ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第2509号

土木研究所資料

昭和61年度下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和62年10月

建設省土木研究所

Copyright ©(1987)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 General 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ってはならない。

土木研究所資料
第2509号　昭和62年10月

昭和61年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部	下水道研究室	三次処理研究室
	汚泥研究室	水質研究室
企画部	システム課	
河川部	総合治水研究室	
道路部	緑化研究室	
機械施工部	施工研究室	
	土質研究室	
地震防災部	耐震研究室	

要　旨

本報告書集は，昭和61年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全45編400ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，バイオテクノロジー

序　文

この報告書は，昭和61年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果を集約して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，下水道事業調査費(ａ)によるものが大半を占めているが，そのほかに土木研究所の試験研究費(ｂ)，環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費(ｃ)，河川事業調査費(ｄ)，及び建設技術研究開発費(ｅ)，その他(ｆ)によって実施されている。

昭和61年度における新規課題は，①流水中の窒素収支に関する基礎的研究(ｂ)，②地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査(ａ)，③水性生物を利用した処理水水質の改善に関する調査(ａ)，④下水汚泥の燃料化に関する調査(ａ)，⑤下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査(ａ)，⑥浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査(ａ)，⑦下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査(ａ)，⑧焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査(ａ)，⑨下水道による住環境の改善に関する調査(ａ)，⑩河川浄化施設の排泥方法に関する調査(ｆ)のほか，バイオテクノロジー関係の研究の中で，いくつかの課題の研究を新たに始めた。

一方，終了課題には，①汚泥含有物質の流亡に関する研究(ｂ)，②雨天時合流式下水の処理に関する調査(ａ)，③汚泥性状の改善に関する調査(ａ)のほか，④雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発(ｅ)，⑤湖沼の総合的水管理技術の開発(ｅ)の２つの課題の下水道部分担分があり，それぞれ貴重な成果を得ている。これら終了課題の成果の詳細は，課題毎に別途報告書にとりまとめられている。

昭和61年度末で37％という下水道人口普及率を早急に高めるため，建設省は昭和61年度から第６次下水道整備五箇年計画をスタートさせた。しかしながら，下水道整備を円滑に進めて行く上で技術上の問題は少なくない。なかでも，①中小都市向け適正技術の開発，②処理水質の向上に対する要望の多様化への対応，③大都市を中心とした雨水排除の安全度の向上技術，④下水ならびに汚泥の処理における省資源・省エネルギー対策，⑤処理水と汚泥資源の有効利用技術，⑥管路施設の効率的整備手法の確立は，ここ数年にわたる貴重な課題である。

こうした行政上のニーズに対応した調査・研究を進めるとともに，下水道や公共用水

域の水質汚濁防止の基本問題についても粗漏のないような研究姿勢を保っていきたいと考えている。

また，近年バイオテクノロジーの進歩は著しく，下水処理への応用が期待されている。このため，昭和60年度から建設技術開発費によりバイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発を進めて来た。研究の２年目を終え，ある程度の成果の目途がつき始めてきたと考えている。バイオテクノロジーの活用といったとき，長い眼でみるべき問題も多いが，５年間の研究期間が終了した時点で下水道事業に反映できるような技術をも開発できるよう努力している。

最後に，昭和61年度の調査・研究を実施するにあたって種々御援助頂いた各位に深謝なる感謝の意を表すとともに，この報告書が広く読まれ，実務の中で積極的に活用されることを願うものである。

昭和62年10月

下水道部長　村上　健

目　　次

序　文

要　約…… 1

I　試験研究費による研究

1．下水性状の生化学的特性に関する研究……（下水道研究室）… 45

2．下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究……（三次処理研究室／下水道研究室）… 51

3．汚泥含有物質の流亡に関する研究……（汚泥研究室）… 57

4．流水中の窒素収支に関する基礎的研究……（水質研究室）… 71

II　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．集落における下水処理に関する研究……（下水道研究室／三次処理研究室）… 77

2．下水中の微量重金属の分離および環境への影響に関する研究……（汚泥研究室／水質研究室）… 97

III　下水道事業調査費による研究

1．下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査……（下水道研究室）…125

2．閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査……（水質研究室）…135

3．汚泥負荷の原単位に関する調査……（水質研究室）…143

4．浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査……（水質研究室）…151

5．下水道による住環境の改善に関する調査……（下水道研究室）…157

6．管内貯留に関する調査……（下水道研究室）…167

7．下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査……（三次処理研究室）…173

8．下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査……（水質研究室）…181

9．地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査……（下水道研究室）…189

10．雨天時合流式下水の処理に関する調査……（下水道研究室）…199

11．栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査……（三次処理研究室）…207

12．水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査……（三次処理研究室）…217

13．下水処理水の再利用に関する調査……（三次処理研究室）…225

14．下水汚泥の燃料化に関する調査……（汚泥研究室）…235

15．下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査……（汚泥研究室）…243

16．汚泥性状の改善に関する調査……（汚泥研究室）…251

17．小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査……（汚泥研究室）…259

IV　下水道事業調査費による他部の研究

1．下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査……（システム課／下水道研究室）…271

2．薬液注入工法の注入管理手法に関する調査……（施工研究室）…277

3．都市排水計画に関する調査……（総合治水研究室）…283
4．下水道施設の耐震性に関する研究……（耐震研究室）…291
5．コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査……（緑化研究室）…299
6．焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査……（土質研究室）…305
V　河川事業調査費による研究
1．河川の総合負荷量収支に関する調査……（水質研究室）…311
2．河川の富栄養化に関する調査……（水質研究室）…317
VI　建設技術研究開発経費による研究
1．湖沼の総合的水管理技術の開発
—湖沼水質改善技術適用マニュアルの作成……（水質研究室）…323
2．雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発
—下水道利用技術の開発……（下水道研究室）…329
3．バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発……（下水道部）……335
3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.1 固定化方法に関する研究……335
(1) 固定化担体の性能と固定化微生物の高活性化に関する研究……335
(2) 嫌気性濾床リアクターの処理性に及ぼす担体形状の影響に関する研究……339
3.1.2 バイオリアクターに関する研究……343
(1) 都市下水用ビオリアクターの開発に関する研究……343
(2) 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究……355
3.1.3 バイオセンサーの開発に関する研究……369
3.2 酵素・微生物バンクの開発
3.2.1 微生物の分離及び分類に関する研究……377
(1) 排水処理用バイオリアクターに利用する新しい細菌群の開発……377
(2) 低温活性汚泥細菌の代謝特性……381
3.2.2 酵素・微生物の保存及び大量培養に関する研究……387
3.3 遺伝子操作による処理生物種の開発
3.3.1 遺伝子操作を行った処理生物種の排水処理への適用に関する研究……393
3.4 物理化学処理との組み合わせ技術の開発
3.4.1 物理化学処理の評価に関する研究……397
3.4.2 システム化に関する研究……403
VII　地建依頼経費による研究
1．河川浄化施設の排泥方法に関する調査……（水質研究室）…409

概　要　約　集

下水性状の生化学的特性に関する研究		本文45ページ	昭和61年度
全体計画	試験研究費　昭和60－63年度	下水道研究室	

（目　的）

現在の下水道施設の設計・維持管理はBODを指標として用いている。これは処理方式として活性汚泥法を念頭においたものである。そこで他の処理方式－生物膜法や嫌気処理法にとってあるべき有機物負荷を開発する。また流入下水中の固形物分布，有機物の特性を調査し，新しい下水処理プロセスの開発に資するものである。

昭和61年度は，4箇所の下水処理場流入下水を対象として，その固形物分布及び有機物分布を調査した。

（結　果）

図に各処理場流入下水のＳＳ粒径分布を示す。4処理場のＴＳは450～550mg/ℓの範囲にあり，各処理場間での大きな差異は認められなかった。0.1μm以下のＴＳについても300～350mg/ℓの範囲にあり，ＴＳと同様大きな差異は認められなかった。0.1～500μmの範囲の固形物分布は3箇所の下水処理場の流入下水において5～20μmの粒径区分にかなりの固形物量が寄与しており，家庭下水を中心とした下水処理場流入下水の1つの特徴とみなすことができよう。又，4処理場ともにＴＳに対する0.1μm以下のＴＳの占める割合が大きく，約50%以上をしめていた。

表に処理場流入下水の各分析項目の濃度と，それに対する粒径区分の寄与率を示す。ここで特徴的なのは1～125μm及び0.1μm以下の粒径区分に有機物の寄与が大きいこと，及び1～125μmの粒径区分の有機物濃度の上昇に深く関与しているのが蛋白質であるということである。

蛋白質は0.1μm以下及び1～125μmの粒径区分に分布しており，ある特定の粒径区分に分布するという結果となった。炭水化物は，大きい粒径区分への分布はほとんどなく，おおむね1μm以下の粒径区分に分布している。脂質については各粒径区分に広く分布している。有機酸は，3処理場において大きな粒径区分の寄与がかなり高く，必ずしも溶解性部分に分布するとはいえない結果であった。

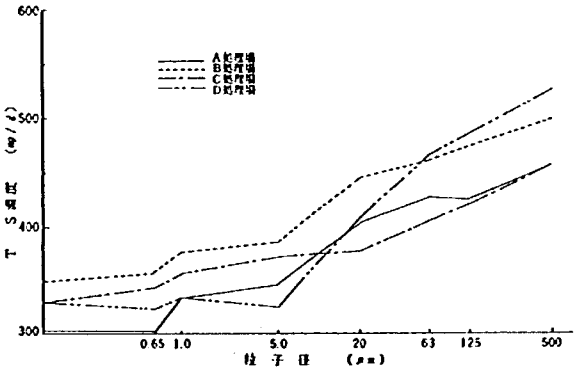


図　各処理場のＳＳ粒径分布

表　流入下水中の固形物及び有機物分布（A処理場）

	濃度	寄与率 (%)				
	(mg/ℓ)	<0.1	0.1-1.0	1-125	125-500	500<(μm)
BOD_5	220	32.2	9.0	41.3	9.5	8.2
COD	96.1	31.6	6.3	45.9	10.4	8.5
TOC	96	35.4	8.4	45.8	3.1	7.3
TS	504	60.9	6.0	18.5	6.3	9.1
UTS	218	29.8	-	39	16.5	15.1
蛋白質	73.9	14.7	16.2	58.3	10.7	-
脂質	18.9	19.0	17.4	25.4	37.0	10
炭水化物	6.9	71.0	13	15.9	-	-
有機酸	27.1	37.6	48	14.4	-	-

執筆者　竹石　和夫
榊原　隆
小沢　登

下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究		本文 51 ページ	昭和61年度
全体計画	試験研究費　昭和59－62年度	三次処理研究室・下水道研究室	

（目　的）

昭和60年度末現在，我が国の下水道普及率は36％であり，二次処理による処理区域の拡大に力が注がれており，二次処理を超えた高度処理については，排水基準・環境基準といった規制値を満足させるために必要な極めて限定された地域において実施されているにすぎない。しかし，将来の我が国の水環境・下水道事業のあり方の考える時，目先の規制に対する対応だけでなく，(1)「下水処理水の水質レベルは如何にあるべきか」(2)「下水処理レベルの高度化を如何なるプログラムで進めていくべきか」を検討する必要がある。本研究は，当課題を(1)については，放流先の水環境の質及び経済性の観点並びに下水処理水の再利用における水質及び経済性の観点から，(2)については，二次処理区域の拡大と高度処理化との費用効果の比較の観点から研究するものである。

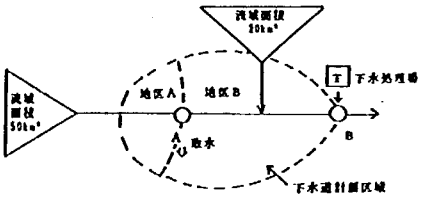
（結　果）

(1)　下水処理水の再利用先と要求水質のまとめを行い，かなりの用途が二次処理水の水質レベルで十分であるが，今後の用途先を考慮すると最低砂ろ過程度の高度処理が必要となることを明らかにした。

(2)　現況の二次処理水質のまとめを行い，BOD 16，SS 15 mg/ℓ が期待できることをしめした。

(3)　高度処理として急速砂ろ過法を導入する場合の処理原価を算出し，水洗用水として34～45円/m³，親水施設用水として10～13円/m³と云う試算を得た。

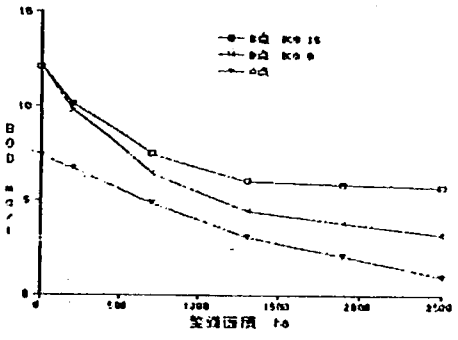
(4)　公共水域における水質と下水道整備率の関係を，図―1，表に示すモデルケースにおいて試算した。結果は図－2に示すように，高度処理（B点放流水質8 mg／ℓ）をかなり早い段階で導入したほうが，水質保全上有利となる場合があることを明らかにした。



図－1　対象流域様式図

表　計算条件

ケース1：比流量3.2m³/s/100km², A点取水量1.0m³/s					
ケース2：〃　2.2　〃　〃　0.3　〃					
人口密度	人/ha	100	80	60	45
A地区	ha	50	200	300	700
B地区	〃	150	300	300	500
汚濁負荷流出率		0.6	0.5	0.4	0.25
整備順位は人口密度の高い順					
原単位　400l/cap./day，80g-BOD/cap./day					



図－2　ケース1における水質の変化

執筆者　佐藤　和明
谷戸　善彦
高橋　正宏

汚泥含有物質の流亡に関する研究		本文 57ページ	昭和61年度
全体計画	試験研究費　昭和57－61年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

汚泥の処分に関する問題は，下水道事業を推進する上で，重要な問題の１つとなっており，埋立処分以外の汚泥処分方法の確立が求められている。一方，汚泥には，窒素やリン等植物に必要な栄養素が多量に含まれているため，緑農地に還元して肥料や，土壌改良材として有効に利用する方法もあり，一部の都市ではすでに実用化している。今後，汚泥は緑農地等に長期的に利用される可能性があり，重金属等の汚泥含有物質が，土壌中に蓄積したり，地下水へ流亡する等，周辺の環境に与える影響について充分な調査研究が必要と考えられる。このため，本研究は，下水汚泥の長期連用によって，汚泥含有物質が土壌や地下水等の周辺環境に与える影響を明らかにし，汚泥の安全で有効な利用方法を確立するための基礎資料を得ることを目的としている。

（結　果）

１）カラムを用いた土壌中重金属の蓄積と溶出に関する実験

①土壌への重金属の蓄積は，溶解度積の小さい元素ほど大きい。

②重金属の溶出は，土壌のpHが酸性になると，溶解度積の大きい元素から起り始める。

２）ライシメーター実験による収支に関する実験

①野菜類の重金属吸収量は，施用した汚泥中の重金属量の１％以下であった。

②汚泥連用による総施用量が10アール当り50tdryの汚泥施用による重金属の土壌中への蓄積は，表層から30cm程度の範囲であり，下層への大きな移行はなかった。

３）屋外試験圃場での汚泥連用による土壌中への重金属蓄積に関する実験

①７年間の連用実験で，表層土壌（表面から10cmまで）の重金属濃度が高くなった元素は，汚泥施用量が5t区のZnであるが，施用量が1.25t区の場合は，大きな変化はなく，ほぼ横ばい状態であった。（図５－１～図５－４参照）

②汚泥施用量と収量の関係は，一定した傾向は認られなかったが，対照区（化学肥料施用区）では，連用回数が増すごとに土壌のpHが酸性化し，そのために収量の低下や，生育障害を起す野菜があった。

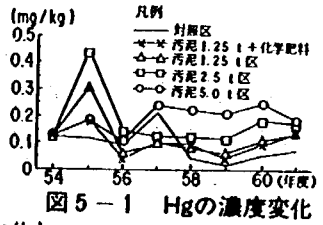


図５－１　Hgの濃度変化

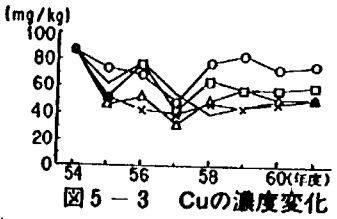


図５－３　Cuの濃度変化

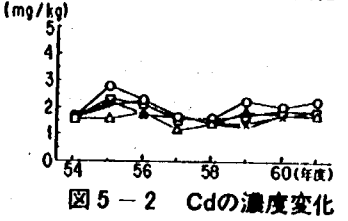


図５－２　Cdの濃度変化

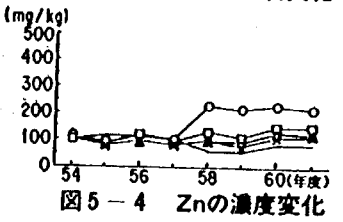


図５－４　Znの濃度変化

執筆者　大嶋　吉雄
岡澤　邦明

流水中の窒素収支に関する基礎的研究		本文71ページ	昭和62年度
全体計画	試験研究費　昭和61－65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

流水中の窒素は，大気から供給される窒素ガスN_2の他に，アンモニア性窒素NH_4^+－N（pHによってはイオンではなく分子状NH_3となる），亜硝酸性窒素NO_2^-－N，硝酸性窒素NO_3^-－Nおよび有機性窒素Ong－Nから成るが，これらは生化学的に，あるいは物理化学的に形態の変化や相変化を伴う。従って，本研究では，流水中のNH_4^+－Nの挙動に主眼を置くが，対象は流水中のすべての形態の窒素とし，流域からの窒素化合物の発生，輸送過程での変化等を定量的に把握し，アンモニアに起因する水質汚濁問題に対しての基礎的知見を得ることを目的とする。

（結　果）

1）窒素負荷発生源に関する既往研究の整理

森林では，土壌層の上に落葉枝が集積したAo層が形成されており，落葉枝の大半はAo層で分解されて分解残渣分が下層土壌へ移行する。また，降水中に含まれている窒素についても土壌層に貯えられる傾向があり，内部循環系窒素の大部分は土壌層に集積するものと考えられる。従って，大規模な森林火災や伐採が行われた場合にはAo層とともに土壌層も流亡し，窒素負荷は伐採前に比較して数百倍にもなる。

また，農業地域からの窒素負荷に関しては，空中窒素の固定とともに施肥による窒素供給が人為的に行われており，施肥量に対する作物吸収量の比が小さいと地下水中へ，あるいは降水時の雨水流出水中へ窒素が移行することになる。

都市域からの窒素負荷については，下水道へ家庭下水が取り込まれている場合には，下水処理での窒素除去効率が排出負荷に大きな影響をもつ。各家庭下水排出形態による窒素排出負荷量を算定すると次のようになる。

①下水道（活性汚泥法）：T－N＝4.1，NH_4^+－N＝3.0

②単独浄化槽：T－N＝5.3，NH_4^+－N＝3.3

③合併浄化槽：T－N＝4.1，NH_4^+－N＝3.7

④くみ取り：T－N＝6.9，NH_4^+－N＝4.5

2）流水中での窒素収支に関する理論的考察

揮発生有機物(VOC)の水中からの揮発速度に関しては，酸素の再曝気係数との定量的関係を示した事例はあるが，NH_3のように溶解度が高いものに関しては，その揮発速度と再曝気係数との関係は見出されていない。今，水中のアンモニア性窒素の変動が，一定のpH及び水温下での揮散によってのみ生ずる系を考えると，NH_3の揮散速度係数$K_{La\cdot NH_3}$は，理論的には次式で表わされる。

$$K_{La\cdot NH_3}=\frac{2\ (C_{T,A}-C_{T,B})}{C_{2,A}+C_{2,B}}\ \frac{U}{\ell_{AB}}$$

A，B：それぞれ，測定区間上の上，下流点

U：平均流速　ℓ_{AB}：A，B 2点間の距離

$C_2=[NH_3]$，　$C_T=[NH_3]+[NH_4^+]$

執筆者　中村　栄一

森田　弘昭

集落における下水処理に関する研究		本文 77 ページ	昭和61年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和59－62年度	下水道研究室・三次処理研究室	

（目　的）

近年，都市周辺地域や農山漁村などの集落において水路，小河川，湖沼の水質汚濁が進み，周辺環境の悪化や水稲栽培に対する影響が問題となっている。この問題の主たる要因として家庭雑排水，し尿浄化槽処理水等の放流が指摘されている。これらの地域においては雑排水とし尿の混合した，いわゆる合併汚水（下水）を効率的に処理することが水質汚濁防止のための基本的な対策であり，このため集落の規模，形態，立地条件に適合した処理システムの開発が急務となっている。

本研究では集落における下水処理のプロセスとして適していると目される４種類のプロセスを取り上げ，その実用性について評価することを目的としている。

（結　果）

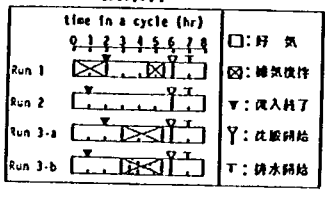
(1)　回分式活性汚泥法に関する調査

表－１に示す実験条件で運転した結果，窒素，リン共に良好な除去成績が得られたのは，Run－３－ａ，ｂであり，処理水Ｔ－Ｎ５mg/ℓ，Ｔ－Ｐ0.7mg/ℓ程度であった。なお，この場合，窒素リンの同時除去を達成するには，過剰曝気を避け，ＤＯ値を適正に保つ必要があった。

(2)　嫌気好気式活性汚泥法に関する調査

実施設による調査の結果，年間を通して処理水Ｔ－Ｐ0.5mg/ℓ程度であった。また，窒素除去率は，ＡＯ法の方が高かった。リン収支に関する調査結果を図－１に示す。汚泥処理系からの返流水により14～19kg/日の返流負荷があり，流入負荷に匹敵した。

表－１　回分式活性汚泥法実験条件

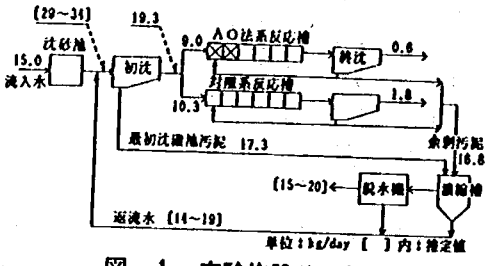


(3)　移床式上向流連続沪過に関する調査

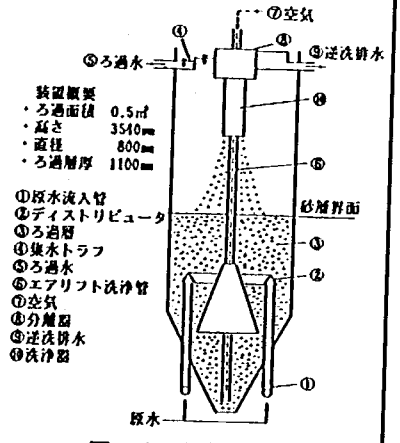
沪過器の構造，諸元を図－２に示す。砂粒径１～２mm，ＬＶ15ｍの条件で，原水ＳＳ100mg/ℓまでは沪過水ＳＳが２mg/ℓ以下を得ることができた。

(4)　バイオシェルフに関する調査

平衡状態において，基質除去率は比流量の増大とともに減少するが勾配間においては一定で，基質消費速度は比流量の増大とともに増加した。また，再曝気係数は高比流量・高勾配側で，大きく，再曝気速度は比流量増大とともに増加した。



図－１　実験施設リン収支



図－２　沪過器フロー

執筆者　竹石　和夫，　鈴木　　穣，　佐藤　和明，　森山　　克美，　小泉　　秀一

下水中の微量重金属の分離及び環境への影響に関する研究		本文 97 ページ	昭和61年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和59－62年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の最終処分先の延命のみならず資源の活用といった観点からも汚泥の有効利用を推進する必要がある。有効利用の形態としては，緑農地利用，建設資材化利用等があるが，前者においては汚泥に含まれる重金属の濃度，後者においては汚泥中の重金属の周辺への影響が問題となる。今後有効利用を進めていくためには重金属濃度の低い汚泥を得る技術，及び汚泥中の重金属の挙動について研究を行なう必要がある。

そこで本研究では水処理を２段に分け，前段を重金属を濃縮する系，後段を重金属濃度の低い汚泥を生成する系とする２段処理法との開発と，汚泥を建材資料として利用する場合の汚泥中の重金属の環境への影響の評価を目的としている。

（結　果）

(1)　２段処理法の実験・本年度は前後段とも生物処理を用いた方式についてパイロットプラント実験を行った。実験における重金属の収支を下図に示す。汚泥中の重金属濃度としてはＣ系の嫌気処理の汚泥でZnが著しく高くなった他はＡ系の汚泥（１段処理の結果）と比べて大きな差は見られなかった。

人口下水を用いた室内実験では嫌気処理で汚泥中に重金属が高濃度で蓄積されており，嫌気処理＋好気処理の組合せが重金属の分離に有効であることが推定された。

(2)　建設資材利用における汚泥中の微量重金属の環境への影響：焼却灰を土質改良材として試験盛土を施工し，浸出水，表流水の観測を行った結果，一部で鉛が溶出した他は総ての金属は低濃度であった。また溶出実験の結果，重金属の溶出とpHや組合せる土の性質との関係を把握した。

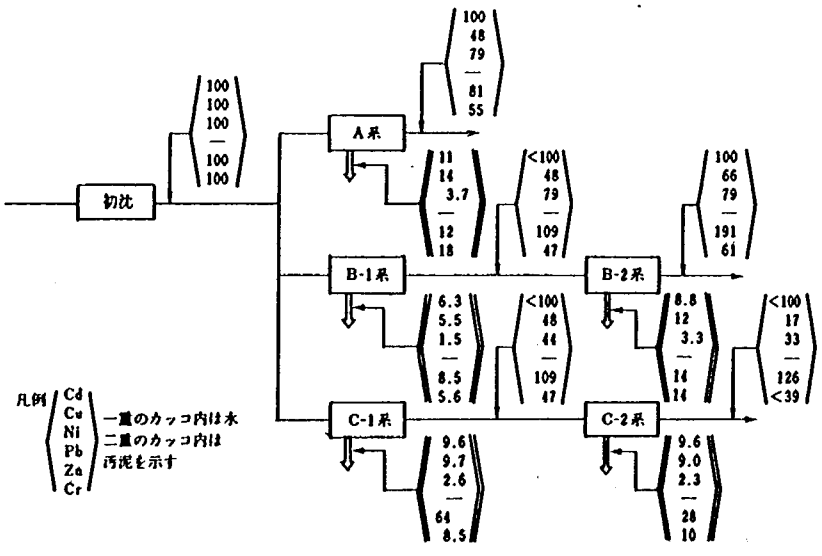


図　重金属の収支（初沈流出水を100として表わしたもの，S.61.7～12の結果による）

執筆者　中村　栄一
酒井　憲司
大嶋　吉雄
白石　　隆

下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査		本文125ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和59－62年度	下水道研究室	

（目　的）

今後，安定成長下において，下水道事業を進めていくにあたっては，「下水道事業の計画的，効率的整備」が重要な課題となる。本調査は，「計画的，効率的整備」に資することを目的として，下記の課題を調査するものである。

①下水道の計画的，効率的整備手法の開発

②下水道計画の評価手法の開発と最適計画策定技術の確立

③下水道に関する情報管理システムの確立と下水道計画への活用

④下水道整備効果の定量化及び費用効果分析

（結　果）

61年度は上記課題の中から，①②に関わるテーマとして「下水道による水洗化率を左右する要因分析と公示後の水洗化率の経年変化の予測に関する調査」を実施し，以下の結論を得た。

1．水洗化率の現状－①供用開始10年以上では水洗化率に差がない。10年以内では新しい都市ほど水洗化率は低い。②普及率が高い都市ほど水洗化率は高い。

2．未水洗化の理由－①「経済的理由」「建物が移転，改築期にある」「借地借家関係」の３つで全体の65％を占める。②水洗化率区分別に見た場合，水洗化率が高い都市ほど「経済的理由」の割合は減少している。

3．水洗化率促進対策と水洗化率－水洗化率促進対策のうち，「訪問」「補助金」「融資」対策を実施している都市の水洗化率は，対策を行っていない都市よりも明らかに高い。

4．単独浄化槽の設置状況と水洗化率－供用開始後３年目までは，くみとり便所からの転換のほうが多く，４年目以降は単独浄化槽からの転換が多くなる。

5．公示後の水洗化率の経年変化－①供用開始後10年経過以降は，当該都市の水洗化率は上限値を有すると考えられる。その値は，当該都市の特性を説明変数とする重回帰式により求められる。また，計算しなくとも目安をたてられるような標準的な上限値を提示した。②公示後５年間の水洗化率の経年変化を標準パターンと水洗化促進対策（訪問と補助金）をほどこした場合のパターンとして提示した。

表　水洗化促進対策の有無と水洗化率の経年変化　（％）

対策の有無	件数	当年	二年目	三年目	四年目	五年目
訪問なし、補助金なし	8	24.5	45.7	59.6	67.2	72.9
訪問あり、補助金なし	20	27.6	52.0	66.1	77.2	82.2
訪問あり、補助金あり	13	32.9	57.1	69.5	79.7	84.7

執筆者　竹石　和夫
谷戸　善彦

閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査		本文135ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55－65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

富栄養化した閉鎖的な水域では，流入する有機物負荷の他，栄養塩類の存在の下で水域内での有機物の内部生産が起こり，有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に，栄養塩負荷の削減が必要であり，下水道を中心とした水質保全対策が必要と考えられるが，その施策に対する評価が十分行われてはいないのが現状である。しかしながら，閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには，諸施策の効果評価が行われる必要があり，その評価に関する調査を行い手法を確立することが必要である。

そこで，本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼をとりあげ，その流域で建設が進められている下水道施設により，栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに，その評価手法の確立を目指すものである。

（結　果）

① 大堀川での連続負荷量調査を行い，晴天時及び雨天時の流量及び負荷量を把握した。晴天時に比べ降雨時には，かなり大きな負荷量があることが分った。

② 61年度の湖内水質変動は過去２年間に比べ，変動幅が小さく，また夏期の藻類の優先種が珪藻類であった。

③ 手賀沼湖内の流動を調査した結果，湖内流速は通常かなり小さいが，大きな流動がある時は一様な流れではなく複数の渦動によると思われる複雑な流向を持つことが分った。

④ 湖における水質モデルの空間的表現方法を検討し，流入変動成分の周波数と湖の滞留時間の積により伝播特性が規定されることが分った。また，分布定数モデルで近似した場合，周波数が大きい成分の増幅性がかなり異なる場合があり，近似性の適否は，湖の滞留時間，Pe数で表わせる湖の混合特性，流入負荷の変動成分の構成状況をもとに検討する必要があることが分った。

表　大堀川における晴天時雨天時の負荷量

		降雨子	大堀川呼環地点					流域 1 ha 当り					
		総降雨	流量	BOD負荷量	COD負荷量	T－N負荷量	T－P負荷量	流出高	BOD負荷量	COD負荷量	T－N負荷量	T－P負荷量	流出率
		mm	m³/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	mm	g/d/ha	g/d/ha	g/d/ha	g/d/ha	%
晴天時	第1回		75,000	680	750	470	110	2.4	220	240	150	35	
	第2回		92,000	540	900	620	110	2.9	170	290	200	35	
	第3回		100,000	780	800	570	83	3.2	250	260	200	27	
	平均		89,000	670	820	570	100	2.8	210	260	180	32	
		mm	m³	kg	kg	kg	kg	mm	g/ha	g/ha	g/ha	g/ha	%
雨天時	第1回	18	160,000	1800	2300	630	250	5.1	580	740	200	80	28
	第2回	38	190,000	3200	3200	420	320	6.1	1000	1000	130	100	16
	第3回	14	76,000	700	1250	140	100	2.4	220	400	45	30	17

執筆者　中村　栄一
田中　宏明

汚濁負荷の原単位に関する研究		本文143ページ	昭和62年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和59－63年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

汚濁負荷原単位は下水道計画および下水道施設の設計のための最も基礎的な資料の一つとして利用されているが，これらは社会構造の変化，生活様式の変化等によって変化するほか，地域的にもその数値の異なる性格を有するものである。

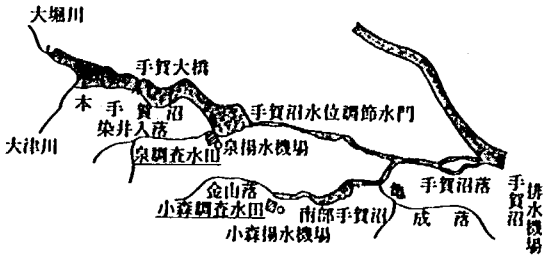
また，湖沼の富栄養化も問題になるほど，水質汚濁の機構が複雑多様化する中で，従来の有機汚濁を中心とする原単位指標以外にもリンや窒素等新たな指標に係る数値の整備，実態に対応した表示方法の整理も必要となっている。また，きめ細かい水質汚濁防止計画，あるいは下水道計画を樹立するうえで，原単位についてもより一層精度の高い情報の収集，整理が要求されるようになっている。

本調査は，このようなことを背景に従来の原単位の精度向上および面的な発生源等について新たな資料の集積を行うために実施するものである。

（結　果）

① 水田からの負荷量については，流入する負荷量より流出する負荷量の方が，代掻き，田植期以外ではかなり小さく水田が浄化型に働いているように見えるが，代掻，田植期は，流出負荷量の方が大きくなる場合もあった。

② 調査方法について，負荷量調査を行う場合，水質の把握は重要であるが，流量の把握に十分注意する必要があり，揚水機場から用水供給を間欠的に受けている水田については，昼間と夜間を通した調査を行い日単位の負荷量を算定する必要があることが分った。



図－1　手賀沼地区調査地点位置図



図－2　印旛沼地区調査地点位置図

執筆者　中村　栄一
田中　宏明
小森　行也

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文151ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

公共用水域の水質汚濁を防止し，水洗化による快適な生活環境を確保するための方策として下水道の整備は重要な位置を占めており，下水道の整備の進行に伴い水質が改善されているという事例は数多く報告されている。他方下水道未整備区域においては生活の快適さを追求するため浄化槽等の施設によって水洗化が図られている。この意味では浄化槽等の分散型処理施設を評価すべきであるが，公共用水域の水質保全施設として，さらには従来の下水道と同程度の役割を有する下水道代替施設として浄化槽の分散型処理施設を位置付けるためにはこれらの施設の処理機能を的確に評価し，問題点を改善することが必要である。

本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に，①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握，④改善の検討，等を行い，下水道代替施設としての分散型処理施設を水質保全上の施設として位置付けるとともに，現況の分散型処理施設の水質汚濁上のインパクトを明らかにすることを目的としている。

（結　果）

本年度は生活雑排水処理施設の稼動状況調査と，トレンチ処理における水収支の２点について調査した。

生活雑排水処理施設で稼動している15の施設を調査した結果，BOD除去率と関係の深い要因として施設内の滞留時間，施設の位置，エアレーションの有無があげられた。そのなかでBOD除去率と施設内の滞留時間との関係を図に示す。エアレーションなし及び施設が水路の内にあるものについてはエアレーション有りで施設が水路の外にあるものに比べ同じ滞留時間であってもBOD除去率が劣る傾向のあることがわかった。

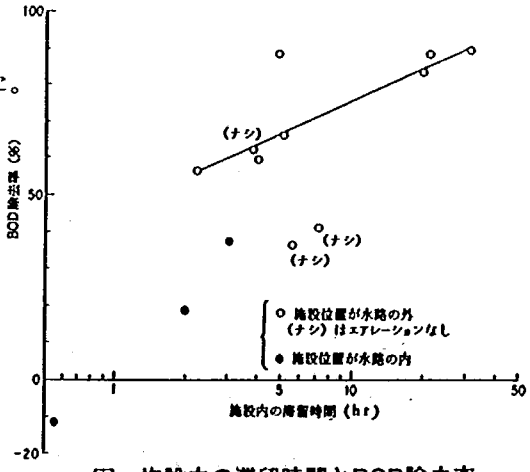


図　施設内の滞留時間とBOD除去率

トレンチ処理については豚舎排水を沈澱，接触酸化処理した水を原水とした実験を継続している。昭和60～61年度にかけてトレンチへの通水を停止した期間があるためトレンチへの通水の有無とトレンチ流出水量の関係について検討した。その結果本トレンチでは処理原水としていれた水の3/4，降雨として表面から入る水の1/3がトレンチからの流出水として出ていくことが分かった。

表　トレンチ処理における水収支

期　間	処理原水量 (m^3)	降雨量 (m^3)	総流入水量 (m^3)	流出水量 (m^3)	流出率 (%)
S.58.4~59.3	761	116	877	569	65
S.59.4~60.3	676	100	776	576	74
S.60.4~61.3	1	118	119	44	37

執筆者　中村　栄一，　酒井　憲司

下水道による住環境の改善に関する調査		本文157ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－65年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

下水道の有する機能には大きく分けて次の３つがある。①浸水の防除，②公共用水域の水質保全，③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上。以上のうち，①は国民の生命・財産を守る観点から，②は国民の共有財産である水資源・美しい自然等を守る視点から重要である。このように①②については，国土保全・国土資源の維持活用というマクロ的な視点からその重要性は論をまたない所であり，従来から巾広く議論されその効果，計画の考え方についても広く調査研究が行われてきた。一方③に関しては，国民個人にとった場合①②と同様，場合によってはそれ以上に重要な問題であり，下水道による直接的な恩恵という点では無視できないものである。しかし，従来③に関しては，調査研究テーマとしてもそれだけに焦点をあててとり上げられることはほとんどなかった。

本調査では，以上のような背景から，「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うことを目的としており，具体的には次の３点をとりあげることとしている。(1)戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域に与える影響に関する調査，(2)ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査，③圧力式下水道に関する調査。初年度である昭和61年度については，上記のうち(1)をとりあげ調査を進めた。

（結　果）

戸別合併浄化槽の設置された住宅団地内の個人宅４軒と，入居済80戸の浄化槽処理水の河川への放流口，放流口の上下流部において，11月および１月の２回水質調査を行い次の結果が得られた。調査結果を表－１に示す。なお，ここに示すBODはN—BODを含んだものである。

(1)　調査した戸別合併浄化槽では，処理水のBOD 20mg/ℓ以下を担保するのは確実ではない。

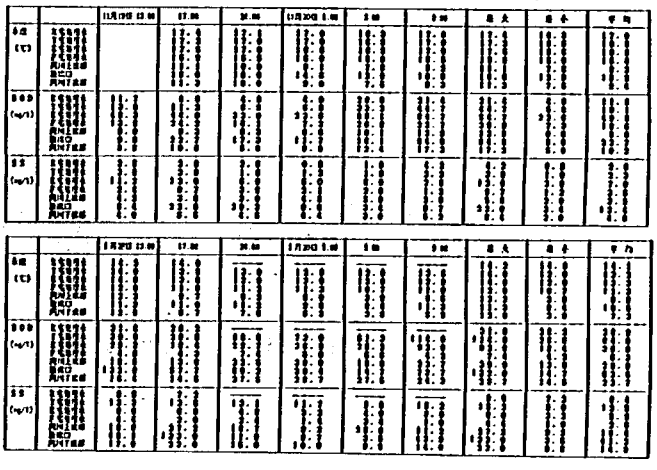
(2)　処理水質は，各家の生活洋式，使用水量等により大きく左右される。そのため良好な処理水質を得るためには生活洋式を考えねばならないケースもありうると思われる。

(3)　戸別合併浄化槽からの臭気問題が発生している。

(4)　長期的に見た場合，放流先水域の水質汚濁問題の発生の恐れがある。

(5)　負荷変動・外気温等の外的要因，各家における維持管理状況により，処理性能が左右されることが予想される。

表－１　合併浄化槽の処理性の調査結果



執筆者　竹石　和夫
谷戸　善彦
小沢　登

管内貯留に関する調査		本文167ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－63年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

都市域における浸水問題，雨天時合流式下水道越流水問題に対処する手法の一つとして管内貯留がある。管内貯留は流れの場に同時に貯留を起こさせるin-line storage方式とバイパスを設け貯留空間を別に設定するoff-line storage方式がある。後者については実施設も数例あり設計法も確立されているが，前者については十分な検討が行われていない。そこでこのテーマでは，前者の設計法の確立を主目的とし，合わせて計画外力の不確定性，貯留時堆積物の影響などを調査する。

（結　果）

1）水理計算によるin-line方式の実現可能性の検討

図のようなin-line方式における管内貯留の効果を検討したところ，①勾配が小さいほど貯留量は増えるが，上流側への影響も大きい。②同一流量が長時間続く流入波形では貯留効果はない等の結果を得た。

2）小型管渠装置を用いた実験

60年度に引き続き，　小型管渠装置(L1000 W100 H100)に雨天時下水１ℓを入れ，自然排水，蒸留水によるフラッシュ(400ml)を勾配１，４，８％で行い，①勾配が大きい程自然排水による排出負荷が大きい。②フラッシュ後残留負荷量/原水負荷＜１％を目安とすると，フラッシュ水量として400mlで十分であるのは８％のみである。このときのフラッシュ水流速は15～20cm/ｓであった等の結果を得た。

3）パイロットスケール管渠実験装置を用いた実験

φ500，Ｌ3000の管渠に晴天時下水を貯留し，１時間経過後自然排水，フラッシュを勾配１，10，50，100‰で行ったところ，①勾配が大きい程自然排水による排出負荷が大きい。②自然排水では，終期に高濃度になる(SS数百～数千ppm)が，それ以外は原水より低濃度である。③フラッシュ後残留負荷量／原水負荷＜１％を目安とすると，フラッシュ水量として15ℓで十分であるのは100‰のみである。このときのフラッシュ水流速は2.7m/ｓであった等の結果を得た。

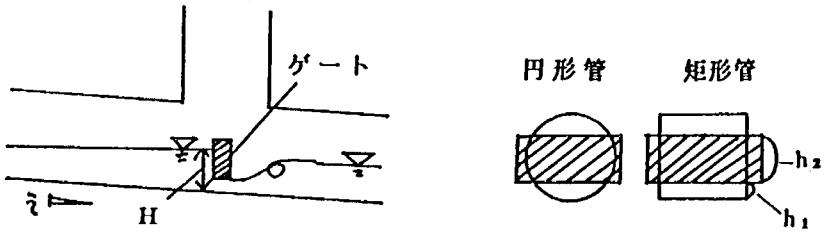


図　想定した管内貯留方式

執筆者　竹石　和夫
榊原　　隆

下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査		本文173ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55－63年度	三次処理研究室	

（目　的）

現在，下水処理場の多くは放流水のCOD規制を受けている。既設の下水処理場は，生物処理を主体としているために生物学的に分解されにくい成分が多く流入する処理場では放流水のCODが高くなる可能性があり，CODの高度除去のための対策が必要になる。

本調査は下水処理場におけるCOD成分の高度除去のための処理方法の確立を目的としている。

（結　果）

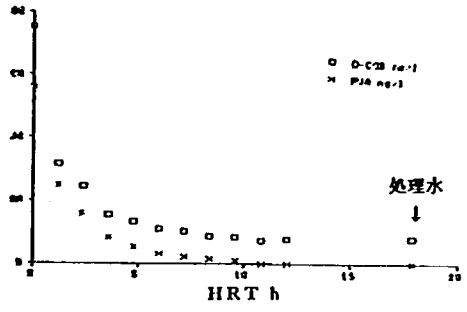
(1) 工場排水混入下水を想定して，ポリビニルアルコール(PVA)を約50mg/ℓ含む実下水の処理実験を行った。実験条件は表に示すように，A，B２系列で，主に汚泥滞留時間を変え比較を行ったものである。結果は，図－１，２に示すように，B系（SRT＝30日）では処理が十分に行われず，PVAを安定して処理するためにはSRTを50日程度に保つ必要があった。

(2) 硫酸バンドによるPVAの凝集処理は，PVAの除去にはほとんど効果が認られなかった。

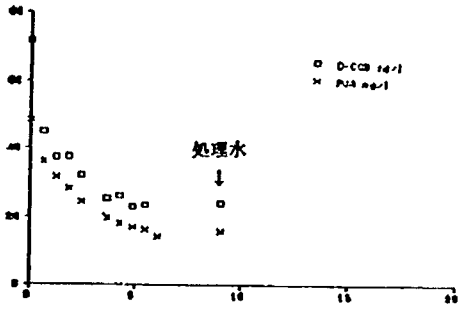
(3) 凝集剤添加活性汚泥法に用いる凝集剤として，硫酸バンドとPACのCOD除去能力を比較したが，両者の性能にはほとんど差がなかった。

表－１　実験条件

装置		A	B
水理学的滞留時間	時間	12.0	6.5
汚泥滞留時間	日	42.4	30.0
ＭＬＳＳ	ｍｇ／ｌ	4,920	5,130
水温	℃	10.3	11.1
流入水中　ＰＶＡ	ｍｇ／ｌ	48.2	51.0



図－１　A系，曝気槽内追跡調査



図－２　B系，曝気槽内追跡調査

執筆者　佐藤　和明
高橋　正宏
小泉　秀一

下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査		本文181ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57－65年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

飲料水中のトリハロメタンや地下水中のトリクロロエチレンなど化学物質による汚染が顕在化し，その規制値が設定されるにおよび下水処理施設においても，ある種の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。このため微量化学物質が活性汚泥処理プロセスでどのように変化し，また影響しているのかを明らかにし，仮りに問題があるならばその除去方法や規制などについて検討する。

（結　果）

61年度は，セミバッチ処理システムにおけるテトラクロロエチレンの挙動調査と有機塩素化合物の硝化抑制に関する実験を行い次のことが明らかになった。

1）セミバッチ処理システムにおけるテトラクロロエチレンの挙動

流入水中のテトラクロロエチレンの濃度が10mg/ℓ程度では，活性汚泥に対する悪影響はみられず処理水質は良好であった。また，テトラクロロエチレンの物質収支を求めた結果，処理水中に残存するもの，汚泥に吸着し余剰汚泥として引抜かれるものの割合は非常に小さく，ほとんどがエアレーションによる揮散であり，活性汚泥処理における除去はエアレーションによる揮散であることが確認された。

2）有機塩素化合物の硝化抑制

2,5—DCA，0—CP，クロロホルム，四塩化炭素について硝化細菌に対する薬剤感受性試験を行なった結果，（下図，表参照）MIC，MACは個々の物質によってその値は異なるが，どの物質においても，その濃度は亜硝酸菌に対するより，硝酸菌の方が高くなっており，感受性としては亜硝酸菌の方が硝酸菌より高いことが判明した。

表　MIC，MACの範囲

（推定）

	亜硝酸菌	硝酸菌
2.5－DCA	1~10	10~100
O－CP	0.1~1	10~100
クロロホルム	1~10	100＜
四塩化炭素	10~100	100＜

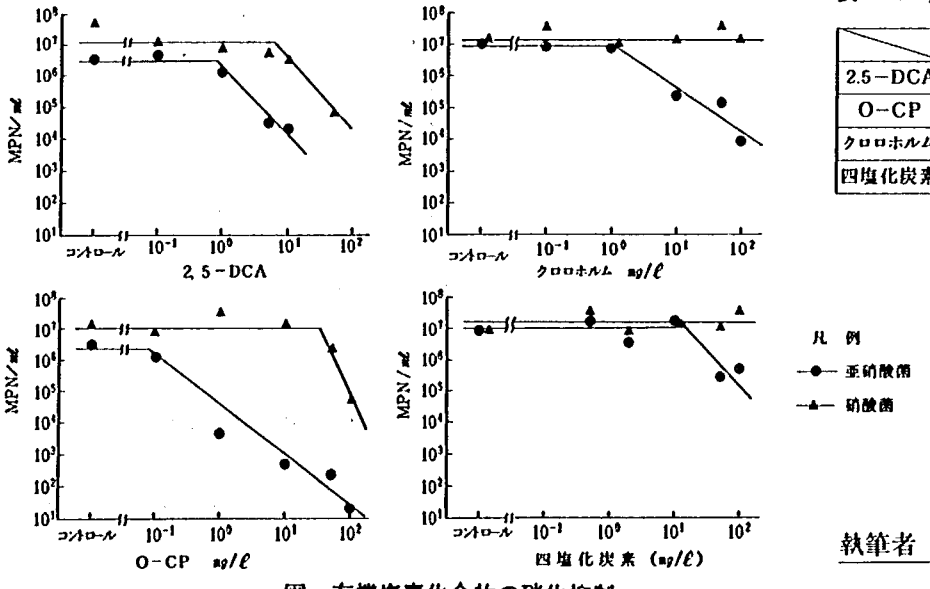


図　有機塩素化合物の硝化抑制

執筆者　中村　栄一
小森　行也

地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査		本文189ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－65年度	下水道研究室	

（目　的）

現在，下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にあり，処理場の建設に当っては建設費の低廉性と維持管理の簡易性が求められている。しかしながら，地域の特性によって低廉性及び簡易性の求められる程度は異なり，また，流入水質が特異的であったり，要求される処理程度が異なる場合がある。

本調査では，地域特性の因子について整理するとともに，対象地域を因子分析して地域特性の把握・分類を行う。また，既存処理方法の調査及び処理方式の開発を行い，地域の特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

（結　果）

61年度は，本調査の初年度として，全酸化処理法，ドレーン模型，水・汚泥同時処理装置の３つの処理方式について調査を行った。

(1)　全酸化処理法

①下水の砂沪過では，粒子径20 μm以上の浮遊物は良く除去されるが，20 μm未満の浮遊物の捕捉性は悪い。（図－１）

②沪過により捕捉された浮遊物は，逆洗を行ってその排水を前段の沈澱槽に返送することにより，有効に沈澱分離できた。

③小粒径の砂とアンスラサイトとの二層沪過により，浮遊物除去率の向上と沪過継続時間の延長が図られた。

(2)　ドレーン模型

①有機物負荷量が小さいほど除去有機物量当りの発生汚泥量は小さい。

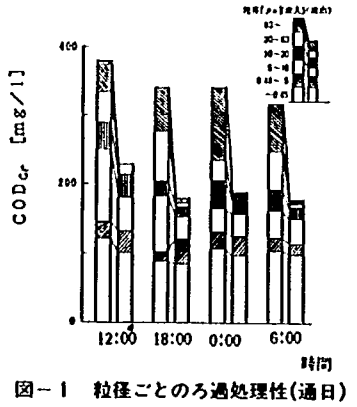
②装置の流下距離による処理状況を調べた。

(3)　水・汚泥同時処理装置

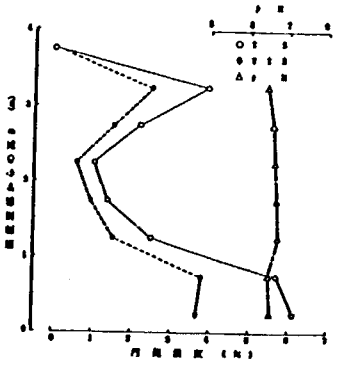
①処理水中にＳＳが多く，これは貯留汚泥の浮上及び生物膜剥離によるものと考えられる。

②汚泥貯留スペース下部では汚泥は良好な濃縮状態を示していたが，同スペース中間部では嫌気発酵のため汚泥濃度が低くなっていた。（図－２）

③汚泥は凝集剤添加により脱水性の向上が図られた。



図－１　粒径ごとのろ過処理性(通日)
(12月17日～18日)
(ろ過速度　62.5(m/day))



図－２　汚泥の濃縮・貯留状況

執筆者　竹石　和夫
鈴木　穣
小沢　登

雨天時合流式下水の処理に関する研究		本文199ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57－61年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

我国の下水道整備は，明治の中頃，コレラ等の流行を契機として始められたが，当時の厳しい財政状況，整備の目的が下水の速やかな排除にあったこと等から，管きょの整備方式としては合流式が採用され，その方針が最近まで多くの都市で引き継がれてきた。しかし，合流式下水道では雨天時に汚水の一部が無処理のまま水域へ放流されることから，公共用水域の水質保全に対する社会的関心の高まりとともに，改善の必要性が痛感されるようになった。更に，生活水準の向上に伴い国民のニーズがより快適な生活環境の整備へと変化するにつれて，都市内での親水空間の創出等，より高い水環境の創造が求められており合流式下水道越流水対策の必要性は一層高いものとなっている。このため現在とられている対策の代表的なものとして雨水の貯留があげられている。しかし雨水の貯留施設については広い用地を必要とし施設が大規模なものになるといった問題があり，より効率的に雨天時越流水の水質を改善する方策が必要であるが，その一つとして各種処理方法の適用が考えられる。本調査は以上のような観点から，合流式下水道越流水対策として，雨天時下水の効率的処理方法を開発することにより，合流式下水道改善計画の立案に資することを目的とするものである。

（結　果）

(1) PAC 10 ppm を添加した傾斜板沈澱（滞留時間30分）と超急速沪過（沪過速度1,000m/日）による雨天時下水の3回の処理実験の結果では，平均流入BOD 88～215mg/ℓ，ＳＳ171～404mg/ℓに対し，沈澱後の平均BOD 41～64mg/ℓ，ＳＳ46～82mg/ℓ，沪過処理水の平均BOD 31～47mg/ℓ，ＳＳ30～48mg/ℓと良好な結果が得られた。沈澱は負荷を大きく削減し，沪過は水質を更に向上させ一定の水質を確保するという面で評価できると考えられる。

(2) 超急速沪過の沪材粒径を小さくして（上層 ϕ 4 ～15mmを ϕ 4 ～10mm，下層 ϕ 2 ～ 4 mmを ϕ 2 mm以下へ）処理実験を行ったが，ＳＳの捕捉量は増大せず，損失水頭も大きくなったことから，この程度の沪材粒径では粒径を小さくすることの効果は現われていないと考えられた。

(3) モデル排水区（面積177 ha，年降雨量1229mm）を対象として雨天時下水処理施設の適用による改善効果を検討するため，貯留もしくは沈澱部の容量0.1mm相当，処理上限10Q，遮集量３Ｑとしてシミュレーション計算を行った結果，表－１に示すように処理場への遮集水量についてはスワールが最も大きく沈澱，沪過，貯留の順となり，BOD負荷量の遮集量は沈澱，沪過，スワール，貯留の順であった。対策をとらない場合と比較した越流BOD負荷量の削減率は沈澱，沪過37%，スワール32%，貯留10%であった。

表－１　処理方式別負荷収支（容量873m³）　（３倍遮集の場合）

	処理方式	直接遮集量	処理量	直接放流量	引抜汚水量	除去水量	全遮集量	処理後の放流量
水量 (10^3m³/年)	貯　留	694.3	61.1	801.0	－	61.1	755.4	－
	スワール(1500 cm)	357.6	835.3	363.6	385.3	68.5	811.4	381.5
	沈殿濾過	742.9	450.0	363.6	－	48.1	791.0	401.9
BOD (Kg/年)	貯　留	25523.8	5661.0	9968.0	－	5661.0	31184.8	－
	スワール(1500 cm)	17166.7	21540.4	2445.7	12933.6	3531.4	33631.7	5075.4
	沈殿濾過	30100.3	8606.8	2445.7	－	4090.8	34191.1	4516.0

執筆者　竹石　和夫　小沢　　登

栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査		本文207ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－64年度	三次処理研究室	

（目　的）

湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化の防止や処理水を再利用する際の用途によっては下水中の窒素やリンと云った栄養塩類を高度に除去する必要がある。新たに処理施設を建設する場合には当初から栄養塩類除去の対策を講じておくことが出来るが，既存の処理施設においては現有の施設を生かしながら栄養塩類の除去能力を高める手法が必要となってくる。本調査は，現在，下水の処理方式として広く普及している活性汚泥法を基本として，その運転方式の変更により栄養塩類の除去能力を高める手法の開発を目的として実施するものであり，昭和60年度を初年度として開始した。

（結　果）

(1) 凝集剤添加硝化脱窒法において使用される凝集剤としてのPACとばん土を比較した結果，ばん土はアルカリ度の消費が多く，注入率が4 mg/ℓになると明確な硝化阻害を生じるが，PACは同じ注入率では全く阻害を示さないことがわかった。また，最終沈澱池における固液分離性もPACのほうが良い結果であった。しかし，リンの除去や発生汚泥の処理性の点ではばん土のほうが幾分良い結果を示した。

(2) 凝集剤添加硝化・内生脱窒法においては，通年で80～90%の窒素除去率が得られた。また，硝化槽・脱窒槽容量は1：1が適当であった。硝化槽末端の溶存酸素濃度は，本法の窒素除去性能を左右する管理指標となりうるものであった。凝集剤の添加効果については Al/P（P：PO_4－P）モル比1程度で，硫酸ばん土，PAC, TK フロックの比較検討を行ったが，処理水リン濃度において明確な差異は認られなかった。

(3) 間欠曝気法による窒素除去パイロットプラント実験においては，混合特性と窒素除去能の関係について検討した結果，混合特性に係わらず，同程度の窒素除去率を得られることが明らかとなった。また，本法において窒素除去を行うに必要な生物反応槽滞留時間について，25時間と15時間で比較実験を行った結果，15時間程度でも全窒素除去率80%程度が得られることが示された。

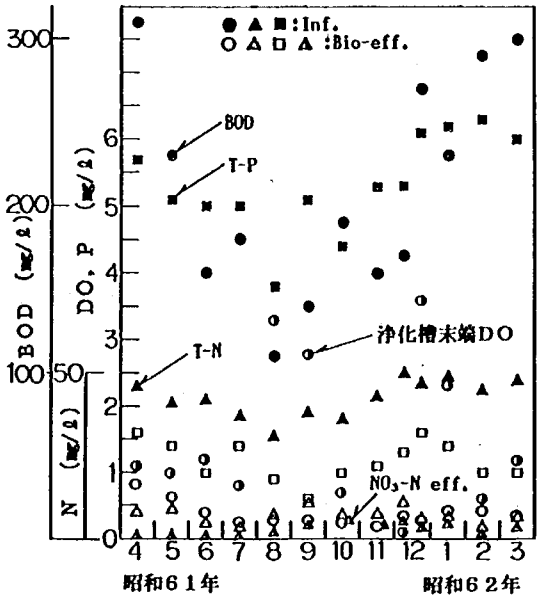


図　間欠曝気法プラントにおける水質変化

執筆者　佐藤　和明，　小越真佐司，　森山　克巳，　小泉　秀一

水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査		本文217ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－65年度	三次処理研究室	

（目　的）

水生生物は，その生物活動により，水域中の栄養塩類を吸収し，水質の浄化を行うことが期待されている。一方，下水処理水には，通常，窒素・リン等の栄養塩類が多く含まれており，これが河川や湖沼等に流入した場合，富栄養化といった環境問題をひき起こす原因となりかねない。

以上のことから，本調査では，下水処理水を対象とし，水生生物，特にホテイアオイ等の旺盛な繁殖力を利用して処理水水質の一層の改善，安定化を図ることを目的とし，処理場内に設置した水生生物利用ポンドを用いて水質浄化に関する調査及び研究を行うものである。

（結　果）

調査に使用したポンド施設は，合計５槽から成り，１槽の大きさは，長さ，幅，高さがそれぞれ４ｍ，４ｍ，１ｍであった。調査に供した水生生物の種類及びポンド施設の運転条件を表に示す。本年度の調査は昭和61年10月より翌年３月にかけて行い次の結果を得た。

① 水生生物の投入に先立ち，トレーサー調査を行い，槽内流況特性を把握した。

② 簡易な保温施設を設置することにより，ホテイアオイを越冬させることが可能である。なお，第５槽のホテイアオイの現在量変化を図に示す。

③ 秋期及び冬期における水質分析結果から，滞留時間0.5日という条件では，あまり大きな浄化効果は得られなかった。

④ DC及びpHの各槽比較では，ソウ類の繁茂している槽が，ホテイアオイの槽より高い値となった。

表　実　験　条　件

	第１槽（コントロール）	第２槽（コントロール）	第３槽	第５槽
	ソウ類	ソウ類	ホテイアオイ	ホテイアオイ
実験に供した水生生物	Urothrix及びHydrodictyon	主に，Urothrix	保温施設なし	保温施設あり
流入水	三次処理水			
槽内滞留時間（hr.）	12.0			
槽内設定水深（m）	0.7			
流入水量（m³/hr）	0.88			

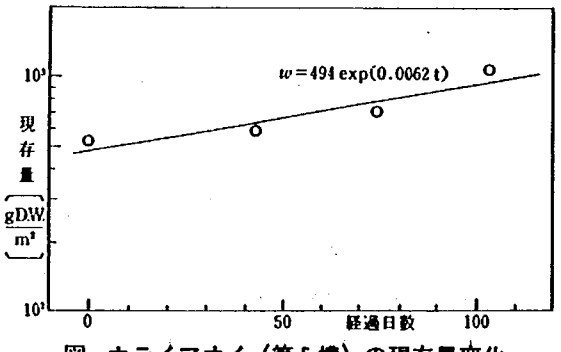


図　ホテイアオイ（第５槽）の現存量変化

執筆者　佐藤　和明
古賀　俊行
諏訪　守

下水処理水の再利用に関する調査		本文225ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－64年度	三次処理研究室	

（目　的）

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で，比較的近い将来に，地域によっては水受給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合，定常的に，かつ，容易に確保できる水資源として，下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。本調査は下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題の解決を目的として実施している。本年度は水稲栽培への利用の検討，急速ろ過池維持管理に関する調査，精密ろ過についての検討および細菌・ウイルスの不活化に関する資料調査を行った。

（結　果）

(1) 水稲栽培への利用に関する調査では今年度から新たにリン酸添加区を設け，昨年休止していたアンモニア添加の再開も行った。リン酸添加の影響はほとんど認られなかったが，アンモニア添加区と掛け流し栽培区では稲は青立ち・徒長の傾向を示し，高い倒伏率を示したが減収につながる程の被害は受けなかった。また，掛け流し栽培区で水田によるN，P浄化効果を推定したところ，除去効果の70%以上が水田土壌による浄化ないしは地下水中への漏出によるものと考えられた。

(2) 精密ろ過についてはセルロース系メンブランフィルターで活性汚泥混合液の連続ろ過実験を行い，少ない透過水量では十分に長いろ過継続時間を得た。また，0.1μの孔径のフィルターを用いたときにはほとんど完全に大腸菌，一般細菌が除去された。

(3) 細菌・ウイルスの不活化に関する資料調査を行ったが，ウイルス等の指標および消毒効果の判定には未解決の点が多いことが分かった。

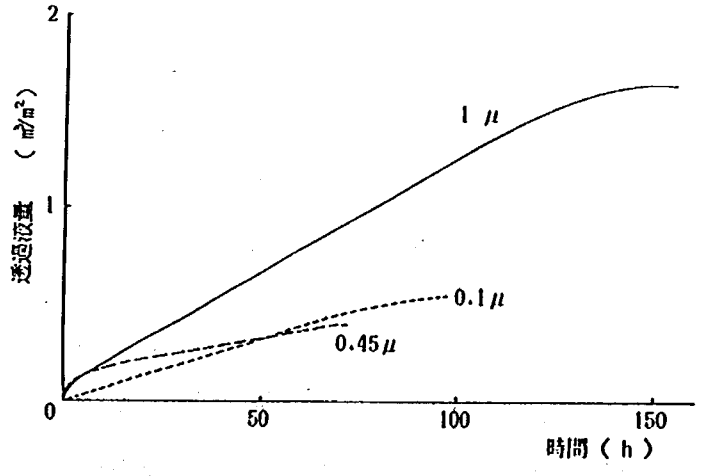


図　セルロース系メンブランフィルターによる活性汚泥混合液のろ過実験結果　――透過液量とろ過時間の関係――

執筆者　佐藤　和明，　小越真佐司，　諏訪　守

下水汚泥の燃料化に関する研究		本文235ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－65年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水道普及率の向上，下水処理の高度化に伴って下水処理から発生する汚泥の処分量が，今後，恒常的に増加するため，安定した汚泥処分方法の確立は，下水道事業における最も重要な課題のひとつである。昭和59年度における下水汚泥の最終処分の現状は，全下水汚泥量の75.9%が陸上及び海面埋立処分，14.3%が緑農地利用，8.4%が海洋還元，1.4%が建設資材利用となっている。

埋立処分は，処分適地の減少や環境保護の要請の高まりなどの理由から，長期的，安定的に継続することが困難になりつつあると考えられる。したがって，今後の下水汚泥の最終処分方法は，有効利用を大いに進め，処分方法の多様化を図る必要がある。本調査は，下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し，省資源，省エネルギーを図りながら，下水汚泥を処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

（結　果）

昭和61年度は，①汚泥の燃料的価値，②汚泥の脱水生，③既存の汚泥燃料化技術について調査を行った。調査結果は，以下のとおりである。

(1) 下水汚泥の有機物の割合は，食生活の影響を受けているが，栄養供給量の過去の推移から判断して，70%程度で推移するものと考えられた。また，濃縮汚泥中の炭水化物，蛋白質，脂質の構成比は，それぞれ，22%，40%，20%程度であり，高位発熱量は，4,000 kcal/kg DS 程度であった。

(2) 汚泥の脱水性として，わが国における脱水プロセスの処理成績を整理した。

(3) 既存の汚泥燃料技術について文献調査を行い，その概要についてとりまとめた。（表－1参照）

表－1　既存の汚泥燃料化技術の概要

エネルギ回収技術名		プロセスの概要	供給汚泥の形態	外部からの供給エネルギ	回収エネルギの形態	開発程度	その他
油化	熱分解法	乾燥＋常圧，高温下の熱分解	脱水汚泥	電力 加熱用熱源	油 (9200kcal/kg)	基礎実験	オイル生成量　約34%-VS
	直接触化学的液化法	高圧・高温下の直接液化	脱水汚泥	電力 加熱用熱源	油 (8000kcal/kg)	基礎実験	オイル生成量　約50%-VS
二次脱水	灰添加二次脱水	造粒調質＋脱水	脱水汚泥	電力 (焼却灰)	脱水汚泥 (含水率45%程度)	実施設…国内　し尿処理　1ケ所 〃　下水予定　2ケ所	
	粉炭添加	粉炭添加脱水	濃縮汚泥	電力 粉炭	脱水汚泥 (粉炭添加率により異なる)	実施設…国内　1ケ所	
蒸発乾燥システム		多重効用管法＋脱油	脱水汚泥 (濃縮汚泥の例もある)	電力 蒸気用熱源 (燃料化汚泥の一部を利用)	燃料汚泥 (4000～4500 kcal/kg)	実証プラント実験終了 (濃縮汚泥では国内で実施設 1ケ所)	
焼却発電システム		焼却炉＋蒸気タービン発電	脱水汚泥	電力	電力	ゴミ焼却ではあるが下水汚泥単独では実績なし	高発熱量汚泥の熱回収技術の開発が必要（流動層ボイラー等）
消化ガス発電システム		ガスタービン発電	消化ガス	電力	電力	実施設…国内　13ケ所 (昭和59年度末)	回収エネルギー量は加温用エネルギーも含め消化ガス発熱量の約65%

執筆者　大嶋　吉雄，　河井　竹彦

下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査		本文243ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－64年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の建設資材利用については，近年数々の調査，研究が行われており，着実な成果が得られている。建設省でも，総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発」(昭和56年度～60年度）おいて，数多くの下水汚泥の建設資材利用に関し物理的，化学的な特性について評価を行い利用方法を提案した。しかし，その利用方法のなかにも，技術的に解決すべき点が残されている。さらに，建設資材利用としては各種，各様のものが提案されているが，それらの選択基準及びそれを実現させるためのステージプランなどが明らかとなっていない。本調査は，このような点について検討を加え下水汚泥の建設資材利用を拡大することを目的として実施するものである。

（結　果）

① 下水汚泥の建設資材利用状況調査

下水汚泥の建設資材化技術の現状及び昭和59年度における建設資材利用の現況（表，参照）をまとめた。

② 建設資材利用に関する課題の抽出

建設資材利用を実用化するにあたっての問題点を資材そのものの特性に関する事項と，利用におけるシステムに関する事項に分けて整理し，今後の調査の方向付けを行った。

表　建設資材としての利用状況

事業主体	下水汚泥形態	用　途	利用主体	量(59年度)
A	焼却灰（無薬注，ストーカ炉）	一般整地用	市民	18千t／年
	焼却灰（石灰，ストーカ炉）	埋立地覆土用	市下水道局	7千t／年
B	焼却灰（石灰，多段炉）	改良用添加材	企業（地盤改良材製造メーカー）	2千t／年
C	人工軽量骨材	建設用骨材，危険物地下タンク室充填材，土壌調整材，園芸用土等	最終需要者	0.7千t／年

③ 建設資材利用における金属の挙動に関する調査

土質改良用添加材として下水汚泥焼却灰を用いた場合の金属類の挙動について，ライシメータを用いた実験を継続した。一年間に渡る調査の結果は以下のとおり

a．浸出水のpHは，高アルカリ性を示し現在のところ低下の傾向は見られない。

b．浸出水中の金属濃度は，流動灰からの鉛を除き，それぞれの環境基準の値を大きく下回っていた。ただし，実験室内における溶出試験値，及び流動灰改良土の測定値と比較すると流動灰からの鉛溶出の傾向は大きく異なりその機構が不明である。

本実験は，62年度も継続する予定である。

執筆者　大嶋　吉雄
櫻井　克信
白石　　隆

汚泥性状の改善に関する調査		本文251ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55－61年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

近年，多くの下水処理場において，下水汚泥の濃縮性が悪くなっている。このため消化プロセスにおいて加温熱量が増大したり，また，脱水プロセスにおいて薬品添加量が増大するなどの問題が生じている。濃縮性に係わる汚泥性状を決める因子は数多く，また，それぞれが複雑に関連するものと理解されている。このような現状から，本調査では，下水汚泥の濃縮性に関する因子を整理し，それらの因子と濃縮性との相関を明らかにすることにより汚泥濃縮性の改善を図ることを目的としている。

（結　果）

本調査で得られた主な結果について述べる。

(1)　初沈汚泥，余剰汚泥の分離重力濃縮に関する検討

腐敗ガス発生量と濃縮汚泥濃度との関係を把握するための室内実験，及びこのように特性の異なる汚泥を従来のように混合汚泥として重力濃縮するのではなく，それぞれ別々に重力濃縮する方法の有効性についての実験を行い，以下の結果を得た。

①　温度が20℃を超えるような温度条件下では，重力濃縮をするにしても，初沈汚泥と余剰汚泥を分離して別々にした方が，混合汚泥として濃縮するより高い濃度が得られる。

②　腐敗による生成ガス量は温度が高いほど多く，汚泥種では余剰汚泥＜混合汚泥＜初沈汚泥の順に多くなる。

表－1　分離濃縮の効果及び施設面積試算例

濃縮法	混合濃縮	分離濃縮		
汚泥	混合汚泥	初沈汚泥	余剰汚泥	合計
固形物負荷（kg/m²日）	60	100※1	40	
濃縮汚泥濃度（mg/ℓ）	27,800（7～9月） 20,500（11～12月）	38,600（7～9月） 36,300（11～12月）	31,800（7～9月） 19,100（11～12月）	34,900 m³（633,800）m³ 25,000 m³（22,700）m³
槽面積比	1	0.3 ： 0.75※1 （0.2 ： 1.0）※2		105 （112）

※1 汚泥固形物比　初沈：余剰＝1：1のとき
※2　〃　　〃　＝1：2のとき
※3 室内実験における沈降濃度及びPCFの文献より引用[1]

③　分離濃縮をすることによって，数千mg/ℓ～7,000mg/ℓ程度の高い濃縮汚泥が得られるが，そのためには濃縮タンクの水面積は5～20%程度増加させる（表－1）ことが必要である。

表－2　回分濃縮と連続濃縮との比較（濃縮汚泥濃度mg/ℓ）

濃縮方法	回分濃縮	連続濃縮
余剰 7～9月	31,800 （28,900～36,100）	30,600 （28,400～33,500）
11～12月	19,100 （17,900～19,800）	18,200 （13,690～21,500）
混合 7～9月	27,800 （20,100～30,500）	23,500 （18,700～30,600）
11～12月	20,500 （18,200～22,700）	21,800 （21,300～22,400）
初沈 7～9月	38,600 （17,400～52,300）	－
11～12月	36,300 （23,500～43,600）	－

(2)　回分重力濃縮の適用性に関する検討

小規模な下水処理場においては間歇的な汚泥引抜き，つまり水処理系内に汚泥を貯留する事例が多いと想定される。従って，汚泥濃縮は数日ないし数週間に一度という頻度になる。この場合，重力濃縮を回分的に実施することの是否について検討を行い，以下の点を明らかにした。

回分濃縮は，連続濃縮に比べ槽面積当りの処理汚泥量は低下するものの操作が簡単であり，濃縮汚泥濃度も劣らないものが得られる（表－2）。引抜汚泥の濃度変化は急激に大きく変化することから，簡易な自動計測機器によって識別できると考えられ，無人運転も可能となろう。

執筆者　大嶋　吉雄，　櫻井　克信，　白石　隆

小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査		本文259ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55－60年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

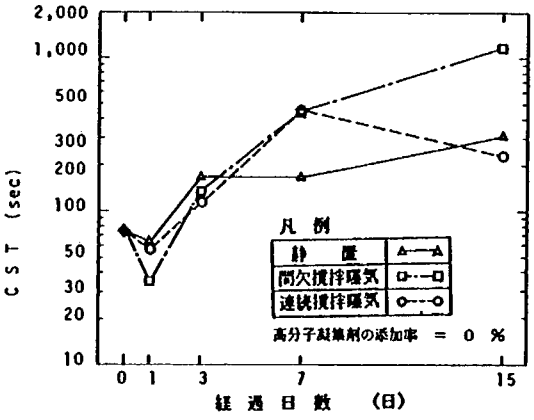
我国における小規模下水処理場は，今後一層増加する傾向にあるが，水処理プロセス・汚泥処理プロセス・汚泥最終処分方法とも，地域の特性に合致した経済的な施設を建設する必要がある。しかし，小規模下水処理場における汚泥の処理・処分の考え方は，未だ十分確立されていないのが実情である。本調査は，汚泥の処理・処分に関し，各個処理が良いか集中処理が良いかの判断を行いつつ，より経済的で投資効果の高い汚泥の処理・処分方法をシステム的に把握し，最適設計法を確立することを目的としている。

（結　果）

昭和61年度は，以下のような調査結果を得た。

(1)　汚泥の貯留と濃縮性，脱水性に関する室内実験

汚泥の貯留方法（静置，間欠曝気，連続曝気で20℃にて貯留），貯留日数と脱水性，濃縮性について室内実験を行った結果，貯留日数３日目までは顕著な変化がなかったが，７日目以降，連続撹拌曝気した汚泥の脱水性が悪くなる傾向があった。（図－１）



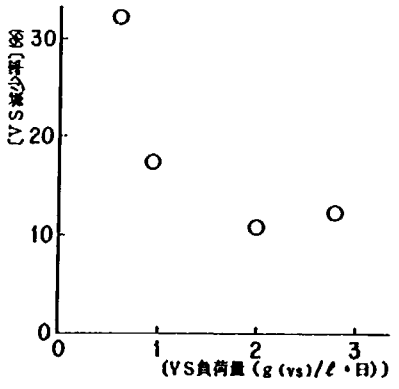
図－１　汚泥貯留とＣＳＴの変化

(2)　返送水の処理に関する室内実験

標準活性汚泥法の同規模の処理場を10箇所集中して汚泥処理を行っても，返送水が水処理に与える影響は大きくないと考えられた。

(3)　下水汚泥の好気性消化に関する実験

汚泥のVS減少率と(消化日数)×(消化温度)の値との間に高い相関があり，余剰汚泥を好気性消化する場合のVS負荷量は，1.5～2.0VS－g/ℓ・日以下とするのが望ましいことがわかった。（図－２）



図－２　余剰汚泥のＶＳ負荷量とＶＳ減少率

(4)　最初沈殿地と汚泥性状に関する実態調査

最初沈殿地がない場合には，ある場合と比較して発生汚泥量が３～８％程度減少し，濃縮性，脱水性には大きな相違がなかった。ただし，嫌気性消化法を採用している場合には，消化タンクの固液分離などの維持管理に充分留意する必要がある。

執筆者　大嶋　吉雄
河井　竹彦
近藤　次夫

下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査		本文271ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61－63年度	システム課・下水道研究室	

（目　的）

下水道は，健康で安全・快適な生活環境の確保と公共用水域の水質の保全を図るために不可決の施設であり，都市における水循環サイクルの重要な構成要素として認識されはじめており，さらに今後，付加的な価値を持った多目的施設として活用されることが期待されている。

下水処理施設整備を推進しその管理運用の効率化を図るためには，施設現況や運転状況等のデータを整備し必要に応じてそれらを迅速に提供できるシステムを導入する必要がある。本調査は，下水道のデータが即時検索が可能なデータベースシステムの基本構想を明らかにし下水道に係わる総合政策業務における意志決定支援ならびに事業執行業務の効率化，指導業務の適正化，研究，技術開発調査業務を通した下水道技術の確率，向上等を可能とするための情報管理システムを構築することを目的とするものである。

（結　果）

下水道事業全体の効率的な推進に寄与するという観点でのデータベースシステムは，整備主体によってデータベース化する情報が異なる。この場合，国レベルの情報はすべての事業主体が同一の情報にアクセスする必要があるため，集中化されたデータベースシステムとして構築されるべきものである。

また，市町村レベルにおける情報は，当該事業体でのみ利用されることがほとんどであり，その保護や正確化を守ることは，情報を利用する事業主体自身の問題である。したがって，このレベルの情報は個々の事業主体でデータベースシステムとして構築されるものであるといえる。

整備主体毎に整備する情報が異なることは，情報の重複がなく，その更新は各主体自身が行うことにより全体として効率的であるといえる。全体のシステムイメージ（下図）は，各主体毎に必要なデータベースシステムを構築し，これを通信ネットワークで連携させるもので，各整備主体が通信ネットワークのノードとして，対等の依存関係を持つことを示したものである。

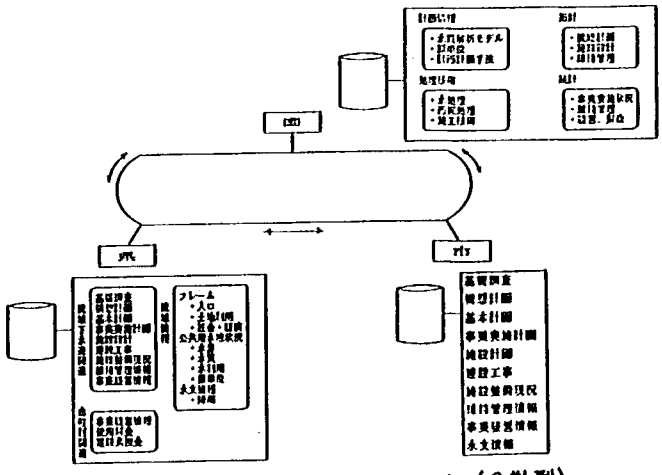


図　下水道データベースシステム（分散型）

執筆者：

システム課　課長　北川　明

補佐　小沢　登

自動化係長　浦口　隆

野口　勉

下水道研究室主任研究員　谷戸　善彦

薬液注入工法の注入管理手法に関する調査		本文277ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和58－62年度	施　工　研　究　室	

