1時間におけるV/V％）と量的には少なかった。しかしながら下水中にはCa^{2+}, Mg^{2+}は相当量存在するため，沈殿物の生成は避けられないと考えられるので，沈殿池等の設備も考慮する必要があろう。

3.2.5 まとめと問題点

以上，ゼオライト充填塔の運転方法，再生方法および再生廃液の処理などの検討を行った結果次のような知見が得られた。

(1) 複数の充填塔で運転する場合，メリーゴーランド運転，および単段充填塔並行運転にはそれぞれの利点，欠点があるため，個々の実情に合わせて採用して行く必要がある。

(2) 二次処理水の直接通水は損失水頭の面で問題となるが，損失水頭の上昇が通水に支障のない程度であれば沪過処理を省くことも可能であるといえる。

(3) 順流式再生法は安定性の面で優れている。向流式再生法では上向流での問題点があり，向流式の利点を生かすにはこの問題点を解決しておく必要がある。

(4) 再生廃液を処理して再使用を行った際に沈殿物が発生したが，これらを除去する沈殿池などの施設を考慮する必要がある。

アンモニアストリッピングにより放散されるアンモニアガスは溶解性の高いガスであり，大気中に放出した場合，全体的に見て環境改善とならない場合もある。今後は資源有効利用の観点も含めて，アンモニアガスの回収についての検討をして行く予定である。

3.3 不連続点塩素処理によるアンモニア性窒素の除去

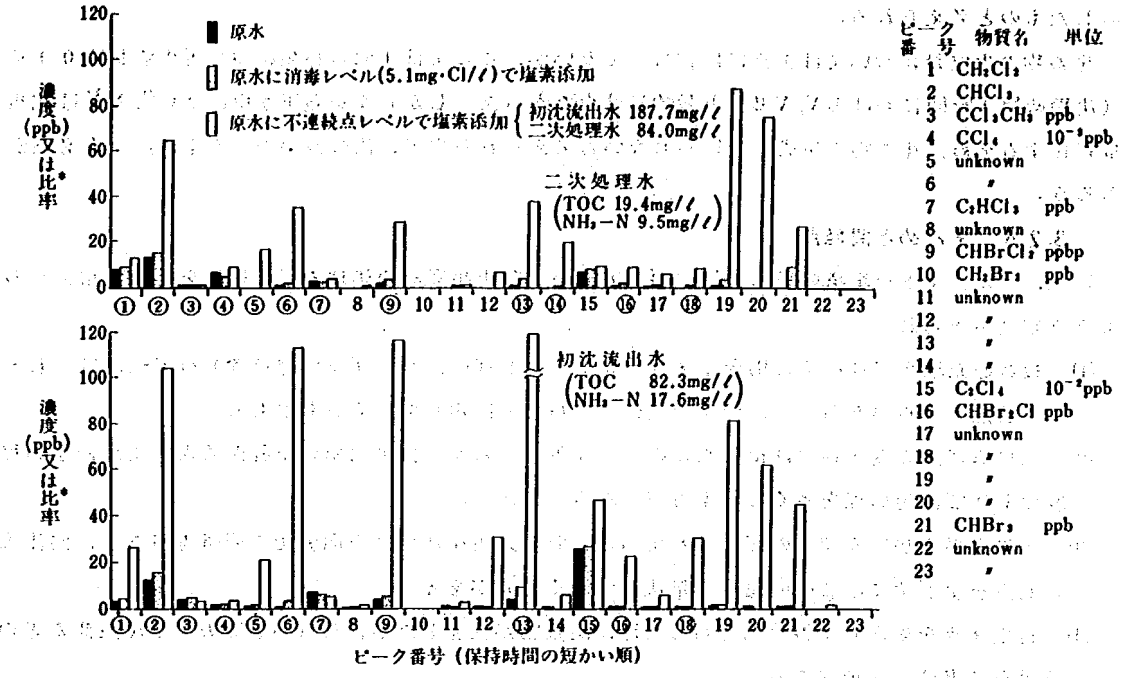
3.3.1 有機塩素化合物の生成について

水中の有機物と塩素が反応して有機塩素化合物が生成する場合，その生成量は塩素添加量，反応時間，pH，温度に影響されるといわれている。下水の場合には一年を通じてpHと水温の変動が比較的小さいと考えられるので，ここでは塩素の添加量及び反応時間と有機塩素化合物の生成量との関係について検討した。

(1) 塩素添加量について

図－14，15は延8ヶ所の下水処理場で採取した試料に消毒レベルと不連続点レベルで塩素を添加した場合，クロロホルム等の低級塩素化有機物あるいはジクロルベンゼン等の芳香族塩素化有機物がどの程度生成したかを平均値で示したものである。ここではアンモニア性窒素を除去する目的で塩素を多量に添加する場合を不連続点レベルの塩素添加とし，消毒のために下水に数mg・Cℓ/ℓ程度塩素を添加する場合を消毒レベルの添加として両者を区別する。低級塩素化有機物および芳香族塩素化有機物の分析方法は昭和51年度に土木研究所が実施した「下水中の有機塩素化合物の分析方法に関する調査報告書」に準拠した。下水と塩素の反応時間は約1時間に設定した。

図－14の低級塩素化有機物では全体で23本のピークが検出されたが，すべての試料について23本が検出されたのではない。初沈流出水の平均ピーク数は原水，消毒レベル，不連続点レベルでそれぞれ9.7本，10本，12.6本であった。同様に二次処理水の場合にはそれぞれ8.8本，10.9本，11.7本で



○印は不連続点レベルで塩素を添加した場合，検出限界以上の値が50%以上の検体について検出されたもの
*unknownピーク及びCH_2Cl_2については$CHCl_3$ 1 ppbに対する相対的比率

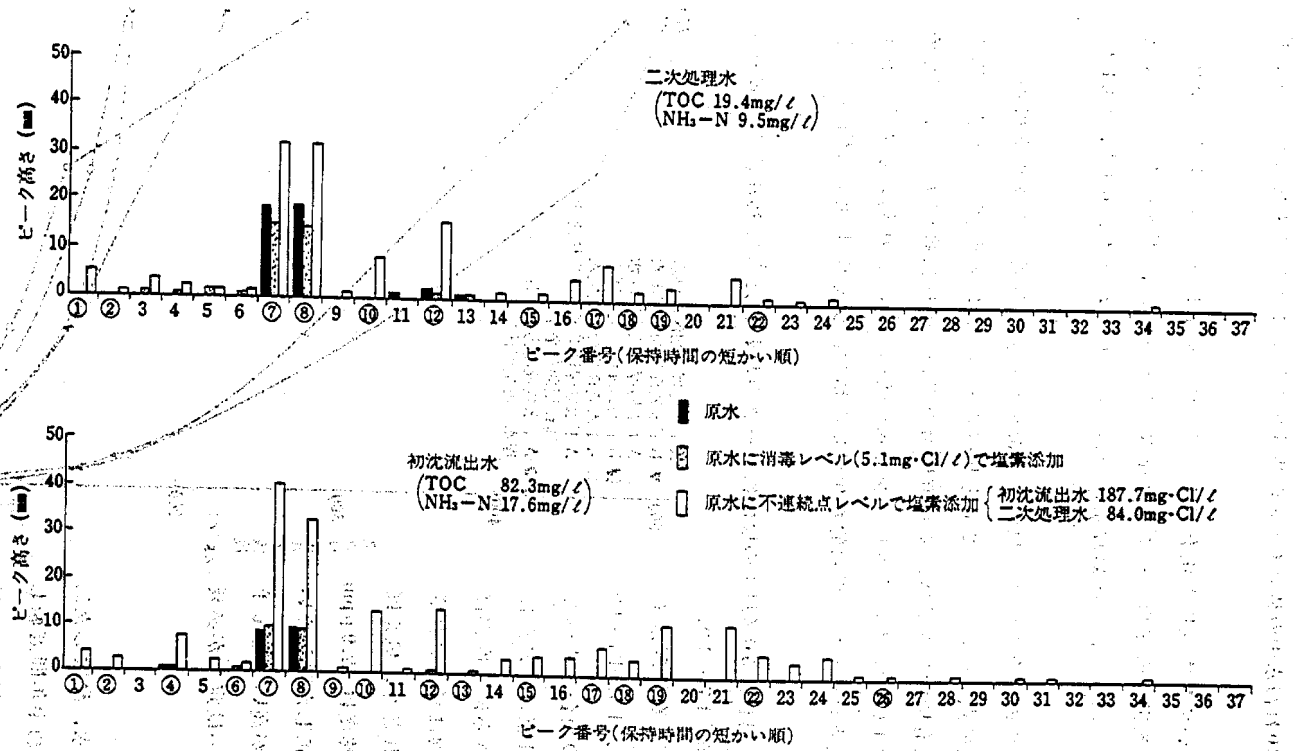
図−14 塩素添加量と低級塩素化有機物の関係

あった。

図−14で原水と消毒レベルを比較すると低級塩素化有機物の量に顕著な差は認められないが，不連続点レベルでは前2者と比べてその量に明らかな差が認められる。低級塩素化有機物の分析に使用するＥＣＤ検出器はハロゲン化物に対して特異的な感度をもつ検出器であり，物質によって感度は非常に異なるが，個々の物質に対する感度を考慮せずに低級塩素化有機物の相対的な生成量を推定すると次の通りである。初沈流出水では，原水に対して消毒レベル1.19倍，不連続点レベルでは13.8倍である。同様に二次処理水ではそれぞれ1.40倍と10.2倍であった。以上のことから，消毒レベルの塩素添加では原水に比べて低級塩素化有機物が若干増加することが認められただけであるが，不連続点レベルは低級塩素化有機物の生成量が原水の10倍以上にもなることが明らかになった。

不連続点レベルにおいて全検体数の50%以上に検出されたピークは初沈流出水で1～7，9，13，14，16，18の計12本である。同様に二次処理水では1～7，9，13，15，16，18の計12本であり，初沈流出水の場合とほぼ共通している。この中で不連続点レベルの塩素添加によって生成量の増大したものは塩化メチレン，クロロホルム，ピーク5，ピーク6，ブロムジクロルメタン，ピーク13，ピーク14，ジブロムクロルメタン，ピーク18の計9本である。塩素添加には由来しないが下水中に検出される頻度の高いものとしては1.1.1−トリクロルエタン，四塩化炭素，トリクロルエチレン，テトラクロルエチレンの計4本である。

また，検出率は低いが不連続点レベルの塩素添加によって生成量の増大したものにピーク12，19，20，ブロモホルムがある。特にピーク19，20，ブロモホルムは1ケ所の下水処理場で非常に大きな値であったためである。この処理場は海岸線に位置しており，下水の塩素イオン濃度が高いことから



○印は不連続点レベルで塩素を添加した場合，50%以上の検体についてピークの現われたもの。

ピーク番号	物質名	ピーク番号	物質名
2	クロルベンゼン	20	(ヘキサクロルエタン)
3	ブロモホルム	28	(ヘキサクロルアセトン)
15	m, pージクロルベンゼン	29	1.2.4ートリクロルベンゼン
17	0ージクロルベンゼン	32	1.2.3ートリクロルベンゼン
18	(1ークロルエチルベンゼン)		その他のピークはunknown

(.) 内はガスクロマトグラフで保持時間の一致したもの

図－15 塩素添加量と芳香族塩素化有機物の関係

海水の影響が考えられることと，ブロムジクロルメタンやジブロムクロルメタンの値も他の処理場に比べて高いことから，ピーク19と20は海水中の臭素イオンが活性化されてできた臭素化合物である可能性が強い。

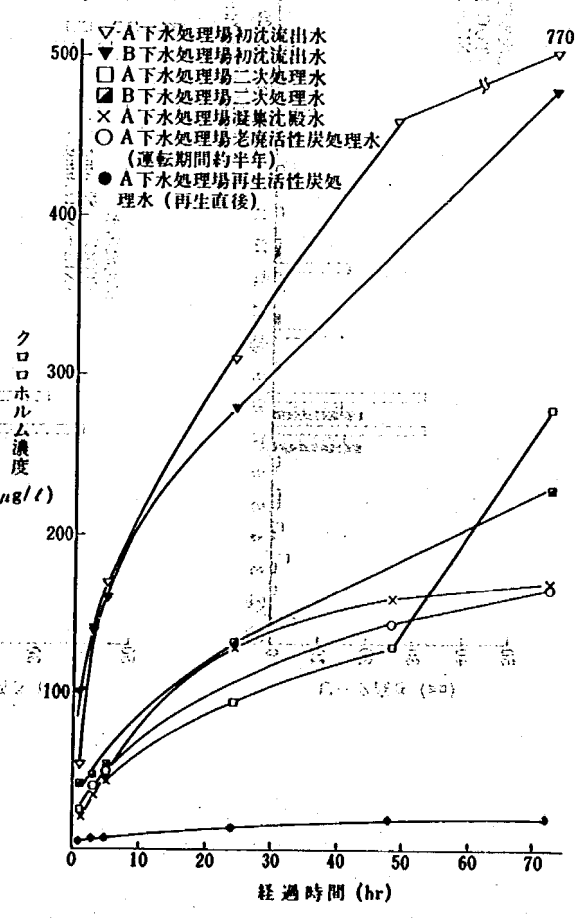
図－15は図－14と同一の試料について芳香族塩素化有機物の測定結果を示したものである。全体で37本のピークが検出されたが，初沈流出水の平均ピーク数は原水，消毒レベル，不連続点レベルでそれぞれ5.4本，5.5本，17本であった。同様に，二次処理水についてはそれぞれ5本，6.1本，13.1本であった。

図－15においても低級塩素化有機物の場合と同様に原水と消毒レベルでは芳香族塩素化有機物の量に顕著な差は認められないが，不連続点レベルでは前2者と比べると明らかに差が認められた。塩素添加によって生成する芳香族塩素化有機物量を低級塩素化有機物の場合と同様に推定すると，初沈流出水では原水に対して消毒レベルで1.09倍，不連続点レベルで8.89倍になる。二次処理水ではそれぞれ0.86倍と3.14倍であった。不連続点レベルでの相対的な生成量の増加は低級塩素化有機物の場合に比較すると小さかった。

不連続点レベルで塩素を添加した場合，50％以上の検体にピークの現われたのは初沈流出でピーク1，2，4，6～10，12，13，15，17～19，22，26の計16本であった。同様に二次処理水ではピーク1，2，7，8，10，12，15，17～19，22の計11本であり，初沈流出水の場合と比べて少なくなっている。ピーク7と8は原水中に既に存在しており，塩素添加によってさらに濃度が高くなっている。芳香族塩素化有機物はピーク高さでみると非常に低いものが多いけれども，例えばm－ジクロルベンゼンの平均的な感度は12.9ppm溶液がピーク高さとして45.6mmにしか現れないことを考えあわせるとかなり濃度が高いことも予想され，今後より厳密な同定あるいは定量が必要になってくる可能性もある。

(2) 反応時間について

図－16は初沈流出水，二次処理水，凝殿した二次処理水（以下，凝集沈殿水），約半年間運転している活性炭で処理した二次処理水（以下，老廃活性炭処理水），再生直後の活性炭で処理した二次処理水（以下，再生活性炭処理水）に次亜塩素酸ソーダを添加してクロロホルム生成の経時変化を示したものである。次亜塩素酸ソーダは反応期間中に不足しないようCℓ/N重量比で15～20倍



図－16 クロロホルム生成量の経時変化

添加したので，通常の不連続点レベルの添加量より大過剰であった。また，所定の時間で反応を停止させるためにやや過剰の亜硫酸ソーダを添加して残留塩素を除去した後，クロロホルムの生成量を測定した。

初沈流出水では塩素添加から72時間後でクロロホルムは480～770 μg/ℓ生成しており，さらに増加する傾向を示していることから，初沈流出水にはクロロホルム先駆物質がかなり含まれていると考えられる。クロロホルムの生成速度は1時間目までが74.1 ppb/時間，1～3時間では31.5 ppb/時間，3～5時間では12.5 ppb/時間，5～25時間では6.84 ppb/時間，24～72時間では6.68 ppb/時間である。生成速度は初期に大きく，5時間目以降はほぼ一定の速度で増加している。

二次処理水では初沈流出水に比べると72時間でのクロロホルム生成量が60％減少しており，クロロホルムは増加傾向を示している。

凝集沈殿水では24時間まで二次処理水と同程度の生成速度であるが，24時間以降は小さくなり72時間でほとんど飽和状態である。

以上の結果から，クロロホルム生駆物質は初沈流出水に相当量含有されているが，生物学的処理や凝集沈殿処理でかなり除去されることを示している。

また，再生活性炭処理水では塩素添加から72時間後でもクロロホルムが20 ppb生成しただけであり，先駆物質の除去に最も効果があることを示しているが，老廃活性炭処理水では凝集沈殿水と類似した傾向を示していることから，その能力は半年前にほとんど失なわれている。この時の活性炭接触時間は空筒ベースで18分であった。

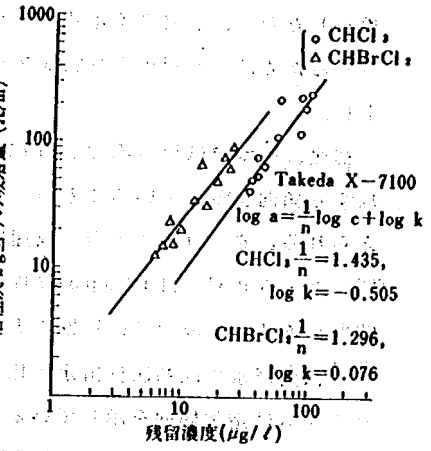
不連続点レベルの塩素添加ではあっても，残留塩素の形態からすると3つの条件が考えられる。不連続点前では無機クロラミン($NH_2Cℓ$, $NHCℓ_2$など)，不連続点後では遊離塩素($HOCℓ$, $OCℓ^-$など)が存在し，不連続点では無機クロラミンも遊離塩素も極少になる所である。図－16は不連続点後の条件に相当するクロロホルムの経時変化を示したものである。二次処理水を用いて不連続点前と不連続点の条件で塩素を添加して1時間後と24時間後のクロロホルムの生成量を調べると，不連続点前の条件では1時間後で12 ppb，24時間後で14 ppbであった。同様に不連続点の条件ではそれぞれ39 ppbと43 ppbであった。このことから不連続点レベルの塩素添加であっても不連続点をこえなければクロロホルムの生成量はほとんど経時的な変化をせず，遊離塩素の存在する条件においてのみその生成量は増大していくものと考えられる。従って，下水の不連続点塩素処理においてクロロホルムの生成量を抑制するためには，不連続点をこえて塩素を添加しないこと，不連続点をこえた場合でも反応時間を短かくすることが重要になる。クロロホルムの生成反応に比べて塩素とアンモニアの反応速度は速く，pHが中性付近にあれば数分以内に完了することから，活性炭あるいは亜硫酸ソーダなどを用いて残留塩素を除去し，短時間で塩素と有機物の反応を停止させることはできる。

3.3.2 生成したクロロホルムの除去

有機塩素化合物の生成量は先駆物質を除去すること，不連続点をこえて塩素を添加しないこと，反応時間をできるだけ短かくすることなどである程度抑制できるが，生成した有機塩素化合物を活性炭で除去する方法も考えられる。

図－17は球状炭であるTAKEDA－X－7100を粉砕した後，合成試料に添加してクロロホルムの吸

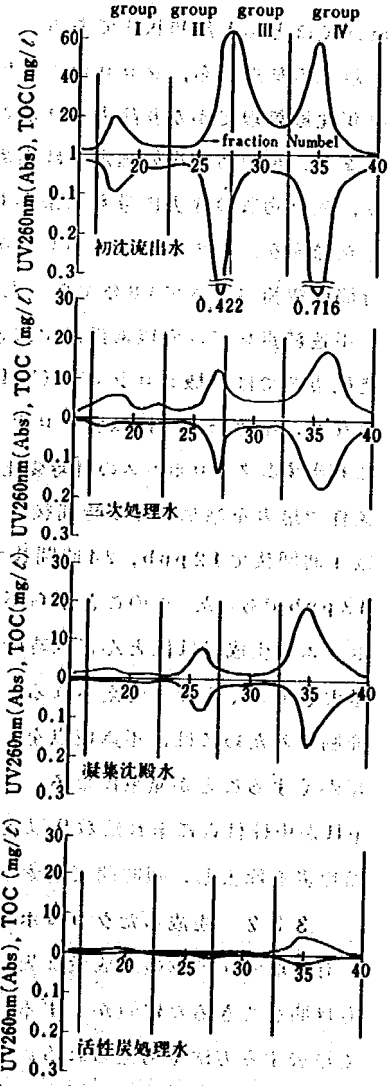
着量からフロイントリヒの等温吸着線を求めたものである。ブロムジクロルメタンはクロロホルムより吸着量は多いけれども，せいぜい100μgオーダーであることを示している。この結果はCalgon Firtrasorb 300についてもほとんど同様であった。また，鳥羽下水処理場におけるパイロット実験の結果からも54.8μg・CHCℓ/g活性炭という結果が得られている。以上のことから，活性炭で除去することはあまり期待できない。



図−17 フロイントリヒの吸着等温線

3.3.3 クロロホルム先駆物質について

図−16からも明らかなように，下水中にはクロロホルム先駆物質が含まれており，これらがどのような物質であるかを明らかにするためゲル沪過を行なった。試料は初沈流出水，二次処理水，凝集沈殿した二次処理水（以下，凝集沈殿水），凝集沈殿ー活性炭処理した二次処理水（以下，活性炭処理水）を0.45μのミリポアフィルタで沪過した後，ロータリーエバポレータで20倍に濃縮した。濃縮に伴う溶解性有機物の損失は約50%であった。ゲル沪過はSephadex G−15を用いて行ない，蒸留水で溶出させた。ゲル沪過での溶解性有機物の回収率は90%以上であった。ゲル沪過の結果は図−18に示す。分取液はTOCと260nm UV吸収を測定し，4つの群に分けた。各群に次亜塩素酸ソーダを遊離塩素が検出されるまで添加し（約10mg・Cℓ/ℓ），約1時間後にクロロホルムを測定した。その結果を表−9に示す。



図−18 各種処理水のゲルクロマトグラム

表−9で初沈流出水と二次処理水を比較するとTOC除去率は67%であるにもかかわらず，クロロホルムは約20%しか減少しなかった。それは主として反応時間が短かかったことによると考えられ，24時間程度の反応時間をとれば両者のクロロホルム生成量はもっと大きな差があったと推定される。

初沈流出水でクロロホルム生成量は多い方から第Ⅳ，Ⅱ，Ⅰ，Ⅲ群の順であり，TOCよりもUV吸収の大きさに対応している。第Ⅳ群で生成したクロロホルムは全体の44.5%を占めている。また，二次処理水と凝集沈殿水でも第Ⅳ群のクロロホルムはそれぞれ54.9%，51.1%である。第Ⅳ群は褐色を呈していることからフミン酸，フルボ酸類似物質と考えられる。活性炭処理水では有機物がほとんど除去されており，クロロホルムの生成量は少ない。

3.3.4 まとめと問題点

不連続点塩素処理は下水中のアンモニア性窒素除去法の1つであり，下水に塩素を添加することによってアンモニアを窒素ガス

に酸化して除去する方法である。不連続点塩素処理水中には残留塩素が残るので，これを除去するために活性炭処理を行なう。従って，全体のシステムとしてはNH_3−N除去を目的とした不連続点塩素処理と残留塩素の除去を目的とした活性炭処理の組み合せ（BPC活性炭処理）となる。

表−9 塩素処理によるクロロホルムの生成量

単位 μg/ℓ

	原水	塩素処理				
		ゲル戸過				計
		I	II	III	IV	
初沈流出水	7.8 (40.6)	10.2	15.6	8.3	27.3	61.4
二次処理水	3.7 (14.8)	6.4	8.7	6.8	26.7	48.6
凝集沈殿水	1.8 (13.4)	3.0	9.9	6.3	20.2	39.5
活性炭処理水	0.8 (7.7)	1.3	1.3	0	1.8	4.4

註（ ）内溶解性TOC mg/ℓ

BPC活性炭処理では処理水のpHを7～8に保持することができれば，NH_3−N除去率Rと塩素添加量Cℓ/Nの間にはR＝a・Cℓ/N＋bの関係がある。不連続点の位置（R＝100％になる時のCℓ/Nの値）が変動しないとすれば，Cℓ/Nを一定に保持するような制御によって任意のNH_3−N除去率を設定できることになる。

不連続点塩素処理パイロットプラントでは，流入水のNH_3−N濃度を自動分析装置によって連続的に測定し，塩素添加量Cℓ/Nを一定に保つように次亜塩素酸ソーダ添加量の自動制御運転を行なってきた。パイロット実験の結果から，流入水が急速沪過水の場合にはaが14.926，bが−41.32，不連続点の位置がCℓ/N＝9.47であった。不連続点の位置はNH_3−N濃度の高低によって多少変動するけれども，Cℓ/Nの値を手動で適宜設定することで，90％以上のNH_3−N除去率が安定して達成できた。

BPC活性炭処理のパイロット実験から，下水中のNH_3−N除去に関しては安定して高い除去率を達成できることが明らかになったが，この処理方法には2つの問題点がある。1つは処理水中に残存する塩素の毒性が放流先で問題になる場合と，もう1つは下水中の有機物と塩素が反応してクロロホルムなどの有機塩素化合物が生成する問題である。

残留塩素はBPC活性炭処理によって10^{-1}mg・Cℓ/ℓ程度に下げることができる。しかし，放流先で残留塩素の毒性が問題になりそうな場合には，BPC活性炭処理水に極少量の還元剤を添加することで解決できよう。

また，有機塩素化合物の問題はこれまでの室内実験あるいはパイロット実験の結果からも明らかなように，消毒レベルの塩素添加量であれば新たに生成する量は小さいが，不連続点レベルの添加においては原水に比べて低級塩素化有機物の場合10倍以上，芳香族塩素化有機物の場合3～9倍程度増加している。有機塩素化合物の生成量をおさえるためには塩素添加量の制御と反応時間を短かくすることである程度可能である。現在のところ，人間に対する毒性レベルあるいは環境に対する影響等については不明の点が多いので，これらのことが明らかにされた上でこれまで生成の確認された化合物及びその濃度の是非を再検討していくことが必要になろう。

4. 今後の問題点

下水中の窒素の除去法は物理化学的手法，生物学的手法など多岐にわたっている。また，それぞれの窒素化合物ごとに除去の手法が異なるため，既存の二次処理施設の運転条件によっても要求水質によっても除去プロセスの適用に対する考え方が変わってくるものである。このため，各処理場の特性に応じた，実用的な窒素除去システムの体系づくりが，個別のプロセスの開発，改良とともに必要になると考えられる。

8. 浮遊性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室　室　　長　安中徳二
主任研究員　京才俊則
小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は，現在，主として水域の溶存酸素不足をまねくBOD，CODなどの有機物を代表する項目で値が定められている。環境基準はすでに全国主要水域の大部分で設定が終了しているが，これを維持達成するために下水処理場からの放流水中の有機物も極めて微量にする必要が生じている。しかし従来の生物処理を中心とする2次処理ではその有機物除去能力に限界があり，放流水域によっては付加的な3次処理，ないしは高度処理が必要とされる。生下水，2次処理水等に含まれる有機物は，大きく浮遊性のものと溶解性のものに分けられるが，本調査はこのうち浮遊性有機物の除去技術を開発することを目的としており，当面は沪過池による2次処理水中の浮遊物除去技術の開発を，京都パイロットプラントの沪過池を用いて行っている。

2. 52年度までの調査成果

2.1 2次処理水の下向流式沪過池による沪過

a 2層沪過池のアンスラサイト層の厚さは，全沪層厚の60％以上とすることが望まれる。b 混合沪材（3層沪材）の2層沪材に対する優位性は認められず，2層沪材で十分である。c 2層沪材に用いるアンスラサイトの有効径は，粒度が小さい（ES 0.95）ものより大きい（ES 1.62）ものの方が有利である。d 2層沪過池の沪材深度は，沪過成績からみると600mmより1,000mmの方が優れている。e 減衰沪過と定量沪過を比較すると，減衰沪過に余り有利な面がないので，減衰沪過を採用する価値はない。f 定量沪過と変動沪過を比較すると，SS除去率，SS捕捉量とも多少低下するが，変動沪過は実施可能である。g 変動沪過においては流入水量増加時に，設定損失水頭に達し沪過が停止する可能性が大きいため，流入水量増加前に沪過池を洗浄することが望ましい。h 表面洗浄，逆流洗浄による洗浄では，砂部の洗浄が不十分である。

2.2 2次処理水の直接沪過における下向流式沪過池と上向流式沪過池の比較

a 下向流式沪過池のアンスラサイト粒径を大とすれば沪過持続時間に大差はない。b SS，BOD除去率は同等である。c 上向流式沪過池では，沪過方向と洗浄方向が共に上向きであるが，沪過中，沪層内にリークが生じ，全損失水頭が低下し，処理水質が悪化することがある。d 上向流式沪過池の方が洗浄行程が複雑で，洗浄水量を多量に必要とする。

3. 52年度の調査結果

3.1 調査の概要

a　2次処理水の2層沪過池におけるアンスラサイト粒度の比較実験．昨年度の調査で，2次処理水の沪過には有効径1.51mmのアンスラサイトより，1.85mmの方が濁度捕捉量が大きくとれる可能性が示されたが，1.51mmのアンスラサイトと1.85mmのアンスラサイトの下部に用いる砂の粒度（有効径0.58mm）を同じとしたため，実験の後半から1.85mmのアンスラサイトと砂が一部逆転しむしろ1.85mmのアンスラサイトの濁度捕捉量の方が小さくなり，1.85mm程度のアンスラサイトを用いる2層沪過池の下部に充填する砂の粒度はもう少し大きくした方がよいことが指摘された。このため本年度は，有効径1.78mmのアンスラサイトと0.69mmの砂から成る沪層と，昨年度用いた1.51mmのアンスラサイトと0.58mmの砂から成る沪層との比較実験を行った。この結果，1.78mmのアンスラサイトを用いた沪層にアンスラサイトと砂の逆転は見うけられず，この沪過成績の方が優れていたが，その差はそれ程大きくなかった。このことから，2次処理水の沪過に用いる2層沪過池のアンスラサイトの有効径は1.5mm～1.9mm程度が適していること，および，下部に用いる砂の有効径はアンスラサイト有効径の1/3以上とすることが必要なことなどが見い出された。

b　2次処理水の沪過における浮遊物の粒度分布変化　昨年度の調査で，流入水中の10μ以上の浮遊物の除去率は10μ以下のそれより大きいことが見い出された。しかし，本年度に昨年度と同様の調査を継続した結果，流入水中に10μ以下の浮遊物の割合が大きい場合は昨年度と同様の結果が得られたが，この割合が小さい2次処理水の沪過においては10μ以下の浮遊物も10μ以上のそれと同等に除去され，全体の浮遊物除去率も高かった。したがって，2次処理水中の浮遊物の粒度分布のみで沪過性を推定することは困難であると思われる。

c　硫酸アルミニウム凝集沈殿水の2層沪過池による沪過　2次処理水の硫酸アルミニウム凝集沈殿水を有効径1.12mmのアンスラサイトと0.60mmの砂から成る2層沪過池で，沪過速度180m/日の沪過を行った結果，本実験に用いたものより多少小さなアンスラサイトを用いる，あるいは沪過速度を小さくすることが望ましいこと，表面洗浄と逆流洗浄の組合せで沪層は充分洗浄できること，などが見い出された。

d　凝集剤添加活性汚泥法処理水の沪過　エアレーションタンクへ硫酸アルミニウムを添加した2次処理水を2層沪過池で沪過した結果，この2次処理水の沪過特性は通常の2次処理水よりも硫酸アルミニウム凝集沈殿水のそれに似ていることが見い出された。

3.2 2次処理水の2層沪過池におけるアンスラサイト粒度の比較実験

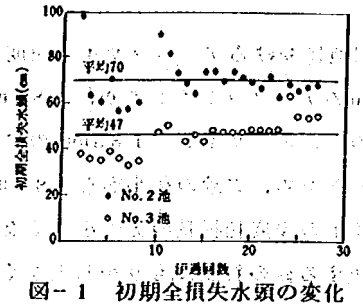
表－1に示す沪過池№2と沪材構成Bから成る№3池を用いて，2次処理水の2層沪過池におけるアンスラサイト粒度の比較実験を行った。180，300，420m/日の沪過速度でそれぞれ定量沪過と変動沪過を行っている。下部集水装置の損失を含む全損失水頭が3mに達した時点で沪過を停止し，表面洗浄（0.2m/分，9分），逆流洗浄（膨張比20%が得られる速度，9分），表面洗浄と逆流洗浄の重復時間7分から成る洗浄を行った。

表－1　下向流式沪過池の沪材

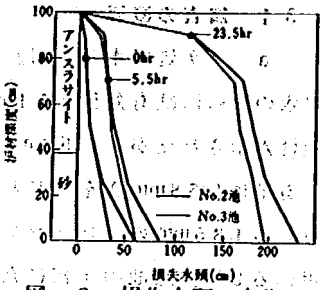
沪過池No.		1	2	3 A	3 B
アンスラサイト	有効径(mm)	1.12	1.51	1.85	1.78
	均等係数	1.19	1.19	1.24	1.28
	層厚(mm)	625	625	625	625
砂	有効径(mm)	0.60	0.58	0.58	0.69
	均等係数	1.27	1.28	1.28	1.41
	層厚(mm)	375	375	375	375

表－2　№2池と№3池の比較

項目 ＼ 沪過池No	2	3	3/2
沪過水量 (m^3/m^2)	791	903	1.14
濁度捕捉量 ($kg \cdot ss/m^2$)	1,860	2,010	1.08
流入水濁度 (mg/ℓ)	4.7	4.7	1.00
処理水濁度 (mg/ℓ)	2.0	2.1	1.05
濁度除去率 (%)	57	55	—



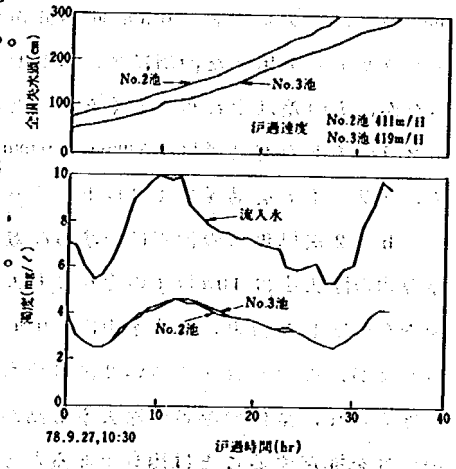
図－1　初期全損失水頭の変化



図－2　損失水頭の変化

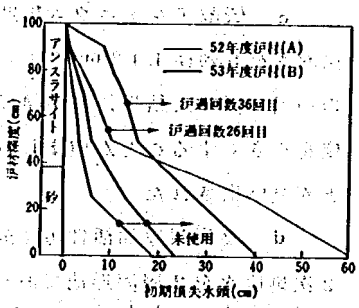
№3池の沪材は本実験を始めるに当って，未使用のものを充填したが，№2池の沪材は昨年度から用いているものである。このため，№2池の沪材を過酸化水素を主体とする薬品によって洗浄した後，本実験を開始した。

表－2に示す実験総括表より，2池の濁度除去率はほぼ等しいが，全損失水頭が3mに達するまでに捕捉した濁度量は，沪過水量が多いため，№3池は№2池の8%増となっている。これは№3池の沪材の粒度が粗いため初期損失水頭が小さくその分だけ3mに達するまでの全損失水頭を大きくとれること（図－1，2，3），特に砂層部での損失水頭に大きな差が生じていること（図－2），沪過後半になって№2池の全損失水頭の増加率が№3池のそれより大きくなっていること（図－3）などが原因として考えられる。



図－3　全損失水頭と濁度の変化

昨年度の№3池（沪材構成A）で観察されたような実験回数を重ねるにしたがって，初期損失水頭が極端に増加する傾向は，図－1に示すようにアンスラサイト粒度を大きくした№3池にも見られなかったため，実験期間を通じて，№3池の沪過水量は№2池のそれよりも多かった。図－4に昨年度と本年度の№3池の初期損失水頭の変化を示す。昨年度の結果に見られるアンスラサイトと砂の境界における沪過抵抗の増大は，本年度にはほとんどない。これらは，今年度の沪材構成では昨年度のようにアンスラサイトと砂による幅の広い混合層が見られず，この部分の空隙率の低下による損失水頭の増加が少くなっていることによると考えられる。昨年度のアンスラサイトと砂の有効径の比は1.85/0.58＝3.19であるが，本年度は1.78/0.69＝2.58である。このことから，アンスラサイトと砂から成る2層沪材では，アンスラサイトと砂の幅広い混合を防ぐために，両者の有効径の比を3以下とすることがよいと思われる。



図－4　52年度と53年度沪材の初期損失水頭の比較(№3池)

3.3　2次処理水の沪過における浮遊物の粒度分布変化

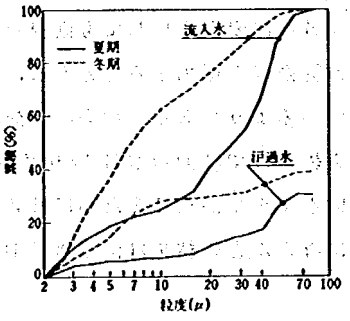
昨年度と同様の手法で，上向流式沪過池を用いて流入水，沪過水の浮遊物，およびその粒度分布を夏期と冬期に1回づつ測定した。結果を表－3，図－5に示す。

冬期の10μ以下の粒子の除去率は，10μ以上のそれより劣っているが，夏期の結果によると，多少ではあるが，10μ以下の方が大きく，10μ以下の粒子の除去率は10μ以上の粒子のものより小さいという昨年度の結論（昨年度の測定は冬期に行っている）は一般的には言えないようである。

夏期の2次処理水中の浮遊物は冬期のものより大粒径のものが多く，活性汚泥の凝集性が優れていることを示唆している。このため，活性汚泥フロックが強く沪層中で破壊されにくいことによって，以上のような結果となったとも考えられる。しかし，データが少いので，今後さらに検討しなくてはならない。

表－3

採水日	沪過池No.	沪過速度 (m/日)	SS (mg/ℓ) 流入水	SS (mg/ℓ) 沪過水	除去率 (%) 全体	除去率 (%) 10μ以下	除去率 (%) 10μ以上	粒度分布割合 流入水 10μ以下	流入水 10μ以上	流入水 10μ以下/10μ以上	沪過水 10μ以下	沪過水 10μ以上	沪過水 10μ以下/10μ以上
'78.8.10	4	180m	3.8	1.1	71	72.1	68.5	25.0	75.0	0.33	22.8	77.2	0.30
'79.2.21	4	180m	9.0	3.6	60	55.1	70.6	62.2	37.8	1.65	71.5	28.5	2.5



図－5

表－4 種々の2次処理水中の浮遊物の粒度分布

処理場	採水日	水温	SS (mg/ℓ)	SS分布 10μ以下	SS分布 10μ以上
A	'78.8.8	27.8	7.8	44.8	55.2
	10.13	23.6	4.8	29.4	70.6
	12.27	19.5	4.1	28.7	71.3
	2.20	13.2	5.6	31.1	68.9
B	'78.8.8	31.2	9.7	68.2	31.8
	10.13	24.7	4.5	44.6	55.4
	12.27	20.3	6.2	24.7	75.3
	2.20	8.5	7.7	41.3	58.7
C	'78.8.8	26.9	4.7	53.7	46.3
	10.13	22.2	5.1	11.3	88.7
	12.27	17.0	2.7	47.8	52.2
	2.20	8.5	6.1	39.9	60.1
D	'78.8.8	29.2	3.0	56.5	43.5
	10.13	23.3	1.7	58.5	41.5
	12.27	13.7	2.2	41.2	58.8
E	'78.8.8	26.7	10.5	66.1	33.9
	10.13	22.5	1.6	41.1	58.9
	12.27	18.8	4.2	57.7	42.3
	2.20	9.0	5.8	40.2	59.8
F	'78.8.8	26.4	3.8	63.8	36.2
	10.13	22.5	2.9	40.4	59.6
	12.27	19.0	2.6	51.4	48.6
	2.20	9.0	6.1	63.2	36.8
G	'78.8.8	27.8	3.8	55.8	44.2
	10.13	22.5	14.4	37.5	62.5
	2.20	8.2	14.0	71.1	28.9

表－4に種々の2次処理水中の浮遊物の粒度分布を，10μ以下と10μ以上とに分けて示す。同表によると，夏期の2次処理水中の浮遊物の粒径は冬期のものより大きいという傾向は見うけられず，先の結果も夏期，冬期ということで分類できることではないようである。

3.4 硫酸アルミニウム凝集沈殿水の2層沪過池による沪過

表－1に示すA1沪過池を用い，Aℓ＝6mg/ℓ添加した凝集沈殿水を流入水とし沪過沪速180m/日の定量沪過を行った。沪過停止，および洗浄方法は3.1で述べた方法と同様である。本実験期間中に49回の沪過を行っている。

表－5 浮遊物除去結果

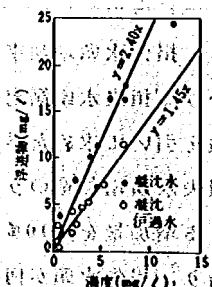
浮遊物 濃度 (mg/ℓ) 流入水	浮遊物 濃度 (mg/ℓ) 沪過水	除去率 (%)	沪過水量 (m³/m²)	浮遊物捕捉量 (kg·ss/m²)
9.8	3.6	63	390	1.84

表－6 リン，COD除去結果

Aℓ＝6mg/ℓ添加，mg/ℓ

	浮遊物	P	P－D	COD	COD·D
2次処理水	6.4	1.26	1.12	25.1	21.6
凝集沈殿水	9.3	0.44	0.18	18.6	15.5
凝沈沪過水	3.5	0.32	0.17	16.0	—

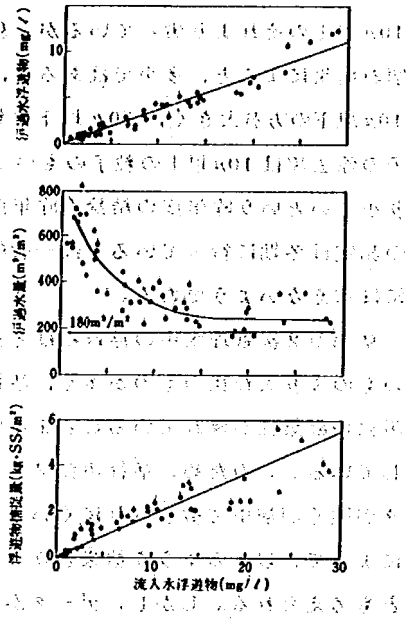
沪過池流入水と沪過水の濁度は，表面散乱光式濁度計で測定したが，その結果と浮遊物の相関を図－6に示す。この相関を基に1回ごとの沪過から得られた平均濁度を浮遊物に換算して表－5を求めている。浮遊物除去率，沪過水量，浮遊物捕捉量の平均値はそれぞれ63%，390m³/m²，沪床（沪過継続時間として2.2日），1.84kg·ss/m²，沪床となっている。表－6は手分析結果から求めたものであるが，沪過池の浮遊物除去率62%に対し，浮遊性リン，および浮遊性COD除去率はそれぞれ44%，84%と浮遊物に比較して，浮遊性リンは



図－6 濁度と浮遊物

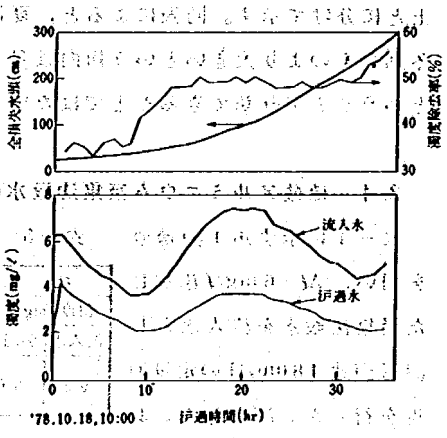
除去しにくく，浮遊性ＣＯＤは除去しやすい結果となっている。

図－７は流入水浮遊物と沪過水浮遊物，沪過水量，浮遊物捕捉量の関係を示している。沪過水浮遊物は流入水浮遊物の増加とともに直線的に増しており，流入水浮遊物濃度にかかわらず除去率一定となっている。全損失水頭が３ｍに達するまでに１m^2の沪過面積当り捕捉した浮遊物量として表わしている浮遊物捕捉量も，流入水浮遊物濃度の増加とともに大きくなっている。この結果，沪過水量は流入水浮遊物濃度が増加しても直線的には減少しておらず，流入水浮遊物濃度が増加するとともに，沪過水量の減少率は小さくなっているようである。沪過池の洗浄を１日１回行うとすると，本実験条件では沪過水量180m^3/m^2以上得られることが，凝集沈殿水を全量沪過するためには必要であるが，図－７に示すようにほとんどの結果は沪過水量180m^3/m^2以上となっている。

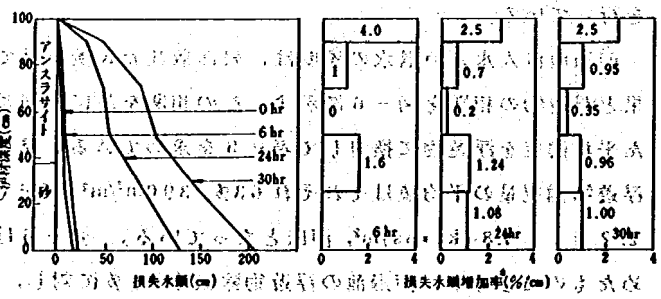


図－７ 流入水浮遊物と沪過水浮遊物，沪過水量，浮遊物捕捉量の関係

図－８に示す全損失水頭と濁度の経時変化の一例によっても沪過水濁度は流入水濁度に比例することが分る。また，全損失水頭が増加しても，濁度がリークしてくる現象は見られず，むしろ濁度除去率は増加している。図－９にこのときの沪層内部の損失水頭の変化を示す。沪過開始後６時間では，アンスラサイト表層と，アンスラサイトと砂の境界部で損失水頭は増加しているが，２４時間では捕捉されたフロックは沪層内部まで進入し，全層に渡って損失水頭の増加がみられる。24，30時間におけるアンスラサイトと砂の境界部，および砂部の損失水頭増加率*は比較的大きく，この部分への浮遊物の進入と捕捉が多いことが推察される。浮遊物がリークしていないことは先に示した通りであるが，もう少しアンスラサイト層で浮遊物を捕捉し，境界部，および砂部の負荷を小さくすることによって，沪過継続時間を長くできると予測される。このためには，本実験



図－８ 全損失水頭と濁度の変化

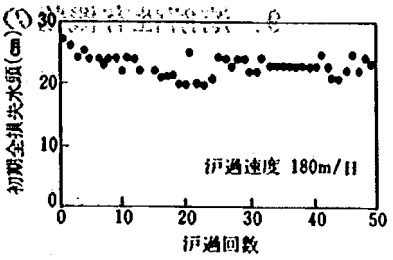


図－９ 損失水頭の変化

* 損失水頭増加率　ある沪過継続時間における損失水頭測定結果から，初期損失水頭を引いて求めた浮遊物の目づまりによる損失水頭増加量のうち，沪材濃度０cmにおける増加量を100％としたとき，沪層１cm当り，損失水頭が何％増加しているかをいう。

に用いたものより多少小さなアンスラサイトを用いることにあるが，(1)は沪過速度を180m/日より小さくすることが考えられる。

図－10は初期全損失水頭の経時変化を示したものであるが，沪過回数が増加しても初期全損失水頭は大きくならず，安定した値となっている。このことから，本実験で用いた表面洗浄と逆流洗浄から成る洗浄方法は，２次処理水沪過の場合と異って，[2]硫酸アルミニウム凝集沈殿水を対象とした沪過池には充分な方法であるといえる。