（目　的）

近年，薬液注入工法は都市部でのシールド工作などによる下水道管理の設置に際して湧水防止，切羽の安定といった仮設的な目的で多く用いられている。しかし，本工作は，地盤状態，注入材料および注入工作などの様々な要因が複雑に絡み合っている。特に注入管理が困難な工法とされている。

そこで，本課題では，注入効果に及ぼす諸要因を明らかにするとともに注入効果の予測および確認といった注入管理手法を確立することを目的としている。

本年度は，回転貫入法の注入管理手法への適用性について，以下の項目を調査検討した。

① 小型土槽内に比較的高強度の固結体を互層状に形成し，この供試体に対してビット形状の先端抵抗体による回転貫入法を適用させ，回転貫入時の貫入速度等の各種測定値から深度方向の固結領域を判定するための基本的な特性を検討した。

② 大型土層実験にいて，実際規模の注入地盤に対する回転貫入法あるいは電気比抵抗法の適用性を調べ，深度方向や平画的な注入固結範囲の判別を試みた。

（結　果）

(1) 小型土槽実験において，ビット形式に先端抵抗体を用いることによって比較的高強度の固結体に対して回転貫入することが可能であるとともに，貫入速度，貫入推力，回転トルクなどの測定値および比削孔エネルギーを比較することによって固結土の強度判定が可能であることが明らかとなった。

(2) 大型土層実験において，回転貫入時の貫入速度，貫入推力，回転トルクなどの測定値の変化の様子は，注入固結形状の状態と比較的良い対応が得られるなど，非固結部と固結部の深度方向の判定が可能であることが見出された。また，電気比抵抗法による測定値によっても注入固結領域の判定が可能であることが明らかとなった。（図参照）

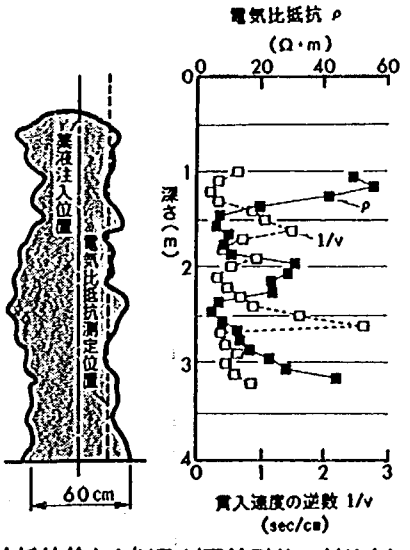


図　比抵抗値と1/V及び固結形状の対比(実験II)

執筆者　嶋津　晃臣
塚田　幸広
下坪　賢一
川村　浩二

都市排水計画に関する調査		本文283ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和59－61年度	総合治水研究室	

（目　的）

都市化の進展にともない流出量の増加や洪水波形の尖鋭化等が顕著となり，ダメージ・ポテンシャルの増大と相俟て浸水被害の増大を招いている。さらには都市域での治水施設設備の難しさ等から排水能力のアンバランスが目だってきている。このような状況で都市域での浸水被害を早急に軽減するために，排水型施設（河道整備，下水道整備，排水機場等）と流出抑制型施設（貯留，浸透施設）を有効に組合せた総合的な雨水処理計画の策定が必要とされる。本調査はこのような雨水処理計画を立案する上での基礎的検討として，都市域での浸水特性ならびに雨水処理上の課題を把握し，多様な治水施設の効果を把握する手法について調査を行ったものである。

（結　果）

昭和59，60年度は河川と下水道との接点での問題が表面化していることから，各々の事業の特性を明らかにするために，技術指針等における考え方，計画手法ならびに考え方の背景となっている歴史的経緯等について検討を行い，両者の間には施設設計等の個別の計画手法には若干の相違はあるものの基本的な考え方は同じであるものといえる。

昭和61年度は次のことを行った。

① 浸水特性の検討

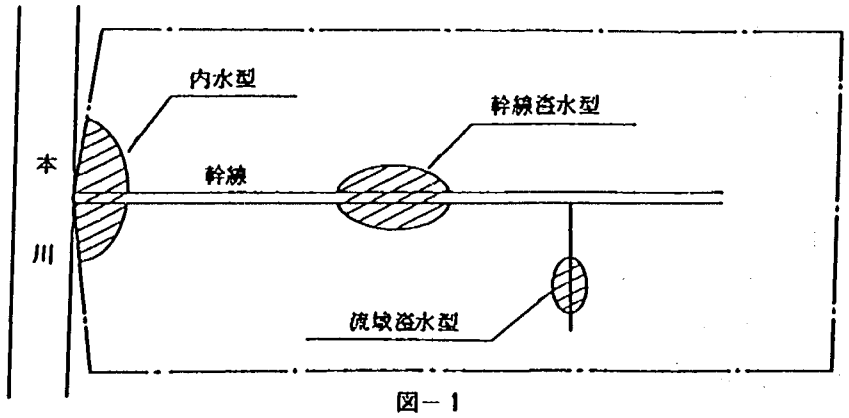
地形特性，降雨特性，治水施設整備状況等の面から実態調査を通じて検討を行い，都市域での浸水形態の類型化を行った（図－１参照）。また都市化に伴う不浸透域の増大による流出時間の短縮等により，シャープな降雨波形による浸水の発生が近年しばしば見られるようになった。

② 治水施設特性検討

都市域での多様な治水施設の実態把握を通じて，治水施設の特性，現状における雨水処理の課題ならびに総合的な雨水計画の必要性について検討した。

③ 治水施設の効果把握手法の検討

都市化流域における多様な治水施設の効果を評価するために，降雨・地形条件，排水条件等から特性を把握するための手法について検討し，今後の課題を明らかにした。



図－１

執筆者　浜田　達男
井出　康郎
中島　輝雄

下水道施設の耐震性に関する調査		本文291ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－64年度	耐　震　研　究　室	

（目　的）

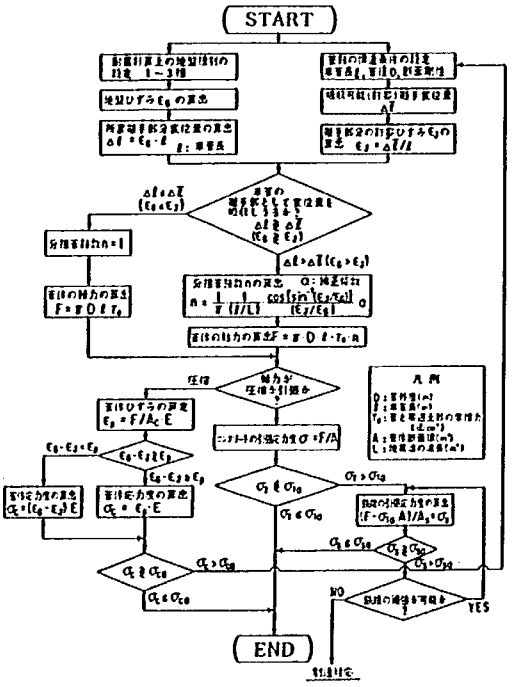
下水道施設は1923年関東地震，1964年新潟地震，1978年宮城県沖地震，1983年日本海中部地震などの主要な地震の度に被害を受けており，これらに対する有効な耐震化対策が必要とされている。本調査は，下水道施設のうち管渠，マンホール，沈澱地，大断面管渠等の地中構造物の耐震設計法を開発することを目的として，昭和60年度から検討を開始したものである。

下水道施設の耐震性向上を図るためには，耐震上問題となる要因を予め把握し，所要の対策を構じる必要がある。本調査は，地震時における下水道施設の挙動を把握し，これを通して下水道施設の合理的な耐震化対策を開発することを目的とする。本年度は，下水道管渠の耐震計算法のとりまとめを行うとともに，シールドトンネルの耐震性を二次覆工の影響に着目して検討した。

（結　果）

1．下水道管渠耐震設計法（案）の作成

地中構造物の耐震設計法としては応答変位法があるが，下水道管渠(シールド等を除く)の管路長は一般に２ｍ程度と短いことから，地震時に地盤に生じるひずみを基本として，管の縦断方向に必要とされる断面力(離脱防止力)及び継手部の許容伸縮ひずみを計算する方法を開発した。図１はこのフローチャートを示したものである。この様な耐震計算法を用いて，４種の呼び径に対する試算を行ない，ａ)軸方向断面力Ｐ～許容吸収ひずみ～地盤条件の関係，ｂ)軸方向断面力Ｐ～管径の関係，ｃ)軸方向断面力Ｐ～液状化の程度の関係等を検討した。また，このような試算結果を最終的に，継手部に必要とされる伸縮性能および離脱防止性能に基づいて，表１に示すように継手の耐震性評価基準としてとりまとめた。



図－１　下水道管路の耐震計算法（案）のフロー

2．下水道用ＲＣシールドセグメントの動的交番載荷実験

シールドトンネルについては従来，横断面方向の安定性に関する検討は行われているが，耐震上問題となる縦断方向（長手方向）に対する検討はほとんど行なわれていない。このためシールドトンネルが，長手方向に引張・圧縮の交番する地震力を受けた場合の剛性，強度および抵抗特性を検討するために，外径４～５ｍの下水道用のＲＣ平板型セグメントから，リング継手１個を含む部分を切り出したモデルに対する動的載荷実験を行なった。この結果，１次覆工と２次覆工間の力の分担，リング継手金具の面板の変形が剛性に大きく関与すること等が明らかとなった。

表－１　継手の耐震性評価基準（案）

	区　分	性　　能
伸縮性能	Ｅ－１	0.02ℓ㎜以上
	Ｅ－２	0.01ℓ～0.02ℓ㎜未満
	Ｅ－３	0.001ℓ～0.01ℓ㎜未満
離脱防止性能	Ｒ－１	0.1Ｄtf以上
	Ｒ－２	0.05Ｄ～0.1Ｄtf未満
	Ｒ－３	0.01Ｄ～0.05Ｄtf未満

執筆者　川島　一彦，　大日方尚巳，　加納　尚史

コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査		本文299ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－64年度	緑　化　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の有効利用のひとつに，緑地に対する肥料もしくは土壌改良材としての利用があるが，緑農地への利用が一般化しつつあるコンポスト化汚泥は，生産にあたって巨額の設備投資を伴うため，大規模造成地等で土壌改良材として大量に使用するには決して安価な資材とは言い難い。このため，より安価に利用可能な消化脱水汚泥による土壌改良方法を検討するものである。

消化脱水汚泥には非常に分解しやすい未熟な有機物が多く含まれているために，これを発酵工程を省略して直接土壌に混入した場合，土壌中で急激な発酵が起こり一時的に酸素欠乏や濃度障害を引き起こし，植物の枯損や生育不良の原因となる恐れがある。このため，消化脱水汚泥を直接施用する場合は，施用後樹木等を植栽するまでの間，ある一定期間存置期間を設けて土壌中での自然熟成を待つ必要がある。

本調査では，樹木に対し消化脱水汚泥を施用量及び存置期間を変えて施用し，植栽後の樹木の生育状況及び土壌の諸性質の変化を調査することによって施用量毎の必要存置期間を明らかにすることを目的としている。

（結　果）

表－１．樹木の生存率にみられるように，存置期間の違いによる差は認められず，むしろ，汚泥の混入率及び樹木の根の状態，すなわち樹木の根が水洗されたもの（水洗根）であるか，土壌を付けたもの（鉢付根）であるかによって大きな差が認められた。

このうち，存置期間によって差が認められないというのは，今回存置期間を設定した冬季においては地温が低いために汚泥中の有機物の分解がほとんど進まないことを意味しており，冬季は存置期間の設定時期として不適当であることが分かった。

表－１　樹木生存率（植栽61.3.5　調査61.10.22）

根の状態	存置期間 / 汚泥混入率	無し (3.5)	2週間 (2.20)	4週間 (2.5)	8週間 (1.8)	12週間 (12.11)	16週間 (11.13)
水洗	15％	11/12 91.7％	12/12 100％	9/12 75.0％	12/12 100％	12/12 100％	11/12 91.7％
	45％	2/12 16.7％	2/12 16.7％	1/12 8.3％	7/12 58.3％	1/12 8.3％	3/12 25.0％
鉢付	15％	8/8 100％	8/8 100％	8/8 100％	8/8 100％	8/8 100％	8/8 100％
	45％	8/8 100％	8/8 100％	7/8 87.5％	8/8 100％	7/8 87.5％	8/8 100％

※存置期間の（　）内は，汚泥混入月日を示す

また，存置期間を設けない場合でも，15％の混入率では鉢付き根の樹木を使用するか，もしくは根の周囲に客土（間土）をしたうえで植栽すれば生育障害を生じないことが明らかになった。更に，45％という大量の混入率であってもこうした処理を施すことによって生育障害を避けられる可能性があることが認められた。

今後の課題としては，季節毎の適正存置期間を求めていくことも必要であるが，施工現場の事情を考慮すれば，限定された時期にかつ長期間にわたる存置期間を設定することはかなり困難であると考えられるで，存置期間を設定しない場合の適正施用量及び施工方法についても更に詳細な検討が必要である。

執筆者　前田　博，　有村　恒夫，　飯塚　康雄

焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査		本文305ページ	昭和61年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60－62年度	土　質　研　究　室	

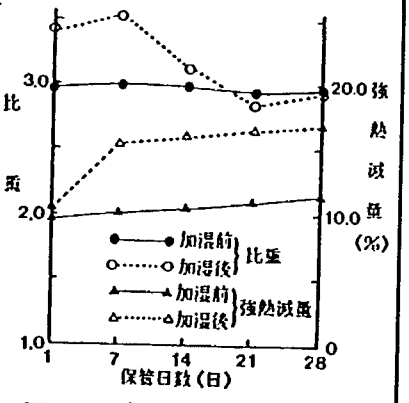
（目　的）

下水道の普及に伴い，下水処理によって発生する汚泥も年々増大する傾向にあり，またその処理の結果である下水汚泥焼却灰（以後，焼却灰と呼ぶ）も，毎年大量に発生している。従来，焼却灰は他の多くの廃棄物同様，海面・陸上埋立などで処理されてきたが，焼却灰の中でも石灰系焼却灰は，自硬性や土との優れた反応性を有しており，土質改良の効果のあることが建設省の総合技術開発プロジェクトの調査，研究の結果からも明らかにされている。しかし，焼却灰を土質改良用添加材として実際に使用するにあたっては，下水処理場で発生した焼却灰を一旦ストックし，需要に応じてこれを搬出することになるため，一定の品質のものを供給する上で，保管に伴う焼却灰の品質管理が問題になってくる。そこで，焼却灰の保管に伴う経時的な品質の劣化や，その劣化を判定する指標となる試験法，ならびに品質の劣化が土質改良効果に及ぼす影響等について室内試験による検討を加えた。

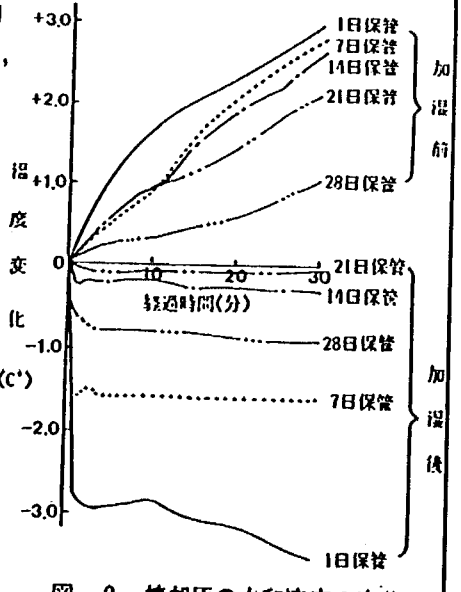
（結　果）

図－１に，恒温，恒湿の状態での曝露に伴う焼却灰の単体での比重および強熱減量の経時変化を示す。焼却灰の保管日数と比重の変化との関係を見ると，加湿前の試料では，保管条件のためか日数が経過しても比重に変化は現れないが，加湿後の試料では，１～14日間に比重の減少がみられる。加湿によって焼却灰中で水和反応が起こり，風化の進行が早まったものと予想される。この傾向は，同時に行なった強熱減量試験の結果にも現れている。また，図－２には，保管日数毎の水和速度の変化を示すが，加湿前の試料では，保管日数の短いものほど温度上昇が大きく，保管日数が長くなるにつれ，温度の上昇速度が下がる傾向にある。加湿前の試料でも，経時的に品質の変化が生じたことを示すものと考えられる。なお，加湿後の試料では，加湿による水和反応の進行が速いためか温度の上昇は認められなかった。以上の結果から，比重および水和速度試験が焼却灰の風化の状態を知るのに有効な方法であると考えられる。

さらに，保管日数の異なる各焼却灰と関東ロームとを混合した改良土について，７日間養生したのち実施したフォール・コーン試験の結果からは，加湿前の試料を用いた改良土について，わずかながら貫入量が増加する傾向にあり，焼却灰の風化によって改良土の強度増加の程度が小さくなっていることが伺われるが，加湿後の試料を用いた改良土の場合を含め，全般的には，保管日数に伴う貫入量の差異は明確ではなかった。



図－１　焼却灰の比重および強熱減量の変化



図－２　焼却灰の水和速度の変化

執筆者　久楽　勝行，　三木　博史，　工藤浩一郎，　林　義之

河川の総合負荷量収支に関する調査		本文311ページ	昭和61年度
全体計画	河川事業調査費　昭和58－62年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の汚濁負荷量を総合的に把握することが，河川管理及び水質管理上必要である。総合的に把握するためには，河川の上流から下流までの区間を多項目の水質で，長期間評価する必要がある。このため，本調査では，モデル河川の実態調査をもとにして，次の課題を検討する。

① 河川の汚濁負荷量の挙動を明らかにする。

② 負荷量収支の精度を上げる。

③ 合理的な河川負荷量調査方法を確立する。

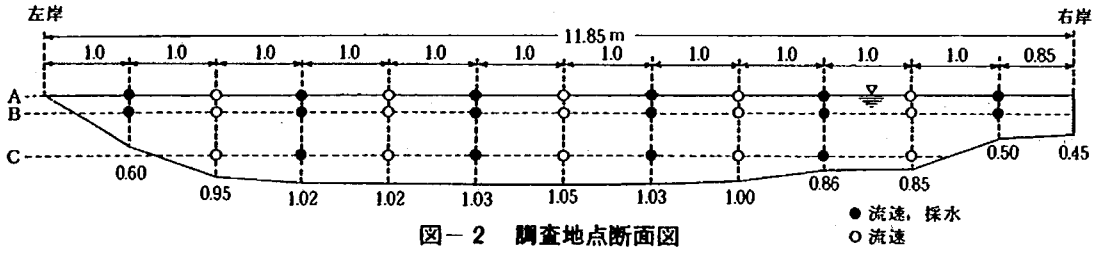
④ 従来から行われてきた，自浄作用調査，流観の見直しを行う。

（結　果）

61年度は，河川水質調査における水質分析用試料の採水位置及び採水深度について調査を行なった。調査は，川巾約12m，水深約１ｍの小河川において実施した。調査地点の断面図と採水位置を図－１水質分析結果を表－１に示した。本調査より次の結果が得られた。

１）表層，水深20cm層，水深70cm層をそれぞれ１つの集団と考え，水質分析項目SS, BOD, COD, D—TOCについて平均値の差の検定を行なった結果信頼度95%において，同じであることが確認された。

２）左岸側，右岸側をそれぞれ１つの集団と考え水質分析項目，SS, BOD, COD, D—TOCについて平均値の差の検定を行なった結果，信頼度95%において同じであることが確認された。



図－２　調査地点断面図

表－１　水質分析結果

1-A	v：0.19	3-A	v：0.23	5-A	v：0.22	7-A	v：0.21	9-A	v：0.16	11-A	v：0.10
	B：3.6		B：3.2		B：3.3		B：3.5		B：2.9		B：2.9
	C：6.1		C：5.5		C：5.9		C：5.7		C：5.5		C：5.8
	T：7		T：7		T：6.1		T：5		T：4		T：4
	S：12.2		S：12.6		S：12.3		S：14.4		S：12.6		S：11.8
1-B	v：0.15	3-B	v：0.23	5-B	v：0.22	7-B	v：0.19	9-B	v：0.15	11-B	v：0.09
	B：3.1		B：3.3		B：3.2		B：3.4		B：3.1		B：2.9
	C：5.7		C：5.5		C：5.1		C：6.3		C：5.4		C：6.0
	T：6		T：7		T：6		T：5		T：4		T：4
	S：12.2		S：12.2		S：12.7		S：13.4		S：12.4		S：12.2
v：流速　m/S		3-C	v：0.20	5-C	v：0.22	7-C	v：0.18	9-C	v：0.16		
B：BOD　mg/ℓ			B：2.9		B：3.0		B：2.8		B：2.8		
C：COD　mg/ℓ			C：5.9		C：5.2		C：5.3		C：6.0		
T：TOC　mg/ℓ			T：6		T：5		T：5		T：5		
S：SS　mg/ℓ			S：11.9		S：12.1		S：11.6		S：12.9		

執筆者　中村　栄一
長谷川　清
小森　行也

河川の富栄養化に関する調査		本文317ページ	昭和61年度
全体計画	河川事業調査費　昭和60－64年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象をさすが，日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では，この自浄作用とともに付着性藻類等による有機物の合成活動も同時に進行しており，これは「自濁作用」とか「内部生産」と呼ばれている。多量に発生した付着性藻類は，死滅，剥離し，下流域の有機物濃度を増加させるだけでなく，河川の景観価値の低下や浄水場における沪過池の閉塞，上水の異臭味等の障害を惹起する。また付着性藻類の代謝活動により夜間のDO（溶存酸素）が低下し，魚類等の水生生物の生息環境が悪化し，河川の生態系が破壊されるなどの影響が懸念される。わが国には，これらの現象が起こり得る可能性のある比較的浅い河川が多く，水質保全施策を立案する際に，このような河川の有機物収支を正確に把握することが必要と考えられる。

（結　果）

前年度の調査結果により，河川内有機物収支推定方法として溶存酸素収支モデルが有効であることが証明された。本年度においては，一次元水路と仮定できる流水中の溶存酸素輸送として，流水中及び河床中の生物群の代謝活動と微小区間における溶存酸素収支及び大気からの再ばっ気を考え，次式で表される溶存酸素収支モデルを仮定した。

$$\frac{\partial C}{\partial t}+U\frac{\partial C}{\partial x}=D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+K_2\,(Cs-C)+\beta$$

x：河川の流心を通って上流側から下流側にとる座標（m），U：断面平均流速（$m\cdot s^{-1}$）
D：移流分散係数（$m^2\cdot s^{-1}$），C：流水溶存酸素濃度（$mg\cdot \ell^{-1}$），Cs：飽和溶存酸素濃度（$mg\cdot \ell^{-1}$），β：見かけの酸素生成速度（$mg\cdot \ell^{-1}\cdot s^{-1}$），$K_2$：再ばっ気係数（$s^{-1}$），上式を差分化し，再ばっ気係数，移流分散係数及び断面平均流速について感度解析を行った結果，再ばっ気係数のβ寄与度が最も大きいということが明らかとなった。

さらに，実河川調査を実施して，上式により見かけの酸素生成速度βを計算した。右図に，その結果を示している。再ばっ気係数K_2を推定できなかったため，K_2として1，10，100の3段階の数値を設定して計算を行ったが，これによれば，夜間にβが低下し河川内の光合成活動が停止していることが推定された。さらに，日平均のβの値が負値をとることから，調査の対象となった区間においては，まだ光合成活動よりも酸素消費反応（自律作用）の方が卓越しているものと判断できた。

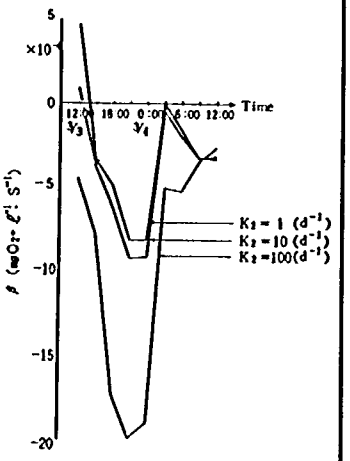


図　実河川調査にもとづくβの時間変化

執筆者　中村　栄一
森田　弘昭

湖沼の総合的水管理技術の開発 －湖沼水質改善技術適用マニュアルの作成		本文323ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和59－62年度	水　質　研　究　室	

（調査概要）

戦後の科学技術の発展に基づいた高度経済成長による産業規模の拡大と，国民の生活レベルの飛躍的向上による水利用の増加は，同時に使用する物質の量的質的増加を伴って，排水量の増大を招き，水域環境の悪化による公害の発生，水質源の劣化等の水質汚濁問題を生じさせた。

この問題を解決する為に，水の合理的利用の促進，各種排水規制の強化等の施策が進められると同時に，下水道の整備が急ピッチで進められてきた。これらの成果として河川を中心とした公共用水域の水質汚濁は改善の方向に向いつつあるもの，周りの大部分を陸地で囲まれ，水の出入が少なくない閉鎖性水域と呼ばれる湖沼，内湾の水質にいては改善の傾向は見られない。この原因は閉鎖性水域では，水の交換が悪くひとたび汚濁が進行するとその回復が容易でない特性があり，また滞留にともない流入した窒素やリンの栄養塩が原因となって富栄養化となるためである。

閉鎖性水域に関する水質汚濁に対しては昭和53年６月に水質汚濁防止法が改正され，東京湾，伊勢湾，瀬戸内海の３水域に係る総量規制制度が導入された。ついで環境庁は，昭和57年12月に水質汚濁に係わる環境基準としてＴ－Ｎ，Ｔ－Ｐについても基準値を設定し，昭和59年12月の湖沼水質保全特別措置法の成立により国の指定する湖沼，地域について環境基準の類型指定等の検討がなされるに到っている。

富栄養化による水質汚濁の問題においても他の水質汚濁問題と同様に，発生汚濁負荷量の抑制，排水規制の強化等の流域内での汚濁負荷量の削減及び下水道の整備が有効かつ基本的施策である事は論をまたない。しかし原因物質である窒素，リン等については発生源が多岐にわたり，山間地渓流あるいは雨水においても含有している人間及び生物の生存に必要不可欠な基本物質である為，現行の点的汚濁源の流域内での削減策を中心とした排水規制の強化等の諸施策及び下水道整備等の施策を実施しても，窒素，リンの環境基準の達成が困難である場合もある。あるいは下水道整備の実施が遅れている場合もみられ，それらの対策の必要性から，流入河川内，湖沼内においても自然浄化機能の促進，湖沼特性条件の変更等も含めた幅広い環境入口側の水質浄化システムがクローズアップされてきている。さらに積極的には，人為的排水が含まれた水を再生して水資源として利用せざるを得ない今日の状況においては，多量の水の水質浄化施設（下水道およびより大規模な浄化施設）は良質な水資源の確保の為の必要不可欠な公共施設であるとの意見もだされている。

同時に社会的ニーズは「物の充足」から「心の豊かさ」へと推移している中で，湖沼空間の親水機能が大きく注目されるに到ってきており，長期的な山紫水明の保全と親水機能面の充実で中心とした周辺環境の整備も要望されてきている。

以上の背景より，建設省土木研究所においては，昭和57年度より昭和61年度の５ケ年計画で「湖沼の総合的水質改善技術の開発研究」をおこなった。本マニュアルは，その開発プロジェクトの成果として作成したものであり，湖沼の富栄養化の防止と改善を目的とした水質改善技術の適用検討および評価を行うための考え方，手順，手法及び水質改善技術各論を示した計画策定者の指針である。

執筆者　中村　栄一
森田　弘昭

雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発 －下水道利用技術の開発		本文329ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－61年度	下水道研究室	

（目　的）

下水処理水を水源として用いた青森市の流雪溝において，処理水，海水を用いた実験を行い，投雪限界量，水温，水位，水質変化量を求めることにより，処理水，海水の流融雪能力を明らかにすることを目的とする。

（結　果）

1）投雪限界量

流量Q（㎥/日）に対する最大投雪量V（㎥/日）はおおむね次式で表される。

処理水（水温 8.4～10.0℃）　V＝0.6Q

海　水（水温 5.7～ 6.3℃）　V＝0.4Q

流量が少なく，雪塊の大きさに比べ水深が小さい場合は上記のVを下回った。

2）水温変化

処理場から流雪溝起点までの処理水送水部約 500mにおける水温低下は見られなかった。

同一の投雪量における水温低下は，処理水の方が海水より大きいが，絶対温度としては処理水のほうが高かった。

3）水位変化

投雪地点の上流側で投雪前水位の1.4～1.7倍，下流側で1.2～1.3倍の上昇を示した。海水の上昇率が少し高めである。同一投雪量でも雪密度の小さい程上昇率は小さかった。投雪により流速が増加したのは投雪量／流量が小さい場合のみであった。

4）水質変化

pH, SS, COD(Mn), 塩素イオン濃度,大腸菌群数について投雪の前後における変化を測定したところ，SSが上昇した（数ppm→10～20 ppm）他は殆ど変化がなかった。

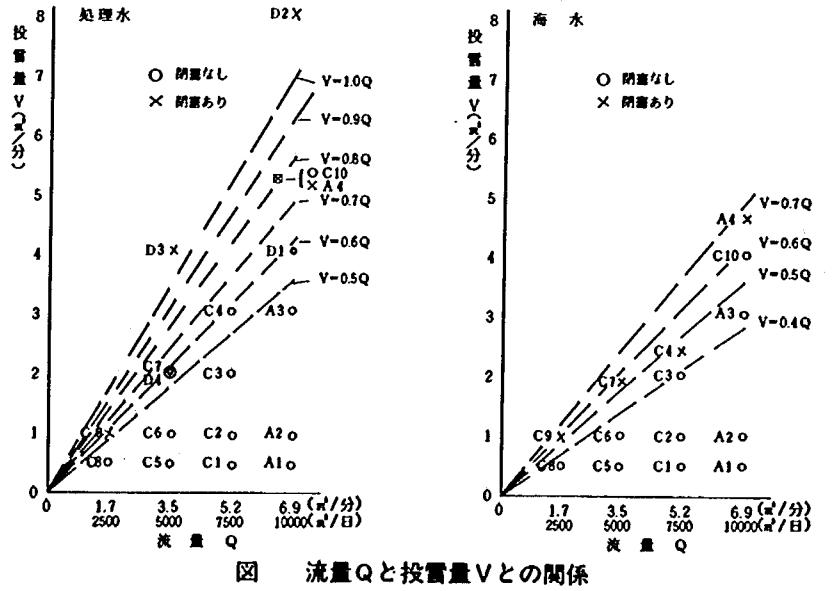


図　流量Qと投雪量Vとの関係

執筆者　竹石　和夫
榊原　隆

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —固定化方法に関する研究—		本文335ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

バイオリアクターによる処理の効率化を図るためにはリアクター内の微生物濃度を高くすることが必要であるが，その方法としては包括固定化法，結合固定化法等がある。

本研究では，包括固定化法については担体の処理特性の基礎的事項を調べて排水処理への適用性を検討し，結合固定化法については担体の質・形状及び撹拌強度が処理性に与える影響を調べて担体の評価・開発を行う。

（結　果）

包括固定化法については数種類の担体を選んで処理特性を調べ，相互の比較を行った。結合固定化法については，固定床型の嫌気処理における担体の形状とその処理法との関係について調査を行った。

(1)　包括固定化法

①固定化微生物の基質消費速度が7 g－TOC/ℓ－担体・日ほどでは，液側の拡散抵抗は小さい。

②基質消費速度はアルギン酸カルシウム，PVA－ホウ酸，寒天－アクリルアミドの順に大きい。

③DO消費速度から見た担体有効率は，光硬化性樹脂で大きい。

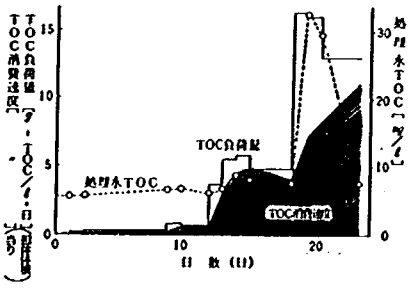
④PVA－ホウ酸担体を用いて，11 g－TOC/ℓ－担体－日の基質消費速度において処理水質7.4 mg-D－TOC/ℓ以下が達成された。（図－1）

(2)　結合固定化法

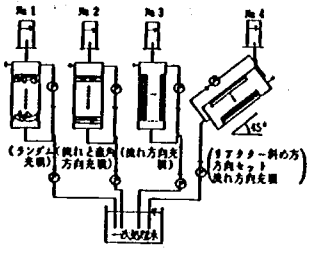
円筒状セラミック担体の充填方法を変えたリアクターについて処理法を調べた。（図－2）

No.1，No.2，No.4については処理日数経過ともに汚泥堆積により流れ特性が似てくるとともに，処理性もほぼ同じものになるが，No.3については，壁面が垂直であるために汚泥保持量が少なく処理性も劣る。（図－3）

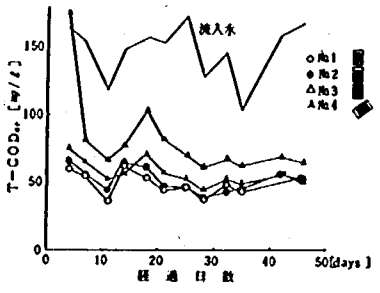
汚泥濃度を高めるためには，担体が重力に抗して汚泥を保持する構造を持つことが必要である。



図－1　段階的負荷量増加に対する連続処理性（ＰＶＡ－ホウ酸法担体）



図－2　固定床型嫌気性処理実験装置の概要



図－3　処理水Ｔ－ＣＯＤcrの経日変化

執筆者　京才　俊則
竹石　和夫
鈴木　穣

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —バイオリアクターに関する研究—（都市下水用バイオリアクター）		本文343ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

本研究は，近年発達の著しいバイオテクノロジーの活用によって，よりすぐれた水処理用のバイオリアクターを開発し，設計および維持管理基準としてとりまとめようとするものである。

本年度は，嫌気性バイオリアクター流出水の後処理，窒素除去用バイオリアクター，高濃度有機物除去用バイオリアクター，に関する研究を行った。

（結　果）

(1)　嫌気性バイオリアクターに関する研究

嫌気性バイオリアクター流出水には多量の硫化物が含まれる可能性があり，我国の都市下水で想定される硫化物濃度は15～40 mg-S^{2-} / ℓ であった。空気による化学的酸化法は処理水が白濁する欠点がある。接触曝気法による生物酸化法では，40分程度の滞留時間で良好な処理水を得ることができるが，生物膜の酸素消費速度は100mg-O_2/g-vss・h と，通常の活性汚泥の５倍程度の酸素を必要とすることが明らかになった。

(2)　窒素除去用バイオリアクターに関する研究

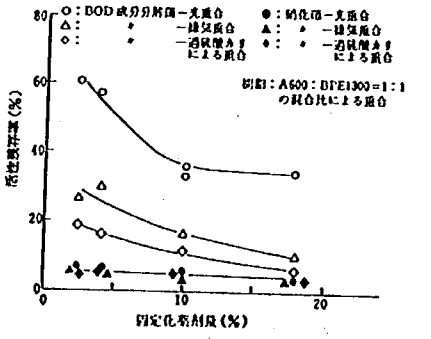
表に菌種別の供試材料と固定化方法を示す。図に BOD の成分分解菌および硝化菌の固定化方法，固定化薬剤量と活性残存率の結果を示す。BOD 成分分解菌は全般的に活性残存率が高く重合方法により影響を受けるが，硝化菌の場合は，一様に活性残存率が低く，重合方法の影響をほとんど受けなかった。イオン交換樹脂との組合せ重合は，基質の分配係数の改良に効果があった。

(3)　高濃度有機物除去用バイオリアクターに関する研究

嫌気性沪床リアクターを用いて，種々の結合固定化担体の性能比較を行った結果，担体径が小さい程，浮遊物除去能が高くなる傾向があったが，逆に沪床閉塞の原因ともなった。担体表面および内部に細孔を有する担体は，細孔を持たない担体に比べ，生物保持量が勝っていた。COD 容積負荷15kg/㎥/日では75％前後の COD 除去率が得られた。

表　供試材料と固定化方法

菌　種	供　試　材　料	固　定　化　方　法
硝化菌	エポキシ系樹脂５種	常温固化法，低温固化法
	ポリエチレングリコール（ＰＥＧ）系樹脂１０種	光固合法，嫌気固合法，過硫酸カリ法
	エポキシ系樹脂２種とＰＥＩイオン交換樹脂の組合せ	組合せ固化法
脱窒菌	エポキシ系樹脂	常温固化法，低温固化法



PＥＧ系エステルにおける重合方法，薬品濃度と活性残存率の関係

執筆者　京才　俊則，　佐藤　和明，　高橋　正宏，　森山　克美

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —バイオリアクターに関する研究—(汚泥処理用バイオリアクタ)	本文355ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60—64年度	汚泥研究室

(目　的)

下水汚泥は，多くの有機物を中心とする化合物，元素を含んでおり，下水処理場で生産される貴重な資源である。本研究では，バイオテクノロジーを活用し，有価資源の回収，有用微生物による汚泥処理，汚泥からの重金属の除去などを図るための汚泥処理用バイオリアクターの開発を行うことを目的とする。

(結　果)

昭和61年度に実施した研究項目は，以下のとおりである。

① 汚泥の無加温メタン発酵に関する研究—実汚泥による処理実験

嫌気性消化法の加温用エネルギーの削減を図るため，無加温消化法に関して実験を行った。消化温度の低下に伴って，有機物の分解能は低下したが，分解有機物量当りのガス発生率はほぼ同じであった。

② メタン発酵に関する研究—メタン菌の大きさに関する研究

消化種汚泥の粒径別ガス発生特性について室内実験を行った結果，メタン発酵に関与する嫌気性菌群の実際的な存在形態は，8～37 μmの範囲の大きさを持つと推定された。

③ 汚泥の成分に関する研究

下水汚泥の成分分析を行った結果は，表に示すとおりであった。また，汚泥中の炭水化物をアルコールへと変換する基礎実験を行った。

④ 汚泥の可溶化に関する研究—酵素添加による可溶化実験

初沈汚泥と余剰汚泥に対して市販酵素を用いて汚泥固形物の可溶化実験を行った。

⑤ 光合成細菌に関する研究

紅色非硫黄細菌(Rhodobacter Sphaeroides)は，基質濃度が低くても増殖するが，BODが数千ppmの高濃度基質のほうが増殖量が多かった。

⑥ 硫黄酸化細菌，鉄酸化細菌に関する研究

硫黄酸化細菌，鉄酸化細菌の汚泥中での培養実験を行った結果，硫黄または鉄($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)を添加することにより，汚泥中で十分増殖することがわかった。

表　下水汚泥の成分分析結果

分析項目			測定結果 初沈汚泥	余剰汚泥	消化脱離液
一般分析	水分	(脱離液TS)	8.52%	9.24%	6.80
	強熱減量	(脱離液VTS)	8.00%	8.51%	4.10
	TOC		4017	3542	1.14
	TN		405	788	0.17
	COD(Cr)		—	—	121
	比重		—	—	1005
生体系レベル分析	(1) 炭水化物	(グルコース換算)	—	—	—
	(2) 分解性糖	(グルコース換算)	2881	1312	038
	(3) 単糖・少糖	(グルコース換算)	68	964	0.14
	(4) 還元糖	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(5) グルコース	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(6) マルトース	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(7) セロビオース	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(8) その他	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(9) 非還元糖	(グルコース換算)			
	(a) シュ糖	(グルコース換算)	1>	1>	0.10>
	(b) その他	(グルコース換算)			
	(c) 多糖	(グルコース換算)	2813	348	024
	(d) でんぷん	(グルコース換算)	43	1>	0.10>
	(e) セルロース	(グルコース換算)	2866	191	0.10>
	(f) その他	(グルコース換算)	84	157	0.14
	(g) 難分解性糖(リグニン等)	(重量%)	114	133	287
タンパク分析	(h) 全蛋白性物質	(グルタミン酸換算)	247.8	4361	233
	(i) 蛋白質	(グルタミン酸換算)	2264	3990	0.73
	(j) 消化性蛋白	(グルタミン酸換算)	142	303	0
	(k) 遊離アミノ酸	(グルタミン酸換算)	21.4	37.1	160
脂肪分析	(l) 全脂質	(重量%)	—	—	—
	(m) 水溶性脂質(有機酸等)	(酢酸換算)	38.7	81	0.37
	(n) 非水溶性脂質	(重量%)	144	80	0.02
	(o) 脂肪酸	(オレイン酸換算)	103.7	423	0.12
	(p) 結合脂肪酸	(オレイン酸換算)	32.7	34.1	010
	(q) 遊離脂肪酸	(オレイン酸換算)	71.0	82	0.02
	(r) その他		—	—	—
(s) 乳酸			0.5>	0.5>	0.10>
(t) ピルビン酸			0.5>	0.5>	0.10>

(単位) 汚泥…mg/g乾泥，脱離液…mg/ml

執筆者　京才　俊則，　大嶋　吉雄，　河井　竹彦
櫻井　克信，　岡澤　邦明，　近藤　次夫

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —バイオセンサーの開発に関する研究—		本文369ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

現在，公共用水域の水質モニタリング，処理水の水質監視及び排水処理プロセス制御等に水質，汚泥質センサーが用いられているが，物理量及び電気化学量の測定が中心となっている。しかし，水質，汚泥質等の本質に基づく物質（項目）の連続測定は精度，感度や維持管理などの点において必ずしも満足のいく状態ではないのが現状である。

本研究は，これらの改善策の一環として生体反応の活用による各種センサー（バイオセンサー）を開発し，環境計測及び排水処理のプロセス制御等の向上を計っていくことを目的として行うものである。

今年度は各種バイオセンサーのうちBOD測定用生体反応素子の試作実験，水質センサー開発のための需要調査及びモニターロボット化の検討事項の整理を行った。

（結　果）

① BODセンサー用生体反応素子を試作したが，グルコース・グルタミン酸標準液等を用いて比較した結果，T. Cutaneumをゼラチン固定化したもの，土壌細菌群や活性汚泥細菌群をPVAで固定化したものが，比較的良好であった。

② 下水道用水質計測機器の需要調査を行い現在のモニターの問題点を整理し，今後モニターロボット化を行うに当っての留意事項を整理した。

③ 需要調査結果から，今後自動化が望まれる水質項目は，放流水の規制項目を中心にかなり多いことが分った。また，バイオセンサーへの期待項目を調査したが，前年度に設定した開発目標であるBOD，アンモニア，有機酸についての需要者のニーズが確認された。

表－1　バイオセンサーに期待する計測項目および計測の対象と目的
（下水処理場）

計測項目	計測対象	計測の目的	回答	
			社	比率
BOD	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 負荷量の算出記録	43	20.7
MLSS濃度	エアレーションタンク	運転管理 汚泥濃度の記録	34	16.3
NH_4^+-N	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 処理状況の記録	25	10.5
NO_3^--N	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 処理状況の記録	24	10.1
臭気物質	処理場内 敷地周辺 施設側	作業環境の記録 周辺住民への配慮 施設工程への反映	21	8.9
大腸菌群数	放流水	塩素工程への反映 水質監視	10	4.2
硝化速度	水処理工程	水処理工程への反映 硝化状況の記録	9	3.8
有害物質	流入水 放流水	水処理生物の保護 水質監視	8	3.4
有機酸	水処理工程 汚泥処理工程	水処理工程への反映 硝化槽の運転への反映	7	3.0
NO_3-N	水処理工程	硝化状況の記録 水処理工程への反映	5	2.2

計測項目	計測対象	計測の目的	回答	
			社	比率
水位関係	エアレーションタンク	バルキング防止	3	1.3
流量	水処理工程	水処理工程への反映	3	1.3
T－N	流入水，放流水	水処理工程への反映	2	0.8
T－P	流入水，放流水	水処理工程への反映	2	0.8
消化関係	消化槽	消化槽の運転管理	2	0.8
SS	放流水	水処理工程への反映	2	0.8
アミノ酸	水処理工程	水処理工程への反映	2	0.8
メタンガス	消化槽	消化槽の運転管理	2	0.8
トリクロロエチレン等	流入水，放流水	水質監視	2	0.8
残留塩素	放流水	塩素工程への反映	2	0.8
全水平	放流水ケーシ	放流水工程への反映	2	0.8
色度	放流水	水質監視	2	0.8
その他	地力度，硫化ガス，PCB，臭気，油含量，放流水性，固物質性窒素，有機物，放流水性窒素，放流水，汚泥濃度，汚泥対象，汚泥濃度分布，汚泥濃度，フロックの沈降性，消化速度		各1	
		総回答数	231	

執筆者　京才　俊則
中村　栄一
田中　宏明

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —微生物の分離・分類に関する研究—		本文377ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

本年度は，以下の２つの目的を挙げ，研究を行った。

1）従来の好気性生物処理法，嫌気性生物処理法とは異なった原理の生物処理法を開発し，新しい細菌群の利用による効率的なバイオリアクターの開発を目指す。

2）活性汚泥構成細菌群より，低温で増殖し得る細菌を単離し，その代謝特性を明らかにして，特殊な能力を有する細菌を選定する。

（結　果）

1）図に示すような多段反転流式バイオリアクターを開発し，硫酸還元菌と，硫黄酸化能を有する糸状細菌によって，径２～10㎜の自己造粒汚泥を作ることに成功した。固液分離を含め4.5時間の滞留時間で，活性汚泥と同等の処理水質を得ることができた。

2）低温で増殖し得る細菌を単離し，表に示すような実験ケースにより実験を行った。本実験に供した51種類の細菌の全が中温域に μmax が存在した。10℃における μの最大値は $0.47hr^{-1}$であり，その世代時間は約1.5時間であった。５℃における μの最大値は $0.35hr^{-1}$で，その世代時間は約２時間であった。pH特性は，多くの細菌について μmax を示すpH値は7.0であった。又，増殖可能なpH値は殆どの細菌において5.0～11.0であった。２種類の細菌についてはpH3.0での増殖が可能であった。

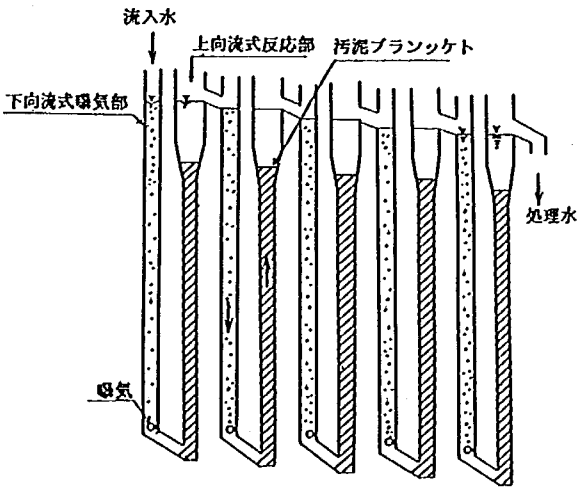


図　MRBの概念図

表　MRBリアクターの諸元

設計条件	
下向流式吸気部	φ 10cm，水深 2.2 m ×5 本
上向流式反応部	上部 φ 18cm，水深 2.2 m ×5 本
	下部 φ 10cm，
実容積	213 ℓ
現在の運転条件	
水理学的滞留時間	4.5 時間
上向流式反応部の上向流速	上部 3cm/min.
	下部 10cm/min.
のBOD-容積負荷	0.73 kg-BOD/m³ day

執筆者　京才　俊則，竹石　和夫
佐藤　和明，鈴木　譲
高橋　正宏，小沢　登

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —酸素・微生物の保存及び大量培養に関する研究—		本文387ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

バイオテクノロジーを下水・排水処理システムに活用していくためには，一般の微生物学的な手法による酵素・微生物の検索，分類方法から得られる情報のみでは，不十分な場合が多い。このため，排水処理（有価資源の回収等も含む）の個別的目的に沿った情報をも含めた，新たなバンクを設立し，排水処理にかかわる研究者・実務者がスムーズにこれらの情報や菌株を利用したり，登録したりできるシステムを作り上げる必要があり，これを「排水処理にかかわる酵素・微生物バンク」と呼ぶ。本研究はバンクの整備の手法を確立することを目的としている。バンクは保存バンクと情報バンクから成り立つと考えられるが，本年度は情報バンクの整備手法を中心に検討した。

（結　果）

本年度はバンクの骨子を明らかにするため，バンクの対象微生物，整備手法の検討計画，データベースの項立てと一般的データベース例，データベース作成のための標準的実験フロー等を明らかにした。図は標準的実験フローの例である。

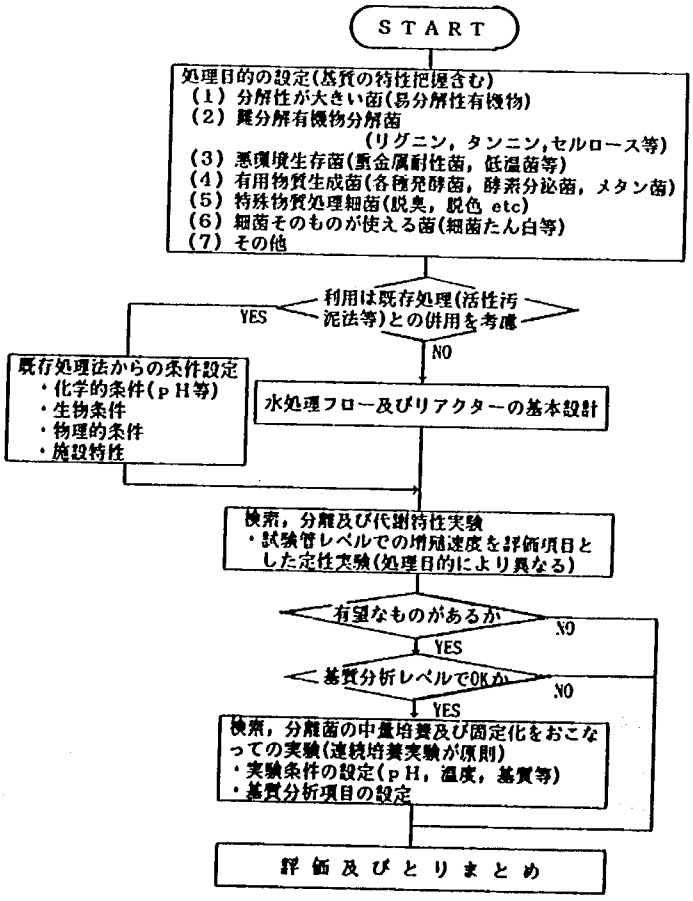


図　排水処理への適用性検討の為の実験標準フロー

執筆者　京才　俊則
佐藤　和明
高橋　正宏

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —遺伝子操作による処理生物種の開発—		本文393ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

下水処理・汚泥処理に関与する微生物に何らかの遺伝子操作を行う場合，当分の間は接合性プラスミドを利用して，接合伝達・可動化伝達によるベクターの移動，自然組替えによる形質転換等の方法を用いなくてはならないであろう。このため，下水処理・汚泥処理過程のような環境条件下で，プラスミドの伝達がどの程度起こりうるかを，伝達の安定性も含めて把握するとともに，接合・安定化を促進する条件・阻害する条件について検討を加えるものである。

（結　果）

活性汚泥より分離した51種類の細菌について，プラスミドDNAの分離を行った結果，その存在が確認された菌はみい出せなかった。プラスミドの保有が確認されているAcetobactor pastereurianus (IFO3223) とAcetobactor aceti (IFO 3281) を用いて同様の手順で分離を行ったところ写真に示すとうりプラスミドDNAを分離した。したがって分離・操作上の問題は少ないと考えられる。

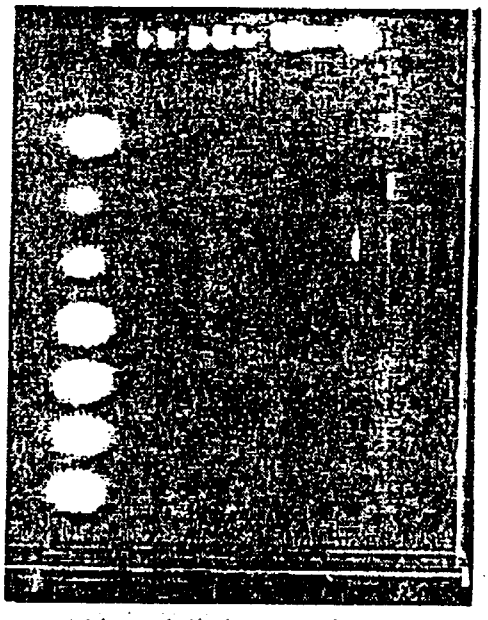
今回の実験で活性汚泥より分離した細菌のプラスミドDNAが検出されなかった原因として，

(1) 対象微生物がプラスミドを有してない，または脱落している。

(2) 野生の細菌は，プラスミドの含有量が少なく電気泳動で検出できる限界量 (0.01－0.1μg as DNA) を下まわった。

(3) 分離操作の途中でプラスミドの分解が起きている。(例えばDNasaによる分解)

等の理由が考えられる。



← DNAマーカー

← IFO 3223より分離された
プラスミドDNA(?)

写真　電気泳動により分離された
プラスミドDNA

執筆者　京才　俊則
佐藤　和明
高橋　正宏

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 —物理化学処理の評価に関する研究—		本文397ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和60－64年度	下　水　道　部	

（目　的）

本研究は現在開発中の下水処理用バイオリアクターと組み合わせて使用するのに最適な，固液分離技術を主体とする物理化学処理法に関して，新たな手法の開発もしくは既存技術のなかからの選択を行うものである。

今年度は前処理用固液分離技術の評価のための測定項目とその方法，処理場流入下水の成分と粒径分布を主として調査した。

（結　果）

(1) 現在開発中のリアクター流入水質として設定されている項目は殆ど一般的な水質項目であることが分かった。このため，固液分離の性能評価の項目もこれにならってBOD, COD, T－N, T－PおよびSSとした。

(2) 上記項目以外に，固液分離性能の評価においては除去粒子径に関する項目が不可欠であると考えられたので，固液分離前後の粒径分布測定も行うことにした。その測定方法としてふるいとろ紙による方法，電気抵抗法，画像解析法の比較を行った。その結果，測定方法ごとに異なる粒径分布が示されることが明らかになった。

(3) ふるいとろ紙を用いる方法で2ヶ所の下水処理場の流入下水中の成分の分画分析を行ったところ，成分によって粒径分布が異なっていること，流入高負荷時は粒径の大きい成分が多いこと，8 μから1 μに分画される成分が少ないことなどが示された。

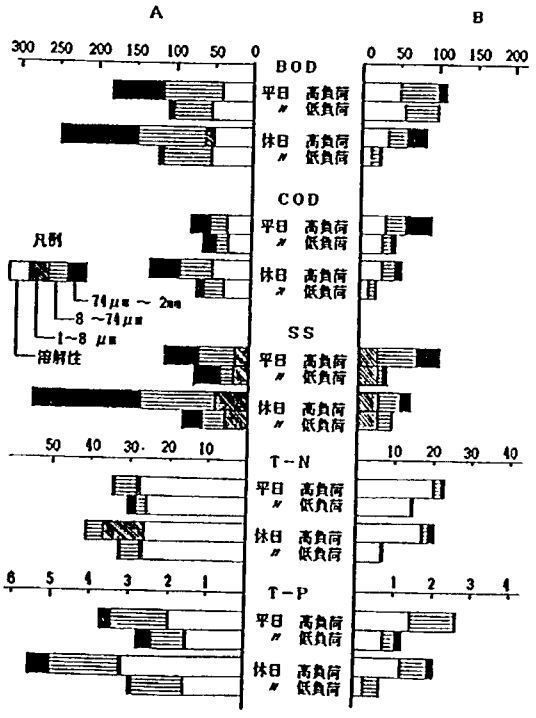


図　流入下水の成分の粒径別分布（単位はmg/l）

執筆者　京才　俊則，　佐藤　和明，　小越真佐司

バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発 ーシステム化に関する研究ー		本文403ページ	昭和61年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和61－62年度	下　水　道　部	

（目　的）

昨年度の研究において，本プロジェクトで開発される幾つかのユニットプロセス等を組合せた新排水処理システムのプロトタイプとして次の４システムが例示された。

汚泥処理無用型システム

エネルギー自立型システム

光利用型システム

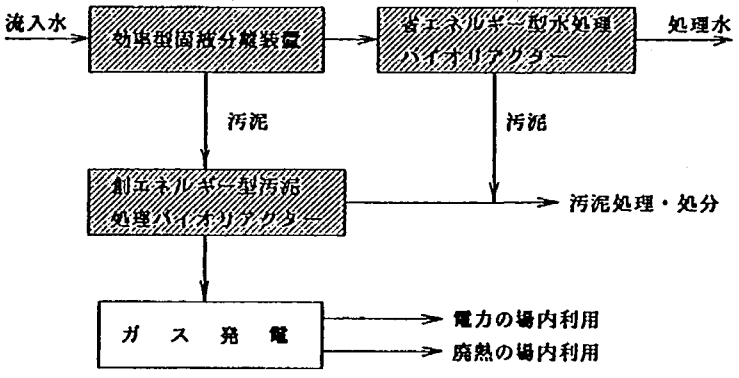
有価資源回収型システム

これらのプロトタイプのうち，本年度はエネルギー自立型システムの可能性の検討を行った。

検討は，標準活性汚泥法を従来型システムとし，従来型システムとエネルギー自立型システムのエネルギー自立率をシミュレーションモデルを作成して求め，その結果を比較，考察して行った。

（結　果）

エネルギー自立型システムの基本的なフローを図－１に示す。本システムではまず，流入下水中の固形物（初沈汚泥）を効率型固液分離装置で高率に分離する。このため，水処理への負荷は軽減し，溶解性成分を主体としたものとなる。一方，汚泥処理への負荷は流入下水中の固形物を主体としたものとなる。水処理では流入負荷の減少と共に，省エネルギー型水処理バイオリアクターを用いることにより，そのエネルギー消費量を大幅に削減する。汚泥処理における嫌気性消化では，投入固形物が，余剰汚泥に比べて消化ガス発生ポテンシャルの高い初沈汚泥をより多く含むこと，及び創エネルギー型汚泥処理バイオリアクターを用いることにより，消化ガスとしてのエネルギー回収量が大幅に増加する。エネルギー自立型システムは，これらのユニットプロセスの組合せにより，エネルギー自立率を高めようとするシステムである。



図－１　エネルギー自立型システム

種々の条件で計算した結果，従来型システムに比べてエネルギー自立型システムでは下水処理におけるエネルギー消費が大幅に改善される可能性が見いだされた。しかし，この結果は計算によって得られたものであるので，今後はシミュレーションモデルに用いた数値の妥当性や実現性などについて，実験的に検証する必要がある。

執筆者　京才　俊則，　佐藤　和明
高橋　正宏，　小越真佐司

河川浄化施設の排泥方法に関する調査		本文409ページ	昭和60年度
全体計画	地建依頼　昭和61－63年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

水質汚泥の進んだ河川においてその浄化を図るための方策として河川水を直接浄化する工法があり，すでに一部の河川で実施に移されている。浄化のための工法としては沈澱，エアレーション，植生や接触材の利用などがあげられるが，確実な効果が期待でき，しかも比較的安価ということで礫を用いた工法（以下礫間浄化法と呼ぶ）が検討対象とされるケースが多い。

礫のみならず他の接触材を利用する場合も同様であるが，浄化の進行に伴なって汚泥が生成し，ある程度以上汚泥が堆積すると浄化機能に支障をきたすようになる。そこで適当な時期に余分な汚泥を引抜く必要がある。接触材の種類によっては汚泥を引き抜きやすいものもあるが，礫は決して引き抜きやすいタイプではない。礫を用いた処理施設では従来この点を配慮したものは少なく，汚泥が堆積すれば礫を取り出して洗浄し再使用するか新しい礫と交換するという方法で対応してきたものが多い。

河川水を浄化する河川浄化施設では施設を高水敷の下や防災調整地の下に設けるケースが多く，数年に１度とはいえ礫を取り出す作業を行うことは容易ではない。そこで何らかの手段で汚泥を礫から剥離させて施設から引抜く必要がある。本調査は近畿地方建設局（大和川工事々務所）の依頼により実施しているもので，礫を用いた河川浄化施設における効果的な排泥方法について調査することを目的としている。

（結　果）

本年度は稼動中の施設の礫を採取して右図に示すフローで洗浄実験を行った。礫を採取した施設は下水処理場，雑排水処理施設，下水処理場放流水を原水とした浄化実験施設の３施設である。

３施設での実験結果をまとめると次のようになる。

イ．洗浄方式としてエアレーション，ドレン，乾燥の３方式を比較したところ，エアレーション方式とドレン方式がほぼ同じ，乾燥方式は最も劣る結果となった。

ロ．洗浄によるＳＳの排除率は使用した礫や堆積している汚泥の状況により異なっており，無機物比が高く堆積量の多いケースでは90％にも達するが，有機物比が高く堆積量がＳＳで１～３kg/m³（槽容量）のケースでは最高で45％であった。

ハ．洗浄により排除されたＳＳ量と回復した空隙率の関係をみると空隙率１％当り1.0～1.8kg/m³となっていた。

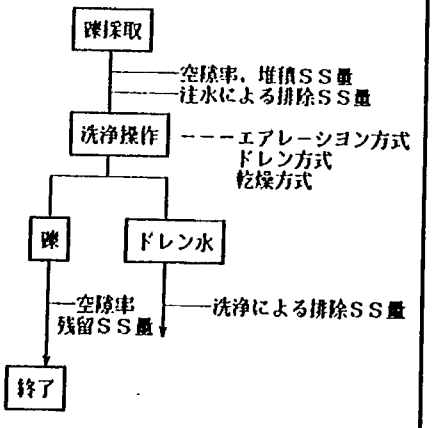


図　実験のフローと内容

執筆者　中村　栄一
酒井　憲司

Ⅰ 試験研究費による研究

1．下水性状の生化学的特性に関する研究

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　樋原　隆
小沢　登

1. はじめに

下水処理施設の設計及び維持管理においては，特定の物質を対象とした水質項目ではなく，総括的な水質項目である生物化学的酸素要求量（ＢＯＤ）や浮遊物量（ＳＳ）が重要な指標となっている。

わが国も含めて，現在世界における都市下水処理の主流は，好気的条件下で処理に関与する微生物を浮遊させる，いわゆる活性汚泥法である。活性汚泥法のように好気的条件下で下水中の有機物除去を行うプロセスにとっては，ＢＯＤは無くてはならない指標となっている。しかしながら，最近では同じ好気的条件下でも微生物を浮遊させずに何らかの担当表面に微生物の薄い層（生物膜）を形成させて下水中の有機物除去を行う方法や，嫌気的条件下で下水処理を行う方法が下水処理プロセスの開発対象となっている。

一般に下水処理施設の設計の考え方としては，そのプロセスで生物学的に分解され得る有機物量の単位時間・単位反応槽容量当りの量（これを容積負荷と言い，kg／㎥・日の次元で表す）と除去速度（反応次数によって次元は異なるが，一次反応であれば１／日の次元を持つ）との関係を経験的に求め，その関係に基づき所要の反応槽容量を決定している。従って，とくに嫌気的条件下で下水中の有機物除去を行うプロセスの開発に際しては，在来の好気的条件下で下水処理を行う施設の設計に用いられてきたＢＯＤ容積負荷等では反応槽への有機物負荷を適切に反映しない恐れがある。さらに，都市下水中に含まれる有機物の多くは，水中に溶解している状態ではなく，固形物として浮遊している状態で処理を行う反応槽に導かれている。物理化学的なプロセスのみならず生物学的なプロセスにおいても，流入下水中の固形物の大きさの分布は処理効率に大きな影響をもっている。

本研究では，流入下水中の固形物分布，ひいては有機物分布の特性を調べ，様々な生物学的下水処理プロセスにとってあるべき有機物負荷指標の開発を行い，新しい下水処理プロセスの開発に資することを目的としている。

2. 昭和60年度の調査概要

１）流入下水中の固形物及び有機物分布を調査するための分画方法の検討を行った結果，以下のことが明らかとなった。

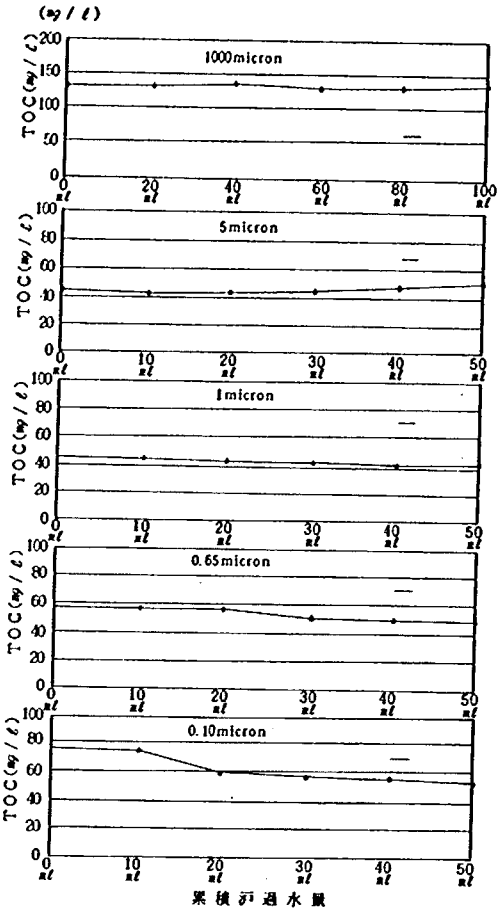
沪過操作が進むにつれ，固形物が捕捉され沪紙の孔径は変化し，原沪紙径よりも小さくなる。そこで，ふるい，沪紙による捕捉固形物の影響を調査した。調査結果は図－１に示すとおりで，1000μmはふるい，５～0.1μmは沪紙である。ふるいの場合，１回の沪過水量が100㎖以内では捕捉効果の影響は無視し得ると判断できた。沪紙については，孔径５μm及び１μmについ

ては50㎖の沪過水量で問題ないが，孔径0.65μmについては20㎖以上で，孔径0.1μmについては10㎖以上で捕捉効果の影響が現れた。

分画された試料のＴＯＣを測定する際には，沪紙からのＴＯＣの溶出が問題となる。そこで累積通過蒸留水量と沪液のＴＯＣの関係を求めた結果は図－２に示すとおりである。洗浄水量が多い程沪液のＴＯＣ量は減少するが，その反面洗浄水量を50㎖，0.65及び0.1μmの沪紙については20㎖とした。

２）現地調査として，処理水量90,000㎥／日の終末処理場において流入下水，最初沈殿池流出水最終沈殿池流出水について各々粒径の固形物及び有機物分布を調査した。流入水の調査結果を表－１に示した。ここの下水処理場流入水で特徴的なことは，好気的な分解速度の比較的小さいたんぱく質が細かい固形物粒子に多く含まれ，逆に分解速度の大きい炭水化物が粗い固形物粒子に比較的多く含まれていたことである。ＢＯＤ$_5$の場合には，63μm以上の固形物粒子は28.5％の寄与しかしていないが，ＴＯＣでは約42％の寄与があり，多分炭水化物に起因するＴＯＣが大きいと思われた。揮発性有機酸の濃度はそれほど高くないが，63μm以上の固形物粒子に吸着されている割合が約37％以上あった。

最初沈殿池流出水，最終沈殿池流出水については汚泥返流水が沈砂池に流入していた為，流入水に比較して初沈流出水の方が有機物濃度が高くなり，明確な傾向は認められなかった。

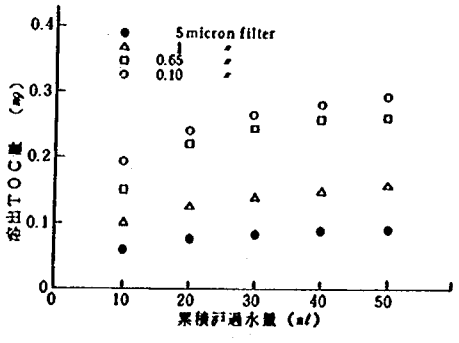


図－１　沪液ＴＯＣに対する捕捉固形物の影響

3. 昭和61年度調査概要

3.1 調査目的

様々な下水処理，特に嫌気処理プロセスにとってあるべき有機物負荷指標の開発にあたっては，まず流入側の下水の性状を詳細に調査する必要がある。下水処理場流入下水の性状については，処理区域の面積，人口，土地利用等，数多くの要因により変化



図－２　沪紙からの溶出による影響

するものと考えられる。

昭和61年度は，4箇所の下水処理場流入下水についてその性状調査を行い，各々の下水処理場流入下水の固形物分布及び有機物分布を把握することを目的としている。

3.2 調査方法

調査は，4箇所の下水処理場流入下水について24時間の流量比例のコンポジットサンプルを作成し，ふるい，沪紙により各粒径毎に分画を行い，その分画試料について所定の水質分析を実施した。

各下水処理場及び処理区域の概要を表－2に示す。A，B，C，Dの各下水処理場ともに流入下水量の多くは家庭下水であり，その割合は全流入下水量に対してそれぞれ72，96，96，82％である。尚，C処理場の割合は不明水を含む値であり，D処理場は住宅団地の下水処理場である。

図－3は，固形物及び有機物分布を求めるための粒子の分画方法を示したものである。粒子の分画は，500～20μmについては鋼製のふるいを，5～0.1μmについては沪紙を用いて行った。分画に用いた沪紙は，溶出の影響が小さいと判断された硝酸セルロース製を用いた。水質分析項目及び分析方法は表－3に示すとおりであった。

3.3 調査結果

A，B，C，Dの各処理場の流入下水量は，10～11時及び22～23時に流量ピークが存在し，5～6時に最小流量を示すパターンとなり、家庭下水を中心とした流入下水であることがうかがわれた。

各処理場のSS，BOD_5，及びTOCの粒径分布を図－4から6に示す。

4処理場のTSは450～550㎎／ℓの範囲にあり，各処理場間での大きな差異は認められ

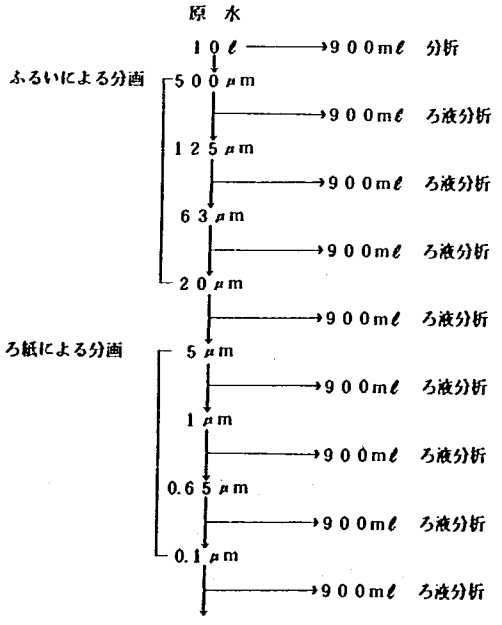
表－1 下水中の固形物及び有機分布（沈砂池流入水）

	濃度	各粒径区分の寄与率（%）						
	㎎／ℓ	<0.1	.1-.65	.65-1.0	1.0-5	5-20	20-63	63<(μm)
BOD_5	121	27.6	0.3	1.6	11.9	22.9	7.2	28.5
TOC	62	25.8	-	-	4.1	12.9	11.3	41.9
TS	449	80.4	-	11.1	-	-	2.7	5.8
VTS	134	22.4	-	11.2	26.1	13.4	17.2	9.7
蛋白質	61.2	62.9	-	-	8.0	12.7	4.7	11.6
脂質	47.2	28.6	-	11.0	1.3	6.6	12.9	39.6
炭水化物	48.9	3.7	2.7	1.2	6.7	3.7	4.3	77.7
一般細菌	$547\times10^{4*}$	ND	ND	0.8	43.3	-	-	55.9
揮発性有機酸	37.9	53.8	9.0	-	-	-	-	37.2

* 個／㎖

表－2 各下水処理場の概要

処理場	処理区域面積（ha）	処理人口（人）	処理水量（㎥／d）
A	1,080	84,900	49,700
B	1,210	156,700	37,200
C	3,500	648,400	383,000
D	131	11,300	2,600



図－3 粒子の分画方法

なかった。又，0.1 μm以下のＴＳについても 300~350 mg/ℓ の範囲にあり，ＴＳと同様大きな差異は認められず，一般的な傾向としてみなすことができよう。0.1~500 μm の固形物分布は，それぞれの処理場において傾向の相違がみられるが，Ｃ処理場を除く３処理場において５~20 μmの粒径区分にかなりの固形物量が寄与しており，家庭下水を中心とした下水処理場流入下水の１つの特徴とみなすことができよう。又，４処理場ともにＴＳに対する0.1 μm以下のＴＳの占める割合が大きく，約50%以上を占めていた。

表－３　分析項目及び分析方法

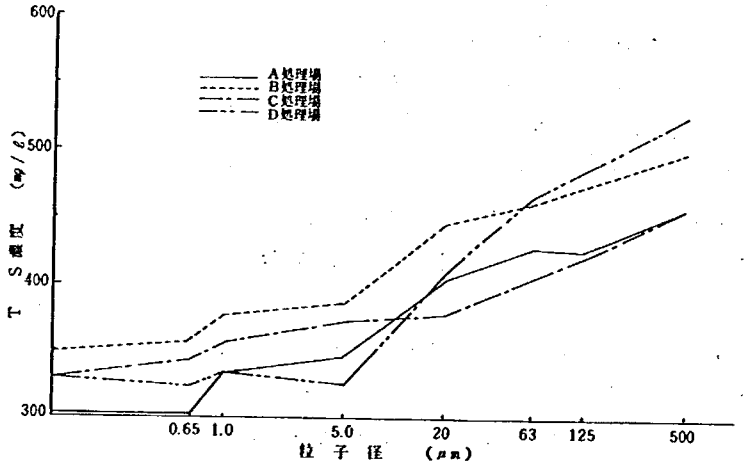
分析項目	分析方法
BOD_5	ウィンクラー法
COD	100℃における過マンガン酸カリウム法
TOC	TOC Analyzer
TS	ルツボによる重量法
VTS	600℃,30分強熱法
蛋白質	ケルダール法
脂質	ヘキサン抽出法
炭水化物	アンスロン法
有機酸	水蒸気蒸留法

BOD_5の粒径分布は５~20 μm，及び20~63 μmの粒径区分への分布が大きく，ＳＳの粒径分布と同様な傾向を示していた。又，Ｔ－BOD_5に対する0.1 μm以下の粒径区分のBOD_5は，約30%とＳＳ及びＴＯＣのそれよりも小さい結果となった。

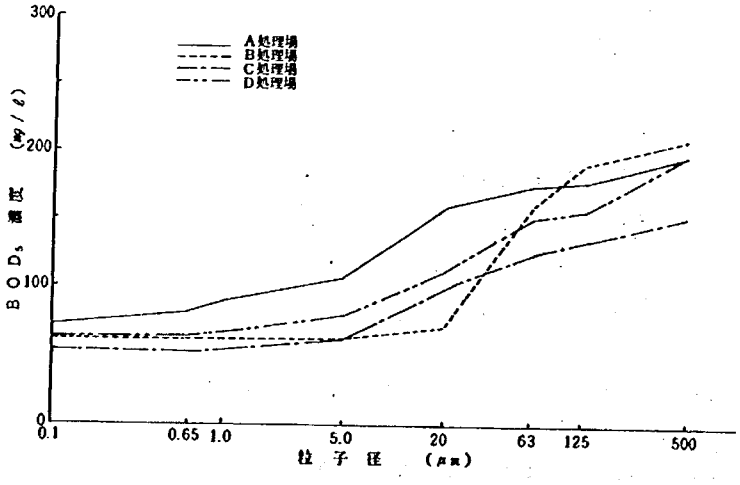
ＴＯＣの粒径分布は５~20 μmの区分で多少ＳＳ粒径分布と同様な傾向を示すが，各粒径区分に巾広く分布しているとみなすことができる。

各処理場流入下水の各分析項目の濃度と，それに対する各粒径区分の寄与率を示したものを表－４から７に示す。

各処理場ともに共通していえることは，１~125，及び0.1 μm以下の粒径区分に有機物の寄与が大きいということである。今回の調査では，BOD_5，ＴＯＣ等の有機物指標の他に，蛋白質，炭水化物，脂質，有機酸を測定しているが，ここで特徴的なのは１~125 μmの粒径区分の有機物濃

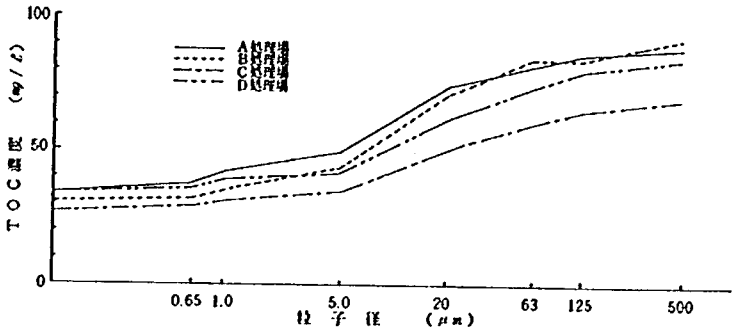


図－４　各処理場のＳＳ粒径分布



図－５　各処理場のBOD_5粒径分布

度の上昇に深く関与しているが蛋白質であると考えられ，各処理場ともに全蛋白質の50％以上が1～125μmの粒径区分に寄与している。1~125μmと同様に各分析項目の寄与が大きい0.1μm以下の粒径区分においては，蛋白質，炭水化物，脂質ともにその寄与率は高く，どの有機物質が深く関与しているのかは不明である。



図－6　各処理場のＴＯＣ粒径分布

蛋白質，炭水化物，脂質，有機酸についてみてみると，蛋白質は0.1μm以下及び1～125μmの粒径区分に分布しており，ある特定の粒径区分に分布するという結果となった。炭水化物は，各処理場ともに大きい粒径区分への分布はほとんどなく，おおむね1.0μm以下の粒径区分に分布しているとみなすことができる。脂質については，各処理場ともに各粒径区分に広く分布しており，ある一定の傾向は認められなかった。有機酸は，A処理場においてはおおむね1.0μm以下の粒径区分に分布しているが，他の3処理場においては大きな粒径区分に分布するという結果となった。特にB処理場においては500μm以上の粒径区分に全有機酸濃度の42％が寄与しており，必ずしも溶解性部分に分布するとはいえない結果となった。

表－4　流入下水中の固形物及び有機物分布（A処理場）

	濃度	寄与率 (%)				
	(mg/l)	<0.1	0.1-1.0	1-125	125-500	500< (μm)
BOD_5	220	32.2	9.0	41.3	9.5	8.2
COD	96.1	31.6	6.3	45.9	10.4	8.5
TOC	96	35.4	8.4	45.8	3.1	7.3
TS	504	60.9	6.0	18.5	6.3	9.1
UTS	218	29.8	-	39	16.5	15.1
蛋白質	73.9	14.7	16.2	58.3	10.7	-
脂質	18.9	19.0	17.4	25.4	37.0	10
炭水化物	6.9	71.0	13	15.9	-	-
有機酸	27.1	37.6	48	14.4	-	-

表－5　流入下水中の固形物及び有機物分布（B処理場）

	濃度	寄与率 (%)				
	(mg/l)	<0.1	0.1-1.0	1-125	125-500	500< (μm)
BOD_5	230	26.1	2.3	55.6	9.6	6.5
COD	119	28.4	3.8	35.4	11.4	20.9
TOC	92	33.7	4.4	53.2	8.7	-
TS	553	62.9	5.2	17.5	4.7	9.6
UTS	268	26.1	4.1	39.5	11.6	18.7
蛋白質	64.6	33.9	-	66.4	-	-
脂質	36.7	19.9	12.8	11.7	15.0	42.5
炭水化物	8.2	68.3	31.7	-	-	-
有機酸	28.3	15.9	9.9	32.2	-	42.0

表－8は，Levineらが米国の下水について行った調査結果を示したものである。[1] 若干の分画粒径の相違，及びこの調査結果が米国の一般的な下水性状であるかどうかはわからないが，今回の調査結果と比較すると，0.1～1.0μmの粒径区分においてＣＯＤ，ＴＯＣの寄与率が米国の方が高いのに対して，1～100μmの粒径区分においてはその寄与率は日本の方が高いことがわかる。又，100μm以上の粒

表－6　流入下水中の固形物及び有機物分布（C処理場）

	濃度	寄与率（%）				
	(mg/ℓ)	<0.1	0.1-1.0	1-125	125-500	500<(μm)
BOD,	176	29.3	0.6	47.9	11.4	10.8
COD	87.8	33.8	3.5	42.8	14.9	4.9
TOC	70	38.6	7.2	48.6	7.1	0
TS	484	67.6	5.8	13.6	7.9	5.2
VTS	210	33.3	1.4	40	19.5	8.6
蛋白質	70.6	27.5	-	72.5	-	-
脂質	21.5	34.0	30.2	28.8	4.7	2.3
炭水化物	5.6	83.9	10.7	-	5.4	-
有機酸	19.4	20.6	40.7	31.4	7.2	0

表－7　流入下水中の固形物及び有機物分布(D処理場)

	濃度	寄与率（%）				
	(mg/ℓ)	<0.1	0.1-1.0	1-125	125-500	500<(μm)
BOD,	213	28.5	2.5	43.7	19.5	5.1
COD	106	35.9	3.3	37.7	19.3	3.8
TOC	82	41.5	6.1	48.8	7.3	-
TS	534	61.6	2.1	29.8	8.1	1.1
VTS	268	28.0	5.2	39.2	14.9	12.7
蛋白質	81.3	36.9	1.5	53.2	6.9	8.5
脂質	28.0	14.3	3.2	23.2	19.6	40.0
炭水化物	6.0	100	-	-	-	-
有機酸	15.9	11.9	28.3	52.7	8.8	15.1

径区分においてＴＯＣの寄与率を比較すると，米国においては31%の寄与があるのに対し，日本においてはおおむね10%以下であり１つの特徴としてみなすことができよう。蛋白質，脂質，炭水化物の３成分については蛋白質，炭水化物は両国とも類似した傾向にあるが，脂質において日本の方が大きな粒径区分に分布しているようである。

4.　まとめ

今回，４箇所の下水処理場流入水についてその性状調査を行った結果，以下の点が明らかとなった。

１）ＳＳ，ＢＯＤの粒径分布の特徴として0.1 μm以下，及び５～63 μmの粒径区分に比較的大きな寄与率を示していた。

２）１～125 μmの粒径区分での有機物濃度の上昇には，蛋白質が深く関与していると考えられた。

３）蛋白質は0.1 μm以下及び１～125 μmの粒径区分に対する寄与率が高く，炭水化物はおおむね1.0 μm以下の粒径区分に分布していた。有機酸については大きな粒径区分に分布がみられ，必ずしも溶解性部分（1.0 μm以下）に分布するとはいえない結果となった。

今後は，初沈流出水，嫌気処理水等についても同様な調査を行い，個々の処理プロセスでの固形物及び有機物の挙動を把握することが必要であろう。

表－8　米国の下水の有機物分布

Item	Classincation			
	Soi-uble	Coi-loidal	Supra-colloidal	Settle-able
Size range (μm)	<0.08	0.08-1.0	1-100	>100
COD (% of total)	25	15	26	34
TOC (% of total)	31	14	24	31
Organic constituents (%of total soiids)				
Grease	12	51	24	19
Protein	4	25	45	25
Carbohydrates	58	7	11	24
Biochemical oxidation rate, k, d^{-1} (base 10)	0.39	0.22	0.09	0.08

参考文献

１）Levine, A. D., etal.,: Characterization of the size distribution of contaminants in waste-water : treatment and reuse implications, J. WPCF, pp 805-816, Vol. 57, No. 7, July 1985

2．下水道高度処理計画及び最適プログラムに関する研究

三次処理研究室　室長　佐藤和明
下水道研究室　主任研究員　谷戸善彦
三次処理研究室　〃　高橋正宏

1．まえがき

昭和６１年度末現在、我が国の下水道普及率は36%であり、処理区域、処理人口の拡大に力が注がれている。一方、「どの程度の処理を行うか」、すなわち、処理水の目標水質レベルについては、排水基準・水質環境基準と行った規制から決まる値を満足させると言う考え方で決められている。よって、二次処理以上の高度処理については、湖沼の富栄養化防止・水質環境基準の達成のために極めて限定された地域において実施されているにすぎない。しかし、将来の我が国の水環境・下水道事業の在り方を考えるとき目先の規制に対する対応だけでなく、（1）「下水処理水の水質レベルはいかにあるべきか」（2）「下水処理レベルの高度化をいかなるプログラムで進めていくべきか」を検討する必要がある。この課題は極めて難しいが、（1）については、放流先の水環境の質および経済性の観点、並びに下水処理水の再利用における水質および経済性の観点から、（2）については、二次処理区域の拡大と高度処理化との財源上のトレードオフのなかで両者の費用効果の観点から、アプローチが可能であると考えられる。このため、昨年度までにおいては、既存の高度処理施設の実態調査を行うと共に、処理場内再利用も含めた処理水利用の実態をまとめた。更に、二次処理を含めた下水道事業の費用効果判定の基礎資料として下水道等集合処理区域の設定方法を提案した。

2．研究目的

本年度の研究目的は以下の通りである。

（1）処理水再利用のための潜在的供給先の整理とその要求水質のまとめ
（2）上記の要求水質を現況二次処理水質がどの程度クリヤーするかを明きらかにする
（3）上記の要求水質の内二次処理水以上の水質が必要な場合について、要求水質と処理方式の間における経済性の問題を検討する。
（4）（1）～（3）とは若干視点を代え、公共水域における水質保全プログラムに高度処理の効果を導入した場合のケーススタディーを試みる。

3．研究成果

（1）処理水再利用の用途と要求水質

処理水再利用システムの特性として、再利用水の供給量は、都市などで実際に使用される水量の一部に過ぎないこと、しかし都市等の全体としての水需給量は少なくてすみ、渇水の影響を受けにくいこと、また放流水域への排出汚濁負荷の削減にもつながること、一方、再利用のための要求水質に対応して排水処理方式を選定しなければならないことなどを挙げることができよう。このような特性を生かすため、水需給の緩和や、渇水時の安定水源としての役割を果たすことを目的とする場合、更に、住民の水環境への要望を生かすため、親水空間の創造に再利用水を用いる場合などに再利用計画を活用する必要がある。

下水処理水の再利用は、大きく、処理場内の再利用と、場外のそれに分けられ、前者については既に場内使用水量の85%を再利用水が占めている。これは、全処理水量の5.7%に達する量である。後者については、全処理水量の僅か0.8%が利用されているに過ぎず、しかもその内の85%は二次処理水であり、現状においては高い水質レベルを要求されてはいない。前年度までの研究より場外再利用の用途先をまとめると以下の通りである。

①地区循環利用 …… 水洗便所用水等
②し尿処理場希釈水
③管内清掃業者、ごみ焼却場、車庫等への洗浄水
④機械冷却水
⑤工業用水原水
⑥農業用水
⑦融雪水
⑧清流の復活（用水路維持用水）、公園用修景用水

これらの実績においては、下水処理場に隣接し、比較的要求水質レベルの低い②、③、⑤等の利用が大半を占めているが、こんごは①、⑧等の利用が増加していくものと考えられる。更に、新しい用途としては ①下水処理水の熱エネルギー、位置エネルギーの回収、利用、②災害時の消火用水としての下水処理水のストック ③水耕栽培用水 ④都市内、近郊の緑化用水等を挙げることができよう。これらの用途先を、その規模・代替水源・要求水質によって整理すると表－1のようとなろう。

（2）現況の二次処理水質について

（1）で一応の分類を試みた用途別の要求水質は、具体的な定量化を行うためには未だデータ不足の点があり、今後の研究を必要とするが、逆のアプローチとして現況の二次処理、高度処理水の水質から、適当な用途を当てはめていくことも可能である。ここでは、全国の処理場より集めたデータをもとに、現況の二次処理水のレベルを推定するものとする。

表－1　再利用の用途先の分類

用途	規模	代替水源	要求水質
場内用水	処理場内	井水、上水、工水	(SSの除去)
エネルギーの回収	〃	無し	二次処理レベル
地区循環利用 水洗便所用水等	処理場周辺	井水、上水、工水	SSの除去　(色度、界面活性剤の除去)
し尿処理場希釈水	〃	〃	二次処理レベル
洗浄水	〃	〃	SSの除去
機械冷却水	〃	〃	〃　(無機塩類の除去)
災害時の消火用水	〃		二次処理レベル
水耕栽培用水			〃　(SSの除去)
工業用水原水	〃		〃
農業用水	〃		アンモニアの硝化　(脱窒)
融雪水	都市域内		二次処理レベル
清流の復活		河川水、他水系からの導水、用途の転用	利用形態によってことなる。(SS栄養塩類の除去、消毒等)
公園用修景用水	〃		SSの除去
都市内、近郊の緑化用水	都市内・近郊		
公共水域の水質保全	流域内		水域の水質、利水形態により異なる。

(　) 内は特殊な場合

用いたデータは土木研究所が実施した全国終末処理場に対する活性汚泥原生動物に関する調査にともなって収集した、処理状況の調査データである[1]。これらのデータより標準活性汚泥法、ステップエアレーション法を採用している371箇所の処理場に付いて、処理能力、処理状況等のデータベースを作成した。この中より更に運転条件が下水道施設設計指針[2]の範囲内にある処理場を50箇所選定して、二次処理水質レベルを求めた。結果を表－2に示す。この表より、BOD,SSに関しては下水道法に定められた数値を下回っており表－1に示した用途のうちか

表－2　二次処理水質の評価

水質項目	平均値	累積頻度 90%
BOD mg/l	10	15~16
COD_{Mn} mg/l	13	17~20
SS mg/l	8	13~15
T-N mg/l	20	28~31
T-P mg/l	2	3

なりの部分で、二次処理水を直接利用できるであろう。但し、本データは、対象とした処理場集団における年四回の水質調査データより計算されたものであり、個々の処理場における平均値、90%累積値は、それぞれの特性によって大きく異なる事があるので留意が必要である。

（3） 再利用施設導入の経済効果

（1）、（2）でみたとうり再利用需要のかなりの部分は二次処理水で賄うことが可能であろうが、地区循環利用や修景用水等、今後の需要が増大しそうな用途に対しては二次処理水以上の水質レベルが要求されており、その場合に導入される再利用施設の大部分は、SSの除去を目的とした急速砂ろ過施設となろう。砂ろ過施設に期待される役割は濁りによる不快感を減少させることや、配管、水路内での沈殿防止、更に、二次処理施設に異状が生じた場合でも、供給水質を一定のレベルに保つこと、などである。ここでは昭和62年2月の建設物価単価をもとに砂ろ過施設の建設費、維持管理費を積算し、処理原価を算出してその経済効果を検討してみた。計算の条件を表－３に示す。この計算条件には、基礎工事や配管工事等の現場条件によって決まる部分は含まれておらず、維持管理費も電力費のみで、人件費（専任の人員を配置する例は少ない）や補修費等の、不確定な部分を含まないため、実際の処理原価よりは低めの値となっている。処理能力 3,000，10,000，50,000，100,000 m^3/dayの４ケースについて処理原価を求め、その相関を取ったところ、

表－３ 急速ろ過経済性の計算条件

設計諸元	：重力型下降流式，二層式ろ過池，ろ速300m/day，ＲＣ造，予備池一割
建設費積算対象範囲	
土 木	：概略図よりコンクリー量を算出しコンクリート建設単価を乗じる。（杭は除く）また、土工、仮設については躯体工事費に対する比率で計算。
建 築	：電気室
機 械	：原水ポンプ，洗浄ポンプ，下部集水装置
電 気	：主要負荷についてユニット数を計算し、現場盤等の機器費を乗じる。据付費は機器費の70%とする。
減価償却期間	：土木，建築 20年，機械，電気 10年
維持管理費	：電力料のみ，各主要機器の容量に負荷率0.8 として乗じ、稼働時間を設定して所要電力料を算定。基本料金は含まず。

処理原価（円／m^3）＝２２．４×（処理能力（千m^3／day））$^{-0.452}$

という関係となった。別に、我が国の11箇所の砂ろ過再利用施設の処理原価を実態調査した結果と比べると、計算値は実績値の1/5～1/2の値であった。実績値についても実績処理水量が、施設能力を大きく下回る等の問題があり、正確な処理原価の算定は難しいが、計算値の1.5～2倍程度と言うところが、落ち着き所ではないであろうか。その場合、例えば処理能力1,000m^3/dayの再利用施設の処理原価は34～45円/m^3となり、上水料金に対して有利となる場合も出てこよう。

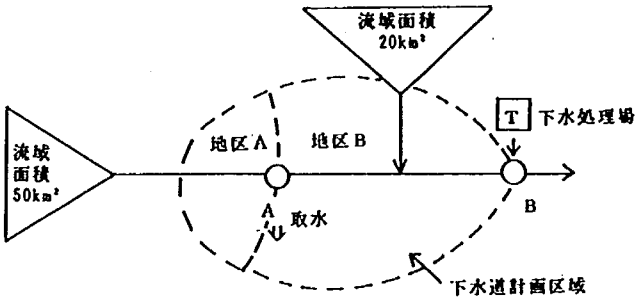
この処理能力は、市街地再開発事業（容積率200%）の水洗便所用水の供給を想定した場合、16.7 haの事業規模に相当する。

また、清流の復活等の親水施設における使用水量は、水路幅 3m，水深 20cm， 流速 30cm/sec.

と仮定した場合、15,000m³/dayとなり、処理原価は10～13円/m³となろう。

（4）公共水域の保全のための高度処理に関するケーススタディー

（1）～（3）では主に再利用のための高度処理について検討を加えたが、水需給の逼迫した地域においては公共水域の水質保全のための高度処理が必要となりつつある。この計画を作成するためには種々の代替案によって妥当性を検証する評価システムが必要となる。ここでは、図－1に示すような流域面積の小さな河川に、人口150,000人の都市が立地して入る場合、処理水の水質レベル、他流域からの導水等の条件を変化させてA点、B点における河川水質と下水道整備率の関係を計算してみた。



図－1　対象流域模式図

用いた計算条件を表－4に示す。ケース1は河川の低水流量が取水量を若干上回っている場合であり、処理水質を二次処理レベルのBOD 15mg/lと砂ろ過による高度処理を想定した BOD 8mg/l の二通りで計算した。ケース2は取水量の7割を他流域から持ち込む場合であり、低水流量もケース1より少なくなっている。結果を図－2，3に示す。ケース1においてB点での水質環境基準B類型(BOD 5mg/l)を満足するためには砂ろ過施設を設置することが必要であることを示している。

表－4　計算条件

ケース1：比流量3.2m³/s/100km²，A点取水量1.0m³/s					
ケース2：〃 2.2 〃 〃 0.3 〃					
人口密度	人/ha	100	80	60	45
A地区	ha	50	200	300	700
B地区	〃	150	300	300	500
汚濁負荷流出率		0.6	0.5	0.4	0.25
整備順位は人口密度の高い順					
原単位　400l/cap./day，60g-BOD/cap./day					

図－3、ケース2についても基本的にケース1の結果と同様である。注意すべき点は、水質基準の遵守という観点にたつのなら、かなり早い時期に砂ろ過施設を導入することが効果的であるという点である。例えばケース1において整備面積を700haから1,300haに増加させるとB点のBODは7.5mg/lから6.1mg/lに改善されるが、700haの時点で砂ろ過施設を導入する事により、B点のBODは7.5mg/lから6.5mg/lに改善される。このときの面整備、二次処理施設増設に要する費用は250億円であるが、砂ろ過施設の建設費は4億8千万円と見積もられている。

5．まとめと今後の課題

本年度の成果をまとめると以下の通りである。

（1）下水処理水の再利用先と要求水質のまとめを行い、かなりの用途が二次処理水の水質レベルで十分であるが、今後の用途先を考慮すると最低砂ろ過程度の高度処理が必要となることを明らかにした。

（2）現況の二次処理水質のまとめを行い、BOD16,SS15mg/lが期待できることをしめした。

（3）高度処理として急速砂ろ過法を導入する場合の処理原価を算出し、水洗用水として34～45円/m³　親水施設用水として10～13円/m³と云う試算を得た。

（4）公共水域における水質と下水道整備率の関係をケーススタディーにより試算し、高度処理をかなり早い段階で導入したほうが、水質保全上有利となる場合があることを明らかにした。

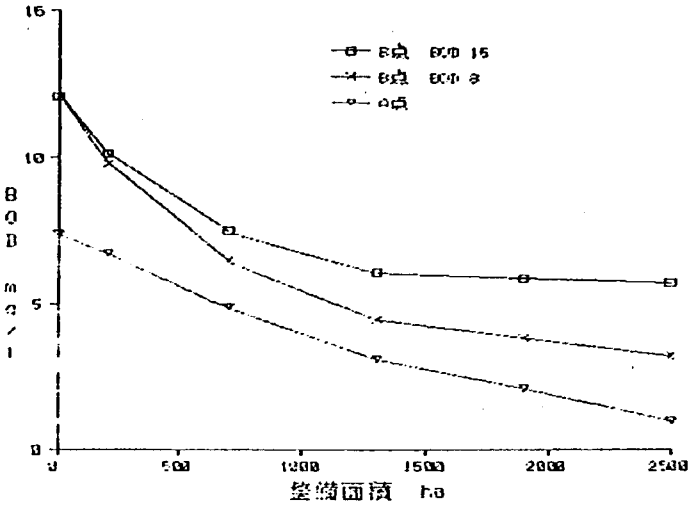
今後の課題としては、本調査をより具体化するために、

（1）高度処理導入の必要な地域の抽出と導入目的の明確化。

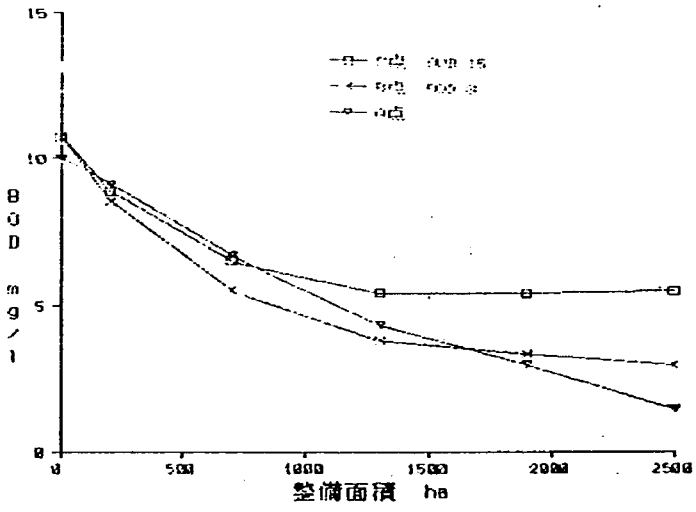
（2）下水処理水の水質レベルの在り方と技術的対応

（3）下水処理レベルの高度化プログラム

等が必要である。



図－2　ケース1における水質の変化



図－3　ケース2における水質の変化

5．参考文献

1）　活性汚泥棲原生動物に関する全国調査報告書、建設省土木研究所、土木研究所資料第2289号、1986年2月

2）　下水道施設設計指針と解説、日本下水道協会、1984年

3．汚泥含有物質の流亡に関する研究

汚泥研究室長　大嶋　吉雄
研　究　員　岡澤　邦明

1. 研究の目的と必要性

下水道の普及に従い，下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大なものになってくる。現在，発生した汚泥の約76%が，陸上埋立，海面埋立等で処分されているが，埋立処分地の確保は年々難しくなっている。

汚泥の処分に関する問題は，下水道事業を推進する上で，重要な問題の１つとなっており，埋立処分以外の汚泥処分方法の確立が求められている。一方，汚泥には，窒素やリン等植物に必要な栄養素が多量に含まれているため，緑農地に還元して肥料や，土壌改良材として有効に利用する方法もあり，一部の都市ではすでに実用化している。また，汚泥には重金属が含まれているが，適正に管理されている畑地に汚泥を施用しても，野菜類に吸収される重金属量は，慣行施肥の場合と同じ程度であることは，昭和52年～昭和56年までの本研究室の研究で確認されている。今後，汚泥は緑農地等に長期的に利用される可能性があり，重金属等の汚泥含有物質が，土壌中に蓄積したり，地下水へ流亡する等，周辺の環境に与える影響について充分な調査研究が必要と考えられる。このため，本研究は，下水汚泥の長期連用によって，汚泥含有物質が土壌や地下水等の周辺環境に与える影響を明らかにし，汚泥の安全で有効な利用方法を確立するための基礎資料を得ることを目的としている。

2. 60年度までの研究成果の要旨

本研究は次の４つの長期連続実験を主体として，下水汚泥を緑農地に連用した時の重金属の挙動についての調査をするために57年度から行っている。（研究期間，昭和57～昭和61年度の５年間）

１）土壌を充填したカラムを用いて，重金属の土壌への蓄積と流亡に関する実験。（57年度開始）

２）ライシメーターを用いた汚泥連用による汚泥含有物質の収支に関する実験。（57年度開始）

３）屋外試験圃場での汚泥連用による土壌中への重金属蓄積に関する実験。（55年度開始）

４）果樹試験圃場内で，汚泥施用による地下水の水質に与える影響調査。（57年度開始）

上記 1)～ 3)について次章以下で述べる。

4)の汚泥施用による地下水水質への影響については，対照区（化学肥料施用区）と汚泥施用区及び，原地（自然状態の空地）の３ケ所の井戸水の水質の調査を57年度～60年度まで行ったが，各区とも大きな差はなく，汚泥施用の有無による相違は認められなかった。

3. 61年度の実験結果の要旨

1）カラムを用いた土壌中重金属の蓄積と溶出に関する実験

① 土壌への重金属の蓄積は，溶解度積の小さい元素ほど大きい。

② 重金属の溶出は，土壌のpHが酸性になると，溶解度積の大きい元素から起り始める。

③ 酸性雨等の酸性液が土壌に入ると，pHを中性に保つための作用をする元素は，主にCaが寄与する。

2）ライシメーター実験による収支に関する実験

① 野菜類の重金属吸収量は，施用した汚泥中の重金属量の1％以下であった。

② 施用した汚泥中の窒素，リンの野菜に吸収される量は，各々数％のオーダーであった。

③ ライシメーター底部からの浸透流出水中の重金属濃度は，μg／ℓ（ppb）のオーダーであり，汚泥施用による，地下水への重金属溶出汚染はほとんどないと考えられる。

④ 総施用量が10アール当り50 t・dryの汚泥施用による重金属の土壌中への蓄積は，表層から30cm程度の範囲であり，下層への大きな移行はなかった。

3）屋外試験圃場での汚泥連用による土壌中への重金属蓄積に関する実験

① 7年間の連用実験で，表層土壌（表面から10cmまで）の重金属濃度が高くなった元素は汚泥施用量が5 t区のZnであるが，施用量が1.25 tの場合は，大きな変化はなく，ほぼ横ばい状態であった。

② 汚泥5 t連用により，Zn, T−P等の表層土壌中の濃度は高くなったが，ある程度の濃度に達すると横ばい状態となり，無限に濃度が高くなるような傾向（汚泥中の濃度と同じ程度になるまで）は認められない。

この理由としては，施用した元素が，表層から下層に移行し，表層濃度が一定濃度で横ばい状態となったからと考えられる。

③ 汚泥施用量と収量の関係は，一定した傾向は認められなかったが，対照区（化学肥料施用区）では，連用回数が増すごとに土壌のpHが酸性化し，そのために収量の低下や，生育障害を起す野菜があった。

4. 61年度の研究結果

4.1 カラムを用いた土壌への重金属蓄積と挙動に関する実験

4.1.1 実験条件

1) 供試カラム：直径10cmのアクリル透明円筒，長さ60cm，底部に目皿及びドレイン付き

2) 供試土壌：火山灰土壌をカラム内に55cm充填した。（乾燥重量で2.8 kg）

3) 重金属溶液：原子吸光用標準溶液（1000mg／ℓ）を用いて，14元素（As, Cd, Hg, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Mn, Ca, Mg, K, Na, Fe）の各10mg／ℓ混合溶液を調合した。（pHは約3の弱酸）

4) 給水量：給水は，1回に200 mℓを週に3回，カラムの上部より注入した。

5) 浸透流出水の採水：カラム底部のドレインより週に1回採水して，0.45 μのメンブレンフィルターで濾過し，原子吸光法で濾液の重金属を測定した。

以上の条件で，重金属溶液を定期的に注入し，浸透流出水中の重金属濃度と，土壌中の濃度を測定したが，土壌については，年4回，表面から5cmごとに土を取り出して，良く混合してから，重金属分析用の試料を分析し，表層から底層まで11層の濃度を測定した。なお，対照として，蒸留水のみ給水をしたものについても同様に行った。

4.1.2　実験結果

1)　カラム透過水の各元素の濃度変化

カラム内土壌底部から流出した透過水の各金属元素の濃度変化とpH値の変化を，図1－1～図1－15に示した。図の横軸は，カラム内土壌1kg（乾重）当りの14元素混合溶液（各元素とも10mg／ℓ，pHは約3.0）の注入量（ℓ単位）であり，縦軸は，透過水の濃度である。図中の10mg／ℓの濃度位置の点線は注入液濃度である。カラム内の土壌に吸着されずに透過した場合は「破過」したといい，破過した元素の透過水の濃度は点線で示した10mg／ℓ附近の濃度を示すことになる。

①　破過の順位

14元素混合溶液（以下注入液という）の注入実験において，最初に破過する元素は，図1－1（Ca）～図1～4（Na）に示す4元素であり，この4元素は実験直後より破過している。

次が，注入量が7～10ℓ／kg・soil（以下，注入量の単位を"ℓ"と略記する）の時点で図1－5（Mn）～図1～9（Cd）の5元素が破過しており，その後図1－10（Cu），図1－11（Pd），図1－12（Fe），図1－13（Cr）の順に破過または破過に近ずいている。

図1－14（As）は，注入液を43.8ℓ注入した時点でも破過せずに，土壌中に蓄積していることを示している。破過の傾向をグループ化して簡単に示すと以下のようになる。

（Ca，Mg，K，Na）＞（Mn，Ni，Zn，Hg，Cd）＞Cu，＞Fe，Cr，＞As，この傾向は，図1－15図に示したpHの変化と深い関係があると考えられる。最初に破過したCaのグループは，水酸化物や炭酸塩等の溶解度積が大きいため，注入液（pH約3.0）の注入により高濃度で溶出し，注入液のpHを7～8に中和しながら土壌層を透過したものと考えられる。第二グループの（Mn～Cd）溶解度積は第一グループより小さいため透過水のpHが7～8の範囲では，ほとんど溶出せず土壌中に蓄積していたが，注入水量が7～10ℓ附近で，注入液のpHが4附近まで急速に低下したため，第二グループの5元素が溶出し始めたと考えられる。このpHの低下原因は，中和作用に主に寄与していたCaが土壌層からすべて溶脱してしまった（Caの濃度は10mg／ℓ程度に低下している）ためと思われる。更にpHが少しづつ低下してpH3のオーダーになる過程で，Cu，Pd，Fe，Crの順に破過または，破過に近ずいているが，この順も溶解度積の相違に起因していると思われる。

2)　カラム充填土壌中の重金属濃度の垂直分布変化

先に，カラム内内土壌透過水の各元素濃度を測定して，土壌への蓄積の強さの順位を示したが，各元素が，土壌の上層から下層のどの部位にどの程度蓄積しているか，また初期の蓄積部位と終了時での蓄積部位の濃度変化を検討するため，カラム内土壌の乾土1kg当りの14元素混合溶液の量を，0.93ℓ時，3.6ℓ時，6.1ℓ時，8.2ℓ時，43.8ℓ時（終了）の5回にわたり，土壌表層より5cmごとに下層まで11層の各元素の濃度を測定した結果を図2－1～図2－15に示した。

各元素の破過が，pHの変化に影響される傾向があったので，図2－15に示したカラム充填土壌の

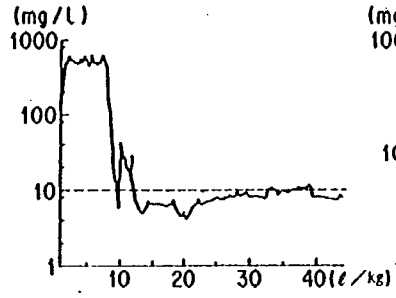


図1－1　Caの濃度変化

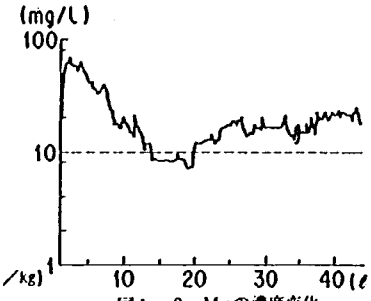


図1－2　Mgの濃度変化

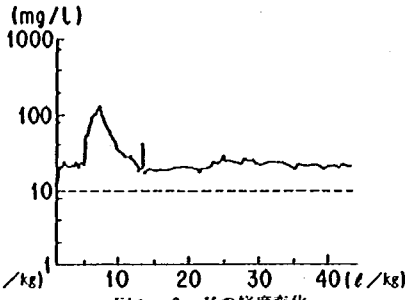


図1－3　Kの経度変化

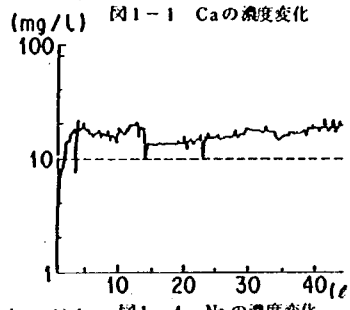


図1－4　Naの濃度変化

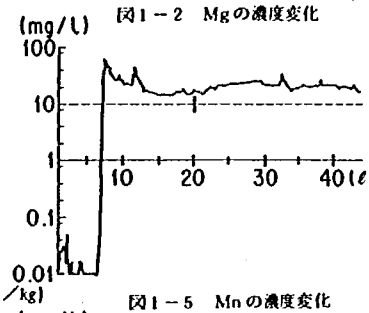


図1－5　Mnの濃度変化

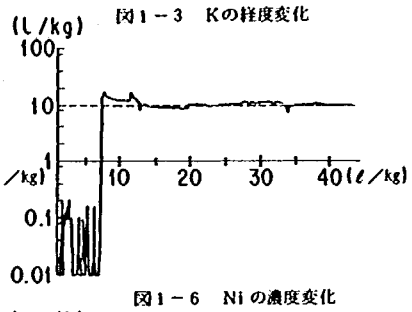


図1－6　Niの濃度変化

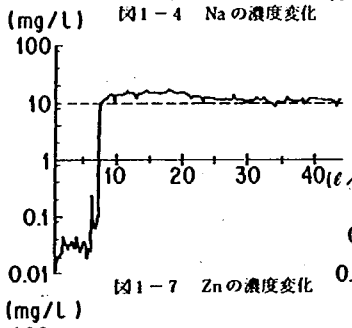


図1－7　Znの濃度変化

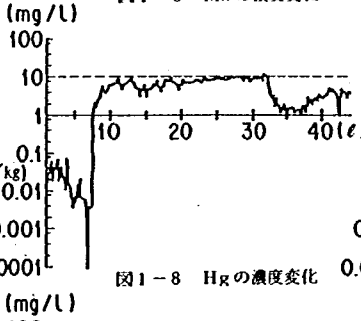


図1－8　Hgの濃度変化

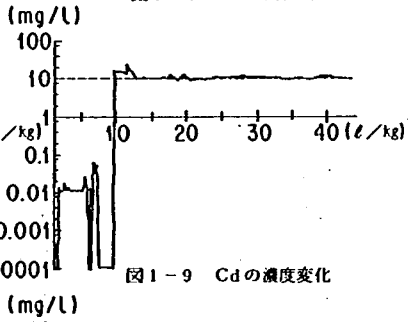


図1－9　Cdの濃度変化

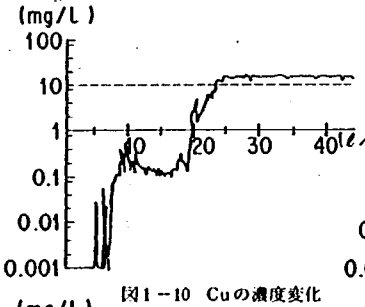


図1－10　Cuの濃度変化

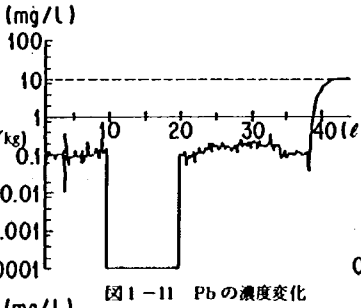


図1－11　Pbの濃度変化

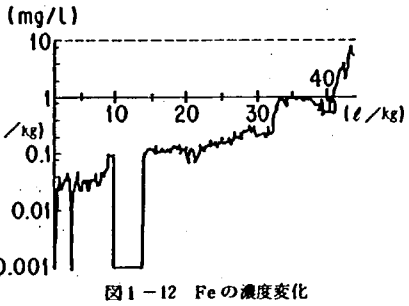


図1－12　Feの濃度変化

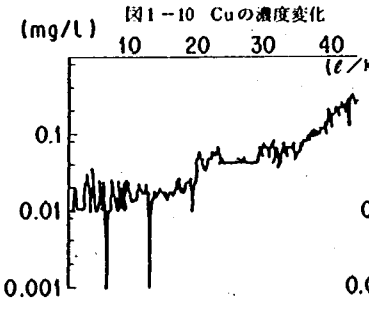


図1－13　Crの濃度変化

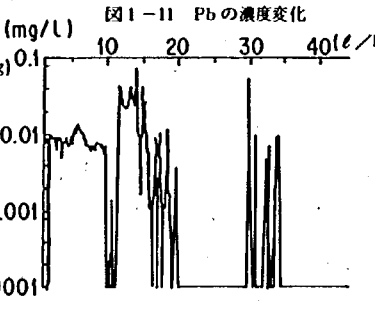


図1－14　Asの濃度変化

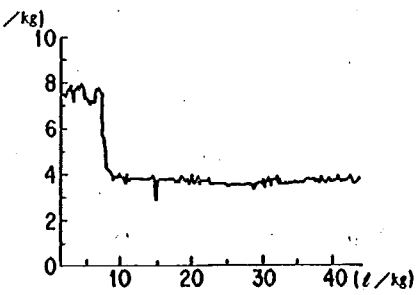


図1－15　pHの変化

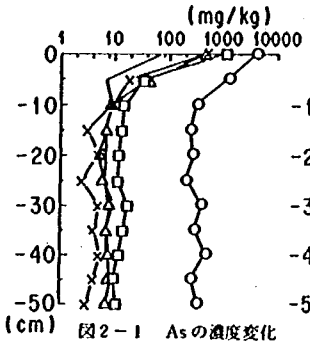


図2－1　Asの濃度変化

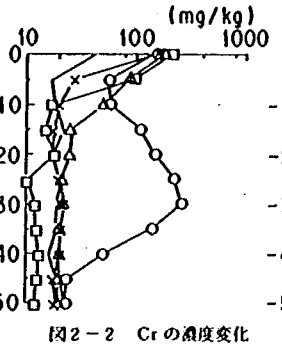


図2－2　Crの濃度変化

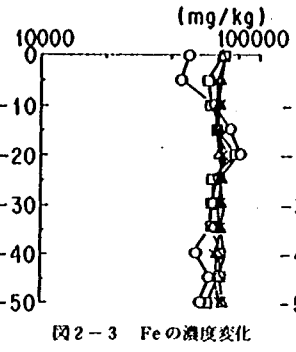


図2－3　Feの濃度変化

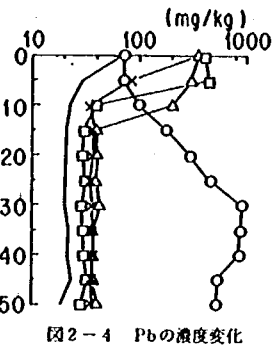


図2－4　Pbの濃度変化

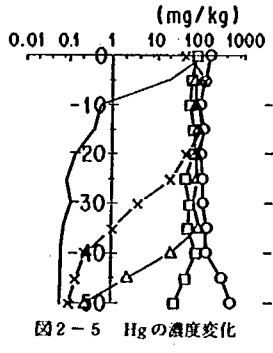


図2－5　Hgの濃度変化

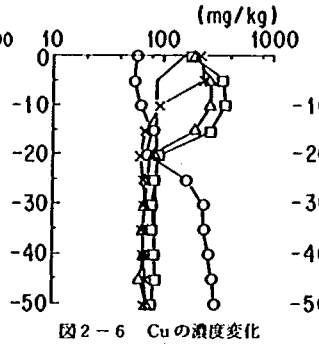


図2－6　Cuの濃度変化

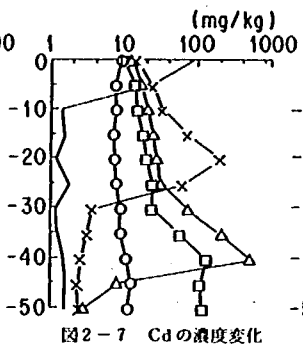


図2－7　Cdの濃度変化

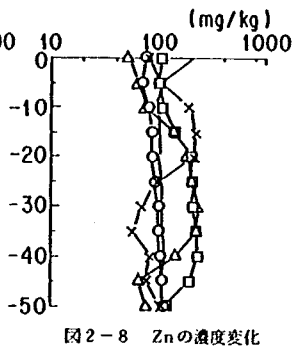


図2－8　Znの濃度変化

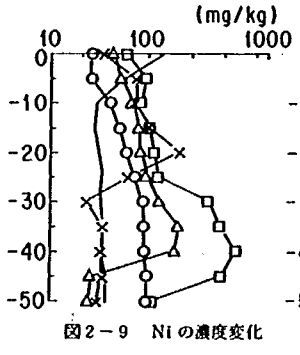


図2－9　Niの濃度変化

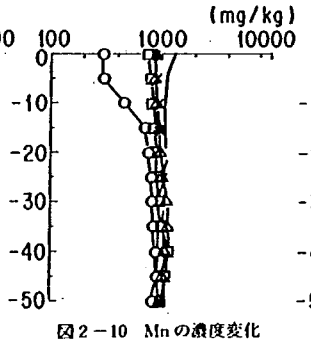


図2－10　Mnの濃度変化

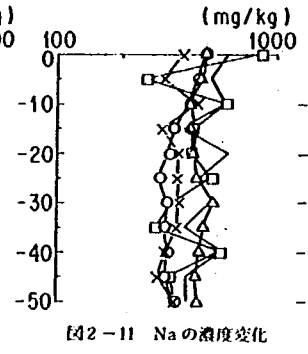


図2－11　Naの濃度変化

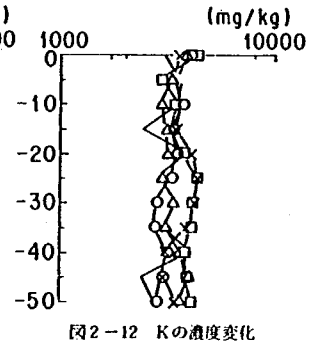


図2－12　Kの濃度変化

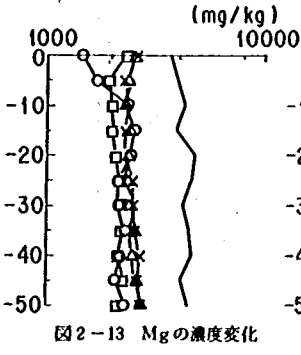


図2－13　Mgの濃度変化

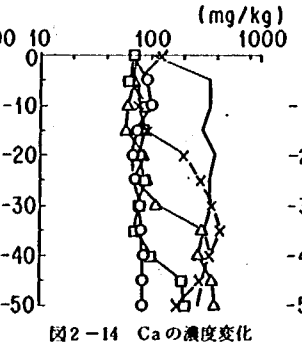


図2－14　Caの濃度変化

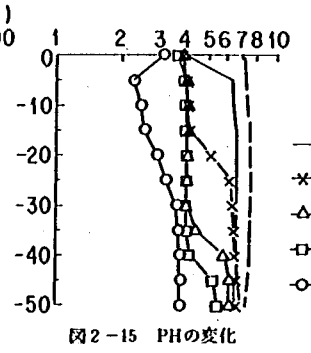
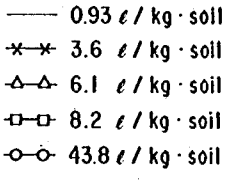


図2－15　PHの変化



注入液量とpHの垂直分布変化の傾向と各金属元素の土壌中濃度垂直分布の変化を対照しながら検討した。その結果，次のような傾向が明らかとなった。

① 注入液量が0.93ℓの時の土壌pH垂直分布は，表層（0～5㎝）の土壌のみpH 4.0附近に低下しており，注入液量が3.6ℓになった時は，表層～15㎝までの層がpH 4.0附近に低下している。以下注入液量の増加に供って土壌の下層までpHが4附近に低下している。

② 土壌のpH垂直分布の変化と，Caの土壌中濃度垂直分布の変化が良く対応しており，pH中和能を持つ土壌中のCaが，注入液を中和しながら表層から溶脱し，注入量の増加に伴って中層から下層へ溶脱が進んで行き，溶脱の終った部分の土壌pHは4附近になる。

③ 各金属元素の土壌中濃度垂直分布の変化は，注入液を注入した初期は，第1グループ（Ca, Mg, K, Na）以外は，上層に蓄積していたが，注入量が増加し，Caの溶脱が進んで土壌pHが低下していくのに供って溶解度積の大きな元素は下層へと移行してゆく。

④ 注入液量が，43.8ℓの時点では，土壌pHは最下層までpH4以下となっており，第二グループの元素の中には，一度土壌に蓄積された後再び溶脱してしまうものがある（Zn, Mn）。

⑤ 43.8ℓ注入時で第2グループの元素で，実験開始時の濃度（供試土壌の濃度）より高い状態で安定している元素があり（Cd, Hg, Ni），濃度の高くなった分は，土壌の特異吸着といわれるもので，土壌構成鉱物の結晶構造物内に取り込まれたり，結晶構造物質の他の元素と置換して土壌中に残るか，また，複数の元素が土壌物質と安定した化合物を作って土壌中に残ったものと考えられる。

⑥ 第2グループより溶解度積の小さな元素は，まだ土壌中に蓄積する可能性があるが，破過が起り始めている元素は，本実験条件下では限界に近いと考えられる（pb, Cr）。

4.2 ライシメーターによる汚泥含有物質の収支に関する重験

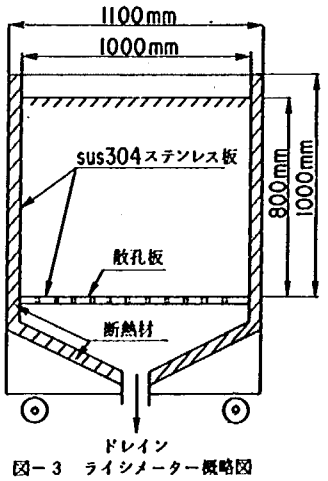
4.2.1 実験条件

1) 使用ライシメーター：ライシメーターの概要は図－3に示した。対照区には化学肥料を施肥し，汚泥は，10アール当りに換算して，5t区及び10t区の2段階とした。各区ともライシメーターを2基使用し，合計6基で実験を行った。（平面積は1m×1m）

2) 供試土壌：沖積土壌（茨城県下妻市）

3) 供試汚泥：嫌気性消化汚泥の脱水汚泥（石灰添加系）

4) 施肥設計：対照区には，硫安をN（窒素）として50g／m²，P_2O_5（リン酸）として50g／m²になるように過リン酸石灰を施用し，K_2O（酸化カリウム）として50gになるように硫酸カリウムを施用した。なお，給水は蒸留水を用い，重金属の物質収支に汚泥以外の要因が入らないようにした。



図－3 ライシメーター概略図

4.2.2 実験結果

1) 白菜の生育と収量及び重金属吸収の傾向

白菜の収量と重金属等の分析結果を表－１に示した。また５年間の各野菜の収量を表－２に示した。白菜の収量の多い順位は，汚泥10ｔ区，５ｔ区，対照区の順であり，対照区は汚泥施用区の１／３以下の収量であった。対照区では，化成肥料のみで栽培を続けているが３年目（59年度）から葉の周辺や一部分が黄褐色化して生育に異常が認められるようになっており，６０年度（４回目）においてもNo１のライシメーターのものは，充分に生育しなかった。これは，溶解し易い化成肥料中の窒素分が土壌中でNO_3^-－Nに変化して表層の土壌を酸性化（pH4.5）したことと，給水を蒸留水だけで行っており，植物に必要な微量元素が不足ししだしたためと考えられる。対照区と汚泥施用区の白菜が吸収した重金属濃度の傾向をみると，Cd，Cu，Zn，Mn，Kの５元素は対照区の方が汚泥施用区より高い値を示しており，特にMnの吸収は汚泥施用区の約10倍の濃度を示している。この傾向は前年度の小松菜と同じであった。

表－１　　６１年度　ライシメーター実験の白菜収量と白菜分析結果　　(mg／Kg・dry)

区名	元素名	生体重(g)	乾物重(g)	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Mn	K	T-N(%)	T-P(%)	T-C(%)
対照区	No1 白菜	172.8	8.0	3.528	211.3	11.48	tr	tr	5.03	779	33312	7.56	2.60	36.94
対照区	No2 白菜	529.2	28.0	3.636	178.9	13.00	tr	tr	5.21	907	26162	6.43	1.45	32.30
汚泥5t区	No3 白菜	3365.0	101.3	1.405	78.9	10.19	tr	tr	8.78	90	23592	4.83	2.63	33.93
汚泥5t区	No4 白菜	2935.0	96.6	1.657	71.7	9.23	tr	tr	9.71	47	16543	5.41	4.50	32.06
汚泥10t区	No5 白菜	3213.0	115.0	1.079	68.2	9.55	tr	tr	8.03	55	25108	5.95	3.81	32.56
汚泥10t区	No6 白菜	4027.0	164.3	1.656	75.2	8.90	tr	tr	9.59	63	17695	5.81	3.42	34.06

表－２　　ライシメーター実験の各年度別収量結果　　(単位　g)

区名	ライシメーターNO	野菜名	５７年度 大根 根	５７年度 大根 葉	５８年度 キャベツ 葉	５９年度 非大根 根	５９年度 非大根 葉	６０年度 小松菜 葉	６１年度 白菜 葉
対照区	NO.1	全生体重	5993.6	2519.2	1477.8	62.3	339.3	－	172.8
		含水率(%)	95.2	93.1	91.0	92.6	91.1	－	95.4
		乾重	287.7	173.8	133.0	4.6	30.6	－	8.0
		平均乾重	35.96	21.73	26.60	0.51	3.40	－	0.88
対照区	NO.2	全生体重	4823.2	3060.8	1246.0	－	－	737.9	529.2
		含水率(%)	94.1	93.1	90.0	－	－	95.6	94.7
		乾重	284.6	211.2	124.6	－	－	32.5	28.0
		平均乾重	35.58	26.40	24.92	－	－	0.26	3.11
汚泥5t区	NO.3	全生体重	5264.8	2574.4	2527.1	387.9	2121.6	1672.2	3365.0
		含水率(%)	94.0	92.6	91.5	93.6	94.1	95.7	97.0
		乾重	315.9	190.5	214.8	24.9	125.2	71.4	101.3
		平均乾重	39.49	23.81	26.85	2.76	13.91	0.56	11.26
汚泥5t区	NO.4	全生体重	5277.6	2933.6	2927.5	353.5	2242.4	1635.2	2935.0
		含水率(%)	94.9	92.7	92.0	93.1	92.8	95.5	96.7
		乾重	269.2	214.2	234.2	24.5	161.3	73.1	96.6
		平均乾重	33.65	26.78	46.82	2.72	17.92	0.56	10.73
汚泥10t区	NO.5	全生体重	5422.4	3335.2	2801.2	19.7	155.1	1141.0	3213.0
		含水率(%)	94.4	92.9	91.8	89.3	92.8	95.7	99.4
		乾重	303.7	238.8	231.1	2.0	11.2	49.1	115.0
		平均乾重	37.96	29.60	46.22	0.22	1.24	0.43	12.78
汚泥10t区	NO.6	全生体重	6032.0	3281.6	1962.4	58.0	390.1	1619.6	4027.0
		含水率(%)	94.1	92.5	91.8	93.4	93.6	95.8	95.9
		乾重	355.9	246.1	161.9	3.8	25.1	67.5	164.3
		平均乾重	44.49	30.76	32.38	0.42	2.79	0.48	18.26

2）61年度のライシメーター実験における物質収支

収支計算の結果を表－３に示した。施用量は，カリウムを除いてすべて汚泥施用区の方が多くなっている。また，吸収量も汚泥施用区の白菜収量が圧到的に多いため，汚泥施用区の方が多くなっている。吸収率（吸収量／

表－３　　６１年度　ライシメーター実験の収支計算結果

		Cd(mg)	Zn(mg)	Cu(mg)	Pb(mg)	Cr(mg)	Ni(mg)	Mn(mg)	K(g)	T-N(g)	T-P(g)	T-C(g)
施用量	対照区	1.38	58.0	1.47	1.00	0.32	2.88	18.90	21.40	50.0	47.3	1.0
施用量	汚泥5t区	20.61	10,100.0	6,100.00	407.80	1,015.50	870.50	1,370.60	0.81	110.5	68.0	1,010.0
施用量	汚泥10t区	41.23	20,300.0	8,800.00	935.20	2,030.00	1,350.00	8,740.00	10.22	237.0	132.0	2,007.0
吸収量	NO1A93ｆ	0.03	1.7	0.08	0.00	0.00	0.01	0.28	0.27	0.0	0.2	2.0
吸収量	NO2A93ｆ	0.10	5.0	0.38	0.00	0.00	0.15	25.10	0.73	1.0	0.1	9.0
吸収量	NO3A93ｆ	0.14	7.0	1.03	0.00	0.00	0.00	0.12	2.38	4.9	2.7	31.4
吸収量	NO4A93ｆ	0.10	6.9	0.00	0.00	0.00	0.01	4.54	1.00	5.3	4.3	31.0
吸収量	NO5A93ｆ	0.12	7.0	1.10	0.00	0.00	0.02	8.33	2.00	8.0	4.4	37.4
吸収量	NO6A93ｆ	0.27	12.4	1.40	0.00	0.00	1.50	10.35	2.01	9.5	5.0	58.0
吸収率	NO1A93ｆ	0.020	0.000	0.002	0.000	0.000	0.014	0.310	0.012	0.012	0.004	2.010
吸収率	NO2A93ｆ	0.073	0.280	0.260	0.000	0.000	0.052	1.271	0.031	0.030	0.000	0.011
吸収率	NO3A93ｆ	0.007	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.210	0.011	0.010	0.033
吸収率	NO4A93ｆ	0.008	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.160	0.011	0.008	0.030
吸収率	NO5A93ｆ	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.150	0.020	0.033	0.010
吸収率	NO6A93ｆ	0.007	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.151	0.010	0.013	0.027

注意：対照区(No1,No2)，汚泥5t区(No3,No4)，汚泥10t区(No5,No6)；対照区の施用量は，化成肥料に含まれていたものである。

施用量）は，対照区の重金属吸収率では，PbとCrは汚泥施用区と共に吸収量がないため0％となっているが，その他の元素は数％～数十％の吸収率を示しており，Mnでは施用した量以上の吸収をしている。また，3大栄養素のN，P，KではNとKが1.2～3.6％の吸収率であるが，Pは1％以下の吸収率であるので，化学肥料の連用の場合にもPの土壌蓄積が起っている。一方，汚泥施用区では，重金属の吸収率はすべて1％以下となっており，施用した量のほとんどが土壌に蓄積することになる。三大栄養素の方は，Kの15～25％が最も吸収率が高く，次が，Pの3.3～6.6％であり，Nは2.9～4.4％となっている。

表－4　ライシメーター実験の供試土壌と供試化成肥料及び供試汚泥の成分

(kg／ha)

	供試土壌	化成肥料	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度
T-Hg	0.125	－	2.11	2.14	1.545	1.545	1.276
Cd	1.269	4.18	1.825	3.74	3.396	3.396	4.123
Cu	54.73	4.44	294.7	242.4	312.2	312.2	880.0
Zn	84.78	55.95	1345.0	1143.0	1548.0	1548.0	2037.0
Pb	34.43	8.06	121.0	116.0	125.6	125.6	93.5
Cr	5.91	27.70	31.2	25.8	35.2	35.2	205.0
Ni	57.95	8.42	86.4	126.0	20.99	20.99	135.0
Mn	828.0	57.42	985.0	1017.0	1147.0	1147.0	874.0
T-N	0.179％	N 15％	2.72％	1.76％	2.13 ％	2.13 ％	2.376％
T-P	0.113％	P205 15％	1.45％	1.77％	1.23 ％	1.23 ％	1.32 ％
T-K	0.148％	K20 15％	0.31％	0.29％	0.387％	0.337％	0.192％

以上，61年度の汚泥含有物質の収支では，重金属は施用量の99％以上が土壌中に蓄積し，3大栄養素は数％の割合で野菜類に吸収され，土壌系外に持出される。また，61年度は浸透流出水を採取するために一時的に多量の蒸留水を散水することは行なわなかったので，浸透流出による土壌系外への流出量は未調査であるが，57～60年度の結果から，重金属等の有害物質の流出は極めて低濃度であることが分っている。

表－5　ライシメーター実験の栽培跡地土壌の成分経年変化（対照区）

	供試土壌	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度
供試野菜	－	大　根	キャベツ	赤大根	小松菜	白　菜
T-Hg	0.125	0.361	0.131	0.108	0.098	0.116
Cd	1.269	0.193	1.488	1.480	2.208	1.384
Cu	54.73	43.98	59.84	52.95	53.08	53.38
Zn	84.78	87.63	108.93	106.50	107.05	103.31
Pb	34.43	29.31	29.98	29.61	33.67	33.74
Ni	57.95	17.32	17.92	18.05	20.92	20.77
Cr	5.91	7.61	8.16	7.48	7.67	7.51
Mn	828.0	－	856.7	764.1	785.3	796.1
T-N	0.179％	0.380％	0.183％	0.196％	0.170％	0.202％
T-P	0.113％	0.207％	0.135％	0.144％	0.236％	0.112％
T-K	0.148％	0.107％	0.236％	－　％	0.247％	0.354％

単位：(mg／kg・dry)

表－6　ライシメーター実験の栽培跡地土壌の成分経年変化（汚泥5ｔ区）

	供試土壌	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度
供試野菜	－	大　根	キャベツ	赤大根	小松菜	白　菜
T-Hg	0.125	0.27	0.276	0.594	0.557	0.636
Cd	1.269	1.702	1.005	2.054	2.434	2.124
Cu	54.73	47.10	69.02	88.80	91.88	106.89
Zn	84.78	113.3	162.2	300.57	313.03	382.82
Pb	34.43	32.06	40.25	47.49	51.89	59.03
Ni	57.95	17.24	20.88	21.07	23.85	25.58
Cr	5.91	8.58	9.02	9.04	9.12	11.74
Mn	828.0	－	922.4	922.7	954.4	982.7
T-N	0.179％	0.430％	0.233％	0.326％	0.302％	0.462％
T-P	0.113％	0.239％	0.290％	0.296％	0.295％	0.302％
T-K	0.148％	0.140％	0.222％	－　％	0.220％	0.353％

単位：(mg／kg・dry)

表－7　ライシメーター実験の栽培跡地土壌の成分経年変化（汚泥10ｔ区）

	供試野菜	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度
供試野菜	－	大　根	キャベツ	赤大根	小松菜	白　菜
T-Hg	0.125	0.400	0.356	0.761	0.850	0.806
Cd	1.269	1.880	1.225	2.245	2.868	2.460
Cu	54.73	52.62	80.92	102.61	97.13	115.43
Zn	84.78	146.8	262.46	427.87	454.02	52832
Pb	34.43	36.86	43.48	56.45	61.10	79.68
Ni	57.95	18.14	23.26	23.62	25.38	28.81
Cr	5.91	8.57	11.11	11.92	12.45	24.46
Mn	828	－	1021.6	1028.4	1062.1	1085.6
T-N	0.179％	0.320％	0.329％	0.422％	0.450％	0.767％
T-P	0.113％	0.262％	0.2 5％	0.434％	0.411％	0.481％
T-K	0.148％	0.176％	0 223％	－　％	0.201％	0.296％

単位：(mg／kg・dry)

3）栽培跡地土壌の重金属濃度変化

供試土壌と化学肥料及び供試汚泥の各年度ごとの成分を表－4に示した。

同様に，各年度の栽培跡地土壌の成分分析結果（Cu～Mnは，61年度に再分析した結果）について，対照区は表－5，汚泥5ｔ施用区は表－6，汚泥10ｔ施用区は表－7にまとめて示した。また，主要な項目についての土壌中濃度経年変化の傾向を図4－1～図4－7に示した。なお61年度の深さ別濃度分布測定結果を表－8に示した。

図4－1は，T-Hg各区の濃度変化図である。最も高い濃度を示しているのは，汚泥10ｔ区の表層10cmが，0.80㎎／kg，dry（以下ppmとする）であり特に問題はない。

図4－2は，Cdの濃度変化である。汚泥中の含有量が少なく，土壌中濃度変化はほとんどない。ま

た，特殊肥料取締法による含有量の規制があるので規制値をクリアーした汚泥を施用している限り，土壌汚染の心配はない。

図４－３は，Cuの濃度経年変化であるが，汚泥施用量の多い10ｔ区がやはり一番高い濃度を示しており，経年的に高くなって行く傾向を示している。61年度で急に高くなったのは，施用した供試汚泥中の濃度が，前年度までのものより２～３倍高い濃度であったためと考えられる。

表－8　　61年度　ライシメーター実験・深さ別土壌　分析結果　　(mg／Kg・dry)

区名	元素名 深さ	As	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe	Na	K	T－N	T－P	T－C (%)	PH
対照区	1－10	9.95	0.116	1.328	103.3	53.38	33.74	7.51	20.77	1408	2619	790.1	30670	805.6	3381	2045	1082	1.720	4.5
	1－20	8.78	0.112	1.492	113.4	49.22	31.85	11.46	16.80	2010	3033	858.0	31831	903.3	3794	2395	654	1.826	4.8
	1－30	8.40	0.115	1.446	107.2	50.75	28.76	10.09	15.15	2105	3008	821.4	31785	1037.4	3534	1540	582	1.438	5.2
	1－40	8.32	0.110	1.367	109.7	47.85	28.62	7.24	15.00	1976	2874	808.5	30420	903.1	3060	1477	550	1.542	5.5
	1－50	9.13	0.114	1.419	105.3	44.39	30.16	12.11	15.54	1979	2932	839.8	30185	1041.3	3074	1430	567	1.464	5.5
	1－60	8.37	0.110	1.304	100.4	44.79	28.75	11.58	14.43	1503	2729	803.5	28533	773.2	1865	1500	512	1.502	5.6
	1－70	7.46	0.131	1.474	103.8	46.03	29.63	9.75	14.58	1552	2723	875.5	29265	769.6	2346	1550	514	1.592	5.6
	1－80	8.25	0.098	1.306	91.8	39.57	26.63	8.65	12.04	1446	2410	801.9	26129	688.1	1773	1350	622	1.459	5.6
汚泥5ｔ区	3－10	10.36	0.636	2.124	382.8	106.90	59.03	11.74	25.58	11250	3422	982.7	34820	703.2	2542	5007	3193	4.319	7.0
	3－20	9.28	0.217	1.454	274.7	68.61	45.75	17.11	17.63	4704	2846	1000.7	31057	641.9	1810	2332	2004	2.258	6.8
	3－30	9.24	0.160	1.456	161.4	53.43	35.62	14.80	17.03	2784	2911	877.1	29221	692.8	2044	1803	966	1.659	6.1
	3－40	6.38	0.128	1.267	114.9	52.12	30.43	12.85	16.00	1978	2842	854.8	28731	781.9	2054	1722	714	1.453	5.6
	3－50	8.77	0.125	1.479	114.6	52.40	31.48	12.81	16.17	2000	2726	893.6	29109	694.0	1802	1685	616	1.478	5.5
	3－60	10.68	0.123	1.451	109.9	50.54	31.21	9.24	15.49	1883	2700	847.7	28907	1061.5	1939	1655	666	1.556	5.5
	3－70	9.64	0.123	1.419	109.1	51.68	29.65	12.09	15.46	1872	2750	897.9	28383	897.0	1833	1651	656	1.582	5.6
	3－80	8.32	0.128	1.126	105.2	51.58	29.73	11.21	15.24	1895	2757	841.0	28828	862.0	1882	1801	714	1.609	5.7
汚泥10ｔ区	5－10	8.12	0.806	2.460	528.3	115.40	79.68	21.44	35.69	18560	3995	1085.6	36267	702.2	2986	7842	4832	6.502	7.15
	5－20	3.44	0.432	1.879	336.3	100.49	51.18	18.43	23.94	7871	3612	936.0	33318	831.6	2559	2780	2456	3.870	7.06
	5－30	9.64	0.171	1.728	217.4	71.78	37.20	12.58	19.04	4535	3325	894.7	32009	891.9	2738	2032	1268	1.951	7.09
	5－40	9.47	0.205	1.540	206.0	68.33	37.96	13.63	17.79	4539	3226	890.0	32030	931.9	2833	2244	1123	1.694	6.95
	5－50	5.77	0.146	1.569	115.7	52.28	31.29	13.99	16.81	2022	3073	867.4	32007	921.3	2795	2210	628	1.481	5.76
	5－60	9.83	0.131	1.571	108.0	51.42	30.10	13.72	16.77	1409	2853	851.1	29084	714.2	2452	2057	423	1.414	5.62
	5－70	8.32	0.151	1.599	111.6	50.56	27.06	13.48	17.04	1509	2823	853.3	29018	774.6	1893	2096	423	1.455	5.58
	5－80	4.99	0.134	1.175	108.6	51.54	27.18	12.92	15.27	1553	2620	827.9	28357	711.6	1921	1906	400	1.416	5.59

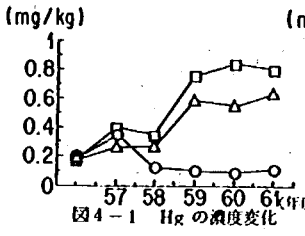


図４－１　Hg の濃度変化

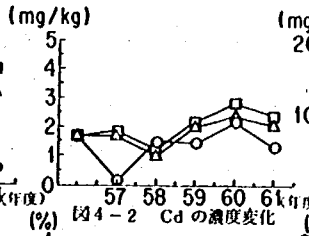


図４－２　Cd の濃度変化

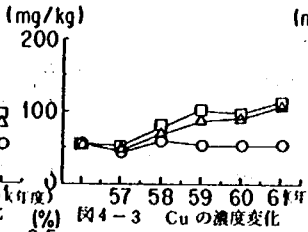


図４－３　Cu の濃度変化

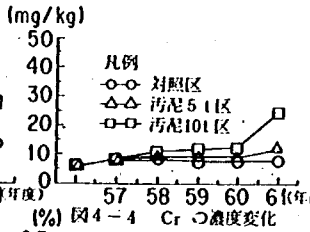


図４－４　Cr の濃度変化

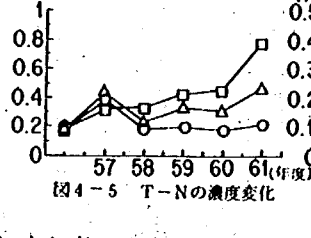


図４－５　T－Nの濃度変化

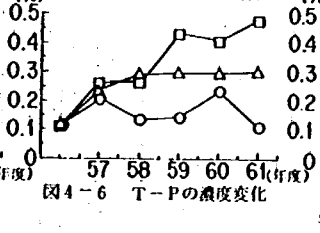


図４－６　T－Pの濃度変化

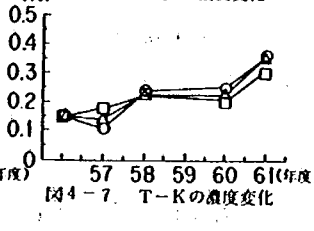


図４－７　T－Kの濃度変化

図４－４は，Crの濃度変化を示してあるが，Caと同様の傾向で，61年度の供試汚泥中濃度が，従来のものより約７倍ほど高いためと考えられる。次に，３大栄養素のT－Nは，図４－５に示したが，対照

区が横ばい状態であるのに対して，汚泥施用区は経年的に濃度が高くなっている。一方，図４－６に示したＴ－Ｐの濃度は，汚泥５ｔ施用区は，58年度以後は横ばい状態であり，汚泥10ｔ区では，59年度以後は，ほぼ横ばい状態を示しているが，これは，表－８に示す深さ方向の濃度分布表に示すように，上層のものが一部下層へと移行したためと思われる。

図４－７は，Ｋの経年変化であるが，対照区を含めて経年的に濃度が高くなっており，汚泥中の濃度が，土壌中の濃度よりわずかに高い程度であるので，汚泥施用量の差による濃度変化は明確に表われていない。以上の傾向を要約すると，

① 土壌の濃度と汚泥中の濃度の差の大きいものほど大きな変化をする。

② Hg, Cd, T－N, T－P等，多くの元素は，汚泥連用によってある程度まで濃度が高くなると表層汚泥中の濃度は横ばい状態になり，表層の一部は下層に移行する傾向が見られる。この傾向は汚泥施用量が多いほど下層への移行が大きい。

4.3 汚泥連用による重金属等の蓄積に関する屋外圃場実験結果

① 施肥量：対照区は，複合化成肥料で10アール当りＮ：15～20kg，P_2O_5：15～20kg，K_2O：15～20kg施用し，汚泥施用区は，10アール当り 1.25ｔ，2.5ｔ，5.0ｔの３段階で行っている。また，対照区と同量の化成肥料に汚泥 1.25ｔを併用した区も設定した。

区画の大きさは，20m²（２ｍ×10ｍ）とし，各区とも，Ａ地域とＢ地域の２連で栽培した。

② 供試土壌：山土による造成地で褐色火山灰土壌であるが，雑草も少ししか生えない痩地である。

③ 供試野菜の作付けと汚泥の施用は，年１回とする。

④ 各年度の供試汚泥の重金属濃度等は，表－９に示した。55年度はＡ下水処理場から入手した石灰系脱水ケーキ，56年，58年，59年，61年度はＴ下水処理場の石灰系脱水ケーキを施用し，57年度と60年度は，前年度に採用したものを保在して施用した。

4.3.2 実験結果

供試土壌及び供試汚泥の重金属濃度を表－９に，各年度の供試野菜と収量を表－10に示した。

栽培跡地土壌の重金属濃度は，主な元素であるZn, Hg, Cd, Cuについての経年変化を図５－１～図５－４に示した。なお分析した土壌は表層10cmのものを用いた。

また７年間の汚泥連用による試験圃場内の各区の表層から50cmまでの深さ方向の土壌中重金属濃度の変化も測定しており，その結果を図６－１～図６－15に示した。以下，圃場実験の全体の傾向について検討する。

1) 各年度の供試野菜の収量について

表－９ 供試土壌と供試汚泥の重金属濃度　　単位（mg/kg dry）

元 素 名	供試土壌	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度
Zn	102.5	840.0	480.0	480.0	595.0	340.0	340.0	352.0
Cu	86.5	303.0	135.0	135.0	172.0	75.7	75.7	121.0
Cd	1.59	1.10	4.77	4.77	3.64	3.21	3.21	3.76
T－Hg	0.124	－	0.367	0.367	0.643	0.467	0.467	0.695
Pb	36.0	150.0	56.6	56.6	24.5	53.8	53.8	48.5
Cr	18.0	198.0	23.9	23.9	17.7	18.2	18.2	21.0
K	0.16%	－	0.09%	0.09%	－	0.08%	0.08%	0.12%
T－N	0.11%	2.4%	3.6 %	3.6 %	1.6 %	2.8 %	2.8 %	4.5 %
T－P	0.06%	2.0%	0.8 %	0.8 %	0.9 %	2.2 %	2.2 %	1.0 %

表－10　圃場実験の各年度収量　　単位（kg・wet）

	55年度	56年度	57年度	58年度	59年度	60年度	61年度	
〈A地域〉	さつま芋	白菜	さつま芋	辛菜	大根	白菜	コーン(実)	コーン(茎葉)
対照区	23.35	26.52	26.17	0.65	9.7	77.1	1.51	4.64
化＋1.25ｔ 区	20.09	25.12	20.45	1.33	20.7	83.8	8.64	22.02
1.25ｔ 区	18.53	24.40	31.95	2.15	17.7	53.2	9.36	22.93
2.5ｔ 区	18.48	20.03	44.98	2.28	13.6	58.0	11.57	27.18
5.0ｔ 区	16.58	31.77	33.05	2.44	7.6	74.3	8.16	20.32
〈B地域〉	さつま芋	さつま芋	キャベツ	京菜	白菜	大根	ｲﾀﾘｱﾅ(根)	ｲﾀﾘｱﾅ・葉
対照区	20.42	29.70	1.77	冷 収	11.8	33.8	21.11	52.8
化＋1.25ｔ 区	20.96	38.50	18.62	害 穫	47.9	41.0	22.60	115.2
1.25ｔ 区	12.39	39.10	4.03	にな	51.3	26.2	26.84	97.1
2.5ｔ 区	14.64	58.00	41.97	よ し	54.2	31.3	28.53	108.6
5.0ｔ 区	16.09	44.10	49.41		58.4	32.4	21.65	114.8

表－10に示した各年度の供試野菜収量の傾向をみると，初年度の汚泥施用区は，全般的に収量が少なかった。これは試験圃場が痩せていたため，土壌中の微生物が少なく，施用した汚泥を充分に分解できず，植物が吸収可能なアンモニア態窒素，硝酸態窒素等の無機化された窒素の生成が不十分であったためと考えられる。一方，対照区では，化成肥料を施用したので，土壌中の微生物が少なくても，溶解しやすい窒素が主体であるので，全区とも安定した収量が得られた。

2年目（56年度）には，対照区と同等，または，対照区以上の収量が得られた。3年目（57年度）のB地域のキャベツの収量は，対照区と汚泥 1.25 t 区が極端に少なかった。これは，前年度に栽培したサツマ芋に養分が吸収されてしまい，残効成分が少なかったものと考えられる。4年目（58年度）の辛菜と京菜は，作付けが遅くなり，霜による冷害で収量は少なく，京菜は収穫することが出来なかった。5年目（59年度）のB地域の白菜は，対照区，汚泥施用区とも良好な収量が得られた。A地域の大根は，汚泥 1.25t＋化成肥料区の収量が最も良く，汚泥施用量の増加に伴って収量が減少する傾向が見られる。白菜の方は，汚泥施用量の増加に伴って収量が増加しており，野菜の種類によって，養分の必要量及び，養分のバランスが異なることが示された。6年目（60年度）は，A地域に白菜，B地域に大根を栽培したが，白菜，大根とも，対照区並の収量であるが，汚泥 1.25 t＋化成肥料区の収量が，白菜，大根とも良好であった。7年目（61年度）は，A地域にコーン（スイートコーン・早生種），B地域はサツマ芋（ベニアズマ）であるが，コーンは汚泥施用区の収量が対照区より優れており特に 2.5 t 区が良かった。対照区は，土壌が酸性化しており（図６－15），特に必要とするCaが不足している（図６－10）ために極端に収量が悪かったものと考えられる。

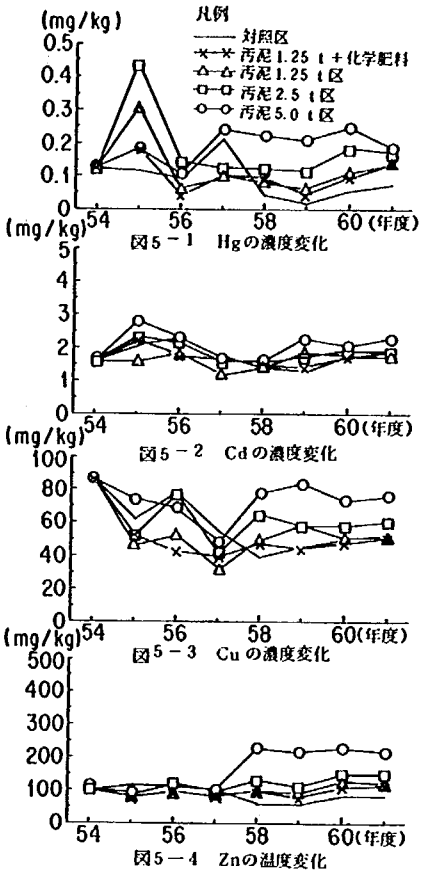


図５－１　Hgの濃度変化

図５－２　Cdの濃度変化

図５－３　Cuの濃度変化

図５－４　Znの濃度変化

サツマ芋の収量は，対照区と汚泥５ t 区が同じ程度の収量であり，その他の汚泥施用区では対照区を上回わる収量が得られており，コーンと同様に汚泥 2.5 t 区が最も収量が多かった。

以上，7年間の汚泥連用による野菜類の収量の変化から，次のような傾向が把握できた。

① 化学肥料のみの連用は，土壌の酸性化を引き起こし，酸性に弱い野菜類は収量が低下する。

② 汚泥単独肥用区の場合であっても化学肥料施用区と同等以上の収量が得られる。

2) 栽培跡地土壌の重金属濃度変化

図５－１は，T－Hgの濃度変化である。汚泥施用量が多い順に高い値を示しているが，経年的に上昇する傾向はなく，0.1～0.3 ppm の範囲であり，通常の土壌中濃度と同じ程度である。図５－２はCdの経年変化であるが，各区の濃度差はほとんどなく，経度変化もない。図５－３はCuの濃度変化であるが，Hgと同様，汚泥施用量が多いほど濃度が高くなっているが，経年的に上昇する傾向はな

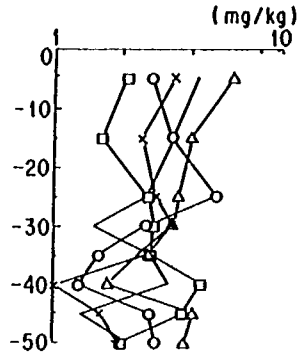


図6－1　As の濃度変化

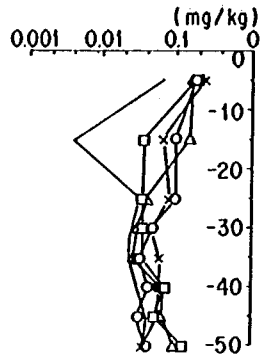


図6－2　Hg の濃度変化

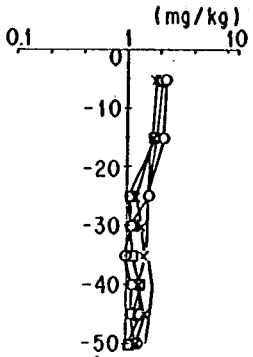


図6－3　Cd の濃度変化

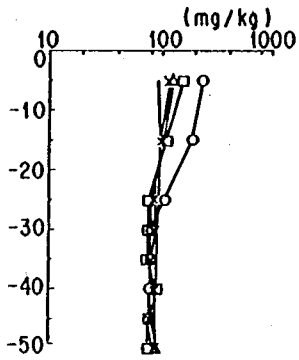


図6－4　Zn の濃度変化

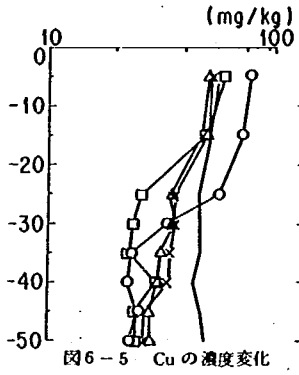


図6－5　Cu の濃度変化

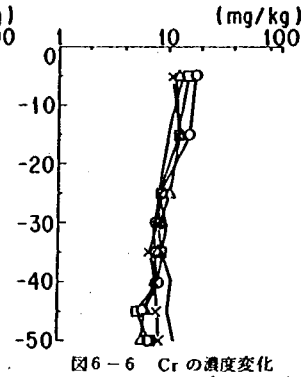


図6－6　Cr の濃度変化

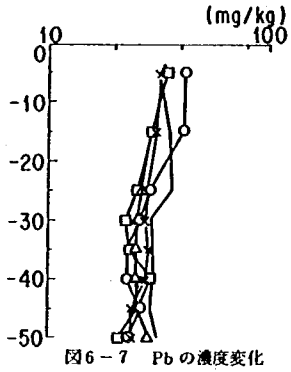


図6－7　Pb の濃度変化

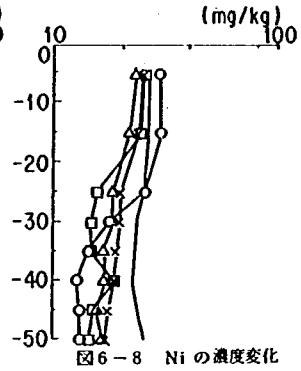


図6－8　Ni の濃度変化

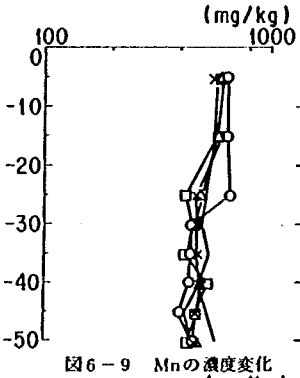


図6－9　Mnの濃度変化

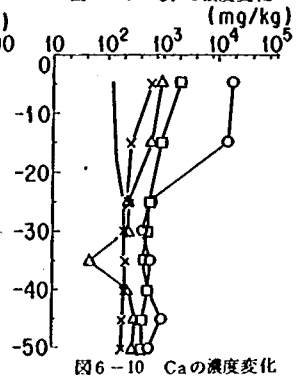


図6－10　Caの濃度変化

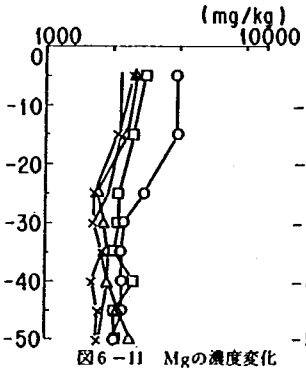


図6－11　Mgの濃度変化

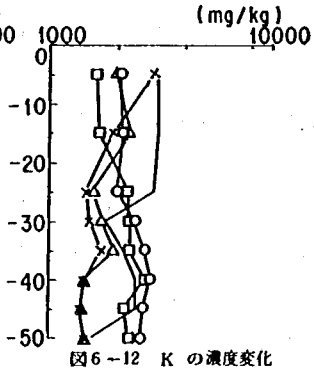


図6－12　K の濃度変化

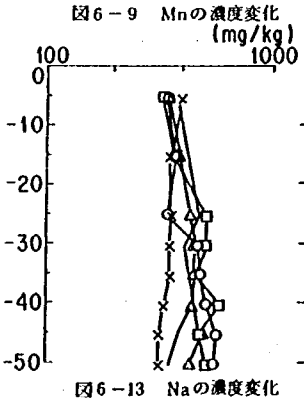


図6－13　Naの濃度変化

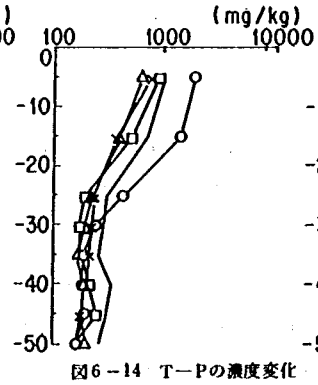


図6－14　T－Pの濃度変化

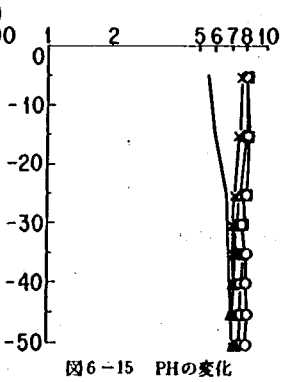
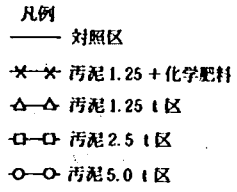