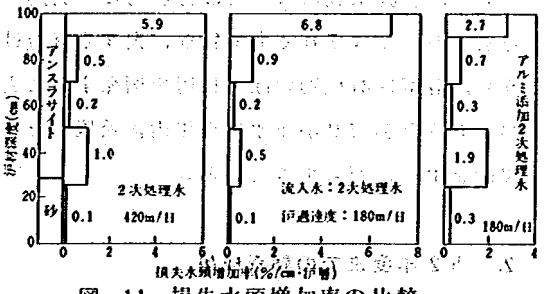
図－10　初期全損失水頭の変化

3.5　凝集剤添加活性汚泥法処理水の沪過

表－７に示す沪材を№２，№３沪過池に充填し，流入水を№２池については，エアレーションタンクへ硫酸アルミニウムを添加した２次処理水（アルミ添加２次処理水という），№３池については通常の活性汚泥処理水（２次処理水という）として両者の比較実験を行った。№３池の沪過速度は種々に変化させたが，№２池は流入水量が得られなかったため，180m/日に固定した。アンスラサイトと砂の有効径の比は1.70/0.54=3.15と先に述べた結果からすると，両者の組合せは好ましくない。しかし，表－７の値は搬入沪材の測定結果であり，実際には砂の充填後に逆洗を行い上層５cmをかきとっている。均等係数1.3以下の粒子は一般に逆洗では成層化しないといわれているが，表－７によれば，砂の均等係数は1.52と大きいこと，および沪過を繰り返してもアンスラサイトと砂の混合部は３～４cmであったことから，細い砂は除去され，アンスラサイトと砂の有効径の比は３以下となっているものと予測される。

表－７　実験に用いた沪材

	有効径 (mm)	均等係数	層厚 (mm)
アンスラサイト	1.70	1.22	625
砂	0.54	1.52	375



図－11　損失水頭増加率の比較

図－11は，全実験結果のうち沪過開始後18時間以降に行った損失水頭測定結果を平均して求めたものであるが，同図によると，アルミ添加２次処理水中のフロックは，２次処理水中のそれより沪層深部まで到達している。このことから，アルミ添加２次処理水の沪過特性は，２次処理水よりも，硫酸アルミニウム凝集沈殿水のそれに似ていることが推察される。

4.　今後の調査課題　－昭和54年度調査－

a.　２次処理水の下向流式沪過池による沪過における洗浄方法として，表面洗浄プラス逆流洗浄と空気洗浄プラス逆流洗浄，および洗浄水として沪過水と２次処理水を比較する。

b.　２次処理水沪過における粒度分布変化調査を継続する。

（参考文献）

1）京才，住山：２次処理水の沪過における粒度分布変化(I)，第33回土木学会年次講演集，昭53.9

2）安中，京才，住山：下水２次処理水の急速沪過，第15回衛生工学研究討論文集，昭54.1

9. 溶解性有機物の除去に関する調査

三次処理研究室　室　長　安中徳二
主任研究員　京才俊則
研　究　員　酒井憲司
小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は，現在，主として水域の溶存酸素不足をねらくBOD，CODなどの有機物を代表する項目で値が定められている。環境基準はすでに全国主要水域の大部分で設定が終了しているが，これを維持達成するために下水処理場からの放流水中の有機物も極めて微量にする必要が生じている。しかし，従来の生物処理を中心とする二次処理ではその有機物除去能力に限界があり，放流水域によっては付加的な三次処理，ないしは高度処理が必要とされる。生下水，二次処理水等の中に含まれる有機物は，大きく浮遊性のものと溶解性のものに分けられるが，本調査はとのうち，溶解性有機物の除去技術を開発することを目的としており，当面は我国屈指の代表的下水処理場である京都市鳥羽下水処理場内に設置した下水高度処理施設のうち活性炭吸着塔によるパイロット実験を中心に行ってきている。

2. 52年度までの調査成果

a．活性炭処理水のBODの方が流入水のそれよりも大きくなることがある。これは吸着塔内で生じる硝化作用によるものと考えられ，炭素系有機物指標としてBODを用いる場合には硝化菌の活動を抑制したBODで測定するべきである。　b．接触時間36分で処理した結果，COD，TOCの除去率が安定した50％以上得られる期間は，吸着開始から2～3か月間である。　c．窒素化合物のうち有機性窒素の除去が期待できる。　d．以上の結果は二次処理（凝集沈殿）＋沪過のプロセスを経た下水に対する結果であるが，粒状活性炭吸着塔で，前処理としての沪過池を省略して沪過・吸着を行った場合浮遊物除去，及び再生炭の性能はほぼ満足できる。有機物除去に関してはさらに検討する必要がある。　e．粒状活性炭再生を実際規模で7回繰り返した。　f．既設下水処理場のCOD除去状況を調査した。

3. 53年度の調査結果

京都パイロットプラントで6種の粒状活性炭を用い，粒状活性炭による沪過・吸着に関する並行実験を行い，沪過には有効径が大きく，均等係数の小さい破砕炭が適していること，粒度が大きくても必ずしも吸着能力は小さくないこと等を見い出した。二次処理水を対象としてオゾン処理の室内実験を行ない30分の接触時間でのCOD除去率は30～40％であることを見い出した。人工下水を用いた接触酸化の室内実験を行ない処理特性について調査した。

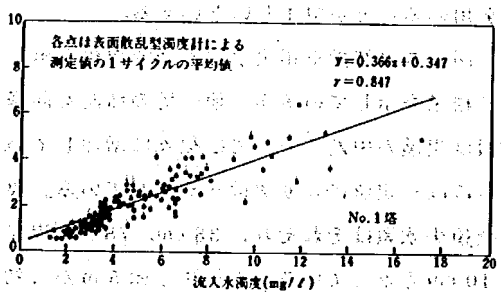
3.1　粒状活性炭による2次処理水の沪過，及び吸着

下水中の溶解性有機物，色度等の除去を目的とする粒状活性炭吸着塔への流入水中のＳＳは，活性炭層の目づまりからくる汚濁物質の活性炭への吸着速度，吸着容量の低下防止，および粒状炭の粒径が沪過に適しているかどうか等の問題から，前処理段階で除去することが一般的な考え方である。しかし，通常は粒状沪材による沪過と考えられるこの前処理を省略し，粒状活性炭によって吸着と同時に浮遊物の沪過が行えれば，浮遊物，溶解性有機物等を除去する施設の建設費，維持管理費は，沪過による前処理がある場合にくらべて安価になりうることが予想される。さらにこの手法によって，現在いくつかの処理場で建設されている下向流式沪過池中の沪材を活性炭にすることによって，沪過池を浮遊性物質のみでなく溶解性有機物等をも除去するよう改造できる可能性もある。このため三次処理研究室では，昭和51年度より本手法の実用性を，京都パイロットプラントに設置してある6塔の重力式下向流型活性炭吸着塔を用い2次処理水を流入水として調査してきているが，現在までに2．で述べたような結果が得られている。この結果を基に，本年度は表－3に示すように各塔に種類の異なる粒状炭を充填し，本法による浮遊物，溶解性物質の除去性，および本法に適した活性炭性状を検討した。

表－1　水質分析結果総括

水質＼検水	流入水（2次処理水）	活性炭処理水（塔No.） 1	2	3	4	5	6
SS	5.4	2.8 48	3.0 44	2.9 46	2.7 50	3.1 43	2.6 52
BOD	12.3	7.1 42	7.2 41	7.5 39	7.0 43	7.4 40	6.8 45
COD*	24.4	13.8 43	14.5 41	14.8 39	13.0 47	14.3 41	12.3 50
COD・D	20.4	11.8 42	12.9 37	13.1 36	11.8 42	13.3 35	11.1 46
TOC	16.2	9.9 39	10.4 36	11.1 31	9.4 42	10.7 34	8.8 46
色度	56	16 71	20 64	19 66	19 66	19 66	15 73
界面活性剤	0.3	0 100	0 100	0 100	0 100	0 100	0 100

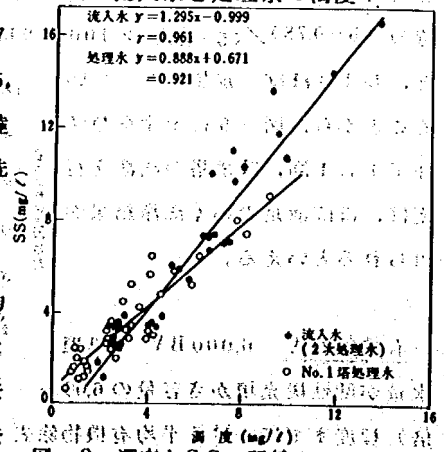
＊酸性過マンガン酸法
上段：濃度
下段：除去率（%）



図－1　流入水と処理水の濁度

実験条件　流入水：2次処理水，吸着塔の組合せ：6塔の並列運転，流入水の流入方法：定量，吸着塔断面積：0.7×1＝0.7m²，活性炭充填高さ：3m，ＬＶ：144m／日，ＳＶ：0.5，運転停止：時間制御（22時間）ないしは全損失水頭が5mに達した時点，洗浄頻度：1日1回，洗浄方法：表面洗浄＋逆流洗浄，各塔の処理水量および有機物負荷量：表－3参照

浮遊物除去　本実験期間中に行った水質分析結果を単純平均して求めた表－1によると平均浮遊物除去率は43～52％となっており，No.5塔を除くと，有効径の小さい活性炭の方が除去率が大きくなっているが，その差は小さいことがら浮遊物除去率に関しては本実験条件ではどの活性炭を用いてもよいと考え

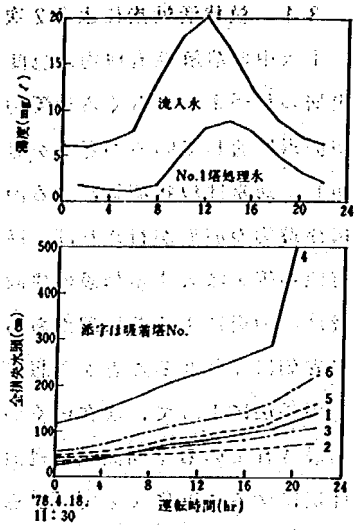


図－2　濁度とＳＳの関係

(78.3.24～79.3.1)

られる。図－1より処理水濁度は流入水濁度の増加とともに増加している。この濁度と浮遊物の関係を図－2に示す。

図－3に示す濁度，および全損失水頭の経時変化，および表－2に示す成功率（1サイクルの吸着時間を22時間とれた場合，すなわち22時間以内に全損失水頭が5mに達しなかった割合をここでは成功率という）より，許容全損失水頭を設定した場合の運転継続時間は有効径が大きく，均等係数の小さい活性炭を用いたNo.2，3塔が大きくとれている。このことからすると，No.4塔はNo.5，6塔より運転継続時間からすると有利になるはずであるが，図－3，表－2によるとNo.5，6塔の方が優れている。これはNo.5，6塔に充填された活性炭が破砕炭であるのに対し，No.4塔のそれは球状炭であるため，活性炭粒子間の空げきが小さいためとも考えられる。No.3塔に充填した活性炭も球状炭であるが，22時間運転後の全損失水頭をNo.2塔（破砕炭）とNo.3塔で比較した図－4は，初期全損失水頭はNo.2塔の方が大きいにもかかわらず，終了時の全損失頭はNo.3塔の方が大きくなっていることもこの考え方を裏付けている。以上のことから目づまりによる全損失頭の増大を押えるには，有効径が大きく均等係数の小さい破砕炭を用いることが望ましいといえる。



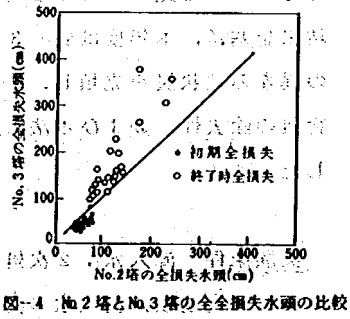
図－3　濁度，全損失水頭の経時変化

表－2　各塔の成功率

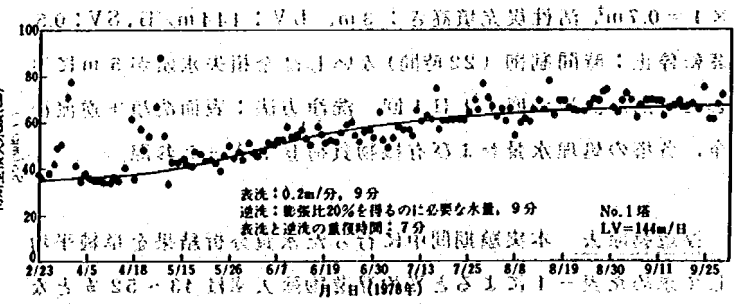
吸着塔No.	1	2	3	4	5	6
成功率(%)	91	100	100	72	90	89
ES(cm)	0.93	1.08	1.00	0.72	0.60	0.67
UC	1.99	1.31	1.28	1.31	1.83	1.58

運転回数：115回

図－5は初期全損失水頭の経時変化を示している。ここにはNo.1塔の結果を示しているが，他の塔の傾向も同様であった。初期全損失水頭は実験の中頃ごろまでは徐々に増加しているが，7月25日あたりからほぼ一定値になり実験を終了している。実験開始時と終了時の初期全損失水頭はそれぞれ，38cm，78cm程度であり，この間の増加は40cmとなっている。全損失水頭5mから初期全損失水頭を引いた値を有効全損失水頭とすると，実験終了時の有効全損失水頭は実験開始時の(5－0.78)／(5－0.38)×100＝91.3と約9割を確保していることと，およびほぼ一定値になっていることから，図－5に示す洗浄条件で1日1回，吸着塔の洗浄を行えば，ほぼ満足のいく洗浄結果が得られるといえる。



図－4　No.2塔とNo.3塔の全全損失水頭の比較



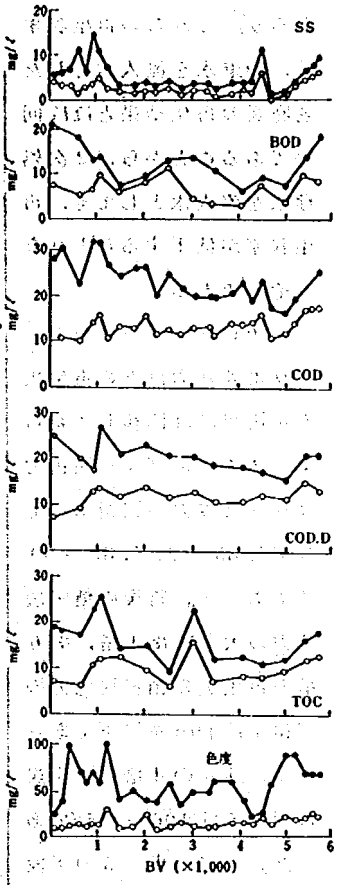
図－5　初期損失水頭の変化

有機物除去　6,000BV（処理水量が活性炭充填かさ容量の6,000倍）程度までにおける平均有機物除去率は，BOD，COD，COD・Mn，TOCそれぞれ39～45%，39～50%，35～46%，31～46%となっており，各水質項目における除去率の差は小さい。各塔で除去率を

比較すると，№3塔と№5塔のCOD・Dが逆転している他は，№6塔が最も優れ，以下4，1，2，5，3塔の順になっている。№3塔と№6塔とでは除去率として9～15%の差がある。粒度が小さい活性炭の方が活性炭と水との接触面積が大きくなり，吸着速度は大きいといわれているがこの順番と平均粒径との間に特に関係はない。

図－6に№1塔のBVと各汚濁物質濃度，図－7にBVと各汚濁物質除去率の関係（破過曲線）を示す。COD，COD・D，TOCの処理水濃度はほぼ一定であるが，流入水濃度がBVとともに減少傾向にあったため，除去率も減少している。図－7によるとCOD，COD・D，TOCの破過曲線は酷似しており，運転頭初の除去率は約70%，BV 1,000で約50%となっているが，BV 4,000 あたりからの除去率低下度合は小さく，BV 6,000までほぼ30%程度を保っている。このことからBV 6,000 をこえても除去率30%はしばらく得られるものと予測される。

BODについてはCOD等で得られるような破過曲線は得られていない。これはBOD成分に占める浮遊成分がCOD等にくらべて多く，活性炭による吸着除去のみで整理できないこと，および窒素系BODの占める割合が流入水と処理水では異ってくる可能性があること等によるものであろう。

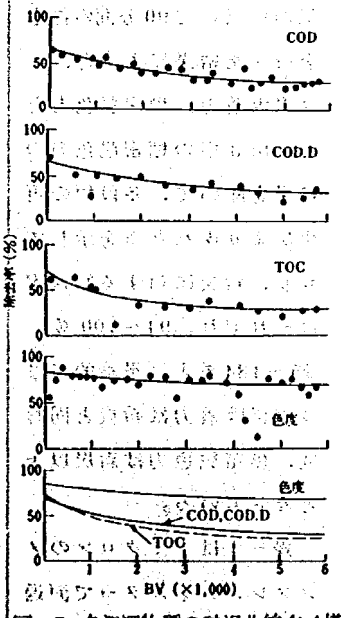


図－6 BVと各汚濁物質との関係（№1塔）

色度，界面活性剤の除去　色度，界面活性剤はBV 6,000まで安定して除去され，それぞれの塔の平均除去率は64～73%，100% となっている。流入水の色度はかなり変動しているが，処理水は8～25度の間に入っている。BV 0，BV 6,000，の色度除去率はそれぞれ80%，70%程度と，多少破過傾向にあるものの，BV 6,000 以上の運転を行っても充分高率の除去が期待できる。

老廃炭の再生　表－3に示すように，各塔とも約6,000 BV の2次処理水を処理した後，それぞれの活性炭（老廃炭）を6段多段炉で再生した。COD吸着除去量は活性炭1kg当り0.11～0.17 kg・COD である。再生条件は次のようである。老廃炭投入量：約25kg・老廃炭／m²・炉床／hr，賦活段（4，5，6段）の温度：890°C，炉内滞留時間：30分，水蒸気投入量：1kg・水蒸気／1kg・活性炭，炉内圧：0～+10mmAg，炉内酸素濃度：0.5%以下。

容積基準，および重量基準の再生収率はそれぞれ87.4～92.7%，91.3～101.2%で，各塔の平均値は容積基準の90%に対し，重量基準は95%と容積基準より5%高くなっている。これは活性炭表面に洗浄後も残留しているスライムのため，老廃炭の充填高さが見かけ上高くなったためで



図－7 各汚濁物質の破過曲線（№1塔）

あろう[1]。これらの再生収率は，沪過水を流入水とした老廃炭の再生結果とほぼ同等であることから，2次処理水を流入水としても，再生収率が低下することはなさそうである。

メチレンブルー脱色力，ヨウ素吸着力はどの再生炭も新炭程には回復しておらず，メチレンブルー脱色力ヨウ素吸着力の回復率はそれぞれ85～91％，88～99％であった。新炭の糖密脱色力の大きいNo 1塔，No 6塔の再生炭の糖密脱色力の回復率は100％以下であったが，残りの4倍の再生炭の回復率は106～165％であった。一方，表－3の下段に示す900°C，N_2ガス雰囲気の電気炉で90分間の再生を行った結果によると，ヨウ素吸着力，糖密脱色力とも，No 3塔の糖密脱色力の結果を除いて，多段炉の再生炭より優れた値を示しており，新炭に対する回復率はそれぞれ，94～100％，95～184％と，平均的にはヨウ素吸着力は新炭と同程度，糖密脱色力は新炭以上となっている。

表－4は1ミクロンのメンブレンフィルターで沪過した2次処理水を試料とし

表－3　実験に用いた活性炭と老廃炭再生結果

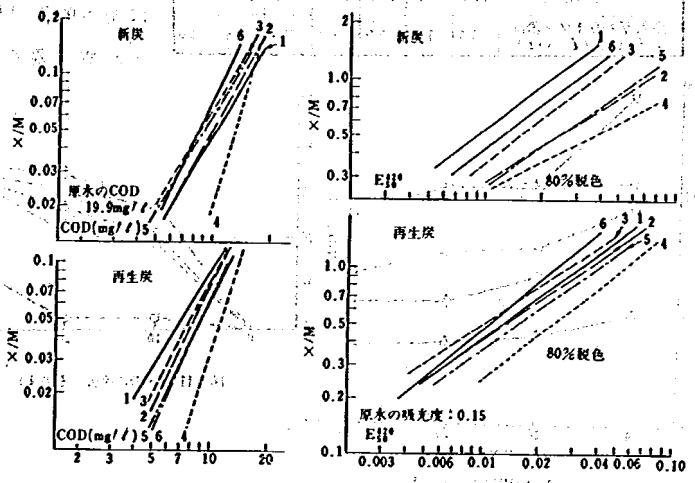
	項目＼吸着塔No		1	2	3	4	5	6
新炭形状	有効径 (mm)		0.93	1.08	1.00	0.72	0.60	0.67
	均等係数		1.99	1.31	1.28	1.31	1.83	1.58
	原料		石炭	石炭	石炭	ピッチ	石炭	石炭
	形状		破砕	破砕	球状	球状	破砕	破砕
有機物除去状況	運転期間		1978. 3. 23 ～ 1978. 9. 31					
	新炭充填重量 (kg)		960	945	1,154	1,120	816	873
	処理水量 (1,000BV)		5.83	6.17	6.23	5.67	5.97	5.77
	COD (kg・COD/kg・AC)	流入量	0.312	0.334	0.277	0.259	0.376	0.339
		除去量	0.136	0.136	0.109	0.117	0.176	0.168
	COD・D (kg・COD・D/kg・AC)	流入量	0.261	0.279	0.231	0.216	0.314	0.283
		除去量	0.110	0.103	0.083	0.091	0.132	0.129
	TOC (kg・TOC/kg・AC)	流入量	0.207	0.222	0.183	0.172	0.249	0.225
		除去量	0.081	0.079	0.058	0.072	0.105	0.103
収率	容積基準再生収率 (％)		89.2	87.4	89.0	92.9	91.8	88.7
	重量基準再生収率 (％)		98.1	92.3	93.0	101.2	92.8	91.3
一般性能の再生結果	充填密度 (g・AC/ℓ)	新炭	440	530	440	545	430	435
		老廃炭	540	545	507	604	500	550
		再生炭	479	477	428	554	442	449
	平均粒径 (mm)	新炭	1.64	1.37	1.35	0.76	0.83	1.25
		老廃炭	1.68	1.23	1.39	0.78	0.82	1.28
		再生炭	1.64	1.23	1.40	0.78	0.85	1.30
	硬度 (％)	新炭	86	89	85	78	92	83
		老廃炭	82	90	89	90	75	86
		再生炭	80	90	86	78	88	84
	灼熱残渣 (％)	新炭	7.7	4.5	8.0	0.2	3.9	3.9
		老廃炭	6.4	2.5	7.6	0.6	4.0	4.8
		再生炭	7.4	2.7	8.5	0.7	4.9	5.1
	メチレンブルー脱色力 (mg/g・AC)	新炭	190	170	170	200	190	185
		老廃炭	110	90	90	120	110	130
		再生炭	165	155	150	170	170	160
	ヨウ素吸着力 (mg/g・AC)	新炭	1,022	1,031	984	1,137	1,106	1,043
		老廃炭	783	876	733	947	893	821
		再生炭	947	1,021	901	1,049	1,024	913
	糖密脱色力 (％)	新炭	71.3	47.4	65.5	40.1	48.4	71.6
		老廃炭	42.8	40.9	41.7	24.4	28.5	50.0
		再生炭	60.0	59.4	67.4	45.6	51.2	68.6
細孔特性の再生結果	比表面積 (m^2/g・AC)	新炭	1,109	955	955	1,161	1,154	1,087
		老廃炭	682	668	571	863	727	742
		再生炭	848	1,006	823	1,092	1,012	898
	平均細孔直径 (Å)	新炭	21.9	20.3	22.2	18.6	19.4	23.8
		老廃炭	22.0	21.8	22.5	18.3	20.2	24.1
		再生炭	21.5	22.7	22.6	19.1	20.3	24.4
	細孔容積 (mℓ/g・AC) 0～15μ	新炭	0.962	0.627	0.978	0.700	0.992	0.834
		老廃炭	0.621	0.524	0.703	0.520	0.721	0.642
		再生炭	0.740	0.813	0.900	0.702	0.914	0.760
	300Å～15μ	新炭	0.335	0.142	0.449	0.161	0.434	0.187
		老廃炭	0.245	0.160	0.382	0.125	0.354	0.195
		再生炭	0.284	0.243	0.436	0.180	0.401	0.212
	60～300Å	新炭	0.105	0.081	0.111	0.052	0.070	0.094
		老廃炭	0.066	0.079	0.065	0.030	0.054	0.076
		再生炭	0.080	0.129	0.099	0.057	0.082	0.100
	30～60Å	新炭	0.071	0.040	0.062	0.025	0.052	0.071
		老廃炭	0.052	0.036	0.042	0.025	0.042	0.059
		再生炭	0.052	0.065	0.052	0.028	0.053	0.070
	12～30Å	新炭	0.259	0.099	0.126	0.235	0.162	0.372
		老廃炭	0.137	0.069	0.098	0.165	0.101	0.266
		再生炭	0.154	0.071	0.133	0.184	0.119	0.254
	～12Å	新炭	0.172	0.265	0.230	0.227	0.277	0.100
		老廃炭	0.121	0.180	0.116	0.178	0.170	0.056
		再生炭	0.170	0.245	0.180	0.253	0.259	0.124
900°C, 90分, N_2ガス熱処理	吸着物質量 (mg/g・AC)		0.197	0.163	0.129	0.136	0.143	0.119
	熱処理後の性能 充填密度 (mg/ℓ)		462	477	435	560	445	492
	ヨウ素吸着力 (mg/g)		1,025	1,074	946	1,078	1,086	984
	糖密脱色力 (％)		68.0	68.1	83.1	49.3	53.5	70.8

COD，着色成分（420 nmの吸光度で代用）について行った等温吸着実験結果をフロイントリッヒ式で整理し求めた値である。再生炭のフロイントリッヒ回帰線を図－8に示す。再生炭のX/Mは，CODについてはNo 6塔，着色成分についてはNo 1塔が新炭より劣っているが，その他の各再生炭のCOD，着色成分のX/Mは新炭と同等かそれ以上の値を示している。以上の結果と先に示した純物質の吸着能力測定結果を比較すると実験に用いた試料のＣＯＤ，着色成分の活性炭への被吸着特性は，メチレンブルー脱色力，ヨウ素吸着力よりは，精密脱色力と同様な傾向をもつといえる。

表－4　COD，着色成分に関する等温吸着実験結果

項目		吸着塔No.	1	2	3	4	5	6
COD		新炭	0.047	0.050	0.065	0.019	0.062	0.074
残存濃度	50 ㎎	老廃炭	0.009	0.005	0.011	0.001	0.007	0.008
におけるX/M*	値	再生炭	0.085	0.077	0.091	0.030	0.062	0.062
着色成分		新炭	1.01	0.48	0.68	0.39	0.48	0.83
残存濃度	20 ㎎	老廃炭	0.34	0.35	0.44	0.17	0.22	0.48
におけるX/M*	値	再生炭	0.80	0.74	0.87	0.49	0.66	0.97

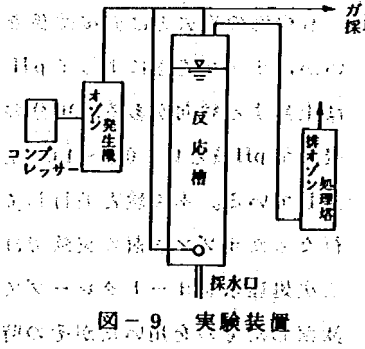
* ある汚濁物質濃度にしたときに単位活性炭重量に吸着された汚濁物質量



図－8　フロイントリッヒ回帰線

3.2　オゾン処理による有機物の除去

オゾンは強力な酸化剤であり，廃水の脱色，脱臭，殺菌等に用いられているがこれらの効果と同時に有機物の酸化に対しても利点を有するといわれている。本年度は室内実験によりオゾン処理による有機物の除去特性を調査した。なお対象は実際の下水処理場の二次処理水とした。



図－9　実験装置

実験装置の概略を図－9に示す。装置の仕様は以下の通りである。

a．オゾン発生機……円筒管式，送気量100ℓ/hr
　　オゾン発生量最大0.5 gr/hr

b．反応槽……円筒形，材質塩化ビニル
　　有効容量6.3 ℓ，有効深さ80 cm

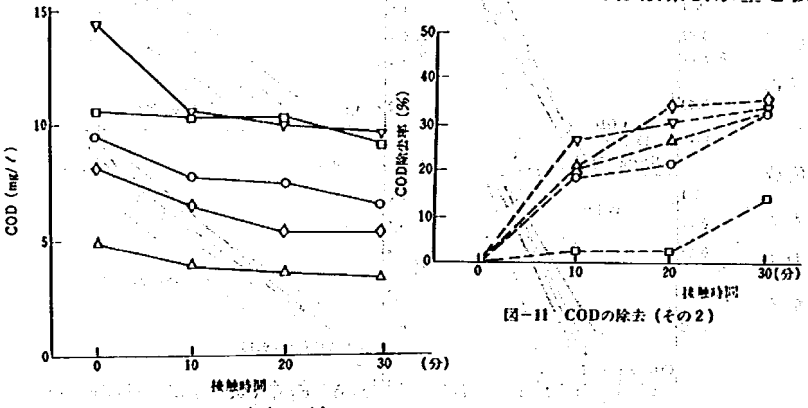
c．排オゾン処理……活性炭方式

実験は回分式で行ない，オゾンは連続して注入した。１０分毎に３０分までサンプルを採取し，ＣＯＤとＴＯＣを測定した。ＣＯＤは$KMnO_4$高温酸性法，ＴＯＣはＴ社製ＴＯＣ計により分析した。また注入ガス中のオゾン濃度についてはヨウ化カリウム法で分析し，実験開始前と終了後の値の平均値でもって各実験の値とした。オゾン発生機の電極電圧を100 Vとした5回の実験及び電圧を3段階に変化させた実験を行なったのでその結果を次に示す。

表－5　実験条件

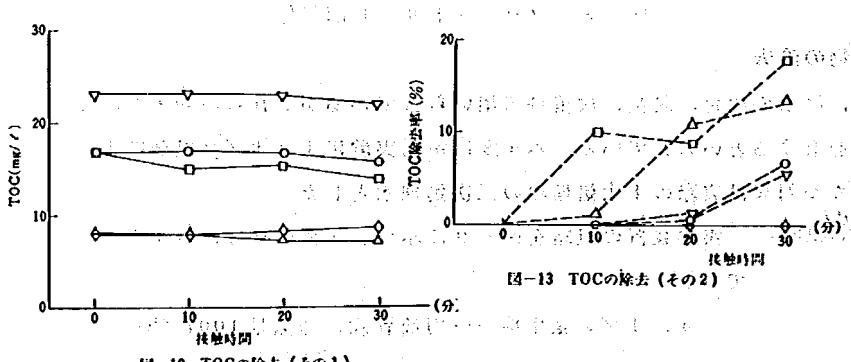
記号	⊙	△	⊡	▽	◇	●	×
処理場名	R	A	M	O	M	M	M
水温 (℃)	25.9	23.5	18.7	18.5	21.4	21.4	21.7
pH　0分後	7.15	6.97	6.95	7.45	7.16	7.05	7.05
pH　30分後	〃	7.92	7.68	7.99	7.82	7.79	7.79
SS (mg/ℓ)	129	10.4	10.1	17.0	〃	〃	〃
電極電圧 (V)	100	100	100	100	100	120	60
注入ガスのオゾン濃度 (mgO_3/ℓ-air)	5.5	7.4	6.9	7.3	7.4	8.8	3.0

実験条件を表－5に，電極電圧を100Vとした時のCOD，TOCの除去状況を図－10～図－13に示す。まずCODで見ると一例を除いて初めの10分で20％，30分後には30％強除去されている。TOCは逆に殆んど除去されていない。これはCODが酸素要求量の指標でありTOCが有機炭素量を意味することと関係があると思われる。つまりオゾン処理は基本的には酸化処理であり，本実験のような条件では酸素要求量を減少させる上には効果があっても，有機炭素を無機化するまでは至らないためではないかと思われる。



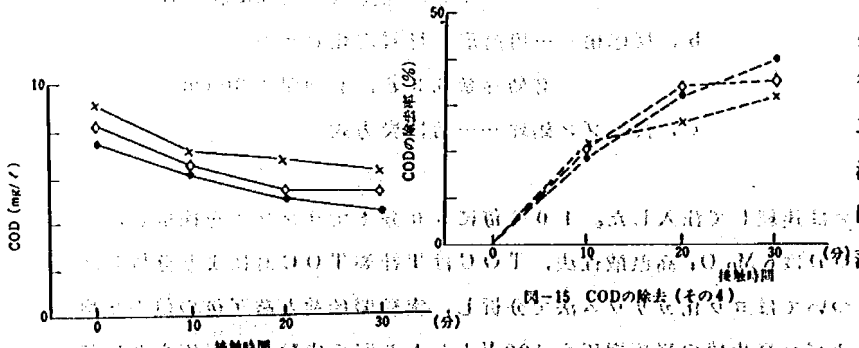
図－10　COD除去（その1）
図－11　CODの除去（その2）

注入ガス中のオゾン濃度を変化させ，単位時間のオゾン注入量を変化させたときの影響をCODを指標として比較したのが図－14，図－15である。この電極電圧を120，100，60Vと変化させたが，単位時間当りの注入オゾン量は各々15.12.5 mgO_3／分であった。図－14，15を見ると10分後では殆んど差がなく，30分後で少し差が出てくる。



図－12　TOCの除去（その1）
図－13　TOCの除去（その2）

有機物の除去とは直接関係ないが，オゾン処理によってpHは上昇する傾向がある。30分の接触でpH値として0.5～1.0上昇している。本実験と並行して行なったオゾン殺菌の実験では二次処理水をオートクレーブで滅菌したものを用いたがその時には8.～9あるpHが7～8に落ち着く傾向があった。以上の結果をまとめると次のようになる。



図－14　CODの除去（その3）
図－15　CODの除去（その4）

a．オゾン処理はＣＯＤの除去に有効である。ＣＯＤに比べＴＯＣでは除去率は悪い。

b．本実験の条件で実際の下水処理場の二次処理水を用いて実験した所，３０分の接触時間の時のＣＯＤの除去率は３０％強であった。

c．オゾン処理によりｐＨは７～８に落ち着く傾向があった。

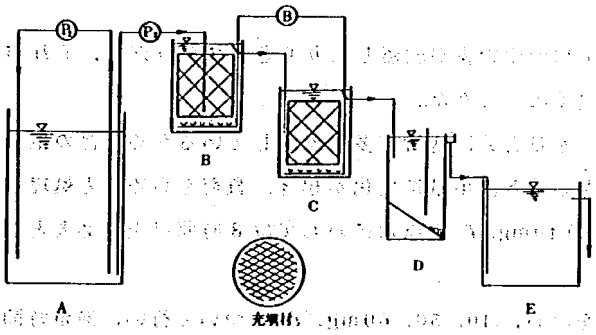
3.3　接触酸化による有機物の除去

1．実験方法

接触酸化法は，充填材に生物膜を生じさせ下水と接触させ微生物に浄化させる方法である。

1）装置

図－16に接触酸化装置を示す。接触槽を２槽に分け，充填材として波板を張り合わせたものを用い，原水タンクからは微量定量ポンプで流量調節した。表－６に装置の仕様を示す。



図－16　装置概略図

表－６　装置仕様

	装置名	容量
A	原水タンク	180 ℓ
B	第１接触槽	10 ℓ
C	第２接触槽	10 ℓ
D	沈殿池	10 ℓ
E	沈殿流出水槽	50 ℓ
P1	循環用ポンプ	
P2	微量定量ポンプ	
B	エアーポンプ	
	充填材	波板 7,600cm²

2）条件

原水は，人工下水(表－７）を用い，週に一度程度の割合で下水(一次処理水）を流した。温度は，室温20℃とし，人工下水の希釈水も室温にして用いた。実験の１サイクルは，２週間を原則とした。

滞留時間（２槽合わせて）は，８，６，４時間とし，基質濃度はCODとして，40，50，60mg／ℓを組み合わせ，処理状態を観ながら組み変えるととした。

週１～２回程度の頻度で槽内にたまった生物膜を余剰汚泥として引き抜いた。

分析項目は，表－８に示す。

表－７　人工下水成分表

成分	(mg/ℓ)
デキストリン	22.667
牛肉エキス	44.303
ペプトン	48.972
酵母エキス	56.012
硫安	63.000
KH_2PO_4	14.314
NaCℓ	4.771
$MgSO_4$	2.862
KCℓ	9.570

表－８　分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
COD	下水試験法（酸性法）
TOC	ＴＯＣ計
NH_4－N	インドフェノールブルー法
NO_2－N	α－ナフチルアミン スルファニン酸法
NO_3－N	Cd還元 α－ナフチルアミン スルファニン酸法
SS	下水試験法（ガラスファイバー戸紙法，遠心分離法）
生物相	検鏡

2．実験結果と考察

得られた結果を表－９に示す。

1）負荷の影響

a．水量負荷

負荷は，滞留時間の変化で与え基質濃度はＣＯＤで40mg／ℓとした。

８時間の場合は，処理水のCOD７mg／ℓ前後で安定した処理を示し，TOCも20mg／ℓ以下で75％の高い除去率であった。第１槽でCOD除去全体の80％を除去し，第２槽は槽内が透き通って見え，生物膜は薄く生えた程度であった。６時間の場合も，COD10mg／ℓ以下で安定していた。処理水はSSが少し多くなりＳＳを取ってやると８時間の場合の処理水と同等となる。４時間の場合は，水の流

表－9 水質分析結果

実験No.	分析項目 / 採水位置	pH A	pH B	pH E	COD (mg/ℓ) A	COD A戸	COD B	COD B戸	COD E	COD E戸	TOC (mg/ℓ) A	TOC A戸	TOC B	TOC B戸	TOC E	TOC E戸	NH_4-N (mg/ℓ) A戸	NH_4-N B戸	NH_4-N E戸	NO_2-N (mg/ℓ) A戸	NO_2-N B戸	NO_2-N E戸	NO_3-N (mg/ℓ) A戸	NO_3-N B戸	NO_3-N E戸
1	8 hrs 40mg/ℓ				37.5				6.5	6.4	56.2				10.0	9.0	23.8		11.6	0.08		0.23	0.05		10.00
2	6 40	7.07 7.23	7.54	7.61 7.77	44.2	28.1	18.3	9.6	8.5	6.4	52.5		20.9		13.1	12.0	29.5	36.1	27.7	0.06	0.10	0.36	0.06	0.33	2.32
3	4 40	6.88 7.37	7.12 7.54	7.28 7.84	41.6	24.2	28.3	15.4	12.9	10.1	48.1	36.5	38.8	27.8	36.1	29.3	22.1	23.1	23.4	0	0	0.03	0.35	0.03	0.97
4	8 40	6.94 7.51	6.58 7.70	7.21 7.56	41.7	15.0	12.3	7.1	6.3	5.7	57.7	24.1	24.2	13.9	14.7	8.7	20.7	19.0	16.4	0.02	0.07	0.18	0.15	0.23	8.76
5	8 50	6.69 7.48	7.38 7.90	7.33 7.53	53.5	26.4	26.5	14.4	10.7	9.3	59.6	50.4	48.8	37.4	25.6	24.7	35.3	37.6	33.9	0.02	0.01	0.20	0.03	0.08	6.50
6	8 60	6.73 7.37	7.23 7.55	7.27 7.90	60.8	33.5	34.7	18.8	15.1	11.5	75.1	54.3	44.1	26.1	24.8	21.7	41.0	43.6	44.7	0.02	0.04	0.19	0.02	0.29	0.75
7	8 40	6.98 7.38	7.18 7.68	7.32 7.54	63.7	35.0	3.8	17.8	18.5	15.4	93.9	67.6	63.1	31.2	36.7	31.2	41.4	42.5	46.3	2.40	0.02	0.51	0.01	0.05	0.01
8	8 80	6.72 7.40	7.33 7.57	7.41 7.76	61.0	38.6	39.5	15.7	16.5	12.2	86.4	66.2	53.7	24.4	27.7	23.6	43.6	42.9	46.8	0.01	0.02	0.15	0.06	0.05	0.33

上段：滞留時間　A－原水タンク内，B－第1接触槽流出水，E－沈殿池流出部内，戸－戸過水　pHの範囲
下段：設定濃度

れが早くなるせいか，第1槽の生物膜が剥離したりちぎれて流れだし，それが第2槽，沈殿池も通り水質を悪化させ処理水も白く濁ってきた。

水量負荷を変えた場合，水量と共に基質も多く流入しているため汚泥の生成量がふえ，その分ちぎれて流出する分がふえるためＳＳ流出量に変化が起き，負荷を高めると処理水中のＳＳが多くなる傾向がある。本装置ではCOD 40mg／ℓ の原水に対しては8時間以上が必要と判断される。

b．水質負荷

ＣＯＤとして原水濃度を決め，40，50，60mg／ℓ について行い，滞留時間は8時間に統一した。

40mg／ℓの場合は，前に述べた通りである。50mg／ℓの場合は，原水濃度の変化が35～70mg／ℓと大きいため処理水の安定を欠いたが，COD濃度は12mg／ℓ前後の低い値で除去率も80％と高く，原水濃度の幅が小さければ安定すると思われる。TOCは，除去率55％と悪く濃度も20～30mg／ℓと高い。

60mg／ℓの場合は，COD除去率が75％，TOC除去率が67％とTOCの除去率が向上している。

負荷を高めていくと充填材の目づまりや汚泥の蓄積が多くなり，処理を悪化させていた。

2）生物膜と汚泥発生量

生物膜の多く発生している場所は，充填材の外側と上側に多く見られ，糸状菌が特に多く，第1槽と第2槽では，厚さや強さに大きな違いがあり，第1槽は膜の厚さや量は多いが，付着の強さはなく，水切りした波板からかきとった生物膜は，水分も96.7％とふわふわしていて波板からも簡単にとれる。

第2槽は第1槽と逆で，水分も95.8％と少なく付着の強さがある。これは流入水の負荷の違いと思われる。

水量が多くなると生物膜の剥離やちぎれたりして，膜の流出が多くなり沈殿池からも流出して水質を悪くしている。

水質負荷が高くなると，生物膜の生育も早く充填材の目づまりや汚泥の堆積が多く，曝気も不均一になり処理効率を悪くしている。また，装置の構造が悪く汚泥が槽内に蓄積して腐ることもあり，それを抜いてやると処理水が徐々に回復していく傾向があった。

汚泥発生量は，引抜汚泥量を1日当りにならした量と流出するＳＳとを合わせて発生量とした。第1槽で負荷が低い場合約1.3g／日，高い場合約2.0g／日で第2槽は第1槽に比べ6～7割と少なくなった。

3）硝化

8時間－40mg/ℓの時，42％の硝化が起きており，汚泥を引き抜いた後硝化が徐々に進んでいる。滞留時間が短くなると，7.9％，4.4％と悪くなり，水質負荷を上げると18.4％，1.3％と悪くなっており，負荷が高いと硝化が起きにくくなっていた。

4）生物相

検討対象は主に原生動物と後生動物にし，原生動物中アメーバはよく分からず。出現した生物を生活形態等から表－10のように分類した。

表－10 生物相の分類表

原生動物	遊泳性	Litonotus, Colpoda, Colpidium, Bodo, Monas 他
	匍ふく性	Euplotes, Aspidisca, Oxytricha, Stylonychia 他
	固着性	Vorticella, Epistylis, Carchesium, Sactoria 他
	Arcella	Arcella(Euglypha)
後生動物	輪虫	Rotaria, Colurella 他
	線虫	線虫類
	貧毛類 イタチムシ	貧毛類, Chaetonotus
その他	スピロヘータ	糸状で長さ10～50μ

a．一貫して多数いたのは遊泳性である。遊泳性のうちでも常時いたのは繊毛虫の方である。

b．負荷の低い時に多く，負荷の上昇と共に減少するのは匍ふく性と，Arcella他，線虫である。

Arcellaは特に第2槽で多数出現，優占種となることしばしばであった。

c．負荷が高くなり処理が悪化してくるとスピロヘータが多数出現する。この状態では遊泳性も減少する。

d．第1，第2両槽とも浮遊状態の細菌（主に桿菌）が多い。

e．槽中でエアレーションにより空気の供給の十分な所と不十分な所とでは生物相，生物膜の色が異なる。

負荷の高くない時は，空気の供給の十分な所は白～茶色で糸状菌が主体で線虫と遊泳性が多い。

空気の供給の不十分な所は黒色をしており糸状菌は多くなく概ね塊状となっており，また生物相は豊富である。

負荷の高い時は生物膜は弱く，ピンセットでの採取にも不自由するくらいである。生物相は貧困で全個体数も減少する。

f．処理の良否とよく対応していると思われたのは，匍ふく性の挙動である。

まとめ

a．滞留時間8時間，基質のCOD濃度40mg/ℓの時，処理が安定していた。このことから低負荷の処理に適していると思われる。

b．水量負荷を高くした時，水量と共に基質も多く流入しSS流出量が多くなる。

c．余剰汚泥の発生量は，低負荷（実験№4）の時1.7g/日，高負荷（実験№6）で2.3g/日であった。このときCOD及びTOCの除去量を見ると，低負荷で2.3g/日，2.9g/日，高負荷では3.4g/日，3.7g/日であった。除去されたCOD，TOCから汚泥へ転換した割合を求めるとCODでは73.9％，67.6％，TOCでは58.6％，62.2％という結果が得られた。

d．充填材の目づまりが起きた時の浄化方法や汚泥の引抜方法に問題があり，改良する余地がある。

参考文献　1）昭和52年度下水道事業調査費報告

10. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査

水質研究室　室　長　村上　健
研究員　長谷川清

1. まえがき

土壌を利用した下水の処理は古くから行われてきたが，必要面積が極めて大きいこと。地下水汚染ウィルス問題などの懸念があることなどから我国においては現在ほとんど実施されていない。しかし近年，貯水池や湖沼の富栄養化が問題となってくるにつれ，小規模下水処理施設においても栄養塩類の除去が必要となってきており，このような場合には三次処理として土壌処理を行なうことが経済的でかつ実施可能な方法に成り得る可能性があるため調査を開始した。

2. 土壌処理の概要と実用化へのアプローチ

二次処理水の土壌を利用した処理方式は散水量と散水方法などによりいくつかに分類されている。処理水量の面からみると蒸発散浄化法（10ℓ/m²・日以下），一般土壌浄化法（10~100ℓ/m²・日），高速土壌浄化法（100~300ℓ/m²・日）および超高速土壌浄化法（300ℓ/m²・日以上）の4種類に分けられる。散水形式からみれば灌漑法，浸透法，オーバーランド流去法およびこれらの組合せによるものが考えられている。すなわち，土壌処理を実施する場合の処理方式の決定には処理目的と目標水質に合せて上記の処理能力と散水形式を選択しなければならない。しかしながら土壌処理の原理はこれら処理方式に違いはあっても，物理化学

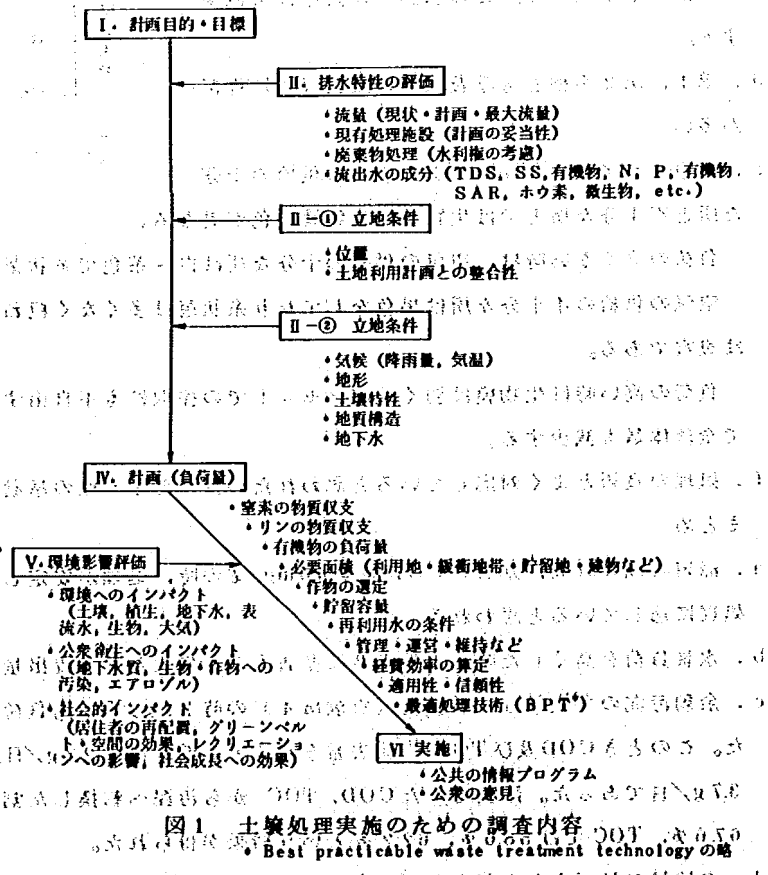


図1　土壌処理実施のための調査内容

的，生物学的反応などの相互作用，相乗作用，拮抗作用の集積効果を利用している点では同じである。これらの効果を土壌浄化能力と呼ぶことにする。浄化能力として有機物，微生物，栄養塩類，重金属類，有害物質などに対する除去が期待できる。反面，水中に含まれる汚濁物質が土壌中に蓄積されるため地下水汚染や植生への生物濃縮といった二次汚染源とならないような配慮が必要である。すなわち，実用化するための条件としては土壌処理の有効性，妥当性，経済性を明らかにするとともに，環境への影響を充分に検討して安全性の面でも明らかにする事が必要である。図−1には実施するまでに必要な調査課題とその内容について示した。

3. 53年度に実施した調査結果

3.1 調査目的と調査方法

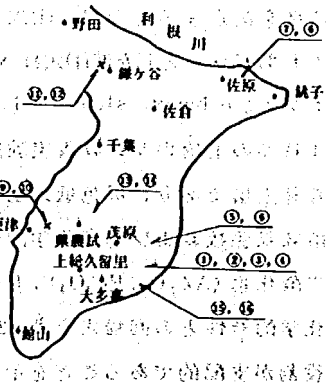
窒素，リンに対する土壌の浄化能力を評価するために，土壌処理実験を実施して浄化能力を測定し，土壌の物理化学的特性との関連を明らかにする。土壌処理実験としてはリンに対するランクミア一等温吸着実験と，硝化，脱窒による窒素除去を調べる散水実験をそれぞれ実施した。また，土壌の特性を調べるため表−1に示すように土性分析として7項目，物理化学分析として10項目の計17項目について分析した。

表−1 土壌の特性分析の内容

土性分析	含水量（含水率）：JIS A 1203
	真比重：JIS A 1202
	見掛け比重：JIS A 1202
	単位体積重量：JIS A 1214（砂置換法）
	粒度分布（有効径 d_{10}，中央径 d_{50}，均等係数 $UC=d_{60}/d_{10}$）：分散沈降法
	粘土鉱物：X線回折
	一次鉱物：X線回折で石英，長石を測定
物理化学分析	pH（H_2O）：土壌/水＝1/2.5
	pH（KCl）：土壌/1NKCl＝1/25
	CEC：ショフィールド法に準じる（試薬は1N−（NH_4）CH_3COO使用）
	i−，O−charge：Saturating 法
	活性アルミナ：NaF処理後中和滴定法により測定[1]
	腐植物質（Humic acid，Fulvic acid）
	窒素含有量：CHN分析計
	リン含有量
	炭素含有量：CHN分析計
	アルカリ土類金属（K，Na，Ca，Mg）：原子吸光光度法

3.2 供試土壌の種類

実験に用いた土壌は千葉県下の8ケ所で採取し，採取場所は図−2に示すように千葉県の南房総半島を除くほぼ全域にわたっている。供試試料は各地点での上層（表面〜30cm）と下層（30〜60cm）の2種類づつを採取し，リン酸吸着実験用に約2kg，散水実験用に約10kgをそれぞれ確保した。これらの土壌は経済企画庁総合開発局の土地分類図（土壌図）によると，図−2に示すように乾性褐色森林土壌，灰色低地土壌，黒ボク土壌，褐色森林土壌などに相当する。採取地点の具体的な決定に際しては，表層地質図も併用して母材の影響を考慮し，未耕地ないしは1年以上の休耕地である畑地を選んだ。これは耕作による肥料効果を除くためである。

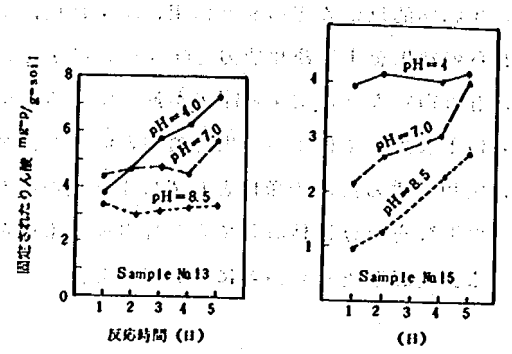


乾性褐色森林土壌 ①,②,③,④
灰色低地土壌 ⑤,⑥
黒ボク土壌 ⑦,⑧,⑨,⑩,⑪,⑫,⑬,⑭
褐色森林土壌 ⑮,⑯

図−2 供試土壌の種類と採取地点

3.3 土壌のリン吸着量と物理化学的特性

土壌のリン吸着量を表わす方法にはラングミア等温吸着実験によって得られる最大吸着量bmaxと土壌10gに正リン酸25mℓを加えて振とう吸着させるリン酸吸収係数とがある。しかしながら，これらの値は土壌がリン酸を吸収する最大値を推定する一つの目安であってかならずしも絶対的な値ではない。図−3はリン吸着に及ぼすpHと反応時間の影響を示したもので，酸性側で吸着量は増大し，反応時間が長くなるほど増加する。図−4は関谷[2]が行なったpHとリン酸濃度との相乗効果の結果を示した。この場合もpHが酸性側の3〜4の範囲で最大となり，リン酸溶液の濃度が高い程吸着量は増加している。このことは後で述べるように，土壌中の特に活性アルミナとリン酸との反応速度がpH，リン酸濃度，活性アルミナ含有量に影響されることと，アルカリ性ではアルミナの表面がアルミン酸イオン（$Al(OH)_4^-$）となり，リンを吸着しなくなるためと考えられる。pH値を一定にした場合，土壌への吸着量（x/m）と平衡リン濃度（c）との間にはラングミアー等温吸着式(1)が成立する。

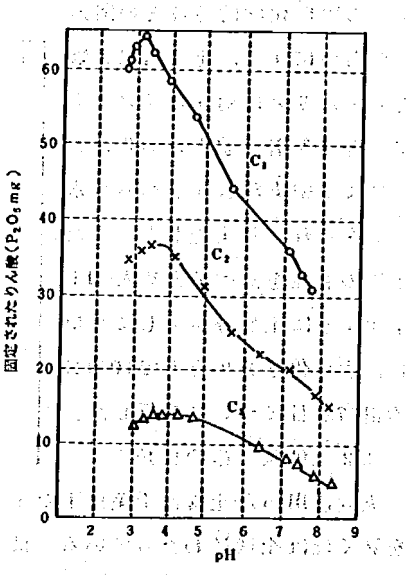


図−3　リン酸の吸収に及ぼすpHと振とう時間の相乗効果
土壌1g，溶液200mℓ，pH調整はNaOH又はHClℓ
リン酸溶液はKH_2PO_4 − 0.01M−NaClℓ（Pとして100mg/ℓ）

$$\frac{C}{x/m} = \frac{1}{K \cdot b} + \frac{C}{b} \qquad (1)$$

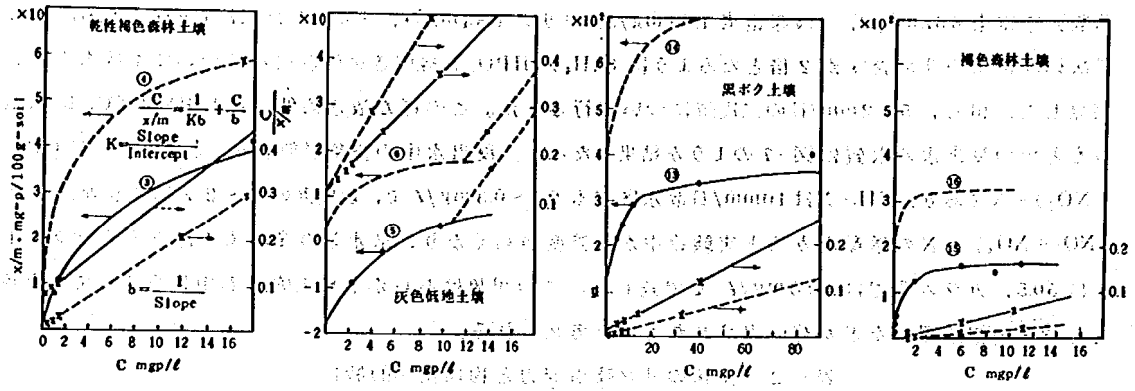
但し，bは最大吸着量に関する定数

Kは吸着エネルギー（結合力）に関する定数



図−4 りん酸の吸収に及ぼすpHと濃度の相乗効果（江川・関谷）
供試土壌：小金井火山灰土壌
土壌：2.5g，溶液：50mℓ
添加りん酸量（P_2O_5）：C_1 76.4mg ○—○
C_2 40.3mg ×—×
C_3 13.4mg △—△

等温吸着実験の方法は土壌に各種濃度のリン酸溶液を添加して48時間振とうさせた後，単位土壌当りのリン吸着量と溶液濃度を測定するもので，(1)式よりbmaxを求めるものである。すなわちC→∞とした時(1)式はx/m＝bmaxとなりC〜c/x/mのグラフよりbmax＝slope^{-1}として求められる。図−5に代表的な4種類の土壌のリン吸着実験結果を示した。最も大きな吸着量を示すのは黒ボク土壌で，次いで褐色森林土壌であり，灰色低地土壌は最も小さい。表−2にはこれらの吸着実験で求めた最大吸着量とリン酸吸収係数および物理化学的特性の測定結果を示した。リン吸着量は土壌特性のうちpH，粘土鉱物三二酸化物（Al_2O_3，Fe_2O_3），有機物などの種類と含有量によって決まるといわれている。bmaxと物理化学的特性との回帰式を表−2のデータを用いて求めると(2)式が得られる。この結果は活性アルミナの役割が支配的であることを示しており，活性アルミナ含有量のみで相関をとると(3)式となり，相関係数の面からも若干精度が低下するだけである。なおリン酸吸収係数と活性アルミナとの相関は(4)式



図－5　土壌によるリン吸着実験結果

で表わされ，相関性は最も高い。図－6は活性アルミナとbmaxおよびリン酸吸収係数との関係を示し，各々が(3)，(4)式によって良く推定できることを示している。

$$bmax = 3.544 \times (S+C) + 5.380 \times 10^{5} \times 10^{-pH} - 49.9 \times (T-C) + 431.4 \times (act-A\ell) + 20.02 \quad r = 0.972 \qquad (2)$$

$$bmax = 307.7 \times (act-A\ell) + 34.0 \quad r = 0.92 \qquad (3)$$

$$(\text{リン酸吸収係数}) = 1230 \times (act-A\ell) + 274.6 \quad r = 0.975 \qquad (4)$$

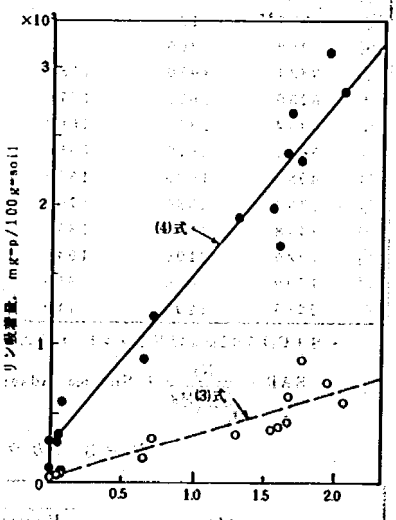
但し，（S＋C）はシルト＋粘土の含有量，％

（T－C）は全有機炭素の含有量，％

（act－Aℓ）は活性アルミナの含有量，％

bmaxとリン酸吸収係数はmg-p/100g-soilの単位である。

活性アルミナとリン酸とが反応して$A\ell PO_4$を形成するものと仮定すればP/Aℓ（重量比）＝1.15となり，(4)式の係数1.23からリン酸吸収係数の測定法では活性アルミナの100％近くが反応したと考えられる。同様に，bmaxの関係式(3)からラングミアー等温吸着実験では活性アルミナの約25％しか反応していないことになる。Tofflemire[3]らの実験結果ではpH7前後の排水散布による長期吸着量は5日間等温吸着量の1.5～3.0倍にもなるとしている。そして土壌処理での設定条件にbmaxを使用すれば安全側であるとしている。又，bmaxの値がリン酸吸収係数に比べて小さいのは反応速度に影響するpHと実験に使用するリン酸濃度の違いによるものと考えられる。



図－6　活性アルミナとbmax及びリン酸吸収係数との関係

3.4　カラム実験の結果

硝化，脱窒による土壌の窒素除去能力を調べるためにカラム実験を行なった。使用した土壌の特性は表－3のとおりで，カラムⅠは褐色森林土壌，カラムⅡは黒ボク土壌を内径100mmの透明塩ビ筒に高さが50cmづつ計1mとなるように充填した。両土中に含まれる金属は螢光X線分析（W管球50kV，40mA，結晶格子はEDDTとLiFを使用）によるとAℓ，P，K，Ca，Ti，Mn，Fe，Cu，Zn，(As)，Rb，Sr，Y，Zr，Iなどである。散水量は10，5，2mm/日　を週1回の割合で散水した。散水用の二次処理水はM処理場の最終沈殿池からの越流水で，平均水質はアンモニア態窒素4.92mg/ℓ，（硝酸＋亜

硝酸）態窒素 8.68mg/ℓ，有機態窒素 1.91mg/ℓ，総リン 1.84mg/ℓ，オルトリン 1.72mg/ℓである。また，二次処理原水のリン濃度が2倍となるように $(NH_4)_2HPO_4$ を溶解させた添加水についても散水実験を実施した。但し，5，2mm/日の二段階について行なった。この様な散水条件（但し温度20℃，暗状態のもとでの浸出水の水質は図−7のような結果となった。浸出水中の窒素形態をみるとほとんどが $(NO_3+NO_2)-N$ であり，NH_4-N は10mm/日散水区でも0.2～0.3mg/ℓで，総窒素の1～2%にすぎなかった。$(NO_3+NO_2)-N$ の挙動をみると実験途中から濃度が高くなり，散水量の多いものほど高くカラムⅠでは50.5，カラムⅡでは40.0mg/ℓまで達した。この現象はあらかじめ土壌試料中に含まれていた流亡しやすい窒素肥料などが洗い出されたものと考えられる。

表－2　土壌のリン吸着能力と物理化学的特性

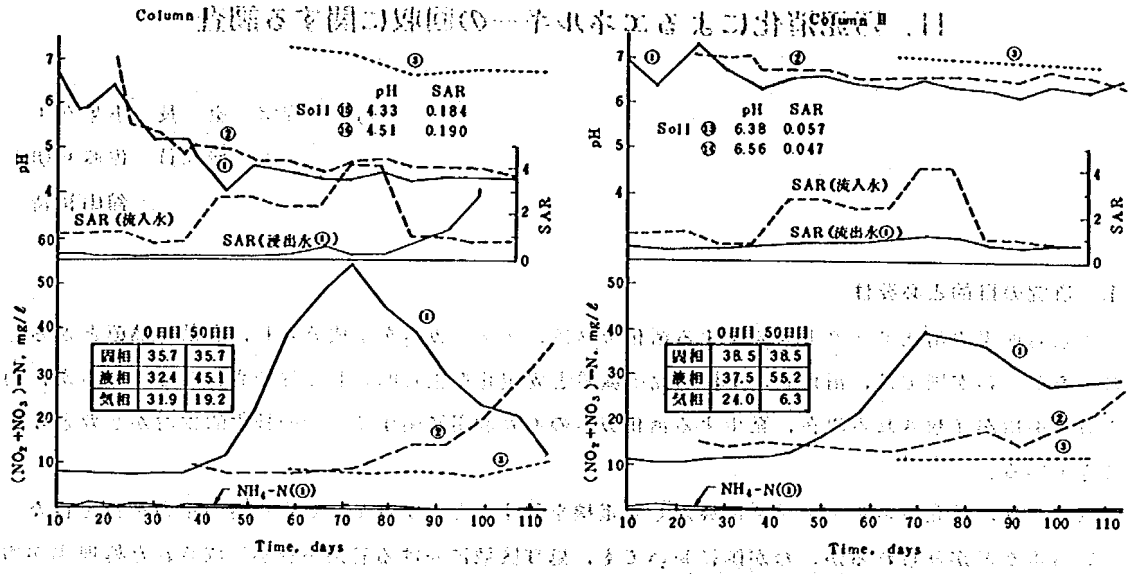
Soil No.	Bmax	リン酸吸収係数	act.-Al	pH	S+C	T-C	腐植物 (H+F)		Na	SAR
	mg-p/100g		mg-Al/100g	(H_2O)	%	mg/g	mg-e/g	mg/O_2/g	mg/g	me/ℓ
①	51.7	330	40	5.07	22.5	15.7	8.86	7.79	14.1	0.941
②	80.0	580	70	6.93	14.8	7.5	4.66	4.43	10.2	0.832
③	48.3**	280	40	5.23	19.9	13.4	7.26	7.15	2.1	0.157
④	60.3	510	60	6.12	18.7	5.7	3.70	3.30	1.3	0.133
⑤	37.7**	100	0	6.35	14.0	13.6	7.58	8.71	1.8	0.140
⑥	28.8	300	0	7.04	12.6	3.6	2.54	1.87	4.2	0.350
⑦	383.1	1970	1550	6.28	24.0	58.7	32.0	33.15	0.7	0.031
⑧	625.0	2620	1670	5.65	19.1	44.1	30.6	29.60	0.7	0.030
⑨	436.4	2370	1660	5.69	18.2	80.8	57.4	66.73	1.1	0.052
⑩	588.2	2810	2060	5.83	16.8	87.6	57.5	69.18	0.7	0.030
⑪	406.5	1690	1600	5.08	24.0	63.5	36.05	39.89	0.4	0.020
⑫	875.0	2330	1760	5.92	20.7	28.2	12.04	12.38	ND	—
⑬	344.8	1900	1300	6.38	12.7	45.1	26.07	30.60	1.1	0.057
⑭	722.9	3100	1940	6.56	13.8	18.2	6.72	6.26	0.7	0.047
⑮	170.9	890	650	4.33	18.9	44.4	24.03	22.37	2.1	0.184
⑯	327.9	1200	710	4.51	15.0	14.8	7.80	7.11	2.1	0.190

* S+Cは0.02mm以下のシルト，粘土の割合　　** ③と⑤のBmaxは土壌からの溶出あり

$SAR = \dfrac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}}$ ：Sodium Adsorption Ratio の略

表－3　カラム実験に用いた4種類の土壌データ

parameter	Column Ⅰ		Column Ⅱ	
	Upperzone ⑮	Lowerzone ⑯	Upperzone ⑬	Lowerzone ⑭
pH, soil/H_2O=1/2.5	4.33	4.51	6.38	6.56
含水率（含水比），%	34.4(52.5)	37.0(58.7)	34.8(53.4)	46.3(86.1)
単位体積重量，g/cm³	0.937	0.912	0.973	0.845
真比重	2.355	2.449	2.397	2.355
見掛け比重	0.757	0.739	0.796	0.756
シルト＋粘土，%，<0.02mm	18.9	15.0	12.7	13.8
有効径，d10，μm	8	10	6	8
中央径，d50，μm	34	38	36	40
均等係数 U.C.=d60/d10	5.0	4.2	7.0	5.5
石英，%	9.9	10.2	7.2	3.6
長石，%	2.7	4.3	4.5	—
T-P，mg-p/g	0.417	0.64	1.43	0.87
active-Al，mg/g	6.5	7.1	13.0	19.4
T-C，%	4.44	1.48	4.51	18.2
Bmax，mg-p/100g	171	328	345	723
X/m，@10，mg-p/100g	149	270	216	372
リン酸吸収係数，〃	1307	1264	2043	3187



図－7　カラムからの浸出水の水質（①，②および③はそれぞれ10，5，2mm/日を示す）

この散水期間中リンについては検出（＜0.01mg/ℓ）されなかった。pHは土壌pH（H_2O）に近づくような傾向を示した。SARは土壌の散水による劣化をみるために行なったものであり，カラムⅠではNaの破過現象がみられ，カラムⅡに比べ緩衝能力が小さいことを示している。なお，このカラム実験のデータは3ケ月分のものであり，土壌と散水する水質との間に平衡状態が成立していないので引き続き散水を継続して窒素収支を得る予定である。

4. まとめ

土壌によるリン吸着量の推定は(2)～(4)式のいずれを用いても精度よく行なえる。Novotnyら[4]は多くの土壌データから次のような回帰式(5)を求めている。(5)式は有機炭素の役割が大きく，三二酸化物の項がデータ不足のため？無視しているところが本調査と相違している点である。本調査においても有機物と活性アルミナの間には正の相関（r＝0.754）がみられることから，同じような結果にはなろう。

$$Q\,(=bmax) = -3.47 + 11.60\times10^{-pH} + 10.66\times(\text{粘土},\ \%) + 49.52\times(\text{orgc},\ \%),\ r=0.80 \qquad (5)$$

本調査の結果，さらに精度を上げるにはFe_2O_3の含有量を含める必要があると思われる。窒素除去に対する有効散水条件を求めるためにカラム実験を継続し，あわせて脱窒条件の検討も実施する予定である。

参考文献

1) 川口桂三郎ら，弊土質土壌の中性弗化ソーダ浸出によるpH価の上昇と弊土の半定量法，食糧科学研究所報告　第14号　1954

2) 土壌養分測定委員会編　土壌養分分析法　養賢堂発行

3) T.J.Tofflemire, M.Chen "Phosphate removal by sand and soils" Ground Water, Vol.15 No.5, Sep.～Oct. 1977

4) Novotny et al., "Mathematical modeling of landrunoff contaminated by phosphous" Journal WPCF, 1978, pp.101～112

11. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査

汚泥研究室　室　長　小堀和夫
研究員　佐藤和明
舘山祐清

1. 研究の目的と必要性

下水処理場の消化タンクより発生する消化ガスは，メタンガスを主成分とし，有効な熱源となるものである。わが国では，消化タンクは汚泥の減量と安定化を主目的として運転されてきているが，動力費の漸増が予想される現在，発生する消化ガスの有効利用に関する一層の技術的検討が必要となってきている。

欧米では，消化ガスをエンジンに導入し発電機を回すことによって，処理場内の電力補給を行なっている例などがみられるが，わが国においても，処理区域における管路系統が完成された処理場が増えるに従い，発生汚泥量の原単位も欧米の水準に近づきつつあるので，消化ガスの積極的な利用方式も極めて実現性のある課題となってきているものと考えられる。

以上の観点から，本調査では，わが国の下水汚泥の消化ガス発生量を計測することを始めとし，消化ガスの有効利用に関する技術的な問題を整理すると共に，その経済的な価値をも含めて調査検討を行っている。

2. 昭和５２年度までの研究成果

本調査は昭和５０年度より行なっているが，以下にその調査結果の概要を述べる。

消化タンクの現地調査を行なった結果，投入有機物当りのガス発生量は一般的に低く，また0.2～0.4 $m^3/kg\,vs$ と広い範囲を有していることがわかった。これらの原因としては，施設が過負荷であり十分なガス発生が行なわれていないこと，又，消化脱離液の固形物濃度が高く，いわゆる循環汚泥の主因となる箇所が多く，投入汚泥中の何割かがこのガス発生の低い循環汚泥により構成されていることなどが考察された。

室内実験においては，多数の処理場の発生汚泥を対象として，そのガス発生量を測定した結果，わが国の下水汚泥の最終ガス発生量は，投入有機物当り0.35～0.55 $m^3/kg\,vs$の範囲にあることが示された。又，最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥では前者の方がガス発生量が高いことがわかった。又，30°C付近の中温消化域では，消化日数20日でほぼ最大のガス発生量を示し，それ以上消化日数を長くしてもガス発生量の増加は期待できないことがわかった。

下水処理場における消費電力原単位は，0.2～0.3 kwh/m^3 の範囲にあることが実態調査の結果明きらかとなり，又，発生消化ガスのエネルギー量は消費電力量に匹敵するものであり，消化ガスの有効利用により，処理場内動力の約３分の１が補添できることがわかった。

3. 昭和５３年度の研究成果

3.1 下水処理場における発生消化ガス量に関する実態調査

3.1.1 調査方法

昨年度における実態調査により，消化ガスのエネルギー量は，場内消費電力量に匹敵することが示されたが，その季節変動はかなりの量にのぼり，消化ガスの有効利用に際しては大きな検討課題となることが指摘された。本年度は，とくに下水処理場における発生汚泥量および消化ガス発生量の季節変動に関して解析を加えるため，実態調査を行なったのでその結果を報告する。

調査の対象とした処理場は右の表に示す８ヶ所である。これらの処理場は，処理区における管路網の整備がほぼ完成した個所であり，施設能力と処理水量が大体一致しているものであるが，処理能力を若干超えている個所も見受けられる。

調査方法は，52年度の管理日報，月報より必要データを写しとる形式をとり，１年間の各データの整理を行なった。

表－１ 調査対象処理場概要

処理場No.	処理面積	処理人口	排除方式	処理能力（日最大処理量）	日平均処理水量	水処理方式	汚泥処理方式
1	608	46,250	分流	27,000	27,360	ステップエアレーション	沈降濃縮 → 嫌気性消化 → 洗浄 → 機械脱水
2	796	47,130	合流	46,650	35,455	標準活性汚泥法一部エアロアクセレータ	
3	343	30,710	合流	34,250	40,489	標準活性汚泥法	
4	737	115,400	合流	84,240	84,600	標準活性汚泥法	
5	1,713	359,700	分流	133,000	94,900	標準活性汚泥法	注：６は消化汚泥処分を含む。８は汚泥を別個処理場に移送
6	2,167	232,900	合流一部分流	160,420	135,157	標準活性汚泥法一部深槽曝気	
7	2,151	342,800	合流	428,000	244,583	標準活性汚泥法	
8	3,459	672,700	合流	450,000	539,261	標準活性汚泥法	

3.1.2 調査結果

１） 流入負荷量の変動

消化ガス発生量の変動の主因をなすものとして，発生汚泥量の変動がまず考えられるが，この発生量は流入負荷量によって規定されるものと考えられる。よって調査結果の解析手順としてまず流入水量および流入水質の年間変動を検討してみた。

流入水量に関しては，特に合流式下水道の場合，降雨の影響が強く出るので，降雨日のデータを除いて月間平均値を求めた。流入水質に関しては，測定データの多い浮遊物質の濃度をもって水質強度の指標とし，この月間平均値を解析の対象とした。水質データに関しては，測定頻度が多いところで週５回と，その代表性に問題はあるが，２４時間実測データなどを元に，できるだけ平均水質を得る作業を加えた。右に水量および水質に関する年間平均値ならびにその変動を標準偏差，変動係数として示す。

表－２ 流入水量の変動

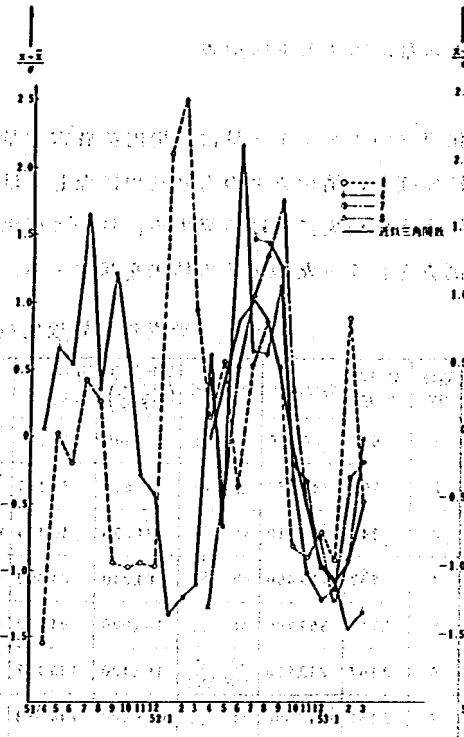
処理場No.	平均値 $\bar{Q}$	標準偏差 σ_{n-1}	変動係数 $\frac{\sigma_{n-1}}{\bar{Q}}$
1	25,971 m³/日	2,091	0.080
2	35,155	5,108	0.145
3	37,546	2,104	0.056
4	72,484	6,775	0.093
5	92,870	6,364	0.069
6	122,229	9,120	0.075
7	212,570	18,510	0.087
8	505,592	54,041	0.107

表－３ 流入ＳＳ値の変動

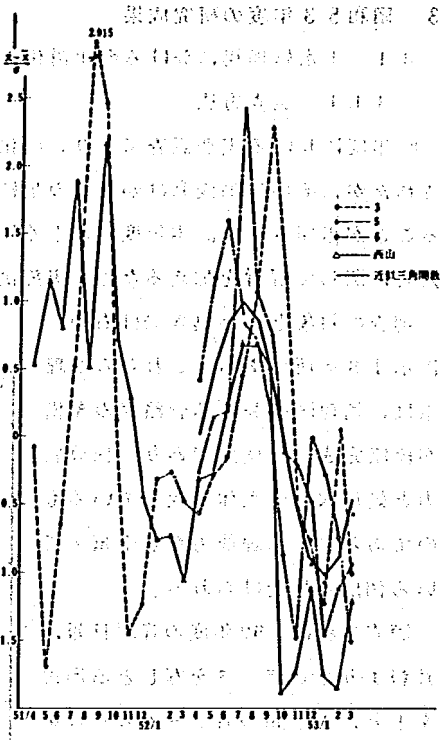
処理場No.	平均値 $\bar{x}$	標準偏差 σ_{n-1}	変動係数 $\frac{\sigma_{n-1}}{\bar{x}}$
1	mg/ℓ 190.8	28.0	0.147
2	1系 277.1 2系 130.1	193 107	0.70 0.82
3	97.0	17.0	0.175
4	118.3	19.2	0.162
5	190.8	26.9	0.141
6	138.3	37.9	0.274
7	(108) 136.0	26.3	0.194
8	151.0	32.3	0.214

（ ）内補正平均値

以上の流入水量の季節変動をグラフ化したものを図－１，２に示す。グラフ化に際しては，その変動量を標準偏差値で割り規準化した数値を用いた。Ｎｏ１，３，４の処理場については，昨年度に続いて調査を行なっているので５１年度のデータも合わせてグラフ化した。又，土木研究所が計器を設置し連続データを得ている名古屋市西山下水処理場の流入パターンも示した。



図－１　流入水量変動パターン



図－２　流入水量変動パターン

これらの変動をみると夏場に水量が高くなり，冬場に低くなるという傾向がみられるため，これらの変動傾向を三角関数で近似してみた。使用した関数は以下に示すものであり，振幅と位相を最小２乗法で決定したものである。

$$f(t) = a \sin\left(\frac{2\pi}{T} t - \theta\right)$$

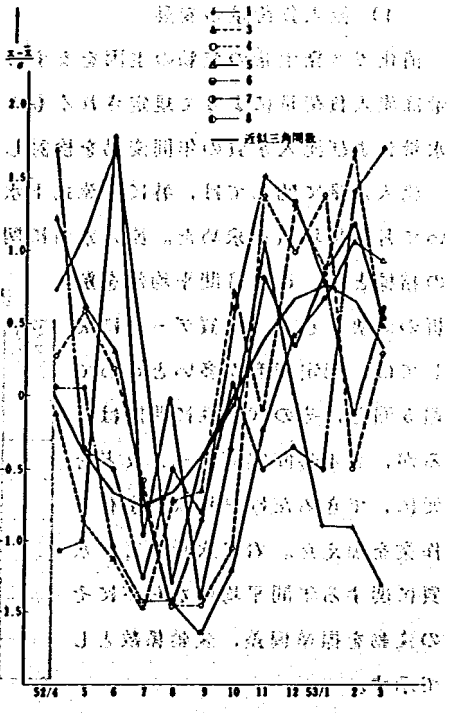
a；振幅　θ；位相　T＝周期（１２ケ月）　t＝月

流入水量に関して得られた関数は次の通りである。

$$f_q(t) = \sin\left(\frac{\pi}{6} t - \frac{2\pi}{3}\right)$$

流入水ＳＳ値に関しても同様に数値を基準化した上で，季節変動パターンを示すと図－３の様になる。この図より流入水質強度は，水量と丁度逆のパターンを示しているとがわかる。このパターンを三角関数で示すと次の通りとなり，図上にそのグラフを示した。

$$f_s(t) = -0.76 \sin\left(\frac{\pi}{6} t - \frac{2\pi}{3}\right)$$

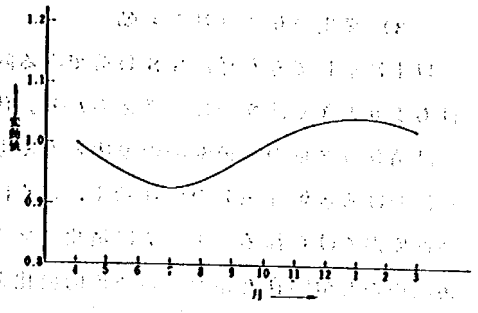


図－３　流入ＳＳ濃度変動パターン

以上の実態調査の結果より得られた水量，水質変動の関数により，年間の処理場負荷量の変動パターンを記述することができる。その数式を示すと次のとおりである。

$$L(t)=(1+\eta_q f_q(t))(1+\eta_S f_S(t))$$

ここで変動係数 η_q，η_S の数値として，今回の実態調査により得られた数値の平均値 $\eta_q=0.08$，$\eta_S=0.18$ を代入すると，図－4に得られるようなカーブとなる。この図よりみると変動域は上下5％程度であり，冬期に若干高い値を示していることがわかる。



図－4　負荷量の年間変動パターン

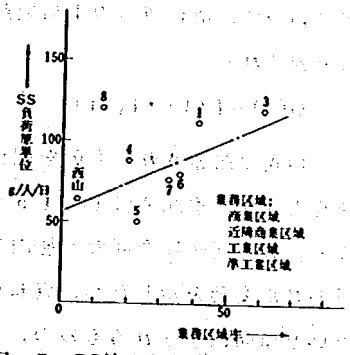
表－4　負荷量人口原単位

処理場No.	流入SS人口原単位	発生汚泥量比
1	113 g/人/日	0.83
2	178	—
3	128	—
4	87	0.77
5	50	—
6	80	0.96
7	77	0.76
8	121	—

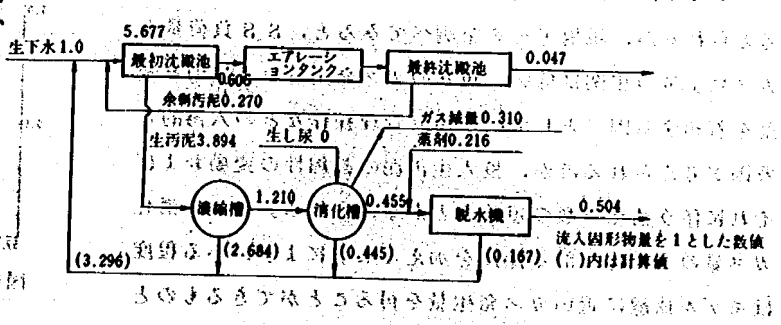
2）発生汚泥量

水処理系より発生する汚泥の定量的な把握は，汚泥管理操作，汚泥処理系からの返流負荷の影響があり，かなり難しい。今回実態調査を行なった処理場の内，汚泥量および濃度に関してデータの整っている個所を対象として年間の固形物収支図を流入負荷量を基準として作成した。その1例を図－6に示す。これらの収支図を検討の結果，発生汚泥量として，脱水機へまわる消化汚泥量プラス消化ガス減量の値をとることが妥当であると考えた。各処理場における流入固形物量に対する発生汚泥量の割合を表－4に示す。これらの数値はかなりばらついており，以上に示した発生汚泥の定義，データ精度，BOD値のかかわりなどが，更に検討すべき点となってくるものと思われる。

表－4に平均SS負荷量を処理人口で除した値を示し，図－5にこれらの値を処理区の業務区域率を横軸にとって示した。SS負荷量は50～120g/人/日の広い範囲にわたっているが，業務区域率に概ね正の相関があることが伺える。このことは，処理人口として一般に定住人口をとるため，業務区域率が大である処理区ほど昼間人口が大幅に増加することが考えられ，このことがみかけの人口原単位を上げているものと理解される。尚，No.2の処理場は高負荷の工場廃水が含まれており，検討外となるが，その他の処理区では工場廃水負荷量はかなり小さいものである。



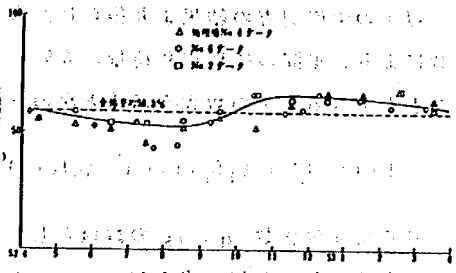
図－5　SS流入負荷原単位と業務区域率



図－6　処理場固形物収支図の1例

3) 発生消化ガス量の変動

以上に示してきた様にＳＳ負荷でみる限り季節的な変動はあまり大きくはない様に考えられる。他の発生汚泥量または消化ガス量の季節変動の原因となるものとして，処理場における水処理系列の処理効率，とくに活性汚泥の生物活性度があげられる。図－７に消化タンクへ投入する濃縮汚泥中の有機物含有率の値の季節的変化を示す。これをみると有機物含有率は秋から冬にかけて高くなっていることがわかる。このVS/TS値の変動を前述の操作により基準化し，三角関数に近似させると図－８の様になり，モデル式は次の様に表される。



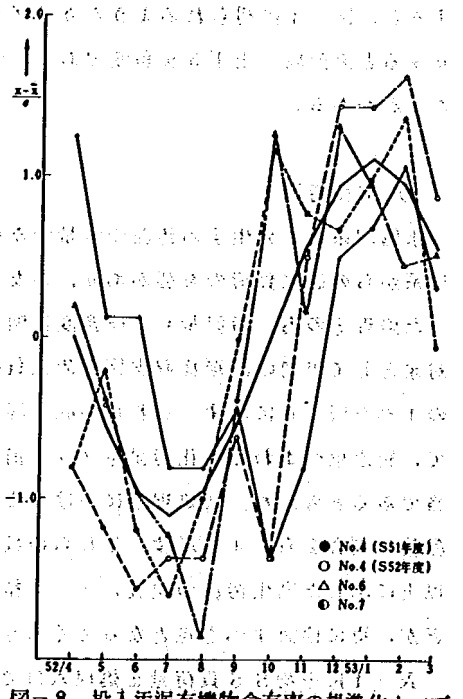
図－７ 投入汚泥の有機物含有率の季節変動

$$F_V(t) = 1 + \eta_V f_V(t)$$

$$f_V(t) = -1.1 \sin\left(\frac{\pi}{6}t - \frac{2\pi}{3}\right), \quad \eta_V = 0.10$$

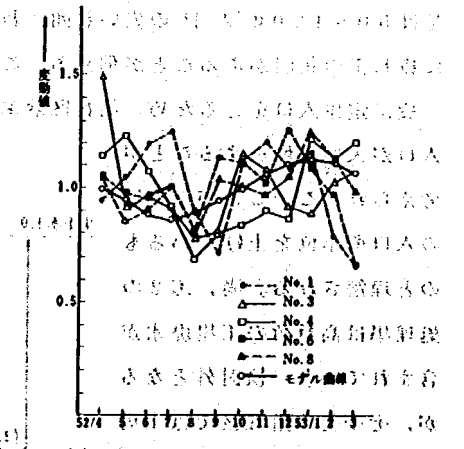
今，処理場で発生する汚泥量はＳＳ負荷量に比例すると考えると，消化タンクに投入される有機物量の年間変動はＳＳ負荷量の式に上式をかけたもので記述される。消化ガスの発生量は，大体投入される有機物量に対応すると考えてよいので，消化ガスの季節変動のモデル式は，次の式により表される。

$$G(t) = L(t) \cdot F_V(t)$$



図－８ 投入汚泥有機物含有率の規準化カーブ

この式で記述される変動を図化すると図－９に現される曲線となり，季節的に上下１５％程度の変動を示すことになる。又，同図に今回の実態調査により得られた消化ガス量の月別変動を示したが，概ね夏期に低く冬期に高くなるという傾向はみられるものの，モデル的に得られた曲線とかならずしも一致してはいない。この様な実データとモデル曲線の乖離は，ＳＳ負荷量の不規則な変動によるものと考えられるが，現場データを調べてみると，ＳＳ負荷量とガス発生量の相関は低い。現状のガス発生量の不規則な変動を惹起する因子としては，汚泥管理操作などの人為的な要因が考えられるほか，投入生汚泥の濃縮性の変動およびそれに伴う消化日数の短縮などが挙げられる。よって消化ガス量の平滑化を計る操作を加えることによりある程度はモデル曲線に近いガス発生量を得ることができるものと考えられる。



図－９ ガス発生量の季節変動

3.2　消化タンク熱収支シミュレーションモデル

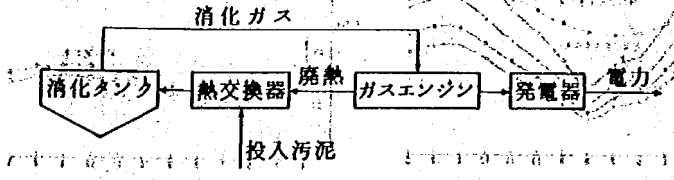
3.2.1　モデルの概要

消化ガスを熱源としてガスエンジンを動かし，動力または電力をとりだすというシステムが，現在のところ最も適用度の高い技術と考えられている。このシステムではエンジン廃熱を回収し加温に供する点が重要なポイントになるが，この限られた加温熱量により十分な消化を行なうためには，消化条件の設定に際し，前以って熱収支の検討を行なう必要がある。以上の理由から，図－10に示すシステムに対し熱収支計算モデルを考案した。

この計算モデルの概要を示すと，任意の投入汚泥量に対し所定の消化日数がとれる様に消化タンクの大きさを設定した後，与えられた年間の発生汚泥量，水温，気温のデータを下に月別のガス発生量，タンク加温熱量を算出する要領となっている。

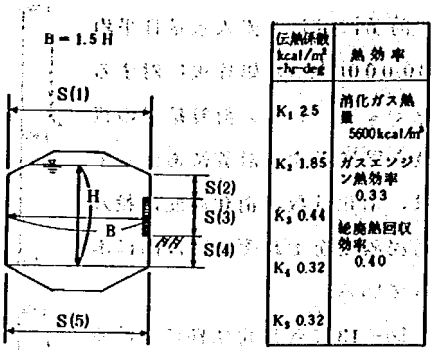
今回のシミュレーション計算にあたって設定した，ガスエンジンの熱効率およびタンクの熱伝導率を表－5に整理する。又，各消化温度，消化日数に対する投入有機物当りのガス発生量の算出式を図－11にグラフとして示す。この算出式の根拠は，窮極的なガス発生量を0.56 m³/vsfeed 正常なメタン発酵を示す最小消化日数を5日として，それぞれ漸近線としたものであり，各消化温度における双曲線カーブは経験的に求めたものである。尚，投入汚泥濃度による投入有機物当りのガス発生量に影響を及ぼさないものとした。

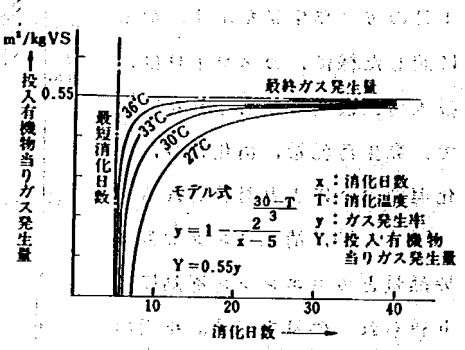
今，日平均汚水量30,000m³/日，平均流入SS濃度150 mg/ℓの処理場を想定し，各月毎の消化タンクの熱収支を計算するプロセスを示す。年間の条件設定は図－12に示すとおりであり，これらの変動傾向は前項に示した発生汚泥量に関するモデル式を基本としている。又，気温，水温条件は，わが国の代表的なものを使用している。



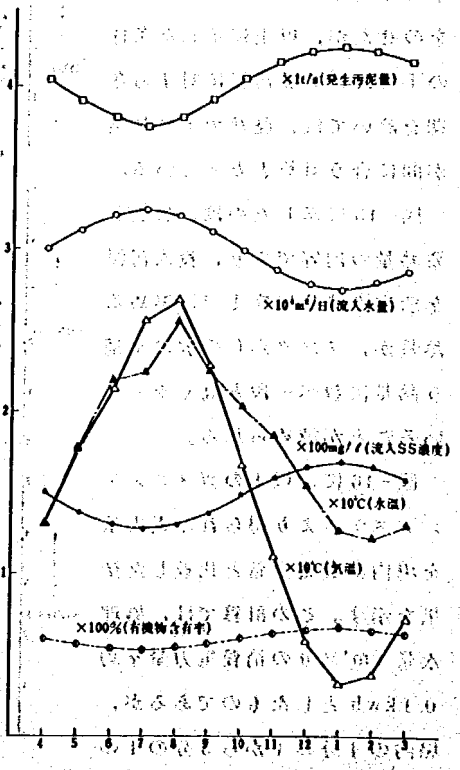
図－10　ガスエンジンによる消化ガス利用システム

表－5　モデル消化システムの諸係数





図－11　消化ガス発生量のモデル式



図－12　シミュレーション計算設定条件

3.2.2 シミュレーション計算結果

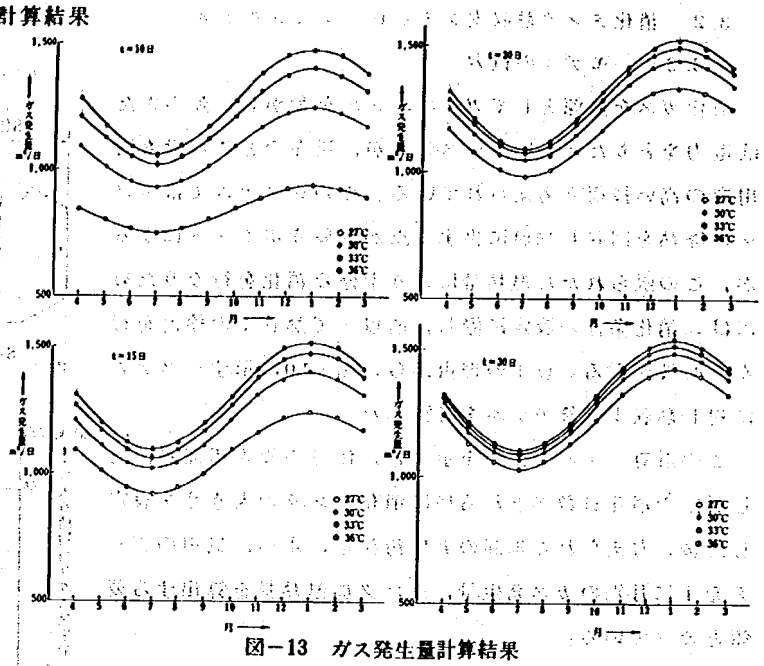
前項に示した流入水量日平均30,000m³/日の処理場に対するシミュレーション計算結果の概要を図に示す。計算にあたっては，消化日数，消化温度，投入汚泥濃度をそれぞれ4段階にふっている。