図6－15　PHの変化



表－11　　61年度　圃場実験　供試野菜の重金属分析結果　　(単位・mg／kg)

		区名	収量 (kg wet)	As	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe	T-N (%)	T-P	K (%)	T-C (%)
サツマイモ	茎	対照区	21.11	0	0.003	0.09	4.01	5.76	0	1.21	0.03	698	877	21.04	19.77	0.711	785	1.302	33.58
		1.25+化	22.60	0	0.002	0.07	5.91	4.74	0.71	0.44	0.17	1036	710	4.44	15.22	0.935	950	0.804	33.33
		1.25 t区	26.84	0.12	0.012	0.04	5.28	4.57	2.46	1.28	0	742	787	4.33	18.01	0.705	820	0.562	31.06
		2.5 t区	28.53	0.34	0.008	0.17	4.68	5.41	0.66	0.94	0.11	620	741	4.79	19.21	0.562	787	0.523	38.62
		5.0 t区	21.65	0.41	0.009	0	5.34	5.37	1.14	0	0	572	869	2.08	18.74	1.208	1050	0.657	40.51
	葉	対照区	52.8	0.62	0.004	0.24	10.91	10.51	3.14	0	0.67	8534	3035	130.28	87.83	2.231	1804	4.863	33.72
		1.25+化	115.2	0.60	0.003	0.11	10.74	10.55	3.05	0.57	1.45	11040	3710	40.36	73.22	2.754	1980	4.304	38.97
		1.25 t区	97.1	0.75	0.004	0.61	12.38	12.85	3.04	1.74	1.74	12835	5304	37.38	95.97	2.782	2096	2.754	35.12
		2.5 t区	108.6	1.32	0.016	0.69	11.70	11.79	2.94	3.08	2.03	15824	5226	32.10	98.28	3.156	1810	2.687	38.27
		5.0 t区	114.8	0.46	0.014	0.39	15.40	14.16	3.19	1.10	2.80	18820	6347	45.85	126.03	3.877	2052	3.278	39.67
トウモロコシ	実	対照区	1.51	0.49	0.014	0.38	32.50	4.25	0	1.50	1.62	101	1898	31.37	19.80	3.676	2930	0.991	45.55
		1.25+化	8.64	0.60	0.001	0.15	36.06	4.20	0	0	0.92	44	1725	12.44	20.82	2.864	3167	0.847	48.87
		1.25 t区	9.36	0.19	0.006	0	34.00	4.26	0	0.07	0.87	39	1682	11.89	23.17	2.848	3130	0.808	38.53
		2.5 t区	11.57	0.54	0	0.24	32.02	2.01	0	0.88	1.05	42	1629	10.07	20.05	2.511	3174	0.849	45.53
		5.0 t区	8.16	0.20	0.007	0.07	39.79	3.99	0	1.23	0.84	42	1884	11.48	25.67	2.902	3429	0.923	40.67
	茎葉	対照区	4.64	0.53	0.035	0.35	31.55	12.99	3.92	0.71	1.69	22028	1470	150.72	470	2.497	2629	3.495	35.87
		1.25+化	22.02	1.25	0.028	0.09	29.48	14.21	1.86	0.60	3.06	27123	2664	30.84	229	2.335	3110	2.263	43.48
		1.25 t区	22.93	0.12	0.086	0	36.20	14.38	4.33	0.51	2.29	31861	2173	32.85	209	2.091	2993	2.928	37.71
		2.5 t区	27.18	0.38	0.035	0	40.16	12.63	2.74	0	0.78	24470	3872	16.37	165	1.935	2598	2.143	41.08
		5.0 t区	20.32	0.73	0.048	0.09	45.37	14.04	0.89	2.80	1.07	37046	3635	19.19	190	2.484	2790	2.424	41.50

い。図５－４はZnの濃度化である。Znは汚泥中の含有量が多く，汚泥５ t区は，初期値の２倍を越えており，明らかに土壌中濃度の上昇が認められるが連用に伴っての濃度上昇は見られない。

その他に，図には示していないが，As, Pb, Cr, Ni, Mn等の濃度は各区とも大きな変化はなく横ばい状態であった。また，T-N, T-Pの変化は，汚泥施用量の多い区は濃度が高いが，ある程度の濃度になると横ばい状態となって経年的に濃度が上昇し続ける傾向はみられなかった。

次に，深さ方向の重金属濃度変化の傾向を，図６－１～図６－15に示す。まず図６－15に示したpHの変化をみると，対照区では表面から10～20cmではpH 5.7と弱酸性に変化しており，その下の20～25cmの所では，pH 6.7と中性になっているが，汚泥施用区では，pH 7～8と深さ方向には，ほぼ一様な中性の値を示していることがわかる。各重金属濃度は，汚泥施用量の多い区は表層での濃度は高く，５ t区では下層20～25cm程度まで濃度が高くなっている元素がある。（Hg, Zn, Cu, Pb, Ni, Mg, T-P, T－N）その他の元素は，表面～20cm程度の所まで濃度が高くなっているが，30cmまで影響している元素は見られなかった。また汚泥1.25 t, 2.5 t施用区では，表面～20cmまでの範囲で止っており，全体的には，汚泥施用による重金属類の下層への移行は，表面～30cm以内の表層に集積されていた。

3)　野菜への重金属の移行

61年度の供試野菜の重金属濃度を，表11に示したが，サツマ芋及びトウモロコシ共に，対照区と同じ程度の濃度であり，汚泥施用による野菜類への重金属異常吸収はないものと思われる。

以　上

4．流水中の窒素収支に関する基礎的研究

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　森田　弘昭

1. まえがき

水質汚濁問題は一般に，汚濁に関与している物質の発生（Sources），輸送（Transport）及び影響（Effects）の３つの過程を定量的に把握して初めてその解決の糸口となる。水質汚濁が問題となるのはそこでなされている何らかの水利用に障害が生ずるためであり，在来から社会問題化されていた水質汚濁としては，有機物汚染（生物化学的酸素要求量（BOD_5）で汚染の程度が測れる），毒物汚染（重金属類，シアン，さらに最近は有機塩素化合物などが原因物質となっている）及び細菌学的汚染（コレラ菌などの病原菌が対象となる）が典型であった。下水道整備や排水規制などがこれらの典型的な水質汚濁問題に関して完全ではないにしろ，効果的な対策であることは，これらの問題が年々減少していることからも明らかである。

このような古典的な水質汚濁問題に解決の糸口が見出されている反面，他方では今までになかった型の水質汚濁問題が顕在化しつつある。一つは産業の高度化に伴って生ずる種々の新しい化学物質の公共用水域への放流であり，他方は流域人口の高密度化によってもたらされる水道水源の悪化である。後者の問題は古典的な水質汚濁問題の一部であるが，これに対処する為通常は塩素注入を浄化プロセスに組込んでいる。塩素は先ず水中のアンモニアと反応してクロラミンと呼ばれる結合型残留塩素となるが，注入量が多過ぎると遊離の残留塩素を生じ，これが水中の有機物の一部と反応してトリハロメタン（THM）という発癌性物質や他の有機塩素化合物（TOX）を形成してしまう。

河川水中のアンモニア性窒素（NH_4^+－N）濃度の変動がなければ，THMやTOXの生成は最小限に抑えることができるが，実際にはNH_4^+－N濃度は一日の間でも大きな変動を示す為，THMやTOXの問題が除々に顕在化している。このように，ひとつひとつの物質で見れば水質汚濁問題としては解決可能であったものが，NH_4－N，前駆物質，塩素から新しい水質汚濁物質が形成されるという型の問題は従前にはなく，高度に水利用が進んでいる河川を中心に今後増々顕在化する可能性がある。

流水中の窒素は，大気から供給される窒素ガス（N_2）の他に，NH_4^+－N（PHによってはイオンではなく分子状NH_3となる），亜硝酸性窒素（NO_2^-－N），硝酸性窒素（NO_3^-－N）および有機性窒素（Org－N）から成るが，これらは生化学的に，あるいは物理化学的に形態の変化や相変化を伴う。従って，本研究では流水中のNH_4^+－Nの挙動に主眼を置くが，対象は流水中のすべての形態の窒素とし，流域からの窒素化合物の発生，輸送過程での変化等を定量的に把握し，アンモニアに起因する水質汚濁問題に対しての基礎的知見を得ることを目的とする。

2. 研究方法

2.1 窒素負荷発生源に関する既往研究の整理

負荷発生源を山林，原野，田畑，都市域に分け，単行本についてはできるだけ多くの調査例を収集さらに学術論文については過去10年までのN負荷に関する論文の文献調査を行い，N負荷発生源に関する既往研究を整理した。

2.2 窒素収支に関する理論的考察

流水中での窒素収支を図るためには，流水中で生じている物理的，化学的，及び生物学的なすべての現象を定量的に把握することが必要となるが，その中でもとくに重要となる現象を中心に窒素収支を定量的に把握するための理論的モデル構成を行った。また，いくつかの現象の反応定数等についての文献的調査を行った。

さらに，分子状NH_3についての揮散現象を把握するため，既往研究の成果をもとに揮散速度に関する理論的考察を行った。

3. 研究結果

3.1 窒素負荷発生源に関する既往研究の整理

河川水中に含まれる窒素の発生源は，森林のような自然域，田畑のような農耕地域及び住宅地，工業地域などが集まった都市域に区分することができる。

3.1.1 森林からの窒素負荷

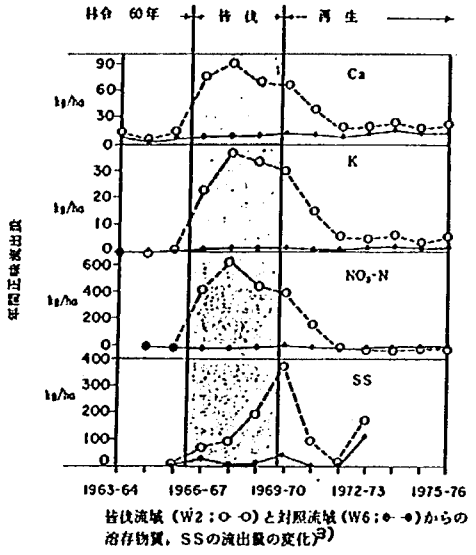
森林では土壌層の上に落葉枝(リター)が集積した層（Ao層）が形成されており，リターの大半はAo層で分解されて分解残渣分（例えばリグニン，タンニン）が下層土壌へ移行する。従って，河川へ流出し得る窒素もAo層及び下層の土壌層に集積していると考えられる。

森林の場合，植物が利用し得る窒素はほとんどが空中窒素の固定によっており，炭素と同様に開放循環系を形成している。表1[1]は空中窒素を固定する生物の一覧を示したものであるが，高等植物は空中窒素を固定することができないため，根粒菌，放線菌，らん藻などが固定した窒素をさらにNH_4^+やNO_3^-としたものを利用している。しかしながら，森林土壌における窒素固定量を十分な精度で定量した調査例はない。同様に，脱窒量についての精確な定量化も行われていない。表2は，岩坪らの森林における窒素循環に関する調査結果[2]を示したものであるが，これによると植物体として現存する窒素量は，森林全体の内部循環系の窒素量の高々10%程度に過ぎず，Ao層についても同様なことが言える。内部循環系の窒素の多くは土壌層に集積しており，しかも降水中に含まれている窒素についても土壌層に集積する傾向がうかがえる。（表3[2]）。

表－1　窒素固定生物[1]

I. 単生窒素固定生物
1. バクテリア（3目，11科，26属）
(i) 好気性菌 *Azotobacter, Beijerinchia, Derxia, Azospirillum*
(ii) 通性嫌気性菌 *Klebsiella, Pneumonia, Bacillus polymxa*
(iii) 絶対嫌気性菌 *Clostridium pasteurianum, Desulfovibrio*
(iv) 光合成細菌 *Chromatium, Rhodospirillum*
2. ラン藻（*Cyanophyceae*）（2目，6科，23属）
(i) ヘテロシストを持つ糸状ラン藻 *Anabaena, Nostoc, Calothrix*
(ii) ヘテロシストを持たない糸状ラン藻 *Tricodesmium, Plectonema*
(iii) 単細胞ラン藻 *Gloeocapsa*
II. 共生窒素固定生物
1. 豆科植物と根粒菌（*Rhizobium*）大豆－*R.japonicum*，クローバー－*R.trifolii*
2. 非豆科植物
(i) 被子植物と *Frankia* の根粒 はんのき，木麻黄，ぐみ
(ii) 裸子植物の根粒 まき－バクテリアまたは糸状菌（?）：そてつ－ラン藻
(iii) 蘇苔 *Psychotria-Klebsiella*
(iv) ラン藻との共生 地衣（糸状菌－ラン藻），*Azolla-Anabaena*
(v) 根圏（Rhizosphere）でのゆるい共生 *Digitaria decumbens-Azospirillum lipoferum*
3. バクテリア間の共生，光合成細菌－好気性菌

しかしながら，大規模な森林火災や伐採が行われた場合にはAo層とともに土壌層も流亡し窒素負荷は伐採前に比較して数百倍にもなる。(図1[3])。



図—1 皆伐流域（W2；○—○）と対照流域（W6；●—●）からの溶存物質，SSの流出量の変化)[3]

表—2 広葉樹二次林およびヒノキ天然林（京都・上賀茂）の養分物質循環(岩坪，1976)[2]

		N	P	K	Ca	Mg
広葉樹二次林	植物体葉積量 P (kg/ha)	312.4	18.6	250.4	343.5	121.1
	植物体生長量 ΔP (kg/ha·yr)	43.5	2.7	34.1	46.9	15.6
	Ao層葉積量 L (kg/ha)	287	10.3	19.4	79	26
	土壌葉積量 M (kg/ha)	3,701	531.2	5,779	258	3,842
	植物枯死量 I (kg/ha·yr)	40.2	1.8	34.6	41.6	5.9
	分解速度 m (kg/ha·yr)	(40.2)	(1.8)	(34.6)	(41.6)	(5.9)
	林外雨 β (kg/ha·yr)	5.5	0.5	2.7	8.8	1.3
	林内雨・樹幹流 β' (kg/ha·yr)	8.5	0.2	32.6	15.8	6.1
	$I/(\beta'-\beta+I)\times 100$ (%)	93.1	120	53.6	85.6	55.1
	吸収量 α (kg/ha·yr)	86.7	4.2	98.6	95.5	26.3
	流出量 r (kg/ha·yr)	0.6	0.1	2.3	5.0	2.3
	$I/(L+M)\times 100$ (%)	1.0	8.33	0.6	12.3	0.152
	$I/(P+L+M)\times 100$ (%)	0.93	0.32	0.57	6.1	0.15
ヒノキ天然林	植物体葉積量 P (kg/ha)	280.1	16.4	124.5	346.4	1.41
	植物体生長量 ΔP (kg/ha·yr)	15.2	0.9	6.9	19.3	3.5
	Ao層葉積量 L (kg/ha)	113	5.1	11.8	37	5.8
	土壌葉積量 M (kg/ha)	2,143	299.7	2,640	194	2,165
	植物枯死量 I (kg/ha·yr)	14.3	0.9	5.7	35.2	3.6
	分解速度 m (kg/ha·yr)	(14.3)	(0.9)	(5.7)	(35.2)	(3.6)
	林外雨 β (kg/ha·yr)	5.5	0.5	2.7	8.8	1.3
	林内雨・樹幹流 β' (kg/ha·yr)	7.9	0.0	11.2	16.0	3.5
	$I/(\beta'-\beta+I)\times 100$ (%)	85.6	225	40.1	83.0	62.1
	吸収量 α (kg/ha·yr)	31.9	1.3	21.2	61.7	9.3
	流出量 r (kg/ha·yr)	?	?	?	?	?
	$I/(L+M)\times 100$ (%)	0.63	0.30	0.21	15.2	0.17
	$I/(P+L+M)\times 100$ (%)	0.56	0.28	0.21	6.10	0.16

表—3 降水と流出水の溶存物質濃度（mg/ℓ）[2]

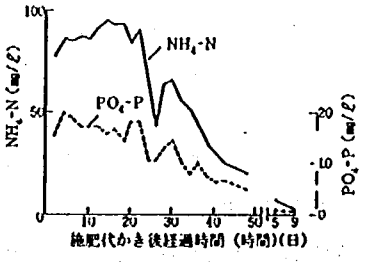
	集水域	測定期間	水量mm	pH	NH_4-N	NO_3-N	有機態N	P	K	Ca	Mg	Na	Cl
降水	田土	V/1979-IV/1980	1,457	4.0	0.11	0.24	0.16	0.042	0.14	0.18	0.08	0.49	2.11
		V/1980-IV/1981	1,846	4.1	0.10	0.17	0.11	0.011	0.16	0.20	0.07	0.38	1.93
	行木	V/1979-IV/1980	2,136	3.8	0.07	0.12	0.20	0.012	0.23	0.15	0.11	0.74	1.57
		V/1980-IV/1981	2,203	4.1	0.10	0.13	0.17	0.012	0.26	0.21	0.15	1.01	2.64
流出水	田土	V/1979-IV/1980	882	6.0	0.03	0.10	0.08	0.029	0.48	0.59	0.30	3.56	3.47
		V/1980-IV/1981	1,329	6.3	0.02	0.05	0.03	0.010	0.50	0.58	0.32	3.20	3.19
	行木	V/1979-IV/1980	1,603	6.1	0.02	0.07	0.07	0.027	0.47	1.48	1.00	3.12	3.85
		V/1980-IV/1981	1,677	5.9	0.02	0.06	0.10	0.039	0.40	1.24	0.88	2.73	3.95

3.1.2 農業地域からの窒素負荷

農耕地の場合には，空中窒素の固定とともに施肥による窒素供給が人為的に行われており，施肥量に対する作物吸収量の比が小さいと地下水中へ，あるいは降雨時の雨水流出水中へ窒素が移行することになる。

(1) 水　　田

水田の場合には，施肥－代かき－落水－田植－かんがいのプロセスを経るが，代かき後十分な期間を経ないで落水すると大量の窒素負荷を放出することになる。(図2[4])。この時期を除くと，かんがい水の水質によってはむしろ浄化機能が卓越し，浄化装置として位置付けることも可能である。高村らによる一の瀬川流域の調査[5]によると，施肥から田植までの一月間でT－N，NH_4－Nの水田からの負荷量は各々，18.7，3.9 kg／haとなっており，肥料の約25％がこの間



図—2 施肥後経過時間と田面水中のNH_4—N，PO_4—P濃度との関係（鴻巣水田）[4]

に流亡したことになる。

(2) 畑　　地

畑地における窒素収支に関する調査事例は少ないが，畑地からの窒素流出量は作物の種類によって大きく異なる。表4[6]は作物ごとの標準的な施肥量と吸収量を示したものである。多くの場合，施肥を一度に多量に行うと作物の濃度障害が生ずるため，肥料は何回かに分施される。このときの追肥は土壌中ではなく土壌表面に散布されることが多く，降雨時に雨水流出水とともに流出する可能性がある。

桜井の報告[7]によると，長野県菅平高原の野菜畑から年間103kg／haのT－Nの流出が認められたとされている。

表－4　各種畑作物の施肥量

作物名		施肥基準量 (A)		合物吸収量 (B)		A/B	
		N	P	N	P	N	P
果菜類	ナス	350	87	164	18	2.1	4.8
	トマト	300	109	170	22	1.8	5.0
	ピーマン	420	179	175	15	2.4	12.0
	キュウリ	300	109	198	31	1.5	3.5
	スイカ	150	65	160	26	0.9	2.5
	メロン	250	87	213	26	1.2	3.3
	カボチャ	150	65	70	17	2.1	3.9
	イチゴ	200	131	101	20	2.0	6.5
葉菜類	ハクサイ	300	87	236	35	1.3	2.5
	キャベツ	250	87	195	24	1.3	3.6
	ネギ	200	87	50	4	4.0	20.0
	タマネギ	250	109	89	15	2.8	7.1
	ホウレンソウ	250	65	80	9	3.1	7.5
	レタス	200	65	216	19	0.9	3.5
	カリフラワー	200	87	195	29	1.0	3.0
	セルリ	600	175	106	28	5.7	6.2
根菜類	ダイコン	200	87	128	22	1.6	4.0
	ニンジン	250	65	90	9	2.8	7.5
	ゴボウ	200	65	144	22	1.4	2.9
	ナガイモ	300	87	160	16	1.9	5.4
	コカブ	200	65	64	12	3.1	3.4
麦類	大麦	60	44	70	9	0.9	5.0
	小麦	70	44	80	13	0.9	3.3
豆類	大豆	30	35	100	9	0.3	4.0
	小豆	20	26	60	13	0.3	1.0
	落花生	30	44	130	9	0.2	5.0
イモ	カンショ	30	35	60	9	0.5	4.0
	ジャガイモ	150	44	110	22	1.4	2.0
	オカボ	80	44	50	4	1.6	10.0
	トウモロコシ	200	65	70	13	2.8	5.0

3.1.3　都市域からの窒素負荷

(1) 家庭下水

家庭下水は生活排水とし尿排水とから成るが，わが国の場合には下水道整備の遅れから家庭下水の処理・放流形態はいくつかに分類され，①下水道への取り込み，②し尿単独浄化槽＋生活排水未処理放流，③合併浄化槽による処理，放流，④し尿汲み取り＋生活排水未処理放流の4つに大別される。

下水道へ家庭下水が取り込まれている場合には，下水処理場での窒素除去効率が排出負荷に大きな影響を持つ。下水処理方式は，標準活性汚泥法以外にも窒素除去，リン除去，あるいはCOD除去を組み込んだ高度処理方式が開発されているがここでは家庭下水を主として標準活性汚泥法で処理しているF処理場のデータを用いた。単独浄化槽及びし尿処理場系でのT-Nについては流総指針[8]より算出し，さらに生活排水のT-Nのうち26%をNH_4-NとしてNH_4-Nを算出した。合併浄化槽については，茨城県H団地で行った調査より算出した。なおこの団地の合併浄化槽は処理能力1500m^3／Hで標準活性汚泥法を使用している。

これから，上記①～④の各家庭下水排出形態による窒素排出負荷量を算定すると

①下水道：T-N＝4.1，NH_4-N＝3.0　②単独浄化槽：T-N＝5.3，NH_4-N＝3.3

③合併浄化槽：T-N＝4.1，NH_4-N＝3.7　④くみ取り：T-N＝6.9，NH_4-N＝4.5

g／人／日となる。なお，下水道及び合併浄化槽においては長時間曝気や脱窒法を組み込んだ処理法を採用しているところもあり窒素負荷は軽減化の方向にある。

(2) 工場排水

工場排水については，下水道に取り込まれる場合，水濁法上の特定施設として一律排水基準，上乗せ基準がかかっている場合，さらに規模が小さく未処理で放流している場合に分けられるが実態は定かでない。

(3) そ の 他

都市からの排水で上記以外に窒素源となるものは，営業排水，都市雨水等が考えられる。営業排水については負荷量面からの調査例がなく未知である。

都市雨水は，分流式区域と合流式区域とで異なる質的性状を示すが，前者についてはT－Nで概略値として約5 kg／ha・年，NH_4－Nで約1 kg／ha・年[9]という報告がある。合流式区域の場合には分流式に比較して10倍程度の窒素負荷量となると考えられるが，しゃ集システムにも大きく影響され，英国の Northampton では NH_4－N で85 kg／ha・年という報告もある[10]

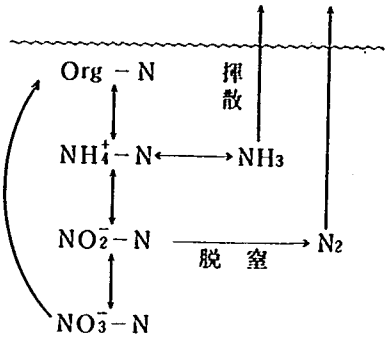
3.2 流水中での窒素収支に関する理論的考察

流域中での窒素は図3に示すような様々な形態変化を示す。Org－Nは，排水中に含まれている無生物のものの他に，細菌，そう類，原生動物のような生物によっても構成されているので，NH_4－N や NO_3－N からの合成も起り得る。

$$Org-N \rightleftarrows NH_4-N \rightleftarrows NO_2-N \rightleftarrows NO_3-N$$

$$Org-N \leftarrow NO_3-N \quad 及び \quad NO_2-N \rightarrow N_2$$

などの反応は主として微生物による生化学的反応として扱うことができる。また，NH_4－N $\rightleftarrows$ NH_3 の反応は流水中の pH に依存した化学的反応であるが，流水中の pH は上流からの排水に含まれる酸，アルカリによって影響を受けるのと同時に流水中あるいは河床面で生ずる光合成反応によって影響を受ける。



図－3 流水中でのN形態変化

揮発性有機物（VOC）の水中からの揮散速度に関しては，酸素の再曝気係数との定量的関係を見出した京才による研究成果[11]があるが，NH_3 のように溶解度が高いものに関してはその揮散速度と再曝気係数との関係は見出されていない。

水中のアンモニア性窒素は(1)式のように解離し，(2)式に見られるような解離定数 Ka を用いて平衡状態が形成される。他方水中の pH に関与する水素イン濃度〔H^+〕と水酸イオン濃度の積は(3)式のような関係にあり，水中の pH は(4)式で表わされる。従って，(2)，(3)，(4)式より水中の分子状アンモニア濃度〔NH_3〕は，(5)式によって表わされ，総アンモニア性窒素濃度 $C_T = C_1 + C_2$ と PH がわかれば(6)式より C_1，C_2 を個別に求めることができる。なお，P_{kw}，P_{ka} は水温の関数であることに注意を要する。

$$NH_3 + H_2O \rightleftarrows NH_4^+ + OH^- \tag{1}$$

$$\frac{〔NH_4^+〕\cdot〔OH^-〕}{〔NH_3〕} = Ka \tag{2}$$

$$〔H^+〕\cdot〔OH^-〕 = Kw \tag{3}$$

$$pH = \log\frac{1}{〔H^+〕} = \log〔OH^-〕 - P_{kw} \tag{4}$$

$$\log〔NH_3〕 = pH + P_{kw} - P_{ka} + \log〔NH_4^+〕 \tag{5}$$

$$\log\left(\frac{C_2}{C_1}\right) = pH + P_{kw} - P_{ka} \tag{6}$$

ただし，$C_1 = 〔NH_4^+〕$，$C_2 = 〔NH_3〕$

あるいは，

$$C_2 = \frac{C_T}{1+10^{Pka-pH}} \tag{7}$$

今，水中のアンモニア性窒素の変動が一定のpH及び水温下で揮散によってのみ生ずる系を考えると，$C_T = C_1 + C_2$の減少は(8)式のように表わされる。従って，NH_3の揮散速度係数 $K_{La\cdot NH_3}$ は，A・B 2つの上下流点での C_T，C_2 及び平均流速U，2点間距離 ℓ_{AB} を用いて(9)式のように表わすことが可能である。

$$\frac{d(C_1 + C_2)}{dt} = - K_{La\cdot NH_3}\ C_1 \qquad (8)$$

$$K_{La\cdot NH_3} = \frac{2\ (C_{T,A} - C_{T,B})}{C_{2,A} + C_{2,B}}\ \frac{U}{\ell_{AB}} \qquad (9)$$

4. あとがき

流水中の窒素収支の定量化を図るため今年度は汚濁源に関しての既往研究の整理，及び NH_3 の揮散に関しての理論的考察を行った。

今後，図3に基づいて窒素の各形態変化速度について研究を進める予定である。

参考文献

1) 高橋英一：高等植物の根圏での窒素固定，「生物窒素固定」，中村道徳編，学会出版センター，PP. 236~256 (1980)

2) 森林－河川の水量・水質への関連　滋賀県琵琶湖研究所所報．2　14~27 (1984)

3) F. H. Borman, G. E. Likens ; Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer - Verlag, New York (1981)

4) 埼玉県 (1984)昭和58年度環境庁委託業務結果報告書

5) 高村義親ほか (1981) 水田の物質収支に関する研究（第4報）湛水土壌系における硝酸態窒素の挙動と収支について，日土肥学会講要27　155

6) 小川吉雄 (1984) 火山灰畑地からの肥料成分の流出とその軽減対策，東京農業大学学位論文

7) 桜井善雄 (1975) 農地排水による河川および地下水の汚染，農土誌43　518~524

8) 流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説　昭和58年　日本下水道協会

9) Lindholm, O. : Pollution in Storm Runoff and Combined Sewer Overflows, 1st Conf, on Urban Storm Drainage (1978)

10) Mance, G. : Factors Affecting the Quality of Combined Sewer Overflows. 1st Conf, on Urban Drainage System (1982)

11) 京才俊則　水中に溶解している揮発性物質の放散に関する研究，水質汚濁研究　第4巻　第4号 205~210, 1981

Ⅱ 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．集落における下水処理に関する研究

建設省
土木研究所下水道部
下水道研究室　竹石　和夫，鈴木　穣
三次処理研究室　佐藤　和明，森山　克美
小泉　秀一

研究期間　昭和59年度～62年度
61年度当初予算額　２７，１７０千円

Wastewater Treatment in Small Communities

(FY 1984-1987)
K. Takeishi, Y. Suzuki
K. Sato, K. Moriyama, S. Koizumi
Sewage Works Division, Advanced Waste Treatment Division,
Water Pollution Control Department,
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

Recently the water pollution of small streams, ponds, or lakes, becomes quite a problem in small communities such as farming villages. The main reason of the pollution is the discharge of gray water and the effluent of on-site treatment system for night soil.

So, one of the most effective plans to prevent water pollution is to treat gray water and night soil efficiently.

The purpose of this study is to develop the most appropriate treatment system for small communities. The summary of the study in 1986 is as follows.

1. Sequential Batch Treatment Process

Pilot plant research was conducted to study the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus by the three different treatment conditions, anoxic-oxic-anoxic-oxic, full time oxic and oxic-anoxic-oxic, using the grit chamber effluent of a domestic wastewater treatment plant as the influent.

a. In case of anoxic-oxic-anoxic-oxic, the treatment efficiency of nitrogen and phosphorus was insufficient.
b. Although denitrification was not occurred, nitrification was completely achieved in the condition of full time oxic. And in this condition, phosphorus removal was similar efficiency as other biological treatment processes.
c. In the third condition, oxic-anoxic-oxic, maintaining the dissolved oxygen concentration of the first oxic period to low, such as 1 mg/ℓ, the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus could be observed. This dissolved oxygen concentration was a good parameter for simultaneous removal in this operating condition.

2. Biological Phosphorus Removal Process (A/O Process)

The research of full scale treatment plant of A/O process was done in Ibaraki pref.. The results are as follows.

a. The effluent water quality in terms of COD and T-P were excellent all through the year. T-P of the effluent was 0.3 – 0.7 mg/ℓ.

b. The phenomenone of nitrification-denitrification was occurred in high water temperature season. Therefore the total nitrogen of the effluent was 5 – 10 mg/ℓ in that season.

3. Mobile Bed Filtration Process

The object of this filtration process is to remove the residual suspended solid remaining in the effluent of biological treatment process.

The three different sand in size were examined for the linear velocity of from 10 to 30 m/hr and the suspended solid concentration of the influent ranging from 2 to 200 mg/ℓ in this investigation. These sand had an effective size of 0.87, 1.05 and 2.15 mm and a uniformity coefficient 1.29, 1.18 and 1.16, respectively.

The results indicated that the removal rate of suspended solid was excellent in case of the sand which had middle effective size. The suspended solid concentration of filtrate was less than 2 mg/ℓ at linear velocity 15 m/hr.

4. Bioshelf Process

Bioshelf process is aimed at treating wastewater with low suspended organic matter. The microorganisms grown on the bottom of the bioshelf utilize and decompose the dissolved organic content in the influent.

The treatment experiments were conducted at various specific flow rates and slopes of the bioshelf. The results of this study are as follows.

a. The ratio of consumed substrate concentration versus supplied one was greater at higher specific flow rate, but the ones at various slopes were almost the same.

b. The substrate removal rate was greater higher specific flow rate.

c. The substrate removal rate was greater than the oxygen supply rate in this experimental case.

1. はじめに

近年，都市の周辺地域や農山漁村などの集落において水路，小河川，湖沼の水質汚濁が進み，周辺環境の悪化や水稲栽培に対する影響が問題となっている。この問題の主たる原因として家庭雑排水，し尿浄化槽処理水等の放流が指摘されている。

これらの地域においては雑排水とし尿の混合した，いわゆる合併汚水（下水）を効率的に処理することが水質汚濁防止のための基本的な対策であり，このため集落の規模，形態，立地条件等に適合した処理システムの開発が急務となっている。

本研究では集落における下水処理のプロセスとして適していると目される4種類のプロセスを取り上げ，その実用性について評価することを目的としている。昭和61年度に実施した内容は次の通りであり，以下の各章で詳述する。

イ．回分式活性汚泥法に関する調査

ロ．嫌気好気式活性汚泥法に関する調査

ハ．移床式上向流連続沪過に関する調査

ニ．バイオシェルフに関する調査

2. 回分式活性汚泥法に関する調査

本年度は，茨城県取手市の戸頭処理場に設置した2台の回分式活性汚泥法パイロットプラントを用いて，嫌気・好気運転，好気運転，好気・嫌気運転の3種の運転方式における窒素とリンの挙動について調査を実施した。

2.1 実験概要

2.1.1 実験装置

実験に用いたプラントの概略を図-2-1に示す。プラントは，鋼製円筒型の反応槽（内径1.4 m，有効水深2 m，高水位時容積3 m^3）にブロワ装置，撹拌装置，流入ポンプ，排水バルブ等が装備されており，各装置は制御機構により，曝気時間，嫌気撹拌時間，流入時間，沈殿時間，排水時間等を任意に設定できる。また，空気量，排水位も任意に設定することができる。散気装置は粗気泡型（ディスクディフューザー）である。

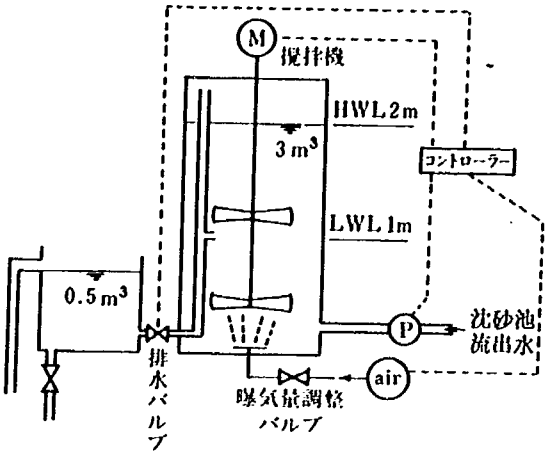


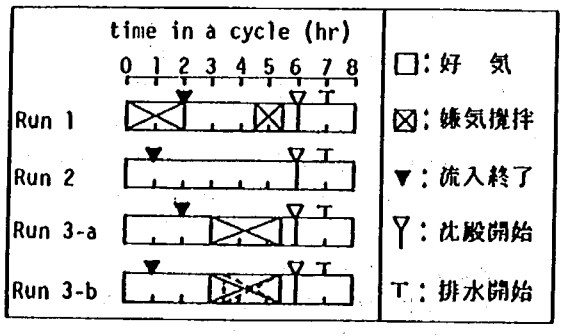
図-2-1　回分実験装置（パイロットプラント）

2.1.2　実験方法

実験には同一のプラント2機を用いた。プラントへの流入原水は，戸頭処理場の沈砂池流出水である。処理場の規模は，処理人口約11,000人，処理水量4,500 m³/日であり，流入下水のほとんどが生活系排水である。

実験条件を表-2-1に示す。Run-1は，嫌気好気の2回繰り返しであり，最初の嫌気時にリンの吐出し，次の好気時にリンの摂取とアンモニア性窒素の硝化，続く嫌気時に脱窒を行うことを意図した運転条件である。Run-2は，全時間曝気を行うものであり，回分式の標準的な運転方式と考えられるので，サイクル中に嫌気時間を設定した他の処理方式の対照として実施し，有機物，窒素，リンの除去能あるいは除去特性の比較を行った。Run-3は，好気時に硝化，嫌気時に脱窒を行わせることを意図した運転条件である。Run-3の嫌気時には，脱窒反応に必要な有機炭素源を系外から添加せず，好気時に活性汚泥に吸着されたり，細胞内に蓄積された下水

表-2-1　実験条件



中の有機物を水素供与体として利用するもので，内生脱窒法（Wuhrmann法）の一種と考えられる。

サイクルのスタートは午前1時，9時，午後5時とした。実験条件としては表-2-1に示した以外に曝気量，1サイクルの排水量（処理水量）がある。曝気量は100～200 ℓ/サイクル（排水位1m）とした。水質分析は，各実験条件にて約1ケ月運転後における午前9時スタートの1サイクル中の試料，および運転期間中における午前9時スタートのサイクルの流入原水，処理水について行った。

2.2　実験結果と考察

2.2.1　1サイクル中の処理特性について

Run-1の結果を図-2-2に示す。(a)図に示すように，流入水中NH_4-Nより高いNH_4-Nが検出され，硝化，脱窒は，まったく生じていなかった。(b)図によると，PO_4-Pは，最初の嫌気時に14 mg/ℓ程まで上昇し，次の好気時に除去されており，生物学的脱リンを示すような挙動を示しているが，残存するPO_4-P濃度が1～2 mg/ℓ程度であり，好気時のリン摂取はさほど良好とは言えない。DOは好気条件下で0.3 mg/ℓ程までしか上昇せず，活性汚泥は嫌気下で腐敗したような黒色を呈し，処理水SSも約16 mg/ℓ程度であった。このRun-1の運転条件では，後述の経日調査結果でも示されるが，日が経つにつれ処理水の窒素，リン，COD_{cr}濃度が高くなり処理水質が悪化した。

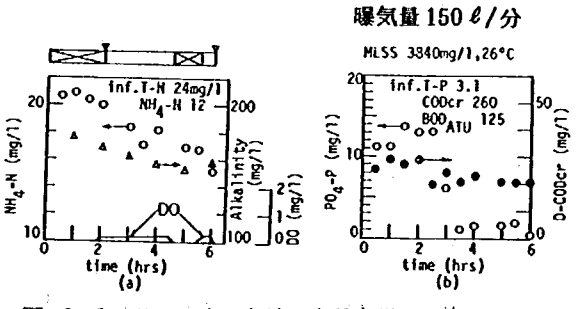


図-2-2　Run-1における水質変化（61年9月2日）

Run-2の結果を図-2-3に示す。この運転条件では典型的な硝化反応が生じている。最終的なリン，COD_{cr}の濃度は，一般的な生物処理法並の値であり，有機物除去は良好と考えられる。

Run-3の結果を図-2-4～図-2-6に示す。Run-3においては，原水流入時間を2時間（Run-3-a）と1時間（Run-3-b）の2種類設定した。さらに，Run-3-bにおいては，曝気量を150 ℓ/分と200 ℓ/分 に

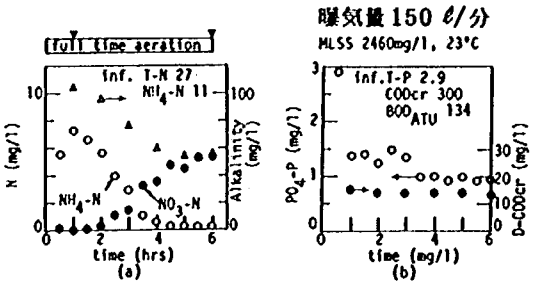


図-2-3 Run-2における水質変化(61年10月2日)

設定して，曝気量と処理特性の関係についても検討を加えた。図-2-4によると好気時に硝化が生じ，嫌気時に脱窒反応によりNO_3-Nが除去されている。但し，流入時間が2時間であるため未硝化のNH_4-Nが好気時に残留し，これは最終曝気の30分で一部硝化されるものの，脱窒されないため処理水のT-Nを高める結果となる。COD_{cr}，PO_4-Pの除去は良好であり，特にPO_4-Pの最終濃度は，0.1 mg/ℓ程度であり，図-2-3に示した全時間曝気に比べ明らかにリン除去能が改善されている。

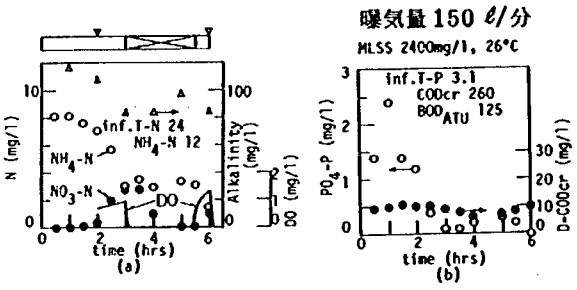


図-2-4 Run-3-aにおける水質変化(61年9月2日)

原水流入時間を1時間に短縮し，曝気量を150 ℓ/分としたRun-3-bの実験結果を図-2-5に示す。この図においても窒素の変化は図-2-4と同様であるが，好気時に硝化が完全になされて，しかも脱窒も完了している。一方，PO_4-PはRun-3-aと同様に好気時に速やかに摂取されているが，嫌気時にNO_3-Nが消失した後にPO_4-Pの放出，それに続く再曝気時にこのPO_4-Pの摂取が生じており，最終的なその濃度は0.2 mg/ℓ程度で良好なリン除去能を示している。

図-2-6に曝気量を200 ℓ/分としたRun-3-bの実験結果を示す。この実験では，曝気量が多いことにもよるが，NH_4-Nが2時間で低濃度になった後，DOが急激に高くなった。このため嫌気時になってもDOが残存し，曝気停止後直ちにはNO_3-Nの減少はみられず，またDO

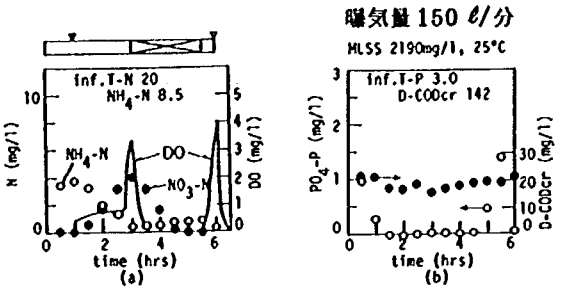


図-2-5 Run-3-bにおける水質変化(61年9月19日)

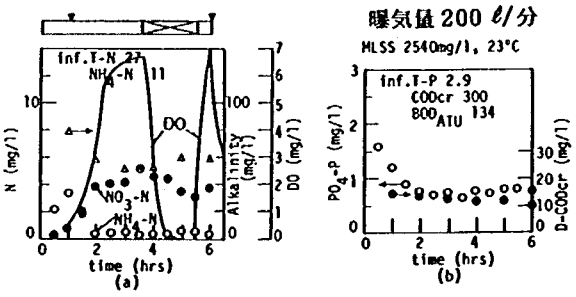


図-2-6 Run-3-bにおける水質変化(61年10月2日)

Oが消失した後の脱窒速度も低下しているようである。このときのCOD_{cr}の除去は良好であるが，PO_4-Pの除去は最終濃度で1 mg/ℓ程度であり，図-2-4，5に示された同じ運転方式の結果に比べてその除去能は悪化しており，Run-2の全時間曝気と同程度になっている。図-2-4，5に示された実験との大きな違いは曝気量であり，同じ好気・嫌気の時間条件であっても，曝気量の違いによりリン除去能に差異が生ずることが示された。

図-2-4～6に示された脱窒は，嫌気時の液相中CODが20 mg/ℓ以下(BODで約5 mg/ℓ以下)でほぼ一定であることから，液相中(溶解性)の有機物を水素供与体とした脱窒反応ではなく，好気時に摂取して活性汚泥内に蓄積された有機物もしくは，流入水中の非溶解性の有機物で加水分解の遅れているものを水素供与体とした脱窒反応と推察される。このことから好気・嫌気運転で脱窒を促進させるには，好気下で過剰な曝気を極力避け，脱窒に必要な有機物を系内に温存させるような曝気制御が有効と思われる。また，このような曝気制御は，リン除去能の改善にも必要なことが，Run-3の結果から認められた。

2.2.2 経日調査結果

Run-1，2，3の全実験期間における流入水，処理水の溶解性COD_{cr}，MLSSの経日変化を図-2-7に示す。

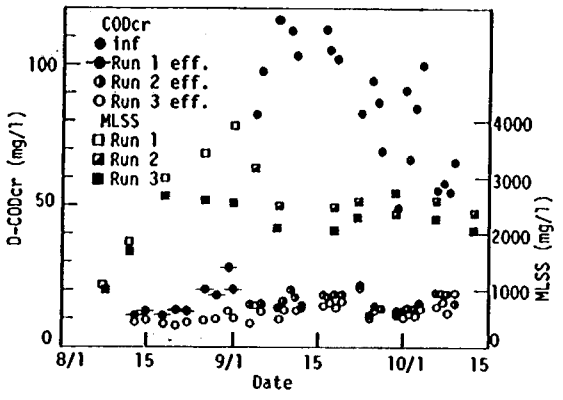


図-2-7 Run-1, 2, 3における$D\text{-}COD_{cr}$, MLSSの経日変化

MLSSはいずれの実験においても2,000～2,500 mg/ℓ程度であった。実験では，余剰汚泥引抜きは行っておらず，反応槽内で増加した汚泥は，排水時に系外へ排出されたことになる。今回の実験では沈殿時間を1時間としたが，これを2時間程度に延長することにより，高いMLSS濃度を確保し，硝化，脱窒の反応速度を高められる可能性がある。COD_{cr}については，流入水で50～120 mg/ℓの範囲で変動しているが，Run-2，3においては安定した処理水濃度を得られている。Run-1については前項でも述べたが，経日的に処理水COD_{cr}が高くなり，良好な処理が行えなくなったことが分かる。また，Run-2，3を比較すると，嫌気工程を設けた方が，全時間曝気よりも若干ではあるが良好な水質を得られることが示された。

次に，Run-1，2における窒素系の経日変化を図-2-8に，Run-3-a，bにおける窒素系の経日変化を図-2-9に示す。Run-1の結果は，COD_{cr}と同様に徐々に悪化している。Run-2では，流入水のT-Nに応じて処理水T-Nも変動しているが，硝化は完全に達成されている。また，曝気量を100～200 ℓ/分まで変化させたが，この範囲においては，曝気量による硝化の律速は認められなかった。図-2-9に示すRun-3においては，原水流入時間を2時間としたRun-3-aでは脱窒は良好であるが，未硝化のNH_4-Nが3～4 mg/ℓ残留している。一方，原水流入時間を1時間にしたRun-3-bでは，硝化，脱窒共に良好なため，処理水D-T-Nも2～3 mg/ℓになっている。しかしながら，この実験においては，曝気量を200 ℓ/分に変更後1週間経過した頃よりNO_3-Nが残留するようになり，曝気量の増加により脱窒反応が悪化したことがうかがえる。この現象

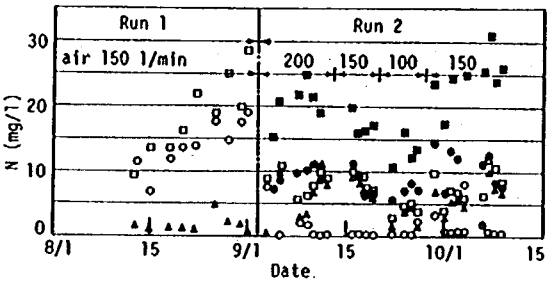


図-2-8 Run-1, 2における窒素系の経日変化
（記号は図-2-9参照）

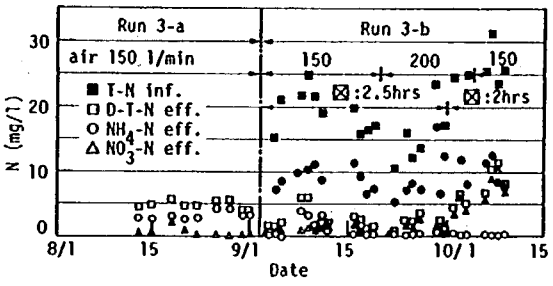


図-2-9 Run-3-a, bにおける窒素系の経日変化

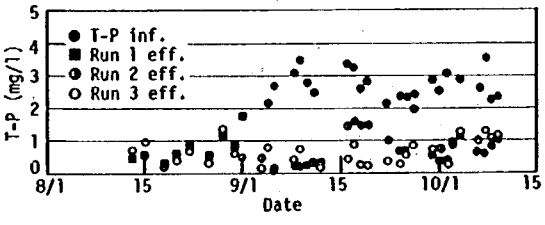


図-2-10 Run-1, 2, 3におけるリンの経日変化

は，図-2-6に示した1サイクル中の水質変化においても認められたことである。

図-2-10には，Run-1～3におけるT-Pの経日変化を示す。Run-1，3は8月7日から，またRun-2は9月3日から実験を開始している。実験開始時には，嫌気好気法（AO法）で運転している実施設の活性汚泥を新たに用いて実験をスタートした。このため実験の初期には，リン除去が良好であった。例えば，同図でRun-2の結果をみると，9月3日に開始し10日までは良好な処理水T-P濃度であったが，その後，リン除去が悪化し，一般的な生物処理で得られる程度のT-Pとなった。また，Run-1の結果も同様であった。一方Run-3-a，bでは，曝気量150 ℓ/分の場合，Run-1，2に比べて明らかにリン除去が良好であり，処理水T-Pとして0.2～0.8 mg/ℓ程度を得ることができた。しかしながら，

曝気量を200 ℓ/分に増加後1週間程で処理水T-Pが1 mg/ℓを上まわるようになった。これは，回分式活性汚泥法の好気・嫌気運転においては，曝気量の制御によりリン除去が可能なことを示している。

2.2.3 脱窒に及ぼす曝気の影響について

Run-3の実験結果によれば，好気・嫌気運転においては，好気時の曝気量により脱窒反応が左右されることが認められた。そこで脱窒反応に及ぼす曝気の影響を確認するための室内実験を行った。実験の概要は次のとおりである。デキストリン，ペプトンを成分とする人工下水で培養した活性汚泥にBODとして150 mg/ℓの人工下水を与え，その後，0～24時間曝気後，撹拌のみとしてNO_3-Nを添加し，脱窒速度，脱窒量を回分実験で求めた。

結果を図-2-11，12に示す。NO_3-N添加前の曝気時間が長くなるに従って，急激に脱窒量，脱窒速度が低下することが認められた。

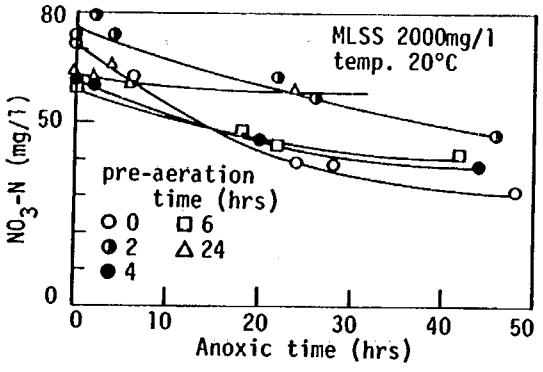


図-2-11 嫌気撹拌下におけるNO_3-Nの経時変化

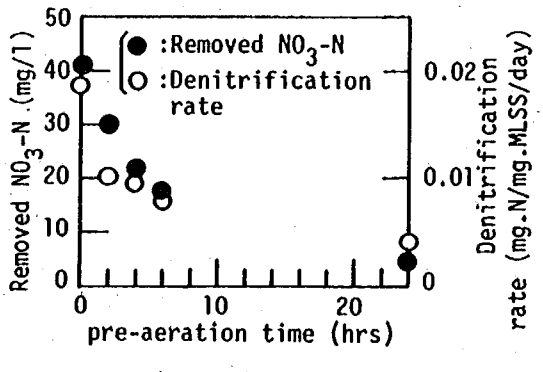


図-2-12 NO_3-N除去量と脱窒速度の前曝気による変化

この結果からも，嫌気工程において水素供与体としての有機炭素源を添加せず，また液相中にもほとんど有機物のない状況が生じる回分式活性汚泥法の好気・嫌気運転では，好気時の曝気量が窒素除去の大きな支配要因になっていることが確認された。

3. 嫌気好気式活性汚泥法（AO法）に関する調査

AO法については前述の戸頭処理場実施設を用いて，年間を通しての窒素，リン，有機物の除去特性およびプロセス内における浄化過程等について調査を行った。

3.1 調査概要

実験を実施した戸頭処理場の処理フローおよび運転条件の概略を図-3-1に示す。反応槽と最終沈殿池は各々独立した2つの系列となっているが，他は各1池ずつである。反応槽は5.6 m^W×10 m^L×3.5 m^Hの槽が各系列につき6槽直列につながっている。1系（AO法系）は流入後の2槽ではエアレーションを行わず，周波数制御により出力を0.5～3.5 kwに変えられる上吹出し型の水中撹拌機による撹拌を行い，残り4槽でエアレーションをするというAO法の運転であり，2系は全槽でエアレーションを行い，AO法の対照系としている。通年の浄化特性の検討にあたっては，流入下水，最初沈殿池流出水，最終沈殿池流出水について週1回24時間のコンポジットサンプルを行い，分析した。また，プロセス内における浄化過程の検討では，24時間にわたって2時間毎に試料採水を行い分析した。

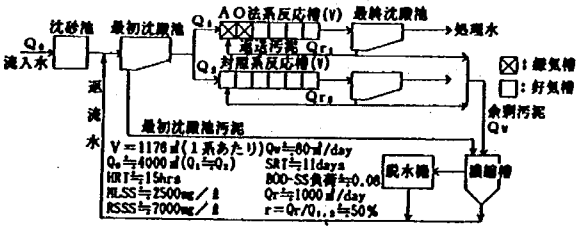


図-3-1 戸頭処理場の処理フローと運転条件

3.2 調査結果と考察

3.2.1 通年調査結果

有機物の指標として溶解性COD_{cr}を分析した結果を図-3-2に示す。処理水濃度は，若干ではあるが対照系の方がAO法系より低い値になっている。また，両系共に夏期では処理水濃度10 mg/ℓ程度であるが，冬場の低水温期には20～30 mg/ℓまで上昇している。以上の結果から，有機物除去においては水温の影響を若干受けるものの，AO法が標準法に対して劣るものではないと

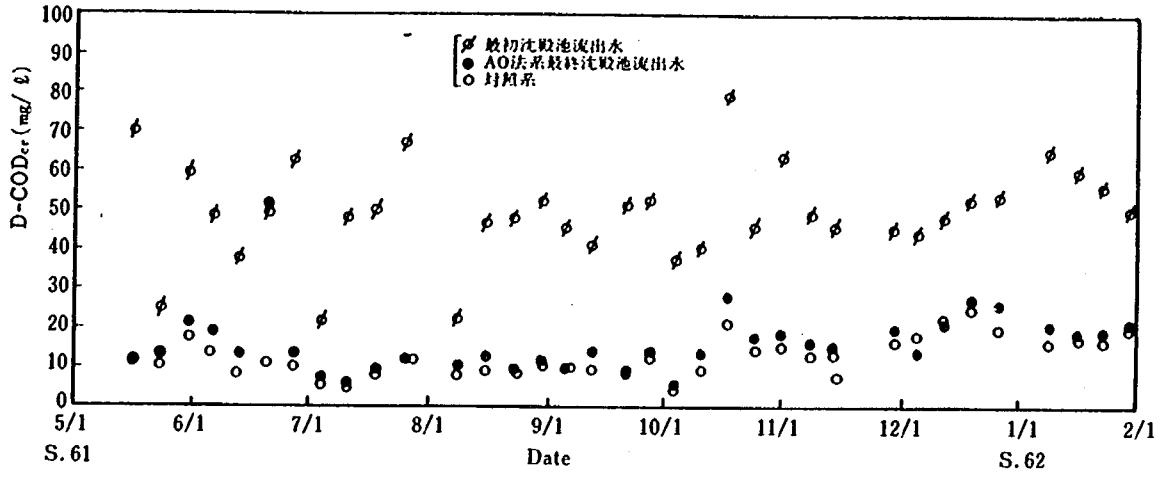


図-3-2　D-COD_{cr}の経日変化

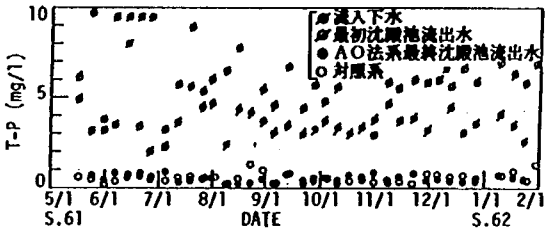


図-3-3　T-Pの経日変化

考えられる。

次に，T-Pの結果を図-3-3に示す。同図によると最初沈殿池流出水の方が流入下水より高濃度になっている。これは図-3-1に示した処理フローから分かるように，濃縮槽と脱水機からの返流があるためである。この結果，反応槽へ流入する最初沈殿池流出水のT-P濃度は5～6 mg/ℓであるが，処理水ではAO法系，対照系共0.5mg/ℓ程度となっており，リン除去は良好に行われている。対照系においてもリン除去が良好なことは，前年度の調査結果でも示されている。その理由の一つとしては，AO法系列のリン摂取能力の高い活性汚泥が濃縮槽経由で最初沈殿池へ返流され，ここで沈降しなかった部分が対照系へ流入したことが考えられる。

AO法系，対照系それぞれの窒素の経日変化を図-3-4，5に示す。流入水NH_4-Nは高水温期に15 mg/ℓ，低水温期に20～25 mg/ℓ程度で変化しており，処理水のT-Nも同様な濃度の季節変動が認められる。両系列で異なる点はAO法系の高水温期の処理水T-Nが5～10 mg/ℓに対して，対照系で10～15 mg/ℓとなって

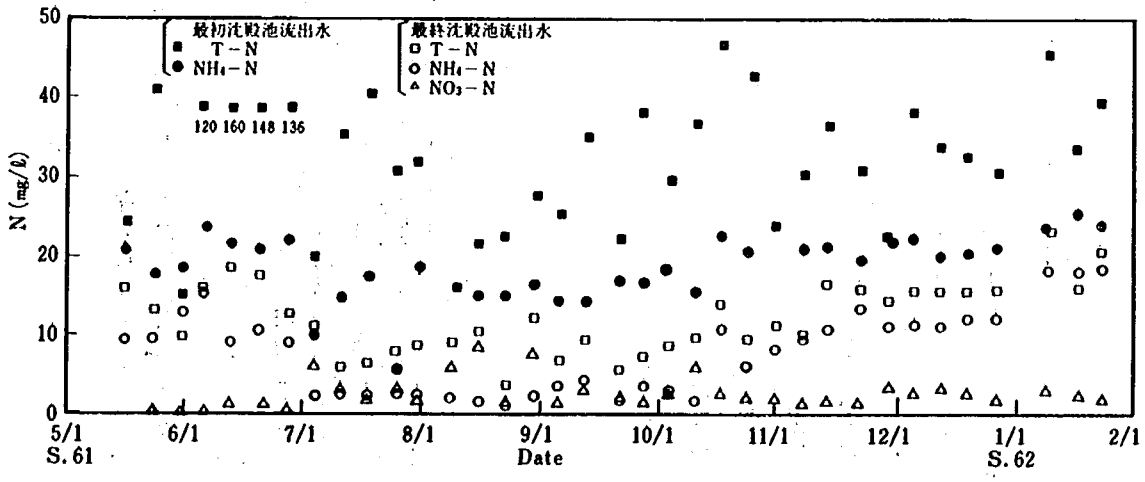


図-3-4　AO法系における窒素の経日変化

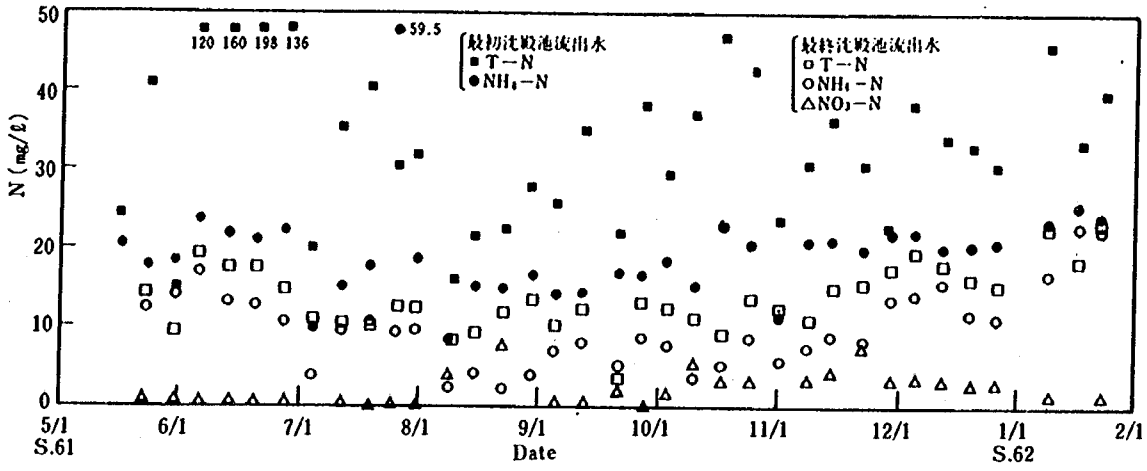


図-3-5　対照系における窒素の経日変化

いることである。また，NH_4-Nも高水温期においてはAO法系で2～3 mg/ℓに対して，対照系で5~10 mg/ℓとなっている。以上の事実から，AO法系では高水温期に若干の硝化脱窒反応が生じていたことが考えられる。

3.2.2　プロセス内における浄化過程

図-3-6に，反応槽とその前後における溶解性T-Pと，反応槽内混合液のDOの変化を示す。AO法系においては，嫌気第1，第2槽でリンの吐き出しがあり，続く好気槽で急激にリン摂取が行われており典型的なAO法のリンの挙動を示している。一方，対照系ではリン吐き出しはないものの，リンは徐々に低下し最終的にはAO法系にほぼ等しいリン濃度となっている。

リンと同様に窒素系，BOD，アルカリ度の変化を図-3-7，8に示す。第3槽と第6槽のNH_4-N濃度を用

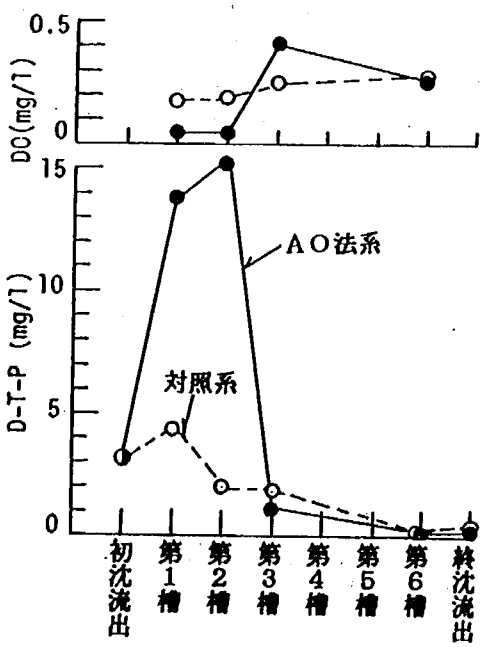


図-3-6　プロセス内におけるリンとDOの変化

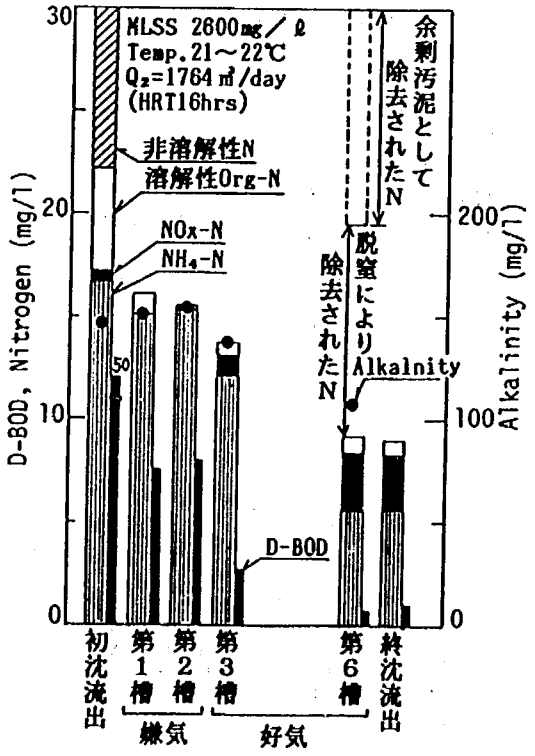


図-3-7　プロセス内における水質変化（AO法系）

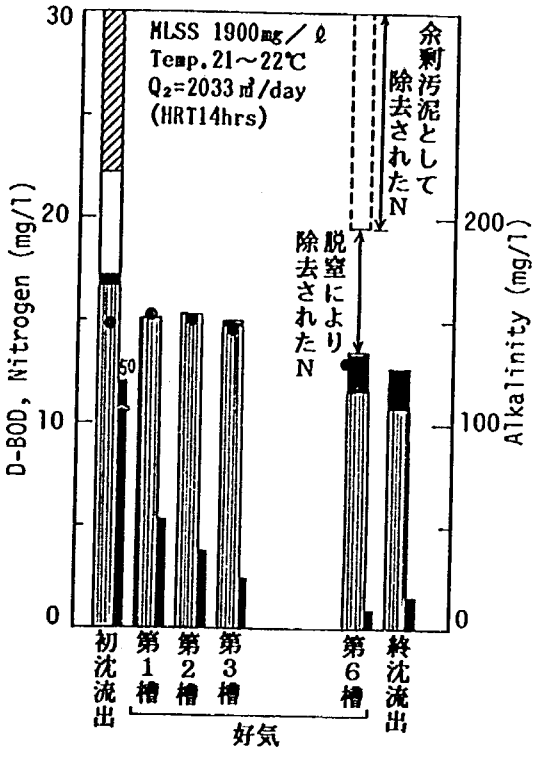


図-3-8　プロセス内における水質変化（対照系）

いて硝化速度を求めるとAO法系0.31（mg・N/g・MLSS・hr），対照系0.25（同）であり，AO法系の方が高い値を示した。これは図-3-6に示しているDO濃度の影響と考えられる。また，硝化速度が異なる結果，AO法系と対照系では脱窒量にも2倍程の差が生じている。以上の結果は，AO法系においては，好気槽のDO濃度を制御することによって，好気槽でリン摂取と同時に硝化，脱窒を行わせうることを示唆している。

次に，汚泥処理系をも含めたリン収支の結果を図-3-9に示す。汚泥処理系からの返流による負荷が，流入水による負荷と同程度であった。返流水負荷を削減するこ

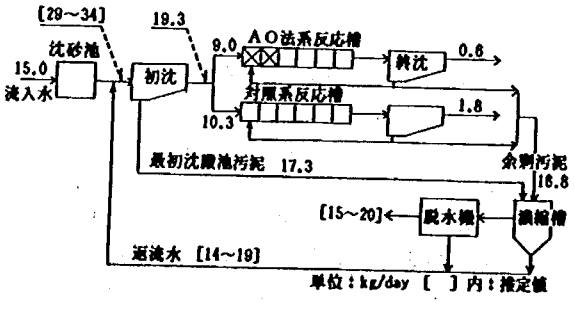


図-3-9　戸頭処理場におけるリン収支

とにより，生物反応槽へのリン負荷を軽減できれば，処理水のT-P濃度は更に改善されると考えられる。

4. 移床式上向流連続沪過に関する調査

最終沈殿池から放流される生物処理水には，5～20 mg/ℓ程度の浮遊物（SS）が含まれる。これを除去することにより，BODをはじめ窒素，リンの放流水域への負荷をさらに削減することができる。集落下水処理においても地域によってはこのような要請が考えられる。

そこで本年度よりAO法の処理水を原水として，SSを除去することによる水質改善の効果について調査を実施した。砂沪過器としては，間欠的に逆洗を行う必要がなく，連続的に沪材の洗浄が行われるタイプの移床式上向流連続沪過器を対象として実験を行うこととし，本年度は，この移床式沪過器の基本特性について検討を加えた。

4.1　実験概要

沪過器の構造，諸元を図-4-1に示す。原水は原水流入管より本体の下部へ導入され，ディストリビュータによって砂層の水平面に均一に分散される。分散した原水は砂層を上向流で通過する。この間に原水中のSSは砂層に捕足され，砂層を出たときには沪過水となる。この沪過水の一部は洗浄器中を上昇し，エアリフト効果によって本体最下部から洗浄器へ運ばれたSSを含む砂粒塊

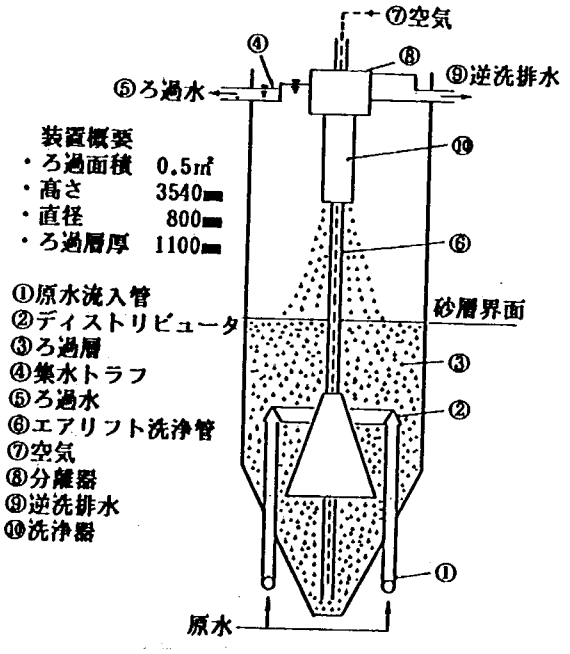


図-4-1　沪過器フロー

と向流接触する。この洗浄器内で砂は洗浄され，砂層上へ堆積する。一方，ＳＳを含んだ水は逆洗排水として引き抜かれる。

本年度の実験では，前述のＡＯ法の最終沈殿池から流出する生物処理水に含まれるＳＳを除去するのに最適な砂粒径と戸過速度について検討を加えた。実験条件を表-4-1に示す。粒径の異なる砂3種，LVは10～30までの4段階とした。なお，最終沈殿池流出水のＳＳは通常10 mg/ℓ以下であったので，原水ＳＳ濃度を高める必要があるときは戸頭処理場実施設の曝気槽内活性汚泥を原水タンクに添加して所定の原水ＳＳ濃度とした。

4.2　実験結果と考察

使用した砂粒径別の実験結果を図-4-2に示す。砂粒径0.8～1.2 mmにおいてはLV 20 m/hrの場合は流入ＳＳ 10 mg/ℓ程度，LV 10 m/hrの場合は流入SS 30 mg/ℓ程度から戸過水SS濃度の上昇がみられる。砂粒径1～2 mmにおいてはLV 15 m/hrの場合，流入SS 80 mg/ℓ以上で戸過水ＳＳ濃度が上昇している。砂粒径2～3 mmにおいては，LVに関係なく原水SSと戸過水ＳＳの関係が全濃度域にわたって両対数紙上で直線を成しており，ほとんど戸過の効果が現われていない。

粒径0.8～1.2 mmと1～2 mmを比較すると，後者の方がLVが15 m/hrと大きいにもかかわらず，前者のLV10 m/hrの場合よりも良好な戸過効果を示している。この結果は，本戸過器のＳＳ捕捉が砂粒子間の間隙を利用して行われるため，この間隙が過度に小さいとＳＳを捕捉できないことを示していると考えられる。一方，砂粒径2～3 mmの場合は，砂粒子間の間隙が大き過ぎるためにＳＳを捕捉できなかったと考えられる。

以上の実験結果から，本戸過器においては適切な砂粒径と戸過速度を設定することにより，生物処理プロセスの最終沈殿池から流出すると考えられる濃度範囲の浮遊物の除去に十分な効果が得られるものと推察された。

表-4-1　実　験　条　件

操作項目	粒子径(mm)	LV (m/h)	空気圧力 (kg/cm²)	操作範囲				原水ＳＳ
戸過速度 LV (m/h)	0.8～1.2	操作範囲欄	3	10	15	20	－	生物処理水のまま
	1.0～2.0			10	15	20	30	
	2.0～3.0			－	15	20	30	
原水ＳＳ濃度	0.8～1.2	10	3	各粒径毎に原水ＳＳ濃度を20,30,70 (mg/ℓ) で一定として通水				操作範囲欄
	1.0～2.0	15						
	2.0～3.0	30						
原水ＳＳ濃度の日間変動	0.8～1.2	10	3	各粒径毎に原水ＳＳ濃度を日間で $20 \rightarrow \frac{50}{100} \rightarrow 20$ (mg/ℓ) に変動させて通水				操作範囲欄
	1.0～2.0	15						
	2.0～3.0	30						

粒子径　0.8～1.2：有効径　0.87 mm，均等係数　1.29
〃　1.0～2.0：〃　1.05 mm，〃　1.18
〃　2.0～3.0：〃　2.15 mm，〃　1.16

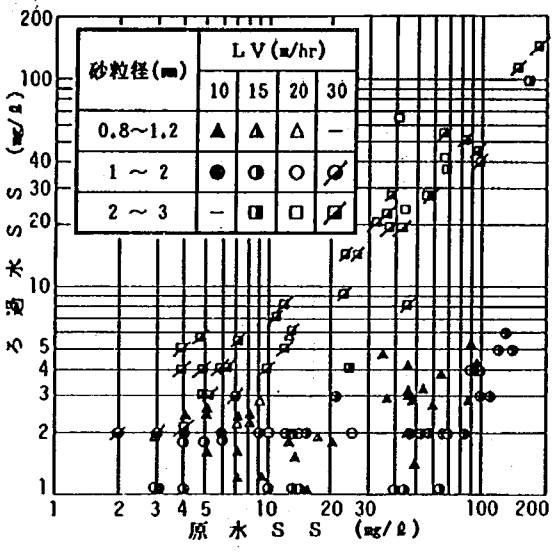


図-4-2　原水SSとろ過水SSの関係

5.　バイオシェルフによる排水処理実験

バイオシェルフは，排水をレイノルズ数の小さな薄層流で水路を流下させ，水路床に形成した生物膜により排水中の基質除去を行う処理法で，流下排水に対する高い再曝気効果及び生物膜に対する低い剪断力の達成が期待される。このような特性を持つバイオシェルフ処理

法は，前段で浮遊性有機物を効率良く除去してやれば，エネルギー消費の少ない処理法としての実現の可能性がある。

本年度は，勾配，比流量を変化させた人工下水による室内実験を行うとともに，実下水を使った処理実験を行ったので報告する。

5.1　実験目的

前年度までの実験において，基質除去速度の大きさや付着生物量の蓄積傾向についての知見が得られたが，本年度はバイオシェルフの操作因子である水路勾配及び比流量を変化させ，それぞれの操作因子が処理にどのような影響を与えるかを調べるとともに，実際に下水を処理したときに下水の性状が処理に与える影響について調べることとする。

5.2　人工下水を用いた室内実験

5.2.1　実験方法

1）実験装置

実験装置の概要を図-5-1に示す。水路は5本あり，各水路とも幅4cm，長さ4mのアクリル樹脂製である。水路勾配は0%から3.5%まで無段階に設定できる。人工下水は，有機系と無機系に分けた濃厚人工下水を水道水で希釈して水路に供給した。

2）運転条件

実験は20℃の恒温室において行った。水道水水温の季節変化を抑えるとともに溶存酸素濃度を20℃での飽和値に維持するため，水道水は室内貯留槽において予め曝気したものを用いた。

人工下水組成を表-5-1に示す。有機基質としては酢酸イオンを用いた。

水路勾配，供給下水量の条件を表-5-2に示す。各勾配における実験は，基質除去量と生物膜厚が定常とみなせる状態まで継続し，それぞれ約2ケ月間の実験期間であった。

表-5-1　人工下水組成

	設定濃度 (mg/ℓ)	設定濃度 (mg/ℓ)	備　考
CH_3COONa	40	11.7as C	
K_2HPO_4	21.75		人工下水
KH_2PO_4	8.5	9.7as P	I
$Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$	44.6		
NH_4Cl	10.2	2.7as N	
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	22.5		人工下水
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0.25		II
$CaCl_2$	27.5		

表-5-2　水路勾配及び流量

水　路　勾　配	0.005	0.01	0.035	
流量 (mℓ/min)	60	120	240	360 480
(比流量 (mℓ/s•cm))	(0.25)	(0.5)	(1.0)	(1.5) (2.0)

運転管理は，濃厚人工下水の調製，希釈率の確認，人工下水供給量の設定について行った。

3）植　種

実験を始めるに当たって水路への植種を活性汚泥上澄み液を用いて行った。植種液量及びその供給速度は，各水路床が等濃度の上澄み液に等時間接触するように設定した。

4）測定・分析

処理実験中における測定項目・測定位置と頻度を表-5-3に示す。測定の頻度は標準的なものであり，いくらかの変更はある。水深，生物膜厚，DO，D-TOC，酢酸濃度については水路の流下方向数地点において測定を

表-5-3　測定項目・測定位置と頻度
（表中数字は頻度（回/週））

測定項目 ＼ 測定位置	IN	OUT	流下方向数地点
流量	1	1	
水深，生物膜厚			2
水温	1	1	
水質　pH	1	1	
SS		1	
DO	2	2	0.5
D-TOC	2	2	0.5
CH_3COONa	2	2	0.5
NH_4^+-N	1	1	
NO_2-N	1	1	
NO_3-N	1	1	