図－13に各消化条件における1日のガス発生量を示す。前項に記した様に，ガス発生量は，投入汚泥濃度に左右されないので，発生汚泥量，消化日数，消化温度のみにより計算される。

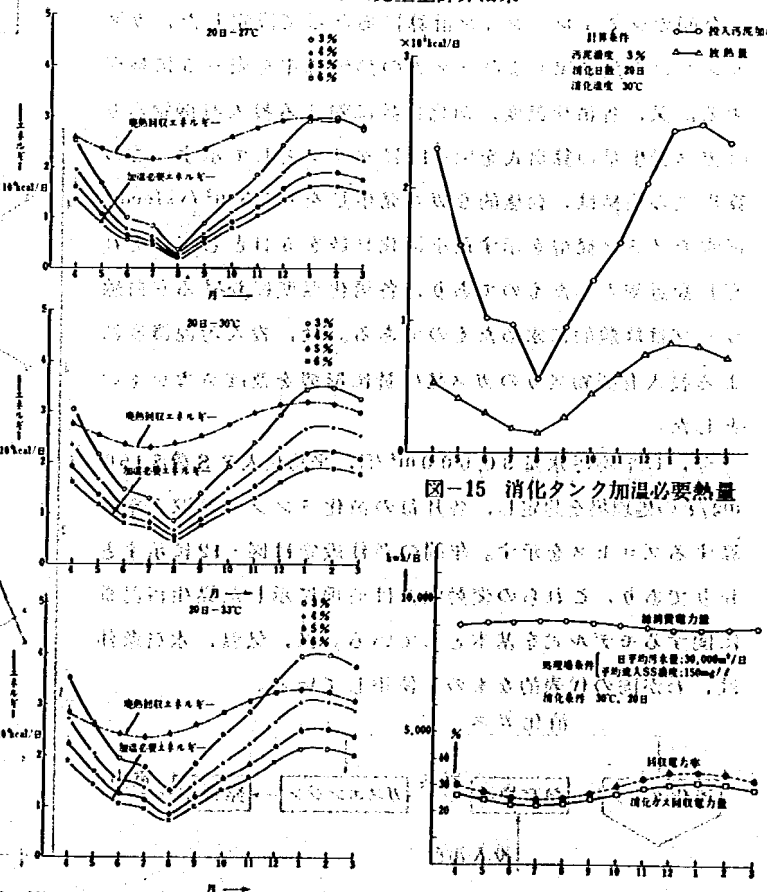
図－14に，消化タンク加温必要熱量とガスエンジン廃熱により得られる熱量を示す。紙面の都合で消化日数20日のものだけをのせたが，以上に示した条件の下では，3％汚泥に対する冬期を除いては，廃熱で十分加温が間に合う計算となっている。

図－15に示したのは，加温必要熱量の内容であり，投入汚泥を所定の消化温度までに温める熱量が，タンクからの放熱を補う熱量に較べ一段と高くなっていることが認められる。

図－16に，以上のガスエンジンシステムより得られる電力量を場内消費電力量と比較した結果を示す。この計算では，処理水量1m³当りの消費電力量を約0.3kwhとしたものであるが，場内の4分の1から3分の1の電力が補えることとなる。



図－13　ガス発生量計算結果



図－14　ガスエンジンシステムにおける熱収支

図－15　消化タンク加温必要熱量

図－16　回収電力率

3.3　高濃度汚泥の嫌気性消化実験

3.3.1　実験方法

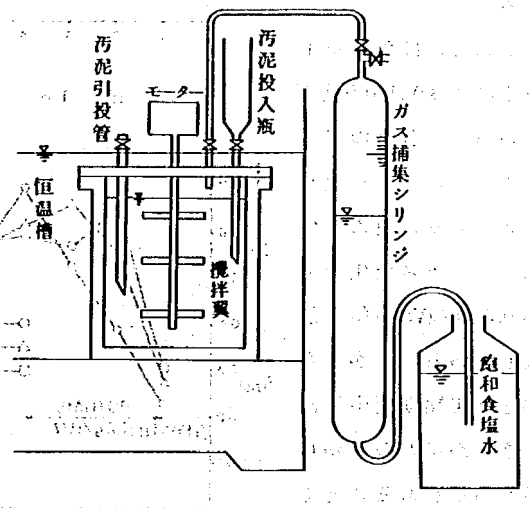
下水汚泥を嫌気性消化することによって得られる消化ガスの有効利用に際しては，消化タンクの加温に供する熱量を極力低く抑えることがまず必要である。このためには，投入汚泥濃度を高めることが有効な技術的方策となりうるが，最近は汚泥の濃縮プロセスに機械濃縮方式が導入されつつあり，現状の投入汚泥濃度に較べかなり高い濃度の濃縮汚泥が比較的容易に得られる様になってきている。本実験は，以上の観点から投入汚泥濃度を6％に高めて消化を行なった場合の消化状況を，4％投入汚泥の消化状況と比較，検討した結果を報告する。

実験は，図－17に示す消化実験装置を6基用い，2基づつ30℃，33℃，36℃の消化温度に設定し，投入汚泥濃度4％，6％に調整した汚泥を，40日，30日，20日，15日消化の負荷で行なった。実験週は，各々の消化日数について4週間とし，合計16週間の実験を行なった。

実験形態は，1日1回汚泥の投入，引き抜きを行なう半連続方式であり，1週間分の投入量の5分の1量を月曜日から金曜日に分割投入した。

実験に供した汚泥は，実験期間中に6回の現地採集を行ない，粉砕し篩別した後遠心濃縮機により4％，6％に濃度調整した汚泥を供試汚泥とした。表－6に供試汚泥成分の測定値を示す。6回の汚泥採集によって得た供試汚泥間の性状には大きな差はなく，有機物含有率の範囲も71％～78％となっており実験期間中大体同質の汚泥が投入できたものと考える。

尚，実験開始に当たっては，6基の実験槽に同一の消化汚泥を8ℓ封入し，各々の消化温度で2週間放置後に，各々の消化日数による半連続投入実験を開始した。



図－17　消化実験装置

表－6　実験供試汚泥成分表

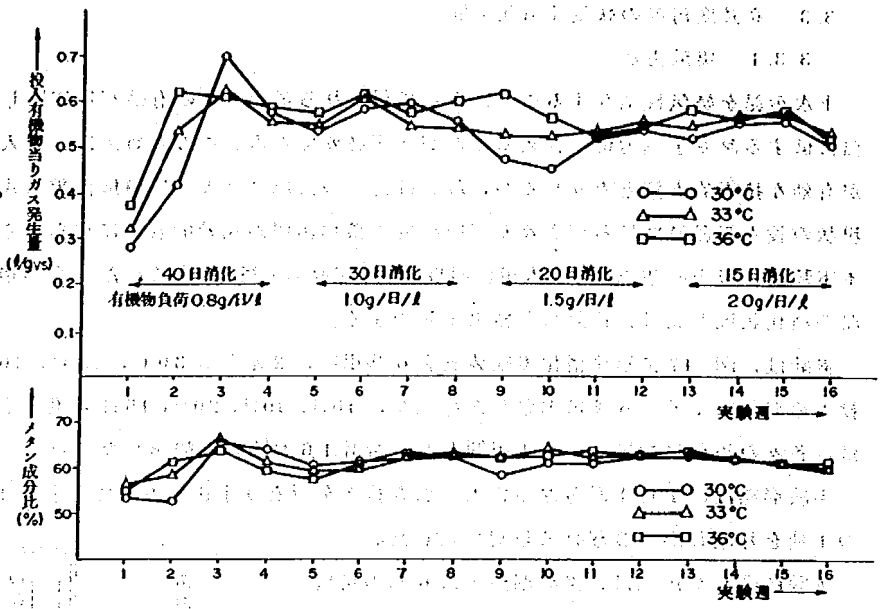
	TS	VS	T-C	T-N	T-P	VS/TS	CN比
4％投入汚泥	mg/ℓ 41280	mg/ℓ 32130	mg/ℓ 17050	mg/ℓ 1960	mg/ℓ 372	％ 77.8	8.7
6％投入汚泥	60840	47440	25310	2860	483	78.0	8.8

3.3.2　実験結果

16週の実験期間に渡っての1週間ガス発生量を週間投入有機物当たりで除した値と，週間平均メタン成分値を図－18，19に示す。

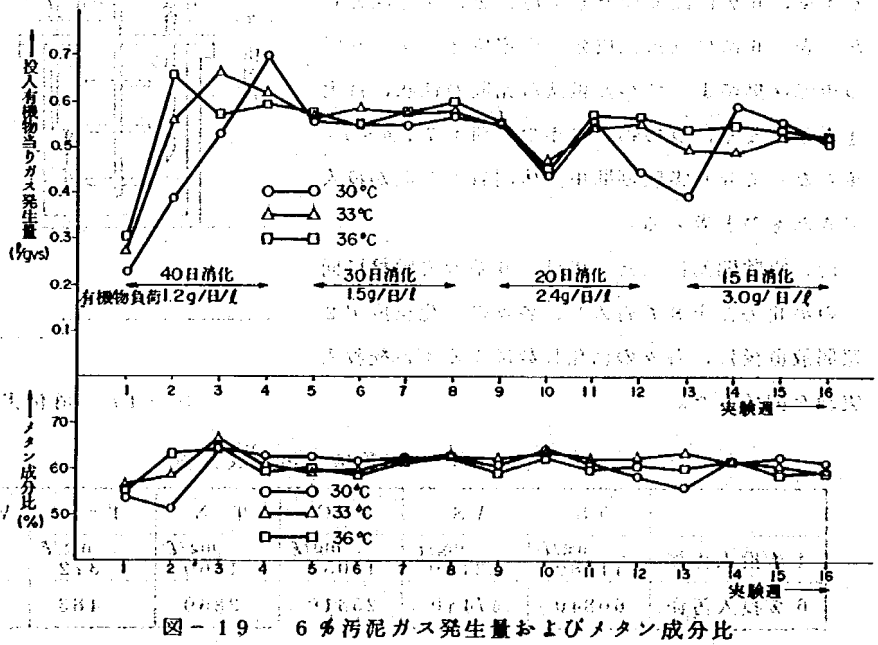
実験週初期4週の40日消化の期間は，封入消化汚泥のメタン菌の増殖が活発に行なわれた期間とみられ，1週を追り毎にガス発生量が増加しているこの増加のしかたには，消化温度による差がはっきり出ており，消化温度が高いほどガス発生量の増加は急激である。よって投入有機物当たりガス発生

量が安定するまでに，36℃，33℃，30℃の消化温度で，それぞれ2週間，3週間，4週間の期間がかかっている。又，4％汚泥と6％汚泥を較べた場合6％汚泥の方が多少ではあるが安定するまでの期間が長いようである。このことは，30℃の消化温度において顕著である。



図－18　4％汚泥ガス発生量およびメタン成分比

5週目には負荷を1段上げて30日消化としているが，各槽のガス発生量は，殆ど一致してきており，投入有機物当たりガス発生量で約0.55ℓ/gVSの値を前後している。しかしながら，実験期間中には明きらかにこの値から外れる槽があることも認められる。

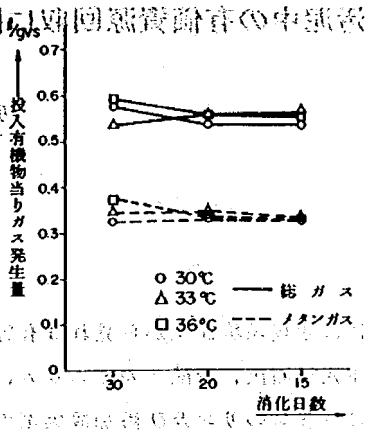


図－19　6％汚泥ガス発生量およびメタン成分比

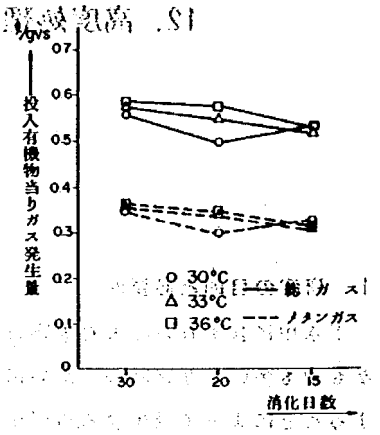
4％汚泥の20日消化時に，消化温度によるガス発生量の差が顕著に出ている。又，6％汚泥では，12週目に30℃の消化温度槽で，ガス発生の大幅な落ち込みがみられる。これらのガス発生量が減少した消化槽では，メタンガス成分の減少，pHの低下が認められ，一時的な過負荷状態を示すが，いずれも2週間程度で再び正常な消化状態に回復している。

図－20，21に，図－18，19で示した実験結果をもとにして，4％，6％の投入汚泥に対する各消化日数，消化温度のガス発生量をまとめたものを示す。プロットした点は，各消化日数における後半2週の値を平均したものである。

このグラフよりみるとまず消化温度，消化日数に対して顕著なガス発生量の差は出ていないことがわかる。又，4％，6％の投入汚泥に対するガス発生量も，投入有機物当たりとして比較すると殆どその差は出てこない様であり，各々平均的に0.55 ℓ/gVSの値を示している。メタンガス発生量についても同様であり，投入有機物当たりメタンガス発生量で0.33ℓ/gVSの値を示している。



図－20　4％汚泥ガス発生量



図－21　6％汚泥ガス発生量

表－7　消化汚泥成分表（20日消化）

		TS	VS	T-C	T-N	NH_4-N	T-P	pH	アルカリ度
4％	30℃	25120	13900	7460 (1630)	2050	907	306 (98)	7.19	3600
	33℃	25010	13740	7550 (1390)	2120	972	353 (90)	7.33	4130
	36℃	24770	13510	7233 (1500)	2080	1027	350 (98)	7.44	4250
6％	30℃	35740	19880	11120 (2650)	2760	1310	429 (109)	7.08	4450
	33℃	35900	19900	10340 (2500)	2870	1335	416 (113)	7.35	5200
	36℃	35090	18990	10490 (2625)	2850	1428	446 (127)	7.62	5460

mg/ℓ，（　）内は遠心分離上澄液分析値

表－7に，20日消化における消化汚泥成分を示す。サンプルは12週目に実験槽から引き抜いた消化混合液であり，また括弧内に示したものは遠心分離（3000rpm，10分）上澄液の分析値である。VSおよびT－Cの減少率は大体55％程度を示しており，消化温度，投入汚泥濃度による差は僅少である。NH_4-Nに関しては，消化温度に対して相関を持つ様であり，消化温度が高くなるにつれて高く出ている。又，投入汚泥濃度が濃い場合は，その分だけNH_4-Nも高く出ており，この傾向がpH，アルカリ度にも反映されていることがわかる。

4. 今後の研究課題

下水処理場の発生汚泥量に関する実態調査の結果，発生汚泥の量としては大きな季節変動はないが，有機物含有率に季節変動があるため，冬期にガス発生量の増加が予想されることがわかった。しかし，実際の消化ガス発生量はかなりランダムな変動を示すため，これを平滑化するための汚泥処理プロセスの改良および管理技術の導入が，消化ガスの積極的な有効利用を進めるにあたって必要となってくるものと考えられる。今回作製したシミュレーションモデルによりガスエンジンシステムの適用条件を種々算出することができたが，今後は基本となる各係数値の検討をはじめとし，機械濃縮にかかわる消費電力量を勘定に入れ，最適投入汚泥濃度を決めていく必要があるものと考えられる。又，室内実験により，6％程度の高濃度汚泥は，大体通常の消化条件により消化できることを示したが，消化汚泥の沈降分離性，脱水性および攪拌条件などが更なる検討課題となろう。

12. 高度処理汚泥中の有価資源回収に関する調査

汚泥研究室　室　長　小堀和夫
研究員　小越眞佐司
岡沢邦明

1. 研究の目的と必要性

下水中に含まれる除去対象物質には水域環境保全から見れば有害であっても資源としてみれば有用なものも多い。リン除去のために下水に石灰，硫酸アルミニウム，塩化第２鉄などを添加し凝集沈殿することによって発生する汚泥中には多量のリン及び添加凝集剤の反応物が含まれている。この汚泥からリン及び凝集剤が回収できれば資源の乏しい我が国において資源の有効利用が図れる。また高度処理汚泥の処理・処分問題を軽減できる。石灰凝集沈殿より発生した汚泥からの石灰等の回収方法はすでに確立しているが，硫酸アルミニウム，塩化第２鉄等を用いて発生する汚泥については未だ確立した方法はない。そこで，昭和５１年度より金属塩汚泥から凝集剤およびリンを回収することを目的とした調査を開始した。

2. 昭和５２年度までの研究成果

前年度まで，硫酸アルミニウム凝集沈殿汚泥を対象とした調査を行った。リン除去を目的とした下水の硫酸アルミニウム凝集沈殿処理から発生する汚泥（以下ばん土汚泥という）中にはリン酸アルミニウム（$AlPO_4$），水酸化アルミニウム（$Al(OH)_3$）及びアルミニウム（以下Alと記す），リン（以下Pと記す）の回収がらみると不純物である有機物・無機物等が含まれている。それらのうち$AlPO_4$，$Al(OH)_3$は酸性域，アルカリ性域で共に溶解する性質を持っている。酸性域でもアルカリ性域でもAlとPは同時に溶出してくるので，AlをP除去のための凝集剤として回収する際には溶出してきたPとAlを分別しなければならない。前年度までは，この点に関連して$AlPO_4$，$Al(OH)_3$の溶出特性，PとAlを分別して回収するための方法，再生Alを凝集剤として利用することにした場合の回収効率の改善，回収コストの低減，操作の簡素化等を目的とし，室内実験によって検討を行なった。その結果，ばん土汚泥を酸性側で溶解させて第二鉄塩を加える方法が，回収効率も良く，回収コストも比較的安価であることがわかった。また，前年度は，アルミニウム及びリンの資源状況についても調査を行ない，回収アルミニウム，回収リンの資源としての評価を試みた。その結果，アルミニウム，リンとも地球上では豊富な資源ではあるが，国内では，ほとんど産出しないことなどから，回収再利用の意義は大きいものと推察された。

3. 昭和５３年度の研究成果

本年度も引き続きばん土汚泥を対象に調査を行った。本年度は，酸性－鉄塩法に限って調査を行な

うこととし，回収－再利用のくり返しによる回収効率と回収Aℓ液成分の変化，回収Aℓ溶液のリン除去能力の変化等の調査を目的とした。また，酸性－鉄塩法の基本的な性能及び，酸性－鉄塩法によって得られる回収リンの主成分であるリン酸第二鉄の肥料としての性能を知るための基礎的な実験も行った。

3.1　酸性－鉄塩法の基本的な性能に関する実験

3.1.1　実験方法他

本実験は，試薬を用いて作ったばん土汚泥（$A\ell^{3+}$，PO_4^{3-}，SO_4^{2-}，K^+，Na^+，CO_3^{2-}およびH_2Oから成る，ばん土汚泥）を使用し，酸性－鉄塩法によるAℓ，Pの回収を種々の実験条件で行なうことによって，この方法の有する基本的なAℓとPの分別回収能力を把握し，同時に最適操作条件を見出すために行ったものである。

実験は表－1に示す3つの目的別区分によって行なった。実験操作方法については，表－2に示す通りである。

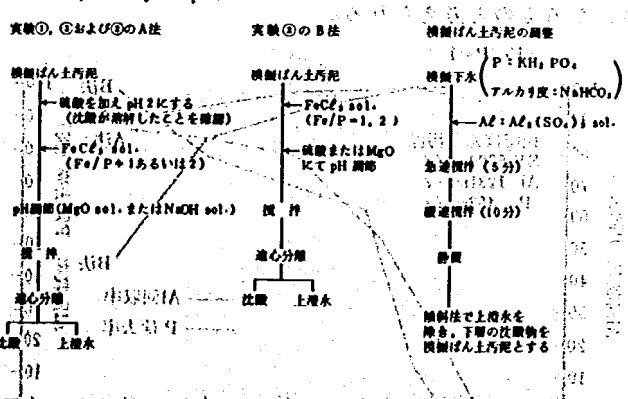
表－1　酸性－鉄塩法の基本的な性能に関する実験

実験No	実験名	実験目的	操作条件等
①	pH調整用アルカリ剤検討実験	酸溶解後，鉄塩添加時に加えるpH上昇剤として，NaOHとMgOのどちらが適しているかを判断する。	酸溶解時 pH≒2　模擬ばん土汚泥はAℓ/Pモル比≒3で作ったもの 鉄の添加は溶解液中のPに対し，モル比で1とする。 鉄塩添加後の pHは2，2.5，3，3.5の4通りとする。
②	鉄塩添加時検討実験	酸溶解前にあらかじめ鉄塩を加えておく方法（B法）と酸溶解後に加える方法（A法）のどちらが適しているかを判断する。	鉄の添加は溶解液中のPに対し，モル比で1および2とする 模擬ばん土汚泥はAℓ/P モル比≒3で作ったもの 酸溶解後に加える方法では，酸溶解時 pH≒2 鉄塩添加後の pHは　1.5～3.5　の範囲で6段階に設定する
③	AℓとPの濃度と比率の変化の影響を検討する実験	ばん土汚泥中のアルミとリンの濃度変動とアルミとリンの比率の変動によって回収効率，最適操作条件等が変化するかどうかを検討する。	酸溶解後，鉄を加える方法による。酸溶解時 pH≒2 対象とする模擬ばん土汚泥はAℓ/P モル比を3段階に，また，P濃度を3段階に（モル比一定）変えて作ったものとする。 鉄の添加は溶解液中のPに対し，モル比で1とする。 鉄塩添加後の pHは1.5～3.5 の範囲で3段階とする。

3.1.2　実験①～アルカリ剤の検討～

実験に用いた模擬下水のリン濃度は，100～200mg/ℓ。アルミニウムをモル濃度比でリン濃度の3倍加える。をおあらかじめ，模擬下水には，アルカリ度として，2～3g/ℓの$NaHCO_3$を与えておいた。表－1，2に示したような操作を行ない，表－3に示す結果を得た。表－3には，AℓとPの回収率の他に，アルカリ剤使用量の比較結果もあわせて示しておいた。表－3では，MgOとNaOHで回収効率に及ぼす影響に差があるかどうか，明確ではないがMgOの方が，わずかに高いAℓ回収率が得ら

表－2　酸性－鉄塩法の基本的な性能に関する実験操作フローシート



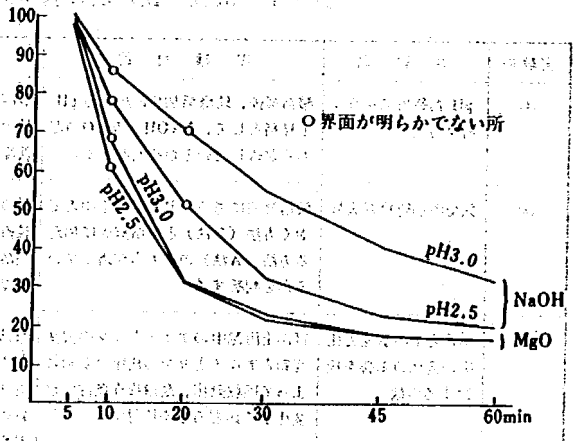
れるようである。なお，鉄塩添加，pH 調節後のリン酸鉄フロックの沈降曲線を図－1に示す。この図から，MgO を用いた方が，フロックの沈降速度が早いことがわかる。以上の2点および，取扱い上の危険性の少ないこと，単価が安いこと，使用量が少なくてすむことなどから，アルカリ剤としては，MgO の方が適していると考え，今後アルカリ剤としては，MgO を用いることにした。

3.1.3 実験②～鉄塩添加時期の検討実験

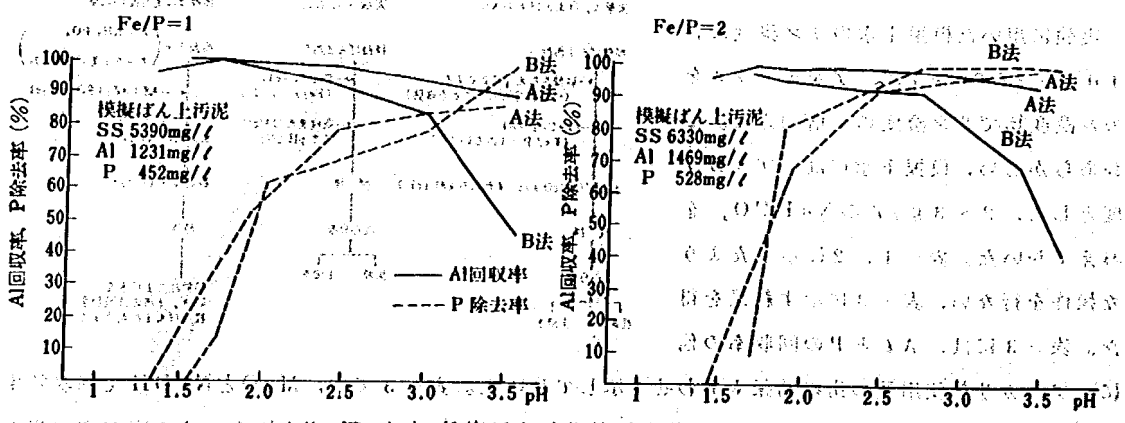
実験①と同様にして模擬ばん土汚泥を作り表－2に示された2つの方法で回収実験を行った。その際，鉄塩添加量もFe/P モル比で1および2と2種類に変化させた。実験の結果を図－2に示す。図－2より，鉄塩を先に添加するB法ではAℓ回収率がA法より劣ることが明らかである。また，B法で，Aℓ回収率を高く維持しようとするとA法に比べて低いP除去率となる他，pHの適用範囲が狭く総合的に判断してA法の方が秀れている。鉄塩の添加量を2倍にした場合には特にP除去率が改善され，A法で95％程度，B法で90％程度のAℓ回収率，P除去率が得られるようになる。しかし，A法に限ってみれば，Aℓ回収率で5％，P除去率で10％程度の改善であり，鉄塩の使用量を2倍にした割には小幅の改善である。したがって，A法を採る場合には，基本的には，酸溶解液中のリンに対して当モル程度の鉄の添加で十分であり，B法を採る場合には基本的に2倍モルの鉄の添加が必要になるものと考えられる。

表－3 アルカリ剤の検討実験結果

	アルカリ添加後pH	上澄水回収率	上澄水 Aℓ mg/ℓ	上澄水 P mg/ℓ	上澄水 Fe mg/ℓ	回収率(%) Aℓ	回収率(%) P(除去率)	使用したアルカリ量	NaOHを1とした量
アルカリ無添加	原泥pHは5.66	100とする	1.44×10³	532					
NaOH	1.99	102	1.32〃	126	170	93	76	0.12g/ℓ	1
	2.48	106	1.24〃	65.9	45.6	91	87	0.19〃	1
	2.99	106	1.15〃	39.2	18.9	85	92	0.22〃	1
	3.47	107	1.06〃	29.3	14.6	78	94	0.28〃	1
MgO	1.98	104	1.32〃	120	159	95	77	0.07〃	0.54
	2.46	106	1.26〃	63.2	48.8	93	87	0.11〃	0.58
	2.97	112	1.17〃	47.5	23.3	91	90	0.13〃	0.59
	3.45	111	1.11〃	33.6	19.1	85	93	0.16〃	0.57



図－1 アルカリ剤の違いによるリン酸鉄フロックの沈降性の相違



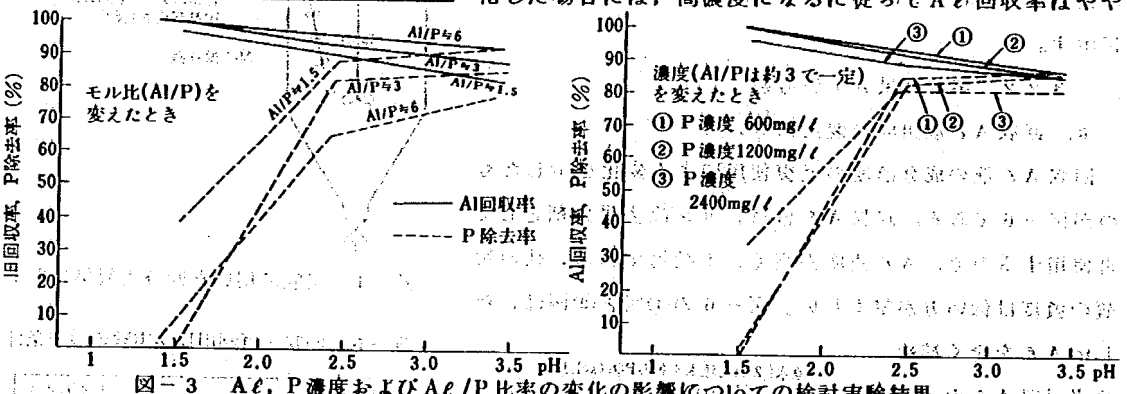
図－2 鉄塩添加時期検討実験結果

3.1.4 実験③～AℓとPの濃度と比率の変化の影響

実験①および②の結果から，アルカリ剤としてはMgOを用いることとし，鉄塩はFe/P≒1で酸溶解後の添加として実験を行った。模擬ばん土汚泥のAℓおよびPの濃度を変えるために，模擬下水中のPの濃度と添加アルミニウム量を変化させた。表－4にそれらを示す。実験操作は表－1，2に示す通りである。実験結果を図－3に示す。まず，モル比を変えた場合には，AℓのPに対する比が大きくなるに従ってPの除去率が低下し，逆にAℓ回収率は向上する。また両者が等しくなるpHが，モル比1.5のときのpH 2.6から，モル比6のときのpH 3.5以上へと，高い方にずれ込む。一方，Aℓ/Pのモル比が一定で，相対的に濃度が変化した場合には，高濃度になるに従ってAℓ回収率はやや

表－4 模擬下水P濃度および添加Aℓ濃度

	P濃度 (mg/ℓ)	添加Aℓ濃度 (mg/ℓ)
濃度変化 (モル比Aℓ/P=3)	600	1500
	1200	3000
	2400	6000
モル比変化	≒500	650
	〃	1300
	〃	2600



図－3 Aℓ，P濃度およびAℓ/P比率の変化の影響についての検討実験結果

低下し，P除去率もpH 2.5以上で高濃度の方が低くなる。しかし，モル比が変化した場合に比較すると，変化は小さく，相対的な濃度変化に対しては，安定したAℓ回収率，P除去率が得られるものと判断できる。

以上，鉄塩法の基本性能について，2～3検討を行なってきた。各実験結果を総合的に見て，鉄塩添加をFe/P≒1，酸溶解後とし，pH調節用アルカリ剤としてMgOを用いると，pH 2.5～3.0で，Aℓ回収率90%以上，P除去率80%以上が，Aℓ/Pモル比3程度までの構成比を有するばん土汚泥についての本法の基本的な回収効率であると言えよう。

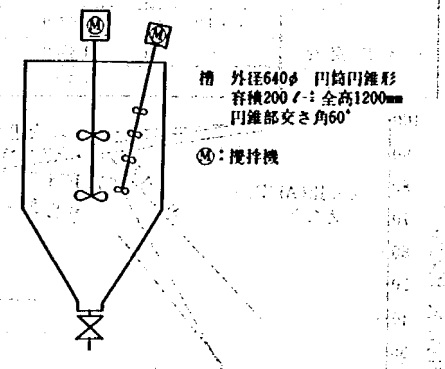
3.2 回収－再使用のくり返しに関する実験

ばん土汚泥から回収したAℓ溶液は，再びリン除去凝集剤として再使用することを想定している。そこで，回収と再使用をくり返すことにより生じてくる問題点の把握と，それらを操作上どのようにすれば解決できるかについて，基礎的な検討実験を行なった。

3.2.1 実験方法

くり返し使用による問題点としては，回収効率そのものの悪化，回収Aℓ液を使用することによってかえって，凝集沈殿処理効果を悪化させることや回収Aℓ液，回収リンの組成変動等が考えられる。その他に，現在までの1バッチの実験結果をそのまま適用することの是非も問題となり，くり返し使用あるいは，連続回収－使用の場合には，改めて，実験操作条件の検討が要求されることになる。と

れらの点のうち，本年度は回収時のpH条件とくり返し使用時の新硫酸アルミニウム液の補給率について検討を行なうことにして，回分式室内実験を行なった。実験は凝集沈殿処理から行ない，凝集沈殿処理プロセスを含めた，総合的な再利用率も検討することにした。原水としては，下水二次処理水を用い，原水中の全リン濃度が5mg/ℓに満たない場合にはリン酸二水素カリウム（KH_2PO_4）を添加して全リン濃度を5mg/ℓとした後，全リンに対して3倍モル量のアルミニウムを硫酸ばん土溶液で添加する。凝集沈殿は，図－4に示す槽内で行ない，急速攪拌5分，緩速攪拌10分，静置沈降時間60分とし，沈降後，沈殿を底部より引き抜いた。残った上澄液は再攪拌後採取し，処理水とする。一方，引き抜いた沈殿は，バケツに移して7～9時間放置し，濃縮した。このようにして得られた濃縮ばん土汚泥から鉄塩法によってAℓとPを分別回収し，回収Aℓ液は再び凝集剤として用いる。くり返し回数および実験条件を表－5に示す。また，実験のフローを図－5に示す。

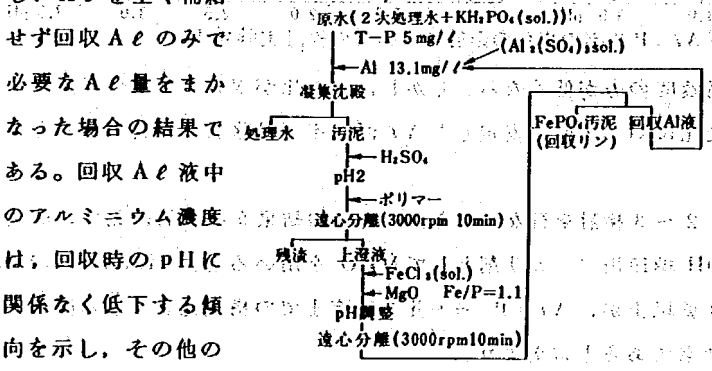


図－4　実験に用いた回分式凝集沈殿槽

表－5　回収－再利用反復実験の設定条件

実験No	実験条件	新ばん土補給率	くり返し実験回数
①	鉄塩添加後 pH＝3.0	補給なし	5
②	〃 pH＝2.5	〃	5
③	〃 pH＝3.0	添加Aℓ補給に対して 33%	5
④	〃 pH＝3.0	〃 25%	5
⑤	〃 pH＝2.75	〃 20%	8

共通条件
酸溶解時 pH 2.0（硫酸）
酸溶解上澄液に鉄を添加（Fe/Pモル比＝1.1）
アルカリ剤MgO
酸溶解液を得るためにポリマーを使用した。



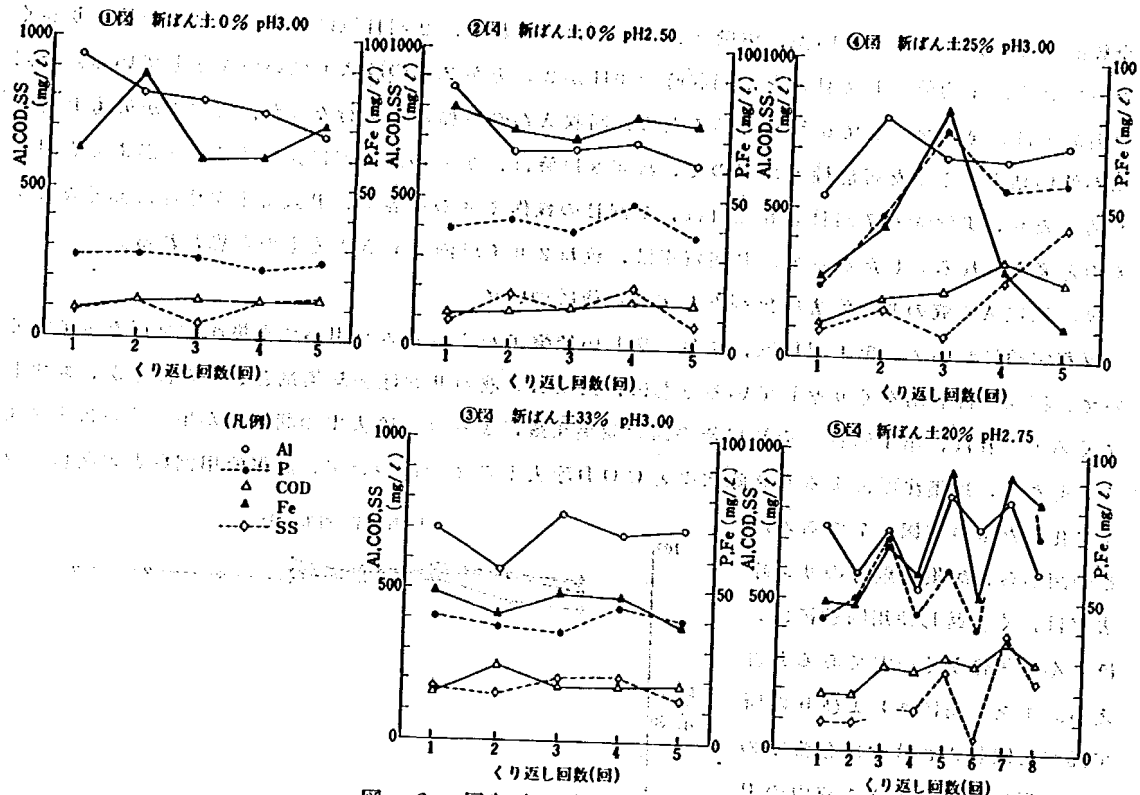
図－5　回収－再利用反復実験操作フロー図

3.2.2　実験結果および考察

a．回収Aℓ液組成の変動について

回収Aℓ液の成分濃度の反復使用による変化を示したものが図－6である。回収Aℓ液は，リン除去凝集剤として再使用するので，Aℓ濃度が高く，不純物である，他の物質の濃度は低い方が望ましい。図－6の①図と②図は，新しいAℓを全く補給せず回収Aℓのみで必要なAℓ量をまかなった場合の結果である。回収Aℓ液中のアルミニウム濃度は，回収時のpHに関係なく低下する傾向を示し，その他の成分はほとんど濃度変化はないものと見なせる。その結果，回収Aℓ液中のAℓとP[illegible]の比率が次第に増加する。なお，回収時のpHが3の方が2.5の場合よりAℓ濃度が高く，P濃度が低い。したがって，回収Aℓ液の純度（リン除去剤としての）という点では，回収時のpHを3に設定した方が良いと思われる。③図から⑤図までは，新しいAℓの添加率を変化させた場合の実験結果である。新しいAℓを添加することにより，回収液中のAℓ濃度の漸減傾向はなくなった。しかしその他の点ではむしろ余り良くない結果となっている。実用上，新しいAℓの補給をしないということは不可能なので，種々の条件も含め，今後この点に関しての検討が必要と考えられる。

b．Aℓ回収率，P回収率の変動について



図－6　回収Aℓ液成分の濃度変化

表－5の5つの反復実験で得られたAℓ回収率，P回収率および回収Aℓ液中のP残留率をまとめたものが表－6である。表中の回収率，除去率等は，原水中の各成分の量と添加した量との和に対する，回収液中の各成分の量の割合をもとにして算出した。Aℓ回収率についてみるとpH2.5で回収した場合が最も高く，83%以上となっている。8回の反復実験を行なった実験⑤の場合は，7回目に操作上のミスがあったためか，回収率が低下して行く傾向を示した。これを除外して考えるとAℓ回収率はpH3では，新しいAℓの添加率には余り関係なく，平均77%以上が得られた。P回収率も，反復回数の増加による変動があるとは認められないが，実験⑤の場合についてのみ，低下傾向が見られる。P回収率も他の場合に比べ低くpH2.75，新ばん土添加率20%という設定条件については，更に検討を加える必要がある。実験①から④の結果ではP回収率は平均で7.0%程度となった。一方，回収Aℓ液中に残留するPの割合は，回収－再使用のくり返しによる増液の傾向は，

表－6　回収－再利用の反復に伴う回収率と回収Aℓ液中へのP残留率

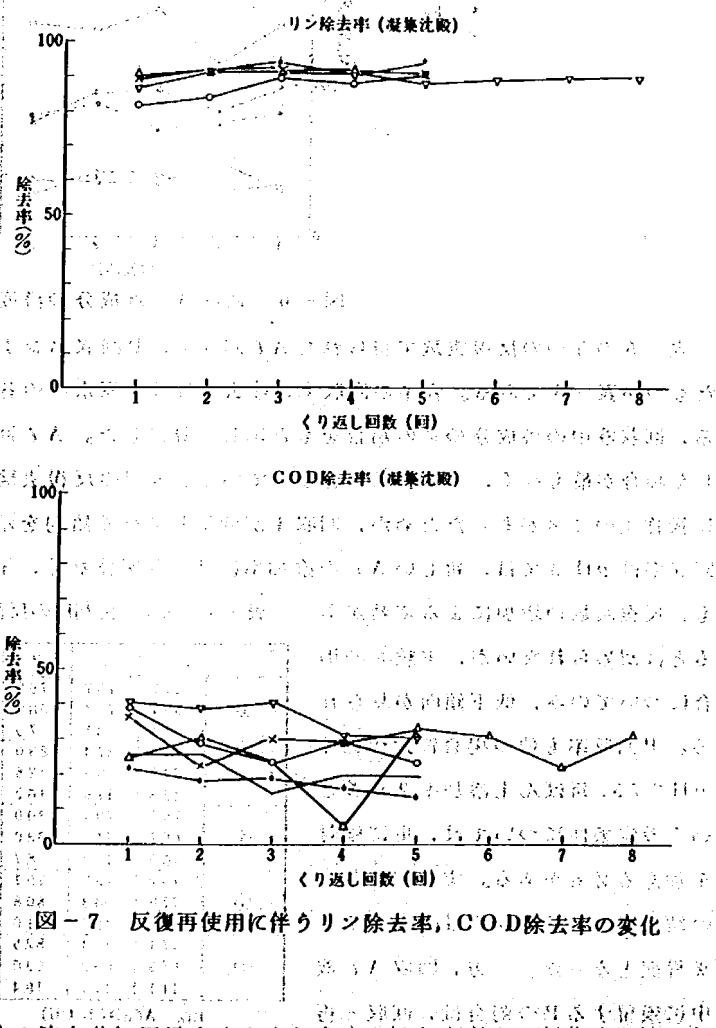
	1	2	3	4	5	6	7	8	平均
①	71.7	75.7	78.3	76.3	83.0				77.0
	65.7	72.4	58.8	73.0	81.6				70.3
	8.1	8.5	7.9	8.3	5.0				7.6
②	84.6	87.4	83.0	87.2	83.2				85.1
	79.8	69.9	72.8	62.1	74.1				71.7
	12.2	17.6	16.2	18.9	16.9				16.4
③	75.5	79.4	80.0	77.6	86.0				79.7
	66.7	74.5	83.0	69.8	68.7				72.5
	10.5	11.8	8.7	12.0	15.7				11.7
④	79.9	78.5	75.7	79.0	86.8				80.0
	77.9	68.3	60.8	73.7	67.7				69.7
	8.7	11.4	21.0	16.2	20.8				15.6
⑤	77.1	83.4	82.5	77.7	78.3	78.2	*73.9	72.5	78.5
	66.9	66.0	63.0	68.4	62.6	62.6	*42.5	54.4	63.4
	11.1	17.1	18.4	16.1	13.5	10.7	*36.5	28.9	16.5

上段　Aℓ回収率 (%)
中段　P 回収率 (%)
下段　P 残留率 (%)
平均値計算の際，印の数値は除外した

全般的に見て，明確ではないが，実験②，④では，いずれも，２回目以降の方が，初回の値より高くなっている。平均値として見ると，回収時のｐＨが３の方が2.5の時より低い値を示している。今回の実験では，全リンとして比較しているため，回収Ａℓの添加のみで行なった，実験①が最もＰ残留率が低い結果となった可能性もあるので，次年度以降は，リンの形態別に比較する必要があると思われる。なお，実験⑤の７回目と８回目は，７回目の操作ミスの影響で，Ｐ残留率が極端に高くなったものと考えられる。したがって，Ｐ残留率は，概ね２０％以内におさまるものと思われる。

ｃ．回収Ａℓ液のリン除去凝集剤としての性能について

反復実験において，第１回目は，全量，新しい硫酸アルミニウムを用いて凝集沈殿を行なっているので，回収－再利用をくり返しているうちに，回収Ａℓ液のリン除去凝集剤としての性能が，変化してくるとすれば，第１回目とそれ以降の回の凝集沈殿によるリン除去率の間に差が出てくるはずである。そこで，凝集沈殿によるリン除去率とＣＯＤ除去率の２つについて，反復使用回数との関係をグラフ化したものが図－７である。この図から，凝集沈殿時のリン除去率は，くり返し使用回数には，ほとんど関係なく一定であると言える。また，先にａおよびｂの所で述べた回収Ａℓ液の成分濃度の変化の影響及び回収Ａℓ液中のＰ残留率の変化の影響も受けないことがわかる。したがって，鉄塩法によって回収したＡℓ溶液は，回収－再使用の反復によっても，Ｐ除去能力は劣化しないものと判断できる。図－７には，凝集沈殿による原水中のＣＯＤ除去率も示した。ＣＯＤ除去率の場合は，ほとんどの場合，繰り返し回数の増加に伴って，除去率が低下する傾向にあることを示している。しかし，８回のくり返し実験の際には，変動しながらも，一定レベルに近づくように思われる。今回の実験では，原水のＣＯＤより処理水のＣＯＤの方が濃度が高くなるという現象は生じなかったことと，回収Ａℓ液と共に回帰するＣＯＤ成分のほとんどが，凝集沈殿により除去可能なＣＯＤであると考えられることから，除去率は低くても，回収－再利用の反復による凝集



図－７　反復再使用に伴うリン除去率，ＣＯＤ除去率の変化

沈殿処理水の水質悪化という事態は，ＣＯＤについては，問題にならないものと思われる。

以上，回収－再使用の反復について検討を行なったが，回収Ａℓ液の性能および，Ａℓ回収率，Ｐ回収率，Ｐ残留率（回収Ａℓ液への）等は，くり返し回数による変動はほとんど無いものと考えられること，回収Ａℓ液のリン除去能力については，回収時のｐＨや，新しいＡℓの添加率の影響もほとんど受けないことがわかった。回収Ａℓ液中の成分変化については，更に検討を行なう必要があり，回収Ａℓ液による凝集沈殿処理水のリン以外の成分の除去率を悪化させないようにする方法についても検討しなければならない。

3.3　リン酸第二鉄の肥料材料としての可能性について

回収リンは，鉄塩法では，リン酸第２鉄を主成分とする残渣として得られる。この残渣を処分することができなければ，結局，凝集沈殿法によって新たに発生してくる汚泥の処理量を減じることができないことは，前年度の報告書の中で既に述べたところである。本年度は，この残渣の主成分であるゲル状のリン酸第２鉄（$FePO_4$）について，その肥料材料としての可能性を調べるために，肥料分析法に基いて，可溶性リン酸およびク溶性リン酸の定量分析を行なった。$FePO_4$の試料としては，京都三次処理パイロットプラントで発生したリン除去ばん土汚泥から鉄塩法によって回収した回収リンと，リン酸二水素カリウムと塩化第二鉄を反応させて作った$FePO_4$ゲルとを用いた。分析結果を，表－７に示す。表では回収リン中のリン成分は１００％可溶性であることが示されている。また，ク溶性でも４４％の溶出率を示している。いずれも，$FePO_4$ゲルよりはやや高い溶出率となっている。ク溶性あるいは可溶性であっても，肥効成分として植物に吸収されるか否かは明確ではないが，肥料として使用できる可能性は有るものと思われるので，今後は肥効性について調査を進める予定である。なお，$FePO_4$は遅効性のリン肥原料として使われているようである。