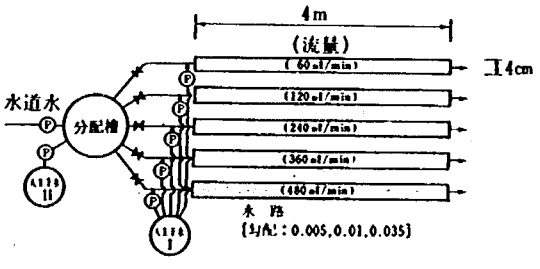


図-5-1　バイオシェルフ室内実験装置図

行っており，その位置を図-5-2に示す。

処理及び生物膜の状態が平衡になった時点において，流れのトレーサー試験，再曝気試験，生物膜の呼吸速度・基質除去速度試験（勾配：0.035のみ）を行った。トレーサー試験は，ウラニン（5,000 mg/ℓ）をマイクロピペットで0.05 mℓ基質流入口に投入し，水路流出部で適度の時間間隔で試料を採水して吸光度を測定した。再曝気試験は，水路に窒素ガスにより脱気した水道水を流下させ，注射器により流下方向の採水を行い，ウィンクラー法アジ化ナトリウム変法により溶存酸素濃度を測

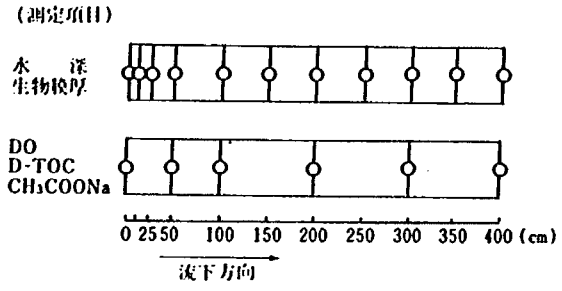
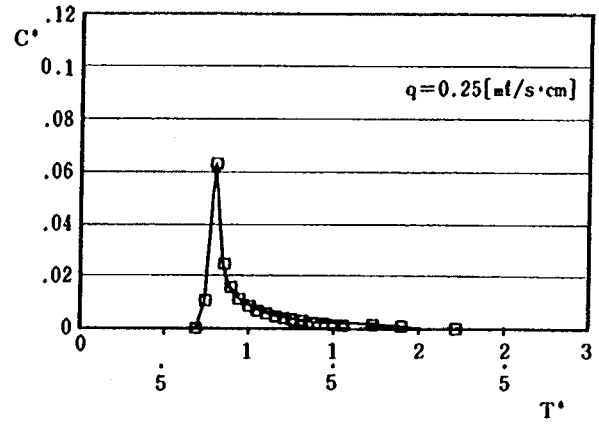
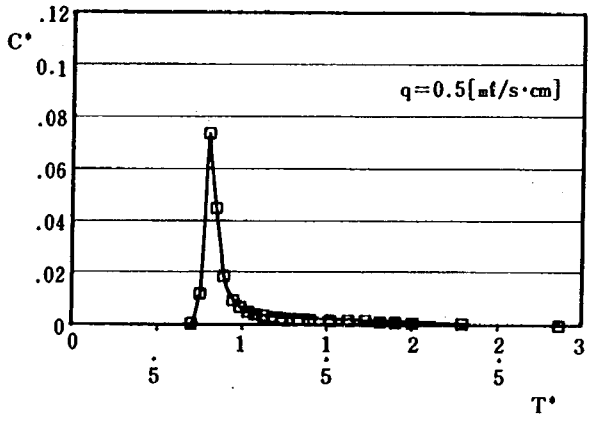
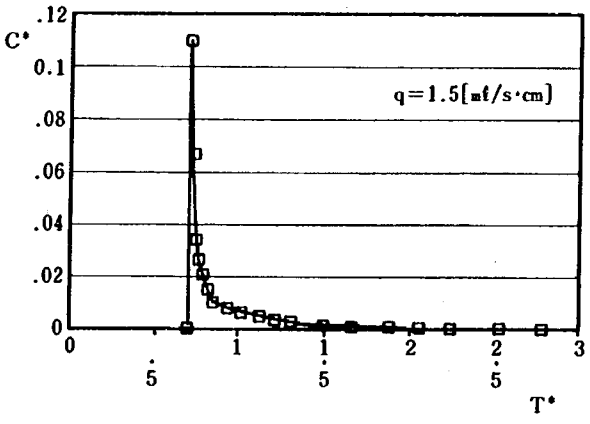
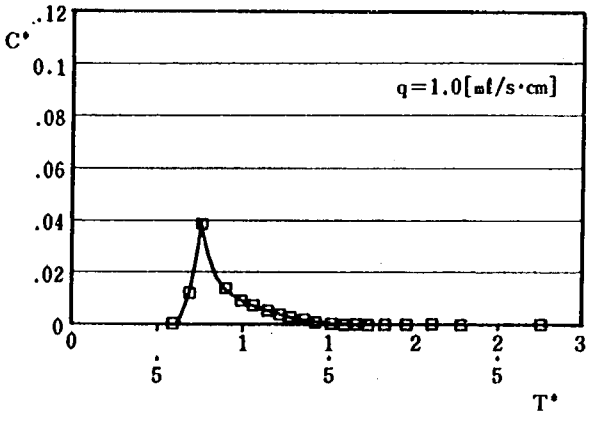


図-5-2　流下方向測定の測定位置









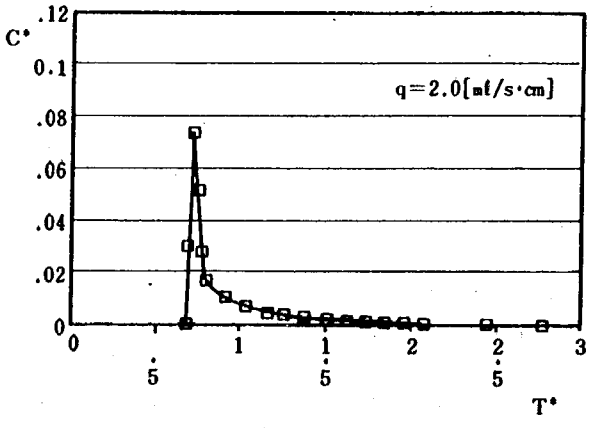


図-5-3　勾配0.005の滑面水路における滞留時間分布曲線

定した。生物膜の呼吸速度は，剥離させた生物膜を100 mℓのDOびんに蒸留水とともに入れ，マグネチックスターラーで撹拌しながらDOメーターでDOの経時変化を測定することにより求めた。また，生物膜の基質除去速度は水路実験と同じ人工下水を用い，バッチ実験で酢酸イオン濃度の経時変化を測定して求めた。

5.2.2　実験結果及び考察

1）流れ特性

勾配が0.005のとき，水路床が滑面の場合における流れ特性をトレーサー試験により求め，以下のような無次

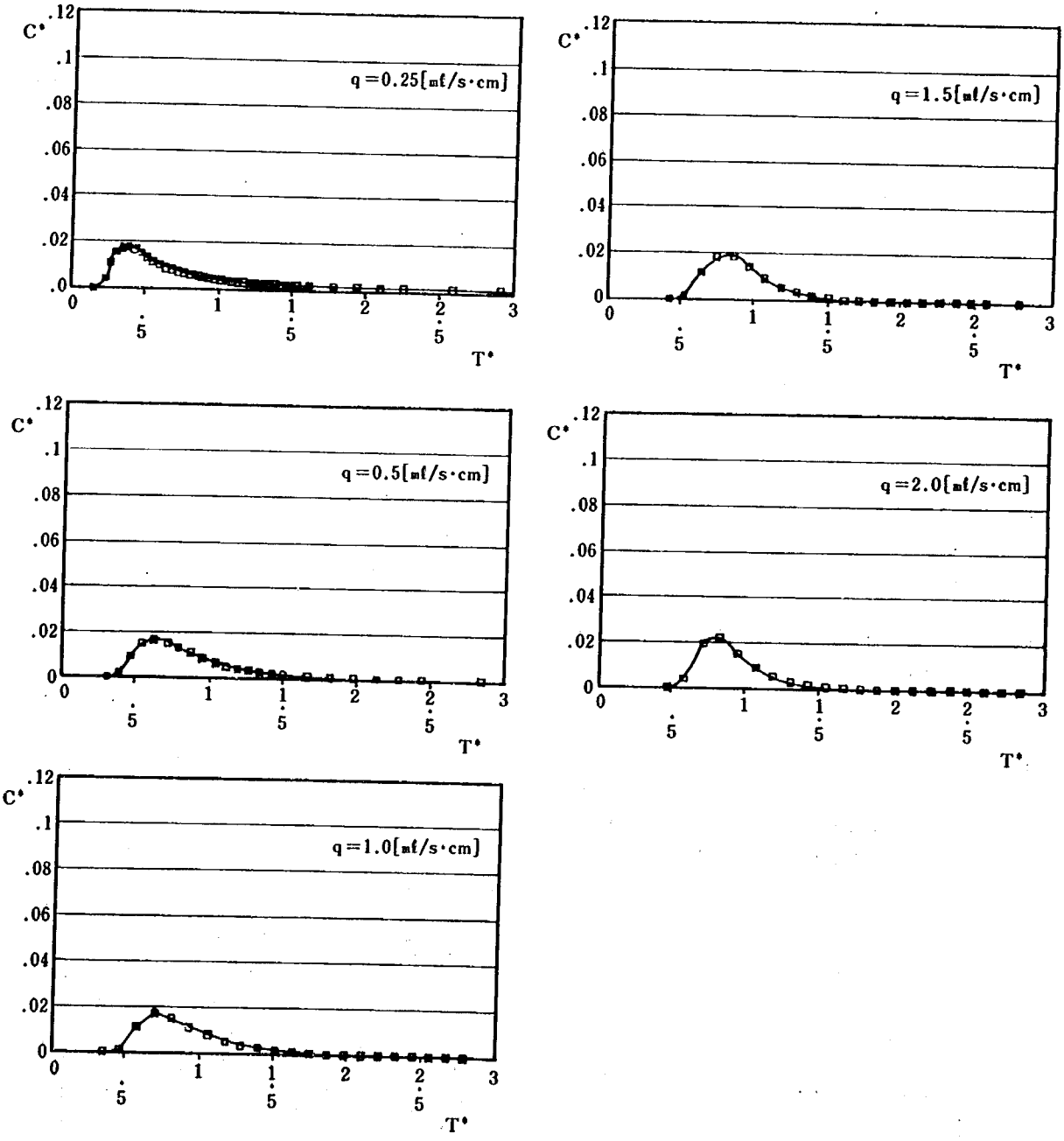


図-5-4　勾配0.035の生物膜付着水路における滞留時間分布曲線

元化を行った。$\bar{\tau}$は平均滞留時間である。

$$T^* = T/\bar{\tau} \quad (\bar{\tau} = \int_0^\infty C \cdot Tdt / \int_0^\infty Cdt) \qquad (5.1)$$

$$C^* = C/(\int_0^\infty Cdt/\bar{\tau}) \qquad (5.2)$$

無次元化した流れの滞留時間分布曲線を図-5-3に示す。

一方，平均的流下時間が3分以下と比較的短いことから分子拡散効果が無視できるとして，平板層流の流速分布を力の釣合いから求めると次式を得る。

$$v = \frac{gI}{2\nu} \cdot h(2H-h) \qquad (5.3)$$

g：重力加速度
ν：水の動粘性係数
h：水路床からの高さ
I：水路床勾配
H：水深

(5.3)式より$\bar{v}$（平均流速），v_p（ピーク流速）を求め，これより$\bar{\tau}$（平均滞留時間）及びτ_p（ピーク滞留時間）を求めるとその関係は次式のようになる。

$$\tau_p = \frac{2}{3}\bar{\tau} \qquad (5.4)$$

図-5-3についてピークの滞留時間を見ると，ほぼ平均滞留時間の2/3となっていることがわかり，流れは(5.3)式で表わすことができると考えられる。

また，図-5-3の無次元化された滞留時間分布がほぼ同一であることから，水路床が滑面で同一の場合には各比流量間で流れに相似が成立していることがわかる。

次に，生物膜付着時においてトレーサー試験を行った結果を，(5.1)及び(5.2)式により無次元化を行い，図-5-4（I＝0.035）に示す。ピーク滞留時間の平均滞留時間に対する割合は，比流量（q）の小さいものほど小さくなる傾向を示しており，また，図-5-3と比べるとピークがつぶれてなだらかな曲線となっていることがわかる。これは，底面に粗度の大きな生物膜が付着しており，かつその生物膜の状態が各比流量において異なっていることによるものと考えられる。生物膜付着状態の傾向としては，比流量の小さいものにおいて流れがテーリングしていることから生物膜内を流れる水の割合が多いような生物膜状態となっているのに対し，高比流量側では流れのピークが0.5$\bar{\tau}$と$\bar{\tau}$の間に来ていることから生物膜の上側を水が流れていくような状態になっているものと推察できる。

各実験ケースの平均滞留時間及び平均流速を表-5-4に示す。表-5-4の平均流速の値を用いてf'（$=2gIR/\bar{v}^2$）を求めた。径深Rは次式のように仮定し，勾配Iは水路床勾配とした。

$$R = q \cdot \bar{\tau}/L \quad (L：水路長) \qquad (5.5)$$

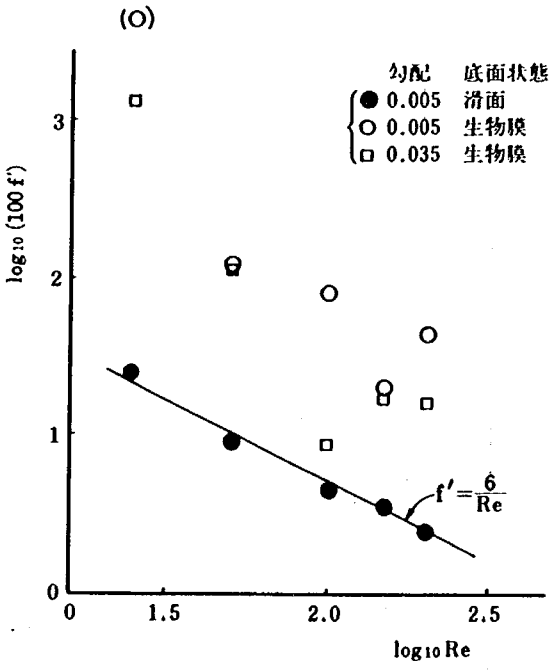


図-5-5　Reとf'の関係

表-5-4　各実験ケースの平均滞留時間（$\bar{\tau}$）及び平均流速（$\bar{v}$）

I	底面状態	$\bar{\tau}$ (s) $\bar{v}$ (cm/s)	比流量 (mℓ/s・cm)				
			0.25	0.5	1.0	1.5	2.0
0.005	滑面	$\bar{\tau}$	190	105	66	54	43
		$\bar{v}$	2.1	3.8	6.1	7.5	9.2
0.005	生物膜	$\bar{\tau}$	(1,054)	254	173	97	112
		$\bar{v}$	(0.38)	1.6	2.3	4.2	3.6
0.035	生物膜	$\bar{\tau}$	372	128	43	47	42
		$\bar{v}$	1.1	3.1	9.3	8.6	9.4

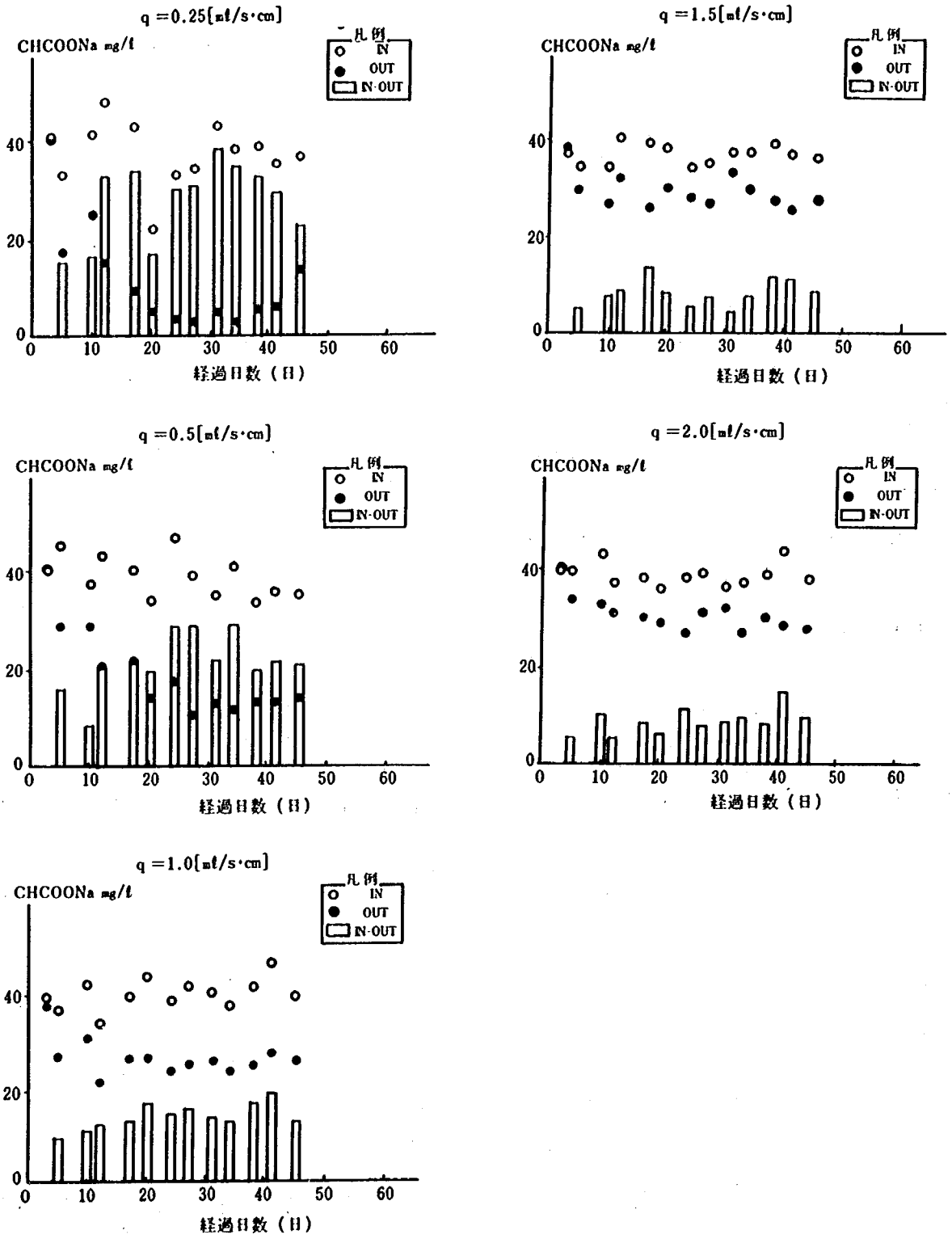


図-5-6　勾配0.035における酢酸ナトリウム処理性の経日変化

Reとf′の関係を図-5-5に示す。底面が滑面の流れにおいてはf′≒6.0/Reとなっており，他の実験式[1]と同一の結果が得られた。底面に生物膜が付着した流れにおいては，滑面よりも抵抗係数が大きくなっており，勾配の小さいものの方が抵抗係数が大きい。これは生物膜の存在による底面粗度の上昇及び潤辺長の増加，そして勾配が0.005の流れにおいて顕著であるが生物膜のブロッキングによる動水勾配の減少によるものと考えられ，勾配の小さい方が生物膜による流れの阻止力が大きいと見なせる。

2）処理性・生物膜状態の遷移

処理を開始してから処理性，生物膜状態がどう遷移したかを示す。まず図-5-6に酢酸ナトリウムで見た処理性の経日変化をI：0.035について示す。処理性は処理開始後20日ぐらいで平衡に達しているのがわかる。次に図-5-7に水深の経日変化をI：0.035，q：1.5 mℓ/s・cmについて示すが，処理が平衡に達した後も水面高さは増加しており，生物膜は処理平衡後もしばらく増殖を続けていることがわかる。流出ＳＳの変化を図-5-8に示す。I：0.005においては時間とともにＳＳの減少が見られ，また，全ケースで平衡時にはＳＳの値が2～4 mg/ℓとなっている。ＤＯについては処理が平衡に達した後には流下方向の変化に経日的変化はあまり見られない。

3）平衡時における処理特性及び生物膜特性

処理及び生物膜の状態が平衡に達したときの特性について述べる。まず図-5-9に，平衡時における水路流下方向の水質，水深，生物膜厚変化の一例を示す。基質濃度は流下とともに生物膜代謝により減少するが，ＤＯは再曝気効果のためそれほど減少しない。

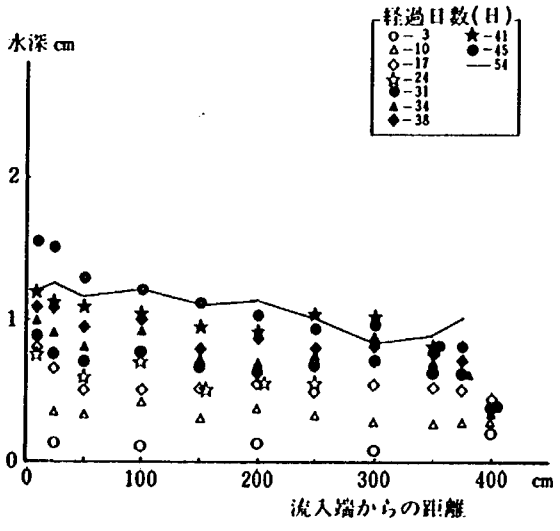


図-5-7　水深の経日変化

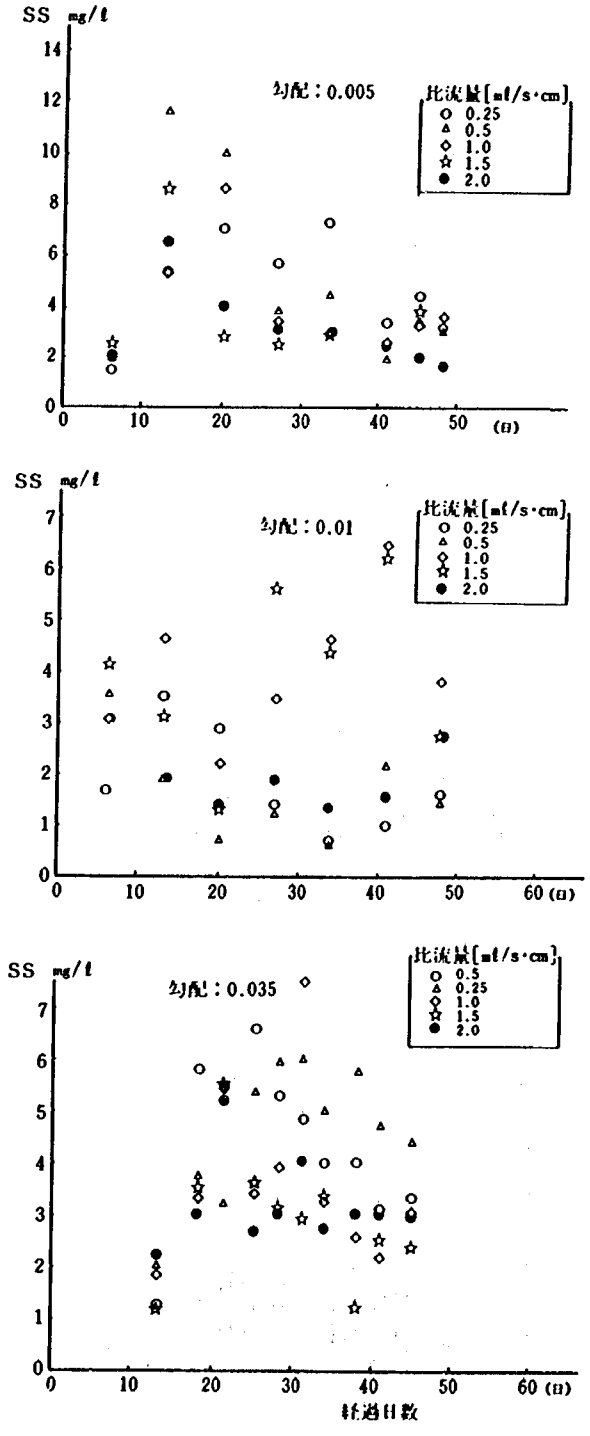


図-5-8　流出SSの経日変化

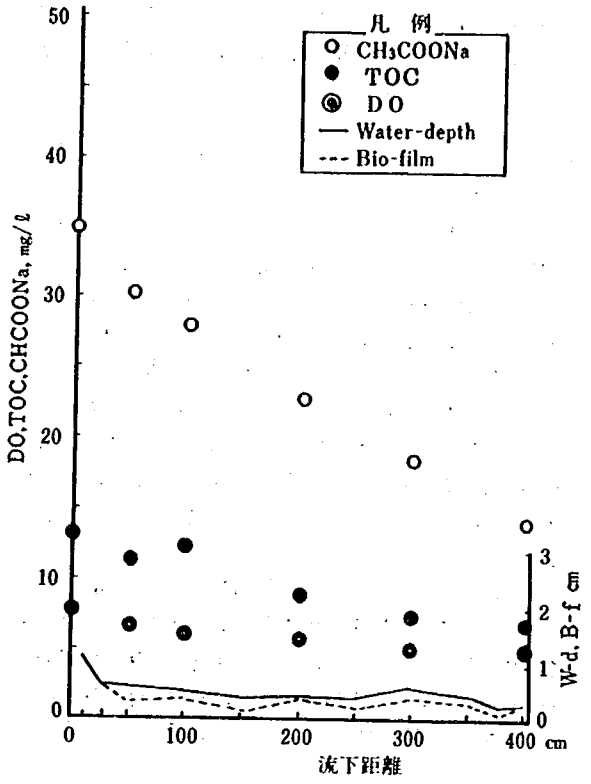


図-5-9　流下方向の水質，水深，生物膜厚変化
（I：0.035，q：0.5〔mℓ/s・cm〕）

基質の除去に関し，除去率，濃度の減少速度，除去速度を求め，比流量に対してプロットした。これを，図-5-10，図-5-11，図-5-12に示す。図-5-10において基質除去率は比流量の増加とともに小さくなるが，各勾配間での差異はほとんど見られず，比流量が同じであれば勾配が変化しても同じような処理水質が得られることを示している。また，基質濃度減少を水路内平均滞留時間で割って得られる基質濃度減少速度は，図-5-11のように勾配の大きいもの及び比流量の高いもので大きくなる傾向が見られ，流速が大きくて滞留時間が短い場合でも効率的に基質を除去する活性がこの範囲で高いことを示している。図-5-12より，単位時間当りに水路が基質を除去する量（基質除去速度）は比流量の増大とともに増加し，各勾配でほぼ同様の傾向であることがわかる。比流量の大きいものほど基質の除去性が良くなっているが，これは比流量の高いものほど，水路全体にわたって流水中基質濃度が高くなっているためであると考えられる。

ある流量を水路幅を変えて異なった比流量で処理する

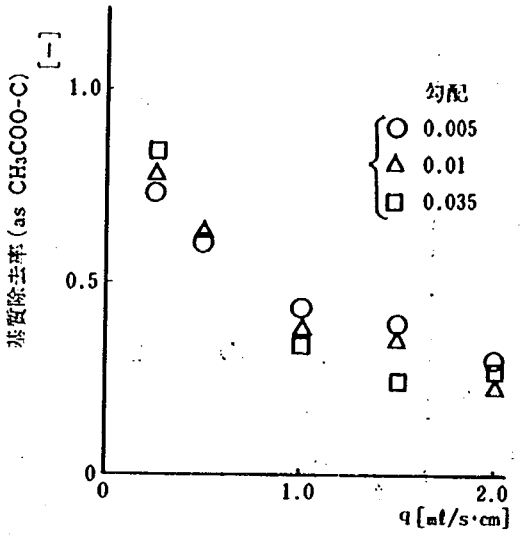


図-5-10　比流量（q）に対する基質除去率

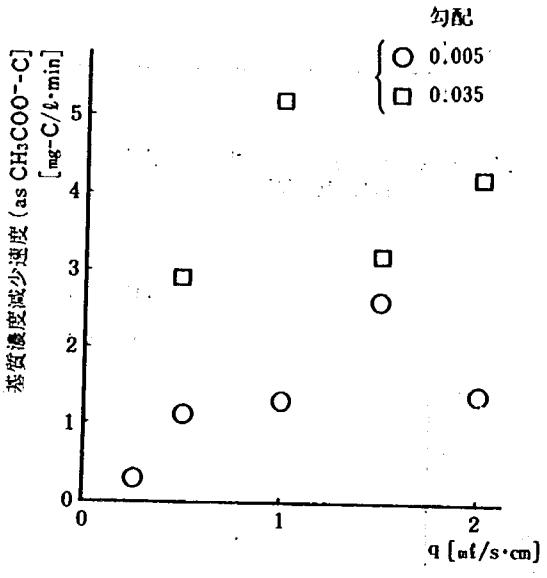


図-5-11　比流量（q）に対する基質濃度減少速度

場合，基質除去速度は流入流出の基質濃度差ΔCに流量をかけたものとなる。単純化のために流量を単位流量とすると基質除去速度はΔCで表され，これは基質除去率$\Delta C/C_0$（C_0は流入基質濃度で一定）と同じ挙動をとることがわかる。よって水路幅に制限が無いような場合には，図-5-10中のプロット分布より水路幅を広くして比流量を小さくしてやると基質除去速度が増加することがわかる。

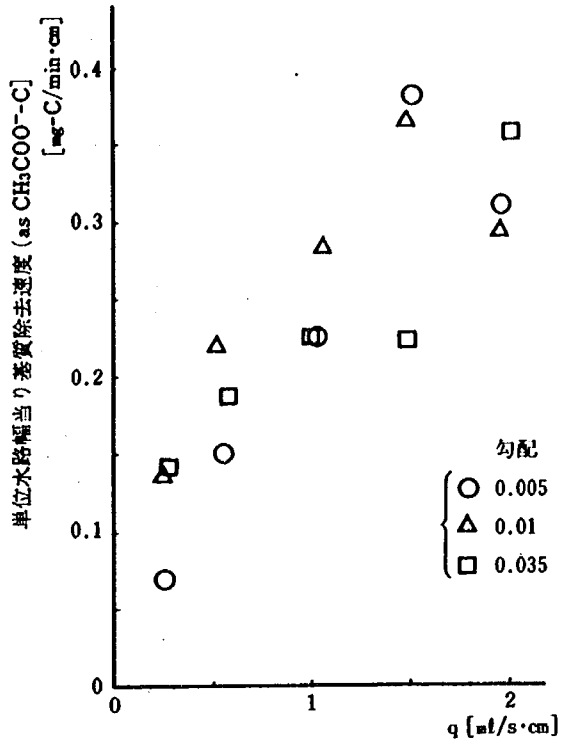


図-5-12　比流量（q）に対する単位水路幅当り基質消費速度

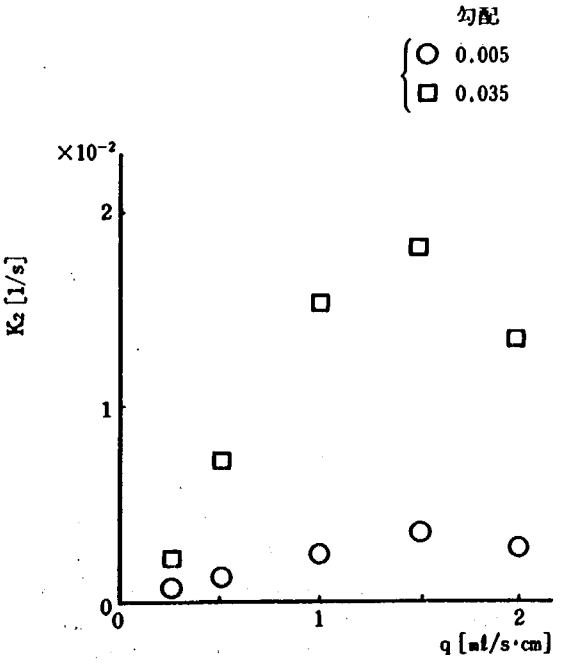


図-5-13　比流量（q）に対する再曝気係数（K_2）

生物膜付着時の再曝気係数及び再曝気速度を図-5-13及び図-5-14に示す。再曝気係数は，I：0.035の高比流量側で流れが乱流への遷移領域になっていることもあって大きい値となっている。再曝気速度は高比流量側で大きく，また，I：0.035において他の勾配より大きい値をとっている。

基質消費速度と再曝気速度を比較すると，図-5-12及び図-5-14より，酸素供給速度の方が反応量論上小さい値となっていることがわかる。流入水のDOが低い場合には，酸素供給が反応の律速になることが予想される。

生物膜の付着状態を図-5-15に示す。生物量は流下方向へ向けて減少しているが，これは各生物膜地点における基質濃度の大きさに対応しているものと思われる。また，生物量と生物膜厚の関係から，勾配の低い方で生物膜密度は粗であり，勾配の高い方で密になっていることがわかる。

I：0.035において，流入端と流出端から採取した生物膜について分散状態で基質除去速度及び内生呼吸速度を求めた結果を表-5-5に示す。基質除去速度は平衡時の基質濃度の大きさと傾向が似ているが，呼吸速度については特徴的傾向は見られなかった。

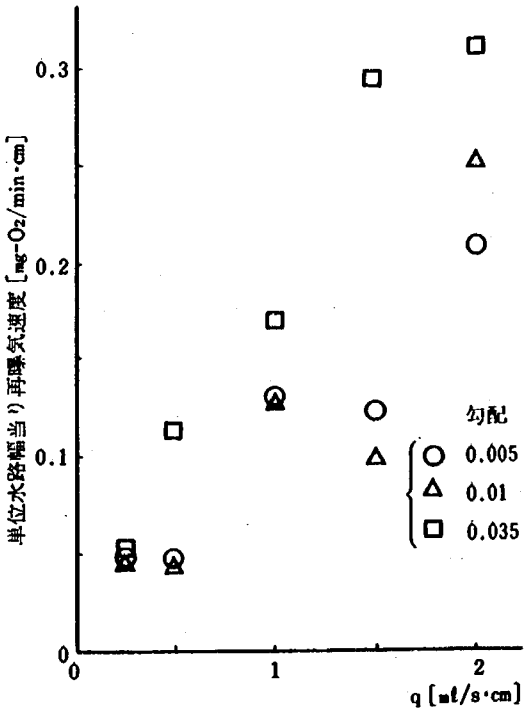


図-5-14　比流量（q）に対する単位水路幅当り再曝気速度

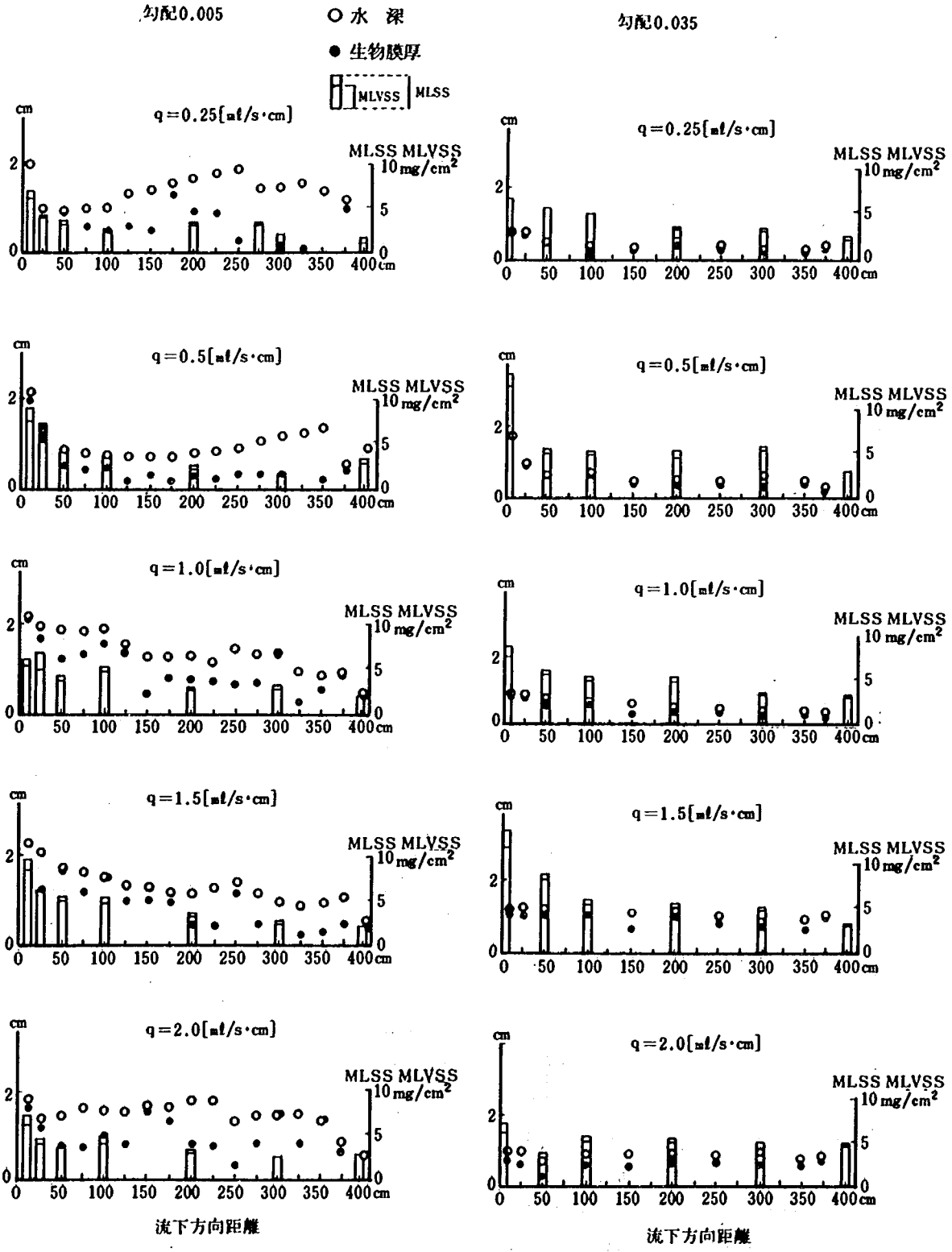


図-5-15 生物膜状態の流下方向変化（水深，生物膜厚，生物量）

表-5-5　付着生物膜の分散状態での基質除去速度，内生呼吸速度
（勾配：0.035）

		比流量（mℓ/s・cm）				
		0.25	0.5	1.0	1.5	2.0
基質除去速度	流入端	0.55	5.54	4.21	5.70	6.41
(10^{-3}mg-CH_3COONa/mg-MLVSS・min)	流出端	1.91	2.85	3.36	5.70	6.52
内生呼吸速度	流入端	3.11	2.15	1.00	2.01	2.75
(10^{-3}mg-O_2/mg-MLVSS・min)	流出端	2.41	2.34	1.84	3.10	3.11

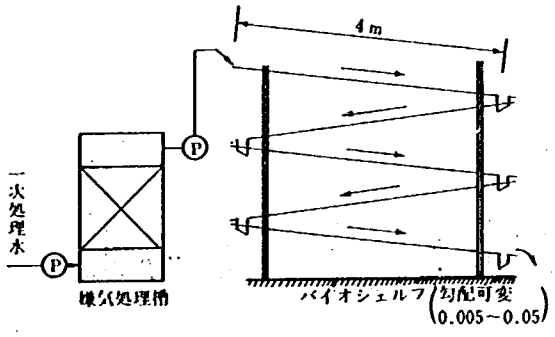


図-5-16　バイオシェルフ屋外実験装置図

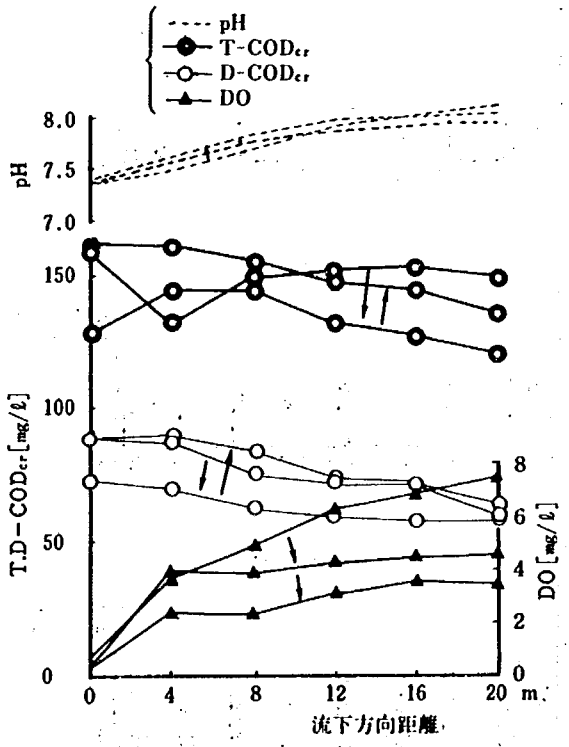


図-5-17　実下水処理における流下方向水質の経日変化
（矢印の流れに沿って処理開始後2日目，5日目，9日目）

5.3　実下水を用いた処理実験

5.3.1　実験方法

実下水を用いた処理実験を行った。実験装置を図-5-16に示す。システムとしては，一次処理下水を固定床型の嫌気処理槽に通して浮遊性有機物の除去を主に行ったあと，バイオシェルフで溶解性有機物の除去を行った。バイオシェルフは，幅約15cm，長さ4mの水路5本を直列に接続してあり，勾配は0.05まで無段階的に調節可能である。供給下水量は1ℓ/minとした。測定は水深，水温，pH，DO，T-COD_{cr}，D-COD_{cr}，剥離生物量（MLSS，MLVSS）について行った。

5.3.2　実験結果及び考察

勾配を0.05に設定した水路についての処理状況について途中結果を報告する。図-5-17に処理状況の経日変化を示す。日数の経過とともにDOは減少しているが，T，D-COD_{cr}及びpHにおいては顕著な差は見られない。一方，水路床には硫黄が白く堆積しており，またバイオシェルフへの流入水は硫化水素臭がすることを考え合わせると，流水中のDOは硫化水素の硫黄への酸化に使用されたと推察できる。COD_{cr}に硫化水素が計測されていないのはサンプリングから測定までの間に酸化されたためであると考えられる。有機物の酸化が有効に行われるためには，前段処理において強い還元状態を創出することなく浮遊性有機物の除去ができる装置の開発が必要である。

参考文献

1）水理学　本間　仁著，丸善，p 123

2．下水中の微量重金属の分離および環境への影響に関する研究

建設省
土木研究所下水道部
水質研究室　中村 栄一，酒井 憲司
小森 行也
汚泥研究室　大嶋 吉雄，白石 隆
研究期間　昭和60年～63年度
61年度当初予算額　23,578千円

Separation of Trace Heavy Metals in Wastewater Treatment Processes and Environmental Impacts of Sewage Sludge Utilization as Construction Materials

(FY 1985–1988)
E. Nakamura, K. Sakai, K. Komori
Water Quality Division
Y. Ohshima, T. Shiraishi
Ultimate Disposal Division, Public Works Research Institute

One of the problems in effective utilization of sewage sludge as fertilizers and construction materials is the existance of trace heavy metals in the sludge. In order to solve the problem, this study is consisted of the following two sub-themes.

1. Development of Two-Stage Wastewater Treatment Process for Heavy Metals Separation

The heavy metals in influent are concentrated into the sludge as much as possible at the first stage of the two-stage wastewater treatment processes to be developed. Then the second stage sludge with less heavy metals has a more possibility for the effective use.

2. Assessment of Leachate from Incinerated Ash Utilized as Construction Materials

Possible sludge forms utilized as construction materials are incinerated ash, smelting slug, and lightweight aggregate. As it has been confirmed that the latter two materials are free from heavy metal release, the assessment of leachate from incinerated ash is to be performed in this study.

Followings are the summary of this study in FY 1986.

1. Two-Stage Wastewater Treatment Process
   a. From the pilot-scale experiment the following results are obtained.
      a-1. For the purpose to concentrate heavy metals into sludge, anaerobic treatment is more effective than aerobic treatment.
      a-2. By using two-stage treatment process more heavy metals are removed from influent.
      a-3. The concentration of heavy metals of the latter stage of two-stage treatment process is nearly the same or a little higher than that of the sludge of one-stage treatment process.

b. From the laboratory-scale experiment using synthetic wastewater, the following results are obtained.

b-1. The removal ratio of heavy metals in one-stage treatment process (using activated sludge process) is quite low.

b-2. The removal ratio of heavy metals in the first stage of two-stage treatment process (using anaerobic treatment process) is quite high, more than 95%.

2. ICP Method

Excellent results were not obtained from the pre-treatment procedure of 1985. The reason cannot be explained clearly, but the existence of Mn in the xylene extract gives bad effects to the measurement by ICP Method. So, revised procedures are presented and excellent results can be obtained.

3. Assessment of Leachate from Incinerated Ash

a. Long-term observation of leachate in outdoor lysimeters

Observation of leachate were conducted by using two incinerated ashes, two soft soils and their mixtures. Most of the results were far below their maximum contamination limits without lead.

b. Extraction tests of above-mentioned materials

The heavy metal concentration in leachate was highly affected by pH of leachate. pH levels depended on the quantity of lime in materials and the water retention time.

Low pH produced the heavy metals but high pH which caused by lime content and long water retention time did not.

c. Shaking extraction tests of above-mentioned materials

Extracted amount of heavy metals was affected by the difference of fluidized ash and multifurnace ash. Fluidized ash produced more heavy metal than multifurnace ash which might be attributed to the surface area.

1. はじめに

昭和59年度末で下水道普及率は36％となっており，下水汚泥の最終処分量は年間220万m^3で，その76％が海面及び陸上での埋立により行われている。今後普及率の増加，下水処理の高度化に伴って処分すべき汚泥量が増加することが予想される一方，処分地の確保にはまだ十分な見通しが立っていないのが実状である。

このため汚泥処分の代替手段の確立が強く望まれており，その一つが緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用である。昭和59年度末において下水汚泥の最終処分量に占める有効利用の割合は16％と低いレベルにあるがこの原因の一つとして下水中に微量に存在する重金属が汚泥へ濃縮されることに対する危惧をあげることができる。汚泥を有効利用した場合の環境への影響を把握し，安全性を確認して重金属に対する危惧を解くことができれば，汚泥の緑農地利用技術や建設資材化技術は既に実用段階にあるので有効利用量を飛躍的に増やすことが可能になると考えられる。

本研究は水処理過程を2段に分け生成する汚泥中の重金属濃度に濃淡をつけることを目指した2段処理法の開発，汚泥を建設資材として利用する場合の汚泥中の重金属の環境への影響の把握を目的として実施している。本年度行った研究の概要は次の通りである。

イ．2段処理法に関する室内実験及びパイロットプラント実験

ロ．ICP発光分光分析法（以下ICP法と略す）による重金属分析方法の確立のための研究

ハ．浸出水中の重金属等の長期観測のための屋外ライシメータ実験及び室内における重金属溶出実験

2. 2段処理法に関する実験

本テーマは「どのような処理方式を組み合わせれば重金属濃度の異なる汚泥を得ることができるか」と表現することができる。本年度は生物処理の組み合わせについてパイロットプラントと室内規模で実験を行った。以下その結果を報告する。

2.1 パイロットプラント実験の結果

パイロットプラントはA県B下水処理場に設置した

ものて昭和60年12月より運転を行っている。この処理場の流入水は石油化学系の工場排水を主体としており通常の都市下水とはかなり異なった性状の下水である。

本実験では処理の組み合わせとして，好気1段，好気＋好気，嫌気＋好気の3タイプを選定した。なお好気とは活性汚泥処理，嫌気とは流動床式嫌気性処理を意味している。実験のフローと各装置の有効容積を図－2.－1に示す。運転が順調に行われた昭和61年7月～62年2月について結果をまとめた。水及び汚泥の分析は週1回の頻度で行った。なお各サンプルとも日間の変動が少ないため午前10時採取の試料とした。

まず表－2.－1にプラントの運転状況を示す。各系列とも昭和62年1月を境に状況が大きく変化しているので，61年7月～12月と62年1月～2月に分けて整理した。エアレーションタンクに関しては滞留時間がB－1で1.7 hrs，その他は5時間であるがMLSSを高く維持できたのでBOD・SS負荷は0.03～0.1 kg/kg・日とかなり低くなっている。好気2段の処理を行ったB系ではB－1とB－2で負荷と1桁変えることができており高負荷運転と低負荷運転の分離がうまくいっている。但しSRTでみると2～3倍の開きしか得られなかった。SRTではA，B－2，C－2ともほぼ近い値であり，B，Cの系列では前段でBOD負荷を下げたことによる効果があまり出ていない。

表－2.－2に有機物，栄養塩類関係の水質分析結果を示す。BODとCODに関してはA，B，Cの各系列ともほぼ同じような除去率を得ている。硝化については処理水のNO_x－Nでみると7月～12月の期間は3系列と

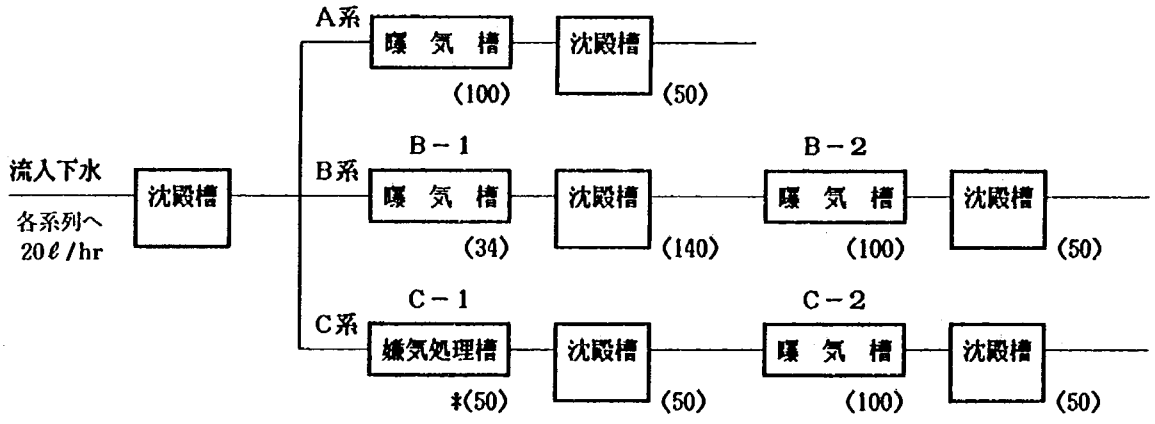


図-2.-1　パイロットプラント実験のフローシート
注：(　)の中の値は槽の有効容積(ℓ)
　　印の値は沪材の容積(10ℓ)を含む。

表-2.-1　パイロットプラント運転状況

系列・期間	水温 (℃)	MLSS (mg/ℓ)	VS比 (%)	SV30 (%)	SVI	SRT (日)	BOD・SS負荷 (BOD・VSS負荷)
A 61.7.10-12.24	24 (17 -31)	3550 (2500 -4840)	62.8 (52.8 -72.2)	27 (20 -36)	76	15	0.11 (0.17)
62.1.8- 2.25	17 (14 -21)	8940 (7560 -10020)	44.4 (35.6 -56.3)	30 (20 -35)	34	17	0.056 (0.13)
B－1 61.7.10-12.24	27 (20 -32)	3130 (1580 -5360)	56.0 (35.7 -63.8)	18 (9 -29)	58	3.9	0.36 (0.64)
62.1.8- 2.25	19 (17 -24)	4540 (3380 -5840)	63.3 (60.9 -65.2)	27 (19 -34)	34	6.4	0.33 (0.52)
B－2 61.7.10-12.3	25 (18 -31)	3290 (1940 -4420)	60.9 (54.8 -64.9)	23 (18 -30)	70	13	0.045 (0.071)
62.1.8- 2.25	16 (13 -21)	7610 (6740 -8680)	36.4 (31.7 -41.3)	19 (16 -22)	25	14	0.034 (0.094)
C－2 61.7.10-12.24	25 (18 -31)	3290 (2080 -4240)	61.8 (53.8 -71.9)	22 (17 -29)	67	18	0.086 (0.14)
62.1.8- 2.25	17 (15 -22)	4730 (4080 -5360)	64.9 (61.5 -67.2)	26 (23 -30)	55	11	0.077 (0.12)

注：（ ）なしは平均，（ ）内は最小と最大

もほぼ似た値であるが，1月～2月の期間では各系列の処理水とも流入水，初沈流出水より低い値となっており特にB系列で低い。BODに比べるとSSの除去は悪く，特に1月～2月ではマイナスの除去率を与えているプロセスが多い。但しSSが高くともBODにはほとんど影響が見られない。

次に重金属に関する分析結果を表－2.－3に示す。分析法はCd，Cu，Ni，Pb，ZnはICP法，Hgは下水は環境庁告示法で汚泥は環境庁の底質調査法，AsとCrはいずれも下水がJIS，汚泥が環境庁の底質調査法である。なお表中Tは採取試料，SはGFBによる沪過試料について分析した結果である。まず流入水の重金属をみるとCd，Cu，Pb，ZnについてはほとんどがSSに由来しており最初沈殿池でかなり除去されている。これに対してNiでは溶解性の割合が高い。A～Cの各系列共に溶解性の重金属の除去はあまり良くないが，NiではA，BよりC系列の方がよく除去されている。Totalの重金属では処理水のSSの値の大きいことを反映してかA～Cの各系列共，NiとCuを除いてほとんど除去されていない。

本研究のテーマである汚泥中の重金属濃度についてA系汚泥の結果を100として表わしたのが表－2.－4である。いずれも前段の汚泥の方が高くなっている。しかし前段の値がA系の値より高く後段の値がA系の値より低くなっているのはB系のNi（1～2月の結果）とC系のPb（7～12月の結果）の2ケースのみであり，他に

表-2.-2　水質分析結果

	SS	BOD	COD	S-COD	T-N	NH_4-N	NO_X-N	T-P	ort-P
濃度（mg/ℓ）									
初沈流入水	341 (283)	128 (141)	148 (145)	88 (93)	143 (68)	121 (39)	12.3 (23.5)	3.11 (1.80)	0.21 (0.15)
初沈流出水	90 (81)	80 (105)	92 (105)	74 (91)	129 (108)	113 (79)	7.2 (17.6)	1.51 (1.70)	0.34 (0.38)
A系処理水	35 (83)	7 (9)	44 (47)	36 (31)	108 (122)	83 (107)	18.8 (8.6)	0.92 (1.19)	0.27 (0.22)
B－1系処理水	52 (41)	31 (54)	55 (71)	44 (57)	120 (119)	107 (107)	2.1 (1.6)	1.20 (1.12)	0.24 (0.18)
B－2系処理水	43 (85)	7 (16)	42 (51)	33 (34)	106 (123)	75 (110)	24.3 (1.6)	1.24 (1.30)	0.31 (0.22)
C－1系処理水	66 (49)	59 (76)	77 (85)	60 (66)	123 (121)	116 (110)	0.0 (1.6)	1.42 (1.20)	0.45 (0.35)
C－2系処理水	29 (67)	6 (10)	44 (43)	37 (28)	104 (123)	77 (104)	19.2 (11.0)	0.89 (1.14)	0.30 (0.21)
除去率（%）									
初沈	74 (71)	38 (26)	38 (28)	16 (2)	10 (－)	7 (－)		51 (6)	
A系	61 (－)	91 (91)	52 (55)	51 (66)	16 (－)	27 (－)		39 (30)	
B－1系	42 (49)	61 (49)	40 (32)	41 (37)	7 (－)	5 (－)		21 (34)	
B－2系	17 (－)	77 (70)	24 (28)	25 (40)	12 (－)	30 (－)		－ (－)	
B系	52 (－)	91 (85)	54 (51)	55 (63)	18 (－)	34 (－)		18 (24)	
C－1系	27 (40)	26 (28)	16 (19)	19 (27)	5 (－)	－ (－)		6 (29)	
C－2系	56 (－)	90 (87)	43 (49)	38 (58)	15 (－)	34 (5)		37 (5)	
C系	68 (17)	93 (90)	52 (59)	50 (69)	19 (－)	32 (－)		41 (33)	

（　）なしは　S61．7－12，（　）内は　S62．1－2の結果

表-2.-3　重金属成分の分析結果

試　料	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	As	Hg
下水（mg/ℓ）								
初沈流入水T	0.005 (0.007)	0.24 (0.36)	0.11 (0.17)	0.04 (0.03)	0.30 (0.54)	0.027 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	0.01 (< 0.01)	0.06 (0.04)	<0.01 (0.01)	0.02 (0.02)	－		
初沈流出水T	0.001 (0.002)	0.06 (0.08)	0.09 (0.14)	<0.01 (0.01)	0.11 (0.13)	0.013 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	<0.01 (0.01)	0.06 (0.08)	<0.01 (0.01)	0.01 (0.03)	－		
A系処理水T	0.001 (0.002)	0.03 (0.07)	0.07 (0.10)	<0.01 (0.02)	0.08 (0.13)	0.007 (－)	全て	全て
〃 S	<0.001 (0.001)	<0.01 (0.01)	0.06 (0.06)	<0.01 (0.01)	0.03 (0.04)	－	<0.01	<0.0005
B－1系処理水T	<0.001 (0.002)	0.03 (0.05)	0.07 (0.10)	<0.01 (0.02)	0.12 (0.09)	0.006 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	<0.01 (0.01)	0.05 (0.07)	<0.01 (0.01)	0.02 (0.04)	－		
B－2系処理水T	0.001 (0.002)	0.04 (0.08)	0.07 (0.09)	<0.01 (0.02)	0.21 (0.15)	0.008 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	<0.01 (0.01)	0.05 (0.05)	<0.01 (0.01)	0.05 (0.03)	－		
C－1系処理水T	<0.001 (0.002)	0.03 (0.06)	0.04 (0.09)	<0.01 (0.02)	0.12 (0.11)	0.006 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	<0.01 (< 0.01)	0.02 (0.05)	<0.01 (0.01)	0.02 (0.03)	－		
C－2系処理水T	0.001 (0.002)	0.01 (0.08)	0.03 (0.08)	<0.01 (0.01)	0.14 (0.12)	0.005 (－)		
〃 S	<0.001(<0.001)	<0.01 (< 0.01)	0.03 (0.04)	<0.01 (0.01)	0.02 (0.02)	－		
汚泥（mg/kg・ss）								
初沈汚泥	14.2 (20.8)	688 (1037)	277 (314)	44 (54)	1580 (1240)	197 (－)	10.7 (－)	0.47 (－)
A系汚泥	7.8 (9.8)	650 (411)	239 (301)	32 (18)	1002 (711)	169 (－)	14.0 (－)	0.50 (－)
B－1系汚泥	12.5 (15.4)	881 (830)	275 (395)	35 (34)	1870 (1240)	144 (－)	10.7 (－)	0.53 (－)
B－2系汚泥	7.9 (9.7)	637 (545)	280 (273)	33 (21)	1440 (863)	165 (－)	16.5 (－)	0.50 (－)
C－1系汚泥	14.8 (18.2)	890 (1050)	341 (602)	34 (49)	10840 (3720)	171 (－)	13.4 (－)	0.49 (－)
C－2系汚泥	11.2 (11.6)	646 (801)	237 (429)	26 (22)	3710 (1050)	152 (－)	14.8 (－)	0.45 (－)

注　：　（　）なしは　S．61．7～12の平均，（　）内は　S．62．1～2の平均

ついてはHgとCr以外は前段，後段共にA系の値を上回っている。C－1系ではCd～Znの5元素については濃度比が最も高くなっており，嫌気性処理でこれらの元素をよく濃縮できることを示唆している。B－1系ではCdとZnについては濃度比が高くなっているが他の元素ではほとんど100前後にとどまっている。

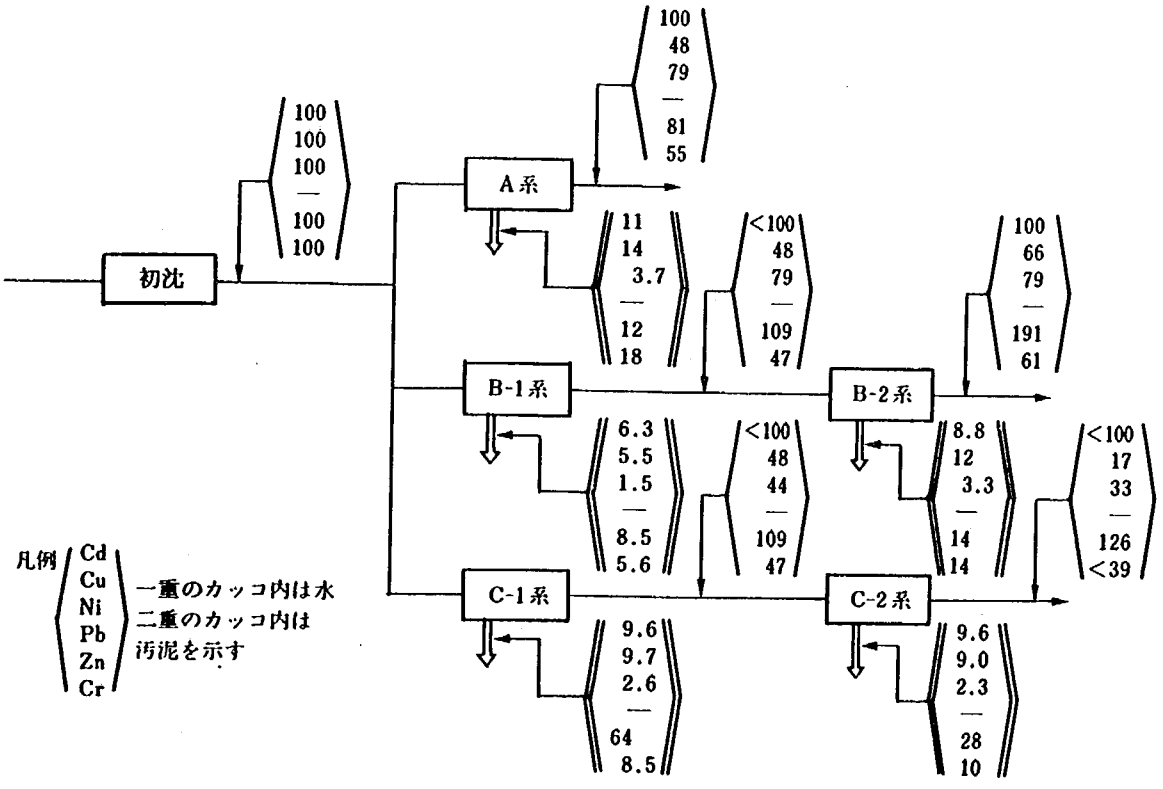
次に本実験における重金属の収支を図－2.－2に示す。図中の値は初沈流出水中の負荷量を100として求めたものである。図をみるとA系列とZnを除くB系列では比較的収支がとれているがC系列はかなりズレていることが分かる。またC系列のCuとZnを除いて処理水として流出する方が汚泥として引抜かれるよりかなり多いことが指摘できる。このことは処理水のSSが高いことと関連が深い。そこで処理水のSS中の重金属濃度を引抜汚泥のそれと同じと仮定して流出SS＋引抜汚泥の重金属負荷を計算すると表－2.－5が得られる。表－2.－5をみるとB系列の値は全てA系列を上回っており，重金属をSSとして捕足するという点で好気1段より好気2段の方が少しまさっていることを示している。C系列の値はCd，Znでは3者で最も高いが，逆にCu，Crでは3者で最も低く，重金属の捕足の点でバラつきのあることを示している。Niはどの系列でもほとんど捕足されてい

表－2.－4　汚泥中の重金属濃度比

（A系汚泥の値を100とする）

汚泥名	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	As	Hg
A　系	100(100)	100(100)	100(100)	100(100)	100(100)	100(100)	100(100)	100(100)
B－1系	160(160)	105(202)	115(131)	109(189)	187(174)	85(－)	76(－)	106(－)
B－2系	101(101)	98(133)	109(91)	103(117)	144(126)	98(－)	118(－)	100(－)
C－1系	190(190)	137(255)	143(200)	106(272)	1080(523)	101(－)	96(－)	98(－)
C－2系	144(121)	99(146)	99(143)	81(122)	370(148)	90(－)	106(－)	90(－)

注：（　）なしはS．61.7～12の平均，（　）内はS．62.1～2の平均



図－2.－2　重金属の収支（初沈流出水を100として表わしたもの，S．61.7～12の結果による）

表-2.-5　流出SS＋引抜汚泥中の重金属負荷

（初沈流出水中の負荷を100とする，S，61．7～12の結果による）

系　列	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr
A系列	33	53	13	—	45	64
B系列	49	62	17	—	79	74
C系列	53	50	13	—	189	52

表-2.-6　人工下水の組成

（供試下水1ℓ中の量，mg 単位）

デキストリン	23	TOC	110	mg/ℓ
ペプトン	50	BOD	150	〃
酵母エキス	50	K-N	28	〃
牛肉エキス	168	T-P	5.8	〃
K_2SO_4	12	SO_4^{2-}-S	7.9	〃 (0.25 m・mol/ℓ)
NaCl	5.0			
$MgSO_4$	3.0	Cd	1.0	〃 (0.009 m・mol/ℓ)
KH_2PO_4	14	Cu	1.0	〃 (0.016 〃)
$(NH_4)_2SO_4$	19	Ni	1.0	〃 (0.017 〃)
$NiCℓ_2 \cdot 6H_2O$	4.1	Zn	1.0	〃 (0.015 〃)
$ZnCℓ_2$	2.1			
$CuCℓ_2$	2.1			
$CdSO_4$	1.9			
（水道水	1ℓ）			

表-2.-7　分析項目と分析方法

項　目	対　象　試　料	分析方法
TOC	流入水，処理水のS	下水試験方法
SS	好気の処理水，汚泥	〃
K-N NH_4-N NO_x-N	処理水のS	テクニコン自動分析計による
T-P	処理水のS	〃
Cd Cu Ni Zn	流入水，処理水のT・S 汚泥	原子吸光法（直接噴霧）
硫化物	流入水，処理水 汚泥	下水試験方法（メチレンブルー法）
CH_4，CO_2 N_2，O_2	嫌気処理の排ガス	ガスクロ法

注：NO_x-NはNO_2-NとNO_3-Nの和を指す。

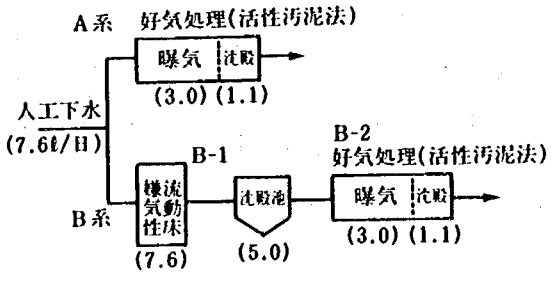


図-2.-3　室内実験のフローシート
（　）内は有効容積

ないこと，ZnはC系列特にC－1系の汚泥に捕足されていることは注目に値する。

2.2　室内実験の結果

パイロットプラントの結果と比較するためと，水と汚泥を含めた重金属の挙動を調べるために人工下水を用いた室内実験を行った。実験のフローシートを図－2.－3に，実験に用いた下水の組成を表－2.－6に示す。なお実験は30℃の恒温室で行い，下水は定量で注入した。嫌気性処理，好気性処理の種汚泥には実下水処理場の嫌気性消化汚泥及び活性汚泥法の余剰汚泥を用いた。

運転は6カ月継続した。流入水と処理水及び汚泥について週1回分析を行った。分析項目と分析方法を表－2.－7に示す。運転に伴なう汚泥の引抜きについては運転初期には好気処理から処理水としてSSが多量に流出したこと，また運転の中～後期には汚泥の引抜をしなくとも特段支障がなかったこと等の理由によりMLSSと重金属の測定用のサンプルとして引抜いた他は汚泥を引抜いていない。また曝気槽のpHは硝化の進行により5近くまで下がるので1日1回NaOHにてpH 7前後に調整した。

運転状況と処理状況のアウトラインを示すため実験期間中の好気処理のMLSS，処理水の溶解性TOC，流入水と処理水及び汚泥中のZnの経時変化を図－2.－4～図－2.－6に示す。図－2.－4をみるとA系ではMLSSが徐々に増加しているが，B－2系では逆に減少していることが分かる。有機物の除去についてはA，B両系とも良好であり17週目以降の処理水中の溶解性TOC濃度は各々6，5 mg/ℓである。B系ではB-1系で処理水の溶解性TOCが8～10 mg/ℓまで低下しておりほとんどがこの段階で除去されていた。B－1系の排ガスの組成をみると約60％がメタンガスでメタン発酵の段階まで進んでいることが分かる。重金属の挙動については図－2－6にZnを代表として示したがCdとNiはZnとよく似た動きをしており，CuはA系での除去率がもう少し高い他はZnに似ている。図－2－6をみるとA系は水中の値は上がったり下がったりしていて不安定であるが全体として除去率は低い。B系では運転開始後10週間は少し不安定であるが，その後は安定してきわめて低いレベルに維持されている。汚泥中のZnはA系では徐々に濃度が低下していくのに対して，B－1系では18週目以降は増加傾向にあり，B－2系は17週目以降ほぼ一定となっており各々特徴ある動きをしている。

以上の考察から本実験の結果をまとめるにあたっては処理の安定していた18週以降のデータを用いるのが適

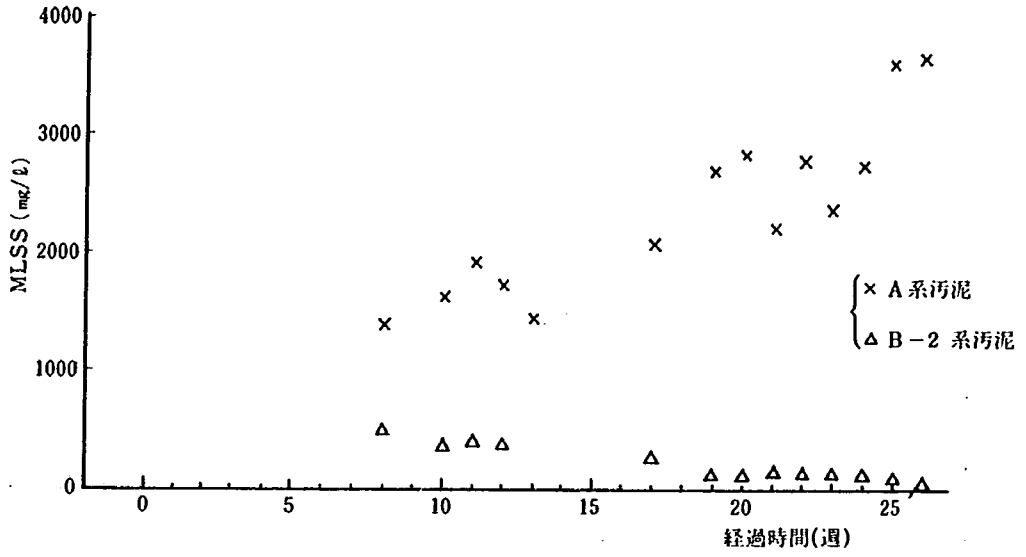


図-2.-4　好気槽のMLSSの経時変化

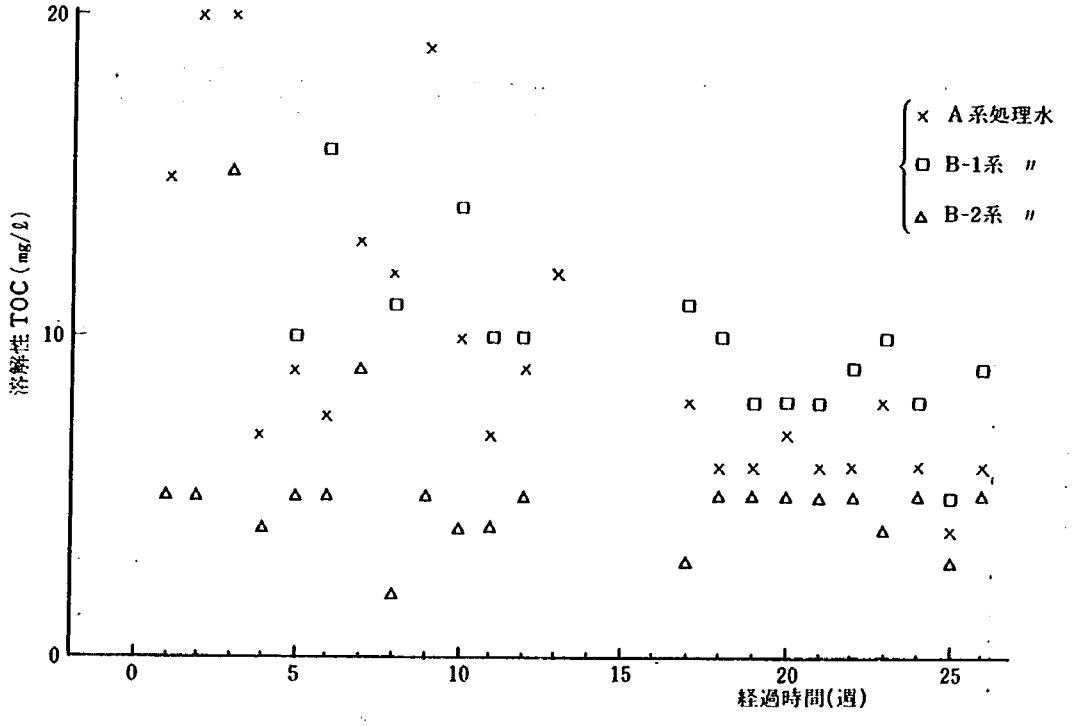


図-2.-5　処理水の溶解性TOCの経時変化

当と判断した。18週以降のデータから処理状況及び汚泥の状況を整理したものを表-2-8，表-2.-9である。TOCに関しては前述の通りであり両系とも94～95％の除去率を得ている。窒素とリンに関してはA系の方が除去率が高かった。重金属に関する結果は次のようにまとめることができる。

イ．A系では元素毎に除去率をみると最も高いのがCuで46％，次いでNiが26％，Cdが19％，Znが18％と

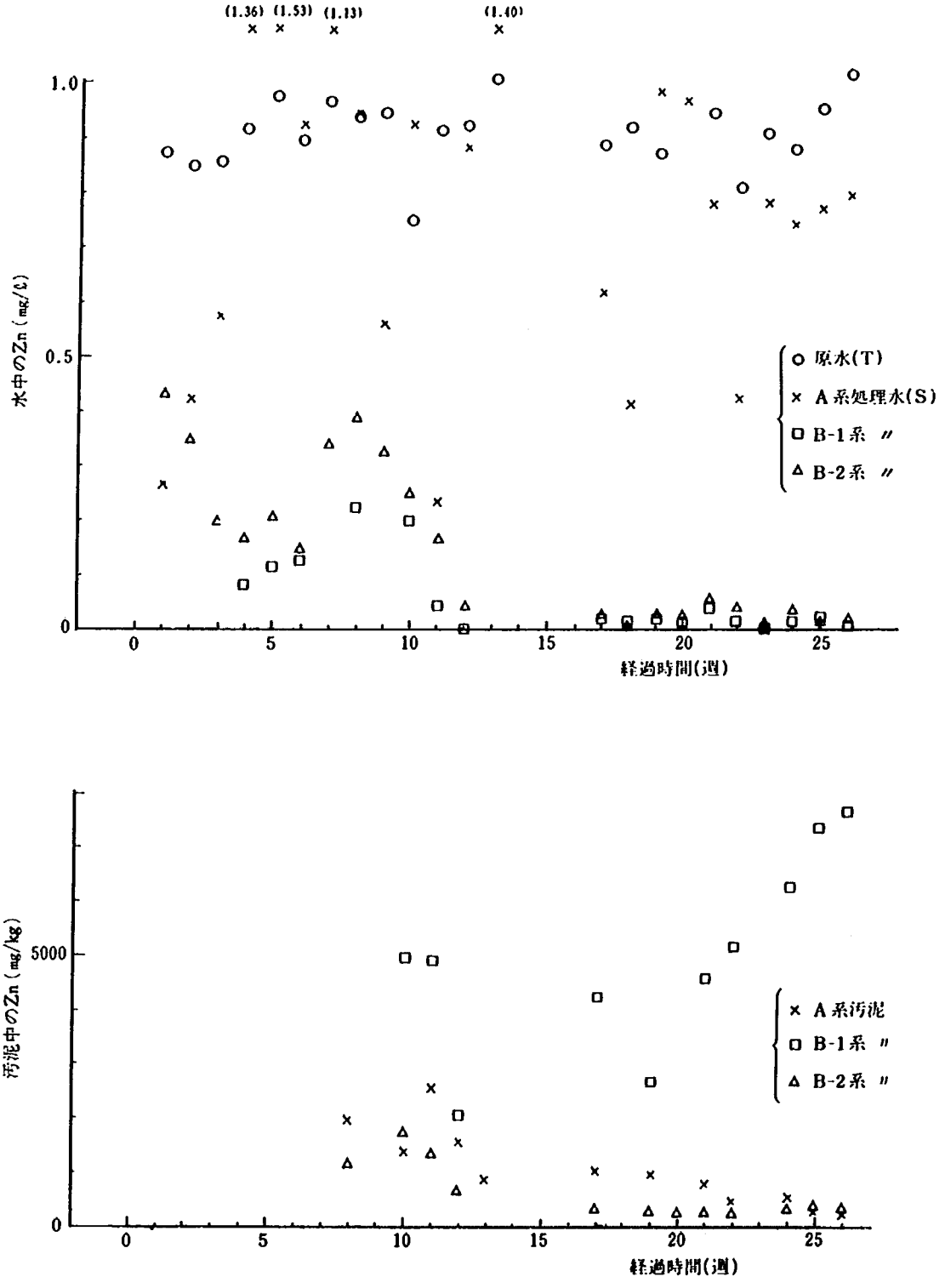


図-2.-6　水中及び汚泥中のZnの経時変化

表-2.-8　水質分析結果

	水　質　(mg/ℓ)				除去率 (%)			
	原　水	A-処理水	B-1処理水	B-2処理水	A　系	B-1系	B-2系	B-系
SS	—	3.2	—	4.1	—	—	—	—
TOC (S)	104	6	8	5	94	92	38	95
K-N	26.9	4.3	27.0	6.4	—	—	—	—
K-N (S)	24.4	3.6	25.1	5.1	—	—	—	—
NH_4-N	9.4	3.0	25.5	4.9	—	—	—	—
NO_x-N	0.1	15.7	0.0	22.9	—	—	—	—
T-N	27.0	20.0	27.0	29.3	26	0	—	—
T-P	5.97	5.22	5.63	5.76	13	6	—	4
T-P (S)	5 27	5.09	5.31	5.64	—	—	—	—
Cd	0.94	0.76	0.053	0.013	19	94	75	99
Cd (S)	0.90	0.74	0.015	0.008	18	98	47	99
Cu	0.76	0.41	0.043	0.019	46	94	56	98
Cu (S)	0.66	0.38	0.014	0.014	42	98	0	98
Ni	1.40	1.03	0.067	0.026	26	95	61	98
Ni (S)	1.38	1.01	0.026	0.018	27	98	31	99
Zn	0.92	0.75	0.055	0.027	18	94	51	97
Zn (S)	0.89	0.74	0.020	0.027	17	98	—	97

注：(S)はGFBによる沪過試料の分析値を示す。

表-2.-9　汚泥に関する分析結果

	A　系	B-1系	B-2系
MLSS (mg/ℓ)	2860	—	118
引抜SS (g/週)	1.11	1.07	0.059
Cd (mg/kg)	545	4290	238
Cu (〃)	4530	2790	625
Ni (〃)	631	5450	142
Zn (〃)	516	5630	279
TOC・SS負荷 (kg/kg・日)	0.092	—	0.17
SRT (日)	47	—	9.1

なっている。流入水の濃度から処理水の濃度を引いた除去濃度でみるとNiが最も高く，0.37 mg/ℓ，続いてCuが0.35，Cd，Znは各々0.18，0.17である。

ロ．B系では97～99%の除去率が得られている。このうち大半はB-1系の嫌気性処理において除去されている。

ハ．汚泥中重金属濃度をみるとA系では除去率の高いCuの値が4530 mg/kgと高くなっている。その他の元素は516～631でCuに比べて1桁低くなっている。Niは除去濃度ではCuと同じくらいの値であるが，汚泥中の濃度ではかなり異なっていた。

ニ．B-1系の汚泥中の重金属濃度は18週以降急上昇しており，表-2.-9のような平均値ではうまく表わせないが，傾向としては流入濃度の高い元素ほど汚泥中の濃度が高くなっている。このことはB-1系で除去された重金属が汚泥に捕足されその濃度を高めていることを意味している。

ホ．汚泥中の濃度と原水中の濃度の比を濃縮倍率と定義するとA系の値はCd，Cu，Ni，Znで各々580，5960，450，560となる。B-2系では各々4490，14500，2120，5070となっている。B-1系では汚泥中の濃度が安定していないが参考として示すと4560，3670，3890，6120となる。

以上述べたように嫌気性処理は重金属の除去の点で非常に効果的に機能していることが分かる。逆にA系の活性汚泥処理はB-2系のそれと比べて重金属の除去機能が所定の限界を越えたのか，もしくは他の要因でうまく機能していないことが推定される。

では嫌気性処理ではどのような形で重金属が除去されているかについて2つの実験を行った。1つは汚泥中の硫化物を測定して重金属量との関係を求める実験，もう1つは汚泥のpHを変えて振とうし，溶出してくる重金属の量を求める実験である。まず硫化物に関する結果を表-2-10に示す。硫化物の濃度は平均すると1900 mg/kg・DSとなりモル換算すると60 m・mol/kg・DSである。これに対してCd～ZnにFeを加えた5元素の存在量はモル表示で約1000 m・mol/kg・DSとなっており，特にFeが多く約70%を占めている。Feは特に添加した訳ではないが水道水から供給された他，種汚泥自体に多く含まれていたものと思われる。硫化物が全てこ

れら5元素とSとの化合物と仮定しても5元素の存在量の約6%にしか過ぎない。この結果に関しては次の2つの可能性が考えられる。

a．硫化物の分析方法に誤りがあり過小な結果を与えた。

b．この結果がほぼ妥当でB－1系の汚泥中の重金属は硫化物以外の形態で存在するものが多い。

aの可能性については分析方法を変えて汚泥向きと目される方法（例えば環境庁の底質調査法など）でクロスチェックする必要がある。

次にpHを変えた溶出実験の結果を示す。この実験は汚泥を振とうフラスコに取り，pHを1.5，3，5，7に各々調整し，振とうさせるもので振とう時間は36時間とし，1日2回pHを調整した。試料は遠心分離して沈殿物と上澄水に分けて重金属を測定した。設定pHとSSの残存率（供試汚泥の沈殿物中のSS量を100として表示）を図-2.-7に示す。また試料中の重金属量に対する沈殿物のSS中の重金属量の比をSS性成分の割合としてこれと設定pHとの関係を求めたのが図-2.-8である。図-2.-7でSSの残存率をみるとB－1系汚泥がpH 3以下で減少してきておりpH 1.5では初期の約3/4になっている。A系ではpH 7～3はほとんど変化がなく，pH 1.5で少し減少している。B－1系ではpH 1.5のものについては振とう終了時でかなり発泡がみられており，これがSSの残存率を低くしたものと考えられる。図-2.-8をみると汚泥の種類，元素によってSS性成分の比の挙動が異なっており，以下に要約して示す。

イ．A系汚泥ではCuを除いてpHが7から5に下がることでSSからの溶出が大きくなる。NiはpH 3，1.5とであまり差はないが，CdとZnはpHの低い方が溶出が多くなっている。

ロ．A系に比べてB－1系の汚泥の方がどのpHでもSS性成分の比が高く，溶出しにくいことが分かる。B－1系汚泥で溶出が顕著となるpHはCdとZnでは5～7，Cuでは3～5である。NiはpH 7でも溶出が見られるがpH 5以下では溶出はほぼ終了している。CdとZnではpH 3以下で概ね溶出が終了している。

ハ．A系，B－1系の両系ともNiはSS性でとどまる割合が高く，pH 1.5の時A系は40%，B－1系74%となっている。

2.3　実処理場における最初沈殿池汚泥と余剰汚泥中の重金属濃度

2.1で報告したパイロットプラント実験では最初沈殿池の汚泥として引抜かれる重金属の量が余剰汚泥のそれ

表-2.-10　硫化物の測定結果（B－1系汚泥）

測定週	汚泥中の濃度　上段mg/kg・DS　下段m・mol/kg・DS					
	硫化物	Cd	Cu	Ni	Zn	Fe
24	2,470	4,800	2,960	6,570	6,290	38,400
	(77)	(43)	(46)	(112)	(96)	(687)
25	1,150	250	4,000	8,860	7,360	29,300
	(36)	(56)	(63)	(151)	(113)	(524)
26	2,020	480	4,330	8,760	7,680	－
	(63)	(58)	(68)	(149)	(117)	(－)

注：汚泥中の硫化物は次式で求めたもの

$$\text{汚泥中の硫化物}=\frac{\text{汚泥の分析値}-\text{処理水の分析値}}{\text{汚泥のSS濃度}}$$

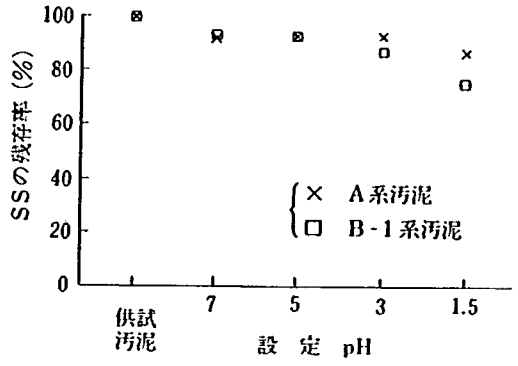


図-2.-7　振とう実験における設定pHとSSの残存率

よりかなり多い結果となっている。この処理場の流入下水は工場排水を主体としており，通常の都市下水を対象とした処理場とはかなり異なった面を有している。そこで通常の都市下水を対象とした処理場において重金属が初沈汚泥と余剰汚泥にどのように分離，濃縮されるかについて実処理場の汚泥の発生量と汚泥中の重金属濃度を測定することにより試算を行った。各処理場とも余剰汚泥を最初沈殿池へ戻さず直接濃縮槽へ投入する運転をとっている。発生量比は固形物ベースで各処理場で試算していただいた値であり，汚泥成分は土木研究所で分析した。結果を表-2.-11に示す。NとPに関しては余剰汚泥の方が高く余剰汚泥中の濃度と初沈汚泥中の濃度の比はNで1.2～3.0，Pで1.5～6.4となっている。重金属の中で傾向のはっきりしているのはMnで全て余剰汚泥中の濃度の方が高くなっている。重金属の引抜負荷量では処理場により差異があるが初沈汚泥と余剰汚泥はほぼ同じ割合と考えてよいと思われる。

2.4　まとめ

2段処理に関する実験の結果をまとめると次のようになる。

A．石油化学系の工場の排水を主体とする下水処理場

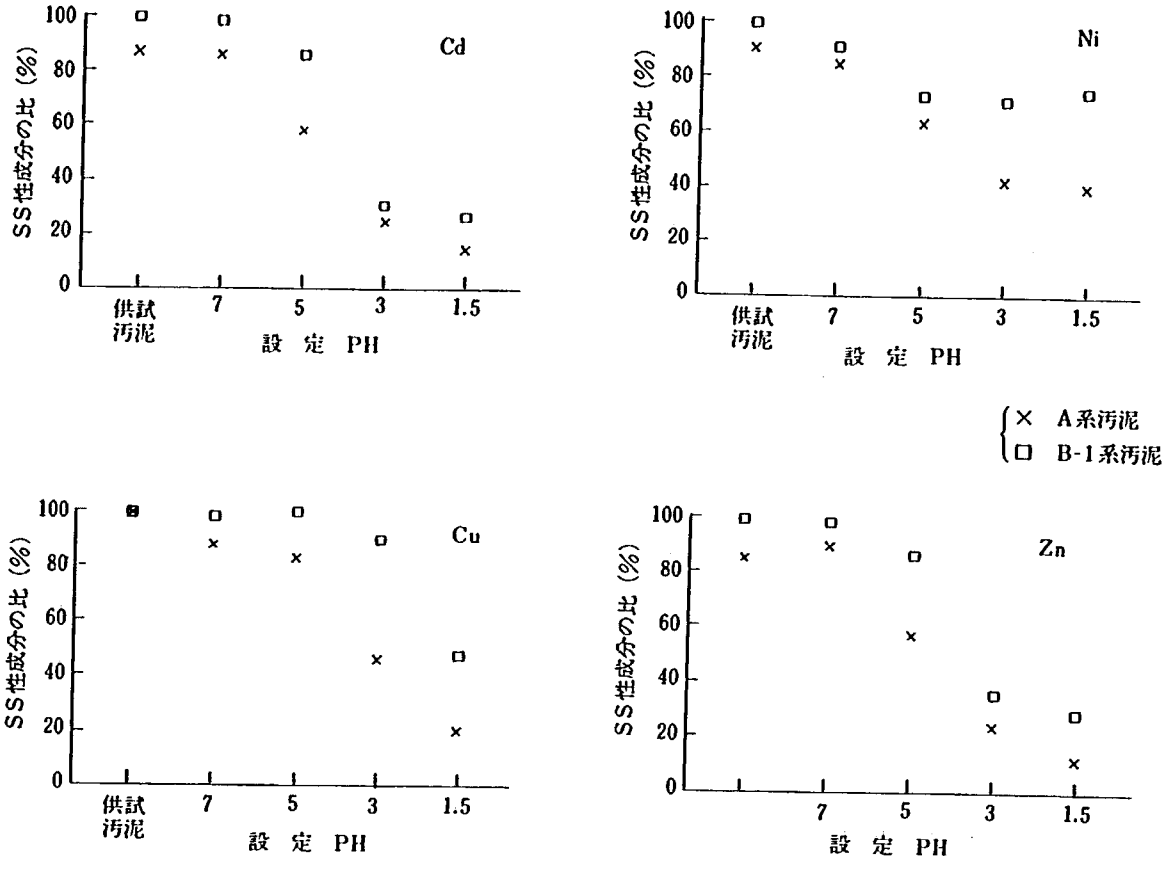


図-2.-8　振とう実験における設定pHと重金属のSS性成分の比

におけるパイロットプラント実験の結果次の点が明らかとなった。

イ．汚泥への重金属の濃縮という点では嫌気性処理が有効である。

ロ．水処理を2段化することにより流入水から汚泥へ移行し捕足される重金属の量を増やすことができる。

ハ．汚泥中の重金属濃度に濃淡をつけるためには嫌気性処理と好気性処理の組み合わせが良い。しかしこの組み合わせで得られる汚泥のうち2段目のものの重金属濃度は1段処理のものとほぼ同じかやや高くなっており，当初の目的である1段処理汚泥に比べて重金属濃度に濃淡をつけることには成功しなかった。

B．人工下水を用いた室内実験の結果次のことが明らかになった。

イ．好気性処理1段のケースではCuで46％の除去率が得られたが，他の3元素の除去率は低かった。

ロ．嫌気性処理＋好気性処理の2段処理のケースでは嫌気性処理で有機物，重金属のほとんどが除去されていた。これに伴ない前段の嫌気性処理の汚泥中の重金属濃度は高くなっていくが，逆に後段の好気性処理は流入負荷の低下からMLSSが低くなる傾向がみられた。

ハ．汚泥中に含まれる重金属をpHを変えて溶出させたところ，1段処理の汚泥より2段処理の嫌気性処理汚泥中の重金属の方が溶出されにくかった。また元素により溶出しはじめるpHに差があった。Cd，Cu，ZnはpHを下げるほど溶出率は高くなるが，嫌気性処理汚泥中のNiはpH5以下では溶出率はほぼ同一であり20数％という低い値にとどまっていた。

表-2.-11　初沈汚泥と余剰汚泥中の重金属濃度及び負荷量比の測定例

処理場名及び排除方式	汚泥の種類	発生量の比	VS比(%)	含有率 (mg/kg)　(　)内は初沈汚泥と余剰汚泥の負荷量比								
				N	P	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
AS	初沈	24	77.5	25,700 (9)	7,300 (13)	1.72 (20)	281 (24)	8,420 (25)	136 (14)	17 (25)	14 (−)	588 (30)
合流式	余剰	76	80.9	78,000 (91)	14,900 (87)	2.16 (80)	279 (76)	8,120 (75)	258 (86)	16 (75)	tr (−)	431 (70)
BT	初沈	73	85.3	63,400 (70)	16,200 (62)	tr (−)	319 (86)	4,420 (87)	86 (68)	11 (71)	tr (−)	876 (83)
分流式	余剰	27	82.2	75,000 (30)	27,400 (38)	tr (−)	137 (14)	1,720 (13)	110 (32)	12 (29)	tr (−)	496 (17)
CO	初沈	95	78.2	44,600 (92)	3,400 (77)	0.86 (85)	331 (92)	9,260 (93)	281 (67)	63 (93)	19 (96)	1,100 (93)
分流式	余剰	5	80.3	74,500 (8)	21,900 (23)	2.83 (15)	568 (8)	13,100 (7)	2,600 (33)	93 (7)	14 (4)	1,510 (7)
DT	初沈	51	80.3	45,200 (33)	7,100 (28)	1.26 (54)	203 (43)	7,900 (58)	76 (46)	12 (56)	21 (69)	501 (49)
合流式	余剰	49	83.7	97,100 (67)	19,000 (72)	1.10 (46)	279 (57)	5,850 (42)	94 (54)	10 (44)	10 (31)	551 (51)
EI	初沈	50	76.0	49,400 (39)	13,000 (40)	1.95 (46)	835 (49)	12,100 (52)	376 (23)	53 (56)	11 (42)	2,650 (63)
一部合流	余剰	50	80.3	76,800 (61)	19,800 (60)	2.32 (54)	852 (51)	11,100 (48)	1,250 (77)	41 (44)	15 (58)	1,550 (37)
FN	初沈	48	77.9	53,900 (40)	11,000 (26)	1.38 (41)	278 (38)	15,700 (41)	260 (23)	17 (48)	9.2 (44)	1,160 (32)
分流式	余剰	52	76.8	75,300 (60)	29,500 (74)	1.85 (59)	412 (62)	21,000 (59)	826 (77)	17 (52)	11 (56)	2,290 (68)
GK	初沈	71	74.0	38,400 (57)	15,300 (61)	1.54 (74)	266 (63)	26,000 (67)	1,200 (36)	12 (68)	tr (−)	1,083 (72)
一部合流	余剰	29	75.6	71,100 (43)	23,800 (39)	1.30 (26)	382 (37)	31,900 (33)	5,299 (64)	14 (32)	tr (−)	1,030 (28)

3. ICP法による下水及び汚泥中の重金属の分析

下水及び汚泥中の重金属を原子吸光法と比べて簡便に分析できる方法としてICP法(誘導結合高周波プラズマ発光分光分析法)があり，昭和60年度において下水及び汚泥の試料に適用するための方法について検討した。その結果，下水では塩酸，硝酸，過塩素酸，汚泥は硝酸と過塩素酸で前処理後pH 10に設定してAPDC-HHDC/キシレン抽出する方法が適当であるとの結論を得た。本年度2.1のパイロットプラント実験の試料を分析するにあたっては当初は昨年度得た方法によるＩＣＰ法で実施した。その過程でＩＣＰ法と原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)の比較を行ったところ，微妙なズレがあったためその原因と対策について検討を行ったのでここに報告する。なお下水に関しては濃度が低いためバラつきが大きいので以下の検討は汚泥を対象とする。

まず2.1のパイロットプラントの汚泥を対象としてＩＣＰ法と原子吸光法の両法で分析した結果を表-3.-1に示す。これは同一の酸分解試料をＩＣＰ法は昭和６０年度に報告したAPDC-HHDC/キシレン抽出法，原子吸光法はDDTC-MIBK抽出による方法で分析したものである。表をみるとPbを除いて全てＩＣＰ法の方が低くなっている。原子吸光法の値を100としてＩＣＰ法の結果を表わすとCdで78～ 95，Cu 76～86，Ni 82～95，Pb 80～114，Zn 84～99となっている。この差異は実用上無視しえないものと判断し，以下の検討

表-3.-1　ICP法と原子吸光法の比較

試料	分析法	測定値 (mg/kg・DS)				
		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
イ	ＩＣＰ	12.7	1100	166	49	1290
	ＡＡＩ	13.3	1280	175	43	1500
ロ	ＩＣＰ	11.2	664	226	36	820
	ＡＡＩ	11.9	786	240	35	974
ハ	ＩＣＰ	12.2	767	231	34	1670
	ＡＡＩ	13.6	913	256	36	1850
ニ	ＩＣＰ	6.96	618	225	37	991
	ＡＡＩ	8.03	793	251	42	1190
ホ	ＩＣＰ	12.6	820	265	31	10100
	ＡＡＩ	16.1	1080	325	37	10200
ヘ	ＩＣＰ	10.7	588	204	24	3100
	ＡＡＩ	13.4	763	240	30	3190

注：分析法のＡＡＩは原子吸光法を指す
ＩＣＰ法は APDC / HHDC / キシレン抽出法
ＡＡＩ 法は DDTC/ MIBK 抽出法による。

実験を行った。

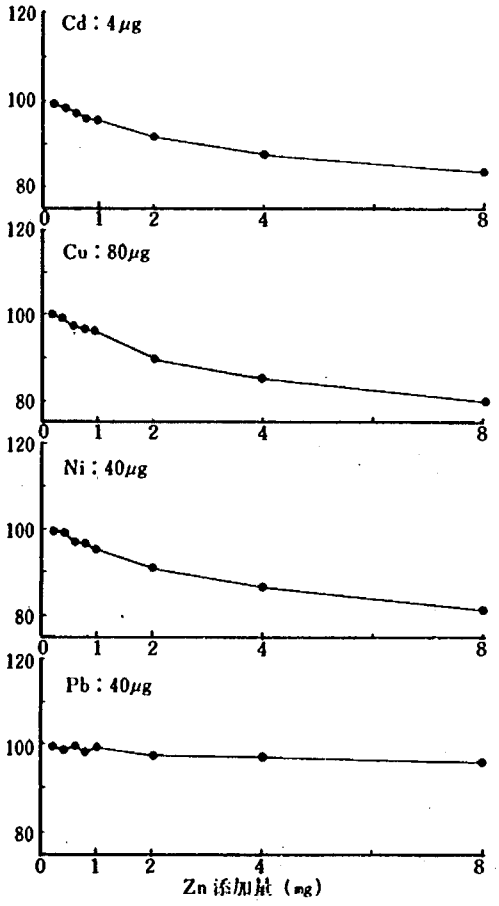
3.1　抽出される元素相互の影響

APDC－HHDC／キシレン抽出法で抽出される元素は主なものとしてCd，Cu，Ni，Pb，Znの5元素の他Mn，Feが考えられる。そこでCd 4μg，Pb 40μg，Zn 40μgを含む標準液にCu，Ni，Pb，Zn，Mn，Feを各々0～8mg添加しAPDC－HHDC／キシレン抽出法で抽出した液をICP法で測定した。

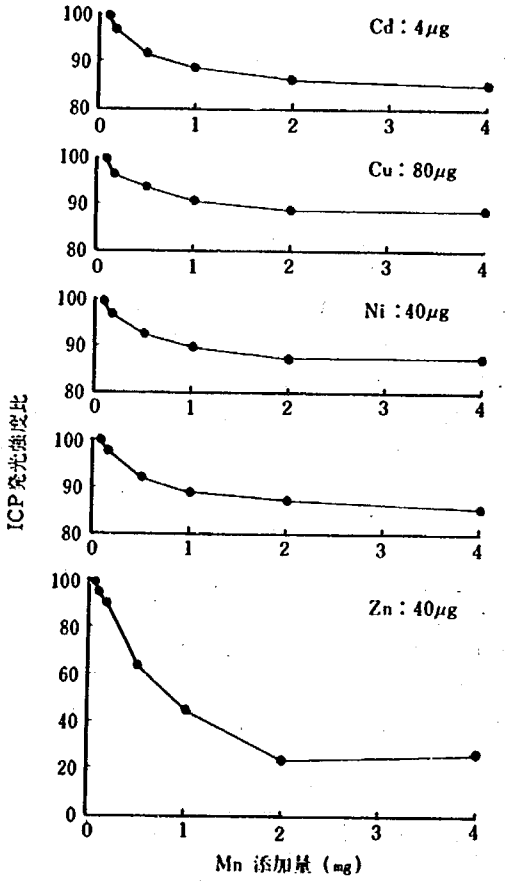
Feの場合は添加量8mgまでは測定値にはほとんど影響が出ていない。これに対して他の元素では一部例外もあるが概ね添加量が増えるほど測定値が低くなるというマイナスの影響がみられる。例として図－3.－1と図－3.－2にZnとMnの結果を示す。Znを添加したケースではPbはほとんど影響が出ていないがCd，Cu，Niの各元素ではZnの添加量が増えるほど測定値が低下しており，2mgの添加では約10％の低下となっている。Mnでは各元素ともMnの添加量が増えるほど測定値が低下している。Cd，Cu，Ni，PbではMnが1mgで測定値が10％低下している。Znでは下がり方がもっと激しくMn 0.2mgで10％強，0.5mgで40％低下している。

Mnにおいて測定値にマイナスの影響が出ている点についてはMnを含むキレートがキシレン中では不安定で24時間以内に沈殿を生成するという点と関係が深い。こうしたMnの存在が他の元素，特にZnのキレートの安定性にも影響を及ぼしているものと推定される。

2.1で報告したパイロットプラントの汚泥ではMnは



図－3.－1　ICP法におけるZnの影響
（APDC－HHDC/キシレン抽出法）
注：ICP発光強度比とはZn無添加時のICP発光強度を100とした時の相対値
：抽出に使ったキシレン量は20mℓ



図－3.－2　ICP法におけるMnの影響
（APDC－HHDC/キシレン抽出法）
注：ICP発光強度比とはMn無添加時のICP発光強度を100とした時の相対値
：抽出に使ったキシレン量は20mℓ

測定しなかったので他の処理場の例として表-2.-11の結果から重金属分析時のキシレン中の重金属の量を計算すると表-3.-2が得られる。なお採取汚泥量は乾泥3gとした。これをみるとMnは0.2～16mgとなり無希釈で分析する場合には十分影響を及ぼす量であることが分かる。但し図-3.-2の結果はMnの絶対量が及ぼす影響か，それともMnとZnの比が及ぼす影響かは不明である。

図-3-1のZnの影響についてはMnで見られたような沈殿の生成はなく，またZnの添加量が増加する際にICPへの噴霧量の面で変化も見られないことから化学干渉や物理干渉が原因である可能性は小さく，その他の原因と考えられる。

3.2　再分解法

3.1の実験からAPDC-HHDC/キシレン抽出法におけるMnやZnの影響が明らかにされたためICP法を実用化するためには，これらの影響を受けにくい前処理法を見い出す必要がある。Mnについてはキシレン中でのキレートの不安定さが主な原因と考えられるのでキシレンに抽出したものを再び水溶液に戻す方法を検討することとした。

水溶液に戻す方法は基本的には汚泥の前処理と同じで硝酸，過塩素酸によりキレート及びキシレンを分解する方法でここでは再分解法と呼ぶ。再分解法による回収率を標準添加法で確認した所100～105という結果を得ており問題はないと判断できる。

再分解法におけるMnの影響について3.1と同様の実験を行ったので結果を図-3.-3に示す。Mnの添加量が0.16～0.32mgの所で少しプラスの影響がみられるがそれを除くとCd，Cu，Ni，Pbでは測定値にほとんど影響がない。ZnではMn 1mgまではほぼ影響なしといえ，2.5mgでは約15%マイナスになっている。この結果を図-3-2と比較すると図-3.-2ではMn 0.2mgですでに10%マイナスになっている。このことから再分解法によりMnの影響をかなり緩和できることが分かる。但し多量のMnの存在は測定にマイナスの影響を及ぼしている。蛇足ながら試料を原子吸光法で測定しても図-3.-3の傾向と似た傾向が得られている。

次に再分解法により得られた試料をICP法と原子吸光法の両法で測定した。試料は2.1のパイロットプラン

表-3.-2　酸分解液中の重金属量
（乾泥3g 採取とする）

単位：mg

	Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
最小値	tr	0.41	5.2	0.23	0.03	tr	1.29
最大値	0.008	2.56	95.7	15.9	0.28	0.06	7.95
中央値	0.004	0.90	30.5	0.81	0.05	0.03	3.17

表-3.-3　再分解法におけるICP法の定量下限

項目	検出限界値（mg/ℓ）（2σあたりの濃度）	定量下限値（mg/ℓ）（検出限界値 ×5）
Cd	0.012	0.06
Cu	0.012	0.06
Ni	0.056	0.28
Pb	0.19	0.95
Zn	0.029	0.14

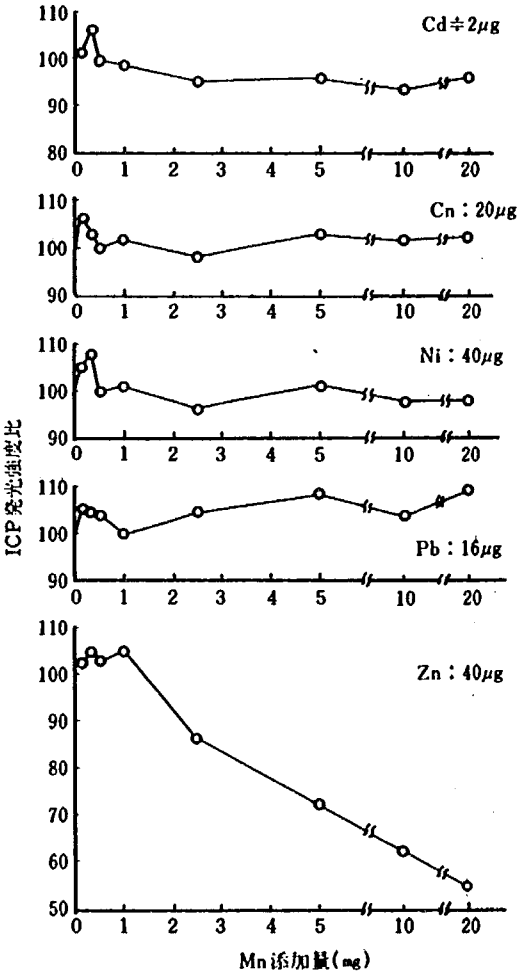


図-3.-3　ICP法におけるMnの影響（再分解法）
注：ICP発光強度比はMn無添加時のICP発光強度を100とした時の相対値
：再分解後の液量は10mℓ

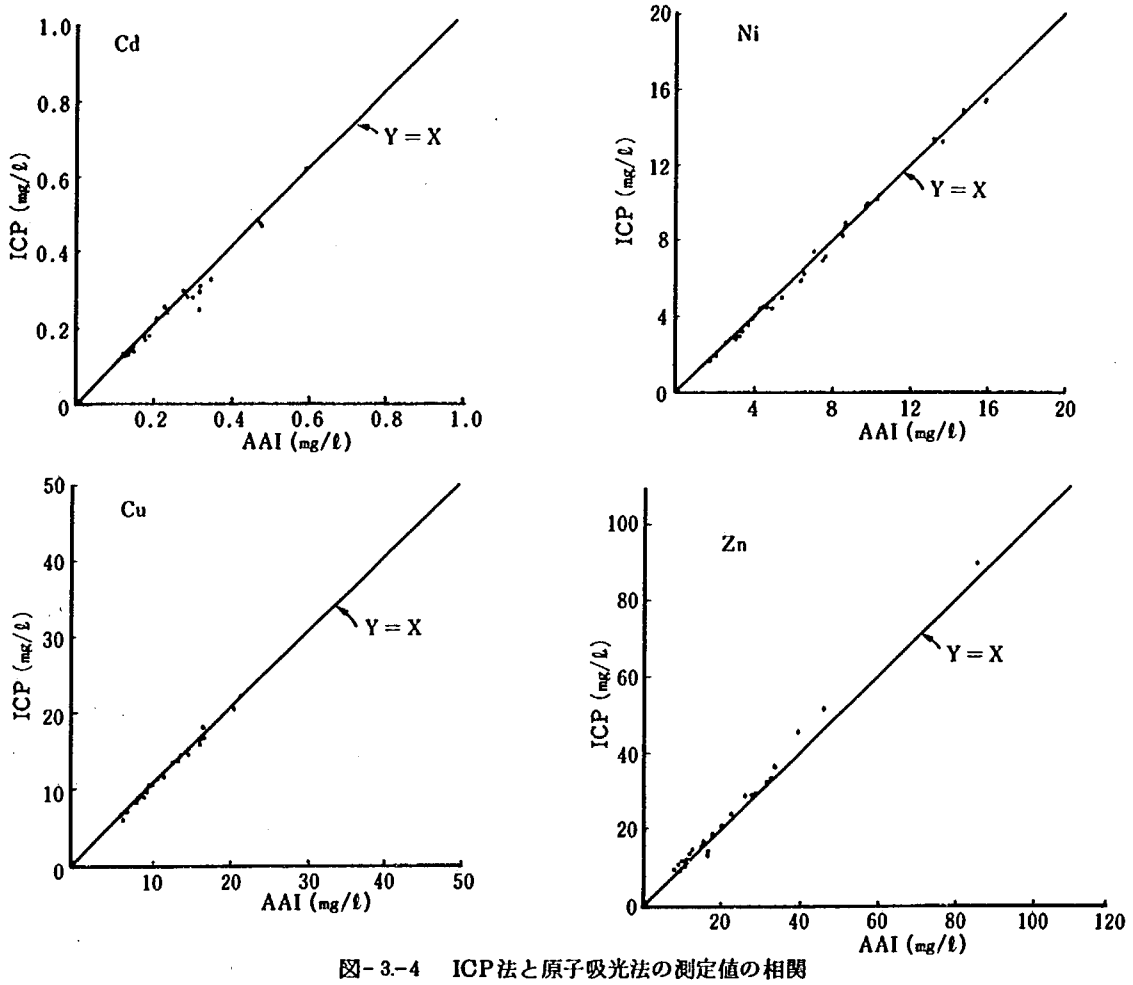


図-3.-4　ICP法と原子吸光法の測定値の相関
注：AAI は原子吸光法を指す

ト実験で得られたものである。再分解後の溶液中の濃度の形で表わした両者の測定値の相関を図-3.-4に示す。Pb は測定値の大半が定量下限付近であったのでバラつきが大きいため割愛した。図よりCdとCuはＩＣＰ法と原子吸光法の値がほぼ一致していること，Ni は高濃度ではよく一致しているが低濃度側でややＩＣＰ法の値が低いこと，Zn では全般的にＩＣＰ法の値が高目であることなどが指摘できる。図-3.-4の結果と表-3.-1の結果を比較すると再分解法の方がデータのバラつきが少なく原子吸光法との一致が良いことは明らかであり，十分実用に耐えるものと判断できる。

最後に再分解法の定量下限値に関する結果を表-3.-3に示す。これはブランク試料を7回繰り返し測定することにより発光強度のバラつきを求めその標準偏差の2倍の発光強度を示す濃度を検出限界，検出限界の5倍の値を定量下限値としたものである。

3.3　まとめ

ＩＣＰ法による下水及び汚泥中の重金属の分析について検討を行った結果，次の点が明らかになった。

イ．昨年度提案したAPDC-HHDC/キシレン抽出法と原子吸光法との相関性を調査した所，両者の測定値に少なからぬ差のあることが分かった。

ロ．イの差の原因については 100 % 明らかにはできなかったが，抽出液中のMnの存在がキレートを不安定にしやすいこと，抽出液中の高濃度元素（例えばZn）によるマイナスの影響などの現象を明らかにすることができた。

ハ．そこでこれらの欠点を補い，原子吸光法との相関を高めるためキシレン抽出液を再び酸分解して水相に戻してＩＣＰにかける再分解法を提案した。再分解法で

得られた試料をＩＣＰ法と原子吸光法にかけたところ両者ほぼ一致する結果が得られた。

4. 建設資材利用における汚泥中の微量重金属の環境への影響

4.1 まえがき

4.1.1 下水汚泥処分の現況と課題

わが国の下水道普及率は，昭和60年度末で36％であり処理人口は4,333万人と毎年増加している[1]。この結果，下水汚泥として発生する固形物は濃縮汚泥換算で年間100万t以上にのぼっている。発生汚泥は濃縮，消化，脱水，焼却などの処理により安定化，減量化されて処分されており，59年度の処分状況は表-4.-1[1]のとおりである。陸上，海面埋立てが76％と処分方法の中心となっている。

しかし，これらの埋立地の処分容量には限度があり，現存する埋立地も数年で満杯となる都市が多い。このため，新規の埋立地を確保するよう努力されているが，都市域の拡大，環境衛生上の問題等から埋立地の確保はだんだんと困難になってきている。一方，ここ数年来，脱水の効率化や焼却量の増加などから汚泥処分量は減少しているが，長期的には下水道普及率の増加とともに，汚泥処分量も増加すると考えられる。このことから，長期的に見た場合には，汚泥の有効利用を推進していく必要がある。

汚泥の有効利用量は，59年度で全処分量の16％で35万m^3/年となっている。この有効利用量は，表-4.-2[1]に示す様にその殆んど（91％）が緑農地への利用となっており，残りが建設資材利用となっている。緑農地への利用は，利用技術，利用体系ともにほぼまとまっており，今後は各方面で着実にその量を増やす必要があろう。

4.1.2 下水汚泥の建設資材としての利用

有効利用されている汚泥のうち，建設資材への利用量は59年度で3.1万m^3/年と全処分量の約1％に過ぎないが，現在下水道建設において多量の建設資材を利用していることから，建設資材としての利用方法やその体系がまとまれば今後建設資材利用が増加すると考えられる。

汚泥の建設資材利用に関する調査研究は，建設省，日本下水道事業団，地方公共団体等で活発に進められている。建設省では，総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発（昭和56～60年度）」において，掘削残土，コンクリート廃材，石炭灰などの廃棄物とともに汚泥の建設資材利用に関する調査を行い，廃

表-4.-1 下水汚泥の処分状況（59.4.1～60.3.31）[1]

（単位：千m^3/年）

処理性状＼処分形態	陸上埋立	海面埋立	有効利用	その他	計(%)
脱水ケーキ	970	430	177	10	1,587 (71)
焼却灰	142	140	34	0	316 (14)
乾燥汚泥	8	0	139	0	147 (7)
消化・濃縮汚泥	1	0	0	178	179 (8)
計 (%)	1,121 (50)	570 (26)	350 (16)	188 (8)	2,229 (100)

(注) 乾燥汚泥には堆肥化汚泥を含む。

表-4.-2 下水汚泥の有効利用実施状況[1]
（昭和59年4月1日～昭和60年3月31日）

（単位：千m^3）

区分＼処理性状		脱水ケーキ	焼却灰	乾燥汚泥	コンポスト	消化汚泥	計
緑農地利用	自治体で実施	170	0	5	87	0	262
	肥料会社等引渡し	7	3	1	46	0	57
	小計	177	3	6	133	0	319
建設資材等利用		0	31	0	0	0	31
合計		177	34	6	133	0	350

棄物の処理技術や加工された資材の品質基準や使用基準をまとめた。これによって，下水汚泥の建設資材への利用が促進されることと思われる。

汚泥を建設資材として利用する場合の形態としては，①焼却灰，②溶融スラグ，③軽量骨材等がある。溶融スラグ，及び軽量骨材は，砂，砕石，及び人工軽量骨材の代替品としての利用が主体であるが，焼却灰は，土，土質改良材，細粒材，窯業原料というように多方面への利用が考えられている。

4.1.3 本研究の目的

今後下水汚泥を広く建設資材として利用していくための課題として，①品質管理技術の確立，②実績の積重ね，③安全性の確認等があるが，本研究は“安全性の確認”について検討しようとするものである。すなわち，土，土質改良材として焼却灰を用いた場合に微量に含まれている重金属が周辺の水環境にどの程度溶出していくかについて研究し，その安全性を確認することを目的としている。ここでは対象汚泥として，土，及び土質改良材として用いられている石灰系焼却灰を用いた。

昭和61年度は，以下の実験を行った。

a．浸出水の長期観測実験

b．土質改良部表面からの溶出観測実験

c．供試試料の振とう溶出実験

以下に，これらの実験の概要及び結果についてそれぞれまとめる。

4.2 浸出水の長期的観測実験

4.2.1 目的

下水汚泥焼却灰を土，及び土質改良材として用いた

場合に，降雨により焼却灰中に微量に含まれている重金属が浸出水中にどの程度溶出してくるかを長期的に観測することを目的としている。

4.2.2　実験装置

図-4.-1に示す装置を土木研究所の湖北総合実験場に設置し実験を行った。この装置は，内径600 mmの円筒形のものであり，これに最大乾燥密度の90％値が得られる湿潤側の含水比状態の試料を30 cmの厚さに充填した。

4.2.3　実験方法

実験は，昭和61年3月より開始した。実験に用いた試料は，表-4.-3に示す8種類であり，内分けは石灰系焼却灰2種類，軟弱土壌2種類，及びそれらを乾燥重量で1：1に組合せた土質改良土4種類である。このうち，石灰系焼却灰は流動炉で焼却したもの（以下，流動炉灰と記す）と，多段炉で焼却したもの（以下，多段炉灰と記す）である。また，軟弱土壌は霞ケ浦の底泥と下水管渠の工事現場より採取したシルト質細砂を用いた。浸出水のサンプリングは，全量採取して1カ月に1度の割合でコンポジットサンプルとした。また，この他に，オーバーフロー水，雨水を採取した。また，採取した水は，GF/Bフィルターで戸過した後分析に供した。浸出水等の分析は，サンプリングの都度行い，分析項目はカドミウム，鉛，銅，亜鉛，鉄，カルシウム，マグネシウム，全クロム，六価クロムの9項目である。また，別に行った含有量試験の結果より，有機リン，PCB，その他の有機塩素化合物は含まれていないこと，焼却灰中には水銀が含まれていないことが確認されたので分析項目からは除外した。分析は，カドミウム，鉛，銅，亜鉛，鉄，カルシウム，マグネシウムは，誘導結合プラズマ発光分析法（以下，ICP発光分析法と略）により行い，全クロム六価クロムはJIS分析法[2]により行った。ICP発光分析法による測定項目のうち，カドミウム，鉛，銅，亜鉛は，焼却灰中に多く含有するとされている鉄，カルシウム，マグネシウムの影響を受けるため溶媒抽出により分離し測定した。また，カルシウム等濃度が高いものは適宜希釈した。ICP発光分析のフローを図-4.-2に示す。

4.2.4　実験結果

実験期間中の降雨量，及び雨水のpHを図-4.-3，4.-4に示す。降雨量は，350日で1,300 mm程度であ

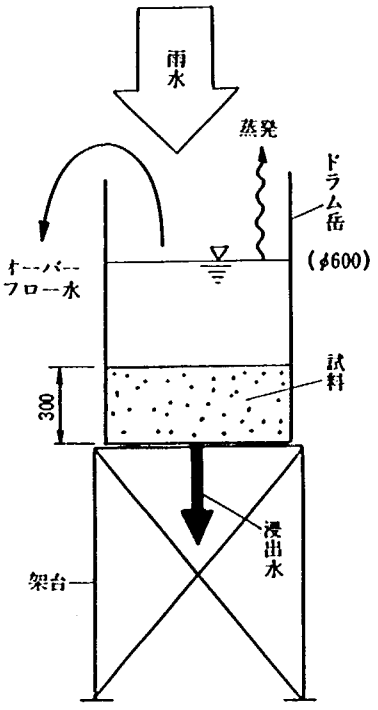


図-4.-1　屋外埋立実験装置

表-4.-3　供試試料の土質工学的特性

		試験法	供試試料							
			1	2	3	4	5(1+3)	6(1+4)	7(2+3)	8(2+4)
			石灰系焼却灰		有機質	シルト質	1～4の試料を土質改良を目的として混合，混合比は乾重で1：1			
			流動炉	多段炉	粘土	細砂				
自然含水比，W（％）		JIS A1203	0	0	86.8	38.8	36.6	12.5	42.4	17.5
土粒子の比重，Gs		JIS A1202	2.97	3.25	2.67	2.72	2.76	2.81	2.98	2.98
粒度組成（％）	砂分(74～2,000μm)	JIS A1204	32	78	19	57	28	47	51	67
	シルト分(5～74μm)		52	15	28	26	46	41	25	25
	粘土分(5μm以下)		16	7	53	17	26	12	24	8
最適含水比，Wopt.（％）		JIS A1210	47.7	63.8	43.5	20.5	48.2	32.5	52.0	36.0
最大乾燥密度，Pdmax(t/m³)		但し，混合土については KODAN	1.079	0.966	1.118	1.630	1.098	1.234	1.071	1.340
Pdmax90％湿潤側	含水比，Wpo（％）	104－1975	63.0	80.0	59.0	29.0	61.0	50.0	65.0	46.0
	乾燥密度，Pd		0.971	0.869	1.006	1.467	0.988	1.111	0.964	1.206
一軸圧縮強度，qu（kg/cm²）*		JIS A1216	0.865	0.247	0.433	0.406	1.72	4.18	0.778	0.888
透水係数，k（cm/S）*		JIS A1218(変水位法)	6.91×10^{-6}	4.01×10^{-5}	1.78×10^{-7}	1.62×10^{-5}	6.59×10^{-7}	2.68×10^{-6}	2.14×10^{-7}	1.99×10^{-6}
強熱減量（％）**		土質試験法	15.0	5.0	11.8	4.1	13.7	10.3	7.0	3.1

* Pdmax90％湿潤側，7日養生（試料3，4を除く）で行った。試料3，4は自硬性がないため養生なし。
** 加湿後

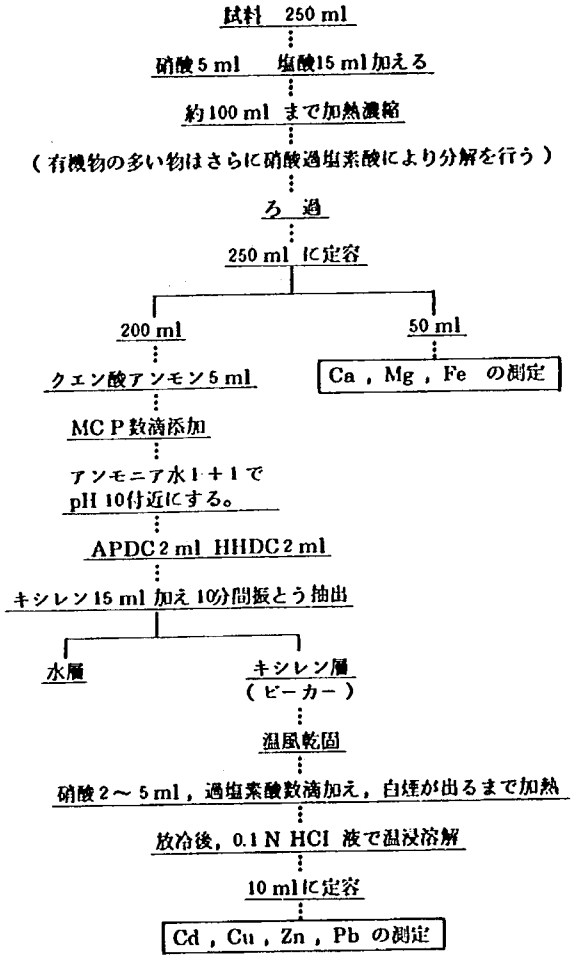


図-4-2 ICP 発光分析フロー

り，150 日後に急激な伸びが見られるがこれは昭和61年8月の集中豪雨のためである。雨水の pH は中性付近のものが主であるが，3～5月（実験開始より60日程度の期間）に降った雨は低pHを示しており，pH 4～5の酸性雨もこの期間に観測されている。

降雨に伴って8種類の試料から出てきた浸出水の量，水温を表-4.-4 に示す。試料1，5，6は降った雨が溜まることなく浸透し浸出水量も多く試料表面に雑草も見られた（写真-4.-1 参照）。これに対し，試料2，4，7，8では，試料上部に余水がたまっており浸出水量も試料4，7で他に比べ少ない（写真-4.-2 参照）。試料3は，試料4と同様に実験開始より 150 日程度経過した時点で余水がオーバーフロー水として採取できる程度発生したが，試料3では雑草の根張りのために水みちができ 200 日後あたりから余水は総て浸透してしまった。

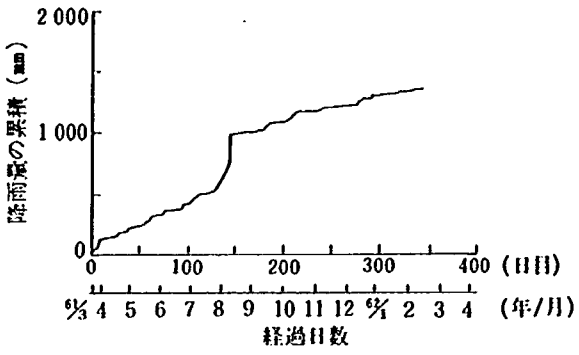


図-4-3 降雨量の変化

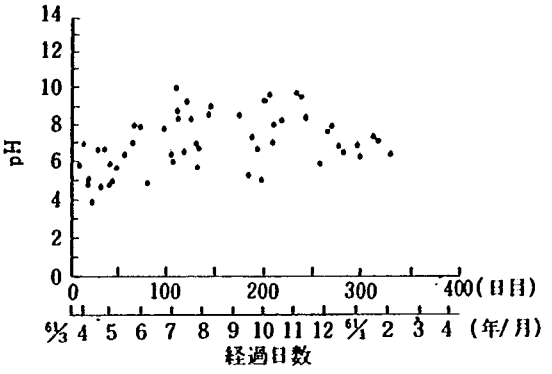


図-4-4 雨水の pH

表-4.-4 浸出水量

試 料	浸出水量(ℓ)※	水 温 (℃)
①	194	6 ～38.7
②	128	6.5 ～37.6
③	46	5.5 ～34
④	3	6.5 ～31.8
⑤	209	6.5 ～34.5
⑥	214	6.1 ～34
⑦	74	6.2 ～37.6
⑧	178	6.3 ～37

※ 338 日間のトータル量である。

浸出水及び雨水中の pH と重金属濃度を表-4.-5 に，各試料中の含有量測定結果を表-4.-6 に示す。表-4.-6 において，試料5～8の数字は試料1～4の濃度により計算で求めたものである。また，浸出水中に流れ出た各重金属の量を各試料中に含有する総量に対する質量百分率で流出率として表したものの経日変化を図-4.-5 に示

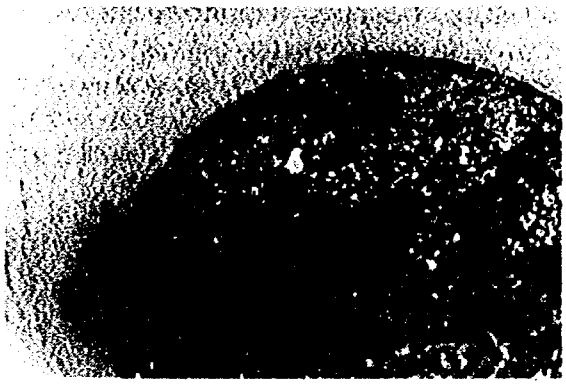


写真-4.-1　試料表面の状況（試料５）

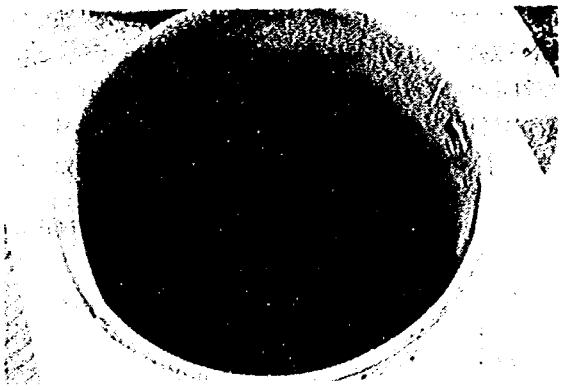


写真-4.-2　試料表面の状況（試料２）

表-4.-5　浸出水及び雨水中のpHと重金属濃度※（mg/ℓ）

試　料	カドミウム	鉛	銅	亜　鉛	鉄	カルシウム	マグネシウム	全 クロム	六価クロム	pH
環境基準	0.01 以下	0.1 以下	－	－	－	－	－	－	0.05 以下	－
排水基準	0.1 以下	1 以下	3 以下	5 以下	10 以下			2 以下	0.5 以下	5.8~ 8.6
1	<0.001	0.29 0.04~0.43	－ <0.005~0.017	0.033 <0.009~0.062	－ <0.05~0.05	353 232~521	<0.05	<0.022 0.014~0.030	－ <0.005~0.016	12 ~13.7
2	<0.001	－ <0.01~0.02	－ <0.005~0.101	－ <0.005~0.026	<0.05	113 2~181	<0.05	<0.005	<0.005	12 ~13.2
3	<0.001	－ <0.01~0.04	－ <0.005~0.015	0.046 0.005~0.073	－ <0.05~0.08	190 38~292	95.8 15.2~160	<0.005	<0.005	5.5~ 9.5
4	<0.001	<0.01	－ <0.005~0.026	0.058 0.035~0.082	－ <0.05~1.22	8 2~ 22	11.6 033~43.5	<0.005	<0.005	8.6~ 9.3
5	<0.001	－ <0.01~0.01	0.29 0.048~1.822	－ <0.005~0.052	－ <0.05~0.07	71 37~153	－ <0.05~1.20	－ <0.005~0.035	－ <0.005~0.024	10. ~12.3
6	<0.001	<0.01	0.174 0.007~0.407	－ <0.005~0.035	<0.05	24 2~ 64	－ <0.05~0.37	－ <0.005~0.014	－ <0.005~0.008	11.5~13
7	<0.001	－ <0.01~0.01	－ <0.005~0.035	－ <0.005~0.031	－ <0.05~0.06	612 87~1220	－ <0.05~0.71	<0.005	<0.005	8 ~12
8	<0.001	－ <0.01~0.01	－ <0.005~0.063	－ <0.005~0.184	<0.05	301 53~847	－ <0.05~1.62	<0.005	<0.005	10.5~12.3
雨　水	<0.001	<0.01	<0.005	0.024 0.010~0.058	<0.05	－ <1~ 3	0.24 0.10~0.59	<0.005	<0.005	3.9~ 9.2

※上段は平均値，下段は最小値~最大値を示す。

表-4.-6　重金属含有量測定結果

項目 / 試料番号	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Ca mg/kg	Fe mg/kg	Mg mg/kg	T-Cr mg/kg	Cr(vi) mg/kg
① 流動炉焼却灰	1.78	396	15.9	1013	254000	86800	21270	50.4	<0.1
② 多段炉焼却灰	0.90	1370	27.9	1270	208000	114000	18500	521	<0.1
③ 有機質粘土	0.28	34.8	12.8	51.9	2750	52400	5220	44.0	<0.1
④ シルト質細砂	0.22	17.4	7.5	37.0	6750	29100	6280	55.3	<0.1
⑤ ① + ③	1.03	215	14.4	532	128000	69600	13200	47.2	<0.1
⑥ ① + ④	1.00	207	11.7	525	130000	58000	13800	52.9	<0.1
⑦ ② + ③	0.59	702	20.4	661	105000	83200	11900	283	<0.1
⑧ ② + ④	0.56	694	17.7	654	107000	71600	12400	288	<0.1

す。ここでカドミウムは，浸出水中の濃度が低く総て定量下限値（＜0.01 mg /ℓ ）を下回っていたこと，鉄は試料4のオーバーフロー水中に1 mg /ℓ 程度検出されたが試料中の含有量に比べ微小であることから除外した。また，六価クロムは試料中の含有量が0.1 mg /kg （定量下限値）以下と低く流出率で表すことが困難であったため，浸出水中の濃度で表し図-4.-6に示した。

鉛は，試料1から多く流出し平均値で0.29 mg /ℓ と環境基準値の0.1 mg /ℓ を上回っていた（表-4.-5 ）。図-4.-5の流出率の経日変化を見ても，実験開始より11

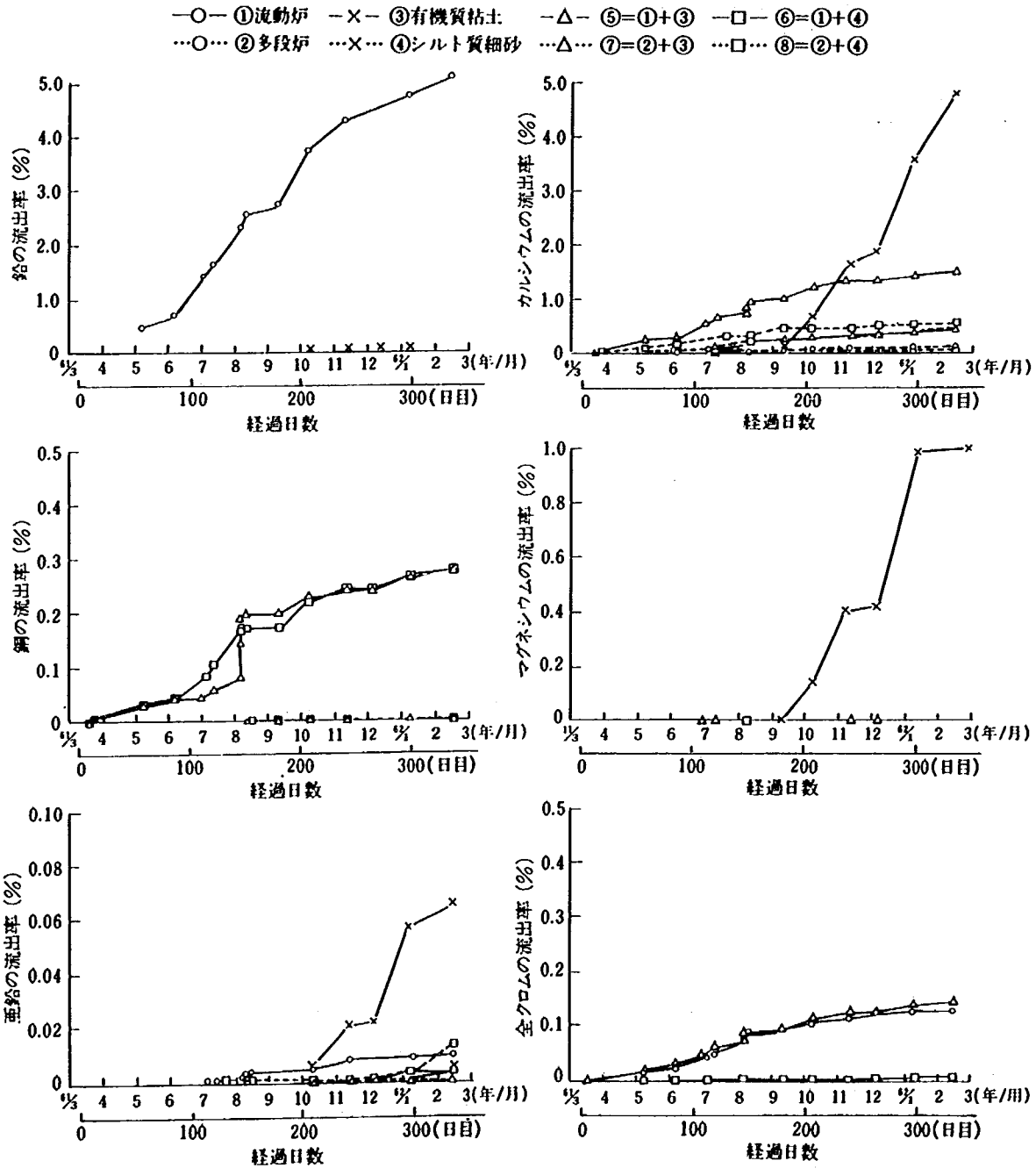


図-4-5 重金属流出率の変化

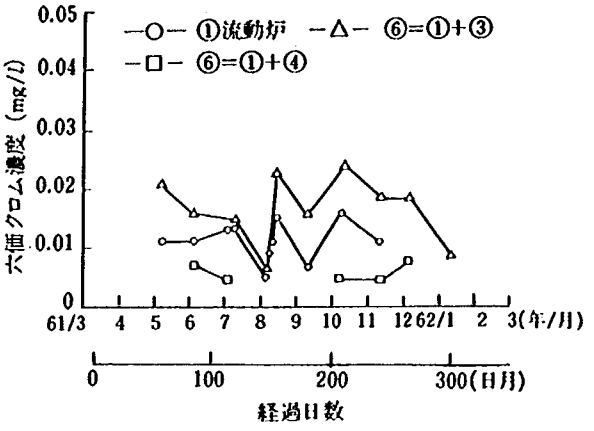


図-4-6　六価クロムの濃度変化

ケ月経た段階で含有量の5%が流出している。

銅は，試料5，6からの流出が他の試料に比べ多く増加の傾向にあった。しかし，浸出水中の濃度で見るとほぼ0.3 mg/ℓ以下と低濃度である。

亜鉛は，試料3からの流出が多いが11ケ月間で約0.06%の流出率でしかない。また，各試料の浸出水中の濃度は雨水中の濃度と同程度であった。

カルシウムは，焼却灰が石灰系であるために浸出水中の濃度としては非常に高くなっている。流出率では，試料3が高く11ケ月間で含有量の約5%が流出しているが，これは，試料中のカルシウム含有量が少ないというだけでなく，200日後あたりから浸出水量が増えpHが6～7にまで下がり溶解度が増したためであると考えられる。

マグネシウムにおいても，試料3からの流出率は高く，11ケ月間で約1.3%が流出した。これもカルシウムの場合と同様の原因によると考えられる。他の試料は，試料4を除くと雨水中の濃度と同様高くても1.6 mg/ℓであった。

全クロムは，試料1，5からの流出が他に比べ多くなっているが，浸出水中の濃度で見ると高くても0.035 mg/ℓであった。

六価クロムは，試料1，5，6の浸出水中から検出されたが，その濃度は高くて0.02 mg/ℓ程度で環境基準を下回っていた。

浸出水のpHは，焼却灰単体（試料1，2）からのものが含んでいる生石灰のために排水基準の5.8～8.6を上回り12以上と高い値を示している。焼却灰を土と混合したことによって，pHは低下の傾向にあるが依然高アルカリ側である。

4.2.5　まとめ

下水汚泥焼却灰を土，及び土質改良材として用いた場合に，そこから出てくる浸出水中の重金属の挙動を11ケ月間に渡り調査した結果，次の点が明らかとなった。

①　石灰系焼却灰2種類，軟弱土2種類，及びそれらを組合せた土質改良土4種類の計8種類の試料の浸出水中には，カドミウムは検出されず鉄も含有量に比べると低濃度であった。

②　石灰系焼却灰（流動炉灰）の浸出水中の鉛の濃度は，環境基準値の0.1 mg/ℓを上回り平均で0.29mg/ℓであった。しかし，この数値は後述の2つの実験の結果と矛盾した結果であり，今後検討していく予定である。

③　銅，全クロム，六価クロムは，多段炉灰よりも流動炉灰，及びこれらを含む土質改良土からの流出が比較的多いという傾向を示した。

④　浸出水のpHは，高アルカリ性を示し現在のところ低下の傾向は見られない。

本実験は，来年度も継続する予定である。

4.3　土質改良部表面からの溶出観測実験

4.3.1　目的

石灰系焼却灰を土質改良材として土と混合した場合の改良部表面からの重金属の溶出量及びその特性を室内実験にて解明する。

4.3.2　実験方法

石灰系焼却灰により改良を施した試料を，酸性雨を想定して作成した硝酸酸性の水に浸し[3]，周囲水の重金属濃度の経日的な測定を行った。実験条件を表-4-7に示す。

試料は，浸出水の長期観測実験に用いた石灰系焼却灰（流動炉灰）と有機質粘土，及びシルト質細砂とを乾重

表-4-7　実験条件

実験名	試　　料	試料の湿潤密度（g/cm³）	酸性水のpH	サンプリング数
A	・石灰系焼却灰（流動炉灰）と有機質粘土の混合土	1.39～1.47	1, 2, 3, 4.5, 6の5段階	2週間に1回の計5回
	・　〃　　〃　シルト質細砂　〃	1.29～1.41		
B	・石灰系焼却灰（流動炉灰）と有機質粘土の混合土	1.31～1.48	〃	3日後，1, 3, 4, 5, 7, 9, 11週間後の計8回

で1：1の割合で混合し，一軸圧縮試験用モールド（内径50 mm，高さ100 mm）で成型後1週間養生したものを用いた。

(1) 実験A

図-4.-7に示す装置に試料を3段に重ねて設置し，装置上部より硝酸酸性水を1,800 mℓ投入した。また，試料表面が大きく浸食されるのを防ぐために，盛土等の排水材として用いられている不織布で側面を被覆した。水は，2週間に1度の割合で全量引抜き，そのつど新しい酸性水を1,800 mℓ投入した。採取した水は，GF/Bフィルターで沪過後分析に供した。分析項目と分析方法は，浸出水の長期観測実験と同様である。

(2) 実験B

図-4.-7に示す様に，不織布で被覆した試料を2ℓのポリエチレン製の容器に入れ，そこに酸性水を600 mℓ投入して実験を開始した。水のサンプリングは，実験開始後3日，1週間，3週間，4週間，5週間後とその後は2週間毎に11週間まで計8回行った。ただし，実験容器は40個（＝8回×5段階）つくり，サンプリング毎に1個ずつ使用した。

4.3.3 実験結果

(1) 実験A

各々のサンプリング時におけるpHと重金属濃度を図-4.-8に示す。カドミウム，鉛，六価クロムは，そのほとんどが定量下限値かそれ以下であった。また，全クロムは定量下限近くの0.007～0.018 mg/ℓの範囲であり傾向的なものは見られなかった。pHの変化は，初期のpHが2～6のものは1回目のサンプリングよりpHが11.5～12.1にまで上昇している。初期のpHが1のものは2回目のサンプリング以降pH 3～3.7となっている。重金属濃度は，pHの変化と同様，初期のpHが1のものと2～6のものとでは大差がついた。このことより，重金属の溶出はpH依存性があることがわかる。なお，流動炉灰に有機質粘土，及びシルト質細砂を混合した場合とでは，重金属の溶出形態に顕著な差異は見られなかった。

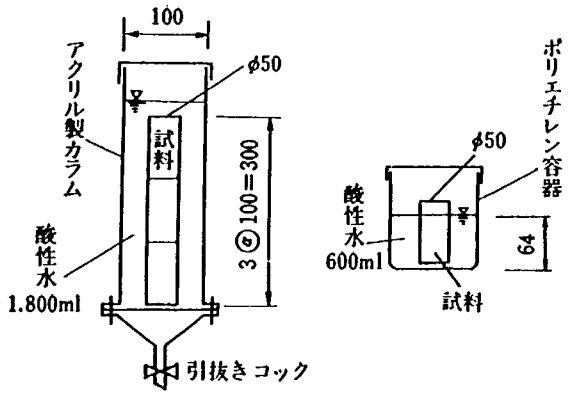


図-4-7 実験装置

(2) 実験B

酸性水のpH及び重金属濃度の経日変化を図-4.-9に示す。初期pH 2～6のものは1週間後で11以上に上昇しており，重金属濃度もカルシウム，銅以外では低濃度となっている。初期pH 1のものは，11週間後で10.5程度でありpH上昇速度は遅く，重金属濃度もpHの上昇に伴い低下する傾向にある。初期pHが2～6のもので銅濃度が増加しているのは，水中に溶出したアンモニアと銅が反応して錯イオンを形成しアルカリ側で溶解度が増加し水中にとどまったためと考えられる[4]。銅とアンモニアの反応式を以下に示す。

$$Cu^{2+} + NH_3 \rightleftarrows CuNH_3^{2+} \quad (4-1)$$

$$CuNH_3^{2+} + NH_3 \rightleftarrows Cu(NH_3)_2^{2+} \quad (4-2)$$

$$Cu(NH_3)_2^{2+} + NH_3 \rightleftarrows Cu(NH_3)_3^{2+} \quad (4-3)$$

$$Cu(NH_3)_3^{2+} + NH_3 \rightleftarrows Cu(NH_3)_4^{2+} \quad (4-4)$$

式（4－1）～（4－4）[4]に示した銅アンモニア錯体の濃度に与えるアンモニア濃度の影響を図-4.-10[4]に対数濃度図として示す。これは，横軸にpNH_3（$-\log NH_3$）を縦軸にCu^{2+}の濃度をとったもので，あるアンモニア存在下における銅とアンモニア錯イオンの割合を示したものである。本実験では，有機質粘土に含まれていたアンモニアが時間とともに溶け出し，2週間で2 mg/ℓ（NH_4^+－Nとして）程度，11週間で12 mg/ℓ程度となった。初期pH 2～6のもので2週間後に銅濃度は約0.2 mg/ℓであり，11週間後でほぼ0.6 mg/ℓであった。pH 11では，全体の98 %がNH_3で存在しているためpNH_3は2週間後で3.9となり図から溶解性銅のうち3 %が錯イオン化していることになる。同様に11週間後ではpNH_3が約3.2となり25 %が錯イオンとして存在していることになる。この様にアンモニア濃度に比例して銅濃度が増加したと考えられる。実験Aで有機質粘土を用いた試料から銅が溶出したのも同様の現象によると思われる。その後，濃度が低下の傾向にあるのは，アンモニア濃度の減少によるものと思われる。

4.3.4 まとめ

石灰系焼却灰を土質改良材として用いた場合に，改良部表面からの溶出観測実験により以下の点が明らかとなった。

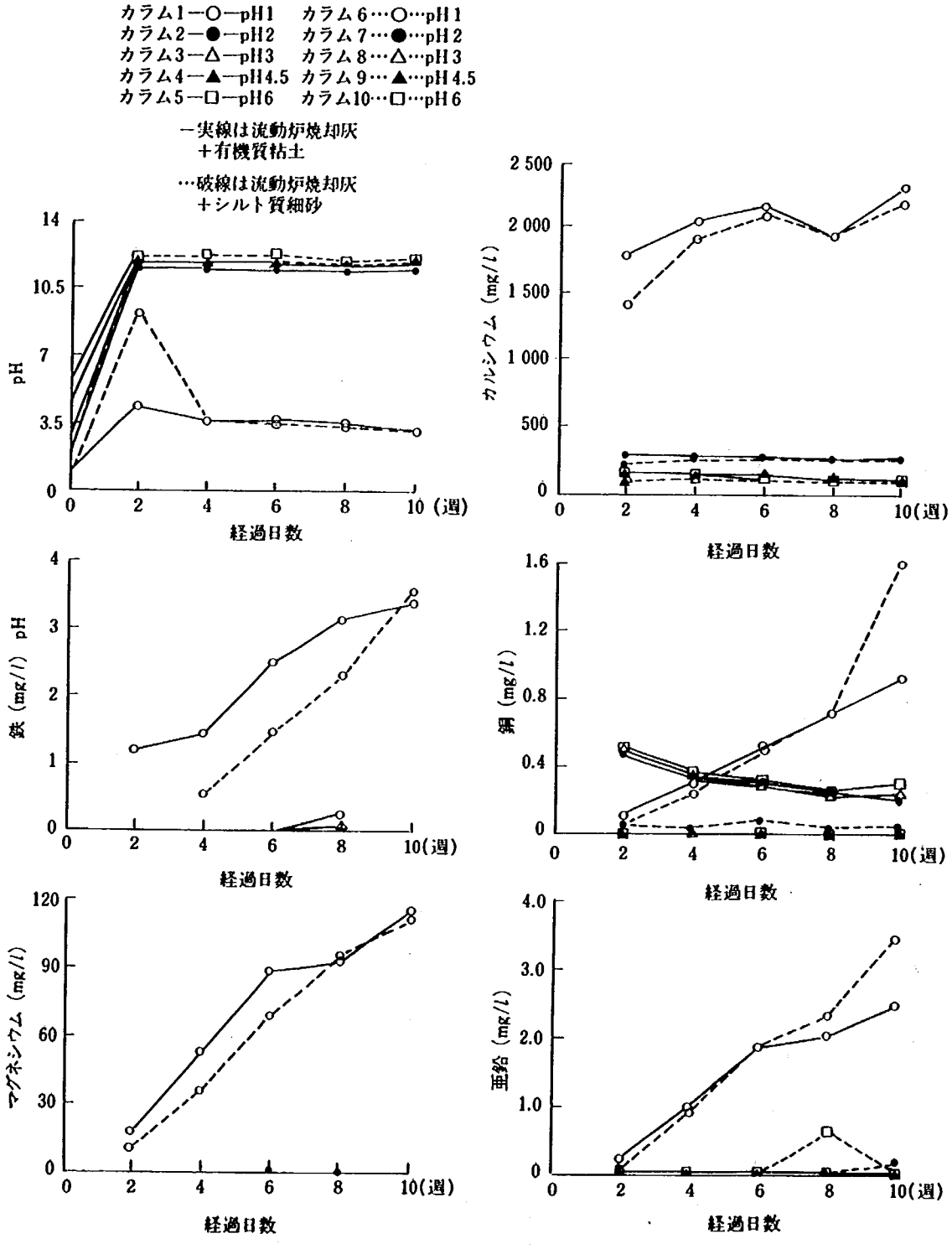


図-4-8　pHと重金属濃度の経日変化（実験A）

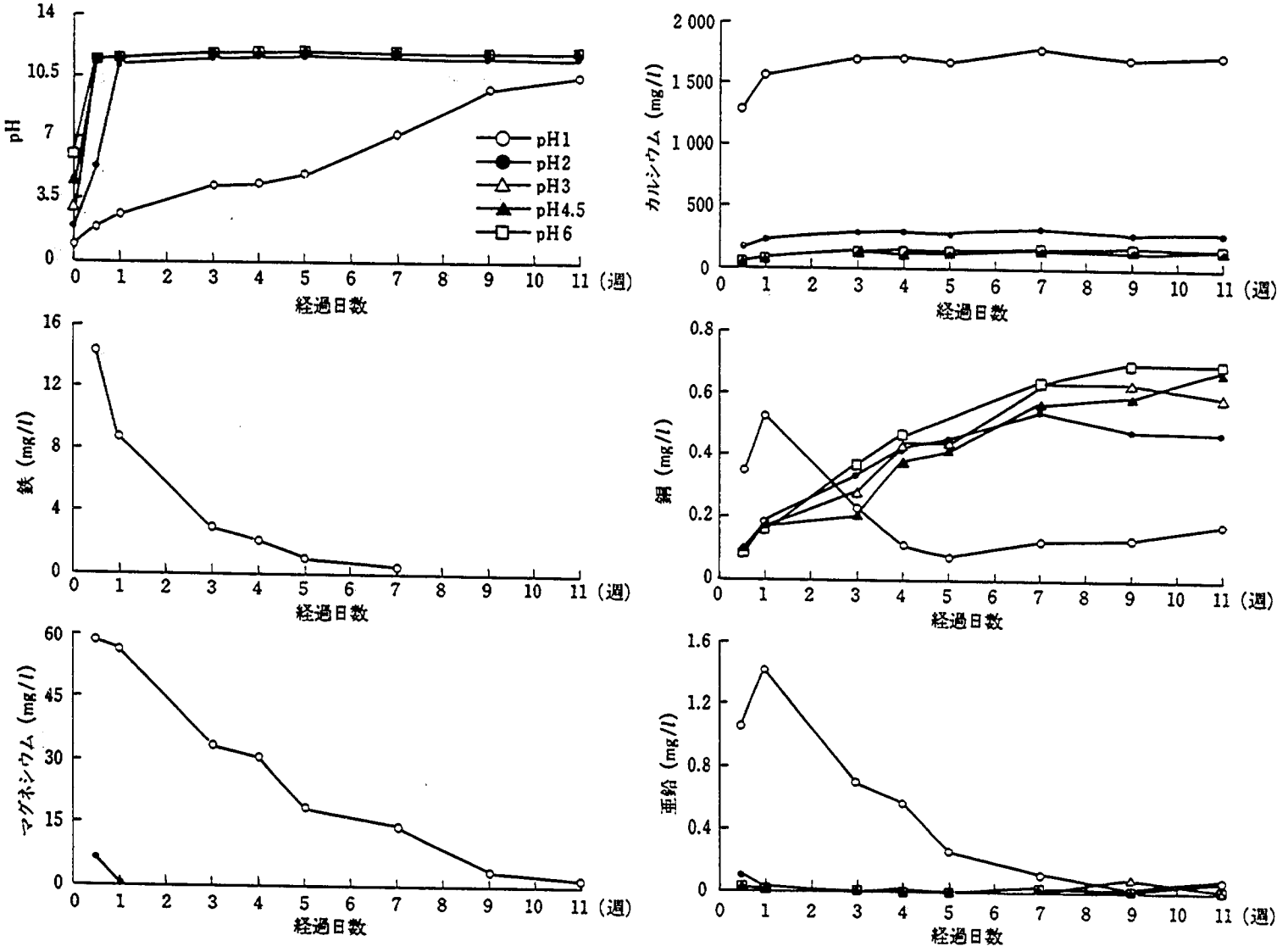


図-4-9　pHと重金属濃度の経日変化（実験B）

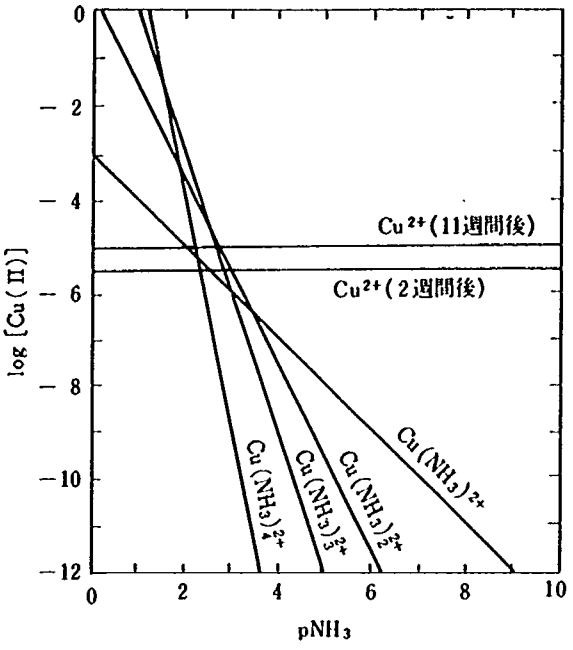


図-4-10　対数濃度図

① カドミウム，鉛，六価クロムは，ほとんどが検出されず，全クロムも低濃度であった。

② 亜鉛，鉄，カルシウム，マグネシウムはpHと強い相関がありpH 1（サンプリング時はpH 3）の水に浸した場合に重金属の溶出が顕著であった。

③ 銅は，水中にアンモニアが存在すると反応して錯イオンをつくりアルカリ側での溶出した。銅アンモニア錯体は通常，嫌気性消化工程など高濃度のアンモニアが放出される際に形成されるが，本実験の場合pHが11と高くほとんどがNH_3で存在するために低濃度でも形成されたものと思われる。

④ 酸性水の引抜き，投入を行った実験（実験A）では，滞留時間が2週間であるためにpH 1の水の場合は，実験Bからも明らかな様に10週間でpHが3.5程度にしか上昇しない。よって，pH 1の場合には溶解度があまり減少しないために重金属濃度は増加した。

⑤ 各pHに調整した酸性水に試料を浸した実験（実験B）では，試料中の生石灰の溶出によりpHが上昇し各重金属の溶解度が減少したために重金属濃度は，時間とともに低下する傾向であった。

4.4. 供試試料の振とう溶出実験

4.4.1 目的

石灰を含んだ試料の溶出試料を行う場合には，pHの上昇が予想されるのでこれの調整が必要となる。現在行われている溶出試験法である「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法（環境庁告示第13号，以下環告法と記す）」では，試料と混合前の溶媒のpH調整しか行っていないので実際には高アルカリ側で試験を行っていることになる。本実験では，酸及びアルカリを添加して試料と溶媒の混合後のpHを調整した溶出試験を行い重金属の溶出特性とpHとの関係を明らかにすることを目的としている。

4.4.2 実験方法

試料は，浸出水の長期観測実験で用いた8試料の他に，細砂，砂，及び各々を焼却灰2種類と混合した6試料を加えた計14試料である。pHの調整には各試料とも酸性側は硝酸を，アルカリ性側は水酸化ナトリウムを用いて初期pHを7段階に設定した。分析項目と分析方法は，浸出水の長期観測実験と同様である。実験は，環告法に準じ試料と溶媒とを重量体積比1：10の割合で混合したものを酸あるいはアルカリによりpH調整を行い，20℃恒温室において6時間連続振とうを行う方法を採