表－７　回収リンと$FePO_4$ゲル中の可溶性リンとク溶性リン

資料	ク溶性		可溶性	
	P(%)	Fe溶出率	P(%)	Fe溶出率
回収リン	44	55％	100	100％
$FePO_4$ゲル	26	30％	85	94％

回収リン組成
P　70.3 mg/g (16.1)
Fe　145 mg/g
$FePO_4$ゲル組成
P　13.6 mg/g (31.1)
Fe　246 mg/g
（ ）内はP_2O_5換算含有率％

4.　まとめと今後の課題

今年度は，特に，回収－再利用の反復に対する回収Ａℓ液の安定性，鉄塩法の反復時の操作条件等について検討することに重点を置いて調査を行なった。しかし，回分式実験という方法を取ったため実験諸条件を必ずしも一定に保てなかったこともあり，明確な結論を得るには至らず，今後の検討を必要とする点がいくつか残っている。それらの諸点については，各々の所で述べた通りである。操作条件については，基本的には，3.1の基礎的実験で得られた，ｐＨ条件と鉄塩の添加量，添加時期で十分であろう。次年度は，小規模な連続式回収装置によって，今年度十分検討できなかった諸点の調査を行なうと共に，連続回収についての諸条件の検討を行ない，鉄塩法によるＡℓとＰの分別回収の実用性について更に検討を進める予定である。

＊既存化学物質データ要覧　第２巻：１９７５年　海外技術資料研究所編

13. 下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査

汚泥研究室　室　長　小堀和夫
研究員　小越真佐司

1. 研究の目的と必要性

下水道普及率の向上と浄化程度の高度化に伴なって，下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており，この汚泥を如何に処分するかは，現在および将来の下水道事業における大きな課題である。汚泥の最終処分としては陸上埋立，海域埋立，緑農地還元，海洋還元，資源化，などがあるが，平地部が狭小で，四方海にかこまれ，海岸沿に大都市の発達した我国では，汚泥の相当部分を海洋還元，海域埋立に頼らざるを得ないであろう。しかし，海洋還元では有害成分の投入，生物への影響，海域埋立では浸出水の問題等がさけばれ，現状ではこれらの方法はあまり行なわれていない。

本調査はこれらの最終処分法を検討し，問題点を明らかにするとともに，安全で効率的な処分技術を確立することを目的として実施する

2. 汚泥の処理・処分の概況

下水汚泥の発生量は，建設省の５１年度調査によると，処理人口普及率約２４％で，約200万m³／年といわれ，５５年度末には430万m³／年と予測されている。発生汚泥を形態別にみると，脱水汚泥が約８０％，消化汚泥９％，その他１１％となっており，将来計画では汚泥の焼却とか消化の比率が増加しており，汚泥処理の点では，発生汚泥量をこれらの方法により減量化することが期待されている。

汚泥処分は埋立が約８０％，海洋還元　８％，緑農地利用などの有効利用が１２％で，大部分埋立にたよっているのが現状である。将来計画では埋立地の確保の問題等から，有効利用が期待されており，５５年では約２１％，６０年では約２６％と予想されている。埋立では，陸上埋立の用地確保が限界に来ている現状から，海域埋立の比率が高くなっており，将来海域埋立も期待されている。一方，海洋還元は６０年度でも，現状程度の比率となっており，あまり期待されていないようである。４９年度の報告によると，下水汚泥の海洋還元実施例は５都市，１０カ所で，汚泥の形態は生汚泥　５カ所，消化汚泥　４カ所，焼却灰１カ所で，海洋還元された汚泥は１７５千m³／年程度であった。当時，海洋還元される汚泥の量は水産，観光等への悪影響とか，法制面で徐々に規制がきびしくなっている現状から，今後減少するであろうと述べられていた。５３年度に実施例を調査したところ，海洋還元を実施している所は１都市になってしまい，当時の予想通りといえそうである。

汚泥の海洋還元については，漁業関係者を中心とした多くの反対運動が行なわれているが，その反対理由書の収集はほとんどできなかった。聞き取り調査によると，海域の汚染とか水産生物への影響を理由としたものはないようである。

3. 53年度調査

汚泥の海洋還元の実態と過去の研究成果を収集整理して，海洋還元実施にあたっての問題点，およびその解決方法を検討することを目的として本調査を行なった。なお，汚泥の海洋還元にあたっては海洋生物に関する理解も必要なので，これらに関係した文献収集，整理も併せて行なった。

3.1 文献調査の対象

文献調査は下水汚泥の海洋還元であることを考慮して(1)下水道，衛生工学関係，(2)水産，海洋関係，(3)その他，関連する報告書，単行本，(4)これらの分野に関連した研究者の意見聴取，等である。特に，海洋生物に対する影響についての文献に力を入れて収集整理するようにした。

(1) 下水道，衛生工学関係

J.W.P.C.Fによる文献レビューで，過去15年間の報文を査読し，該当するとみられる349編をとりあげて，その要旨をとりまとめ，これにもとづき整理した。国内文献では10雑誌の過去15年間の報文から，関連する論文を選び査読して整理した。

(2) 水産，海洋関係

外国の14雑誌，国内の11雑誌，水産，海洋に関連した6大学の紀要等について過去15年間の報文を調査した。このうち3雑誌については15年以前についても調べ，創刊が15年以降の3雑誌についてはすべてを調査した。

(3) その他，関連する報告書，単行本

土木学会等の下水道，衛生工学関係機関の出版物，年次報告，個人出版物，および，水産，海洋関係出版物について18冊を査読し整理した。

(4) 研究者の意見聴取

下水汚泥の海洋還元に対する反対者の意見の中から問題点を把握することを試行したが，海洋生物に対する影響を理由とした例がみられなかったので，水産とか海洋生物に関係した研究をされている学者の意見を聴取した。

3.2. 調査結果

本調査結果では，下水汚泥の海洋還元による海洋，水産等への影響，および，海洋生物に関する基礎的資料から，海洋還元の実施にあたって，検討課題がある程度把握できたので別に資料として報告する予定である。ここでは検討課題の概要について報告する。

3.2.1 海洋への影響

海洋に還元された汚泥は拡散または海流にのって分散したり，海底に堆積する。年間90万トンの汚泥を海洋還元したスコットランドの例では汚泥が広い海域に分散され，環境に害を与えることはなかった。米国のSeattle地区での例では深い海底部での堆積は認められたが，1次生産やベントスに対する影響はなかった。汚泥の堆積物は海水中で一定の広がりをもつが，かなり長時間をへて，変化することが考えられる。ハイペリオン処理場からの汚泥の海中放流水域では堆積物の厚い部分は12km沖の水深100mのところで湾の面積の0.1%にあたる0.3km^2の広さをもつといわれ，過去5年間観察をつづけた結果，堆積物そのものは大きな変化はみられなかった。フィラデルフィアでの汚泥の海洋投入による表層堆積物中のHg，Znはそれぞれ対照区の100倍，

２００倍であった。ニューヨーク湾での汚泥の投入による海洋への影響に関する報告はかなり多く，水理学，地質学，化学，生物学などに関連したアセスメントによると，大腸菌群，栄養塩濃度は他の海域とくらべて，還元海域では濃度が高いといわれている。なお，ベントスは汚泥の投入により直接影響をうけていると考えられるが，遊泳性，浮遊性生物には短期間での影響はみられなかった。スコットランドでの，６７年間の汚泥投入にもとづいた調査によると，投入地点の中央部では有機化合物と重金属類の濃度は対照区に比べて高く，また水中の重金属濃度が高くなるにつれて生物相に含まれる濃度も高くなることが報告されている。東京都の調査では，投入汚泥は短時間で沈降するものと，長時間浮遊するものにわかれる。

海洋還元した固形物の消長については，Callaway らの報告によると，汚泥塊は毎秒0.1～3 m/m 程度の速度で沈降し，水面から消える。汚泥中の重金属の消長は，ある種の重金属は沈殿堆積物中に蓄積されるが，Cdなどのあるものは深層水域へと移行する傾向がある。水中の貝類ではPb，Zn 等の含量は増加しなかったが，Cdは蓄積されていた。また，海水中で消化汚泥からの重金属の遊離については，Cd，Ni の相当量，Pb，Zn の少量が溶出したが，Cuはほとんど溶出しなかった。

汚泥が海洋に還元された場合，物理的拡散や沈降のほかに，化学的にも生物学的にも消長し，ニューヨーク湾での汚泥の分解についての調査によると，分解速度はC／N比が小さい場合に速いことがわかった。有機物のバクテリアによる分解は浅いところは速く，深海では遅くなることが報告されている。汚泥の海洋還元のさいは，この特性も考慮する必要がある。

汚泥の海洋還元では汚泥中のバクテリアやウイルスの消長についても検討する必要がある。これは病原性細菌とかウイルスによる環境汚染，さらに水生生物への感染等を明確にするために重要視されるべき問題である。これらの微生物の消長に対しては，水域固有の微生物相，海水中の重金属，塩分濃度，水温等の多くの因子と，汚泥の粒形分布が関係するといわれ，腸内細菌の消長は，海水性細菌の密度が高いと死滅速度がはやく，また，*Vexillifera telmathalasa* の存在によって加速的に減少する。一方，腸内ウイルスについては海水中の重金属が，その消長に関係しているといわれている。

海水中に放出された大腸菌群は温度および塩分濃度の上昇につれて速く死滅することが報告されており，海洋での汚水性微生物の変化は，実験室で観察されたような単純なものでなく，海域の状況によってかなり異なると考えられている。フロリダの海岸で行なわれた大腸菌群の調査によると，死滅状況は冬期よりも夏期の方が高かった。また，汚水性微生物の消長は海水中の固形物の粒径によって左右され，検出された細菌の98.5％は粒径 20 μ 以下の粒子にみられた。放流口附近の沈積物には細菌が少なく，汚泥が拡散している水域の表層では多くの細菌の存在がみられた。

3.2.2 水産への影響

汚泥の海洋還元で，汚泥に含まれている物質の毒性については，環境における化学物質が毒性物質として認識されるまでに長期間かかるために，水産生物に対して長期間の観察が必要である。魚に対する病理学的病状がみられるまでにはかなりの時間がかかる。毒性をしらべる方法としてはバイオアッセイの方法が一般に行なわれているが，汚泥の海洋還元に適応するためには，同じ生物でも1世代だけでなく，数世代についての観察が重要である。この場合，ライフサイクルの短い生物を用いると

比較的短期間で結果が得られるであろう。Akessonはライフサイクルがみじかく，1カ月以下で，反復した影響がみられるポリケータ類の *Ophryotrocha labronica* を用いることを提案している。海洋汚染の指標生物として，いろいろ提案があるが，Aubertは潜在的な汚染度を評価する方法として，植物プランクトン，動物プランクトン，魚類等の食物連鎖による方法を提案している。

カリフォルニアのLong Beachでの下水放流水域では，漁獲された魚類の多くが発育不良で，あるものには腫瘍があったり，組織機能に障害がみられた。毒性物質の同定はできなかったが，魚類に障害を与える物質が下水中に存在しているらしいと考えられている。Chenの報告では，下水の放流海域の生態系は比較的安定していたが，ベントスに若干の影響がみられた。海洋生物の含有する重金属を分析した結果，放流口附近と対照区では，魚類の可食部分については差がみられなかった。放流口附近のホタテ貝は対照区と比べて，Cd，Cu，Ni，Hg の濃度が2～3倍に達していた。San Diego湾での汚泥の堆積状態を調査した結果，堆積物のBODが3 mg／gを境界としてベントスに影響を与えることがわかった。ニューヨーク湾内の汚泥還元水域では植物プランクトンの成長が，汚泥中の有機物や重金属以外の毒性成分に起因するとみられている。Liverpool湾での調査では，汚泥投入によって生ずる沈積物の生物学的な影響は多く認められず，公衆衛生，生態系，漁業，美観等の面でも影響はなかった。一方，スコットランドでの汚泥投入では，堆積物に金属が多く含まれ，投入地点に限って動物の種類に変化がみられ，生物体中の重金属濃度も増加しているようであった。

3.2.3　汚泥海洋還元検討のための調査結果及び考察

下水汚泥の海洋還元による，水質変化に伴い植物プランクトンの挙動が変り，植物プランクトンや下水汚泥を食する動物プランクトン，底棲生物等が影響をうけ，これらの生物や下水汚泥を捕食する魚類も最終的に影響をうける。ここでは，これら海産生物の特性について検討した。

(1) 植物プランクトン

植物プランクトンの研究はフィールドでの現存量，分布，季節変化等と棲息環境との実測と考察，実験室での培養による生理特性の究明で進められている。

沖合でのプランクトン現存量は水深20～40 mに多く，500～5,000細胞／ℓでごくわずかで，N，P濃度も大変低いとされている。沖合での異常増殖，栄養塩等の投棄による影響の報告を見ることはできなかった。沿岸では赤潮に関する多くの報告があり，赤潮の原因はN，P濃度が高く，無酸素層の出現，降雨等の要因によるとされているが，一方不明な点も多いとしている。植物プランクトンの生理特性のうち，下水汚泥の海洋還元によりもたらされると考えられる要因は，(1)汚泥中の窒素・リン・ビタミン等の増殖要因の影響，(2)増殖阻害物質の影響，(3)重金属の蓄積などである。(1)については，N，Pの取り込み，微量物質の増殖促進等の報告が多く，(2)については富栄養化抑制のため，増殖阻害物質に対する研究が行なわれ，重金属の阻害については指標生物としてDunaliella tertiolecta を用いるがよいとされている。(3)については単一金属で研究されているが，各種金属が混合した状態ではほとんど検討されていない。海洋における重金属の分布は現状でもかなり場所的に差があり，また重金属により蓄積の形態が異なるとされている。

(2) 動物プランクトンや底棲生物

動物プランクトンは大型生物の餌になるとともに，魚類等の稚仔をも含み，水産資源的に重要であ

る。動物プランクトンは植物プランクトンや粒状有機物を食する。粒状有機物そのものとともに，その表面の付着バクテリアの餌料効果もあるとされている。下水汚泥の海洋還元の結果，動物プランクトンへ与える影響は，(1)餌の効果，(2)毒性，(3)重金属等の蓄積などであり，これらは汚泥の直接摂取や植物プランクトンの摂取によりうける。そこで，これらに関する報告を整理すると，異尾類の *Pleuroncodes planipes* は270ℓ～540ℓ／dayの海水ろ過をし，植物プランクトンを摂取するとの報告や餌料効率は悪いとする報告もある。未消化のふんが他の動物プランクトンの餌になるとする報告，否定的報告があり，下水の餌料効率を調べる必要がある。なお，ふんの沈降速度は速く，深海への物質輸送に大きく関与するとの報告もある。下水汚泥の毒性を動物プランクトンでみた報告は東京都のみであり，他は単体物質での実験がミジンコを主体に行なわれ，IsopodaへのCd，Zn，Pbの毒性は塩素量・水温により異なるとされている。重金属等の蓄積は生物種や重金属の種類によってもかなり異なるとされている。海域での優占種は一般にCopepodaとされ，東北・東海区域ではCopepodaのうち *Calanus finmarchicus*，*Paracalanus parvus* が多い。

底棲生物は水深の増大につれ急減する。底棲生物の研究のうち汚染との関係では沿岸がすべてで，沖合では棲息種の研究が主体である。底棲生物の環境としての底質の評価を行う方法が提案されており，各種下水汚泥の評価に用いることができる。貝類の棲息域は浅海であるが，水産の有用種であることを考えると，緑ガキに代表されるように重金属の蓄積が主体に報告されており，検討の必要がある。

3) 魚類

魚類の行動は摂食行動，生殖行動，産卵・孵化行動であるが，生殖・産卵等の行動は照度，水温の影響を強くうける。沖合での汚泥海洋還元での報告を総合すると照度，水温の変化による悪影響はないと考えられる。摂食行動を対象として，(1)餌としての効果，(2)重金属の蓄積，(3)毒性，(4)細菌等による魚病・病原菌の中間宿主の点から検討した。

① 餌として

魚類の餌はそのものに栄養価があることと，餌として取り込める大きさでなければならない。汚泥はダイズ位の栄養価があるとされているが，生汚泥・余剰汚泥の粒径については20μ以下を主体とする報告と，100μ以上を主体とする報告がある。一方，淡水（下水汚泥）と海水の混合で凝集作用が働き大きなフロック形成がなされる。汚泥の大きさ，強度等は報告ではっきりしないが東京都の例から魚の餌となり得ることは明白である。魚類の成長過程により餌料の大きさは異なるが，その程度をはっきりさせることはできなかった。東京都の実験ではメジナは生汚泥を餌としたが，ハマチは練り餌に混入して餌とした。詳細は不明であるが，ある水産学者の話ではドイツで活性汚泥をコイに与えて大変よい成長を得ている例もあり，今後検討の余地がある。魚類の実験では成長が進むにつれストレスを受けやすくなるので，十分な注意が必要との報告もある。

② 重金属等の蓄積

マグロ，メヌケについて，博物館等にある古いサンプルのHg量を調べ，現在のものと同値であるとされている。これはバックグランドの重要性を知り得る報告である。重金属等の蓄積は個体差があるとともに，重金属の種類や魚種により蓄積量や蓄積部位が異なると報告されている。多数のデータ

の蓄積により検討すべきであるとの水産学者の指摘もある魚介類の濃縮係数をもとに，人の摂食量とCdの摂取限界から人の安全性を検討したり，環境水濃度，濃縮係数，摂食量から，警告を発している報告もあるが濃縮係数の測定は多くの報告をみることができない。

③ 毒性

急性毒はＪＩＳに方法が定められ，多数の報告がなされているが，下水汚泥海洋還元時に起ると考えられる慢性毒の報告はほとんど認められなかった。世代交代による影響はライフサイクルの短かい検体を用いるのがよいとされている。一方検水を凍結濃縮し，慢性毒性を示す海水中の成分を調べる方法を提案している報告もある。

④ 魚病及び病原菌

海洋微生物の分野で，今後の研究方針を論じているが，このなかに汚泥の海洋還元に際して知りたい魚病・病原菌の問題が含まれている。

魚病の研究は養殖魚を対象とし，汚泥との関係の報告はない。ある魚病学者は下水汚泥中の細菌が海産魚の魚病につながることはなく，あったとしてもまれで実態は把握できないだろうと話していた。

人体の病原菌としては海水由来のものはないとされていたが，海産魚による食中毒が多いところから研究され，腸炎ビブリオが病原菌であるとされているが，その原因が，生きている海産魚によるかいなかは諸説がある。魚病，病原菌の問題は今後の研究を待つとともに，検討が必要がある。

4) モニタリング

汚泥の海洋還元においてモニタリングの必要性が十分認められるので，その方法をみると，水質の化学物質で行うものと生物によるものがあり，後者はウニ卵や，養殖貝等を用いた報告があるが，汚泥の海洋還元が沖合であることから，参照できる報告はまったくなかった。汚泥の海洋還元にあたってはモニタリングの問題は検討の必要がある。

4. 今後の検討課題

下水汚泥海洋還元の問題と新たに実施するための指針は，海洋還元を長期間実施した地点での広域的・総合的な調査・解析が必要であるが，それに耐えるだけのデータがなく，個々の報告を総合しても満たすことができなかった。ついで，下水汚泥の性状，海洋還元地点の物理・化学・生物学的特性をもとに，フィールド実験や室内実験を文献よりまとめることになるが，これも東京都のものをみるのみである。

そこで，室内での生物試験により，汚泥海洋還元の可能性を第1に検討することにし，ついで，ある特定の実験海域を設けて，長期間のデータを得て総合的解析の結果，実施の有・無を検討する必要がある。

14. 下水道への工場廃水の受入れに伴う監視手法の確立と生物分解性に関する調査

水質研究室　室　長　村上　健
研究員　渡部春樹
小森行也

1. 研究の目的と必要性

下水道区域内に存在する工場からの廃水を公共下水道に受入れる場合には，下水処理あるいは汚泥の処理・処分に悪影響を受けないよう十分な処置を講じなければならない。このため，主として有害物質を対象とした水質監視体制の確立をはかる必要があると共に，必ずしも有害ではないが処理機能を全体として低下させるような物質・たとえば難分解性の有機物の流入を制御する必要がある。本調査では，工場廃水の受入れによって生じるこれらの問題の解決の一助とすべく，必要な調査研究を行なうものである。

2. 昭和52年度までの研究成果

本調査は昭和49年度より実施しており，49年度から51年度までは主として，下水中に含まれる重金属などの毒性物質の監視に関して，水質自動監視装置開発のための基礎調査および現場用簡易比色分析機器の評価を行なってきた。また，51年度より高分子凝集剤の毒性の調査を開始した。なお，水質自動監視装置については，本調査では開発の基本方針を定めるなど，基礎的な調査のみを行なっており，実際の開発・実用化は他の課題で実施されている。難生物分解性有機物に関する調査は52年度より開始した。

2.1　毒性物質用水質自動監視装置開発のための基礎調査

(1) 浮遊物質中に含まれる重金属を溶解させるための前処理に関しては，亜鉛およびニッケルについてはpH2程度にして加熱攪拌することによってほぼ完全に溶解させることができるが，銅，クロム，鉄はpHを0.5程度にさげ加熱攪拌してようやく80～90％を溶解性となることがわかり，少くともこの程度の前処理が必要であろう。また，加熱は非常に有効であることがわかった。

(2) 検出部にイオン電極を用いる場合には，有機物の妨害が非常に大きいため，対象金属は除去しないで有機物のみを除去するための前処理が必要である。また，検出部として利用する可能性のあるその他の方法については，簡易試薬を用いた比色分析では銅，総クロム，鉄，亜鉛の各項目，陽極溶出法では鉛およびカドミウム，フレームレス原子吸光法では銅，ニッケル，鉄のそれぞれの項目は，妨害物質に関する限り比較的問題が少ないことがわかった。

2.2　現場用の簡易比色分析機器の評価

市販の簡易比色分析機器のうち，比較的精度が高いと思われる携帯用光電比色計を用いる方式のも

のについてその分析精度を調べた結果，銅および亜鉛についてはいずれの製品でも分析誤差は±50%を超えることは殆んどなく，6価クロムおよびシアンについても良い製品を選べば銅，亜鉛と同程度の精度で測定を行なうことができるが，鉛およびカドミウムについてはいずれの製品も精度が極めて悪く，簡易分析に頼るのは危険であることがわかった。また，測定誤差は，一般には真値よりも低い測定値が得られるという形で現われた。

2.3　高分子凝集剤の毒性に関する調査

カチオン系3種，ノニオン系1種，アニオン系1種の高分子凝集剤とアクリルアミドモノマについて，ヒメダカ，イトミミズ，ハゴロモ，クロレラをそれぞれ供試生物とする急性毒の試験を行なった結果，毒性はカチオン系のものが最も強く，しかも魚（ヒメダカ）に対して最も強くあらわれた。ヒメダカの鰓葉に損傷が起らない濃度は，試験した3種類のカチオン系凝集剤に関する限り，いずれも10 ppb のオーダーと判断された。

また，細菌，原生動物（ゾウリムシ）に対するTLm試験に準じた急性毒の試験と，魚類（コイ）に対する長期間曝露の影響，河床附着生物群に対する影響，魚卵（ニジマス卵）のふ化に対する影響を調べた。その結果を要約すると以下のようである。

(1)　一般細菌に対する急性毒：　調査対象としたすべての凝集剤について，50 mg／ℓ以下では毒性は認められず，むしろ増殖を促進する傾向がある。

(2)　ゾウリムシに対する急性毒：　カチオン系Aについては，50 mg／ℓでは生存できず，5 mg／ℓでは144時間後に死滅する。0.5 mg／ℓ以下では毒性は認められない。カチオン系Bでは，50 mg／ℓでは生存できず，5 mg／ℓでは増殖に遅れが生じる。0.5 mg／ℓ以下では毒性は認められない。カチオン系Cおよびアニオン系については，50 mg／ℓでは生存できず，5 mg／ℓ以下では毒性は認められない。ノニオン系は50 mg／ℓ以下では毒性は認められない。モノマーでは，50 mg／ℓで144時間後に死滅，5 mg／ℓ以下では毒性は認められない。

(3)　コイに対する長時間曝露の影響：　前年度ヒメダカを用いた短期間曝露で影響があった0.2 mg／ℓの濃度レベルで，コイを供試生物とした130日間の曝露試験を行なったが，この範囲の曝露では成長状態，血液成分，骨格，内臓諸器官のいずれに対しても影響は認められなかった。

(4)　河床付着生物群に及ぼす影響：　78日間流下接触させた結果，カチオン系C 0.2 mg／ℓで群集構成の多様性指数が低下する傾向が認められたが，カチオン系C 0.02 mg／ℓ以下，アニオン系0.2 mg／ℓ以下では影響が認められず，全体的にみて著しい影響はなかった。

(5)　ニジマス卵のふ化に対する影響：　調査対象としたすべての凝集剤について，0.2 mg／ℓ以下ではふ化に対する影響は認められなかったが，カチオン系C 0.2 mg／ℓではふ化魚に対して致死的影響があった。

2.4　工場廃水の生物分解性に関する調査

生物学的に難分解性と考えられている芳香族化合物などが下水中にどの程度存在しているかを明らかにするため，ガスクロマトグラフー質量分析計（GC－MS）を用いて物質の同定及び定量方法の検討を行なった。その結果，初沈流出水の浮遊物からは炭化水素，フタル酸エステル，脂肪酸とそのエステル，ステロイドなどが同定された。初沈流出水の沪過液からはニコチン，カフェイン，ジヒド

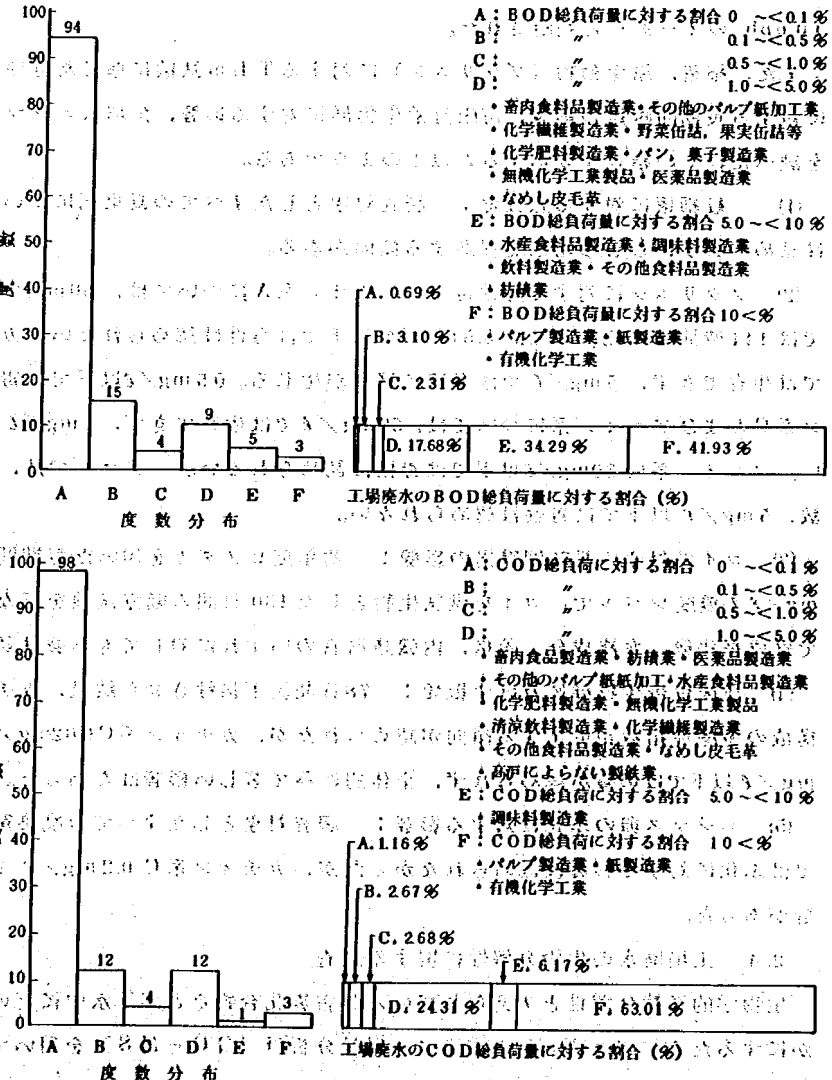
リジンスルホンアミド，フタル酸エステル，ジメチルナフタリン，ベンゼンの塩素置換体，インドールなどが同定された。また，二次処理水からはフタル酸エステルとベンゼンの塩素置換体が同定された。これらの同定された有機物の総和は，沈沈流出水の浮遊物から1620 ppb，戸過液から68 ppbであった。同様に二次処理水では浮遊物から43 ppb，戸過液から6 ppbであった。このように，GC－MSで検出される有機物は初沈流出水あるいは二次処理水中の有機物のごく1部にすぎないとがわかった。

3. 昭和53年度の研究成果

3.1 工場廃水の生物分解性に関する調査

3.1.1 工場廃水の水質

現在の下水処理場では生場処理を主体としたプロセスであるため，下水中のあらゆる有機物を処理できるわけではなく，生物学的に難分解な有機物や生物学的に分解されない有機物については十分な対応がなされているかどうか不明な点が多い。このため，多種多様な有機物を含んでいると考えられる工場廃水について，その水質を調査しておくことは非常に重要である。しかし，その実態を正確にとらえることは難しい面がある。その理由としては，時間変動が激しいこと，同一工場でも季節によって全く種類の異なる排水のでてくる場合があること，好不況によって排水量などが著しく異なること，同一業種の工場であっても原料ある



図－1 工場廃水の有機物負荷量

は生産工程の違いによって廃水の水質は著しく異なることなどが考えられる。

環境庁がこれまでに行なった工場廃水の水質調査結果を整理して作成した水質原単位表[1]から，BOD総負荷量あるいはＣＯＤ総負荷量に対する業種別負荷量の割合を示したのが図－1である。同図からＢＯＤ総負荷量に対して10％以上の割合を占める業種はパルプ製造業，紙製造業，有機化学工業の3業種であり，これらで全体の41.9％を占めている。同様に5.0～10.0％を占めるものは水産食料品製造業，調味料製造業，飲料製造業，その他食料品製造業，紡績業の5業種があり，これらで全体の34.3％を占めている。また，1.0～5.0％の割合を占める9業種まで含めると，上位17業種でBOD総負荷量の93.9％を占めることになる。ＣＯＤ総負荷量に対して1.0％以上の割合を占める業種は16業種あり，これらで全体の93.5％を占めている。ＢＯＤ総負荷量に対して占める割合が高い業種はＣＯＤ総負荷量に対する割合も高く，その業種はほとんど一致している。従って，有機物負荷量の大きい業種は16～17にしぼられるといえよう。

表－1は建設省および三次処理技術開発協力会議が昭和53年度に実施した工場廃水の水質調査[2]から，排水量規模別の有機物負荷量についてまとめたものである。この調査は全国11都市192事業所について，各事業場の最も水質の悪いと思われる時間帯の水質を測定した。調査した業種は食料品製造業，繊維染色業，紙・パルプ・紙加工品製造業，化学工業，皮革製造業，など非常に広範囲にわたっている。同表から明らかなように，除害施設のある事業所はBOD負荷量で68.4～88.9％除去されており，平均除去率で77.3％であった。同様にCOD_{Mn}は64.5～89.5％除去されており，平均75.9％であった。下水道へ排除される工場廃水の濃度は50m³/日未満と50m³/日以上で大きな差がある。排水量50m³/日未満の事業場ではBOD_5，COD_{Mn}の平均濃度がそれぞれ2627mg/ℓ，2248mg/ℓと非常に高く，50m³/日以上の事業場にかかるBOD_5 600mg/ℓ未満の基準を大きくこえている。このことから，50m³/日未満の事業場のBOD_5，COD_{Mn}の負荷量は50～100m³/日の事業所の負荷量を上廻っている。昭和53年3月末現在の東京都の排水量別事業場数は排水量50m³/日未満のものが全体の83.8％，50～100m³/日が5.2％，100～500m³/日が7.5％，500m³/日以上が3.4％とされている。排水量別BOD_5負荷量と排水量別事業場数とを重ね合せてみると，排水量50m³/日未満と排水量500m³/日以上の事業場から排除される有機物負荷量の非常に大きいことがわかる。ただし生物処理を主体とした下水処理プロセスを想定した場合には，有機物負荷量の問題と同時に生物分解性の良し悪しの問題がある。

表－1　工場廃水の水質　　－排水量別の有機物負荷量－

排水量(m³/日) (平均)	調査した事業場数	除害施設のある事業場数	除害施設* 流入水(mg/ℓ) BOD_5 (負荷量)	除害施設* 流入水(mg/ℓ) COD_{Mn} (負荷量)	除害施設* 処理水(mg/ℓ) BOD_5 (負荷量)	除害施設* 処理水(mg/ℓ) COD_{Mn} (負荷量)	下水道への入口** BOD_5 (負荷量)	下水道への入口** COD_{Mn} (負荷量)
＜50 (23.7)	37	11	2829 (51.8)	2671 (48.5)	440.9 (13.8)	400.5 (11.1)	2627 (43.6)	2248 (38.5)
50～100 (77.8)	37	18	1890 (141.9)	1231 (97.6)	219.9 (15.7)	138.2 (10.2)	498.3 (39.0)	449.8 (26.2)
100～500 (217.8)	63	32	1411 (273.7)	784.5 (154.2)	434.1 (86.5)	284.6 (54.7)	538.5 (103.0)	396.1 (74.0)
500～1000 (740.1)	19	13	991.2 (714.8)	1029 (764.7)	252.5 (182.5)	227.7 (160.9)	261.8 (195.7)	209.0 (156.7)
1000＜ (3232)	36	28	901.0 (2905)	703.9 (2832)	165.0 (631.0)	207.3 (865.8)	243.4 (760.9)	225.2 (787.1)

* 除害施設のある事業所の平均　　** 調査した事業場の平均　　(負荷量)は1事業場当りの平均負荷量，kg/日

3.1.2　工場廃水の生物分解性

(1) 実験方法

有機物の生物分解性を判定する試験方法としては，環保業第5号，薬発第615号・49基局392号（昭和49年7月13日）「新規化学物質に係る試験の方法について＜微生物等による化学物質の分解度試験＞」（以下，生物分解性試験という。）がある。この方法は試験材料と栄養塩類と活性汚泥を培養ビンに入れ，14日間の酸素消費量を測定するものである。表－2は生物分解に影響を及ぼす因子について生物分解性試験と下水の標準活性汚泥法とを比較したものである。生物分解性試験では種々の因子を制御しているため，条件としては最適に近いものである。今回の工場廃水の生物分解性試験では20°C の恒温室で実施したこと，汚泥は工場廃水を受け入れている下水処理場の活性汚泥を1晩空気曝気したものを用いたこと，基質濃度はGF／B 戸過液のTOCで100mg／ℓ程度に設定したことが，＜微生物等による化学物質の分解度試験＞と異なる。工場廃水の溶解性成分について生物分解性試験を行なったのは，好気性条件下では微生物と溶解性有機物の反応が主であると考えられること，生物学的に難分解性といわれるのは溶解性ＣＯＤ成分といわれていることなどの理由による。生物分解性試験では供試物質とともにアニリンの酸素消費量を測定し，用いた汚泥の活性度を調べている。杉木によれば，アニリン50ppm溶液のＢＯＤを測定すると理論値に対する酸化百分率は20.2％にすぎないが，生物分解性試験では79.2％に達しており，この時のＴＯＣ分解度は93.4％であった。従って，５日間のＢＯＤ試験ではほとんど分解されない有機物も生物分解性試験では分解されると予想され，この試験後に残存する有機物がいわゆる難分解性有機物に分類されると考えることができよう。

表－2　生物分解性試験と標準活性汚泥法の比較

	生物分解性試験	標準汚泥活性法
基質濃度	供試物質 100mg／ℓ	100～200mg・BOD／ℓ
微生物量	30mg・MLSS／ℓ	1500～2000 mg・MLSS／ℓ
微生物の種類	培養汚泥	活性汚泥
馴養作用	期待できる	－
反応時間	14日間	4～5時間
溶存酸素	5mg・O_2／ℓ以上	送気量 3～7m^3／m^3・流入下水
栄養塩	基礎培養基添加	－
pH	中性付近	－
水温	25°C ± 1	－

表－3　工場廃水の生物分解性試験結果

業種名	事業場	D-TOC分解度(%)
染色業	I 染工	90.0
	I 捺染	88.0
製鉄業	A 鋼管	72.7
飲料製造業	G ビール	98.0
水産食料品製造業	F 水産	80.0
	H 水産	94.0
畜肉食品製造業	GT 食肉	96.0
	GI 畜肉	95.0
皮革製造業	D 皮革	91.0
医薬品製造業	BY 製薬	84.2
	BT 製薬	79.2
	CM 製薬	91.2
合成染料製造業	CN 染料	67.1
	CH 化学	80.7
合成樹脂製造業	H 化学	70.8
有機化学工業その他	A 化学	86.1
	I 化学	93.0
無機&有機化業工業	D 化学	76.7
調味料製造業	E 調味料	90.9
	F 製糖	29.5
パルプ・紙・紙加工品製造業	A 製紙	68.3
	D 製紙	86.1
菓子製造業	B 乳業	94.1
	H 製菓	93.3
合板製造業	F 合板	39.8
その他	E 浸出水	37.6

(2) 試験結果及び考察

表－3は有機物負荷量の大きいと考えられるパルプ・紙・紙加工品製造業，調味料製造業，有機化学工業，医薬品製造業，皮革製造業，畜肉食品製造業，水産食料品製造業，飲料製造業，染色業，菓子製造業などから26種類の廃水を採取し，生物分解性試験を行なった結果を示したものである。TOC分解度は29.5～98％まで非常に差があり，平均79.7％であった。ＴＯＣ分解度が90％以上を示すのが11事業場，80％以上が6事業場，70％以上が4事業場，60％以上が2事業場，60％以下が3事業場で

あった。特に生物分解性が悪いのはF製糖，F合板，E浸出水である。

表－4は工場廃水及び下水処理場の流入下水について生物分解性試験結果から，D－TOCの減少係数を算出したものである。0～2日目までのK_1はD－TOC分解度の高い工場廃水ほど大きい傾向がみられる。しかし個々のK_1をみると，D－TOC分解度が90％以上の廃水でも0.23というように，分解初期としてはかなり小さい値の場合もあり，2～7日間，7～14日目でも0.461，0.223とかなり大きい値を示すものもある。このように，D－TOC分解度は同程度であっても，減少過程は廃水中の有機物の種類によってかなり異なるといえる。

表－4　D－TOCの減少係数

(1/日)

			0～2日		2～7日	7～14日
			K_1	K_1'	K_1	K_1
工場廃水	D-TOC分解度 90％≦	事業場数	11			
		範囲	0.231～1.314	0.440～1.914	0～0.461	0～0.233
		平均	0.751	0.952	0.184	0.061
	D-TOC分解度 80～90％	事業場数	6			
		範囲	0.314～0.502	0.397～0.665	0.104～0.216	0～0.067
		平均	0.402	0.531	0.159	0.042
	D-TOC分解度 70～80％	事業場数	4			
		範囲	0.261～0.418	0.350～0.672	0.034～0.174	0.022～0.073
		平均	0.331	0.528	0.074	0.050
	D-TOC分解度 60～70％	事業場数	2			
		範囲	0.200～0.208	0.328～0.329	0.059～0.143	0.022～0.065
		平均	0.204	0.329	0.101	0.044
	D-TOC分解度 ＜60％	事業場数	3			
		範囲	0.038～0.108	0.106～0.333	0.022～0.044	0～0.073
		平均	0.071	0.237	0.032	0.031

注）K_1：D－TOCが1次反応式で減少すると仮定して，0～2日，2～7日，7～14日の3期間毎にそれぞれ計算した。
K_1'：減少係数の算出方法はK_1の場合と同様であるが，14日後の残留D－TOCを初期D－TOCと2日後のD－TOCから引いた値から減少係数を算出

表－5は生物分解性の面からみて溶解性有機物を分類したものである。下水の生物学的プロセスと対応させると，易分解性有機物は現在のプロセスで十分対応できると考えられ問題はない。また，難分解性有機物は現在の処理プロセスで除去できないと考えられることから，これらの有機物が放流先で問題になるような場合には下水処理場への受入れを規制するか，あるいはさらに高度な処理プロセスで対応するしかない。現在の処理プロセスとの技術的な対応の面で最も問題になるのが，やや難分解性有機物の分類に属するものである。これらの有機物は表－4で0～2日のK_1が小さいもの，及び2～7と7～14日のK_1が大きいものに相当すると考えられる。やや難分解性有機物は下水処理場における運転条件や維持管理によって除去される場合とされない場合に分かれる。ただし，今回実施した生物分解性試験は表－2に示したように実際の下水処理プロセスと条件が異なるため，両者を対応させるのは難しい面がある。従って，生物分解性試験方法を実際の下水処理プロセスに近づけていくことで，やや難分解性有機物の除去効果の把握，あるいは処理プロセスの改善に結びつけていく必要がある。

表－5　生物分解性の難易による溶解性有機物の分類

	生物分解性試験	下水処理場の生物学的処理プロセス
易分解性有機物	0～2日で除去される有機物，減少係数0.4以上	通常の下水処理プロセスで十分除去可能な有機物
やや難分解性有機物	14日間の試験期間中に除去される有機物，減少係数0.1～0.4程度	反応時間や馴養作用などの問題はあるが，維持管理を適切に行えば，通常の生物学的プロセスで対応できる有機物
難分解性有機物	14日間の試験期間中に除去することができない有機物，減少係数0.1以下	通常の生物学的処理プロセスで除去困難な有機物

(3)　まとめと今後の課題

工場廃水の業種別有機物負荷量を調べると，大きいのは16～17業種にしぼることができる。また，有機物負荷量と排水量別にみると，50m³/日未満の小規模事業場と500m³/日以上の大規模事業場からの負荷量が大きな割合を占めることがわかった。

有機物負荷量の大きい業種の工場廃水について生物分解性試験を行ない，D－TOC分解度を調べ

ると，調査した26事業場の中で，11事業場の廃水は90％以上の分解度であり，80％以上が6事業場，70％以上が4事業場，60％以上が2事業場，60％以下が3事業場であった。

生物分解性の難易によって工場廃水中の有機物を分類すると，易分解性有機物とやや難分解性有機物と難分解性有機物の3段階に分けることができ，現在の下水処理プロセスでの技術的な対応を考えると，やや難分解性有機が最も問題になると考えられる。

以上のことから，生物処理プロセスの技術的な対応の面から問題となる有機物はやや難分解性有機物と難分解性有機物がある。やや難分解性有機物については，生物分解性試験方法を実際の処理プロセスに近い条件に設定して，下水処理場における除去効果の把握及び処理プロセスの改善と結びつけていく必要がある。また，難分解性有機物については，GC－MSや液体クロマトグラフなどの手法を用いて，どのような有機物が難分解性かを明らかにし，下水処理場への受入れの規制あるいは処理プロセスの改善と結びつけていかなければならない。

3.2 高分子凝集剤の毒性に関する調査

下水処理，特に汚泥の処理の分野でかなり用いられている高分子凝集剤の各種水棲生物に対する毒性について，本年度を含めて過去3年間調査を行なってきた。従来までの調査によって，調査の対象とした水棲生物の中では魚類（ヒメダカ）が最も感受性が強いとみられたので，本年度は供試生物を魚類に限り，主としてカチオン系の凝集剤の急性毒をTLm試験によって広く調査して前年度までの調査を補い，あわせて過去の調査結果をとりまとめた。

3.2.1. 試験方法

工場排水試験方法（JIS－K0102－1974）中に定められている「魚類による急性毒試験」に準じたTLm試験方法を用いた。試験濃度はあらかじめ大幅な濃度設定で行なった予備試験の結果と，前年，前々年の調査結果を参考にしてそれぞれ5段階に設定し，別に凝集剤を添加しない希釈水のみの対照区を設けた。なお，以上の試験はそれぞれの供試凝集剤，供試魚について3回繰返した。

(1) 供試凝集剤

供試凝集剤を表－6に示す。凝集剤№1，4，7は前年度までの試験でも使用したものである。なお，液状の凝集剤の濃度は，原液の重量を用いてmg/ℓで表示した。

表－6 供試凝集剤

№	組成	イオン性	外状	備考
1	ポリアクリルアミドカチオン変性物	カチオン	白色粉末	A社製
2	ポリアクリル酸アミノエステル (1)	強カチオン	〃	B 〃
3	ポリアクリル酸アミノエステル共重合体 (1)	強カチオン	〃	C 〃
4	〃 (2)	中カチオン	白色粒子	D 〃
5	〃 (3)	中カチオン	白色粉末	A 〃
6	〃 (4)	弱カチオン	白色結晶	E 〃
7	ポリアミン樹脂	強カチオン	褐色液状	A 〃
8	ポリイミン樹脂	カチオン	黄色液状	B 〃
9	キトサン (天然物)	強カチオン	白色綿状	F 〃
10	アルギン酸ソーダ (天然物)	アニオン	白色粉末	G 〃

(2) 供試魚類

(a)ヒメダカ：別途飼育されているものを入手し，活性炭で脱塩素した水道水（水温23℃）で10日間以上市販の飼料を与えて予備飼育したものを用いた。なお，供試魚の平均体重は0.15g，平均体長は19.5mmであった。

(b)マゴイ：神奈川県淡水増殖試験場でふ化した生後2～3ケ月のものを入手し，ヒメダカと同様に予備飼育した後用いた。供試魚の平均体重は7.1g，平均体長は58mmであった。

(c) ドジョウ：別途飼育されているものを入手し，ヒメダカと同様に予備飼育した後用いた。供試魚の平均体重は3.0 g，平均体重は71mmであった。

3.2.2 本年度の試験結果

各凝集剤のヒメダカによる24時間，48時間TLm値の存在範囲と平均値を表－7に，同じくコイ，ドジョウによるものを表－8，9にそれぞれ示す（以下，ヒメダカとコイに関しては，TLm平均値を代表値として扱う）。48時間TLm値を求めることを主目的として試験濃度段階の設定を行なったため，ヒメダカの場合24時間の時点では最高濃度でも50%以上の生存率を示した試験も多く，24時間TLm値を求めることができなかった凝集剤もあるが，生存率などから推察してヒメダカについて24時間TLm値と48時間値との差はあまり大きくないものと考えられる。

各凝集剤のヒメダカによる48時間TLm値を検討すると，根本的に性質の異なるアルギン酸ソーダの5000ppmを別格として，天然物であるNo 9，の凝集剤が4 ppmとやゝ高く，次にNo 7，No 8，No 6の凝集剤は1.0～2.0 ppmの値を持ち，その他については0.5～0.9 ppmの範囲にTLm値が存在する。表－7のイオン性の強さと比較すると，同じカチオン性であってもカチオン性が強いほどTLm値が低いという傾向がいくらかみられる。

表－7 各種凝集剤のヒメダカによるTLm値（ppm）

凝集剤番号	24時間 TLm値存在範囲	24時間 存在幅	24時間 平均値	48時間 TLm値存在範囲	48時間 存在幅	48時間 平均値
1	0.7～	－	－	0.5～0.9	0.4	0.7
2	0.7～1.0	0.3	0.8	0.3～0.6	0.3	0.5
3	0.6～	－	－	0.5～0.8	0.3	0.6
4	1.2	－	－	0.7～0.8	0.1	0.8
5	0.7	－	－	0.6～0.7	0.1	0.6
6	1.8～	－	－	1.3～1.8	0.5	1.6
7	1.1	－	－	0.7～1.1	0.4	1.0
8	1.2～2.2	1.0	1.7	0.7～1.9	1.1	1.3
9	4.7～5.6	0.9	5.2	2.9～5.2	2.3	3.9
10	>5000	－	－	>5000	－	－

コイの場合，No 1，4，7の3種類の凝集剤についてしか試験を行なわなかったが，24時間TLm値は，No 1とNo 4の凝集剤は1.3～1.4 ppm，No 7の凝集剤は2.7 ppmと若干差があるのに反し，48時間TLm値はいずれも1.1～1.2 ppmという結果であった。

表－8 各種凝集剤のコイによるTLm値（ppm）

凝集剤番号	24時間 TLm値存在範囲	24時間 存在幅	24時間 平均値	48時間 TLm値存在範囲	48時間 存在幅	48時間 平均値
1	0.9～1.8	0.9	1.3	0.8～1.7	0.9	1.2
4	0.9～2.0	1.1	1.4	0.7～1.7	0.9	1.2
7	2.6～2.8	0.2	2.7	1.0～1.4	0.4	1.1

ドジョウの場合，対象凝集剤はコイと同様であるが，後述のように体表から分泌する多量の粘液によってカチオン性凝集剤の毒性が弱められ，ヒメダカやコイを用いた場合に較べてTLm値は1桁ないし2桁大きい値になっている。

表－9 各種凝集剤のドジョウによるTLm値（ppm）

凝集剤番号	24時間 TLm値存在範囲	24時間 存在幅	24時間 平均値	48時間 TLm値存在範囲	48時間 存在幅	48時間 平均値
1	20～50	－	－	20～22	2	21
4	230～350	120	290	～120	－	－
7	13～22	9	19	16～18	2	17

試験開始後，供試魚に最初に認められた変化は，魚体表面，特にえらぶた付近やびれの附近に白色または透明の小さいブロック状の物質が付着したことであり，24時間以内で全供試魚が斃死したような試験区では，試験開始後3～4時間経過後がらほとんど全供試魚にこのような状態がみられた。ドジョウの場合には，ヒメダカ，コイの場合とは若干状況が異なり体表から多量の粘液を分泌するので，ブロック状物質の生成が特に著しかった。カチオン性高分子凝集剤の急性毒の原因は，アニオン性に帯電したエラや分泌粘液と凝集剤が特異的に結び付き，呼吸困難を起すためと推定されるが，死亡魚のえらがブロックで覆われていることはTLm試験終了後行なった解剖試験によって確認されている。

ドジョウの場合にTLm値が大きいのは，ドジョウの多量の分泌粘液と凝集剤とが反応した結果，直接魚体に作用した凝集剤濃度が設定濃度よりかなり低くなったためと考えられる。なお，斃死魚が出た試験区の生存魚は，行動不活発化や反応低下の症状が認められ，魚体はかなり衰弱しているようであったが，神経系などに対する阻害を示す狂奔遊泳や平衡失調等はほとんど認められなかった。

3.2.3 3ケ年の調査結果のまとめ

過去3年間にわたって各種高分子凝集剤の水棲生物に対する毒性を調査してきた。試験の対象とした生物は，魚類（ヒメダカ，コイ，ドジョウ），魚卵（ニジマスの卵），ベントス（イトミミズ），大型藻類（ハゴロモ），動物性プランクトン（ミジンコ），植物性プランクトン（クロレラ），原生動物（ゾウリムシ），細菌（一般細菌として測定されるもの），および河床附着生物群である。供試凝集剤は，上記のすべての生物について試験したものは表－6に示してあるカチオン性凝集剤のうち，ポリアクリルアミドカチオン変性物（凝集剤№1），ポリアクリル酸アミノエステル共重合体(2)（凝集剤№4），ポリアミン樹脂（凝集剤№7）の3種であり，表－6のその他の凝集剤，および先年度までの調査で試験したアニオン性，ノニオン性の高分子凝集剤およびアクリルアミドモノマーは一部の生物のみについて試験した。調査結果を要約すれば次のようである。

(1) 致死的影響

ⅰ）水棲生物に対する毒性は，凝集剤をイオン性で分類すればカチオン性のものが他に較べて強い。

ⅱ）水棲生物の種類によって毒性は非常に異なり，魚類，魚卵，イトミミズなど，高次の生物に対して毒性が強い傾向があった。ただし，魚類に関しても魚種によって毒性はかなり異なり，この調査で対象とした3種類の中ではヒメダカが最も低い濃度で致死的影響をうけた。

ⅲ）致死的影響を48時間TLm値であらわした場合，TLm値の低いものを例示すると，凝集剤№1～5のヒメダカに対する値の0.5～0.8 ppm，№6～8のヒメダカに対する値の1.0～1.6 ppm，凝集剤1，4，7のコイに対する値1.1～1.2 ppm，凝集剤№7のイトミミズ，ゾウリムシに対する0.2 ppmと2.0 ppmの中間の値などである。また，凝集剤№7は0.2 ppmの濃度でニジマスのふ化後の稚魚に致死的影響を及ぼした。

ⅳ）ヒメダカに対してはカチオン性の強いもの程毒性が強いという傾向がいくらかみられた。また，他の種の生物に対しては凝集剤№7（ポリアミン樹脂）の毒性が特に強いのが一般的であった。

ⅴ）アニオン性およびノニオン性の凝集剤に関しては，試験した製品に関する限り5 ppm 以下のTLm値になる場合はなかった。

(2) 亜致死的影響

ⅰ）№1，4，7の3種類の凝集剤を用いて，コイを供試魚として流水式の装置で13.0日間の曝露試験を行なった所，全凝集剤について0.2 ppm（48時間TLm値の1/5～1/6）以下の濃度では成長状態，血球数，骨格，内臓諸器官等のいずれにも影響は認められなかった。

ⅱ）しかし，同じく№1，4，7の3種類の凝集剤を用いて，ヒメダカを供試魚として4日間飼育試験を行なった所，№4および№7の凝集剤については48時間TLm値の1/40～1/50の0.02 ppmでえらの組織の損傷がみられた。

ⅲ）カチオン性凝集剤の作用を受けた供試魚には狂奔的遊泳や平衡失調などの行動上の異状はほとん

どみられず，負に荷電しているえらの表面へカチオン性凝集剤が附着することに伴う呼吸困難が主な毒性と推定されるが，えら組織のＡＴＰ（アデノシン三リン酸；代謝作用の強さの指標）やＴＴＣ活性（脱水素酵素活性；同様に代謝作用の強さの指標）には変化がなく，細胞内の呼吸系を直接阻害するような毒性はないものと考えられる。

Ⅳ）クロレラに関しては凝集剤№７が特に強い影響を及ぼし，0.5 ppmの濃度でＴＴＣが明らかに減少した。また，人工河川を用いて行なった附着生物に対する影響の試験においても，凝集剤№７の場合には0.2 ppmの濃度で多様性指数が減少するという結果が得られており，植物に関しでは試験をした№１，４，７の凝集剤のうち№７がとび離れて低い濃度で毒性を示した。

Ⅴ）アニオン，ノニオン性の凝集剤に関しては，試験の対象とした凝集剤に関する限りアニオン性のものの方が毒性が強く，例えば，アニオン性凝集剤はヒメダカに対して５ppmの濃度でえらに損傷を与え，イトミミズに対して２ppmの濃度で行動上の異常が観察され，また，細胞のＡＴＰ含有量に有意な変化がみられた。

(3) 安全限界濃度に関する考察

ある物質の水棲生物に対する毒性を考える場合，生物の種の相違による問題を別にすれば，一般に対象とする水棲生物の４８時間ＴＬｍ値に1／10を乗じた濃度であれば，その水棲生物に対しては安全であるという考え方が多くの場合用いられてきた。カチオン性の高分子凝集剤については，前節で述べたようにコイに対してはＴＬｍ値の1／10で安全なようであるが，ヒメダカに対しては1／40～1／50の濃度である程度の悪影響を及ぼした。その他，長期間の曝露の影響として，ニジマス48時間ＴＬｍ値が2.35 ppm のカチオン性凝集剤の４週間と１４週間のＴＬｍ値がそれぞれ0.30，0.40 ppmになるという報告[3]，ヒメダカの４８時間ＴＬｍ値 0.76 ppm の凝集剤の 0.2～0.5 ppmの濃度で呼吸阻害が認められたという報告[4]がある。また，アニオン性，ノニオン性の凝集剤に関しても，メジナの４８時間ＴＬｍ値８４０ ppmのアニオン性凝集剤について，ＴＬｍ値の1／10と1／100の濃度で異常な酸素消費量を示すという報告[5]，同じ凝集剤でＴＬｍ値の1／100の濃度で１０日間飼育したヒメダカに摂飼量の異状が認められたという報告[5]があり，更に，キンギョまたはコイを供試生物とした４週間の飼育試験によって，４８時間ＴＬｍ値２５０ ppm のアニオン性凝集剤，９６時間ＴＬｍ値３５０ ppm のアニオン性凝集剤，９６時間ＴＬｍ４２０ ppmのノニオン性凝集剤の影響限界濃度がそれぞれ８，３～９，９～２０ ppm であったという報告[4][6]もある。

以上よりすれば，水棲生物に影響を及ぼす下限の濃度または安全限界濃度は，４８時間ＴＬｍ値の1／100 程度とするのが妥当である。

高分子凝集剤の毒性は前述のように対象とする生物の種によって異なり，一般的には高次の生物ほど強い影響を受ける傾向があった。このため，魚類を対象としたＴＬｍ値を基準にして毒性の強さを判断してもよいものと考えられる。本調査においては，ヒメダカ，コイ，ドジョウの３種の魚類を供試魚としたが，この中ではＴＬｍ値が最い低いヒメダカについての値を基準とするのが適当であろう。コイを対象として求めたＴＬｍ値はヒメダカを供試魚とした時の値に比較的近く，ドジョウの場合は体表の粘液が毒性を弱める（カチオン性の凝集剤について）働きをし，更に，別途行なったニジマス卵のふ化およびふ化後の稚魚についてはより低いＴＬｍ値も測定されているので，ヒメダカを対象と

したTLm値を基準としても，過度に安全側の値にはならないものと思われる。

なお，海水中ではカチオン性凝集剤の毒性は極めて低くなるという報告[7]があるので，対象水域によって安全限界濃度を変えることも検討する必要があろう。

参考文献

1) 杉木昭典，「水質汚泥，現象と防止対策」，技報堂　昭和49年発行

2) 建設省内部資料

3) Biesinger, K.E. et al, "Comparative Toxicity of Polyelectrolytes to Selected Aquatic Animals", Jour. WPCF, Vol. 48 (1)

4) 田端建二，「魚類に及ぼすポリアクリルアミドの亜急性毒性について Ⅱ」，第13回日本水処理生物学会口頭発表

5) 田端建二，「同上　Ⅰ」，第12回同上学会口頭発表

6) 田端建二，「水産生物に及ぼす高分子凝集剤の毒性について」，埋立と浚渫　No 69

7) 田端建二，「ヒメダカによるTLm試験法に関する研究 Ⅱ」，第9回日本水処理生物学会口頭発表

15. 下水道への工場廃水の受入れに伴う処理水の着色への影響と脱色に関する調査

水質研究室　室長　村上　健
板倉公子

1. 目的および必要性

水の清浄さ，または汚なさの程度は，本質的には水に含まれている個々の汚濁物質の量によって規定すべきではあるが，一方，人が水の清浄さを判断する場合には，水の色，濁り，臭気，泡立ちなど個々の成分によっては必ずしも規定できない感覚的な要因が大きく影響する。中でも水の色に関しては，現在は環境基準，排水基準，あるいは除害施設設置基準のいずれにおいても，直接的，間接的を問わず実質的な規制は殆んど行なわれていないが，下水道の分野においても，染色工場廃水その他の着色廃水を多量に受入れている下水処理場では，処理水に色が残存し，放流先水域に不快な外観を与えている事例もいくつかみられる。このため，水の着色の評価方法の検討や，着色廃水を一旦公共の下水道へ受入れた後に脱色処理する場合と除害施設によって処理する場合のそれぞれについて技術的経済的な観点からの検討を行なう必要があり，昭和５１年度より調査を開始した。

2. 昭和５２年度までの調査成果

昭和５１年度においては，水の着色の測定方法について検討し，浮遊物質による色の評価には若干問題が残っているが，純水との色差によって着色の強さを表示するのが現段階では適当であるとし，これを着色度と呼ぶこととした。また，種々の染料を含む実際の染色工場廃水を家庭下水に対して１～１６％の範囲で混合して調整した下水を用いて，活性汚泥処理による脱色の実験，および２次処理に存存する着色の物理化学処理による脱色の実験を行なった。実験の対象とした染色工場廃水は，染料の種別としては反応染料を比較的多く含むものであったが，活性汚泥処理によっては溶解性物質による着色は殆んど除去されず，むしろ強まる傾向があること，しかし，２次処理水中に残存する着色はオゾン処理または活性炭吸着によってよく除去できることがわかった。

昭和５２年度においては，染料の種別ごとに家庭下水と混合した場合の同様な実験と，染色工場廃水を直接物理化学処理する実験を一部行なった。家庭下水との混合下水（染色廃水の混入率１０％）の処理実験を行なった染料の種類は硫化，分散，反応，塩基性の各染料であるが，先年度の結果と同様に活性汚泥処理によってある程度除去できるのは非溶解性の着色成分のみであって，溶解性の着色は殆んど除去されないという結果が得られた。しかし，染料による違いもかなりみられ，疎水性染料である硫化，分散染料の全着色度の除去は比較的よいが，親水性染料である分散染料については悪かった。また，硫化染料については，溶解性に分類される成分による着色も５０％程度除去された。２次処理水に残存する着色の３次処理による除去に関しても，先年度の結果と同様にオゾン酸化，活性

炭吸着によって全般的にはよく除去できるという結果であったが，染料の種類によって若干除去効率が異なった。例えば，反応染料廃水を含む下水の２次処理水中に残存する着色は，他の染料の場合と比較すると活性炭吸着によってはよく除去されるが，オゾン酸化では除去し難かった。

一方，染色工場廃水と直接物理化学処理によって脱色する実験は建染，ナフトール，分散，反応の各染料をそれぞれ含む廃水について行なった。疎水性染料である前の３つの染料を含む廃水については凝集沈殿が有効であったが，９０％程度の除去率を得るためには大量の薬品添加が必要であった。また，分散染料の場合には良好な凝集沈殿を行なっても処理水に強い着色が残存し，その除去はオゾン酸化，活性炭吸着によっても困難であった。親水性染料である反応染料の場合は，オゾン酸化，活性炭吸着によってある程度の除去は可能であるが，実際的ではないと考えられた。

3. 昭和５３年度の調査成果

3.1 染色工場廃水混入下水の活性汚泥による処理実験

3.1.1 実験方法および実験条件

本年度の実験の対象とした廃水は，親水性の酸性，直接の各染料，疎水性の建染，ナフトールの各染料，および顔料をそれぞれ単独に含む染色工場廃水と，汚泥消化槽の脱離液である。染色工場廃水は原則として実際の染色工程からの廃水を用いることとし，各廃水とも比較的濃度が高いと思われる時間帯に実際の工場で採取した。ただし，顔料廃水は顔料のみを用いている工程廃水の採取が不可能だったため，実際に使用されている調合顔料を工業用水で２００倍に希釈したものを原廃水とした。また，消化槽脱離液としては，浜松市中部浄化センターの脱離液を用いた。これらの廃水の着色度を表－１に示す。表において，着色度（S）とは溶解性物質による着色度，着色度（T）とは浮遊物質による着色を含めた全着色度であり，着色度（S）の添字は測定に使用したセルの長さ（ｍｍ）である。着色度（T）の測定に用いたセルは１０ｍｍ長のものである。着色度の定義および測定方法の詳細は昭和５１年度の報告書に示してある。

表－１　染色工場廃水などの原廃水の着色度

	着色度 (S)100	着色度 (S)10	着色度 (T)	着色度(S)10 / 着色度(T)
酸性染料	1100 (851~1332)	285 (127~ 928)	435 (311~1082)	69.1 % (368~1000)
直接染料	1054 (991~1099)	563 (220~ 833)	62.0 (252~ 849)	90.0 % (865~ 981)
建染染料	566 (267~ 916)	94 (34~ 195)	120 (47~ 262)	71.1 % (249~ 955)
ナフトール染料	685 (352~1042)	106 (39~ 189)	188 (125~ 247)	52.8 % (312 ~80.0)
顔料	871 (726~ 954)	341 (114~ 798)	580 (406~ 943)	53.2 % (215~ 84.6)
脱離液	357 (277~ 470)	40 (29~ 55)	1145 (1106~1160)	35 % (25~ 48)

注：上段は平均値，下段カッコ内は範囲を示す。　表－２，表－３，表－５も同様。

表－２　遠州浜浄化センター流入下水（家庭下水）の水質

濁度（度）	ＳＳ (mg/l)	COD (mg/l)	着色度(S)100	着色度(S)10	着色度(T)	着色度(S)10 / 着色度(T)
143.2 (33.0~382.0)	107.0 (23.3~417.7)	57.3 (23.4~90.7)	15.3 (5.5~27.1)	1.3 (0.4~4.6)	2.3 (0.4~4.6)	63.5 % (18.6~100)

混合下水を作成するために用いた家庭下水は，浜松市遠州浜浄化センターの流入下水であり，表－２にその水質を示す。この処理場は処理人口約１万人の家庭下水のみを処理している小規模下水処理場である。

活性汚泥の処理実験は表－２の家庭下水に表－１の各染料廃水をそれぞれ１０％（ただし，脱離液は０.５％）添加したものを原水として行なった。それぞれの供給原水の水質を表－３に示す。なお，染色工場廃水および家庭下水は概ね毎日採水し，前日あるいは当日採取した試料を用いて供給原水を

調整した。また，染色工場廃水などの原水のｐＨが著しく酸性またはアルカリ性の場合には，ｐＨ調整した後に供給原水を作成した。

活性汚泥の運転条件は表－４に示すようであるが，種汚泥としては家庭下水のみを処理している浜松市浄化センターの活性汚泥を用いた。このため，実験期間の２８日のうち，前半の１４日間は馴致期間とした。

表－３　活性汚泥処理実験供給原水水質

実験ケース名＼水質	濁度（度）	浮遊物質（mg/ℓ）	ＣＯＤ（mg/ℓ）	着色度(S) 100	着色度(T)
酸性染料廃水10%	114.2 (50.8~185)	98.4 (64.0~133)	47.1 (38.6~59.4)	26.8 (14.9~52.4)	7.6 (3.3~23.6)
直接染料廃水10%	66.1 (36.5~168)	93.4 (59.0~147)	43.5 (33.7~68.3)	54.0 (21.4~87.3)	10.4 (3.1~16.4)
建染染料廃水10%	161.5 (46.5~368)	99.1 (77.0~142)	62.4 (49.5~89.1)	17.4 (9.0~24.2)	2.9 (1.2~ 4.1)
ナフトール染料廃水10%	108.3 (45.0~187)	102.3 (36.0~157)	64.9 (40.8~125)	16.0 (11.7~20.2)	3.0 (2.1~ 4.6)
顔料廃水10%	176.9 (10.5 ~300)	104.9 (54.0~138)	55.7 (39.2~87.4)	42.3 (15.7~93.5)	12.1 (4.9~28.7)
消化槽脱離液0.5%	164.4 (12.7 ~189)	233.6 (10.8 ~340)	66.5 (57.6~75.3)	13.7 (9.1~16.2)	10.9 (1.5~13.0)

表－４　実験条件

処理水量	55ml／min
最初沈澱池沈殿時間	約12hr
エアレーション時間	約5.5hr
最終沈澱池沈殿時間	約2.3hr
エアレーションタンク内温度	20℃
エアレーション方式	標準活性汚泥法
実験期間	28日間(前半の14日間は馴致時間)

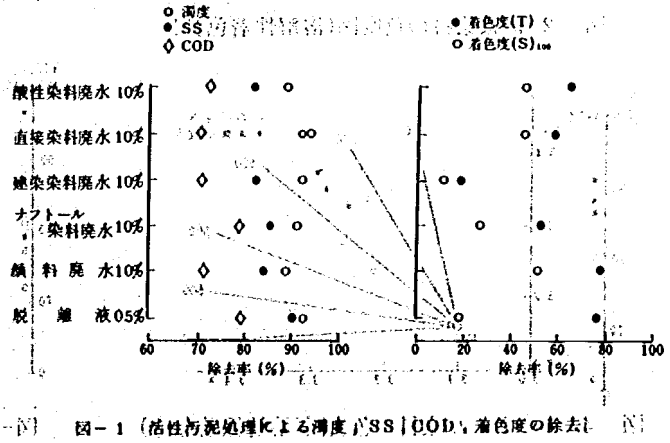
原水，処理水，およびエアレーションタンク内の水質は毎日１回測定した。ただしＭＬＳＳは１ケース当り３～４回の測定である。各実験ケースの活性汚泥の性状を表－５に示す。ただし，表に示したＢＯＤ負荷は直接測定したものではなく，原水のＢＯＤ／ＣＯＤ比を経験的に２とし，最初沈澱池のＢＯＤ除去率を３０％と仮定して定めた概略値である。

表－５　活性汚泥の性状

実験ケース名＼項目	pH	ＤＯ (mg/ℓ)	ＳＶ (%)	MLSS (mg/ℓ)	SVI (%)	BOD負荷 (kg/SS-kg/H)
酸性染料廃水10%	6.4 (5.7~7.0)	1.2 (0.3~2.5)	22.9 (15.0~39.0)	1370 (964~1760)	161 (136~193)	0.21
直接染料廃水10%	6.8 (6.3~7.2)	2.4 (0.5~4.7)	19.4 (10.0~31.0)	1530 (1020~1730)	124 (116~137)	0.15
建染染料廃水10%	7.1 (6.5~8.3)	2.5 (1.1~4.5)	17.7 (7.0~26.0)	1525 (1260~2070)	117 (97~127)	0.23
ナフトール染料廃水10%	6.5 (5.7~7.0)	1.2 (0.3~5.7)	26.0 (21.0~36.0)	1950 (1460~2280)	153 (144~158)	0.22
顔料廃水10%	7.3 (7.1~7.7)	2.3 (1.0~4.6)	29.5 (11.0~44.0)	2160 (1440~2550)	131 (111~149)	0.15
消化槽脱離液0.5%	6.5 (5.4~7.2)	0.9 (0.4~1.6)	20.9 (12.0~41.0)	2000 (1750~2390)	122 (102~171)	0.20

3.1.2 実験結果

濁度，ＳＳ，ＣＯＤ，および着色度の除去率を図－１に示す。濁度の除去率はどの実験ケースについても９０％前後となっているが，ＳＳの除去に関しては直接染料と脱離液の実験ケースでは家庭下水単独の場合の除去率（５１年度実験結果）と同等な値になったのに対し，他のケースでは１０％程度低い値となった。また，ＣＯＤ除去率については，ナフトール染料と脱離液の実験ケースでは８０％程度の除去率が得られ，家庭下水単独の場合と同等であったが，他のケースでは同様

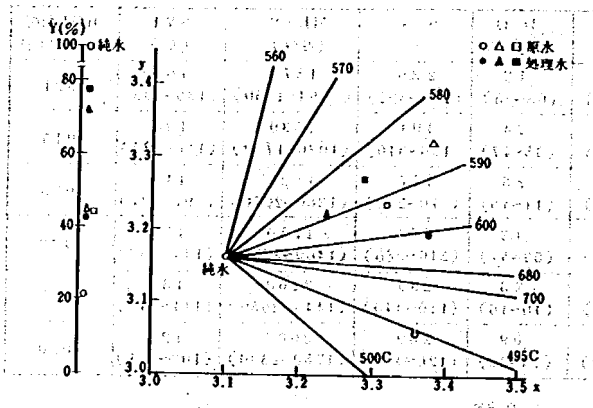


図－１（活性汚泥処理による濁度，ＳＳ，ＣＯＤ，着色度の除去）

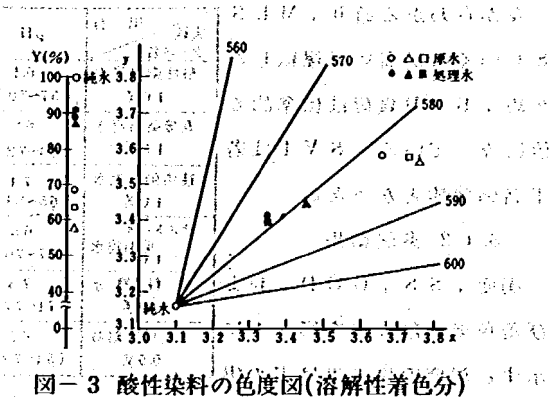
に約１０％程度低い値となった。しかし，前年度実施した反応染料，硫化染料などについての実験ケースでは６５％程度の除去率であったので，これらに較べるといくらか除去率は高い。この理由の1つとしては，今年度の実験では先年度の各実験ケースに較べてＭＬＳＳを多少高くし，ＢＯＤ負荷を小さくしたことがあげられよう。いずれにしても，ナフトール染料廃水の実験ケースのように若干の例外はあるが，染色工場廃水が１０％程度混入するとＣＯＤ除去率はいくらか低下するといえよう。

着色度の除去に関しては，溶解性物質による着色を表わす着色度$(S)_{100}$の除去率は，親水性染料に分類されている直接，酸性染料の実験ケースでは約５０％，疎水性染料に分類されている建染染料，ナフトール染料の実験ケースではそれぞれ１０，２５％程度の低い値であった。また，顔料の場合には５０％程度，脱離液の場合には２０％程度であった。一方，浮遊物質による着色をも含めた指標である着色度(T)の除去率は脱離液の場合を除くいずれの実験ケースにおいても，着色度$(S)_{100}$の除去率より１０～２０％高い値であった。脱離液の場合は，表－1に示すように浮遊物質による着色が主であるため，着色度(T)の除去率が相対的に大きくなったものと考えられる。

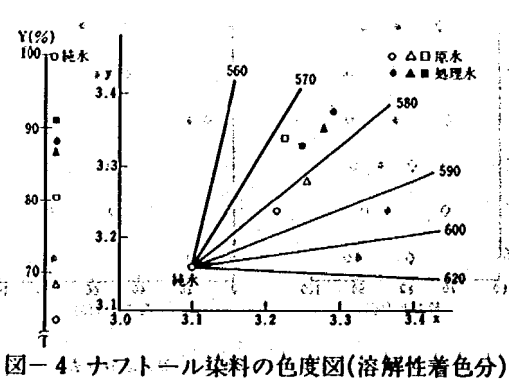
本年度の実験結果の最も大きな特徴は，疎水性染料に分類される建染染料およびナストール染料の場合の着色度(T)の除去率が低く，親水性の酸性，直接染料場合よりも小さな値になっていることである。この理由の1つは，建染染料は実際に使用される場合は苛性ソーダとハイドロサルファイトで還元溶解された状態にあること，また，ナフトール染料の場合には下漬剤（カップリング成分）と顕色剤（ジアゾ成分）とを繊維上でカップリングさせて不溶化することによって染着させる染料である



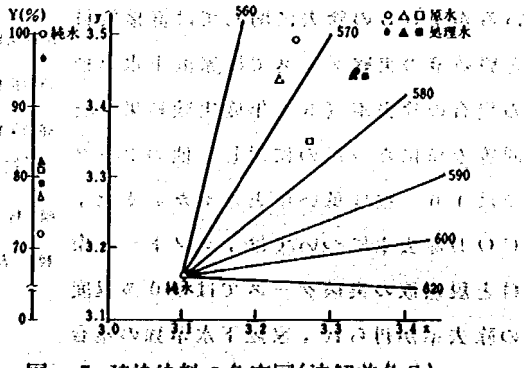
図－２ 直接染料の色度図(溶解性着色分)



図－３ 酸性染料の色度図(溶解性着色分)



図－４ ナフトール染料の色度図(溶解性着色分)



図－５ 建染染料の色度図(溶解着色分)

ため，廃水中に含まれて排出されるのは溶解性の未カップリング成分による着色が多いことがあげられよう。実際，表－1に示されているように，疎水性に分類されるこれらの染料の場合でも着色度 $(S)_{10}$ と着色度 (T) との比は５０％を越えている。しかし，溶解性成分による着色の比率は上記のような状態であっても親水性染料の方が大きいのでこれのみが原因ではなく，活性汚泥処理の間での着色成分の変化が関係しているものと考えられる。図－２～５は各実験ケースにおける供給原水と処理水の溶解性成分による着色を色度座標上でみたものであるが，酸性染料と直接染料の実験ケースでは明度 (Y) が増加し，刺激純度（座標軸上での純水の点までの距離で，色の強さを表わす）は減少して明らかに脱色されていることがわかるが，建染染料とナフトール染料の場合には刺激純度は処理水の方が大きくなっており，活性汚泥処理によって（恐らくは酸化によって）色が強められていることを示している。供給原水には家庭下水が９０％含まれており，家庭下水のみの場合の着色度 $(S)_{100}$ 除去率は３０％程度（昭和５１年度報告書参照）あることを考慮すれば，色がかなり強められるものと考えられる。

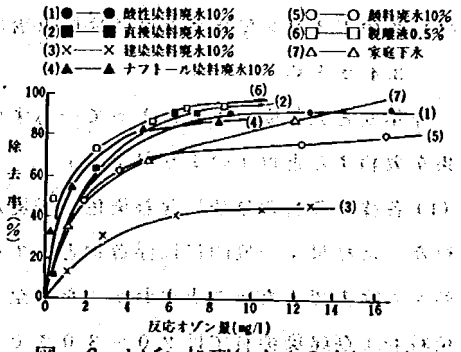
3.2 ２次処理水中に残存する着色の除去

3.2.1 実験方法等

前述の活性汚泥処理で得られた２次処理水を原水として，オゾン酸化および活性炭吸着による脱色処理の実験を行なった。オゾン処理の実験は，最大オゾン発生量 0.9 g／時間の小型オゾン発生機を用いて回分式で行ない，また，活性炭吸着による脱色は等温吸着実験によって行なった。供試活性炭は種々の染料が混合した廃水を用いた実験（５１年度に実施）で，結果が最もよかった活性炭Ｈ，比較的よかった活性炭Ｅ，最も劣っていた活性炭Ｄの３種の活性炭である。試験方法は昭和５１年度の実験と同様であり，詳細については同年度の報告を参照されたい。

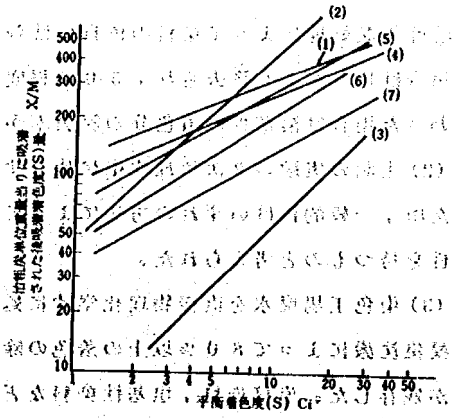
3.2.2 実験結果の要約

２次処理水をオゾン処理した場合の反応オゾン量と着色度 $(S)_{100}$ の除去率を図－６に示す。図－６には参考のため家庭下水単独の場合の結果も示してあるが，建染染料廃水の実験ケースを除くと，いずれの場合も家庭下水と同等あるいはそれ以上の効率で着色の除去ができている。オゾン処理実験に用いた原水の着色度 $(S)_{100}$ は実験ケースによって若干異なるが，概ね１０～２０の範囲であり，９０％程度の除去を行なえば不快感を与えない程度（この限界値は２５～５１年度の報告書を参照）にすることができる。



図－６ オゾン処理による２次処理水の着色度 $(S)_{100}$ の除去

活性炭処理実験結果の一例として活性炭Ｈについての等温吸着実験結果を図－７に示す。図中の凡例（番号）は図－６と同じであるが，オゾン処理の場合と同様に建染染料の実験ケースでは家庭下水単独のケースより吸着量が小さく，他



図－７ 活性炭Ｈによる等温吸着線

の実験ケースでは家庭下水より吸着量が大きかった。このような差が生じる原因は明らかではないが，建染染料の単分子の大きさは他の染料に較べていくらか大きく，他方，活性炭Ⅱは比較的小さな細孔が多い種類であることが関係している可能性がある。また，オゾンに対する反応性にも分子の大きさが関係している可能性がある。

3.3 染色工場廃水の物理化学的処理による脱色

染色工場廃水を公共下水道に受入れる前に除害施設によって脱色することを想定して，先年度に引続き染色工場廃水を直接，凝集沈澱，オゾン酸化，活性炭吸着などによって脱色処理する実験を行なった。実験の対象とした試料は浜松市内の染色工場において採取したもので，直接，塩基性，酸性，硫化の各染料をそれぞれ単独に含む廃水である。実験結果を要約すると次の通りである。

凝集沈澱処理はある程度有効で，最適の凝集剤その他の条件は異なるが直接染料，酸性染料，硫化染料の各廃水では８０％程度の除去は可能であった。塩基性染料廃水の場合は最適の条件で６０％程度の除去率であった。ただし，８０％程度の除去をしても一般には強い着色が残存する。

オゾン処理は廃水の水質性状により脱色効果が非常に変動し，オゾン単独による処理は実際的ではないと考えられた。ただし，酸性染料廃水はＣＯＤも低いことから，１～１５ mg/ℓ で６０％以上の除去率が得られた。また，活性炭処理も塩基性染料のある種のもののように比較的吸着されやすいものもあったが，活性炭単独で処理するのは同様に実際的ではないと考えられた。

家庭下水程度の着色にまで脱色するのは上記の各プロセスのいずれを用いても単独では無理であり，凝集沈澱とオゾン酸化または活性炭吸着のような併用処理をしてようやく可能となる場合がある。

3.4 まとめ

今年度と先年度の実験によって一応すべての種類の染料についての検討ができたので，中間的に結果を要約すると以下のようである。

(1) 各種の染料の単独に含む染色工場廃水１０％と家庭下水９０％とを混合した活性汚泥処理実験を行なった結果，一般的には浮遊物として存在する着色分はよく除去できるが，溶解性分による着色は殆んど除去できないことがわかった。全着色分の除去率は概ね５０～７０％の範囲であったが，反応染料および建染染料では２０～３０％であり，疎水性染料，親水性染料という分類には必ずしも対応しなかった。また，溶解性の着色分の除去率は極めて低く，大部分の染料の場合は２０％以下であり，活性汚泥処理によって染料の色自体はむしろ強まるものもあった。しかし，硫化，直接，酸性染料の場合は比較的よく除去され，５０％程度の除去率が得られた。なお，生し尿または消化槽脱離液が加わった場合は溶解性の着色分の除去率が低下することが注目された。

(2) 上記の実験の２次処理水中に残存する着色をオゾンまたは活性炭によって脱色する試験を行なった所，一般的にはいずれの方法によっても容易に脱色することがわかり，特にオゾン処理は十分実用性を持つものと考えられた。

(3) 染色工場廃水を直接物理化学的に処理する実験によれば，反応染料および塩基性染料を除けば，凝集沈澱によって８０％以上の着色の除去が可能であったが，この程度の除去では処理水に強い着色が残存した。直接染料，塩基性染料などの場合には，凝集沈澱処理水中の残存着色をオゾンまたは活性炭処理で良く除去できた。オゾン，活性炭処理は，単独では効果的な処理とは考えられなかった。

Ⅳ　河川事業調査費による研究

1. 河川水質分析精度の評価に関する調査

水質研究室　室　長　村上　健
研究員　長谷川清
小森行也
尚田隆史

1. はじめに

技術管理業務連絡会水質部会では省内で実施している水質分析の精度把握と精度の向上，および外注した時のデータのクロスチェック基準となる標準的分析誤差を求める目的で，51年度より水質共同分析を実施してきた。この調査に参加しているのは各地建技術事務所，北海道開発庁土木試験所，建設省土木研究所の計10機関である。53年度の調査項目としてヒ素，シアン，六価クロムを実施した。

本文はヒ素など有害物質の共同分析結果と52年度に実施して精度上問題があった窒素，リン，SSの項目についての追加実験結果について検討した結果である。

2. 栄養塩類の分析精度向上のための検討実験

2.1 分析項目と検討方法

分析精度が比較的悪く，しかも今後その測定頻度が増すであろうと思われるNH_4-N，O_{RG}-N，T-P，SSの4項目について，従来の実施要領で決めた分析操作中，不備な面を改正し，昭和53年11月29日より再度実施した。分析操作での主な改正点について述べると，NH_4-Nでは蒸留を完全に行なうために留出速度を6～10ml/minを厳守すること。O_{RG}-Nでは酸化加熱分解を完全に行なうため，予備調査の結果より白煙が出始めてから少なくとも40分以上加熱を継続すること。総リンの分解操作も同様の理由で，試料が10mlになるまで加熱処理し，要した消費時間も記録することにした。SS分析については試料分取が均一に行なわれることが重要なので，分取後の残留液中のSS成分も測定することにし

表1　試料作成のための河川水質(mg/l)

項目		水温 ℃	気温 ℃	pH	DO	BOD	COD	SS	大腸菌群数	濁度	Cl	導電率	TN	TP	備考
A試料	53.10.25	17.0	21.1	7.3	9.2	0.7	1.6	3.0	3.3×10^4	2	6.2	73	1.4	0.03	TNT-Pは9/27採水のデータ
	53.11.24	10.6	13.5	7.3	10.4	—	2.0	—	—	—	—	69	—	—	
	53.11.27	10.5	12.0	7.3	10.3	—	1.8	—	—	5	14.2	75	—	—	
B試料	53.11. 8	20.7	19.1	6.7	6.5	7.5	19.2	3.0	3.3×10^3	8	12.3	762	3.7	0.95	
	53.11.27	11.1	12.9	10.2	10.2	—	7.3	—	—	42	23.5	160	—	—	

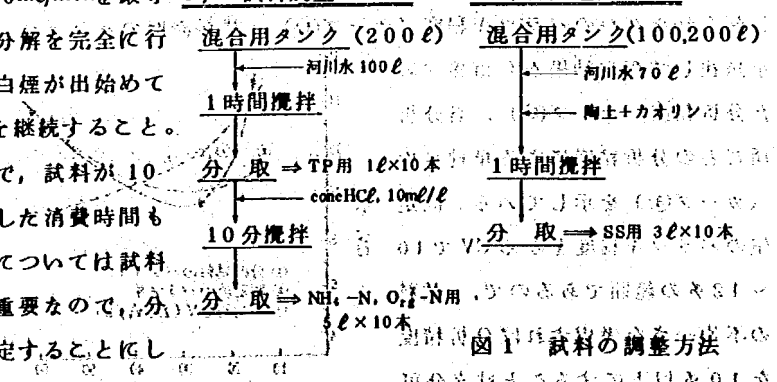


図1　試料の調整方法

た。試料は低濃度用(N，P，SS)と高濃度用(N，P)の二種類を作成するために木曽川の起地点（A試料）と庄内川水分橋地点（B地点）で採水した。これらの河川水質結果を表1に示す。

試料の分取を均一にさせ，保存の点を考慮して図1のような調整方法を採用した。

2.2　栄養塩類の分析結果について

試料濃度は前回(52年度)と異なり低濃度となったが，図2の結果のとおり精度は約2倍に向上した。しかし，NH_4-Nの測定に用いたインドフェノール法の検出範囲は通常0.1～1mg/ℓで，中央値0.5mg/ℓに相当する濃度でもCVで27%にもなり，検討の余地を残している。特に，各分析所のブランク値が0.003～0.08と大きくバラついていることから使用している試薬の違い，室内汚染の違いなども影響していると考えられる。Org-Nの精度は前回に比べかなり向上し，濃度が0.9mg/ℓ以上であればCVを10%以下にすることができる。ただブランク値が平均0.19 (0.06～0.29)mg/ℓと高く，アルカリ性蒸留に用いるNaOH試薬中の窒素化合物含有量が多いので，使用量を一定にするか，含有量の少ないものを選ぶ必要がある。T-Pの分析精度は図3に示すようにかなりの精度向上がみられた。特に，測定時に用いるセルの巾を10mmから50mmにすればCVを10%以下にすることができた。この結果から，試料の加熱分解を充分に行なうとともに，ろ過の際に使用するろ紙も他の器具類と同様，塩酸で洗浄し検水以外から持込まれるコンタミを極力防ぐことが必要である。

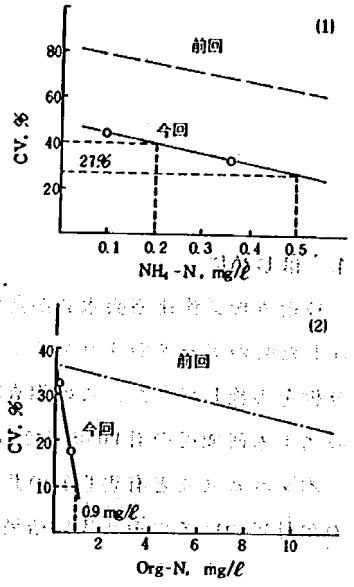


図2　窒素の分析精度

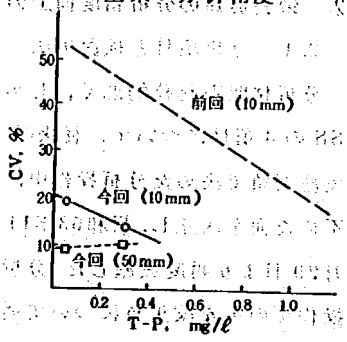
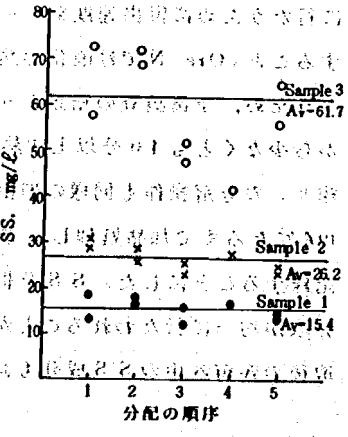


図3　総リンの分析精度

ＳＳの分析精度を調べるため，各分析所に送る試料が同一であることが前提であり，図1のような分取をした結果，図4のように試料1と2はかなり均一になった。しかし，高濃度の試料3はバラツキが大きく分析結果を一律に比較することは出来ない結果となった。

各分析所内の分析精度は試料容器を転倒10回したのち検水を取ることにしたので精度はCVで10%前後となった。図5は各分析所に配られた試料のバラツキ程度（カーブ①），試料濃度のバラツキを無視して測定結果から直接求めた分析精度（カーブ②），各分析所ごとの分析精度による単純平均（カーブ③）を示している。測定値のバラツキ程度をみるCVで10～12%の範囲であるので，試料の不均一さを考慮すれば分析精度を10%以下にすることは充分可能である。



図－4　SS試料の分配効果

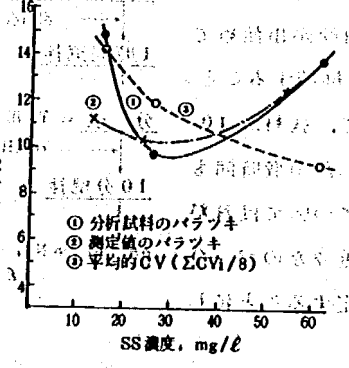


図5　SS試料の分析精度

3. 有害物質の分析精度

3.1 測定方法と保存処理についての検討

水質部会では53年度の分析項目として，環境基準値が定められている砒素（As），シアン（CN），六価クロム（Cr^{6+}）の有害物質について実施することを決めた。測定方法は公害対策基本法第9条の"公共用水域の水質測定方法"に準拠することにした。しかし，シアンの公定法であるチオシアン第二水銀法の感度が低すぎるため，JIS K 0102のピリジン・ピラゾロン法を採用することにした。これらの測定法の細部と保存処理の効果について検討した結果を述べることにする。

① シアン（CN）：CNおよびCNを含む化合物にはHCN，NaCNなどの遊離型CNと，$K_4Fe(CN)_6$，$K_3Fe(CN)_6$などの安定な錯塩型CNとがある。共同分析ではpH2以下で発生する全シアンとした。測定操作上で注意する点は次のとおりである。

イ），試料の保存は図6のようにpH12以上にしないと充分ではないので，保存処理後pHをpH試験紙等で確認すること。

ロ），Cu，Fe，Hgなど錯塩型CNを解離させるためにはpH2以下とすることが必要であり，留出速度も図7のように3mℓ/min以下とすることが必要であるので2～3mℓ/minと決めた。

ハ），発色はpH5～8の間ではほとんど一定であるので，リン酸緩衝液を加えればpH6～7となり安全である。又，反応温度を一定にすることが大事である。

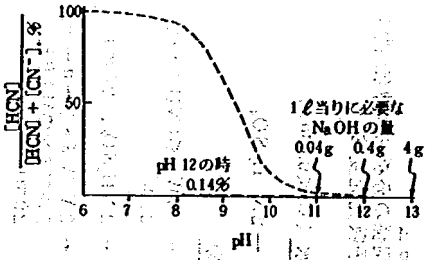


図6 シアンの解離とpHの関係

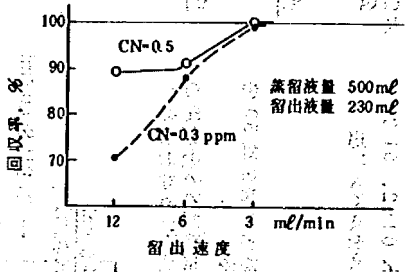


図7 回収率に及ぼす留出速度の影響

図8は河川水に遊離型のKCNを0.2および0.5mg/ℓとなるように調整して，その保存性を調べたものであるが，両試料とも二日目ですでに20～25%が回収できなくなっているので，共同分析に用いるCN用の試薬は安定は錯塩型であるフェロシアン化カリウム[$K_4Fe(CN)_6$]を用いることにした。

② 六価クロム（Cr^{6+}）：図9はCr^{6+}として0.1mg/ℓとなるよう河川水に重クロム酸カリウム[$K_2Cr_2O_7$]を溶かし，硫酸（1＋1）を添加した後ジフェニルカルバジド溶液を添加するまでの時間とその時の測定値を調べた結果である。時間を長くするとCr^{6+}が水中の有機物によって還元され検出されないCr^{3+}となる。このため時間を長くすると有機物量に比例して減少するので可能な限り時間を短かくすることから2分とする。

③ ヒ素（As）：ヒ素の測定原理は水中にヒ素を水酸化第2鉄と共沈させた後，塩酸でヒ酸（H_3AsO_4）として溶解させ，KIと$SnCl_2$で還元して亜ヒ酸（H_3AsO_3）とし，亜鉛でヒ化水素（AsH_3）まで還元してピリジン溶液中で発色させるものである。この測定で大事なの