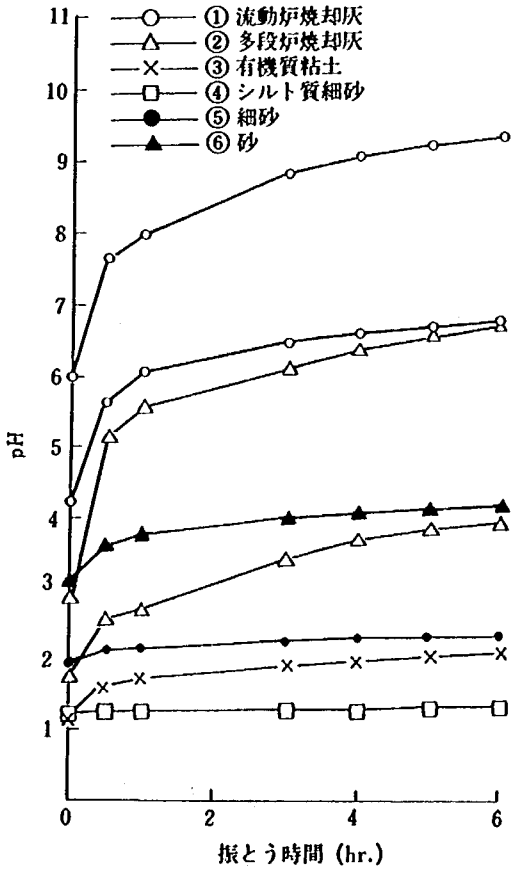


図-4-11　振とうによるpHの変化

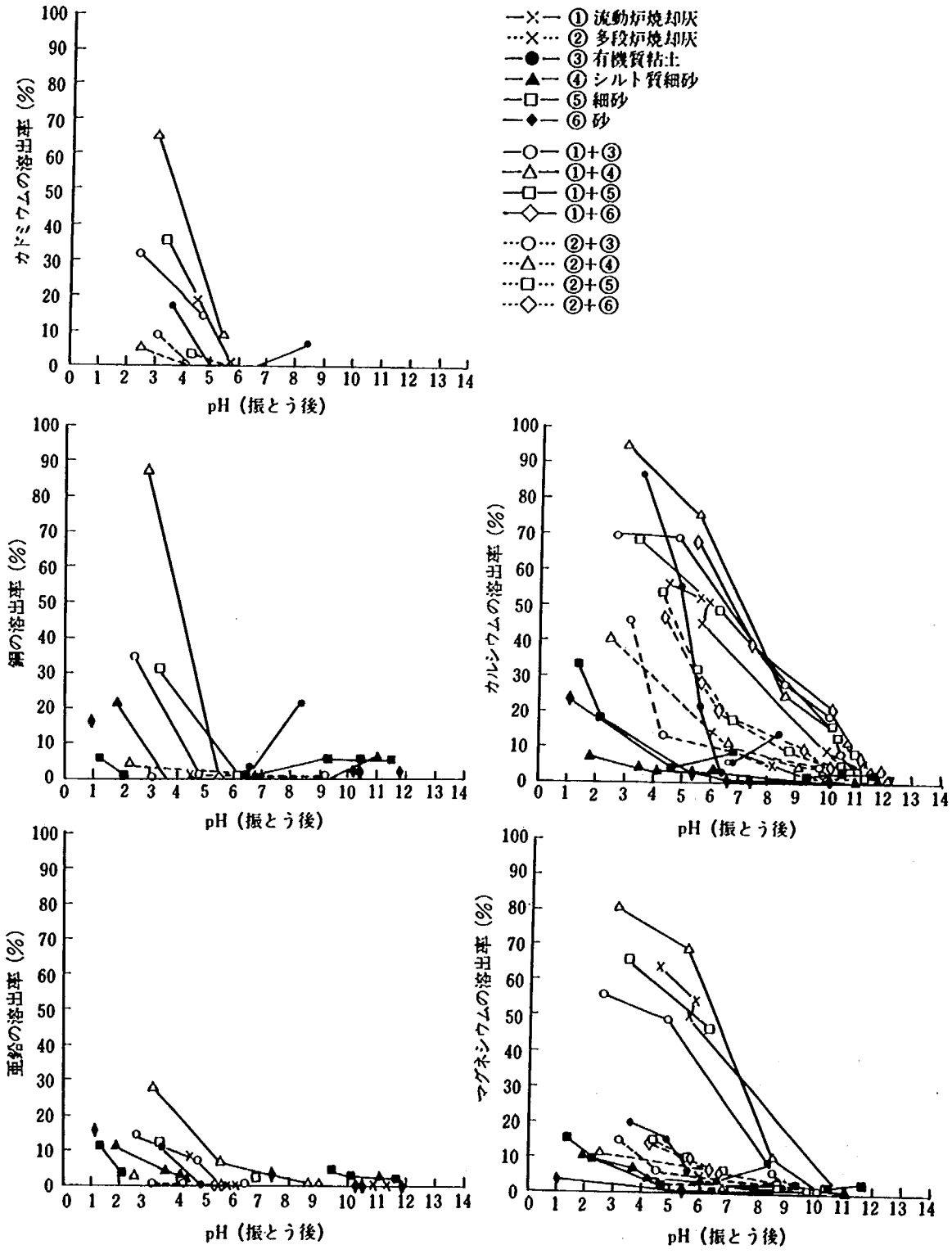


図-4.-12 pHと溶出率の関係

用した。

4.4.3　実験結果

石灰系焼却灰を用いた試料では，振とう中にpHが大きくアルカリ側へ移行し最初に設定したpHとは異ったものになる（図-4.-11参照）。従って，ここでは全ての試料について6時間連続振とう後のpHを解析に用いた。

pHと重金属の溶出率との関係を図-4.-12に示す。溶出率とは，溶媒中の重金属量の試料中の総含有重金属量に対する割合を質量百分率で表したものである。この図において低溶出率であった鉛，鉄，全クロム，六価クロムは除いてある。全体的な傾向としては，多段炉灰を含んだ試料よりも流動炉灰を含んだ試料の溶出率が高く，どの金属もpH 3付近で流動炉灰とシルト質細砂の混合物からの溶出が顕著であり，カルシウムでは90%を越えている。これは，表-4.-3からわかる様に流動炉灰の方が多段炉灰より粒度が小さく単位質量当りの表面積が大きいためと考えられる。カルシウムやマグネシウムは，アルカリ側でも溶出しカルシウムでpH 10で20%程度のものも見られる。これに比較し，カドミウム，銅，亜鉛はアルカリ側では溶出率が低い。従って，各種金属の溶出率はpHに依存すると言える。

4.4.4　まとめ

振とう溶出実験より以下の点が明らかとなった。

① 重金属の溶出率は，流動炉灰を含む試料が多段炉灰を含む試料よりも高かった。特に，流動炉灰とシルト質細砂を混合したものの溶出率は，どの金属についても高くカルシウムではpH 3で90%以上を示した。

② カルシウム，マグネシウムはアルカリ側でも溶出し，カルシウムの場合pH 10で20%程度の溶出率を示した。これに対し，カドミウム，亜鉛がアルカリ側で溶出率が低かったことから，重金属の溶出は共存イオンの影響などを考えなければpHにより決定される溶解度に依存する。

参考文献

1. 建設省都市局下水道部監修，日本の下水道－昭和61年－，日本下水道協会，昭和61年8月
2. 日本工業標準調査会審議，工場排水試験方法（JIS K 0102 - 1986），日本規格協会
3. 玉置正則，大気の汚染と雨水の酸性化，PPM，1984年3月，pp 2～11
4. 松井三郎・野口基一訳，環境工学のための化学，森北出版

Ⅲ 下水道事業調査費による研究

1．下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査

下水道研究室　　室　　長　竹石　和夫
主任研究員　谷戸　善彦

1. 調査の目的と必要性

昭和60年度末現在、我が国の下水道普及率はわずかに36%であり、下水道整備に対する国民のニーズは非常に強い。また、浸水の防除、公共用水域の水質保全という国土の保全の観点からも下水道整備の必要性は高い。しかし、昨今の財政事情の逼迫により、下水道事業の進捗ははかばかしくないのが現状である。また、長期的視点から見ても、我が国の経済は21世紀に向けて、安定成長を基調に推移すると予想され、今後は、かつての高度成長期のような公共事業費の大巾増加は、まず望めないと考えられよう。こうした中で、下水道事業を進めていくにあたって、今後は、「下水道事業の計画的・効率的整備」が極めて重要な課題となろう。

本調査は、この「下水道事業の計画的・効率的整備」に資することを目的として、下水道の計画的効率的整備手法の開発、下水道計画策定技術の確立・下水道計画の最適化を図るための計画評価手法の開発を行うものである。本調査の調査課題は以下である。

① 下水道の計画的・効率的整備手法の開発
② 下水道計画の評価手法の開発と最適計画策定技術の確立
③ 下水道に関する情報管理システムの確立と下水道計画への活用
④ 下水道整備効果の定量化及び費用効果分析

2. 昭和60年度までの調査結果

初年度の昭和59年度は、上記調査課題のうち、主として③及び①に関し、下記の調査を実施し、次のような結果を得た。

(1)下水道に関する情報管理、データベースシステムの開発と下水道計画への活用に関する調査

下水道業務体系、下水道情報項目を整理するとともに、データベースの整備目標、整備計画、データベースの効果を明らかにした。

(2)下水道の効率的整備手法に関する調査－幹線管渠の二条管計画について－

①効率的整備手法のうち、二条管、長距離圧送、暫定処理区、暫定処理場をとり上げ、各手法の特性と課題を明らかにした。

②効率的整備計画策定手順を提示した。手順は次の５つのプロセスよりなる。

ア)問題の明確化　イ)評価基準の作成　ウ)代替案の抽出と設計　エ)代替案の分析、評価
オ)整備計画の策定

③幹線管渠の二条管方式を取り上げ、ケーススタディを実施した結果、二条管方式の特性、導入条件等について次のことが明らかとなった。

ア)幹線管渠の第一期建設規模の決定において、各年投資額はその結果を大きく左右する。

イ)二条管導入のメリットは、各年投資額が抑えられた条件下において、より発揮される。

ウ)幹線規模決定に係る計画フレーム値の予測巾が大きければ、二期目の管渠施工の必要性がなくなる確率が高くなることも含め、二条管方式導入の効果は高くなる。

エ)二条管導入の効果が現われるのは、おおむね二期目の管の建設が必要となる年度頃までの間である。このように早期の投資効率を高める必要のあるとき、二条管は有効である。

60年度は、1で述べた①～④の課題のうち、①②に関して下記調査を実施し、次のような結果を得た。

(1) 下水道マップの策定方法に関する調査

①下水道マップ（下水道整備構想エリアマップ）は、その利用目的により、「全体整備構想型」と「行政施策決定型」に分類されることを示し、その特徴を整理した。

②「全体整備構想型」の下水道マップの策定手法として、線引きによる標準的な区域設定法を提案した。また、「行政施策決定型」の下水道マップの策定手法として、「地域メッシュ等既分割区域を活用した簡略法」を提案した。

(2) 下水道終末処理場の環境問題と周辺環境対策計画に関する調査

全国526箇所の処理場への実態調査票による調査と、2処理場における処理場周辺住民アンケート調査により、終末処理場の環境問題と周辺環境対策の実態を調査、分析し、次の結論を得た。

①苦情内容としては、圧倒的に悪臭が多く、以下、騒音、放流水質、害虫の順に多い。

②処理場から最も近い住居までの距離と苦情の有無の関係を見ると、1)最も近い住居までの距離が50m以上の処理場では、振動に対する苦情はない。同じく200m以上では景観、500m以上では騒音・大気・水質に対する苦情がない。

③処理水量1㎥あたりの処理場敷地面積原単位が1.0㎡/㎥以上になると、苦情は大きく減少する。

④し尿投入を実施またはし尿処理場と併設の処理場では、悪臭に対する苦情が多い。

3. 昭和61年度の調査結果

昭和61年度は、1で述べた①～④の課題のうち、①②に関わるテーマとして「下水道による水洗化率を左右する要因分析と公示後の水洗化率の経年変化の予測に関する調査」を実施した。

3.1 昭和61年度調査（下水道による水洗化率を左右する要因分析と公示後の水洗化率の経年変化の予測に関する調査）の目的

下水道整備への公共投資は、各戸の水洗化・排水設備の下水道への接続が完了し、各戸の汚水が管渠を通って処理場へ流入してくることにより、はじめて実効を上げるものである。このため、下水道法においても、「供用開始区域内における排水設備の設置を遅滞なく行うこと(法第10条)」及び、「処理区域内のくみ取り便所は公示後3年以内に水洗便所に改造すること（法11条の3）」を義務づけている。しかし、種々の理由により、水洗化・排水設備の接続が遅れ、実際に処理場

へ流入する汚水量が計画値を下回り、（特に供用開始当初において顕著である）そのため次のような大きな問題が多くの場所で生じている。

①処理場、ポンプ場等の施設容量が過大となり、流入水量の割に、ランニングコストが高い。

②下水道使用料収入が計画を下回り、財政上問題が生ずる。

③処理水量が少ないため、削減負荷量が少なく、公共用水域の水質改善効果も薄い。

本調査は以上の背景を踏まえ、水洗化の実態を把握し、水洗化率を左右する要因を分析し、あわせて公示後の水洗化率の経年変化の予測値を求めるものである。これにより、処理場への流入水量の的確な予測が行われ、適切な初期対策を実施できるようになるとともに、使用料収入見込が従来より精度よく行われるために下水道経営上大きなプラスになるものと思われる。また、水洗化率の向上のための対応策の目安を得ることができると思われる。

3.2　調査方針・調査方法

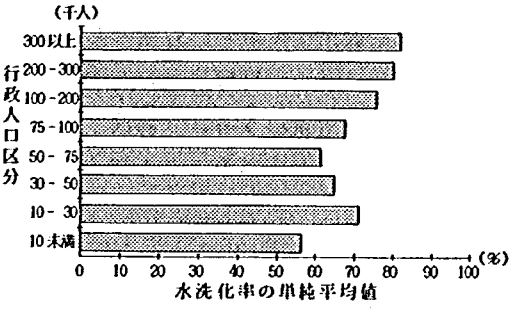
調査目的からして「便所・台所等からの汚水が排水設備を通って下水道へ接続されたか否か」が重大である。厳密には、この排水設備の接続と下水道による便所の水洗化とは同じものではない。しかし、実態調査の結果、大部分のケースは、同時に下水道による便所の水洗化と排水設備の接続を行っており、下水道統計等による従来からの調査方法をも考慮して、本調査では、「下水道による水洗化」ですべて統一してデータを取り、それが排水設備の下水道への接続であるとした。なお、浄化槽へ接続されている水洗便所は「下水道によって水洗化された便所」とは見なしていない。（未水洗化としている。）

調査方法としては、下水道統計（昭和59年度版、日本下水道協会）等既存の資料の分析を行うとともに、建設省下水道部下水道管理指導室が前に実施した「昭和59年度末維持管理実態調査（昭和59年10月）を分析した。また、詳細な分析のために、昭和61年10月に建設省より「水洗化率の推移及びその要因に関する調査」を全国約70の市町村に送付、回収して、解析を行った。

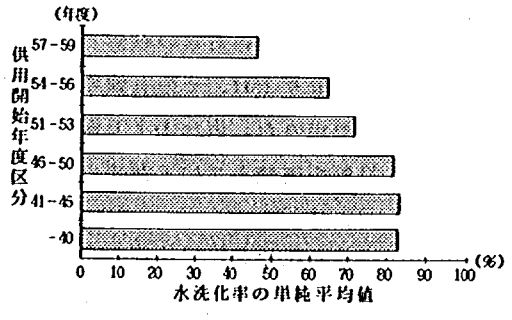
3.3　全国の水洗化率の現状

昭和59年度末における全国の各都市の水洗化率（下水道による水洗化人口／供用開始がなされた区域（処理区域）内人口）を求め、次に各都市を「行政人口区分別」「供用開始年度別」「普及率別」に分類し、各分類に入る都市の水洗化率の単純平均をとったものを図－1～図－3に示す。

図より以下のことがいえる。



図－1　行政人口区分別の水洗化率の単純平均値



図－2　供用開始年度区分別の水洗化率の単純平均値

①供用開始年度区分で見ると、水洗化率は、供用開始後10年以上では区分間で差がない。10年以内では、新しい都市ほど水洗化率は低い。

②普及率が高い都市ほど、水洗化率は高い。

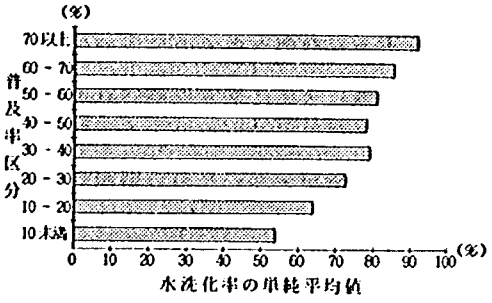
3.4　未水洗化の理由

未水洗化の理由として考えられるのは「経済的理由」「建物が移転、改築期にある」「借地借家関係」「公共事業等の施行予定がある」「排水設備が他人の土地を利用しなければ布設できない」「物理的困難（勾配が取れない等）」等である。

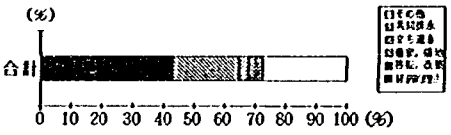
建設省下水道部下水道管理指導室が実施した「昭和59年度末維持管理実態調査」中の、供用開始の公示後３年（義務期間）以上を経過した処理区域内の未水洗化の実態資料によると全国の未水洗化の理由別内訳は、図－４のとおりである。また、水洗化率区分別で見たものを図－５に示す。図－４，５より次のことがいえる。

①「経済的理由」「建物が移転・改築期にある」「借地借家関係」の３つで全体の65%を占めている。

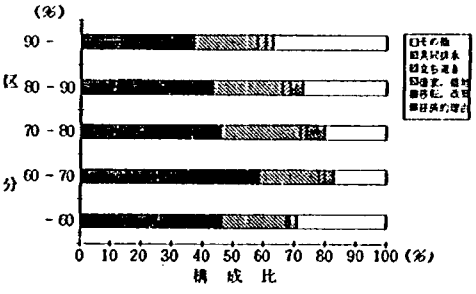
②水洗化率区分別に見た場合、水洗化率が高い都市ほど「経済的理由」の割合は減少している。



図－３　普及率区分別の水洗化率の単純平均値



図－４　未水洗化の理由別内訳（全国）



図－５　水洗化率による全国の都市を分類したときの、その区分別の未水洗化の理由

3.5　下水道による水洗化率を左右する要因分析

都市特性等種々の要因について分析を行った結果、次の二点について、傾向が見られた。

3.5.1　水洗化促進対策と水洗化率

昭和55～57年度に供用開始した都市を対象にして実施したアンケート調査（昭和61年10月の「水洗化率の推移及びその要因に関する調査」の一部）による水洗化促進対策の有無と水洗化率の推移の状況を表－１に示す。対策としては表－１に示す８つを取り上げ、その有無により対象市町村を分類し、その市町村における水洗化率の推移を平均値で求めた。表－１より明らかなように、水洗化促進対策のうち、「訪問」「補助金」「融資」対策を実施している都市の水洗化率は、対策を行っていない都市よりも明らかに高い結果となっている。

3.5.2　単独浄化槽の設置状況と水洗化率

単独浄化槽から下水道への転換状況と、くみ取り便所から下水道への転換状況を比較したものが表－２である。昭和61年10月のアンケートの中で有効回答のあった32都市の平均値を示した。

単独浄化槽とくみ取り便所で転換状況に大きな差はないが、表－２に示す如く、供用開始後三年目までは、くみ取り便所からの転換の方が多く、四年目以降は逆転して五年目ではその差が開いている。これは、くみ取り便所であった人の方が下水道による水洗化への対応が早く、「水洗化」という点では差がない単独浄化槽の人は下水道への接続がおそいことを示しているといえよう。四年目以降で逆転しているのは、義務期間が過ぎて市役所等による促進が強まった段階では、逆にトイレの改造等が安価ですむため一気に下水道への接続が進むことを表わしているといえよう。

表－１　種々の水洗化促進対策の有無と水洗化率の推移

対策	有無	項目	当年	二年目	三年目	四年目	五年目
広報	なし	件数	3	3	3	3	3
		平均（%）	30.0	51.5	64.7	82.7	90.6
	あり	件数	42	42	42	42	38
		平均（%）	28.7	52.5	66.5	76.2	81.1
掲示	なし	件数	26	26	26	26	22
		平均（%）	29.0	53.4	66.7	76.9	80.7
	あり	件数	19	19	19	19	18
		平均（%）	27.3	51.0	65.9	76.4	83.4
催し物	なし	件数	38	38	38	38	33
		平均（%）	29.0	52.7	65.8	75.3	77.7
	あり	件数	35	35	35	35	32
		平均（%）	28.6	52.6	67.5	77.7	84.8
通知	なし	件数	9	9	9	9	8
		平均（%）	27.0	53.5	68.2	78.2	80.2
	あり	件数	36	36	36	36	32
		平均（%）	29.2	52.1	65.9	76.2	83.0
訪問	なし	件数	10	10	10	10	8
		平均（%）	27.7	49.7	62.0	69.9	77.9
	あり	件数	35	35	35	35	32
		平均（%）	29.0	53.5	67.7	78.5	83.5
補助金	なし	件数	31	31	31	31	28
		平均（%）	26.0	49.5	64.3	74.8	80.1
	あり	件数	14	14	14	14	12
		平均（%）	34.2	59.9	71.1	80.7	84.7
融資	なし	件数	3	3	3	3	2
		平均（%）	19.9	42.3	64.6	78.9	92.5
	あり	件数	42	42	42	42	38
		平均（%）	29.4	53.1	66.5	76.4	81.0
住通対策	なし	件数	8	8	8	8	7
		平均（%）	30.1	56.6	74.9	87.1	90.3
	あり	件数	37	37	37	37	33
		平均（%）	28.4	51.5	64.6	74.3	79.8

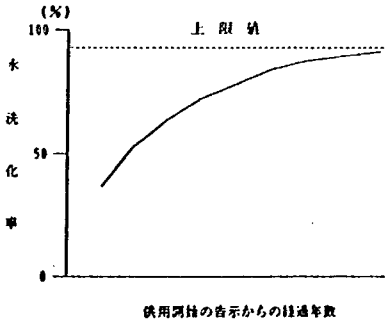
表－２　単独浄化槽から下水道への転換状況とくみ取り便所から下水道への転換状況の比較

		当年	二年目	三年目	四年目	五年目
件数		32	32	32	31	29
全体	告示人口（人）	409262	357195	284926	234598	161053
	水洗化人口（人）	123793	201666	206457	183567	129766
	水洗化率（%）	30.2	56.5	70.0	77.8	79.9
浄化槽設置	告示人口（人）	95246	85040	69839	53014	34267
	水洗化人口（人）	27789	47749	48638	42452	29029
	水洗化率（%）	28.3	56.1	69.7	80.1	84.1
浄化槽無（くみとり）	告示人口（人）	311816	272155	215097	181581	126816
	水洗化人口（人）	96013	153917	157819	140115	99337
	水洗化率（%）	30.9	56.6	70.1	77.2	78.8

3.6　公示後の水洗化率の経年変化の予測

3.6.1　予測式の構造

ある一つの処理区域において供用開始の公示以降の水洗化率は図－６のように推移すると考えられる。供用開始当初は、毎年増加するが、ある期間（10年程度）の後には一定値（上限値）となる。ここでは、この水洗化率の上限値が各都市の要因により決まるとの仮定を立て、水洗化率の上限値を都市の特性値で説明する重回帰式を求め、その式の有意性を証明した。次に、供用開始の　公示後の水洗化率の経年変化の予測を昭和61年10月に実施したアンケート調査の分析をもとに行った。



図－６　供用開始の公示以降の水洗化率の推移

3.6.2　水洗化率の上限値

水洗化率の上限値を都市の諸要因により算定する重回帰式の作成を行った。水洗化率の資料としては、「昭和59年度末維持管理実態調査」のうち、供用開始後10年以上経過した都市の、義務

期間経過処理区域内水洗化率を用いた。

(1)説明変数

重回帰式の説明変数候補として、以下を選択した。

＜都市の一般的特性要因＞

X_1：行政人口　（万人）

X_2：人口密度（行政人口／行政区域面積）　（人／ha）

X_3：一次産業就業率(%)

＜未水洗化の直接要因＞

X_4：年収100万円未満の住宅戸数／総住宅戸数(%)：「経済的理由」

X_5：1960年以前に建築された木造住宅戸数／総住宅戸数(%)：「建物が移転、改築期にある」

X_6：借家戸数／総住宅戸数(%)　：「借地、借家関係」

(2)重回帰式の作成

重回帰式の作成は変数増加法によった。取りこまれる変数の順序及びその回帰式における重相関係数は表－3のとおりである。この6説明変数を全て取りこんだ重回帰式は以下である。

$$Y = 92.7 + 0.0476X_1 + 0.0277X_2 - 0.205X_3 - 0.348X_4 + 0.0143X_5 + 0.0459X_6$$

＜標準偏回帰係数＞

X_1：0.144　　X_4：−0.211

X_2：0.155　　X_5：0.022

X_3：−0.199　　X_6：0.091

表－3　変数増加法による重回帰式の作成における取り込まれる変数の順序と重相関係数

順番	取り込まれた説明変数	重相関係数
1	一次産業就業率 (X_3)	0.439
2	年収100万円未満の住宅率 (X_4)	0.468
3	密度 (X_2)	0.492
4	行政人口 (X_1)	0.513
5	借家率 (X_6)	0.517
6	1960年以前建築の木造住宅率 (X_5)	0.517

未水洗化の直接の要因と考えたX_5，X_6の寄与率は、表－3の如く低い。また標準偏回帰係数の正負を見た場合X_5，X_6は、経験的に考えられる傾向と逆と考えられる。よって、X_5，X_6は重回帰式の説明変数からはずすこととし、水洗化率の上限値を与える重回帰式は、以下とする。

$$Y = 94.2 + 0.0510X_1 + 0.0344X_2 - 0.225X_3 - 0.299X_4$$

＜重相関係数＞　$R = 0.513$

(3)重回帰式の検定

重回帰係数$R = 0.513$は決して高くない。「重回帰の有意性」及び「偏回帰係数の有意性」について検討を行う。検定は水準5%で行った。

1)重回帰についての検定

分散比（回帰による分散／回帰からの分散）とF表の値との比較より「重回帰の有意性」の検定を行う。重回帰の分散分析表は表－4のとおりである。分散比は12.61（$=253.70/20.12$）である。また下表から$F(4,141:0.05) < F(4,100:0.05) = 2.46$であるので、

分散比≧　F（4.141；0.05）となり、検定結果は、5％水準で有意である。

2)偏回帰係数の検定

T表の値を用いて、「水洗化率の上限値を説明するのに、各々の説明変数が独自の役割があるかどうか」の検定を行う。　今回の場合は、

$|b_i| / (S^{ii} * V_e) ** 0.5 \geqq T(141; 0.05)$

b_i：偏回帰係数

S^{ii}：残差平方和・積和行列の逆行列の対角要素

V_e：回帰からの残差の分散

であれば、水準5％で有意である。

各説明変数について計算したものを表－5に示す。

T表よりT（141；0.05）＜T(100；0.05)＝1.98

であるから、検定の結果はすべての説明変数について5％有意である。

表－4　重回帰の分散分析表

変動因	自由度	平方和	分散
全体	145	3851.95	-
回帰による 回帰からの	4 141	1014.81 2837.15	253.70 20.12

表－5　偏回帰係数の検定

説明変数	$\|b_i\|$	S^{ii}	V_e	$\|b_i\| / (S^{ii} * V_e) ** 0.5$
X_1	0.0510	$3.1764 * 10^{-4}$	20.12	2.02
X_2	0.0344	$1.2771 * 10^{-4}$	〃	2.15
X_3	0.2246	$4.9786 * 10^{-4}$	〃	2.24
X_4	0.2987	$7.8709 * 10^{-4}$	〃	2.37

(4)標準的な上限値（人口20万未満の都市）

いちいち数値を代入しなくても、上限値の目やすを立てられるように標準的な上限値を提示する。

今回の重回帰式の検討に用いた供用開始都市のうち人口20万人未満の都市についての説明変数の値は表－6のとおりである。各説明変数値を表－6の標準偏差の幅で与えて上限値を算定すると表－7となる。ここで行政人口は、各区分毎の平均値（カッコ内の値）とした。また、標準的な上限値とは、各説明変数値を表－6の平均値とした場合の上限値である。表－7によれば、行政人口20万人未満の都市における水洗化率の上限値はおおむね90％程度である。

表－6　今回の重回帰式の検討に用いた供用開始都市のうち、人口20万人未満の都市の密度、一次産業就業率及び年収100万未満の住宅率

行政人口区分（万人）	密度（人/ha）		一次産業就業率（％）		年収100万未満の住宅率（％）	
	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差
5未満	4.0	3.4	15.0	7.3	9.8	4.4
5－10	23.7	26.5	7.5	6.1	6.8	2.8
10－20	28.0	29.4	5.8	4.8	7.4	3.4

表－7　人口20万人未満の都市における水洗化率の上限値

行政人口区分（万人）	上限値の範囲（％）	標準的な上限値（％）
5未満（4.0）	85.0 ～ 91.2	88.1
5－10（7.5）	88.4 ～ 94.5	91.4
10－20（15.0）	88.8 ～ 95.0	91.9

3.6.3　公示後の水洗化率の経年変化の予測

供用開始の公示後1～5年間の水洗化率の経年変化を、昭和61年10月に実施したアンケート調査をもとに整理する。

(1)水洗化率の経年変化

アンケート調査都市の各年度公示処理区域の水洗化率の経年変化を各都市毎に平均したものを表－10に示す。表－10を見ると、供用開始初年度の値は分散が大きいが、これは供用開始の公示の時期の差（1年の間における）が大きな原因と考えられる。水洗化率の平均的な経年変化は、表－10の平均値より表－8と考えられる。

(2)促進対策と水洗化率の推移

表－10の水洗化率を促進対策実施の有無で分類して、各々の分類毎に平均したものが前出の表－1である。表－1によると、「訪問」対策の効果は四年目以降で大きい。これはこの対策が主に義務期間経過後の未水洗化住宅を対象として行われることによると考えられる。逆に「補助金」対策は供用開始当年から四年目までの効果が大きい。

「訪問」「補助金」の促進対策の実施効果を明らかにするために、対策の実施状況のケース毎に分類してその平均値を求めたものが表－9である。ただし「訪問なし、補助金あり」というケースは一都市だけであるので除いた。

表－8、表－9をグラフ化したものを図－7に示す。図－7の点線は、標準偏差の範囲である。

表－8　水洗化率の平均的な経年変化

(%)

項　目	当　年	二年目	三年目	四年目	五年目
平均値	28.7	52.4	66.4	76.6	81.6
標準偏差	14.2	14.2	13.2	12.9	12.9

表－9　水洗化促進対策の有無と水洗化率の経年変化

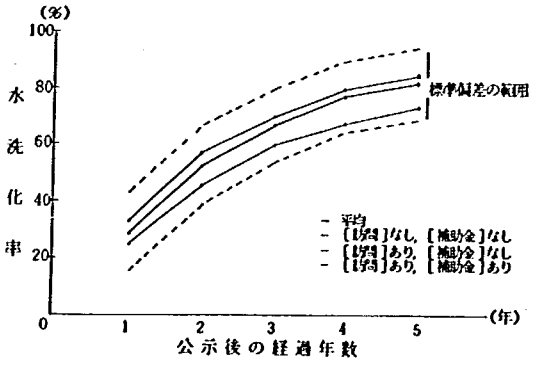
(%)

対策の有無	件数	当　年	二年目	三年目	四年目	五年目
訪問なし、補助金なし	8	24.5	45.7	59.6	67.2	72.9
訪問あり、補助金なし	29	27.6	52.0	66.1	77.2	82.2
訪問あり、補助金あり	13	32.9	57.1	69.5	79.7	84.7

3.7　まとめ

公示後の水洗化率の経年変化に関して、以下の知見が得られた。

①供用開始後　10年程度たった以降は、当該都市の水洗化率は上限値を有すると考えられる。その値は、当該都市の特性を説明変数とする重回帰式により求められる。また、計算しなくても目安をたてられるような標準的な上限値を提示した。



図－7　公示後の水洗化率の経年変化

表－10　アンケート調査都市における水洗化率の経年変化（公示後の経過年数と水洗化率）

県名	市町村名	水洗化率（%） 当年	二年目	三年目	四年目	五年目	六年目
北海道	苫小牧市	26.7	58.2	70.7	84.7	87.9	89.6
北海道	東神楽町	59.5	83.2	92.1	93.3	-	-
北海道	芽室町	17.1	60.9	74.5	83.5	83.4	85.9
青森県	十和田市	44.3	69.5	73.4	76.9	81.4	80.4
岩手県	盛岡市	19.8	57.0	65.8	72.7	81.1	90.6
宮城県	仙台市	19.9	31.9	49.3	59.3	65.7	-
山形県	酒田市	19.8	57.4	67.7	76.9	81.7	89.2
山形県	上山市	24.1	58.5	67.6	69.6	-	-
茨城県	竜ケ崎市	15.5	58.9	62.8	67.1	78.4	78.4
茨城県	龍ケ崎市	32.2	61.6	75.2	80.9	83.6	85.9
茨城県	守谷町	47.7	63.9	76.8	91.8	95.7	-
茨城県	今泉町	8.6	39.7	57.9	69.5	76.9	-
茨城県	筑穂町	19.6	37.4	53.9	69.8	76.1	82.8
茨城県	岡田町	13.1	33.9	51.9	61.7	67.9	-
茨城県	境町	11.9	40.2	56.8	86.3	91.3	-
茨城県	月泉町	21.0	46.2	69.2	80.0	77.1	-
茨城県	大子町	11.0	40.7	69.2	87.0	-	-
埼玉県	浦和市	11.0	45.7	61.5	72.3	94.5	-
埼玉県	大宮市	20.4	44.0	53.7	66.9	77.2	-
埼玉県	岩槻市	19.4	41.9	59.8	68.5	65.5	-
埼玉県	鴻巣市	12.0	38.9	54.4	68.4	71.0	-
埼玉県	大宮市	12.4	36.9	53.0	68.9	81.4	-
埼玉県	北本市	21.4	45.9	59.9	70.5	91.9	-
埼玉県	吉川町	9.7	35.3	53.0	69.5	81.9	-
東京都	三鷹市	57.5	82.0	89.1	93.6	-	-
神奈川県	横浜市	4.1	25.6	44.1	72.0	88.5	88.6
神奈川県	横浜市	12.5	36.4	57.2	76.9	84.1	-
神奈川県	横浜市	21.4	52.8	68.9	85.5	94.1	-
神奈川県	平塚市	6.1	32.8	51.8	76.1	90.4	98.0
神奈川県	富士吉田市	21.9	38.1	51.0	63.8	-	-
神奈川県	秦野市	35.4	65.6	77.0	91.7	96.3	99.1
神奈川県	厚木市	19.1	51.1	71.2	90.5	95.7	-
神奈川県	大和市	23.6	47.1	61.4	77.7	87.5	94.4
神奈川県	伊勢原市	10.3	28.9	46.9	63.7	76.3	-
神奈川県	海老名市	16.6	49.8	65.5	81.9	91.0	-
神奈川県	座間市	21.3	51.6	71.3	81.3	88.6	-
神奈川県	綾瀬市	37.3	64.8	75.5	91.7	97.0	98.8
新潟県	新潟市	10.0	39.5	53.6	66.8	90.5	-
新潟県	白根市	21.4	51.0	71.5	80.2	89.7	-
新潟県	小千谷市	25.2	46.5	57.3	57.3	55.8	-
新潟県	巻町	25.7	51.9	65.7	75.3	93.6	-
新潟県	六日町	19.8	39.3	56.1	71.5	93.6	-
新潟県	安塚町	25.3	51.9	64.4	81.5	88.0	-
新潟県	白根市	31.0	55.7	69.9	100.0	100.0	100.0

②公示後５年間の水洗化率の経年変化を標準パターンと水洗化促進対策（訪問と補助金）をほとした場合のパターンとして提示した。

4. 本調査における今後の検討課題

昭和62年度においては、１の調査課題でとり上げた、下水道に関する情報管理システムの確立と下水道計画への活用（③）、下水道整備効果の定量化及び費用効果分析（④）についても調査を進めることとしている。

2．閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　田中　宏明

1. 調査の目的

富栄養化した閉鎖的な水域では，流入する有機物負荷の他，栄養塩類の存在の下で水域内での有機物の内部生産が起こり，有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物質負荷の他に，栄養負荷の削減が必要であり，下水道を中心とした水質保全対策が必要と考えられるが，その施策に対する評価が十分行われてはいないのが現状である。しかしながら，閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには，諸施策の効果評価が行われる必要があり，その評価に関する調査を行い手法を確立することが必要である。

そこで，本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼をとりあげ，その流域で建設が進められている下水道施設により，栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに，その評価手法の確立を目指すものである。

2. 60年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下の通りである。

①下水道整備により削減される汚濁負荷は，年間総流出負荷量をもとに評価する必要があり，市街地からの年間総流出負荷量の推定を行った。

②下水道整備に伴い，排水区域からの有機物と，栄養塩の削減負荷量が増大していくことが分った。

③手賀沼湖内水質をＣＯＤでみると夏～秋期に年平均水質に比べ著しく高い水質濃度となり，同時に藍藻類の発生も多く，また冬期においても藻類の生産がみられる。このため，藻類による内部生産の寄与が年間を通してかなりあることが分った。

④流入河川水質のうち晴天時は栄養塩濃度のうち溶解性のものが大きく，湖水質に及ぼす外部要因として流入河川負荷量が大きく寄与する可能性があることが分った。

⑤手賀沼湖内水質は鉛直方向はほぼ一様であるが，水平方向にはＣＯＤ，クロロフィルａは上沼より下沼が，ＴＮ，ＴＰは下沼より上沼の方が高い傾向にあった。

⑥湖内における物質循環の現況と過年度の調査結果を整理する上で，湖内水質モデルを作成し，内的汚濁要因を主体として現況再現のための試算を行った。

3. 61年度調査結果

下水道の整備効果を手賀沼を対象として評価する時に，外部要因として重要な流入河川による現況負荷量をとらえる必要があることから，晴天時雨天時を通じた連続流入負荷量調査を実施した。また

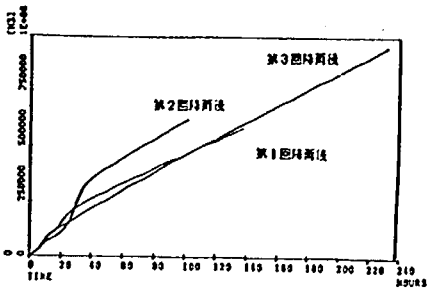
湖内に係る基本調査として，水質の定期調査及び湖内の流動状況調査を実施した。最後に，水質モデルの空間表現が及ぼす影響について検討を加えた。

3.1　汚濁負荷流出特性調査

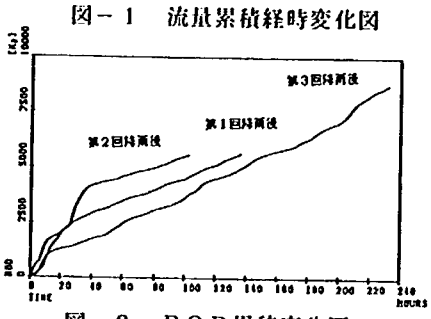
手賀沼の主要流入河川である大堀川（呼塚橋）において，自動採水器，自記水位計を設置し，昭和61年10月1日～14日の2週間にわたり水位と水質を連続的に調査した。晴天時の採水は，日変動が促えられるよう2～3時間の間隔で，雨天時は降雨開始から流量ピーク時までは15分間隔，以降は30分～1時間間隔で採水した。また流量の測定は15分間隔での水位計測を行うとともに，河川の平均流速を随時計測しH－Q図を作成し，流量に換算した。

この期間の流量，負荷量の経時変化を図6～12に示す。流量，負荷量ともに晴天時には一日を周期とした変動を繰り返している。また降雨開始と共に，流量の増加が起こり，降雨ピークと1時間程度遅れて流量のピークが達している。また流出負荷のピークは流量ピークの30分程度前に生じている。流出負荷量は，降雨の最初のピークに最大の流出量を示すものと，降雨あるいは流量ピーク時にかなり影響を受けるものに分れ，前者は，BOD，COD，後者はTN，TP，SSであった。

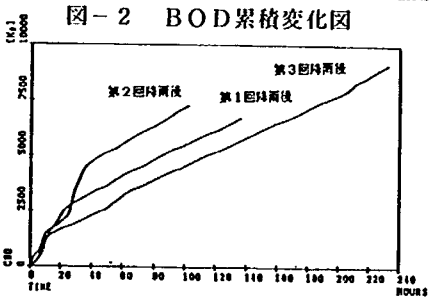
計測期間中の3回分の降雨ごとに流量及び流出負荷量の累積値の経時変化を図－1～5に示している。流量，負荷量とも降雨開始から流出量が大きくなり，その後次第に低下していき晴天時の流出量に近づいて行く。この晴天時の流出量及び負荷量を図上で直線近似しその傾きを求めることにより晴天時の流出量とした。また直線の切片を求めることにより一降雨に伴う流出量とした。この結果を表－1に示す。降雨データにより，バラツキが見られるが総降水量の16～28%程度が2～3日程度の間に晴天時流量に上乗せされて出て来て



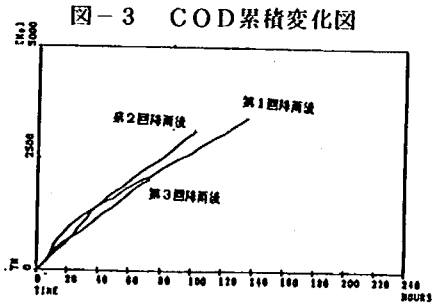
図－1　流量累積経時変化図



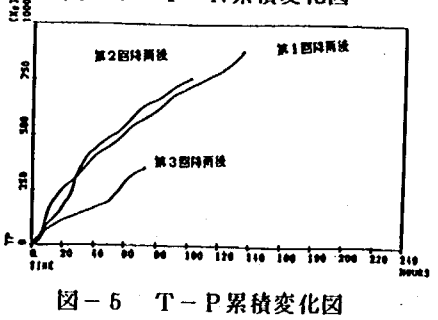
図－2　BOD累積変化図



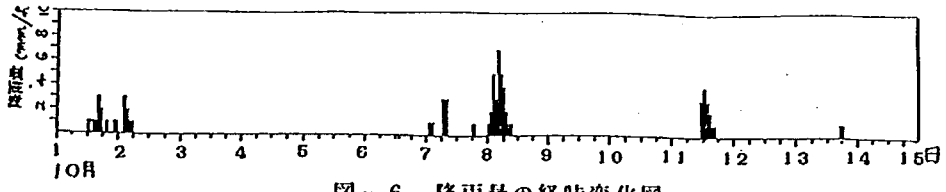
図－3　COD累積変化図



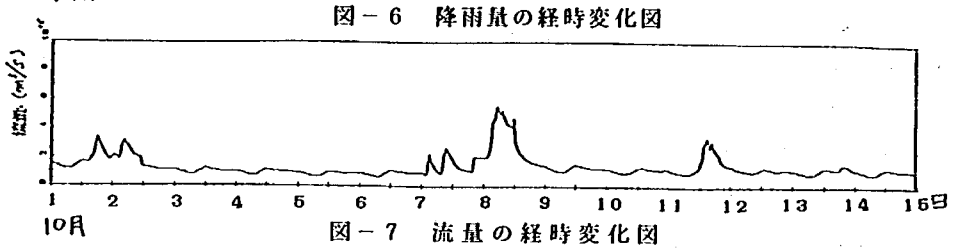
図－4　T－N累積変化図



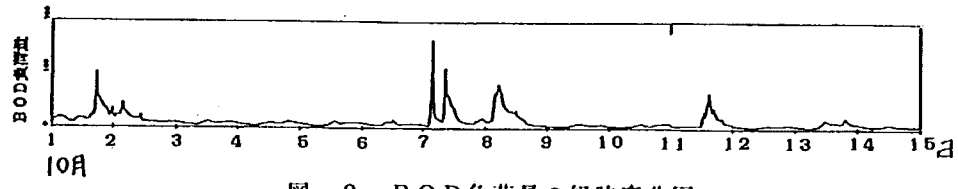
図－5　T－P累積変化図



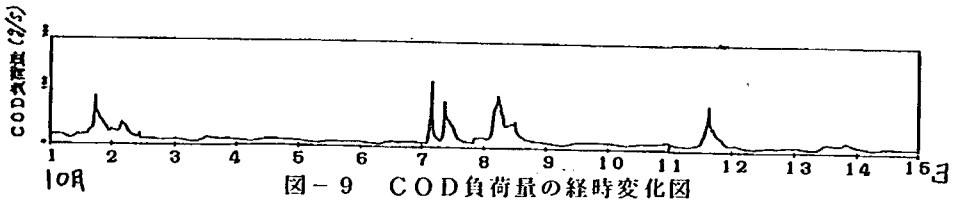
図－6　降雨量の経時変化図



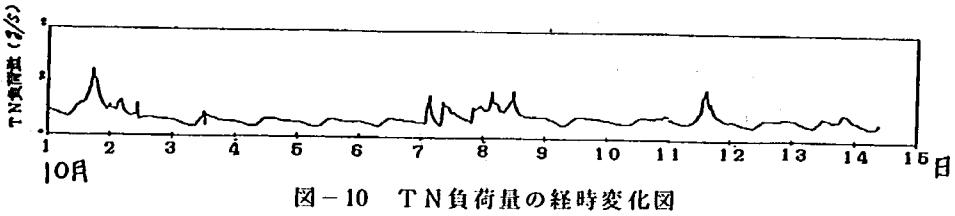
図－7　流量の経時変化図



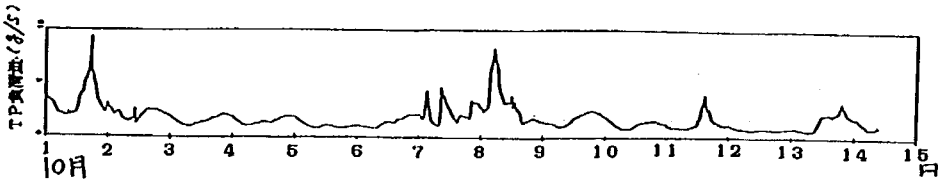
図－8　ＢＯＤ負荷量の経時変化図



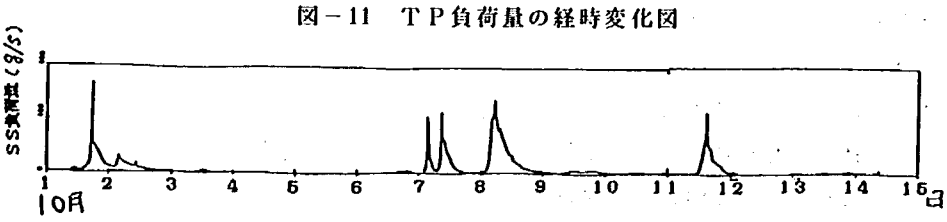
図－9　ＣＯＤ負荷量の経時変化図



図－10　ＴＮ負荷量の経時変化図



図－11　ＴＰ負荷量の経時変化図



図－12　ＳＳ負荷量の経時変化図

いる。この晴天時流量の中には長期的な基底流出量も含んでいる可能性があるが，市街化が進行した河川としては流出率が小さい。また晴天時の大堀川からの流出高は２～３mm／日程度と大きく，都市活動による水の利用量がかなり河川水量に影響を及ぼしていることが分る。

雨天時に流出する負荷量は降雨が大きい程大きい傾向にあるが，第１回と第２回での降雨を比較すると流出量がかなり違い，降雨の前歴が大きく影響することを示唆している。降雨データの集積をさらに図っていくことが必要と思われる。

表－１　大堀川における晴天時雨天時の負荷量

		降雨子	大堀川呼塚地点					我孫子市					
		総降雨	流量	BOD負荷量	COD負荷量	T-N負荷量	T-P負荷量	流出率	BOD負荷量	COD負荷量	T-N負荷量	T-P負荷量	流出率
		mm	㎥/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	m	g/㎥	g/㎥	g/㎥	g/㎥	%
晴天時	第1回		75,000	680	750	670	110	2.4	220	240	160	35	
	第2回		92,000	840	900	620	110	2.9	170	230	200	35	
	第3回		100,000	780	800	570	83	3.2	260	260	200	27	
	平均		89,000	670	820	570	100	2.8	210	260	180	32	
雨天時	第1回	mm	㎥	kg	kg	kg	kg	m	g/㎥	g/㎥	g/㎥	g/㎥	%
	第2回	18	180,000	1800	2300	630	250	5.1	580	740	200	80	28
	第3回	38	190,000	3200	3300	420	320	5.1	1000	1000	130	100	15
		14	76,000	700	1350	140	100	2.4	230	400	45	30	17

3.2　湖内水質調査

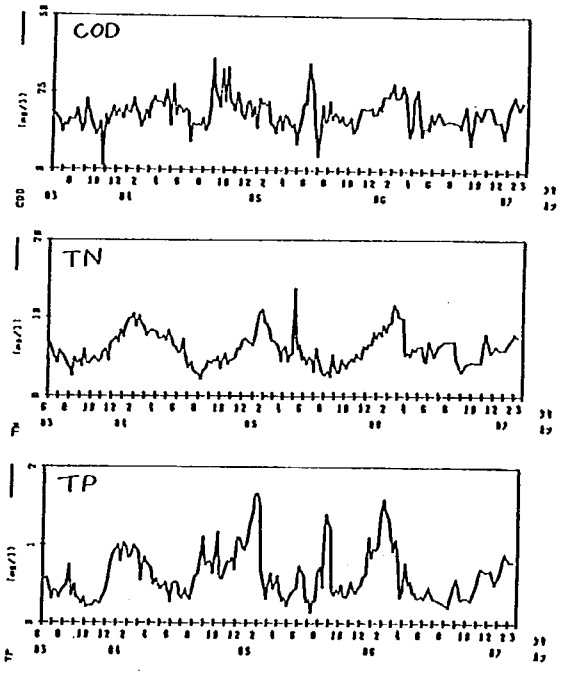
手賀大橋地点の50cm水深で採水を１～２週間間隔で実施している。過年度データ及び61年度データを図13に示す。61年度データの特徴を述べると次の様になる。

①ＣＯＤの変動が過年度に比べ小さく，春頃が高く夏秋期に余り高くならなかった。

②ＴＮ，ＴＰは過年度は春夏期に低下し，秋冬期に高くなるが，今年度は明確な傾向は出ていない。またＴＰは過年度夏期にもピークが出るが今年度は出ていない。

③植物プランクトンは，過年度は夏期における藍藻類の出現数が，ピークとなっているが，今年度は珪藻類が最多優占種となった。

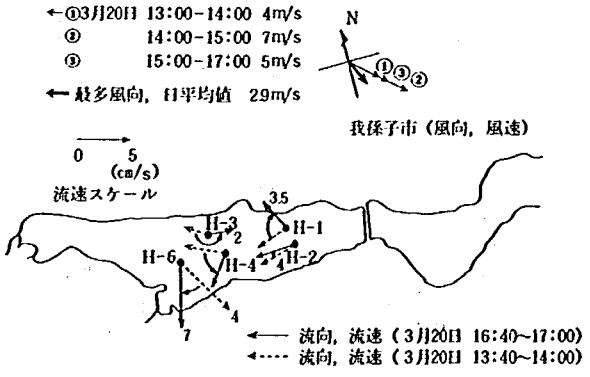
61年度は，８月上旬に台風による多量の降水量があったが，上記の特長がその影響を受けているのか今後継続して観測を続ける必要がある。



図－13　手賀沼水質経年変化（手賀大橋）

3.3　湖内混合特性調査

手賀沼に流入した物質の移動現象がどの様に起っているか，既往の知見がほとんど得られていないため，手賀大橋上流の湖内に小野式自記流向流速計を設置し，61年３月下旬に２週間程度連続測定を行った。流速計は水深80ｃｍに設



図－14　手賀沼における流向，流速測定結果(1)

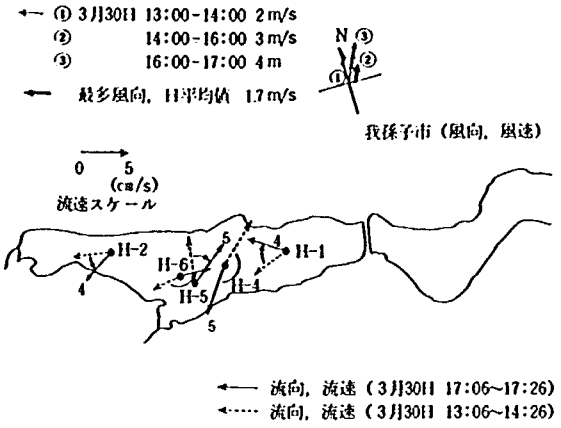
置し，20分間隔の平均流速と流向を読み取った。この結果の要点を以下に記す。

①期間で流速が1時間以上連続して観測されたのは4期間のみであり，最大十数cm程度であったが，その他の期間は流速計の測定範囲（2cm／s）以下であった。

②観測期間中は，手賀沼流末の手賀沼排水機場ではポンプの稼動はなかったが，利根川への放流樋門の開閉は間欠的に行われていた。また，本手賀沼出口の曙水門は，一時期をのぞいて全開であった。流速が観測された時は，放流樋門，曙水門ともに開けられていた。

③降雨に伴う流出による影響については，15mm程度の降雨が2回あったが，流速が観測された時とされていない時があった。

④気象庁我孫子観測所の風向，風速データと，流速が観測された時の湖内の複数点での流向－流速を示した例を図14～15に示している。

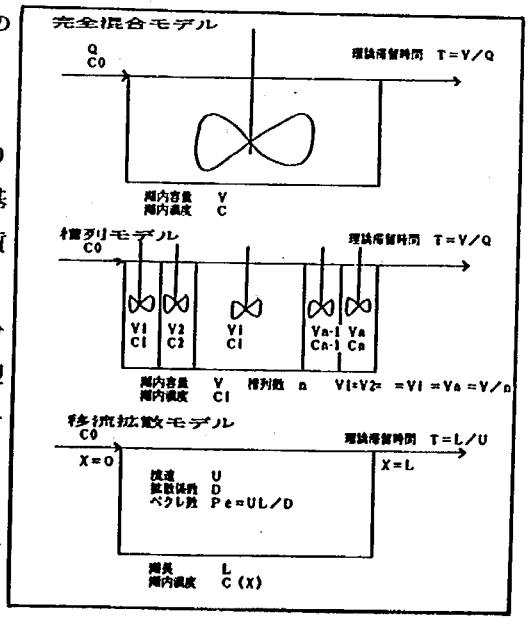


図－15　手賀沼における流向，流速測定結果(2)

これらのことより，湖内の平均流速はかなり小さく，15mm程の降雨では下流方向への大きな流速は生じないこと，湖内の流動は風の動きの影響を強く受け複数の渦を持つような複雑な動きをすることが分ったが，手賀川最下流の樋門及び排水機の影響の有無については明確とならなかった。

3.4　空間モデルの混合特性に及ぼす影響

湖内水質をモデル化する場合，空間的表現方法によりどの様な水質変動に影響を与えるかを検討してみた。基本的検討のための第一段階として保存性の成り立つ物質で，一次元現象に帰着できる場合を考えることとした。空間モデルの表現方法として，大別すると次の2つに分けられる。空間的要素を有限な離散量で表現する集中型モデルと，空間的要素が連続的な分布型を持つとする分布定数モデルである。また集中定数モデルは，離散化させる空間数が1つの場合，完全混合型モデルと呼ばれているのに対し，離散化数が2以上の場合には，槽列モデルと呼ばれている。実際の現象は，連続的な空間において起っており，分布定数モデルがそれを表現するのに適するが，モデルは可能な限りシンプル化することが望ま



図－16　モデルの概念図

しいことや，数学的解法の容易さ等を考慮すると一概に分布定数モデルが適しているとは言えないであろう。しかしながら，空間的表現方法の相違によりどの様な伝播性の相違が出るかを検討しておく必要性はあると考えられる。このため，湖を１つのシステムと考え，流入する負荷変動が入力，湖内水質が出力としてその特性を調べてみた。湖内に流入し流出する流量は時間によらず一定であるとし，分布定数モデルの湖内流速は空間的にも一様であるとした。この時モデルの数学的表現は表－２の様になる。またモデル概念図を図－16に示している。次にこのモデルごとの，時間に関する伝播特性をみるため，フーリエ変換を行い，時間空間から周波数空間に変換した空間で比較する。この手法は制御工学等で用いられている手法であり，入力に伴う様々な時間変動成分を周波数ごとに分解し，周波数成分ごとにどの様な波の振幅と位相の伝播性をもつかに注目するものである。

表－２　モデルの数式表現

完全混合モデル

$$\frac{dC}{dt}(t)=\frac{Q}{V}(C_0(t)-C(t)) \qquad I.C.\ \ C=0\ (t\leq 0)$$

槽列モデル

$$\frac{dC_i(t)}{dt}=\frac{Q}{nV}(C_{i-1}(t)-C_i(t)) \quad (2\leq n) \qquad I.C.\ \ C_i=0\ (t\leq 0)$$

$$\frac{dC_i(t)}{dt}=\frac{Q}{nV}(C_0(t)-C_i(t)) \quad (n=1)$$

移流拡散モデル

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t}+U\frac{\partial C(x,t)}{\partial X}=D\frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial X^2}$$

I.C.　C(X)＝0 (t＜0)
B.C. 1　C(X) at t=0 ＝ C(x)
B.C. 2　C(X) at t→∞ ＝有界

表－３　モデルのシステム関数 H(ω)

完全混合モデル

$$H(w)=\frac{1}{1+wT\,i}$$

槽列モデル　（k番目の槽の場合）

$$H_k(w)=\frac{1}{\left(1+\frac{k}{n}wT\,i\right)^k}$$

移流拡散モデル（分布定数モデル）

$$H(w)=EXP\left(\frac{Pe\,X}{2\,L}\left(1-\sqrt{1+\frac{4wT\,i}{Pe}}\right)\right)$$

移流のみの場合

$$H(w)=EXP\left(-\frac{X}{L}wT\,i\right)$$

ただし $H(w)=C\,i/C0$，添え字 i はフリエ変換された関数

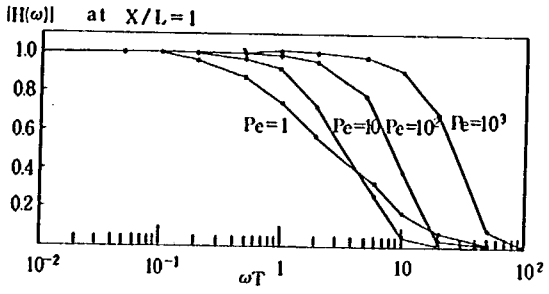
入力の濃度 Co と出力の濃度 C のフーリエ変換したものの比をシステム関数と呼んでおり，このシステム関数の形が伝播性を表現するものである。その結果を表－３に示す。このシステム関数は複素関数となるが，その絶対値は，周波数成分の入出力の増幅比を表わす。またシステム関数の実数部と虚数部の比を角度で表現したものが，位相のずれを表わすことになる。システム関数は，集中定数モデルの場合，入力の角周波数 ω と湖の理論滞留時間 T との積 ωT 及び湖の分割数 n の関数として k 番目の槽について表現できることが分る。一方，分布定数モデルで，移流と拡散が同時に存在する場合，槽長 L の任意の位置 X でのシステム関数は集中定数モデルと同様に，ωT の関数となるとともに，移流と拡散の大きさの比であるペクレ数 Pe で表現されることとなる。

それぞれのモデルの伝播性をシステム関数の増幅比 $|H(\omega)|$ と位相のずれ $\varphi(\omega)=\tan^{-1}$（Im(H(ω))／Re(H(ω))）で整理すると図19～22となる。それぞれのシステムの特性を述べると

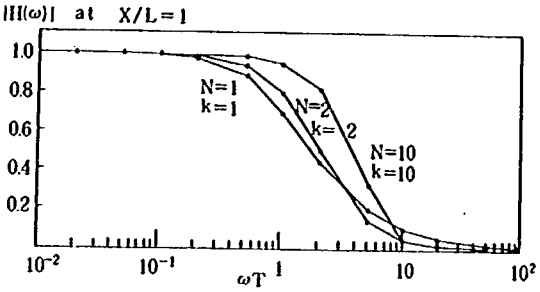
①ωT が小さい場合，増幅係数は１であり，入力の振幅の大きさは変化なく出ていくが，ωT が大きくなると減衰し，入力の振動が伝わらない。これは集中定数モデル，分布定数モデルともに同じ傾向を示す。

②集中定数モデルで槽列数を増加すると ωT が大きな成分の減衰性が低下し伝播性が改善される。ただし，n＝１の完全混合モデルの場合は，ωT がかなり大きな成分の伝播性は n が大きなものに比べ，むしろ大きい。

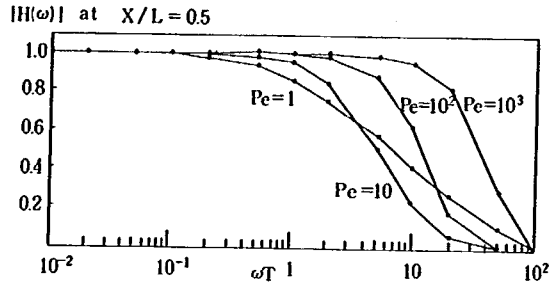
③分布定数モデルでは Pe 数が大きくなると ωT が大きな成分の減衰性が低下し伝播性が改善される。ただし，Pe＝１では ωT が大きい成分の伝播性はむしろ大きい。



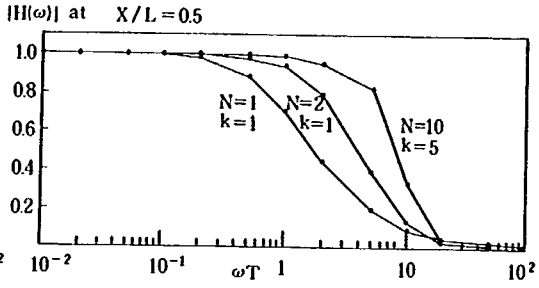
図－17　分布定数モデルの増幅比（湖出口）|H(ω)|



図－18　集中定数モデルの増幅比（湖出口）|H(ω)|



図－19　分布定数モデルの増幅比（湖中心）|H(ω)|

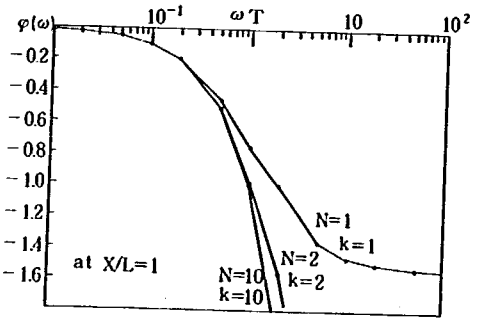


図－20　集中定数モデルの増幅比（湖中心）|H(ω)|

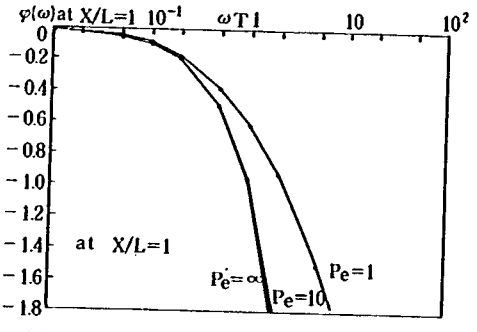
④湖の出口と湖の中央部は①～③についてほぼ同じ傾向を示すが，減衰性は中心部の方が小さい。

⑤位相のずれについては ωT が小さい成分ほど位相の遅れは小さい。Pe 数が大きな分布定数では移流項のみの位相のずれに近づいていく。集中定数モデルでは槽列数を大きくすればする程分布定数モデルの移流項のみの場合に近づく。

以上のことを踏まえ，湖沼の水質モデルの空間表現方法による伝播特性について考察する。まず入力の周波数 ω と湖の滞留時間 T の積によって伝播特性は表現されることである。図－23に示すように入力成分の周期と滞留時間の関係から ωT は整理されるが，湖の滞留時間によって入力成分が湖内の変動に与える影響範囲が異なることが分る。滞留時間が一定であれば，長い周期変動のもの程その変動要因を強く，かつ同じ位相の波として影響を受ける。流入する負荷変動を調べ，スペクトル解析等の方法により各種の周期の波として分解できれば，ωごとの振幅の大きさが分るので，湖の滞留時間 T と湖内の混合特性 Pe を求めればどの周波数成分が水質変動を支配するかが大概ね分ることとなる。

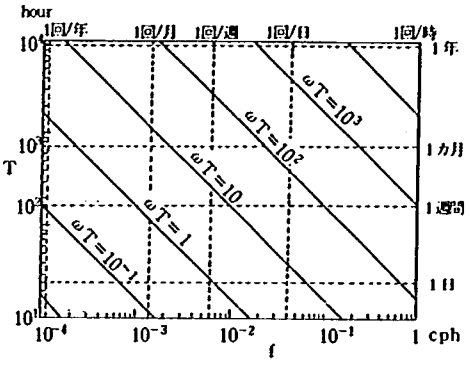


図－21　集中定数モデルの位相のずれ（湖出口）φ(ω)



図－22　分布定数モデルの位相のずれ（湖出口）φ(ω)

そこで，集中定数モデルを使った空間表現をする時，適切な近似であるかどうかは，その槽列数に見合う増幅比と位相のずれが分布定数モデルでの支配的な周波数成分のそれと大きく異なるか否かを判断すればよいと考えられる。例えば槽列数１の完全混合モデルの場合湖の出口ではPe＝１程度のものを比較的よく近似していると思われるが，湖の中心付近では ωTが大きい成分（$\omega T > 2\times10^{-1}$）つまり高周波部分はやや増幅比が小さく，高周波カットフィルター的役割を果している。従って，ωTが2×10^{-1}より小さい成分が支配的であれば，常によく近似できることになる。



図－23　流入変動の周波数 f と湖滞留時間Tとの関係（$\omega T = 2\pi fT$）

湖では，流入量も降雨等により変動し，滞留時間も変動するが，どの程度の変動幅があるかを同時に考慮した上でモデルの近似の妥当性を考慮すべきであろう。

4.　まとめと今後の課題

①大堀川での連続負荷量調査により晴天時及び雨天時の流量及び負荷量を把握し，晴天時に比べ降雨時には，かなり大きな負荷量があることが分った。今後異なる季節のデータや降雨データの集積をさらに行う必要があるとともに手賀沼に流入するもう一つの主要河川である大津川における雨天時を含む調査が必要である。

②61年度の湖内水質変動は過去２年間に比べ，変動幅が小さく，また夏期の藻類の優先種が珪藻類であった。この原因が水文的影響なのか他の原因に基づくのか今後の経過をみていく必要がある。

③手賀沼湖内の流動を調査し，湖内流速がかなり小さく，大きな流動がある時は一様な流れではなく複数の渦動によると思われる複雑な流向を持つことが分った。

④湖における水質モデルの空間的表現方法を検討し，流入変動成分の周波数と湖の滞留時間の積により伝播特性が規定されることが分った。また，分布定数モデルで近似した場合，周波数が大きい成分の増幅性がかなり異なる場合があり，近似性の適否は，湖の滞留時間，Pe 数で表わせる湖の混合特性，流入負荷の変動成分の構成状況をもとに検討する必要があることが分った。

今後，変動の過渡特性，流量変動のある非線形系での評価，湖内水質を支配すると思われる反応項を考慮した検討が必要である。

3．汚泥負荷の原単位に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　田中　宏明
小森　行也

1. 調査の目的

汚濁負荷原単位は下水道計画および下水道施設の設計のための最も基礎的な資料の一つとして利用されているが，これらは社会構造の変化，生活様式の変化等によって変化するほか，地域的にもその数値の異なる性格を有するものである。

また，湖沼の富栄養化が問題になるなど，水質汚濁の機構が複雑多様化する中で，従来の有機汚濁を中心とする原単位指標以外にもリンや窒素等新たな指標に係る数値の整備，実態に対応した表示方法の整理も必要となっている。また，きめ細かい水質汚濁防止計画，あるいは下水道計画を樹立するうえで，原単位についてもより一層精度の高い情報の収集，整理が要求されるようになっている。

本調査は，このようなことを背景に従来の原単位の精度向上および面的な発生源等について新たな資料の集積を行うために実施するものである。

2. 前年度までの調査結果

①住宅地からの汚濁流出調査を千葉県手賀沼の周辺地域，東京都多摩ニュータウンにおいて実施し，雨天時に下水道整備が進んだ地域と遅れている地域を比較した場合，平均水質は溶解性成分では大差はないが，非溶解性成分は前者の方が後者よりかなり小さいことが分った。

②林地からの汚濁流出調査を東京都多摩ニュータウン，茨城県裏筑波で実施し，晴天時と雨天時での水質を比べると雨天時にCODはかなり高くなるが，BOD，TN，TP については大差がなかった。

③科学万博会場からの負荷量調査を実施し，水量，負荷量の原単位を算定した結果以下の様になった。

(i)汚水量原単位は，昼間入場者数が同程度であれば春季の方が夏季より小さくなるが，昼間入場者数が20万人を越すとほぼ30ℓ／人日程度に収束する。

(ii)汚濁負荷量原単位を調べると表－1の様な結果を得た。

(iii)万博会場での汚濁負荷量の増加と周辺地域を含む全体地域での増加とを比較した結果，後者は前者の 1.7 ～ 2.8 倍となっていた。

表－1　科学万博における汚濁負荷原単位

汚水量原単位：ℓ／人・日
負荷原単位：g／人・日

	入場者数*	汚水量	BOD	COD	D-COD	SS	TP	D-TP	TN	D-TN
範囲	105 千人 ～ 180	35 ～ 58	11.2 ～ 19.1	2.4 ～ 9.9	1.5 ～ 7.0	6.4 ～ 9.5	0.16 ～ 0.37	0.15 ～ 0.30	1.8 ～ 4.2	1.7 ～ 2.8
平均	148 千人	45	15	5.7	3.6	8.0	0.26	0.20	2.7	2.0

3. 昭和61年度調査の内容と結果

昭和61年度は水田からの汚濁負荷量を把握するための調査を行った。

3.1 調査方法

(1) 調査地点の概要

水田からの負荷量調査を行うに当って以下の条件にできるだけ適合する地点を選定した。

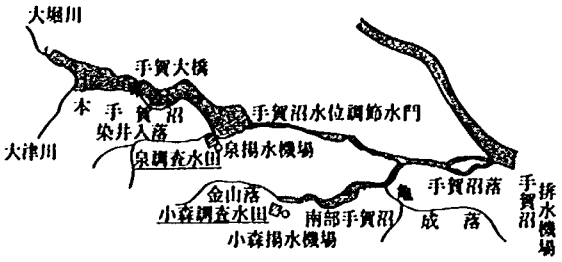
①農地の基盤整備が完了し，用排水路の区分が明確であること。

②対象とする水田の上流側の他の汚濁源からの影響が小さいこと。

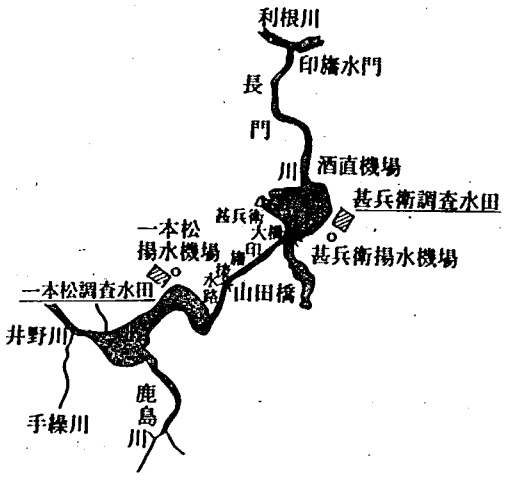
③ある程度の面積を持った水田群としての水収支の把握が比較的容易であること。

以上の条件に見合う調査地点として，干拓等による土地改良が済んでおり，揚水機からの用水の供給を受け，用排水系統が比較的明確と思われる手賀沼及び印旛沼周辺地区4カ所を選定した。

手賀沼流域では本手賀沼から揚水している泉場水機場，南部手賀沼から揚水している小森揚水機からの受水区域内の水田を選定した。また印旛沼流域では，甚兵衛揚水機場と一本松揚水機場からの受水区域内にある水田を選定した。これらの位置図を図1～2に示しており，またこれら地域の概要及び概要図を表－3にまとめている。



図－1 手賀沼地区調査地点位置図



図－2 印旛沼地区調査地点位置図

(2) 調査時期

調査地域における灌漑期は4～8月であり，耕作作業の工程は，アンケートを行った結果図－3の様であった。一方，本調査を実施した日程は表－2の通りである。

表－2 調査日程

調査日	調査対象水田	耕作作業工程	測定方法	天候
5/1	一本松，甚兵衛	代掻き，田植	1日3回のスポット測定	晴れ
5/6	泉，小森	代掻き，田植	1日3回のスポット測定	晴れ
5/23	全調査水田	田植え	1日3回のスポット測定	晴れ
7/24	全調査水田	追肥	1日3回のスポット測定	晴れ
8/19 8/21	泉	出穂	48時間連続測定	晴れ一時小雨(1mm)

(3) 調査方法

水田の負荷量把握のためには，用排水の水収支とその水質をおさえる必要がある。本調査では，1日3回のスポットで流量及び水質を把握するスポット調査を当初実施した。しかしながら，水田での水収支の把握がスポットでは困難であることが分ったため，8月調査では流量の連続測定を行うこととし，用排水系統が最も明確で流量の連続計測が比較的容易な泉調査水田で実施した。

①スポット調査

流量計測は，調査水田ごとに原則として各用排口において，１日３回，昼間にスポットで行った。測定方法は用排口の条件により，せき，流速計，ポリバケツ等を組合せて行った。また流量計測と同時に採水し，用水については等量でコンポジットサンプル，排水については，泉，一本松については別個のサンプル，小森，甚兵衛については等量コンポジットサンプルとしたものを水質分析した。

測定の都合上，泉，一本松では排水量を測定した水田面積と用水量を測定した水田面積が一致していないため単位水田面積当りの水量で比較することとした。また，泉地区の山林からの湧水量，小森地区の一部用水の湧出量，甚兵衛地区の用水の余水量が把握できなかった時期があり，測定を行った時期の値から推定し，補正した。

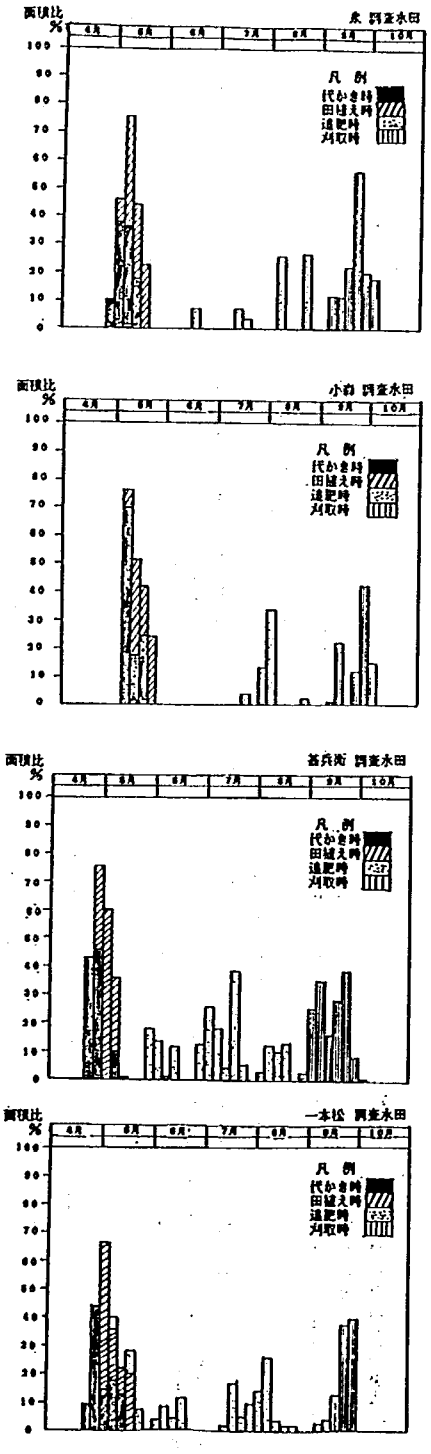
②連続調査

８月19日～21日に泉地区において，流量計測と採水を連続して行う連続調査を泉地区において実施した。用排水口での測定を２昼夜にわたって実施し，採水は１時間ごとに採水し水質分析したが，１ｍｍ程度の降雨があったため採水を一時中断し，その後再び採水を開始した。また排水量の計測は水田群の末端で計測した。

3.2　調査結果

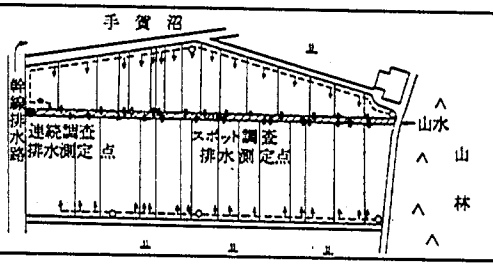
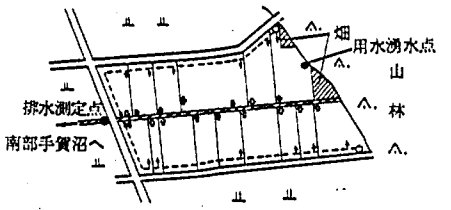
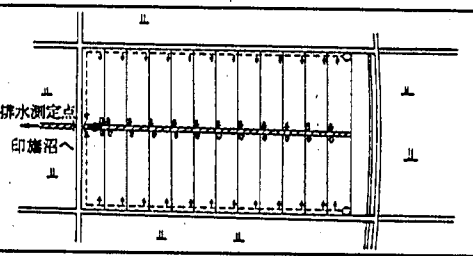
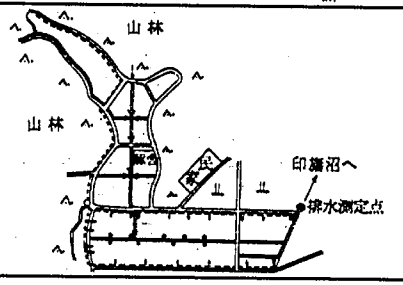
(1)　スポット調査

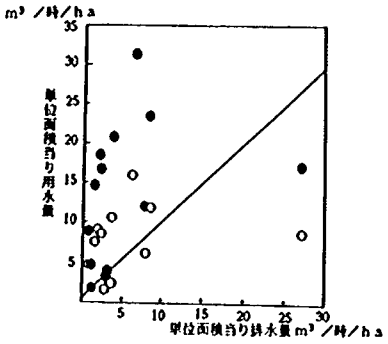
図－４は単位水田面積当りの用水量と排水量を調査地点，時期ごとに整理したものである。山林からの流入水が多いと思われる一本松での５月１日を除いて用水口の方が排水口より多く，水量がかなり消費されているように見える。ただしこの値は昼間のスポット値の平均値であり，夜間変動を含めた値でないことに注意する必要がある。つまり，用水口の水量は昼間しか出ておらず１日平均で見ると半分程度の値となること。さらに後述する連続調査から夜間と昼間で排水量の出方が異なり夕方から夜間にかけての方が大きくなる傾向にあることである。また用排水量に地域差が認められるが，揚水機場からの供給特性や田面の水持ちの良悪等の条件が異なることによるものと思われる。この中で泉地区は沼に近く用水の供給量及び