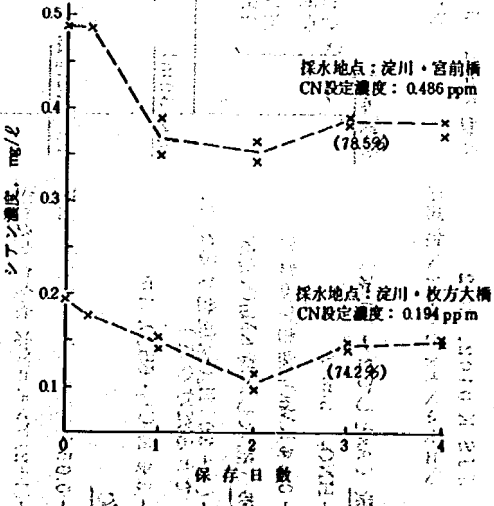


図8 河川水にKCNを添加した時のCNの経日変化

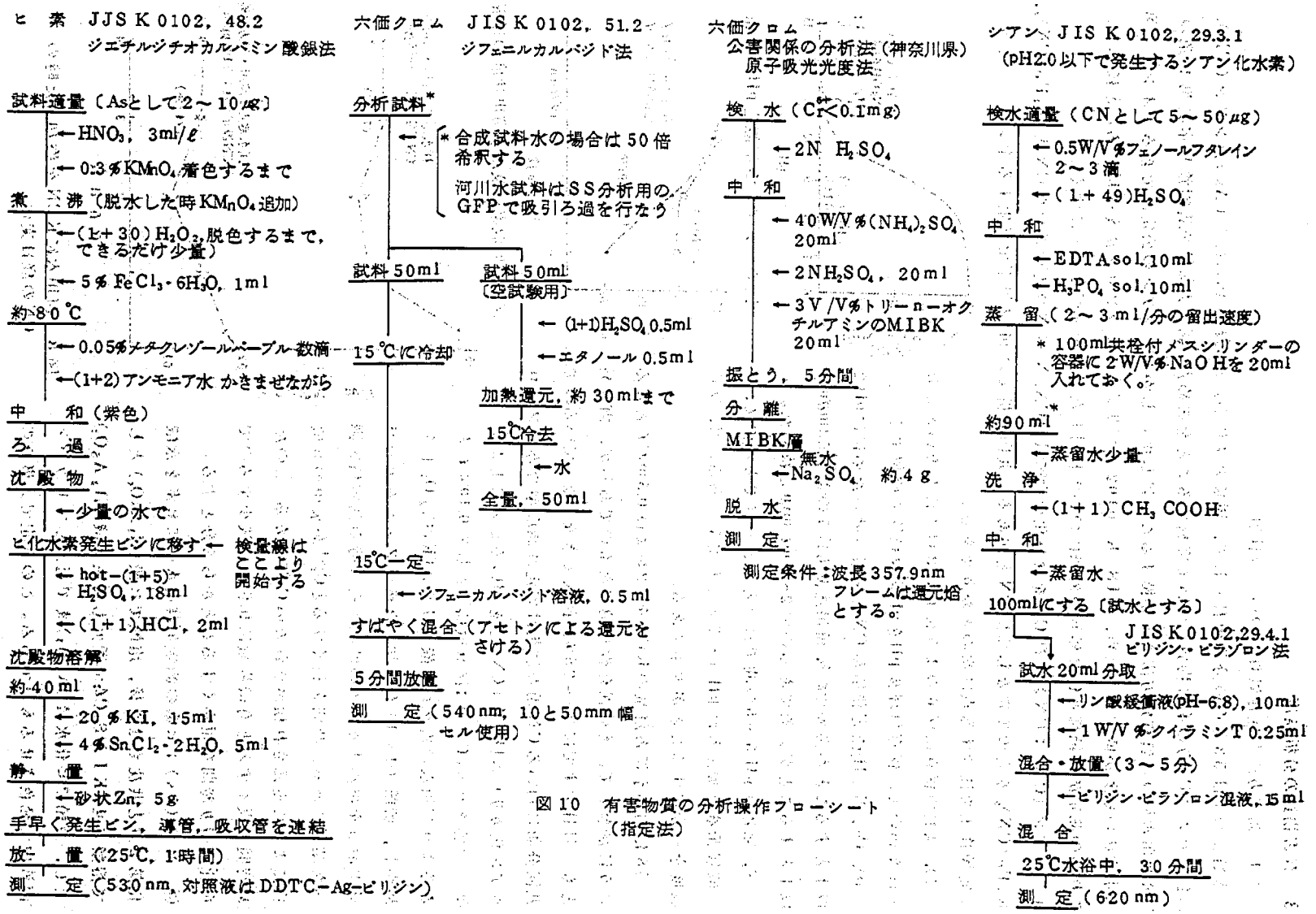


図10　有害物質の分析操作フローシート（指定法）

は，水中からヒ素を回収させる共沈操作である。このため，ヒ素をAs^Vまで充分に酸化させ，反応時のpHも9～10でゆっくりと共沈させることが大切である。

公定法に以上の検討結果を加味して図10に示すような分析操作フローを決め共同分析の指定法とした。

3.2　有害物質の分析精度

3.2.1　六価クロムの分析精度

六価クロムの比色法と原子吸光法とによる測定結果から分析精度を算出すると，図11に示すような結果となった。この結果，比色法は原子吸光法よりも精度のよい方法であることがわかった。また，定量下限値を検討するため，比色法で通常用いている10mmセル以外に50mm巾セルを使用した。同図より，50mmセルを使用すると六価クロムの濃度が0.02mg/ℓ程度の低濃度でもCVで3～4%改善され精度を10%以内にすることができる。回収率についても10mmセルの96.5%に対し，50mmでは101%と改善した。

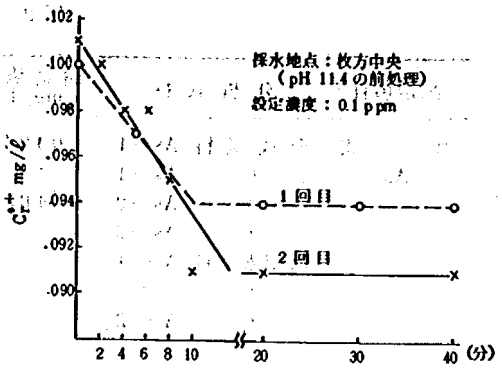


図9　酸性にしてから発色試薬添加までの時間と測定値

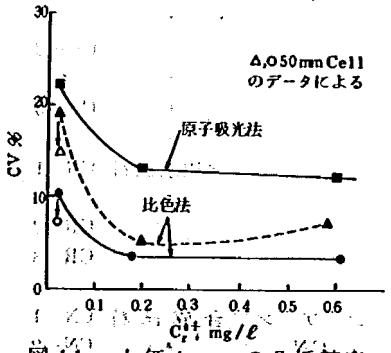


図11　六価クロムの分析精度

3.2.2　ヒ素の分析精度

ヒ素の分析操作は比較的複雑でかなり熟練度を必要とする。合成および河川水試料に対する分析精度は図12のようになり，ヒ素の濃度が0.04mg/ℓ以下の低濃度では分析方法，試料の違いにかかわらずCVは10%以上となった。分析方法の比較では比色法の方が精度は良いが回収率の面では原子吸光法の方が高くなった。両方法とも，充分な注意をして測定すれば，ヒ素の濃度が0.05mg/ℓ程度なら精度を10%以下にすることは可能である。

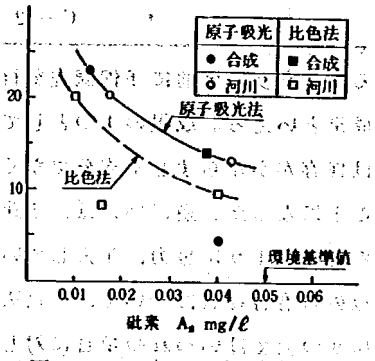


図12　ヒ素の分析精度

3.2.3　シアンの分析精度

シアンの分析精度を合成試料でみると，CN－1（μ=0.032mg/ℓ）とCN（0.06mg/ℓ）とも約17%程度であり，比較的精度の悪い結果となった。河川水試料においては低濃度側で15%，高濃度側で32%となり，低濃度側の方が良いという結果となった。回収率を合成試料でみると90～95%を比較的良い結果となったが，別途，回収率の調査をしたところ平均で88.7%，バラツキはCV=10.3%となり，回収率に関係する蒸留操作が大きく影響している。

以上3項目の有害物質について調査した分析結果を表2に一覧表として載せた。

4.　ま　と　め

栄養塩類の測定精度向上を検討するための追加実験と有害物質の分析精度調査を行なった結果，これらの項目全般にわたり比較的精度良く測定することができた。特に，有害物質の共同分析を実施す

図２　有害物質の分析精度

測定項目	分析試料		調整値 μ, mg/l	分析法	推定値	変動係数 %	回収率 %
ヒ素	合成試料	As－1	0.0424	原子吸光	0.0408±0.024	4.7	96.2
As	〃	As－1	〃	比色法	0.0377±0.066	14.1	88.9
	〃	As－2	0.0108	原子吸光	0.0131±0.0039	23.1	124.1
	〃	As－2	〃	比色法	0.0099±0.0025	20.2	91.7
	河川水試料	A－1		原子吸光	0.0172±0.0043	20.2	
	〃	〃		比色法	0.0159±0.0017	8.4	
	〃	A－2		原子吸光	0.0428±0.0071	13.3	
	〃	〃		比色法	0.0404±0.0049	9.7	
六価クロム	合成試料	Cr－1	0.0200	比色－10mm	0.0193±0.0046	19.2	96.5
Cr^{6}	〃	〃	〃	比色－50mm	0.0202±0.0037	14.9	101.0
	〃	〃	〃	原子吸光	0.0196±0.0052	21.4	98.0
	〃	Cr－2	0.200	比色－10mm	0.196 ±0.012	5.4	98.0
	〃	〃	〃	原子吸光	0.226 ±0.062	22.2	87.0
	〃	Cr－3	0.600	比色－10mm	0.581 ±0.051	7.0	96.8
	〃	〃	〃	原子吸光	0.591 ±0.081	13.6	99.2
	河川水試料	CR－1		比色－10mm	0.0220±0.0028	10.2	
	〃	〃		比色－50mm	0.0231±0.0021	7.4	
	〃	CR－2		比色－10mm	0.180 ±0.008	3.4	
	〃	CR－3		比色－10mm	0.612 ±0.025	3.3	
シアン	合成試料	CN－1	0.0320	比色法	0.0289±0.0061	17.0	90.3
CN	〃	CN－2	0.0600	〃	0.0571±0.012	17.2	95.2
	河川水試料	C－1		〃	0.0191±0.0036	15.0	
	〃	C－2		〃	0.0537±0.0210	31.7	

るにあたり，事前に予備調査を行ない，公定法といえどもまだ改善すべき点を指摘できたのは大きな成果といえる。成果の１つとしては，窒素関係の非保存性物質は変化が大きく，現場処理だけでは保存がかならずしも充分でなく，"測定は採水後すみやかに行なう"ことの重要性を再認識させることになった。逆にいえば，迅速に測定できない条件のもとで必要となる保存処理をさらに完全なものとなるように努力，工夫していくことも要求される課題となった。成果の２つめとしては，シアン以外の有害物質について，比色法と原子吸光法という二つの分析方法で実施できたことである。分析精度の面ではいづれの項目に対しても原子吸光法の方が比色法より劣る結果とはなったが，原子吸光法が今後，増々発展していくであろうことを考える時，違る２つの方法の同時実施から得られる両者の長所，短所を参考に検討すればよりよい測定方法が確立できると考えられる。

参考文献

1)　河川水質分析精度に関する調査結果報告書（第１報），土研資料　第1464号　昭和54年３月

2. 河川水質の変動要因解析に関する調査

水質研究室　室　長　村上　健
研究員　大島吉雄
板倉公子

1. はじめに

河川の水質は流量や流入負荷量等の変化に応じて変動するものであり，水質あるいは負荷量を正確に把握するためには，水質変動を充分に考慮した調査を行わなければいけない。しかし，水質変動の状況は各河川によって非常に異なるため，現状では水質変動の特性が明らかになっていない場合が多く，必ずしも水質変動に対応できる調査測定計画に基づいて調査が行われているとは言い難い。したがって，水質変動要因を解明することは，より合理的な調査計画を策定し，より効率的な河川水質管理を行うために必要である。

2. 調査の目的

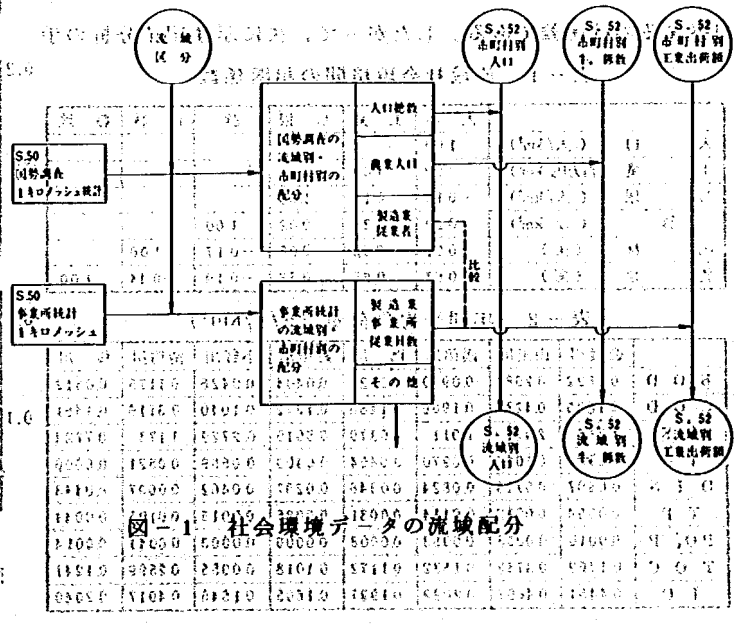
昨年度は，種々の水質項目ごとに数種類の負荷量推定式を作成し，その相互比較を行い水質（負荷量）の変動特性を調べている。本年度は，河川水中の各水質項目の濃度および負荷量とその汚濁源である河川流域社会環境（人口・工業・畜産・農業等）との関係を因子分析の手法を用いて探求し，また，流域社会環境の類型化をクラスター分析の手法を用いて行い，最後に重回帰の手法を用いて，水質および負荷量の予測の検討を行っている。

3. 調査方法および結果

3.1 因子分析による河川水質変動要因の解析

3.1.1 使用したデータについて

霞ケ浦流域社会環境として使用したデータは，昭和52年度流域44市町村別の人口・工業出荷額・牛頭数・豚頭数・山林面積・農地面積であるが，これを図－1に示すような方法で67流域に配分し，基礎データとしている。なお，この



図－1　社会環境データの流域配分

データとは別に，茨城県において昭和52年度のCOD排出量が工業出荷額原単位法にて計算されているので流域別に配分しデータとして使用した。また，し尿処理人口もデータとして使用している。

河川の水質および負荷量のデータについては，霞ケ浦工事々務所が昭和52年6月30日から昭和53年7月23日までの約一年間恋瀬川・山王川・園部川・巴川・鉾田川・小野川・清明川・桜川の8河川において10日に1度の割合で計37回の水質測定（水質項目はCOD・BOD・TP・TN等の22項目）を行っているのでこれを使用した。

3.1.2 流域社会環境データと水質データの基本特性

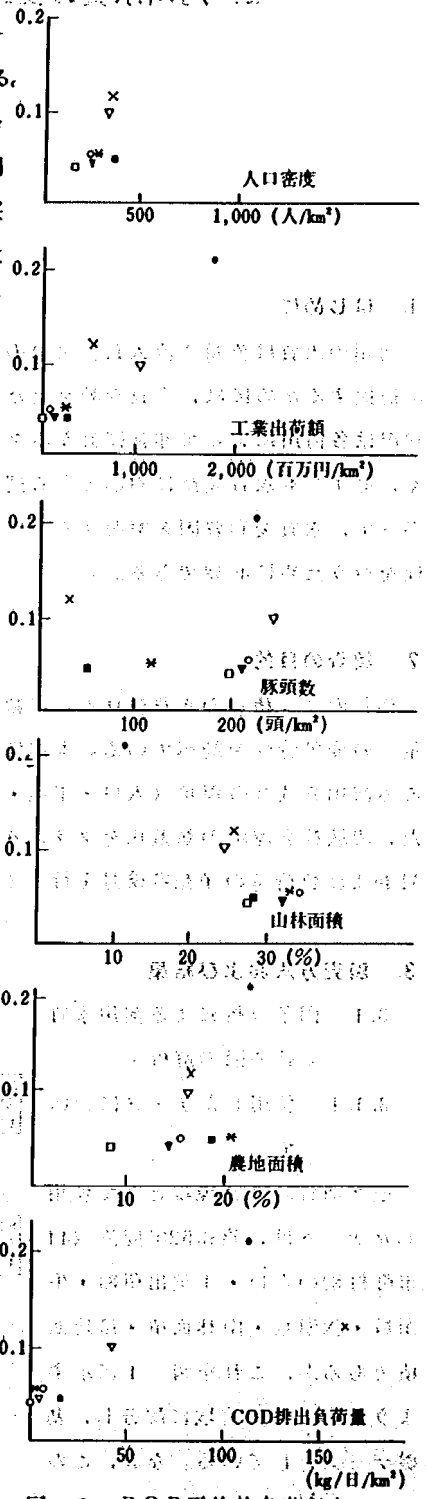
表－1は，霞ケ浦76流域間の社会環境データ間の相関係数を示したものであるが，人口密度と工業出荷額との間に明確な正の相関が，また，この両者と山林面積率との間に負の相関が見られる。また，農地面積率と人口密度あるいは工業出荷額との間に0.6程度の弱い正の相関が見られるが，これは霞ケ浦流域の特徴と思われる。表－2に示した年間平均負荷量は，各河川ごとに測定した毎回の負荷量の単純平均値であるが，以後の解析ではこの値を各河川ごとの年間代表平均負荷量として使用している。この平均負荷量と流域社会環境との関係を，単純に各環境因子ごとにプロットしたものが図－2である（BOD負荷量の場合）。図－2はBODについて書いたものだが，これを見てもBOD負荷がどんな流域社会環境によって発生しているのかを把握するのは困難である。したがって，次に示す因子分析の手

表－1 流域社会環境間の相関係数

	人口	工業	し尿	豚	山林	農地
人口（人/km²）	1.00					
工業（百万円/km²）	0.90	1.00				
し尿（人/km²）	−0.19	0.16	1.00			
豚（頭 km²）	0.20	0.28	0.02	1.00		
山林（%）	−0.91	−0.92	0.05	−0.17	1.00	
農地（%）	0.67	0.63	0.22	−0.19	−0.44	1.00

表－2 年間平均負荷量（g/s/km²）

	恋瀬川	山王川	園部川	巴川	鉾田川	小野川	清明川	桜川
BOD	0.0522	0.2084	0.0970	0.0424	0.0404	0.0426	0.1175	0.0512
COD	0.1835	0.4230	0.1966	0.1488	0.1222	0.1040	0.3116	0.1451
SS	1.366	2.471	1.011	0.6379	0.5010	0.2729	1.173	0.7724
TN	0.0532	0.1069	0.0970	0.0464	0.0400	0.0559	0.0821	0.0606
DIN	0.0387	0.0715	0.0824	0.0346	0.0297	0.0462	0.0607	0.0443
TP	0.0054	0.0232	0.0114	0.0031	0.0026	0.0015	0.0105	0.0044
PO₄P	0.0010	0.0093	0.0053	0.0008	0.0006	0.0003	0.0041	0.0014
TOC	0.1762	0.3733	0.1532	0.1172	0.1018	0.0955	0.2599	0.1241
IC	0.4451	0.4667	0.2039	0.1997	0.1605	0.1546	0.4917	0.2040



図－2 BOD平均比負荷量と環境データ

法を用いて汚濁源の同定を試みた。

3.1.3　因子分析を用いた汚濁源の同定

因子分析法とは，与えられた多くの変数間の相関関係を分析して，それら変数の背後に潜む因子を探る事を目的とした手法である。因子分析では，水質あるいは負荷量のデータ x_i が与えられている場合 x_i は項目数 n より少ない m 個の共通因子 f_j と固有の独自因子 g_i の和，

$$x_i = a_{i1} f_1 + a_{i2} f_2 + \cdots + a_{ij} f_j + g_i \quad \cdots\cdots\cdots\cdots (1)$$

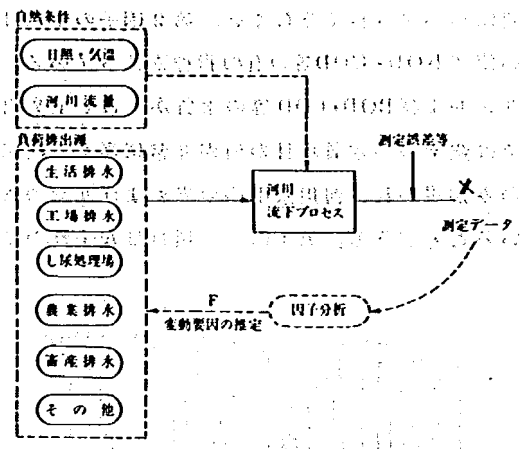
ここで，x_i：水質および負荷量（$i = 1 \sim n$）

f_j：共通因子（$j = 1 \sim m$）

g_i：独自因子

a_{ij} 因子負荷量（項目 x_i が共通因子 f_j に寄与する程度を表わす）

つまり(1)式によって表わされると仮定している。



図－3　因子分析の変動要因

8河川において実測している水質・比負荷量・比流量のデータを因子分析することによって，実測値の変動に対する共通の要因を分離するのであるが，この変動要因としては図－3のようなものが想定されるので，流域社会環境のデータも通年一定値として他のデータと一緒に加え因子分析を行った。表－3は因子分析の結果であるが，固有値が1以上の因子は合計9個抽出された。これら9因子による全変動への寄与率は88％であった。

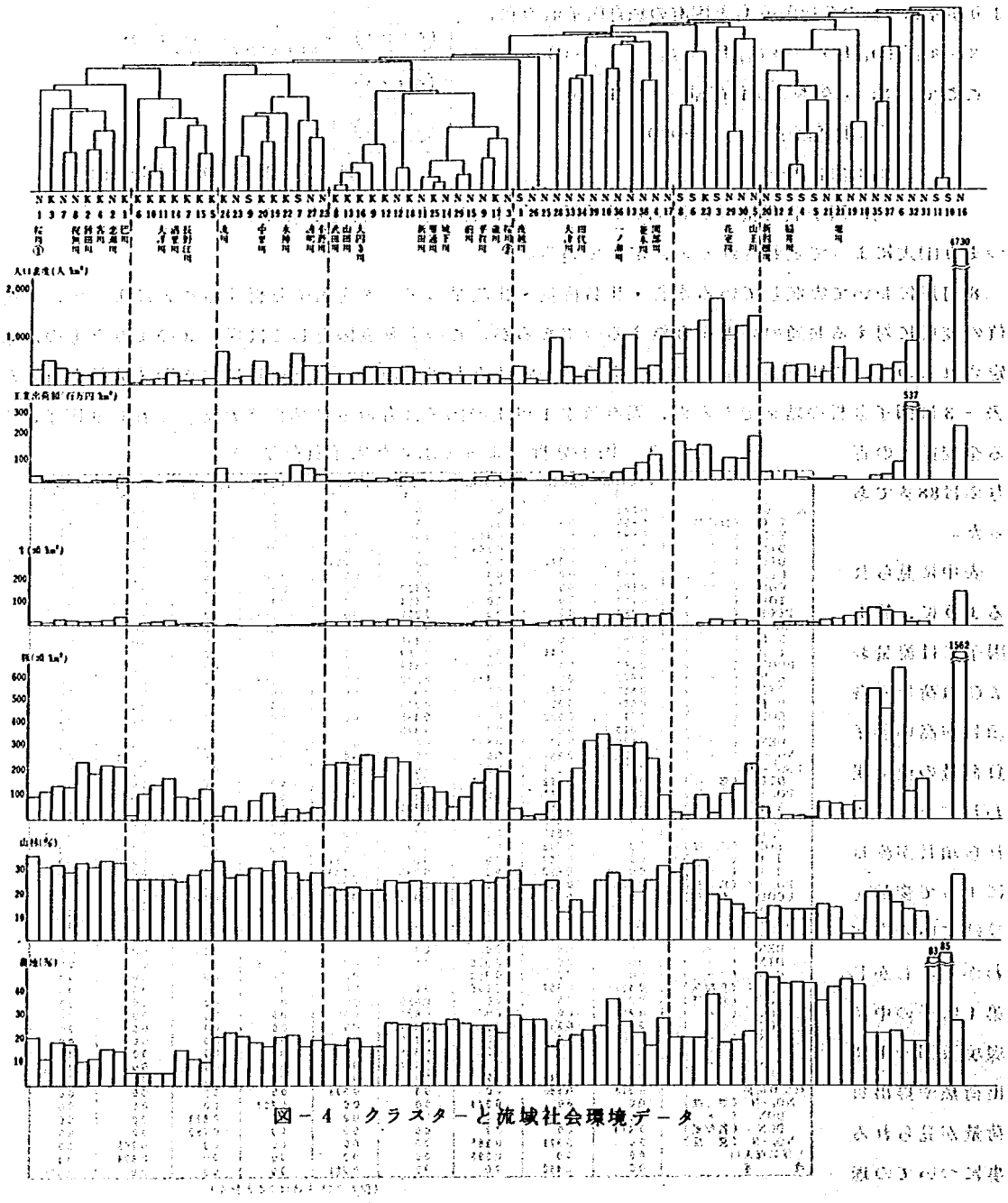
表中に見られるように，第1因子には流量および負荷量の各項目が高い因子負荷量の値で現われており，これら項目が流量によって変動を受けている事がわかる。しかし，第1因子の中に環境要因の工業出荷額や排出負荷量が見られる事についての理

表－3　因子分析によって求めた因子負荷量

	FACTOR 1	FACTOR 2	FACTOR 3	FACTOR 4	FACTOR 5	FACTOR 6	FACTOR 7	FACTOR 8	FACTOR 9
流　量	0.542	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
T C （負荷量）	0.890	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
T N （〃）	0.887	0.0	0.345	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DTN （〃）	0.858	0.0	0.383	0.0	0.0	0.219	0.0	0.0	0.0
DIC （〃）	0.848	0.326	0.0	0.0	0.253	0.0	0.0	0.0	0.0
DIN （〃）	0.814	0.0	0.407	0.0	0.0	0.307	0.0	0.0	0.0
COD （〃）	0.808	0.0	0.0	0.420	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TOC （〃）	0.794	0.0	0.0	0.454	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DCOD （〃）	0.784	0.0	0.0	0.251	0.0	-0.253	0.0	0.0	0.0
NO_3-N （〃）	0.755	0.0	0.0	0.0	0.0	0.477	0.0	0.0	0.0
S S （〃）	0.755	0.0	0.0	0.491	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
T P （〃）	0.697	0.544	0.0	0.259	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PCOD （〃）	0.687	0.0	0.0	0.458	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
K N （〃）	0.677	0.0	0.431	0.273	0.0	-0.255	0.0	0.0	0.0
DTP （〃）	0.667	0.655	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P P （〃）	0.658	0.306	0.0	0.373	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BOD （〃）	0.615	0.502	0.0	0.365	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P N （〃）	0.610	0.0	0.0	0.315	0.0	0.0	0.0	0.0	0.396
DKN （〃）	0.570	0.325	0.537	0.0	0.0	0.0	0.275	0.0	0.0
NO_2-N （〃）	0.554	0.287	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.536	0.0
工業出荷額	0.250	0.854	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DTP （濃　度）	0.0	0.872	0.285	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PO_4-P （〃）	0.0	0.867	0.254	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
T P （〃）	0.0	0.855	0.266	0.307	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山林	0.0	0.852	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
人口	0.0	0.813	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.381
BOD （濃　度）	0.0	0.703	0.0	0.379	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
I C （〃）	0.0	0.654	0.0	0.0	0.617	0.0	0.0	0.0	0.0
T C （〃）	0.0	0.622	0.0	0.389	0.569	0.0	0.0	0.0	0.0
PO_4-P （負荷量）	0.578	0.608	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DCOD （濃　度）	0.0	0.531	0.0	0.330	0.267	-0.375	0.345	0.0	0.0
T N （〃）	0.0	0.0	0.936	0.0	0.0	0.275	0.0	0.0	0.0
NH_4-N （〃）	0.0	0.0	0.921	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DTN （〃）	0.0	0.0	0.920	0.0	0.0	0.323	0.0	0.0	0.0
DKN （〃）	0.0	0.0	0.906	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DIN （〃）	0.0	0.0	0.905	0.0	0.0	0.338	0.0	0.0	0.0
K N （〃）	0.0	0.0	0.892	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NH_4-N （負荷量）	0.452	0.357	0.606	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PCOD （濃　度）	0.0	0.0	0.0	0.885	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TOC （〃）	0.254	0.0	0.0	0.825	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
COD （〃）	0.0	0.345	0.0	0.815	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S S （〃）	0.365	0.0	0.0	0.755	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P P （〃）	0.0	0.481	0.0	0.665	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P N （〃）	0.0	0.0	0.0	0.584	0.0	0.0	0.0	0.0	0.521
豚	0.0	0.349	0.0	0.0	-0.849	0.0	0.0	0.0	0.0
排出負荷量	0.378	0.580	0.0	0.0	0.393	0.0	0.0	0.0	0.0
NO_3-N （濃　度）	0.0	0.0	0.523	0.0	0.0	0.702	0.0	0.0	0.0
DON （〃）	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.878	0.0	0.0
DON （負荷量）	0.413	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.782	0.0	0.0
NO_2-N （濃　度）	0.0	0.371	0.285	0.0	0.0	0.0	0.0	0.768	0.0
し尿処理人口	0.0	0.0	0.595	0.0	0.0	0.0	0.0	0.674	0.0
農　地	0.0	0.450	0.0	0.0	0.281	0.0	0.0	0.0	0.576

（但し 0.25 未満は 0.0 と置く）

間については良く分らない。第2因子の中には水質としてリンの項目が高い値で入っており，やや低い値でBOD・COD等の有機指標が入っている。また環境要因として工業出荷額，人口が入っている事は，リンおよびBOD・COD等の水質が人口や工業出荷額の影響を強く受けていると推察される。第3因子では窒素系の水質項目の値が非常に高く，次にリンの値が見られ，環境要因としてはし尿処理場人口のみが現われ，河川水中の窒素およびリンの水質，特に窒素の場合，し尿処理場の影響を強く受けていることが分る。第4因子の項目は粒子性の項目が集っており環境要因は含まれていない。第5因子



図－4 クラスターと流域社会環境データ

には炭素系の水質が見られ，環境要因としては排出負荷量がプラスで豚頭数がマイナスで存在しており特殊工業排水の影響を受けていると思われる。

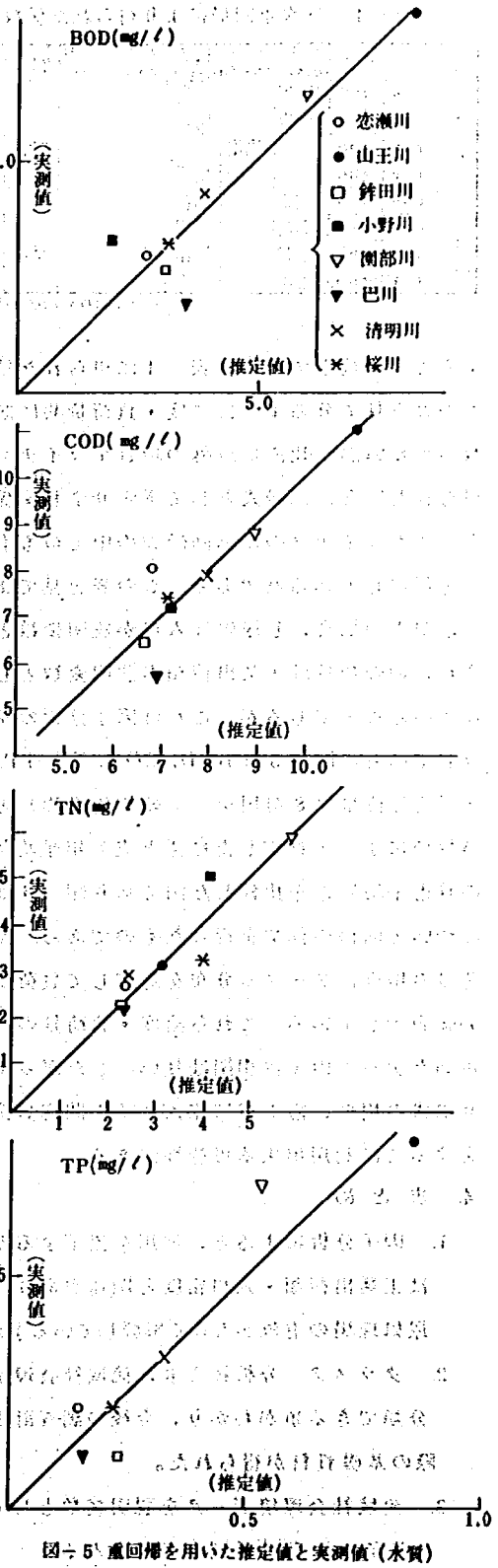
3.2　クラスター分析を用いた流域の分類

8河川の実測水質・負荷量データと流域社会環境データとの関係を，因子分析の手法で各水質項目毎に関連付けてきたわけであるが，霞ケ浦に流入する水質あるいは負荷の全てを把握するためには，流域の類型化を行い流域を分類しておく必要がある。ここでは，すべての流域社会環境データをクラスター分析の手法を用い，分類し，今後霞ケ浦流域を類型化する場合どのような分類が適切でどの河川をグループの代表河川とするべきかについての基礎資料を得ることと，今回の8河川の水質測定が，流域社会環境のデータから見て代表河川として適切であったかどうかのcheckを行っている。

クラスター分析とは，樹状図という階層構造に個体を布置してクラスター（群）にまとめ上げていく分類手続きである。結果を図－4に流域社会環境データの棒グラフと共に示す。この図中，N1～39，K1～25 S1～12とあるのは各々西浦・北浦・外逆浦流域の小流域であり，記号の下の河川名はその流域を流れる河川名である。また図中の点線は，流域を6～7は分類してグルーピングするとしたらこうなるのではないかという仮想線である。当然のことながら，このグルーピングと流域社会環境データを対応して見るとその特徴が良く表現されている。図－4のクラスターより8河川の分布状況を見ると，8河川のうち桜川・鉾田川・恋瀬川・巴川の4河川が同一クラスター内にあり，もう少し分散した河川を選ぶ方が良いと思われる。

3.3　逐次重回帰分析を用いた水質・負荷量の推定

ここでは，因子分析の結果を念頭に置きつつも，新ためて，逐次重回帰分析によって水質・負荷量の推定可能性を検討している。用いたデータは因子分析に使用したものと同じであり，8河川の水質および負荷量のデータを比流量，流域社会環境データによって説明



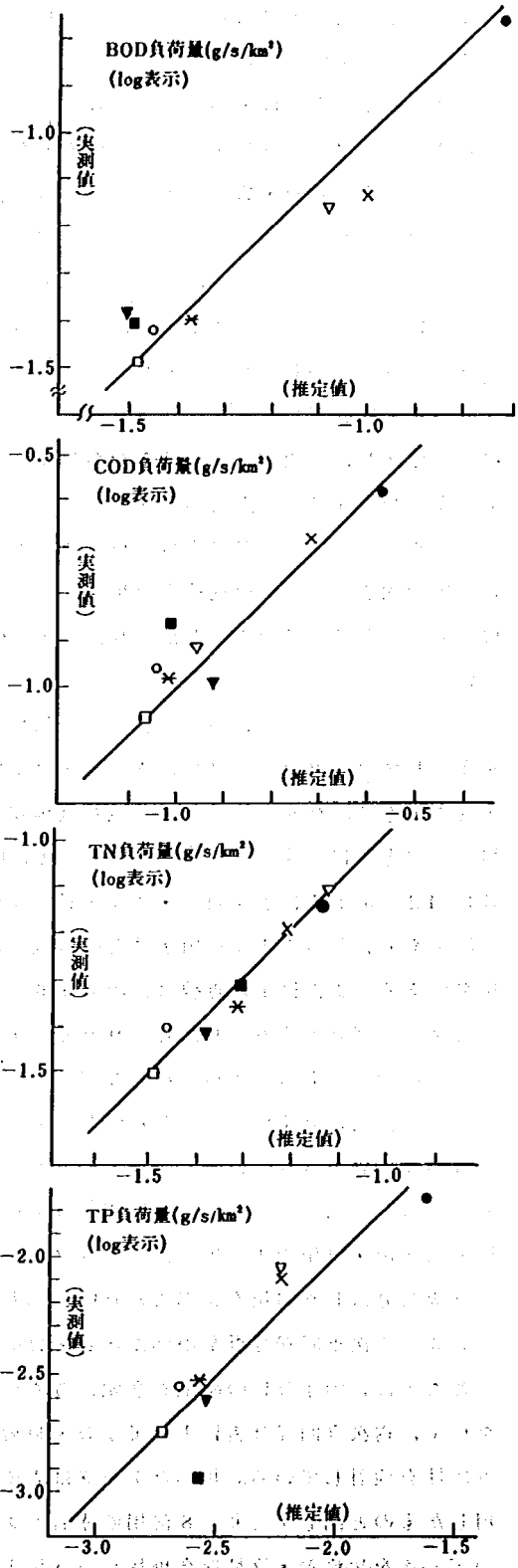
図－5　重回帰を用いた推定値と実測値（水質）

表－4　逐次重回帰により得られた係数

項目 ＼ 係数		切片	流量 (g/人/d)	人口 (人/km²)	工業出荷額 (百万円/km²)	下水道普及率 (%)	農地面積 (ha/km²)	山林面積 (%)	し尿処理人口 (人/km²)	重相関係数	F値
平均濃度 (mg/l)	BOD	2.7061	−18.9747 (0.29)		0.0035 (0.66)					0.66	21.1
	COD	6.2746	14.0851 (0.37)		0.0023 (0.63)					0.46	10.7
	T N	2.1633		0.00073 (0.14)					0.0053 (0.33)	0.64	9.5
	T P	0.1182			0.00041 (0.80)					0.80	523.2
単位負荷量 (g/人/d/km²)	BOD	−0.2273	0.6943 (0.52)		0.00035 (0.54)					0.81	215.2
	COD	0.9048	1.0815 (0.82)		0.00016 (0.22)					0.89	63.6
	T N	0.2114	0.9226 (0.83)		0.00079 (0.14)				0.00046 (0.65)	0.85	19.9
	T P	−0.0079	0.0473 (0.52)		0.00043 (0.55)					0.82	226.6

（　）内は標準偏回帰係数

することを試みている。表－4に得られた結果を示す。この表を見て分るように濃度・負荷量共に説明変数の数が少ないが，比流量以外の項目でマイナスの係数が得られた場合，回帰式として選定せず相関係数が若干下ってもマイナスのない回帰式の中で最も有意の回帰式を選定している為である。この表を見て気付くことは，窒素の場合，し尿処理人口が説明変数として採用され，他の項目は工業出荷額が説明変数として採用されていることであるが，これは因子分析の結果とも一致している。図－5はBOD, COD, TN, TP の濃度を年平均比流量（8河川データの算術平均）と流域環境特性値によって推定した結果と実測年平均値（8河川の算術平均）とを比較した図であり図－6は，負荷量について同様の作業を行ったものである。ただし，負荷量の場合，データの分布を考慮して負荷量と流量はlog 表示している。これら濃度・負荷量の回帰式共に，用いたデータ内では相関は良い。したがって，負荷量回帰式の場合，霞ケ浦に流入する年間総負荷量の概算をする時に利用出来る可能性がある。



図－6 重回帰を用いた推定値と実測値(負荷量)

4. まとめ

1. 因子分析によると，河川を流下するリンの変動は工業出荷額・人口密度と関連があり，窒素はし尿処理場の有無が大きく影響している事がわかった。
2. クラスター分析により，流域社会環境を有効に分類できる事がわかり，今後の調査計画を立てる際の基礎資料が得られた。
3. 流域社会環境データを説明変数としてもかなりの精度で負荷の予測が可能となる。

V 付　　録

（下水道事業調査費による他部の研究）

総　計　V

（次頁の通りと相違ありません）

1. 雨天時合流式下水道越流水の河川への影響に関する調査

都市河川研究室　室　長　山口高志
研究員　吉川勝秀
山守　隆
綿貫克彦

1. 研究の目的と必要性

我国の都市域では，合流式下水道が敷設されている所が多い。合流式下水道はたしかに公共用水域の水質改善に寄与しているが，雨天時には汚濁物質を多量に含む越流水が放流されるために，必ずしも最善の水質保全対策であるとは考えられてはいない。停滞水域の水質保全や雨天時の水質管理のためには，この越流水が公共用水域の水質（短期的影響），底質富栄養化（長期的影響）に与える影響を把握しておく必要がある。そこで，本研究では合流式下水道が河川に与える影響を負荷量および底質に関連して把握し，合流式下水道の適切な改善策について検討する。

2. 昭和52年度までの研究成果

本研究は昭和52～55年までの継続研究であり，次のような調査課題を設定している。①合流式下水道の水質および水量・負荷量収支の実態調査，②合流式下水道敷設河川，未敷設河川（都市化河川）および自然河川の水質・底質の比較分析による越流水の影響の把握，③河川の水質・負荷量特性解析（特にポイントソース，ノンポイントソース負荷量の分離）。

昭和52年度は，上記①のテーマに関しては京都市の合流式下水道を対象として下水道の水質および水量・汚濁負荷量収支を調査し，マクロ的にその特性を把握した。また，淀川下流河川水質と京都市を含む上流域での降雨データを収集し，京都市が淀川河川水質に与える影響を統計的に推定することを試みた。②のテーマに関しては，下水道未敷設河川（石神井川）を対象として晴天時・雨天時の水量・水質観測に着手した。③のテーマに関しては，晴天時の河川水質および流域指標（複数河川）データの収集に着手した。

3. 昭和53年度の研究成果

昭和53年度は，①合流式下水道敷設河川，未敷設河川および自然河川の底質調査と比較分析，②合流式下水道未敷設河川の晴天時・雨天時の水質・流量観測，③河川の汚濁負荷量に占めるポイントソースとノンポイントソース負荷量の分離についての試算，④河川の水質負荷量の長期的変動

傾向の分析を行い，次のような成果を得た。

3. 1河川底質調査による下水道が河川に与える影響の分析

ここでは，合流式下水道敷設河川，未敷設河川および自然河川の底質を調査し，それらの比解析を行うことにより，合流式下水道越流水が河川に与える影響を調査した。合流式下水道敷設河川として善福寺川，未敷設河川として石神井川，自然河川として秋川（すべて東京都）を選定し，測定を実施した。

3. 1. 1 調査流域の概要

秋川（多摩川右支川）を除く石神井川・善福寺川は共に武蔵野台地上を東流し隅田川に合流している。

石神井川流域は近年急激な宅地化が進み，下流部を中心に下水道（合流式）が敷設されつつある（図－4，昭和53年3月現在，58%敷設）。善福寺川流域は全域にわたり宅地化し，47年度以降下水道（合流式）が殆ど敷設され，河川水質を浄化されつつある。いずれも河川底質は下水道越流水によりヘドロ質も土砂が堆積している。

3. 1. 2 採泥の方法

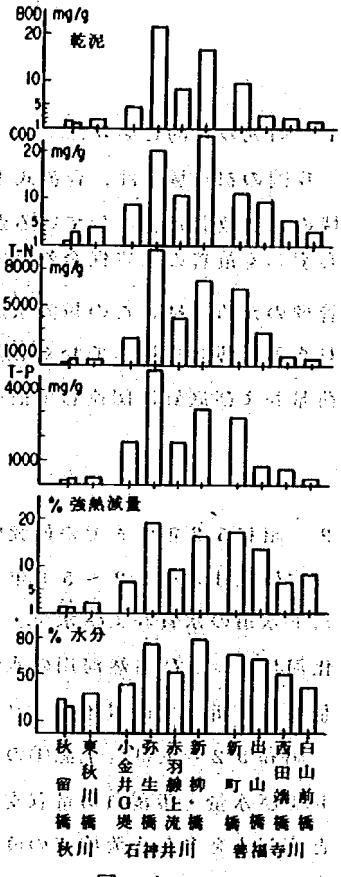
採泥は基本的に晴天が一週間以上続いたのち，橋上より河川中央部にて行った（エクマンバージ採泥器，等）。堆積原については，ボール（φ40）を貫入し測定した。

分析はすべて乾泥あたり（dry）である。

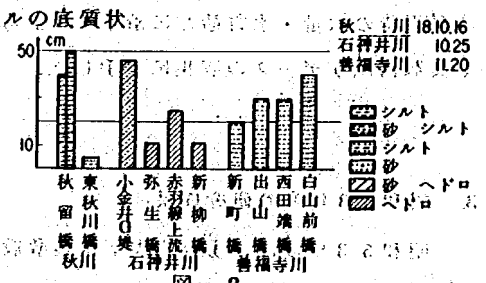
また，弥生橋，新柳橋（石神井）の堆積原については測定が不能であった。

3. 1. 3 河川底質の比較

自然河川・秋川に比べたしかに石神井，善福寺川は有材汚濁が進んでいるが，善福寺川について，下水道が殆ど敷設されていること，加えて主な汚濁源（武蔵野下水道余水吐）が上流に位置していることから，下流地点（出山，西田端，白山前）に下るにつれ底質は良化してきている（図－1）。最下流，白山前橋では秋川と同レベルの底質状況といえる。また，石神井川については，流路延長が比較的長いこと（25.2km），土地利用縦断的な変化があること下水道敷設状況が下流部（北・板橋・豊島区）・上流部（小平市）が進んでいる反面，中流部（田無市・練馬区）では遅れている（図－4）という特徴を持ち，また新柳橋は隅田川合流点より500mの感潮部であり，分析結果に縦断的な変化を見せている。底質の形成は，河川水質の自浄過程中に溶解性有機物の一部が不溶解性有機物，即ち懸濁物質に転化し沈降・堆積するもの，域は有機性廃水中に多量に存在する有機性固形物が，沈降・堆積し形成するものであるが 水理学的条件，域は隅田川水質の影響を強く受ける新柳橋



図－1

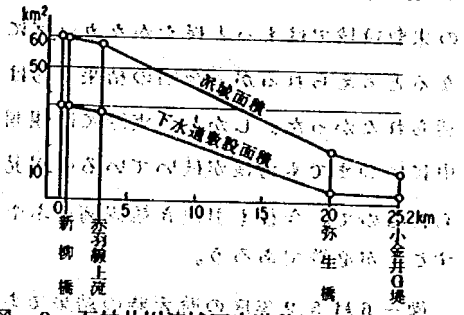


図－2

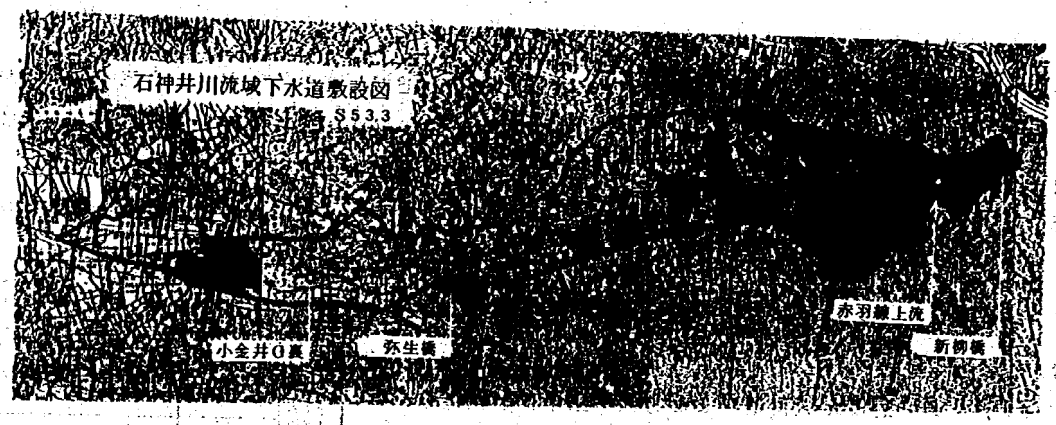
を除いた3地点では，図－3・4を見ても判る様に下水道普及状況との関係を示唆させる。特に弥生橋では未敷設域（田無）の影響を強く受けている様である。

強熱減量・水分は，加えられる有機性汚濁物はもちろん，図－2に示される底質の粒径（性状）の影響を受けている。

今年度は，河川底質の現況比較までだったが，次年度は更に流域特性（土地利用，等）を細分化し，下水道越流水の底質に与える影響，特性，或は底質が河川水質に与える影響等について検討したい。



図－3　石神井川流域下水道敷設面積縦断変化

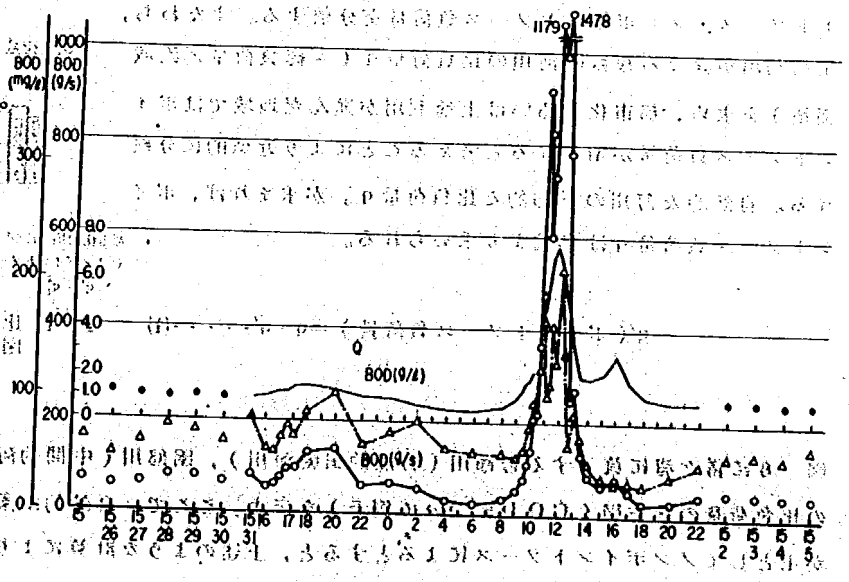


図－4

3.　2下水道敷設・未敷設河川水質間の比較による越流水の影響の把握

本年度は，③のテーマに関して未水道未敷設河川の雨天時（晴天時も含む）の水質の観測を行った。これは合流式下水道越流水が河川に与える影響を敷設河川のものと比較することにより把握しようとしたものでありが

今回も雨天に恵まれず，全体的に小さな雨であった。図－5はその内の一部である。雨は31日の16時に3.5 mm 降って止み，また8月1日の3時から降り始め，10時半に一番強かったが，この日の総雨量は10 mm 程度であった。

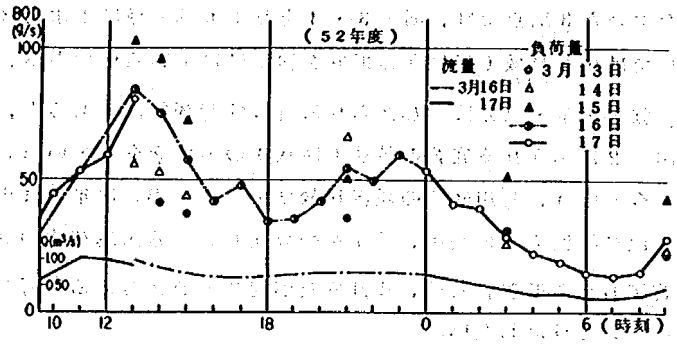


負荷流出の変化について図－5によれば，合流式下水道のファーストフラッシュ，また流量が減水してい

図－6

く時の負荷量のカーブに以ている。下水道の未敷設域ではもっと緩やかなカーブになると考えられるが，今回の結果からは得られなかった。しかし，実際には観測中にいつまでも汚濁が続いているのが見られるので，今後も引続き観測例をふやすことが必要であろう。

図－6は５２年度の晴天時の結果である。



図－6　石神井川晴天時水質観測（５２年度）

3.3 ポイントソース，ノンポイントソース負荷量調査

河川の負荷量がそれぞれどのような汚濁源によるものかを把握しておくことは，合流式下水道越流水が河川あるいは停滞性水域へ与える長期的な影響を知る上で重要であると考えられる。本年度は，対象を河川に限定してポイントソース・ノンポイントソース負荷量を試算的に分離した。

下水道あるいは河川の汚濁源としては，表－1に示すようなものがある。ここでは便宜的に同図に示すようにポイントソース・ノンポイントソースを区別する。

表－1　河川の汚濁源の種類

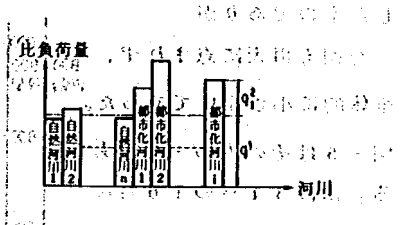
ポイントソース（点源）	大点源	工場，下水処理場，し尿処理場 大規模な畜舎，他
	地表面源	家庭，商店，中小事務所，他
ノンポイントソース（非点源）	地表面源	田，畑，山林，市街地，開発・造成地鉱山，牌所，他
	基底的排出源	地下の鉱物，他

ポイントソース・ノンポイントソース負荷量の分離方法としては，汚濁排出源および流域内の面的な水質調査による方法（ミクロ的な方法），マクロ的な比負荷量による方法・原単位と流達率などが考えられるが，本年度は比負荷量法および原単位と流域率による方法により試算を行った。

3.3.1 比負荷量による方法

比負荷量による方法では，図－7に示すような考え方のもとで，複数の河川間の比較によりポイントソース・ノンポイントソース負荷量を分離する。すなわち，土地利用が異なる複数の河川の比負荷量q（＝総負荷量／流域面積）を求め，都市化あるいは土地利用が進んだ地域ではポイントソース負荷量が増大すると考えることにより近似的に分離する。自然的な河川の平均的な比負荷量q_0が求まれば，ポイントソース負荷量qは次式より求められる。

$$q'(\text{ポイントソース負荷量}) = q - q' \cdots\cdots (1)$$

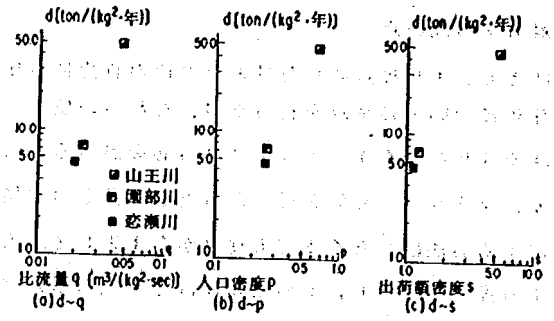


都市化河川1について
（ノンポイントソース＋中小点源からの分）：（その他からの分）
$= q_1' : q_1''$

図－7　比負荷量を用いた分離方法の概念図

図－8に霧ケ浦に流入する恋瀬川（自然的田園河川），園部川（中間的河川），山王川（都市化河川）の比負荷量の散布図（ＣＯＤについて例示）を示す。ここで，自然的田園河川である恋瀬川の負荷量が主としてノンポイントソースによるとすると，上述のような計算により，全負荷量に対するポイントソース分とノンポイントソース分の負荷量の比率を求めることができ，その結果を表－2に示す。

同表より，園部川・山王川の各水質項目ごとの負荷量に占めるポイントソース・ノンポイントソース分負荷量の割合を知ることができる。



図－8　ＣＯＤの散布図

3. 3. 2　原単位による方法

原単位による方法では，ポイントソースおよびノンポイントソースと考えられるそれぞれの汚濁排出源における負荷量と調査地点までの流達率を用いることにより負荷量を分離する。ここでは，原単位が比較的よく把握されているＢＯＤを例として，淀川・多摩川・恋瀬川・園部川・山王川の負荷量に占めるポイントソースとノンポイントソース負荷量の比率を計算した。その結果を表－３，４にそれぞれ示す。これらの結果を求める際には，次のようなことに配慮した。既往の原単位調査では，発生原単位および流達原単位が測定されている。そこで，まず発生原単位しか求められていない汚濁発生源については，実測負荷量および流達原単位が求められている発生源からの流達量をもとにして，流達率を算定する。次に流達率がほぼ妥当なものについて，ポイント・ノンポイントソースからの負荷量を分離する。

表－２　比負荷量を用いた分離*

河川	水質項目	ポイントソース分(%)	ノンポイントソース分(%)
園部川	TOC	20	80
	BOD	60	40
	COD	25	75
	T-P	75	25
	ケルダール窒素	50	50
山王川	TOC	85	15
	BOD	95	5
	COD	90	10
	T-P	95	5
	ケルダール窒素	75	25

*ここで得られた値と前述の図－５１，５２を比較されたい。

表－３　ＢＯＤ負荷量の推計

	各河川の負荷量						
	原単位	淀川 (kg/日)	鶴見川 (kg/日)	多摩川 (kg/日)	園部川 (kg/日)	恋瀬川 (kg/日)	山王川 (kg/日)
工場	61g/百万円	511	21	8	325	18	43	12
家庭	44g/日	125752	9080	4387	13666	9196	23556	3676
畜舎	42g/頭・日 (01209)	19486	922	8641	13644	5048	9676	708
田畑	2g/日・m²	4336	168	622	1044	189	1618	36
山林	842							
Q 発生負荷量 (kg/日)		4511	1181	131	1505	5968	12030	1056
Q 流出負荷量 (kg/日)		1250	202	66	1414	0021	0186	0005
流出河川負荷量 (kg/日)		1252			1886	1529	1562	2293

(注)　( )内は発生負荷量，( )内は流出負荷量
＊1は全国の平均
＊2は年1回1の調査
この単位は，兵庫県，大阪府，埼玉県地域，日本全国地域を基礎として算出されたもの。

表－４　ポイントソース，ノンポイントソースからの負荷量の割合

	淀川	多摩川	園部川	恋瀬川
ノンポイントソースの寄与率	10.0%	5.6%	1.2%	10.4%
ポイントソースの寄与率	90.0%	94.4%	98.8%	89.6%

(注)　ノンポイントソースとして，田，畑，山林しか考慮していないが，市街地を含めるとさらに割合は高くなる。

表－３において，$Q_s = Q_s^1 + (1-\gamma)Q_s^0$（$Q_s^1$；流出負荷量，$\gamma$；流出率，$Q_s^0$；発生負荷量）の関係から，$Q_s^0$ の流達率 γ を求めると，次のようになる。

淀川；0.277，多摩川；0.114，園部川；0.253，恋瀬川；0.116，山王川；2.167

これらのうち山王川の流達率は１より大となった。この原因としては，大流域で平均的に定めた原単位を小流域で用いたために特殊な工場からの汚濁負荷量が過小評価されている外に，山王川は石岡市市街地の排水路的な性格が強いが今回の計算ではそれを考慮していないことによると思われる。山王川を除く４河川で見た場合，ＢＯＤ流出率は0.1～0.25程度となるといずれにしろ，原単位法による流出負荷量の推定では，平均的に用いる原単位そのものの精度に加え，実際には流出率が汚濁発

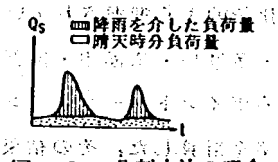
生源の特性や流域の排水路網，さらにはその年の水文量によって変ってくるものと思われ，かなりの誤差が生じることは覚悟しなければならないと考えられる。

3. 3. 3　マクロ的分離方法の問題点

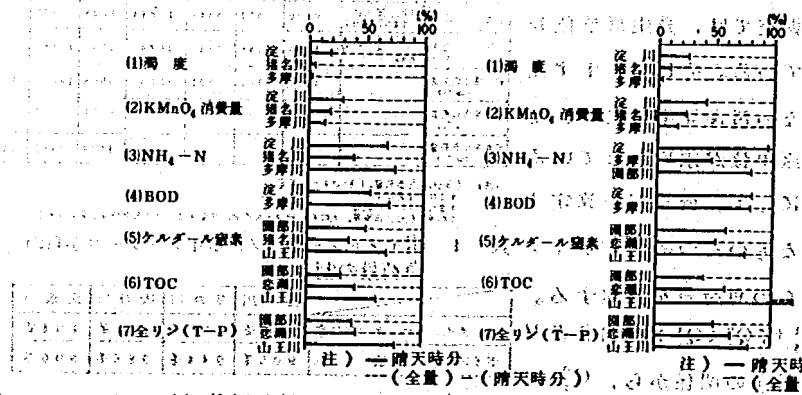
以上のような二つの方法により，大規模点源負荷量とその他の負荷量の分離およびポイント・ノンポイントソースの負荷量の分離についての試算を行ったが，これらの値については今後さらに多くの実例（特に排出源調査および流達状況調査）により検証する必要がある。前者の分離は同一地域の実測値をもとにした比較であり，マクロ的な分離を行った値としてはその信頼性は低くないと考えられる。しかし，後者の原単位による方法は，あくまでも従来から主として晴天時（あるいは低流量時）に用いられてきた原単位による推定値であり，その信頼性は原単位の信頼性と同様に低いと考えられる。また原単位による方法では，降雨や流量条件についての配慮に欠けている点も問題である。

3. 3. 4　晴天時および雨天時の河川負荷量の割合

ポイントソース負荷量とノンポイントソース負荷量は，マクロ的かつ相対的にみて（厳密には多少問題があるが）前者は晴天時・雨天時にかかわらず供給され，後者は降雨を介して流出することが多いと考えられる。そこで，ポイントソース・ノンポイントソース負荷量の近似的な分離方法を図－9に示すように設定して，大小8河川の毎日観測データより試算した。その結果を図－10に示す。ただし，分離の基準として便宜的に①低水流量以下の流量における平均負荷量を晴天時分とした場合図－10(a)，②低水流量規模の負荷量を晴天時分とした場合（図－10(b)）について計算を行った。同図より，各水質項目ごとの比率を知ることができる。



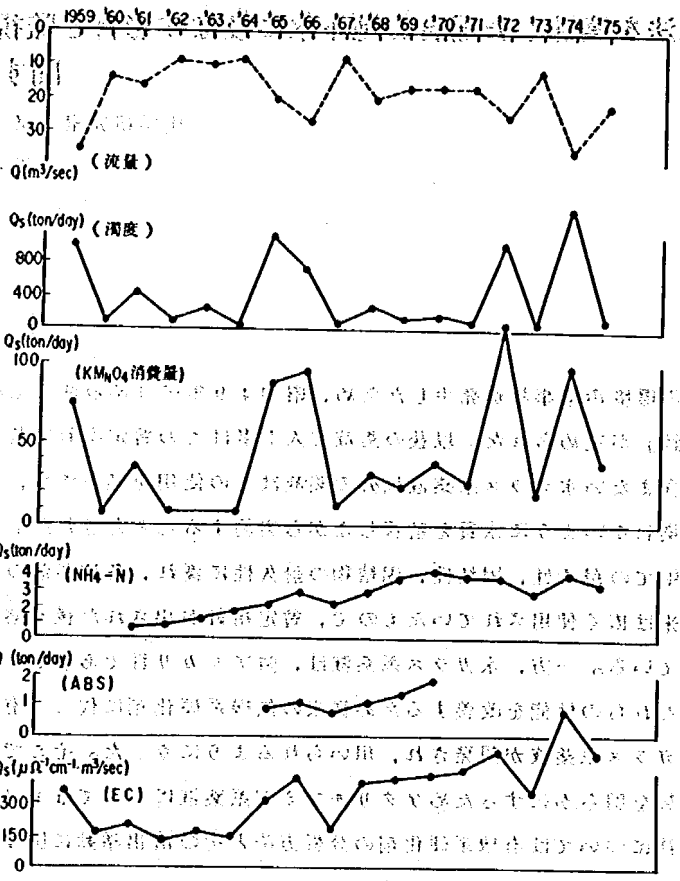
図－9　分割方法の概念図



図－10　分離方法2

3. 4　その他の調査

以上の調査の外に，合流式下水道越流水が流入する河川水質（多摩川）の長期間（約20年）変動特性および流域指標の変化を把握し，流域の状況の変化に伴う水質の変動を把握した。その結果を図－11に示すこれより，水質項目ごとに異るが，NH_4－Nなどは流域の都市化とともに増大している傾向が認められ，濁度や$KMnO_4$消費量は水文的要因による変動の程度が顕著であることがわか



図－１１　汚濁負荷量の経年変化

る。この調査は合流式下水道越流水が停滞性水域に与える長期的な影響を知る上では，河川の汚濁負荷量の変化を知る必要があるとの認識によるものであるが，越流水の影響についてはこれからは明らかではない。

また，汚濁負荷量発生源と河川の水質・負荷量の関係を明らかにするために，全国１４河川の毎日観測水質・流量および流域指標データを収集した。

4.　今後の課題

以年度以降の調査課題としては，①合流式下水道敷設河川，未敷設河川および自然河川水質の比較による越流水の影響分析の維持，②ポイントソース・ノンポイントソース負荷量調査の継続，③雨天時を考慮した合流式下水道の改善策についての調査などが考えられる。

参考文献

(1)山口・吉川：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究(I)，土木研究所報告第１５１号，１９７８
(2)　　，　　：　　，　　(II)，　　（予定）

2. 薬液注入工法を実施した場合の地下水に及ぼす影響と監視方法に関する調査

化学研究室　室　長　蒔田　実
研究員　片脇　清
守屋　進

1. まえがき

薬液注入工法による環境汚染事故が発生したため，昭和４９年に「薬液注入工法による建設工事の施工に関する暫定指針」が定められた。以後の薬液注入工事はこの暫定指針に基づいて実施されることとなり，劇毒物を含まない水ガラス系薬液以外の薬液はその使用を禁止され，注入工事に当っては周辺の地下水等を汚染しないように水質を監視しながら実施することとされた。しかし，アクリルアミド系薬液は，地盤中での浸透性，固結性，固結物の耐久性に優れ，各種薬液のなかでも最も優れた薬液の１つとして従来は広く使用されていたもので，暫定指針が出された後も薬液注入工事によってはその使用が望まれている。一方，水ガラス系薬液は，強アルカリ性であり他の薬液に比べ固結物の強度が小さいので，これらの性能を改善するため従来の無機系硬化剤に代って有機系の硬化剤を用いる新しい高強度用水ガラス系薬液が開発され，用いられるようになった。そこで，本研究では，これら薬液の環境への影響を明らかにするためアクリルアミド系薬液についてはモノマーの流出挙動，高強度用水ガラス系薬液については有機系硬化剤の分析方法とその溶出挙動に関する検討を加えることとした。

2. 研究目的

本研究は，次の２点を明らかにすることを目的とする。

(1) アクリルアミド系薬液が環境への影響と云う点で最も問題となるのは，劇物であるアクリルアミドモノマーが未反応のまま流出する点にある。そこで，アクリルアミド系薬液を注入した時の反応とモノマーの流出に及ぼす地下水による希釈の影響を明らかにする。

(2) 高強度用水ガラス系薬液は，強度を大きくすることのほか，固結物からの薬液成分の溶出が従来の水ガラス系薬液より極めて少なくなることが期待されるので，汚染負荷を実際にどの程度に少くすることができるか，高強度用水ガラス系薬液の固結物からの薬液成分の溶出挙動と硬化条件などとの関係を明らかにする。なお，本年度は，高強度用水ガラス系薬液に用いられる代表的な有機系硬化剤についてその分離定量法を明らかにする。

3. アクリルアミドモノマーの流出挙動に関する実験

3.1 実験方法

アクリルアミドモノマーの分析には当研究室が行った研究成果[1]をもとに，高速液体クロマトグラフ（島津製作所ＬＣ－１）を用い，検出器には紫外分光光度計（島津製作所ＵＶ－202）を用いることとした。クロマトグラフカラムの充填剤にはZorbax ＯＤＳを用いた。

アクリルアミド系薬液はアクリルアミドモノマーと反応促進剤であるジメチルアミノプロピオニトリル（ＤＭＡＰＮ）の入ったＡ液と，反応開始剤である過硫酸アンモニウムの入ったＢ液をそのまま混合した時にゲル化時間が３分になる様に配合（標準配合）した場合に比べて，種々条件で薬液が希釈した場合のゲル化時間の遅延および未反応のまま流出するモノマーの残存率を測定した。高速液体クロマトグラフの分析条件を表－１に示す。

3.2　実験結果及び考察

アクリルアミド系薬液が種々条件で希釈されたときのゲル化時間の変化と未反応のまま残存するモノマーの割合を図－１に示す。

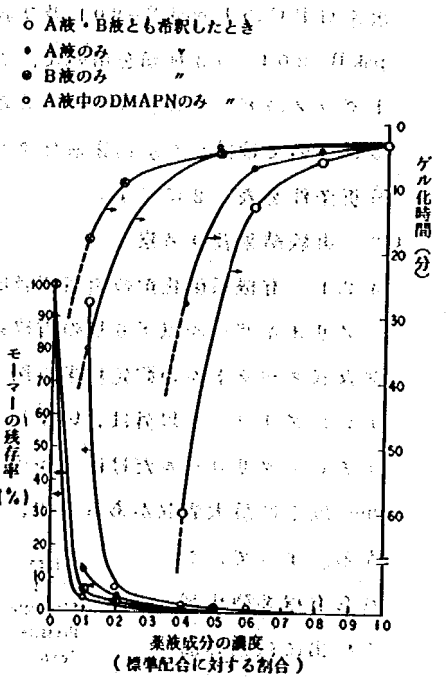
Ａ液とＢ液が均一に混合された後に希釈された場合，薬液が希釈されるにしたがってゲル化時間が長くなり，2.5倍希釈されて濃度が４割になった場合にはゲル化時間が６０分にもなり，それ以上低濃度になるともはや固結しなくなる。固結しない場合にはすべてのアクリルアミドモノマーがそのままの状態で残存すると考えられるが，モノマーの残存率を測定すると薬液が全く固結しない場合でも，例えば５倍に希釈された場合（標準配合の２割の濃度）のようにモノマーとして残存するアクリルアミドは極めて少なくなっていることが明らかにされた。但し，１０倍に希釈（標準配合の１割の濃度）されるとアクリルアミドのほとんどがモノマーとして残る。

また，Ａ液だけが希釈された場合には，2.5倍以上希釈されると（標準配合の４割以下の濃度になると）もはや固結しなくなるが，１０倍に希釈（標準配合の１割の濃度）してもモノマーの残存率は非常に少なくなっている。

他方，Ｂ液だけあるいはＡ液中の反応促進剤だけが希釈された場合には，１０倍に希釈された場合，ゲル化時間が非常に長くなるが一応固結し，モノマーの残存率は極めて少くなっている。

表－１　アクリルアミドの分析条件

	分析条件
Column	Zorbax ＯＤＳ
Eluent	30％MeOH，70％H_2O
Pressure	60 kg/cm²
Column Temp	Ambient
Detector	UV200nm，254nm



図－１　モノマーの残存率に及ぼす希釈の影響

以上の様に，アクリルアミド系薬液は希釈によって固結しないままに流出したとしても，モノマーとして流出する分は極めて少く，これはモノマーのほとんどが水溶性のポリマー（凝集沈澱剤として用いられている）のようなものに変化しているためと考えられる。

4. 有機系硬化剤の分析法に関する実験

4.1 実験方法

グリオキザール，エチレンカーボネート，エチレングリコール，エチレングリコールジアセテート，γ-ブチロラクトンとの5種類の有機系硬化剤とグリオキザールが高アルカリ環境下で加水分解して生ずると考えられるグリコール酸の6種類について，それぞれ10%程度の基準液を調整し，これを希釈して種々の濃度の標準液を調整した。標準液を単品のままや混合したものを高速液体クロマトグラフで測定した。このとき，検出器には紫外部分光光度計と示差屈折計（昭和電工SE－11）を用いた。また，クロマトグラフカラムの充填剤に逆相分配クロマトグラフのZorbaxODS，水系GPCのIonpakS－801及び吸着分配のOHpak B－804の3種類を用いた。これらのクロマトグラフのピークよりカラムの分離性能や分析精度について検討した。高速液体クロマトグラフの分析条件を表－2に示す。

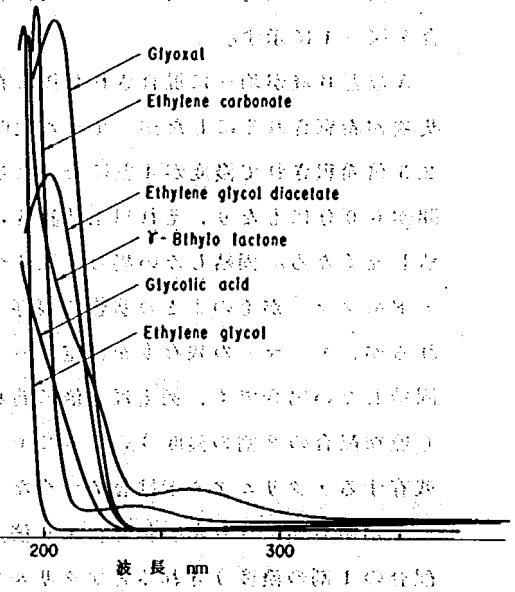
表－2　有機系硬化剤の分析条件

	カラム選定条件			試料分析条件
Column	Zorbax ODS	IonpakS－801	OHpak B－804	OHpak B－804
Eluent	85%MeOH.15%H_2O	purifiedwater	0.1MH_3PO_4 25%MeOH.75%H_2O	0.1MH_3PO_4 25%MeOH.75%H_2O
Flow rate	0.60 ml/min	1.00 ml/min	1.00 ml/min	1.00 ml/min
Pressure	90 kg/cd	50 kg/cd	80 kg/cd	80 kg/cd
Column Temp	Ambient	40℃	Ambient	Ambient) 25℃
Detector	UV 200 nm	UV200nm.RI	UV200nm.RI	UV200nm.RI

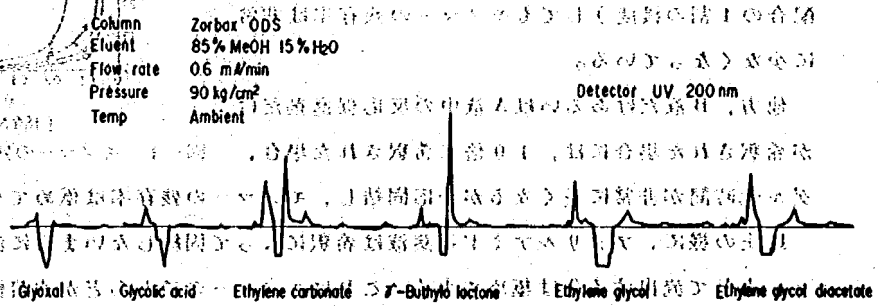
4.2 実験結果及び考察

4.2.1 有機系硬化剤の紫外部吸収スペクトル

グリオキザール以下6種の有機系硬化剤の紫外部吸収スペクトルの測定結果を図－2に示す。エチレングリコール以外は，いずれも分子内のカルボニル基に基づく吸収が200nm付近にあるが，エチレングリコールだけはカルボニル基がないため200nmでの吸光係数が小さい。しかし，200nm以下に最大吸収があるので，エチレングリコールも濃度が高ければ200nmでも吸収は大きくなる。よって，これら有機系硬化剤の検出には紫外部の200nmの吸収が適用できることが明らかにされた。



図－2　有機系硬化剤の紫外部吸収スペクトル



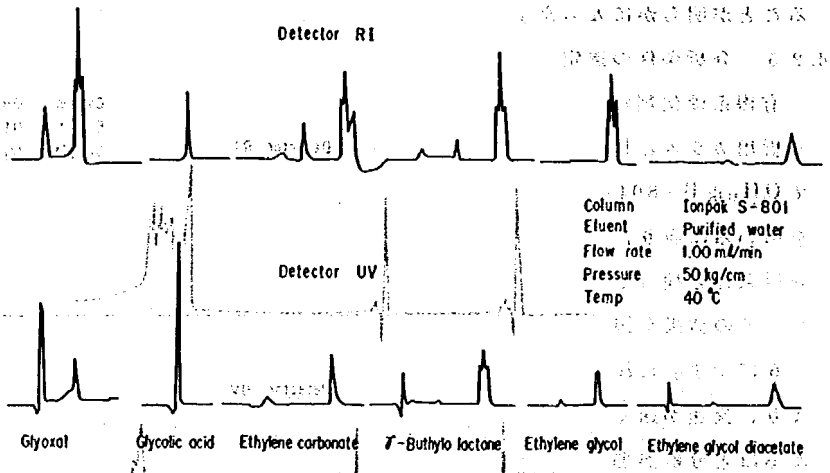
4.2.2 ZorbaxODSによる分析

図－3に Zorbax ODSによる分析結果を

Zorbax ODSによる有機系硬化剤の分析結果を図－3に示す。いずれも数本のピークに分かれており，またほぼ同じ位置に数物質のピークが重なっているので硬化剤相互の分離には適当ではないと考えられる。

4.2.3 Ionpak S－801による分析

Ionpak S－801による有機系硬化剤の分析結果を図－4に示す。Zorbaxに比べピークは単純化されているが，このカラムの分離様式が分子ふるい効果であるため有機系硬化剤は分子量の差が小さいので，同じ位置にピークが重なる所があり硬化剤相互の分離が完全ではないため，硬化剤の分析には適当ではないと考えられる。

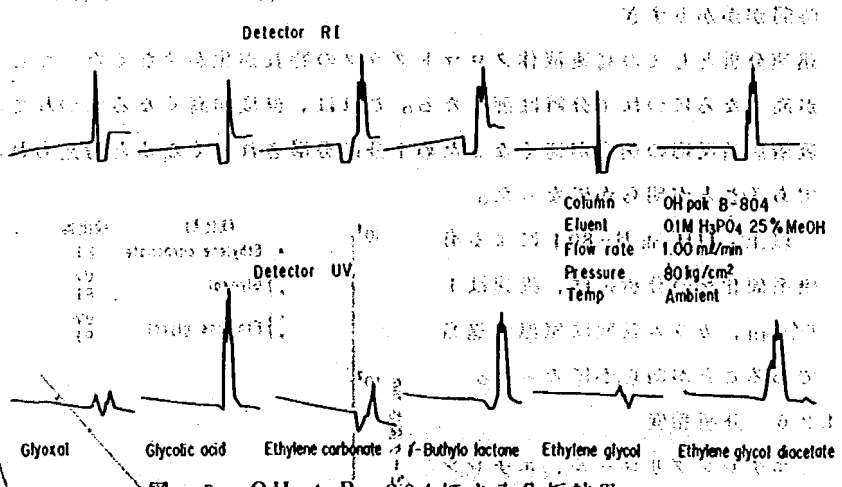


図－4 Ionpak S－801による分析結果

4.2.4 OH_{pak} B－804による分析

OH_{pak} B－804による有機系硬化剤の分析結果を図－5に示す。グリオキザールとグリコール酸はRIでは，ピーク位置がほぼ同じであり，両者の分離は不可能である。

しかし，UVでは，グリオキザールの第1ピークはグリコール酸のピークとほぼ同じ位置であるが第2ピークが離れているので，グリオキザールとグリコール酸の分離にはUVが有効であることが明らかになった。エチレンカーボネート，γ－ブチロラクトン及びエチレングリコールジアセートは，RIの主ピークの位置がほぼ同じではあるが，エチレングリコールジアセートには主ピークの手前に，γ－ブチロラクトンには主ピークの後に小ピークがあるのでRIを用いて3物質の分離は可能である。また，

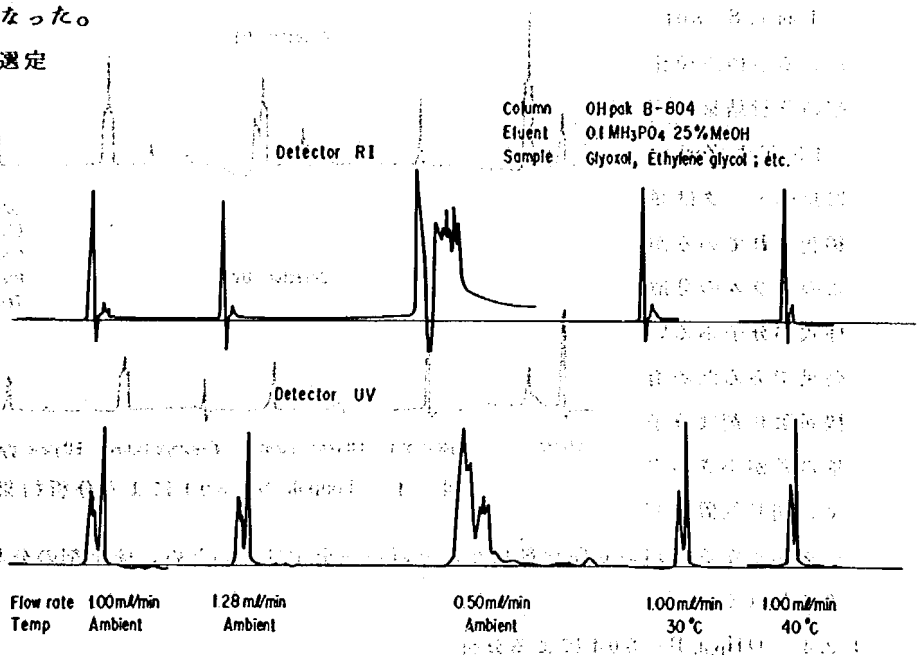


図－5 OH_{pak} B－804による分析結果

これら3物質はUVでも主ピークの位置がほぼ同じであり，エチレンカーボネートとγ-ブチロラクトンの分離は困難であることが明らかになった。さらに，エチレングリコールはUV200nmの吸光係数が小さいためピークはブロードになりグリオキザールの第1ピークに似かよっている。しかし，RIでは鋭どいピークが得られるので，エチレングリコールはRIでの検出が有効であることが明らかになった。

4.2.5　分析条件の選定

有機系硬化剤の分析用カラムとしてOHpak B−804を用いるに当り，分析条件を検討した。その結果を図−6に示す。これより，流速が速くなるほど分離が悪くなり，流速が遅くなると分離は良くなる。しかし，流速を遅くすると時間がかかりすぎ迅速分析としての高速液体クロマトグラフの特長が生かせなくなってしまう。また，カラム温度が高くなるにつれて分離は悪くなる。これは，温度が高くなるにつれて試料とカラム固定相との吸着脱着反応の速度が速くなるため十分に分離されなくなると考えられる。よって，室温が適当であることが明らかになった。



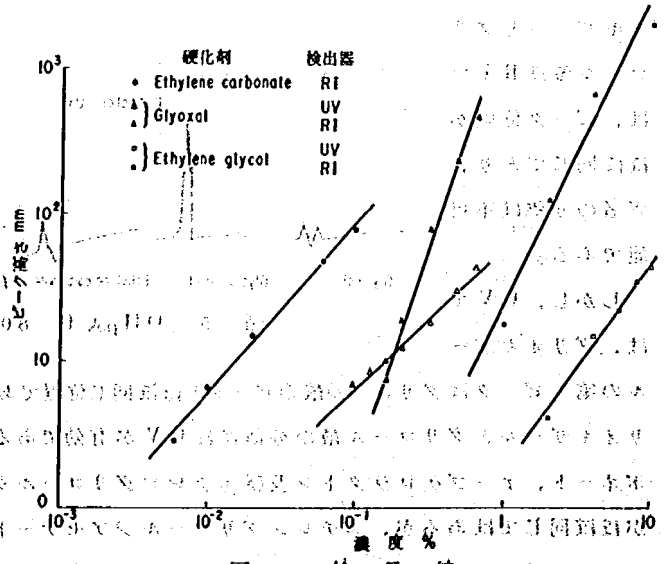
図−6　OHpak B−804の分析条件の選定

以上，OHpak B−804による有機系硬化剤の分析には，流速は1 ml/min，カラム温度は室温が適当であることが明らかになった。

4.2.6　分析精度

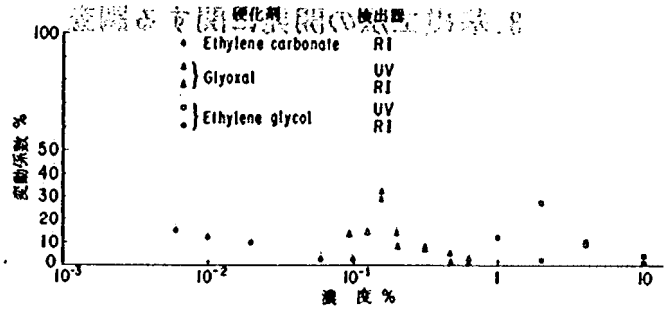
エチレングリコール，エチレンカーボネート及びグリオキザールについて，その定量精度を検討した。

OHpak B−804によるピーク高さと濃度との関係を図−7に示す。エチレングリコール，エチレンカ



図−7　検量線

ーボネート及びグリオキザールのいづれもピーク高さと濃度の間に直線関係が成り立つことが明らかになった。また，これらの繰り返し測定したピーク高さの変動係数（$\sigma_{n-1}/\bar{x}$）と濃度との関係を図－8に示す。これより，変動係数はいずれも濃度が高くなるに従がって小さくなる傾向にある。また，変動係数は２０％以下に入っているので，エチレングリコールは％のオーダーで，エチレンカーボネート及びグリオキザールは0.1％のオーダーでかなり精度よく分析できることが明らかになった。



図－8　分 析 精 度

5. まとめ

(1) アクリルアミド系薬液は，注入時の地盤中の水などによって希釈が行なわれ固結しないまま流出してもアクリルアミドモノマーとして流出する分は極めて少ないことが明らかになった。

(2) 高強度用水ガラス系薬液用の有機系硬化剤は，吸着分配用 OH_{pak} B－804 カラムを使った高速液体クロマトグラフによって分離定性及び定量がかなり精度よく行なえることが明らかになった。

今後の問題点としては，高速液体クロマトグラフを用いて有機系硬化剤を分析するについて，天然水中の共存物質の影響や低濃度の場合の濃縮法に関する検討が必要である。さらに，この分析法を用いて固結物からの薬液成分の溶出挙動を解明する予定である。

参考文献 1）蒔田，吉川：クロマトグラフによる環境中のアクリルアミドの分析法に関する研究，土木技術資料 Vol 19，NO 10，1977

3. 基礎工法の開発に関する調査

基礎研究室　室　長　塩井幸武
研究員　元田良孝
千野啓次
山本洋司

1　まえがき

下水道処理施設には多種多様の構造物が含まれている。しかも、下水道の普及とともに1つの処理場の集水面積は広がる傾向にあるので、下水の処理能力を高めるために施設の規模は次々に大きくなってきている。

また、集水のための下水管は主として自然流下ができるように計画されるために、その終末である処理場にいたるときには地盤面よりかなり低いところに配管されることになる。多くの場合はそこから揚水して処理するのでかなり深い構造物を構築することになる。そのために、構築時の掘削にともなう土留め工や締切り工には多くの問題が生じているので、その力学的性状に関する技術的な解明が急がれている。

一方、下水道施設を構成する各種の構造物の基礎の設計、施工法を合理化する必要もある。下水道構造物の基礎は構造物間の相対変位を変じないようにすること、広大な構造物の底面や隣接構造物間のとりあいの不等沈下を避けねばならないことなど、荷重が小さくとも変位が拘束されることが多い。また、発電室のように荷重も大きく、許容変位量の小さい構造物もある。いまや下水道の普及とともに施設の機能に対する依頼度を高めざるを得なくなっているので、確実な基礎の設計施工法の樹立とともに耐震性の問題もこれまで以上に真剣にとりあげる必要性が生じている。

以上のような背景から、大規模土留めと下水道処理施設の基礎との設計の合理化をはかるために、昭和50年度からはじまった大規模な土留めに関する調査を昭和53年度より基礎工法の開発に関する調査と課題の名称の変更を行なった。

2. 土留め設計および基礎構造物設計基準(案)の作成

上記の事情から基礎研究室では下水道処理施設独特の設計条件、施工条件を加味した下水道構造物基礎および仮設構造物の設計基準の作成を目標として、昭和50年度より調査を続けている。

52年度は両者について目次案の作成までの作業を行ない、53、54年度で土留め工や締切り工に関する基準案の作成を予定した。53年度は内容の充足に入り、土圧の取扱い、切梁などの支持機構、ボイリング、2重締切り工などについて検討を加えたが、条文の作成までにはいたっていない。基礎の設計基準についても関連の諸規定の収集、比較検討にとどまり、実質的な作業は次年度以降に実施することになった。なお、これらの作業にあたっては下水道事業団と連絡調整しながら実施している。

3. クイックサンド現象に関する模型実験

3-1. 概要

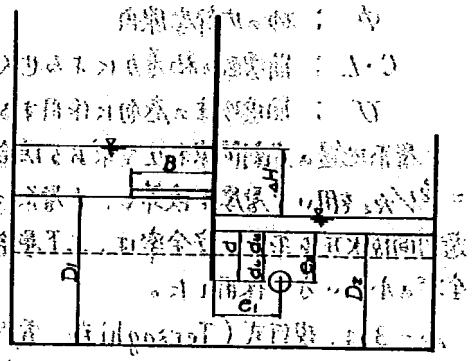
浸透流に起因する地盤の破壊現象に対する一般的性状の明確化，合理的設計法の確立を目的とした調査試験を昭和51年より開始した。初年度は文献調査を行ない，模型実験水槽を用いて基礎的な1層系地盤による実験を行った。本年度はそれらを基盤として，根入長の効果を比較するため2層系地盤の挙動を確認するため，対策工（プランケット，リリーフウェル）の効果を検討する実験を行ない，昨年提案した簡易式についての適応性も検討した。

3-2. 実験内容

実験砂は，表-1に示すような諸元の砂を用いた。A砂とC砂は透水係数が10倍程度異なった砂を採用した。また，実験方法および計測は昨年と同様に行った。

表-1 砂の諸元

	高荻砂 A	高荻砂 C
比重 G_s	2.70	2.60
最大粒径 D_{max}	1.00	0.84
最小粒径 D_{min}	0.05	0.05
60%粒径 D_{60}	0.60	0.29
10%粒径 D_{10}	0.30	0.12
均等係数 U	2.00	2.40
乾燥単位体積重量	1.57	1.51
間隙比 e_1	0.72	0.73
透水係数 k	4.18×10^{-3}	5.81×10^{-4}



実験の種類は，表-2に示す13ケースであり，1ケースについて数回実験を行った。

3-3. 実験結果

クイックサンド状態になる瞬間を何で定義するか問題があるが，実験ではいずれも矢板に接する地表面付近の砂の移動が先であり，表-2に実験種類と結果をまとめるように，クイックサンドの開始時点を下流側矢板の接する地表面の盛り上りにより定義する。

2層系地盤の破壊過程で砂の透水係数の差異によってA，Bの破壊形態に分かれる。Aの場合は進行性破壊によって生起するが，Bの場合は1層系の破壊形態とかなり相似しており，砂粒子の動きが矢板先端に達すると同時に全体破壊に至る。

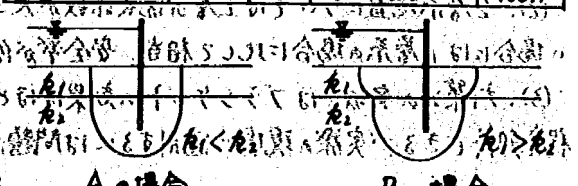
1層系地盤の根入長の効果は，$\Delta H_c = 3.52D$ で，限界水頭差と線型的関係があることがわかる。

2層系地盤において境界層が矢板下端にある場合はA砂とC砂を逆転しても1層系と相似なポテンシャル分布を示す。また境界層が中間にある場合は全く逆の性状を示し，難透水層が上層にある場合は現行の計算式を用いるには注意を要する。

プランケットの効果はその敷設幅に比例するが，しかし，設置を矢板とするとプランケット底面と地表面の間に間隙ができルーフィング効果によって選択破

表-2 実験種類と結果

	Case	D_1 (cm)	D_2 (cm)	d (cm)	その他の条件		流量 Q (cm³/s)	平均限界水頭差 (cm)
一層系地盤	A-1	50	50	10			9.365ΔH	40.5
	A-2	60	60	20			9.162ΔH	69.5
	A-3	70	70	30			7.982ΔH	103.4
	C-1	60	60	20			1.000ΔH	80.4
二層系地盤	A-C-1	60	60	20	d_1=10	d_2=10	1.163ΔH	104.8
	A-C-2				d_1=20	d_2= 0	1.723ΔH	124.3
	C-A-1				d_1=10	d_2=10	3.883ΔH	38.7
	C-A-2				d_1=20	d_2= 0	1.964ΔH	34.1
プランケット	A-4	60	60	20	B=20		8.931ΔH	80.8
	A-5				B=40		8.495ΔH	85.4
	A-6				B=60		8.092ΔH	95.0
リリーフ孔	A-7	60	60	20	e_1=25	e_2=25		111.8
	A-8				e_1=25	e_2=30		108.7



壊が生じた。リリーフウェルは流向を変える事により安全率を高めるが排水流量が問題となる。

5-4. 簡易式の妥当性について

今回の実験結果では限界水頭は既往式で予測したものよりはるかに大きく砂のせん断強さを考慮に入れる必要性があり従来の考え方を多少修正して簡易でしかも適用範囲の広い安全率を求めるため次式で簡易式を提案する。

$$F_s = \frac{W_{sub} + (U_L + U_R)\tan\phi + c \cdot L}{U}$$

W_{sub}; 崩壊砂柱の水中重量

$U_L \cdot U_R$; 〃の左右面に作用する透水間隙水圧

ϕ ; 砂の内部摩擦角

$C \cdot L$; 崩壊面の粘着力によるせん断強さ

U ; 崩壊砂柱の底面に作用する透水間隙水圧

2層系地盤の透水間隙水圧を求める場合は、透水係数比 $K = k_1/k_2$ を用いて層厚を換算し、1層系に置き換えて任意点の透水間隙水圧を求め、安全率は、上下層各々について計算し安全率の小さい方を採用した。

表-3 現行式と提案式の比較

	Case	安全率の比較 Terzaghi	首都公団	提案式
一層系地盤	A-1	0.683	0.530	0.956
	A-2	0.769	0.596	1.033
	A-3	0.798	0.619	1.059
	C-1	0.653	0.507	0.947
二層系地盤	AC-1	上層 6.804 下層 0.529		0.820
	CA-1	上層 1.375 下層 0.781		0.802
フラインデッド	A-4	0.652		1.000
	A-5	0.624		1.088
	A-6	0.572		1.129

表-3は、現行式（Terzaghi式，首都公団式）と今回提案した簡易式との安全率を比較したものである。この計算結果より簡易式は現行式に比較して測定値にかなり一致していることがわかる。この差は限界水頭 ΔH_c の定義の仕方にもよるものと思われるが砂のせん断強さの項を無視し得ない事を示している。また簡易式で2層系は1層系に比して2割程度安全率が低下しているが、これは限界水頭の判断が困難なため計算手法を安全側に仮定しているためである。

以上の結果からこの簡易式は現行式に比して十分妥当であると考えられるし、この簡易式の安全率に寄与するファクターのうち大きなものは角柱の重量と透水間隙水圧とでありこれをいかに推定するかが最も重要であり、安全率の精度との関連で本式より単純な仮定によるより簡便な方式も考えられる。

5-5. まとめ

浸透流による地盤の破壊現象について未だ種々の問題が残されているが一応の成果を以下にまとめてみた。

(1). 崩壊巾について Terzaghi は、$B = 1/2\,D$ を提案しているが実験ではかなり小さく $0.2 \sim 0.3\,D$ 程度となった。

(2). 2層系地盤については上層の透水係数が大きい場合には問題はないが、上層の透水係数が小さい場合には1層系の場合に比して相当、安全率が低下するので注意が必要である。

(3). 対策工の実験ではブランケットの効果はほとんど期待できないがリーフウェルの効果はある程度期待できるが実際の現場に適用するには問題がある。

昭和５３年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386−5878
土研資料第1520号
昭和５４年　８月
下水道部

キーワード：下水道計画，雨天時汚濁流出，下水処理，三次処理，再利用，汚泥処理，汚泥処分，水質汚濁，水質分析

要　旨

昭和５３年度に土木研究所下水道部に所属する研究室が実施した調査研究成果の概要及び下水道部に所属しない他部の研究室が下水道事業調査費により実施した調査研究成果の概要を集録したものである。

郵便はがき

20円切手をはって下さい

〒300-26

茨城県筑波郡豊里町大字旭一番地

建設省土木研究所

下水道部　御中

No.

配布先氏名

配布先住所

No.

土木研究所資料第１５２０号　　部

上記のとおり受領しました。

所　　属（住所）

氏　名　　印