図－３　水田耕作スケジュール

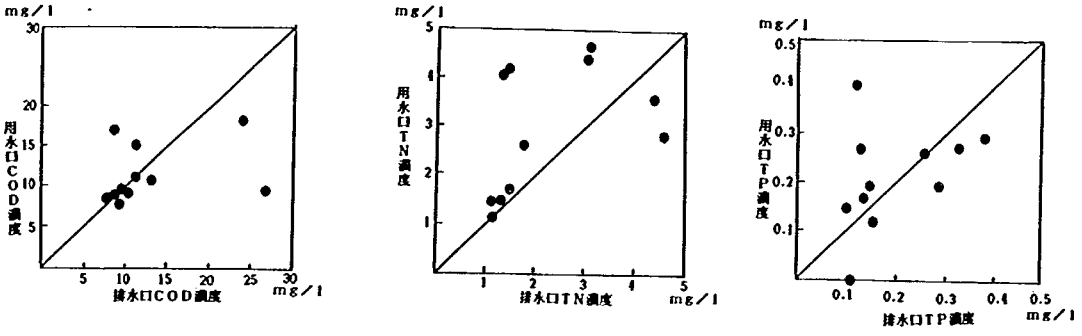
表－3　調査地点の概要

流域名	区域名	水田面積 下段()は耕作者一人当りの面積	用水系統	排水系統	周辺状況	概要図 ----用水系統→用水口 ——排水系統→排水口 ○用水量測定点　●排水量測定点
手賀沼流域	泉調査水田	5.3ha (0.19ha/人)	上流部に2カ所，中間部に3カ所の用水口が有り，共用水路より送水されている。	田面を通じて全て中央の排水路に落水されており，幹線排水路を経て手賀沼へ流出しているが，沼に近いためにその水位による影響を受ける。	上流域は雑木林であり，家屋，畜舎などが見られず他の負荷源による影響が少ない。	
小手賀沼流域	小森調査水田	4.3ha (0.25ha/人)	上流部に2カ所の用水口があるが，他に用水が少量湧出している所がある	田面を通じて中央の排水路に落水されるが用水の余水が末端で排水路に流入している。	上流は雑木林であり，家屋，畜舎等は見られないが，調査区域内には一部畑（0.20ha）が存在している。	
印旛沼流域	其兵衛調査水田	8.7ha (0.48ha/人)	2カ所の用水口がありU字溝を通じて各田面に用水されている。	田面を通じて中央の排水路に落水されるが，用水の余水が末端で排水路に流入している。	平坦な水田群であり，上流部の他の影響はない。	
印旛沼流域	一本松調査水田	6.3ha (0.22ha/人)	畑場から分配槽に揚げられた用水が途中までパイプラインで送水されるが，調査水田の直上流で開水路となりU字溝に分配されて水田群に用水されている。	田面を通じて排水路に落水されるが，背後の山水を含んでおり，山水の流入系統が不明確である。	後背地に山を持つ。周辺部は集落があるが，その汚排水と用水は縁が切れている。調査水田群に隣接して集会があり，その影響を受ける恐れがある。	

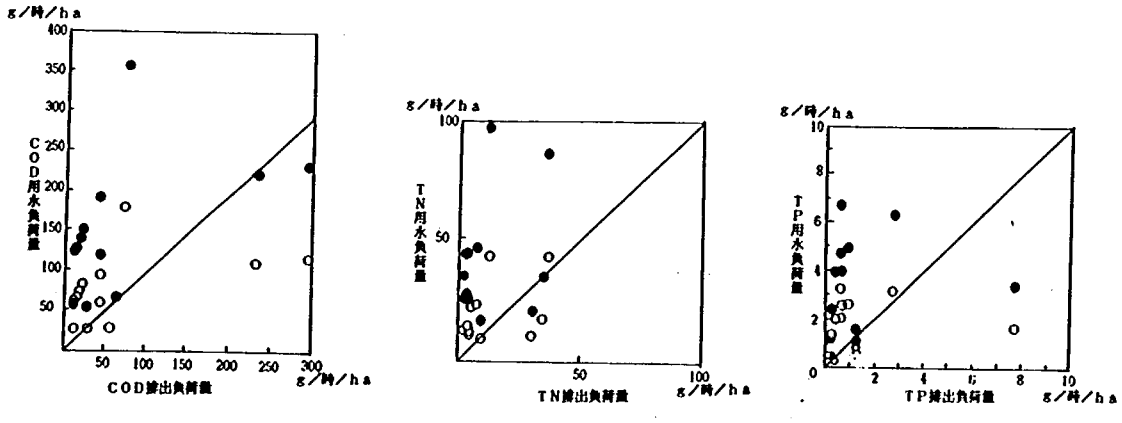


図－4　スポット調査における水収支

注：○印は，揚水時間が12時間と仮定した時の日平均量ベースでの値



図－5　スポット調査における用排水の水質



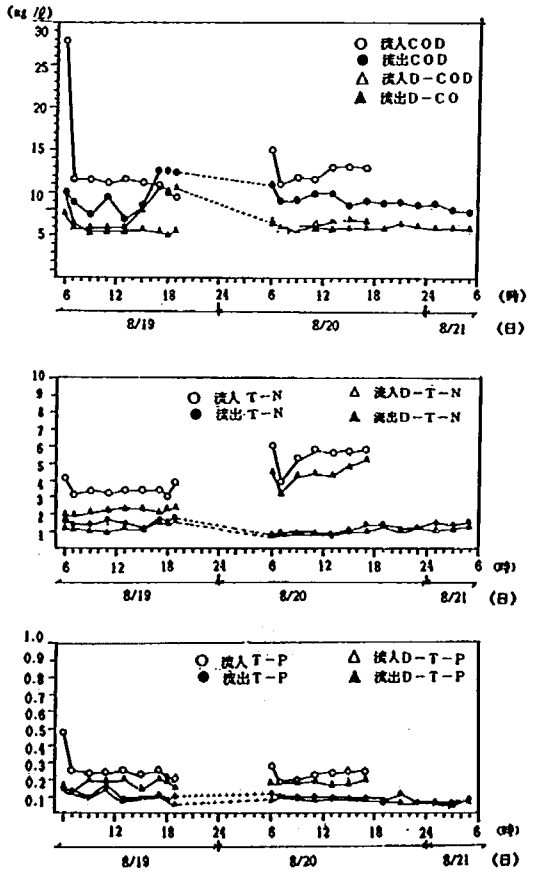
図－6　スポット調査における用排水の負荷量

注：○印は，揚水時間が12時間と仮定した時の日平均量ベースでの値

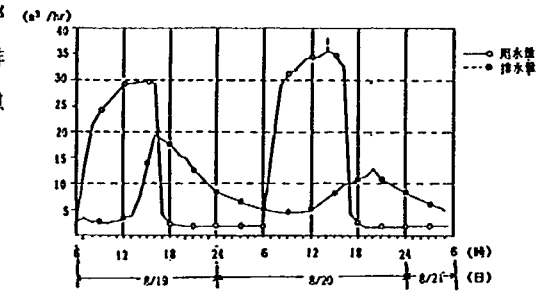
消費量が少ない傾向にある。

次に用排水質を比較すると図－８となる。これによれば，排水側の方が用水側の方より水質が悪化しているのは代掻きから田植えの頃（５月）であり，追肥時期や出穂時期には比較的用水側より排水側の方がＴＮ，ＴＰについては低くなっている。しかしながら，全期にわたった明確な用水側と排水側の水質変化の傾向は分らない。

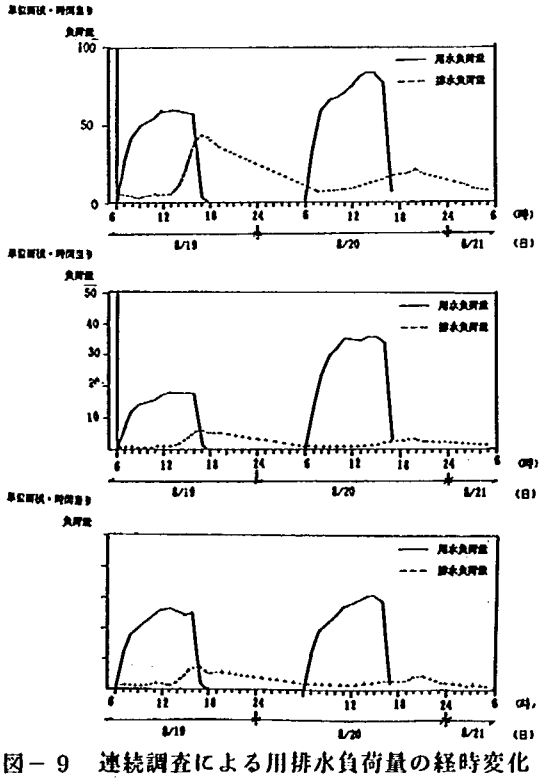
また，負荷量ベースで見た用水側と排水側の関係を図－９に示すが，前に述べたように昼間における負荷量の比較であり，日単位での比較ではないことに注意する必要がある。これによれば５月１日の一本松地区を除いて昼間には各水質項目とも用水側の負荷量より排水側の負荷量が少ないことを示している。しかしながら，機場の運転時間が昼間だけであることを考慮し，仮に12時間の運転であるものとして，１日平均の用水負荷量でプロットすると白丸の様になり，水田での汚濁物質の除去率が低下し，代掻，田植期には用水側より排水側の方が高くなるものも増える。この様に汚濁負荷量の用排水口での変化を把えるには，１日の水量変化を考慮して評価する必要があることが分る。



図－８　連続調査による用排水質の経時変化



図－７　連続調査による用排水量の経時変化



図－９　連続調査による用排水負荷量の経時変化

各時期ごとの排水量負荷量の平均値を出すと次の様になる。

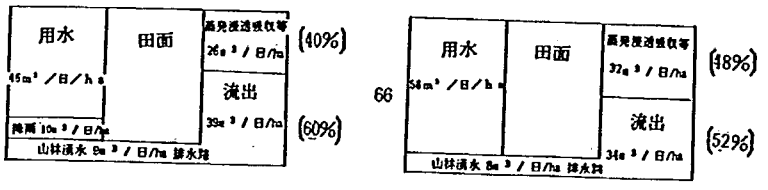
5月初旬	COD 3.7 kg／日／ha	TN 0.5 kg／日／ha	TP 0.07 kg／日／ha
5月中旬	COD 0.3 kg／日／ha	TN 1.0 kg／日／ha	TP 0.02 kg／日／ha
7月下旬	COD 0.4 kg／日／ha	TN 0.1 kg／日／ha	TP 0.03 kg／日／ha

(2) 連続調査

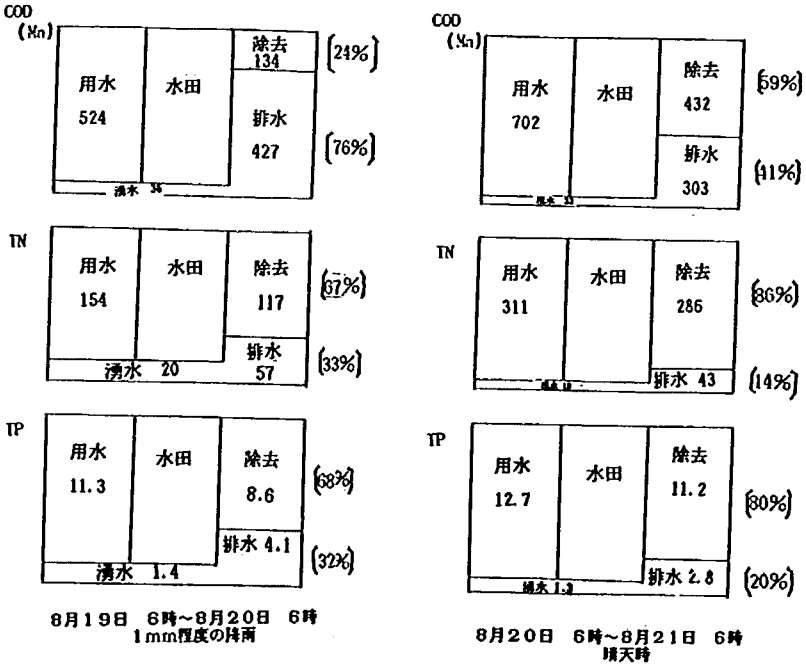
8月19日～21日に行った連続調査の用排水口での水質及び流量の経時変化を図4～5に示している。調査期間中8月19日午後2～4時頃まで1mm程度（我孫子測候所データ）の降雨があり，一時採水を中断している。

用水口での水質は揚水機場運転直後に，高い水質が出ているが，その後ほぼ安定した値を示している。また排水口での水質はほぼ一定しているが，降雨のあった頃からCOD特に粒子態のものが高くなるとともにTNも若干上昇している。用排水の水質を比べるとCODは，粒子態のものが排水側で小さくなっているが，溶解性のものの水質に余り大きな違いは見られない。一方，リンと窒素については，排水口での水質が大幅に改善されており，特に粒子態のものが著しく低下している。また溶解態のものも低下していることが分る。

一方，用排水量を見ると用水側は昼間，揚水機場が稼動している間は排水量が次第に増加していき，機場からの揚水が停止直後頃に最も流出量が多くなっている。これは，昼間，水田に用水が供給されていく間は水田より排出される水量より流入する水量が多く田面の水位上昇が起り，排水量が次第に増加するが，供給が停止した直後に最高水位となるためと思われる。この様な用水系統の水田で水の収支を考える際は夜間の流出量を十分に考慮する必要があることが分った。そこで，水田及び排水路を1つのシステムと考えた時の水量と，COD TN，TPの1日単位での収支をまとめると図10～11の様



図－10 単位面積当りの水収支



図－11 単位面積当りの用排水負荷量収支g／日／ha

になる。水田から出る８月下旬の負荷量としては次の様になる。

COD 0.3~0.4kg／日／ha　TN 0.04~0.05kg／日／ha　TP 0.03~0.04kg／日／ha

4. まとめ

今年度の調査結果をまとめると次のようになる。

①水田からの負荷量については，流入する負荷量より流出する負荷量の方が，代掻き，田植期以外ではかなり小さく水田が浄化型に働いているように見えるが，代掻，田植期は，流出負荷量の方が大きくなる場合もあった。

②調査方法について，負荷量調査を行う場合，水質の把握は重要であるが，流量の把握に十分注意する必要がある。揚水機場から用水供給を間欠的に受けている水田については，昼間と夜間を通した調査を行い日単位の負荷量を算定する必要がある。

5. 今後の課題

水田負荷量調査では，当初水量をスポット的に観測していたこと等のため，耕作期全体を通して十分な水量収支が得られなかった。今後，水収支が明確となる連続調査が可能な地点を選定し晴天時，雨天時も考慮した耕作期全体の総流出負荷量を推定する予定である。

最後に水田調査に当っては，手賀沼土地改良事務所及び印旛沼土地改良事務所，千葉県都市部下水道一課の協力をいただいた。誌上をもってお礼申し上げる。

4．浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　酒井　憲司

1. 調査の目的と必要性

公共用水域の水質汚濁を防止し，水洗化による快適な生活環境を確保するための方策として下水道の整備は重要な位置を占めており，下水道の整備の進行に伴い水質が改善されているという事例は数多く報告されている。他方下水道未整備区域においては生活の快適さを追求するため浄化槽等の施設によって水洗化が図られている。この意味では浄化槽等の分散型処理施設を評価すべきであるが，公共用水域の水質保全施設として，さらには従来の下水道と同程度の役割を有する下水道代替施設として浄化槽等の分散型処理施設を位置付けるためにはこれらの施設の処理機能を的確に評価し，問題点を改善することが必要である。

本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に，①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握，④改善の検討，等を行い，下水道代替施設としての分散型処理施設を水質保全上の施設として位置付けるとともに，現況の分散型処理施設の水質汚濁上のインパクトを明らかにすることを目的としている。

2. 昭和６１年度の調査結果

本年度行った調査の内容は次の通りである。

a. 生活雑排水処理施設の稼動状況調査

b. トレンチ処理における水収支

2.1 生活雑排水処理施設の稼動状況調査

生活雑排水を対象とした処理施設は収集方式，処理主体により表－2.1に示すように分類される。本年度は共同処理の側溝方式の施設のうち都市下水路を利用したものを中心に１５カ所選んで稼動状況の実態調査を行った。詳細は土木研究所資料第２４７８号の「生活雑排水浄化施設の機能調査報告書」に記載してあるのでここではその要約を述べることとする。

表－2．1 生活雑排水処理施設の分類

処理主体	収集方式
共同処理	管路方式
共同処理	側溝方式
個別処理	

まず調査した施設の計画諸元，管理状況，コスト等の概要を表

表－2．2　調査対象施設の概要

項　目	概　　要	項　目	概　　要
処理施設の位置	水路の外　12ヵ所，　水路の内　3ヵ所	清掃の頻度	ゴミ　1日1回　4ヵ所，週1～3回　8ヵ所，週1回未満　3ヵ所 汚泥　月1回以上　4ヵ所，年3～6回　3ヵ所，年1～2回　5ヵ所，なし　2ヵ所，不明　1ヵ所
取水方法	自然流下　8ヵ所，　ポンプ揚水　7ヵ所		
処理水量（計画）	100m³／日以下　1ヵ所，101～1,000　3ヵ所 1,001～10,000　9ヵ所，10,001以上　2ヵ所	汚泥の処分先	業者委託（産業廃棄物）　4ヵ所 下水処理場搬入　4ヵ所 し尿，じん芥処理場搬入　2ヵ所 自治体の処分場へ搬入　3ヵ所 処分なし　2ヵ所
敷　地	無償使用　7ヵ所，　借地　4ヵ所， 買収　2ヵ所（一部買収　1ヵ所を含む）		
施設の滞留時間（計画）	1時間以下　2ヵ所，1～5　9ヵ所 6～10　9ヵ所，11以上　2ヵ所	ユスリカの発生	有　5ヵ所，　無　8ヵ所，　不明　2ヵ所
処理方法及び接触材の種類	接触処理　14ヵ所 レキ　4ヵ所 プラスチック　波板　5ヵ所，ヒモ　2ヵ所，その他　4ヵ所 活性汚泥処理　1ヵ所	流入水の水質	BOD　20mg/l以下　5ヵ所，21～50　7ヵ所，51～100　2ヵ所，101以上　1ヵ所 SS　20mg/l以下　7ヵ所，21～50　6ヵ所，51以上　1ヵ所，不明　1ヵ所
処理水量当りのコスト	建設費（計画）　10千円／m³／日以下　6ヵ所，11～100　6ヵ所，101以上　3ヵ所 管理費（現況）　1円／m³　以下　1ヵ所，1～10　6ヵ所，11以上　6ヵ所，不明　2ヵ所	除去率	BOD　20%以下　2ヵ所，21～50　4ヵ所，51～80　5ヵ所，81以上　4ヵ所 SS　20%以下　1ヵ所，21～50　5ヵ所，51～80　6ヵ所，81以上　2ヵ所，不明　1ヵ所

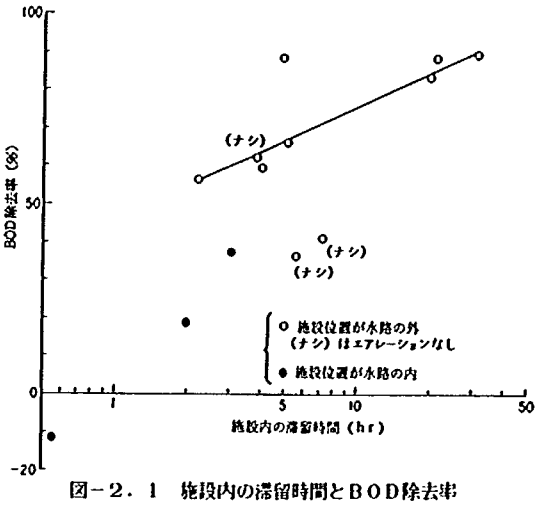
－2.2に示す。処理施設の位置は水路（側溝）の外に設けたものが多く8割を占めている。また処理方法は活性汚泥法を用いたものが1ケースあるだけで他は接触材を槽もしくは水路に充填して処理を行う接触方式となっている。接触材は礫が4，プラスチックは波板の5を筆頭に計11となっており，プラスチック系の方が多い。

施設の敷地については市有地や国有地の無償占用によるケースが最も多く，次いで借地，買収となっており，全面買収によるものは1ケースのみであった。施設内の計画滞留時間は1～5時間のものが最も多く6割を占めている。1時間以下，10時間以上が各々2カ所ずつあり，敷地の状況等によって施設の規模が大きく左右されているものと推定される。

維持管理の作業のうちで大きな比重を占めているのはゴミのかき取り，汚泥の引抜きである。ゴミのかき取りの頻度は1日1回が4ケース，週1～3回が8ケースとなっている。ゴミのたまる量が多いためかき取り頻度を増やしたり，かき取り方式を手がきから機械式に変更したケースがある。汚泥の引抜きの頻度はゴミの場合以上にバラついており月1回以上実施しているのが4ケースあるのに対して1年以上運転して未だ実施していない個所が2ケースもある。汚泥の引抜き頻度は施設の容量，流入負荷，運転方式等によりまちまちである。頻度を下げるため当初から汚泥貯留用のスペースをたっぷりとっているケースもある。引抜いた汚泥の処分は各自治体とも頭を痛めている課題であるが，産業廃棄物として業者委託しているのが4ケース，自治体内の下水処理場へ搬入が4ケース，し尿処理場及びじん芥処理場へ搬入が2ケース，自治体の処分場へ搬入が3ケースとなっており，色々苦心されたあとがうかがえる。業者委託をしているケースでは処分費の増加のため十分な汚泥引抜きができず処理水質に影響が出たというケースがあった。

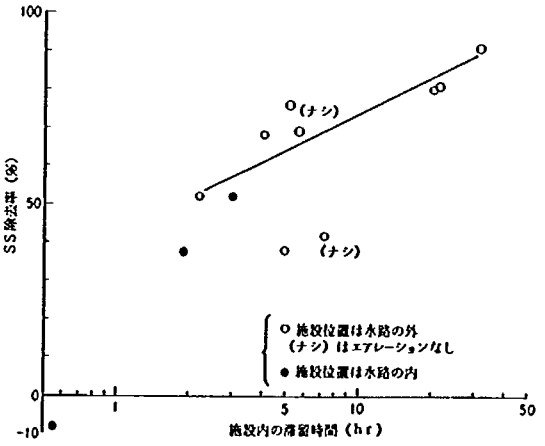
接触処理の場合はユスリカの発生が懸念されるが今回の調査個所の中では５カ所で発生が確認されている。そのうち１カ所では処理施設の上部に網を張りめぐらしてユスリカが周辺へ飛び去るのを防いでいた。

施設の建設に要するコストを計画水量ベースでみると１㎥／日当り１０千円以下が６ケースあり安価なものが多いが，１００千円以上のものも３ケースある。高価なケースでは汚泥脱水機を有していたり施設が地下に埋められている構造になっていることなどがコストアップの要因と考えられる。管理費は現況水量ベースで１㎥当り１～１０円が６ケース，１１円以上が６ケースとなっている。



図－２．１　施設内の滞留時間とＢＯＤ除去率

次に処理効果であるがＢＯＤ，ＳＳの除去率は各々，－１２～８９％，－８～９１％となっておりかなりバラついている。除去率に関係の深い因子として施設の滞留時間をとり上げ，これとＢＯＤ，ＳＳの除去率の関係を求めたのが図－２.１，図－２.２である。図－２.１で直線の周りに分布しているのが施設位置が水路の外でエアレーションを行っているタイプである。直線のかなり上に１点あるのは活性汚泥処理のものである。エアレーションなしのものは１例を除き直線から除去率で３０％ぐらい低い所にある。施設位置が水路内のものは総じて施設内の滞留時間が短いがＢＯＤの除去率は芳しくない。ＳＳの場合もＢＯＤと似たような分布をしているが，施設位置の違い，エアレーションの有無による影響は小さくなっている。このことはＳＳの除去とＢＯＤの除去の機構に微妙な差違のあることを示唆している。

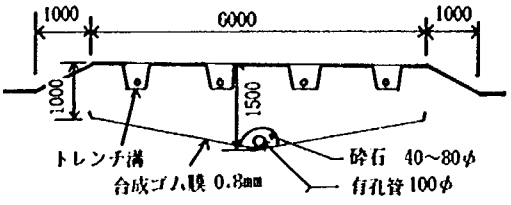


図－２．２　施設内の滞留時間とＳＳ除去率

2.2　トレンチ処理における水収支

生活雑排水の個別処理において適当な放流先がない場合や一度処理した水をさらに浄化する場合にトレンチを通して土壌中に水を浸透させる方法がとられることがある。当研究室では東北地方建設局北上ダム統合管理事務所と共同して豚舎排水を沈殿，接触酸化処理した後の水を原水としたトレンチ処理の実験を継続している。残念ながら昭和６０年１１月～６１年７月の期間は豚舎排水の処理施設にトラブルが生じたためトレンチへの通水を停止した。そこで本年度はトレンチへの通水の有無とトレンチ流出水量の関係について検討することとした。

実験を行っているトレンチ処理槽の断面を図－3.1に示す。トレンチの長さは25mある。処理槽への流入水は4本のトレンチに分かれて流れ土中を浸透し，一部は蒸発散により空気中へ，残りはゴム膜により集められ流出水となる。処理槽から側方への移動も考えられるが今回の計算では無視した。処理槽への降雨についてはすぐそばに設置してある雨量計の値から求めた。処理槽への流入としては25m×6m＝150m²分を計上し，側方への移動は無視した。



図－3．1 トレンチ処理槽の断面
（単位：mm）

表－3．1 トレンチ処理における水収支

A．通年の結果

期　間	処理原水量 (m^3)	降雨量 (m^3)	総流入水量 (m^3)	流出水量 (m^3)	流出率 (%)
S.58.4~59.3	866	183	1049	686	65
S.59.4~60.3	937	180	1117	752	67
S.60.4~61.3	633	135	768	458	60

B．トレンチ流入水量の有無の影響

期　間	処理原水量 (m^3)	降雨量 (m^3)	総流入水量 (m^3)	流出水量 (m^3)	流出率 (%)
S.58.4~59.3	761	116	877	569	65
S.59.4~60.3	676	100	776	576	74
S.60.4~61.3	1	118	119	44	37

結果を表－3.1に示す。昭和58年度と59年度はトレンチ処理がほぼ順調に行われており，トレンチ1m当りの水量負荷は1日24～26ℓとなっている。昭和60年度は前述したように途中より処理槽への流入が停まっている。

58年度，59年度の結果をみると処理原水と降雨量を合わせた総流入水量に占める処理原水の割合は83～84％となっている。トレンチ処理槽の流出水量と総流入水量の比を流出率と定義すると58，59年度は65，67％となっており約2／3が流出していることが分かる。

60年度は流出率は60％と58，59年度より少し低下している。60年度は処理原水量だけでなく降雨量も少なくなっておりどちらの影響かよく分からない点がある。そこでトレンチ処理槽へ水を送らなかった昭和60年11月～61年7月の期間の結果を他の年の同じ期間の結果と比較した。結果は表－3.1のBに示す通りであり，11月～翌年の7月という期間でとると降雨量の差がほとんどなくなっており，流出水量の差は処理原水量の影響を受けたものと考えることができる。降雨量のみの場合の流出率は37％であり，処理槽へ水を送った時期の結果と比べるとかなり低い。仮りに降雨量に関する流出率が37％で一定と仮定して処理原水のみの流出率を計算すると69，80％となり約3／4が処理水として流出していることになる。

以上の結果をごく大雑把に表現すると「本実験で用いたトレンチ処理槽においては処理原水として入れた水の3／4，降雨として表面から入る水の1／3がトレンチ処理槽の流出水として出ていく」と表わせる。

2.3 まとめ

本年度の調査結果をまとめると次のようになる。

a. 水路方式による生活雑排水処理施設１５カ所の稼動状況調査を行った。その結果ＢＯＤの除去率が施設の滞留時間と深い関係にあることが分かった。またエアレーションを行うことが除去率を向上させていることが明らかとなった。

b. 豚舎排水を処理した水を原水として処理を行っているトレンチ処理槽で水収支を検討したところ，トレンチに入れた水の約７５％が処理水として流出していることが推定された。

5．下水道による住環境の改善に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
主任研究員　谷戸　善彦
小沢　登

1. はじめに

下水道の有する機能には大きく分けて次の3つがある。

①浸水の防除

②公共用水域の水質保全

③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上

上記のうち、①は国民の生命・財産を守る観点から非常に重要であり、②も、国民の共有財産である水資源、美しい自然等を守る観点からこれまた重要である。このように①②については、国土保全・国土資源の維持活用というマクロ的な視点からその重要性は論をまたないところであり、従来から巾広く議論され、その効果・計画の考え方等についても広く調査研究が行われてきた。一方、③に関しては、国民個人にとった場合、①②と同等、場合によっては、それ以上に重大な問題であり、下水道による直接的な恩恵という点では無視できないものである。しかし、従来、③に関しては、調査・研究テーマとしてもこれだけに焦点をあててとり上げられることはほとんどなかった。

以上の背景の下に、「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うのが本調査の狙いである。具体的なテーマとしては、次の三点をとり上げることとした。

①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査

②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査

③圧力式下水道に関する調査

初年度である昭和61年度においては、上記のうち、①をとり上げ、調査を進めた。

2. 戸別合併浄化槽の処理効率及び放流水域へ与える影響に関する調査

2.1 調査目的と背景

最近、し尿と家庭雑排水とを合併処理する各戸別の小型合併浄化槽が各家庭で普及しつつある。本調査では、その処理効率と、放流水域への影響を把握するため、実態調査を実施した。戸別合併浄化槽は、下水道未普及区域等においては各戸で個別に水洗化を図ることができ、かつ従来の「単独浄化槽（し尿のみ処理）＋雑排水たれ流し」システムよりは放流水域への影響が少ないことより、その普及が促進されようとしている。しかし、管渠で各戸の汚水（し尿＋雑排水）を収集し、処理施設で処理して適切な水域へ放流するという下水道システムと比べた場合、各戸にミ

ニ処理場があると考えられる戸別合併浄化槽の場合、各戸の維持管理状況・使用状況によっては、その処理効率に問題が起こる可能性のあること、また、放流先の小河川・水路において、水質汚濁の問題が生ずる可能性のあることもまた事実である。（調査の背景としての、「し尿・雑排水収集処理システムと水質汚濁問題発生の可能性」に関する図を図－１に示す。）

2.2　調査方法

首都圏にあるH市Hマイタウンにおいて調査を実施した。H市は、10年余前より下水道の供用を開始しているが、土地区画整理により造成されたHマイタウンは、下水道全体計画区域外である。Hマイタウンは、昭和60年12月より入居を開始し、昭和61年２月現在、約80戸が入居済である。全て一戸建て住宅で、全戸が戸別合併浄化槽を各戸毎に有している。

Hマイタウンの概要を表－１に示す。

(1)調査日時

61年度において２回、24時間調査を実施した。

①第１回　昭和61年11月19日(水)13：00
～11月20日(木)９：00天気晴

②第２回　昭和62年１月28日(水)13：00
～１月29日(木)９：00天気晴

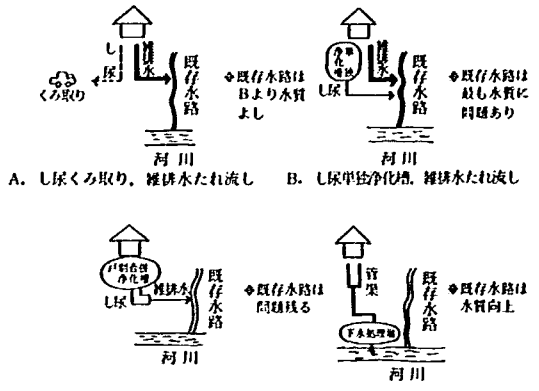
(2)調査場所

Hマイタウン内の個人宅４軒と放流先（現在入居済の80戸の戸別合併浄化槽からの処理水は公道下に埋設された暗渠に集められ、一箇所の放流口より、Hマイタウン内を流れる小河川G川に放流されている。将来は、Hマイタウン内で８箇所の放流口よりG川へ放流される予定。）のG川において採水した水を分析した。

調査場所の概略図を図－２に示す。

(3)調査方法

①上で述べた個人宅４軒を選び、戸別合併浄化槽の処理水を４時間間隔で採水し、分析し、放流水質の時間変動を求めた。

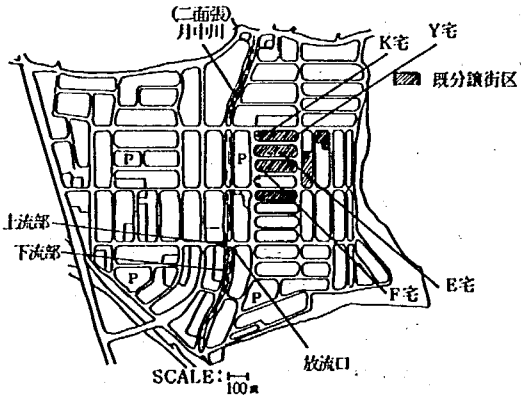


A．し尿くみ取り，雑排水たれ流し　B．し尿単独浄化槽，雑排水たれ流し
C．し尿・雑排水を戸別合併浄化槽で　D．下水道システム（集合処理）

図－１　し尿・雑排水処理システムと水質汚濁問題発生の可能性

表－１　Ｈ　マ　イ　タ　ウ　ン　の　概　要

所　在　地	S県H市（東京都心より1時間半）
開発総面積	443,000㎡（下図の区域）うち当面のN.Y社開発分107000㎡
開　発　手　法	土地区画整理（下図の区域が区画整理区域）
総　戸　数	N.Y社の107,000㎡で　５４７戸 全体は(区画整理区域)　未定
市の下水道全体計画区域には	入っていない
し尿・雑排水の扱い	547戸については　戸別合併浄化槽の予定



図－２　調査場所概略図　（区画整理区域内）

調査した戸別合併浄化槽のタイプ、採水位置、採水方法については、後述する。

②放流水域へ与える影響に関する調査として、G川への放流口（先に述べたように現在は一箇所）及びG川の放流口より上流地点、同下流地点の三箇所で、4時間間隔でスポットサンプルとして採水し分析した。なお、G川には、上流から雑排水が流れこんでいるが、晴天時の自流量は非常に小さい。

(4)測定分析項目

測定項目は以下である。

①水温　②pH　③透視度　④BOD　⑤COD　⑥SS　⑦NO_2-N　⑧NO_3-N

⑨NH_4-N　⑩K－N　⑪T－P

2.3　調査結果

調査対象の個人宅4軒の状況を表－2に示す。

使用開始はK宅が、60年12月、その他の3軒は61年3～4月である。居住者1人1日あたりの水道水使用量は、4軒でかなり差があり、最大はE宅の450ℓ/人・日、最小はY宅の227ℓ/人・日である。浄化槽の種類は、4軒とも同一で、X社製6人用の戸別合併浄化槽であり、1984年に、BOD20ppm以下として認定を受けている。処理方式は、嫌気性ろ床2槽＋接触ばっき槽＋沈殿槽であり、寸法は、W 1.2 m×L 2.33m×H 1.97m、ブロワー消費電力35W、処理水量1.5m³/日　標準価格60万円である。各槽の容量は、嫌気ろ床第1室 1.28m³（滞留時間20hr）、嫌気ろ床第2室 0.63m³（滞留時間10hr）、接触ばっ気槽 1.20m³（滞留時間19hr）、沈殿槽 0.38m³（滞留時間 6 hr）である。汚泥は第2回調査の61年1月29日まで、各戸とも一度も引抜いていない。定期点検は、メーカーが3カ月に一度実施している。採水位置は、沈殿槽の上部、処理水流出管の入口部とした。採水に

表－2　　調査対象宅の状況

調査対象宅	使用開始年月日	生活人数	入居後の1日あたり平均水道水使用量	採水日の1日水道水使用量 (S.61.11.19PM1.00 -61.11.20PM1.00)	浄化槽の種類 処理方法	浄化槽の種類 人槽	汚泥引抜き状況	定期点検状況	処理水の採水場所	備考 第1回	備考 第2回
K宅	S.60年12月26日	4人	986ℓ/日 (1人当り 246ℓ/日)	1065ℓ/日 (1人当り 266ℓ/日)	戸別合併	6人槽	まだ引抜いていない	3ヶ月に1回実施	沈殿槽上部処理水流出管の入口部	嫌気槽NO1及び厚し好気槽透明 入浴剤・トイレ消臭剤は使用せず。 浄化槽の問題点として、家人の意見 「風呂場から臭気がする。」	同左
Y宅	S.61年3月28日	6人	1363ℓ/日 (1人当り 227ℓ/日)	1382ℓ/日 (1人当り 230ℓ/日)	戸別合併	6人槽	同上	同上	同上	嫌気槽NO1及び厚し好気槽透明 入浴剤・トイレ消臭剤は使用せず。 家人の意見 「浄化槽（戸外）の上で臭気する。」	同左
E宅	S.61年3月9日	4人	1798ℓ/日 (1人当り 450ℓ/日)	1505ℓ/日 (1人当り 376ℓ/日)	戸別合併	6人槽	同上	同上	同上	嫌気槽2及 あり 入浴剤・トイレ消臭剤を使用している。 家人の意見 「悪臭が家の中までくる。」	入浴剤の使用を第1回調査後に中止。トイレ消臭剤を12月下旬に使用中止。
P宅	S.61年4月20日	2人	716ℓ/日 (1人当り 358ℓ/日)	1013ℓ/日 (1人当り 507ℓ/日)	戸別合併	6人槽	同上	同上	同上	嫌気槽2及 少なし 入浴剤・トイレ消臭剤は使用せず。	同左

(注)　1．水道水使用水量は、各家庭の水道メーターより計測。
2．戸別合併浄化槽の種類　X社製　嫌気性ろ床2槽＋接触曝気槽＋沈殿槽　寸法 W1.2m×L2.33m×H1.97m　ブロワー 35W　標準価格60万円（4戸とも）
3．定期点検は地域ぐるみでメーカーであるX社へ委託している。点検費は 13200円／年。汚泥はまだ引抜いていないが契約では、15000円／年（年1回）

あたっては、構造上完全なコンポジットサンプルをとれないため、4時間前（1回前の採水時）に採水したあと、沈殿槽に空気袋をつっこみ沈殿槽に滞留している水の一部を可能な範囲で処理水流出管より追い出し、次回採水時にある程度コンポジットサンプルとなるようにして採水した。

(1)第1回調査結果

第1回調査（61年11月19～20日）における水質測定・分析結果を表－3、表－4に示す。

(2)第2回調査結果

第2回調査（62年1月28～29日）における水質測定・分析結果を表－5、表－6に示す。

表－3　第1回調査　水質測定・分析結果(1)

		11月19日 13.00	17.00	21.00	11月20日 1.00	5.00	9.00	最大	最小	平均
水温 (℃)	K宅処理水		17.4	17.1	17.0	16.3	17.0	17.4	16.3	17.0
	Y宅処理水		17.2	17.0	17.0	16.5	17.0	17.2	16.5	16.9
	E宅処理水		17.5	17.0	16.6	16.5	17.0	17.5	16.5	16.9
	F宅処理水		16.9	16.5	15.0	16.0	15.6	16.9	15.0	16.4
	河川上流部		11.1	10.0	9.1	7.8	8.2	11.1	7.8	9.2
	放流口		16.0	16.0	14.6	12.9	16.6	16.6	12.9	15.2
	河川下流部		11.3	10.0	9.0	7.6	9.3	11.3	7.6	9.4
PH	K宅処理水	7.00	7.02	6.97	6.85	6.98	6.80	7.02	6.80	6.94
	Y宅処理水	7.13	7.16	7.07	7.11	7.14	7.14	7.16	7.07	7.13
	E宅処理水	7.59	7.63	7.57	7.52	7.63	7.46	7.63	7.46	7.57
	F宅処理水	7.17	7.21	7.13	7.11	7.13	7.16	7.21	7.11	7.15
	河川上流部	7.55	7.30	7.16	7.11	7.62	7.36	7.62	7.11	7.35
	放流口	7.46	7.43	7.31	7.61	7.17	7.43	7.81	7.17	7.44
	河川下流部	7.61	7.38	7.30	7.22	7.21	7.41	7.61	7.21	7.30
透視度 (cm)	K宅処理水	47	78	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	47	88
	Y宅処理水	52	51	100以上	100以上	100以上	49.5	100以上	49.5	75
	E宅処理水	22	16	24	19	18	27	27	16	21
	F宅処理水	50	37	64.5	66	75	100以上	100以上	37	66
	河川上流部	66	94	100以上	81	73	100以上	100以上	61	82
	放流口	37	28	23.5	41.5	100	26.5	100	23.5	43
	河川下流部	64	69	86	63	100以上	48	100以上	48	73
BOD (mg/l)	K宅処理水	11.7	8.0	4.8	4.0	20.8	21.4	21.4	4.0	11.8
	Y宅処理水	13.0	11.2	6.9	5.8	33.2	44.7	44.7	5.8	19.1
	E宅処理水	49.3	44.0	32.0	22.6	66.1	84.7	84.7	22.6	49.8
	F宅処理水	13.8	24.2	18.1	7.3	28.9	22.7	26.9	7.3	18.5
	河川上流部	9.0	9.3	6.3	0.6	10.1	12.9	12.9	0.6	8.0
	放流口	9.6	22.7	17.3	11.7	18.1	64.8	64.8	9.6	23.7
	河川下流部	8.8	10.6	6.0	6.9	12.4	17.2	17.2	6.0	10.2
COD (mg/l)	K宅処理水	10.5	8.0	8.7	8.1	8.7	9.0	10.5	8.7	8.7
	Y宅処理水	9.6	10.4	9.3	8.7	8.8	11.7	11.7	8.7	9.8
	E宅処理水	21.8	23.1	21.1	17.2	16.7	17.6	23.1	16.7	19.6
	F宅処理水	10.0	12.9	12.2	11.6	12.1	9.6	12.9	9.6	11.4
	河川上流部	5.7	5.5	4.5	5.6	6.1	3.4	6.1	3.4	5.1
	放流口	10.9	17.2	18.3	10.5	5.7	16.3	17.2	5.7	12.8
	河川下流部	6.0	5.8	5.1	5.7	4.7	4.8	6.0	4.7	5.4
SS (mg/l)	K宅処理水	3.8	2.9	2.6	0.9	1.0	4.2	4.2	0.9	2.6
	Y宅処理水	3.6	3.8	1.6	1.2	1.0	2.2	3.9	1.0	2.3
	E宅処理水	11.2	12.0	6.0	6.0	6.0	2.8	12.0	2.8	7.0
	F宅処理水	2.4	3.7	3.8	2.1	2.0	1.2	3.7	1.2	3.5
	河川上流部	4.2	3.8	3.0	4.8	5.8	2.0	5.8	2.0	3.9
	放流口	8.4	22.0	20.3	9.6	3.4	9.7	22.0	3.4	12.4
	河川下流部	4.0	5.5	4.5	6.4	3.0	5.2	6.4	3.0	4.8

表－4　第1回調査　水質測定・分析結果(2)

		11月19日 13.00	17.00	21.00	11月20日 1.00	5.00	9.00	最大	最小	平均
NO3-N (mg/l)	K宅処理水	0.35	0.40	0.57	0.52	0.49	0.21	0.57	0.21	0.42
	Y宅処理水	0.20	0.31	0.42	0.39	0.39	0.01	0.42	0.01	0.29
	E宅処理水	tr	tr	tr	0.07	tr	tr	0.07	tr	0.01
	F宅処理水	0.39	0.87	0.84	0.88	0.92	0.83	0.92	0.39	0.76
	河川上流部	0.15	0.11	0.10	0.07	0.44	0.11	0.44	0.07	0.16
	放流口	0.82	1.23	1.16	0.89	0.08	0.83	1.23	0.08	0.80
	河川下流部	0.18	0.16	0.19	0.12	0.08	0.35	0.35	0.08	0.18
NO3-N (mg/l)	K宅処理水	8.96	8.20	6.35	7.23	7.79	9.99	9.99	6.20	7.42
	Y宅処理水	5.97	4.15	5.05	5.09	4.61	7.86	7.86	4.15	5.46
	E宅処理水	0.12	0.03	0.03	0.02	0.02	0.96	0.96	0.02	0.20
	F宅処理水	21.31	22.13	20.86	20.94	20.08	19.57	22.13	19.57	20.78
	河川上流部	3.58	2.46	2.03	1.85	2.46	2.53	3.58	1.85	2.48
	放流口	2.46	11.77	4.38	4.08	2.30	4.73	11.77	2.30	4.96
	河川下流部	2.41	2.28	2.28	2.14	1.73	2.30	2.41	1.73	2.19
T-N (mg/l)	K宅処理水	15.13	16.07	13.88	13.03	14.13	15.36	16.07	13.03	14.57
	Y宅処理水	21.87	18.66	19.97	18.68	22.10	26.27	26.27	18.68	21.26
	E宅処理水	19.22	19.43	14.83	11.79	13.02	16.86	19.43	11.79	15.86
	F宅処理水	31.40	30.28	27.22	26.26	28.54	26.22	31.40	26.22	28.85
	河川上流部	6.81	5.16	5.14	4.43	5.42	4.79	6.81	4.43	5.29
	放流口	14.98	21.64	20.94	12.98	4.93	20.56	21.64	4.93	16.01
	河川下流部	6.43	6.52	6.38	5.42	4.40	6.54	6.54	4.40	5.98
T-P (mg/l)	K宅処理水	6.87	6.91	6.87	6.73	6.82	6.82	6.91	6.87	6.77
	Y宅処理水	1.99	2.05	1.87	1.88	2.05	2.80	2.80	1.88	2.09
	E宅処理水	2.48	2.51	2.00	1.56	1.60	1.42	2.51	1.42	1.92
	F宅処理水	3.40	0.57	3.28	3.56	3.44	3.27	3.57	3.27	3.42
	河川上流部	0.43	0.37	0.38	0.39	0.46	0.33	0.46	0.33	0.39
	放流口	1.42	2.53	2.49	1.40	0.35	2.43	2.53	0.35	1.77
	河川下流部	0.55	0.43	0.49	0.43	0.32	0.86	0.86	0.32	0.51

表－5　第2回調査　水質測定・分析結果(1)

		1月28日 13.00	17.00	21.00	1月29日 1.00	5.00	9.00	最大	最小	平均
水温 (℃)	K宅処理水	14.2	14.0	———	———	———	———	14.2	14.0	14.1
	Y宅処理水	14.0	13.8	13.0	12.8	12.0	13.5	14.0	12.0	13.2
	E宅処理水	14.0	13.8	13.0	13.0	12.0	13.9	14.0	12.0	13.3
	F宅処理水	12.0	11.9	11.2	11.2	10.7	11.0	12.0	10.7	11.3
	河川上流部	12.2	8.7	8.2	5.0	3.9	5.5	12.2	3.9	8.9
	放流口	11.3	11.0	11.2	9.6	8.4	11.3	11.3	8.4	10.5
	河川下流部	12.8	8.7	7.5	5.3	3.6	5.9	12.8	3.6	7.3
PH	K宅処理水	7.2	7.25	———	———	———	———	7.25	7.20	7.23
	Y宅処理水	7.27	7.22	7.28	7.31	7.30	7.26	7.31	7.22	7.27
	E宅処理水	7.17	7.13	7.10	7.08	7.02	7.29	7.29	7.02	7.13
	F宅処理水	7.05	7.00	7.00	7.05	7.09	7.09	7.09	7.00	7.05
	河川上流部	7.62	7.25	7.17	7.21	7.14	7.33	7.62	7.14	7.27
	放流口	7.48	7.30	7.46	7.60	7.54	7.61	7.64	7.30	7.47
	河川下流部	7.61	7.33	7.22	7.30	7.20	7.41	7.61	7.20	7.36
透視度 (cm)	K宅処理水	24.3	21.2	———	———	———	———	24.3	21.2	23
	Y宅処理水	20.4	17.3	21.0	22.5	26.5	21.0	26.5	17.3	21
	E宅処理水	27.3	27.0	41.0	48.5	52.0	29.0	62.0	27.0	37
	F宅処理水	87.3	88.8	100以上	100以上	94.5	100以上	100以上	86.8	95
	河川上流部	19.0	10.7	17.1	26.5	33.0	33.0	33.0	10.7	23
	放流口	6.2	3.8	24.9	34.0	100以上	14.0	100以上	3.8	30
	河川下流部	14.6	13.5	17.1	30.5	50.0	20.0	50.0	13.5	24
BOD (mg/l)	K宅処理水	31.6	26.2	———	———	———	———	31.6	26.2	28.9
	Y宅処理水	30.6	26.5	88.6	73.0	61.3	114.0	114.0	26.5	64.0
	E宅処理水	29.3	18.4	29.7	26.8	25.2	92.0	92.0	18.4	36.9
	F宅処理水	4.6	4.3	7.4	5.8	5.6	4.2	7.4	4.2	5.3
	河川上流部	18.5	13.6	22.5	30.0	18.0	22.7	30.0	13.6	20.9
	放流口	132.0	57.7	66.2	30.4	14.7	73.7	132.0	14.7	62.5
	河川下流部	18.4	14.5	27.5	29.7	27.6	24.3	29.7	14.5	23.7
COD (mg/l)	K宅処理水	21.1	16.8	———	———	———	———	21.1	16.8	19.0
	Y宅処理水	18.4	17.2	15.0	13.0	12.0	17.2	18.4	12.0	15.6
	E宅処理水	17.6	13.3	6.2	10.8	9.9	19.9	19.9	6.2	13.0
	F宅処理水	8.3	7.0	6.4	12.1	7.0	6.4	12.1	6.4	7.9
	河川上流部	11.2	11.3	10.4	13.7	9.6	8.9	13.7	8.9	10.9
	放流口	51.6	21.5	16.2	5.5	3.6	16.0	51.6	3.6	19.4
	河川下流部	13.6	13.3	9.1	13.0	9.7	9.5	13.6	9.1	11.4
SS (mg/l)	K宅処理水	9.6	7.2	———	———	———	———	9.6	7.2	8.4
	Y宅処理水	13.3	12.5	13.1	11.7	9.0	15.2	15.2	9.0	12.5
	E宅処理水	8.0	6.8	4.8	3.2	4.0	8.0	8.0	3.2	5.8
	F宅処理水	4.4	3.0	2.4	1.4	3.4	1.0	4.4	1.0	2.6
	河川上流部	18.8	27.2	18.7	9.2	26.0	11.2	27.2	9.2	18.4
	放流口	48.1	133.0	11.0	8.7	3.5	43.0	133.0	3.5	41.2
	河川下流部	17.0	23.0	15.0	10.0	9.8	14.0	23.0	9.8	14.6

表－6　第2回調査　水質測定・分析結果(2)

		1月28日 13.00	17.00	21.00	1月29日 1.00	5.00	9.00	最大	最小	平均
NO3-N (mg/l)	K宅処理水	tr	tr	———	———	———	———	———	———	———
	Y宅処理水	tr	tr	tr	tr	tr	0.03	0.03	tr	0.01
	E宅処理水	0.34	0.72	0.72	0.73	0.76	0.33	0.76	0.33	0.60
	F宅処理水	0.27	0.21	0.24	0.29	0.42	0.31	0.42	0.21	0.29
	河川上流部	0.22	0.11	0.13	0.22	0.13	0.08	0.22	0.08	0.15
	放流口	0.29	0.39	0.44	0.29	0.11	0.70	0.70	0.11	0.37
	河川下流部	0.22	0.13	0.13	0.22	0.14	0.17	0.22	0.13	0.17
NO3-N (mg/l)	K宅処理水	tr	tr	———	———	———	———	———	———	———
	Y宅処理水	0.02	tr	tr	0.01	tr	0.05	0.05	tr	0.02
	E宅処理水	0.87	0.79	1.35	1.13	0.92	0.55	1.35	0.55	0.84
	F宅処理水	7.96	9.36	9.86	10.21	6.83	10.39	10.39	6.83	9.07
	河川上流部	2.11	1.82	0.62	2.43	0.82	1.43	2.43	0.62	1.38
	放流口	0.61	tr	tr	2.17	1.03	1.59	2.17	tr	0.80
	河川下流部	0.69	1.40	0.55	1.09	0.78	1.71	1.71	0.55	1.03
T-N (mg/l)	K宅処理水	22.75	23.40	———	———	———	———	23.40	22.75	23.08
	Y宅処理水	26.62	25.80	26.20	25.61	23.80	24.09	26.20	23.80	25.19
	E宅処理水	10.13	7.39	7.23	6.30	7.08	14.73	14.73	6.30	9.81
	F宅処理水	12.02	11.97	11.98	12.14	8.68	11.74	12.14	8.68	11.40
	河川上流部	7.16	5.85	5.08	7.28	4.23	6.27	7.28	4.23	5.98
	放流口	27.90	14.60	22.03	13.76	4.24	23.87	27.90	4.24	17.80
	河川下流部	6.59	6.86	3.80	5.66	4.14	7.09	7.09	3.80	5.36
T-P (mg/l)	K宅処理水	2.57	2.61	———	———	———	———	2.57	2.51	2.54
	Y宅処理水	3.92	4.04	3.98	3.26	3.14	2.24	4.04	2.24	3.43
	E宅処理水	4.20	3.42	3.12	2.62	2.38	6.74	6.74	2.38	3.56
	F宅処理水	1.86	1.76	1.78	1.78	1.81	1.69	1.86	1.69	1.78
	河川上流部	0.51	0.43	0.50	0.64	0.41	0.55	0.55	0.41	0.49
	放流口	2.16	2.26	2.54	1.60	0.48	2.59	2.59	0.48	1.94
	河川下流部	0.55	0.58	0.61	0.55	0.42	0.70	0.70	0.42	0.57

2.4　考察

2.4.1　第1回調査結果に関する考察

(1)戸別合併浄化槽の処理水の平均的水質

4軒の戸別合併浄化槽の処理水のBODの20㎎／ℓ 非超過確率は、11/24で46%であった。1日の単純平均値は、11.8㎎/ℓ　19.1㎎/ℓ　49.8㎎/ℓ　18.5㎎/ℓ (K.Y.E.F宅の順)と、4軒中3軒は、20㎎/ℓ以下であった。しかし、約80軒の戸別合併浄化槽処理水が集まっている放流口のBOD

が、最大64.8㎎/ℓ，平均23.7㎎/ℓであることから考えると、調査した4軒の処理水より悪い処理水を出している家が相当数あるものと推測される。4軒のCODの日間平均値（6回の測定の単純平均値）は、8.7㎎/ℓ，9.8㎎/ℓ，19.6㎎/ℓ，11.4㎎/ℓ，SSは、2.6㎎/ℓ，2.3㎎/ℓ，7.0㎎/ℓ，3.5㎎/ℓ，透視度は、88㎝，75㎝，21㎝，66㎝であった。またT－Nは、14.56㎎/ℓ，21.26㎎/ℓ，15.68㎎/ℓ，28.73㎎/ℓであり、T－Pは，6.77㎎/ℓ，1.76㎎/ℓ，1.92㎎/ℓ，3.42㎎/ℓであった。全国の政令市の下水処理場の処理水の平均T－Nは19.2㎎/ℓ　T－Pは2.34㎎/ℓ（土木研究所調査による。）であることから考えると、やや悪い処理水質といえる。

(2)戸別合併浄化槽の処理水質

表－3からわかるように、極端に処理水質の悪い戸別合併浄化槽が4軒のうち1軒（E宅）存在した。

BOD（E宅）　6回の分析の最大値　84.7㎎/ℓ　最小値　22.6㎎/ℓ　平均値　49.8㎎/ℓ

（他の3軒の最大値　44.7㎎/ℓ　最小値　4.0㎎/ℓ　平均値　16.5㎎/ℓ）

透視度(E宅)　最大27㎝　最小18㎝　平均21㎝

（他の3軒の最大100㎝以上　最小37㎝　平均76㎝）

この家は、トイレ消臭剤、入浴剤を使用しており、また1人1日当りの水使用量が450ℓと多い。汚泥の引き抜きは4軒ともまだやっておらず、定期点検は4軒とも同一業者が同様にやっていることから考えると、上で述べたような生活様式の違いが、浄化槽の機能に影響を与えているように思われる。このように、戸別合併浄化槽の場合、下水道と違って、混合効果、希釈効果がないため、管理をいくら十分に行っても、生活様式を変えない限り浄化槽の機能を十分発揮できない家があるのではないかと考えられる。具体的には、入浴剤の使用、油の大量使用等が考えられる。

(3)放流水域への影響

Hマイタウン内の約80軒の戸別合併浄化槽処理水が公道下に埋設されている暗渠に集められ、その後G川に放流される放流口（Hマイタウンの下水道類似システムから河川等公共用水域へ負荷が排出される地点とみなすことができる。放流口の高さ（管底）は河床より約1m。）の地点では、川が洗堀され、処理水が滞留していた。（写真－1参照）滞留は、雨が降れば解消されるが、晴天の続いた時は、臭気の発生等周辺生活環境への影響が懸念される。時にHマイタウンの全体計画完成時には問題となることが予想される。また、放流口直前の暗渠(管)内には、7～8㎝の厚さの堆積物が見られ、そこは赤虫の格好の巣となっていた。放流先のG川は、自流量が少ないため、将来、戸別合併浄化槽処理水による汚濁が懸念される。



写真－1　放流口とその下部の処理水滞留状況

(4)戸別合併浄化槽からの臭気

調査を実施した4軒よりヒヤリングを行ったところ、3軒の家において戸別合併浄化槽からの臭気の問題を訴えていた。（表－2参照）　特に処理水質の悪いE宅では、「悪臭が家の中までくる」と訴えていた。戸別合併浄化槽は各家にミニ処理場があるのと同じであるので、臭気は相当問題となる可能性があると思われる。

2.4.2　第2回調査結果に関する考察

(1)戸別合併浄化槽の処理水の平均的水質

4軒の戸別合併浄化槽の処理水のBODの20㎎/ℓ 非超過確率は、7／20で35%であった。（なお、K宅は、1月28日21時以降は不在のため滞留した処理水しか採水できなかったため、13時、17時のデータしかない。）1日の単純平均値はK.Y.E.F宅の順に28.9㎎/ℓ, 64.0㎎/ℓ, 36.9㎎/ℓ, 5.3㎎/ℓと4軒中1軒のみが20㎎/ℓ以下であった。また、約80軒の戸別合併浄化槽処理水が集まっている放流口のBODが、最大132㎎/ℓ, 平均62.5㎎/ℓであることから考えると、調査した4軒以外の処理水も相当悪いものと予測される。

第1回との比較では、4軒の処理水の全測定回の単純平均値として、BODは、第1回の24.8㎎/ℓから第2回は34.8㎎/ℓに、CODは12.4㎎/ℓから12.8㎎/ℓに、SSは4.3㎎/ℓから7.1㎎/ℓに透視度は62.5㎝から48.2㎝へといずれも悪化した。これは冬場の水温低下による微生物の増殖速度・活性度の低下も大きな原因と思われるが、いずれにしろ、一年中を通してコンスタントに一定値（例えばBOD20㎎/ℓ）を担保することは難しいことがわかる。

(2)戸別合併浄化槽の処理水質の時間変動

最大・最小値の差の大きさを見れば明らかなように、第2回調査においても、F宅以外は第1回同様、処理水質の時間変動は大変大きい。例えば、Y宅の場合、BODで最大は朝9時の114㎎/ℓであり最小は、26.5㎎/ℓである。戸別合併浄化槽の場合月間平均値はまだしも、時間オーダーでコンスタントな処理水質を得るのは非常に難しいと思われる。

(3)処理水質の各戸間の差異

表－4から明らかなように、第1回調査よりさらに処理水質の各戸間の差が広がった。第1回調査では、BODに関して、E宅のみが極端に悪く、あとの3軒はまずまずであったが、第2回では、F宅のみが非常によく（第1回よりもよくなっている。）、K宅はやや悪化、E宅は良化しているものの両宅とも20㎎/ℓをほとんど超え、Y宅は第1回より極端に悪化という結果となっている。これは、同じ6人槽を設置しているにもかかわらず、各戸で生活人数・使用水量が大きく異なるため、装置にかかる負荷が大きく異なること、生活様式の違い等が大きく影響しているものと思われる。このように、戸別合併浄化槽は、同じ性能のものであっても、各戸の生活様式、居住人数等によりその効率が大きく変わるものと思われ、総合的にかつコンスタントに一定の効果（公共用水域の水質保全効果など）を期待するのは今のところやや難しいのではないかと思われる。特に、建て売り住宅で販売前から一定の規模の浄化槽を設置して販売する場合、極端なことをいえば、全く計画水量を予測せずに処理場を作っているようなものであり、問題が多いにあると考えられる。

(4)E宅における入浴剤、トイレ消臭剤の影響

E宅に、第1回水質分析結果と所見を示したところ、E宅では、その直後に入浴剤の使用を、また12月下旬にトイレ消臭剤の使用を自主的に中止した。E宅の第2回水質分析結果は表－4に示す如く、BODで平均36.9㎎/ℓ（第1回49.8㎎/ℓ）CODで平均13.0㎎/ℓ（第1回19.6㎎/ℓ）とまだまだ良くないものの、第1回に比べては良い結果となった。このデータのみで結論を下すのは早計であるが、冬場にかけ、微生物の増殖速度低下、活性低下の中で処理水質がよくなっているということは、入浴剤とトイレ消臭剤の使用中止が処理水質によい影響を与えたのではないかと推測される。

(5)放流水域への影響

Hマイタウンの80軒の戸別合併浄化槽処理水が集まってG川に放流される放流口における第2回調査のBODは、最大132.0㎎/ℓ（PM1:00）最小14.7㎎/ℓ（AM5:00）平均62.5㎎/ℓであった。第1回は、最大64.8㎎/ℓ（AM9:00）最小9.6㎎/ℓ（PM1:00）平均23.7㎎/ℓであった。天気がともに前日も含め晴天であったこと、曜日も同じであることを考えると、第1回と比べ相当各戸の戸別合併浄化槽の水質が悪化しているものと推測される。冬場の微生物の増殖低下・活性低下の影響も大きいと考えられるが、維持管理上の問題、機能上の問題も考えられるので今後ひきつづき調査を重ねていく必要がある。

第2回の放流口におけるBODの時間変動を見ると、朝の9時から午後1時と、夜9時に高い値が出ている。このパターンは、各戸の戸別合併浄化槽処理水の水質の時間変動と類似しているが、その変動巾はより大きい。これは、流量の少ない時間帯に暗渠(管)内に堆積した負荷が、流量の多い時間帯に一気に流されてくるためと考えられる。このことにより、各戸に戸別合併浄化槽があり、その処理水が管渠で集められてその後公共用水域へ放流される場合、管渠内において堆積がおこる結果、以上のような問題がおこる可能性が大きいことがわかる。

G川の上流部、下流部における水質も、第1回と比べBODの平均値で、上流部で8.0㎎/ℓから20.9㎎/ℓに、下流部で10.2㎎/ℓから23.7㎎/ℓへと悪化した。上流部も悪化していることより、冬場の影響も大きいと思われるが、今後、放流水域の水質変化を追跡していく必要があろう。

2.4.3　総合的考察

以上まとめると、今回の調査の範囲において戸別合併浄化槽について、次のような問題点を指摘できる。

①戸別合併浄化槽は、時間オーダーでコンスタントにBOD20㎎/ℓ以下を担保するのは難しい。

②日間平均値として、20㎎/ℓ以下を担保するのも確実とはいえない。（特に冬場）

③処理水質は、各家の生活様式、使用水量等により大きく左右される。そのため良好な処理水質を得るためには、生活様式を変えねばならないケースもありうると思われる。具体的には、入浴剤やトイレ消臭剤は悪影響を与える恐れがある。

④戸別合併浄化槽からの臭気問題が発生している。

⑤長期的にみた場合、放流先の公共用水域の水質汚濁問題の発生の恐れがある。

⑥戸別合併浄化槽は各家にミニ処理場があるようなものであり、そのミニが故に、下水道と違って、混合効果、希釈効果、緩衝効果がないため、外的要因（負荷水量等の時間変動、外気温等）

に大きく左右され、コンスタントな処理性能を発揮できないケースも多いと考えられる。また、各家における維持管理状況により大きく性能がかわることが予想され、良好な処理水質を得るためには、各家において何らかの負担（労力、費用等）が生ずるものと考えられる。

以上のような問題点があるものの、従来の雑排水のたれ流しよりは、よほどましなこと、施工の容易なこと等メリットも多く、これらの評価も今後重要である。

しかし、今回の調査の結果から判断する限りにおいては、今のところ、戸別合併浄化槽システムは、下水道で整備するのが将来とも不経済な山村部等を除いては、下水道が来るまでの暫定的システムと位置づけるのが妥当といえよう。

6．管内貯留に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　樺原　隆

1. はじめに

1.1 研究の目的

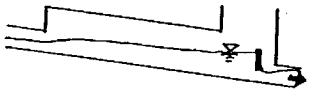
本調査は，雨水流出抑制，合流式下水道越流水対策の一つである管内貯留に関して，その設計法の確立を図ることを目的としている（表１）。

1.2 研究の背景

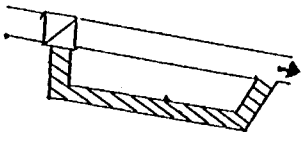
管内貯留は，管中に雨水を溜めて，雨水流出抑制（流出量の減少・ピーク流出量の削減，流出の遅延化）および雨天時合流式下水道の流出負荷削減を計るものであり，その手法に二通りある。一つは系内貯留（in－line storage）といい流水空間と貯留空間が同一となるもので，今一つは系外貯留（off－line storage）といい両空間が別個に存在するものである（図１）。後者の考え方は，従来の雨水調整池，雨水滞水池と同様であり，実施例もいくつかある。しかし前者の方式に関する研究は殆どなく，実施例も数少ない。そこでin－line方式の実現可能性をモデルを用いた水理計算により調べた。また後者の方式では雨水を動きのない状態に置くため，堆積物が発生し，その除去が大きな問題となる。そこで，堆積物の除去に関する実験を室内スケール・パイロットスケールで行った。

表－１　管内貯留に関する調査，研究計画

調査検討項目	６０年度	６１年度	６２年度	６３年度
計画の不確定性に関する検討	計画外力の不確定性	設計の安全率の設定手法		
貯留による堆積物の対策手法の確立	堆積物の特性と影響	堆積物除去手法		
貯留装置の設計法の確立		概念設計と水理特性	模型実験による検証	
貯留による水理水文学的効果・影響の予測手法		シミュレーター開発．模型実験	シミュレーター修正 模型実験	シミュレーター完成
管内貯留施設の最適設計法			全体システムの概念設計（含費用）	最適設計手法の確立
その他	管渠流下による下水性状変化調査			



a）in－line storage



b）off－line storage

図１　管内貯留の方法

2. 水理計算によるin－lineの方式の実現可能性の検討

in－line方式は，従来の管渠空間を有効に用いるので，経済性の面からは有利なものの，同一空間で流水と貯留の双方を行うため，十分な効果があげにくいことが予想される。そこで以下に示すよう

なモデルを仮定して，貯留効果を検討することとした。管渠断面を図２の如くマンホール部にゲートを設けた形とし，上流側水位を変化させたときに，下流側流量，貯留量がいかに変化するかを計算した。基本式は以下の通り。

$$Q_{in} = Av_{in} = A \cdot \frac{1}{n} R^{2/3} i^{1/2} \quad ①$$

$$Q_{in} - Q_{out} = dS/dt \quad ②$$

$$S = f(H) \quad ③$$

$$Q_1 = Q_{in} \quad (H < kh_1) \quad ④$$

$$Q_1 = CA\sqrt{2g(H - h_1/2)} \quad (H > kh_1) \quad ⑤$$

$$Q_2 = KB(H - h_1 - h_2)^{3/2} \quad (H - h_1 - h_2 > 0) \quad ⑥$$

$$Q_{out} = Q_1 + Q_2 \quad ⑦$$

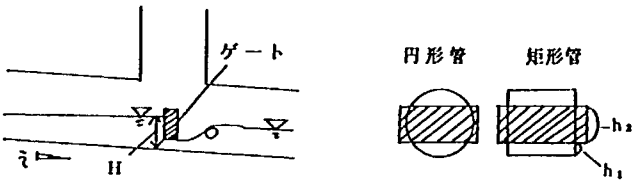


図２　想定した管内貯留方式

ただし，i：勾配，R：径深，A：水面積，n：マニングの粗度係数，Qin Qout：ゲートの上流側，下流側流量，Q_1，Q_2：ゲート下流出量，上越流量，S：ゲート上流側貯留量，B：ゲート越流巾 K：越流係数，C：流出係数，A_1：ゲート下面積である。計算上の仮定は次の通り。i）流入ハイドログラフは貯留の影響を受けない上流側水深と管径の比が30分で0.1ずつ増加するよう与えた。ii）勾配が小さいときには，Qinが増加しても$h_1 \leq H \leq kh$，の区分では④式による$Q > Q_{in}$となる。従って，この区間においては$Q_{out} = Q_1 = Q_{in}$とし，貯留は起きぬものとした。iii）ゲート上流側水位は水平とした。iv）計算間隔は$\Delta t = 1$分とした。

計算結果を図３に示す。図中QinとQoutに囲まれた面積が正味の貯留量である。30分から60分にかけて，貯留量，$Q_{in} = Q_{out}$になるまでの時間，上流側水位が流入水水位と一致するまでの長さをそれぞれ1‰，5‰について求めると，30m³と32m³，18分と9分，146mと91mとなった。以上より得られた知見は次の通りである。①勾配が小さい程，貯留効果は大きいが，上流側水位への影響も大きい。②同一流量が長時間続くような波形ではピーク削減効果はない。

今後は上記方式に関する検討をひとまず打ちきり，他のin－line方式の検討およびoff－line方式の最適化を行う予定である。

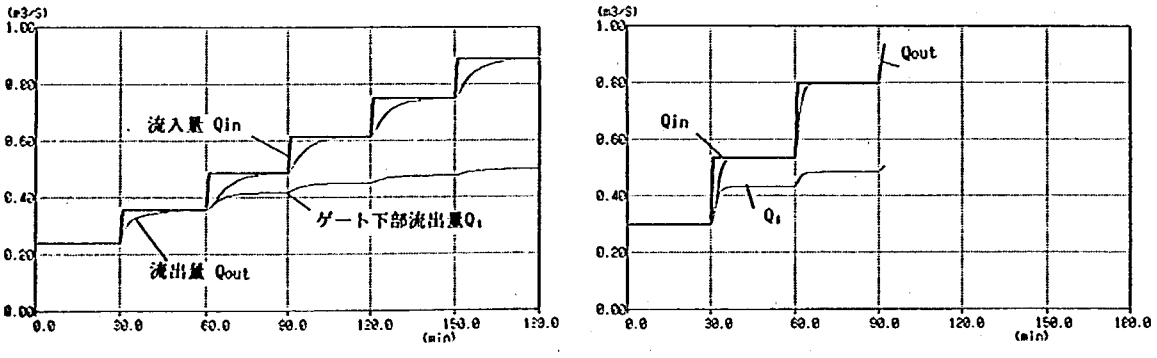


図３　in－line方式による管内貯留計算　（矩形管１m×１m，勾配，左1‰，右5‰，$h_1 = 0.2$m，$h_2 = 0.4$m，計算間隔１分）

3. 小型管渠装置を用いた実験

3.1 実験の目的

管内貯留により生ずる堆積物は，そのままに放置しておくと嫌気化が進行し，悪臭発生や硫化水素による腐食や人身事故の原因となる恐れがあるので，適当な時期に適当な方法で除去する必要がある。

除去方法は，貯留水の引抜きと同時に，掃流力で運搬させる方法が最も単純であるが，除去率をあげるためには底勾配を大きくせねばならず費用の面で制約がでてくる。従って強制排除が必要となる。強制排除手法としては，洗浄水による掃流，固定式機械（チェーンフライト）や移動式機械（ブルドーザ）による掻き寄せ等が考えられ，実施設にも既に用いられている。

今回はこのうち，フラッシュ水による除去法についてフラッシュ水量，フラッシュ速度と除去率との関係を勾配をパラメータとして求めた。

3.2 実験の方法

図4のように予め或る勾配にセットした装置の貯留部に，雨水時合流式下水1 ℓ を注入し（水深約1 cm），15分放置後，排水口を開け，排水及び採水した（引抜水）。次にフラッシュ部に蒸留水400 ml（水深約2 cm）を入れ，排水口を開けフラッシュを行い，200 ml面に貯留部排水口において採水した（初期水，終期水）。その後貯留部底に残った堆積物を蒸留水約100 mlで洗い出し，採水した（残留水）。実験条件は，勾配1，4，8％に対し，フラッシュ部排水口開度大・中・水で3×3＝9通りである。分析項目はＴＯＣ，ＴＳ，ＶＴＳの3通りで分析法は下水試験方法による。

3.3 実験の結果・考察

原水の負荷量（＝水量×水質）を100としたときの，引抜水，初期水，終期水，残留水の負荷量を表2に示す。これより得られる知見は次の通り。①勾配と引抜水負荷量は正の相関を持つ。②残留負荷量として原水の1％を目安とするとフラッシュ水量が400 mlで十分であるのは1％の開度大，8％の3ケースである。③400 mlで不十分であるのは1％の開度中，小，4％の開度小である。4％の開度大，中はどちらともいえない。次に層流における平均流速公式 $\bar{v}=\sqrt[3]{\frac{\rho g I}{3\mu}}q^{\frac{1}{3}}$（$\rho$ 密度，I 勾配，μ 粘性係数，q 比流量）を用い，各ケースにおける流速を求めた。これより②，③を考慮し，フラッシュ効果の有無を分ける限界流速は，15～20 cm／s であることがわかった。

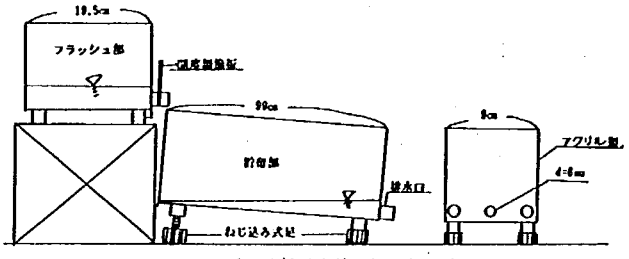


図4　小型管渠装置の概要

表2　原水を100とした場合の各試料の負荷量

勾配		1％			4％			8％		
開度		大	中	小	大	中	小	大	中	小
TOC	引抜水	71	68	75	78	92	92	85	82	96
	初期水	9	7	3	12	10	3	6	3	6
	終期水	8	4	6	3	3	1	1	1	4
	残留水	0.7	21	21	3	3	8	0.3	0.7	0.6
TS	引抜水	87	77	87	77	86	89	91	96	93
	初期水	4	2	3	5	3	3	3	1	2
	終期水	3	2	0.3	2	0.6	0.3	0.5	0.5	1
	残留水	1	3	4	0.4	0.8	2	0.1	0.2	0.5
VTS	引抜水	76	62	77	69	83	85	85	92	84
	初期水	9	3	4	9	3	5	5	3	2
	終期水	5	3	0.5	4	1	0.4	1	1	2
	残留水	3	6	6	1	1	4	0.2	0.2	0.7

なお，沈殿時間を30分とした実験も行った。15分の値と比べて1％，4％では引抜水負荷量は小さく，8％ではほぼ同程度である。これは，1％，4％では成分が十分に沈降したものの，引抜きの際，排出されなかったためと推定される。

4. パイロットスケール管渠装置を用いた実験

4.1 実験の目的と装置の概要

前節において，室内ベンチスケールにおける勾配を自然排水引抜負荷量，フラッシュ水量と速度との関係がある程度つかめたので，次にパイロットスケールにおいて前節同様の実験を行った。

装置の概要を図－5に示す。管渠は透明アクリル製で，貯留部とフラッシュ部から成る。双方はボールバルブ付管で接続されている。管渠を支える架台は勾配可変となっている。装置は下水処理場沈砂池内に置き，沈砂池流入水をポンプでくみ上げ，貯留部に送っている（図6参照）。

4.2 実験の方法と考察

昭和61年度は，62年度に予定している雨天時下水を用いた実験の予備実験として，晴天時下水を用いた排水速度測定実験，排水濃度測定実験，放置時間影響実験の3つを行った。

1）排水速度測定実験

装置の勾配を或る値に設定し，貯留部を二次処理水で満杯にした後排水を行いバケツで採水しその量を実測した。又，オリフィス理論式$Q = CA\sqrt{2gH}$においてC＝1.0としたときの理論値を計算した。結果を図7に示す。実測値は理論値の9割程度となった。これは排水管入口，急拡部，曲部での損失によるものと思われる。

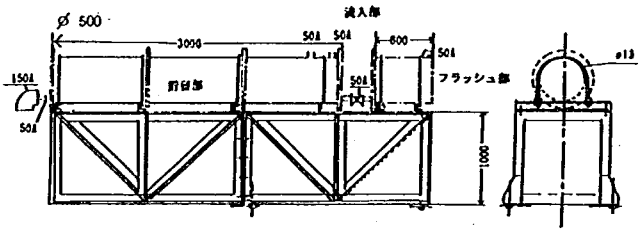


図5　パイロットスケール管渠装置の概要

2）排水濃度測定実験

貯留部に1時間貯留した下水を排水し，残堆積物をフラッシュ水で洗浄した。原水，フラッシュ水，貯留後上澄水，引抜水（初期5ℓ，中期コンポジットサンプル，最終5ℓ），フラッシュによる排水（最初5ℓ，次5ℓ，次々5ℓ，残りコンポジットサンプル）の10通りについて採水，分析を行った。結果を表3に示す。又，室内実験同様，原水を100とした場合の負荷量収支の計算結果を表－4に示す。

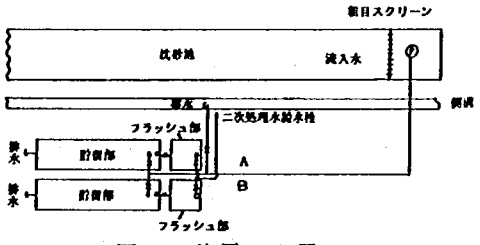


図6　装置の配置

10‰，100‰の実験ケースにおいては汚泥系からの返送水が混入したため，1‰，50‰の値と直接比較はできぬものの，次のような知見が得られた。①引抜水のうち初期5ℓ，中期コンポジットサンプルの間に顕著な差はない。②上澄水のＳＳは原水のそれの39～59％であるがＢＯＤは60～81％と大きい。③引抜水排水負荷量は勾配が大きくなる程大きくなるのでフラッシュ排水負荷量は勾配が大きい程小さくなるが，濃度は大きい。また，次のような考察を行った。①引抜水，引

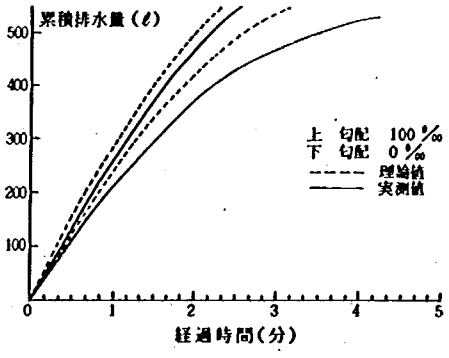


図7　排水速度の比較

表 3　排水濃度実験

勾配	Sample	SS (mg/ℓ)	TS (mg/ℓ)	VTS (mg/ℓ)	VTS/TS (%)	BOD (mg/ℓ)	CODcr (mg/ℓ)	硫化物イオン (mg/ℓ)	水温 (℃)	pH	DO (mg/ℓ)
1‰ <下水>	原水	139.3	634	246	(38.8)	200	275	<0.05	13.7	7.66	6.15
	上澄水	56.7	569	190	(33.4)	119	235	<0.05	13.4	7.54	5.05
	初期5ℓ	50.0	583	220	(37.7)	131	221	<0.05	12.5	7.58	6.10
	コンポジットサンプル	56.9	597	256	(42.9)	134	194	—	—	—	—
	最終5ℓ	156.9	748	296	(39.6)	154	336	—	12.6	7.50	4.10
<フラッシュ>	ろ過水	<0.1	486	143	(29.4)	0.9	16.9	—	13.9	6.59	6.30
	初期5ℓ	1140	1840	1330	(72.3)	783	1080	—	—	—	—
	NEXT 5ℓ	404	1020	570	(55.9)	260	687	—	—	—	—
	〃	198	725	366	(50.5)	157	256	—	—	—	—
	コンポジットサンプル	54.5	478	174	(36.4)	29.0	153	—	—	—	—
10‰ <下水>	原水	237.5	706	288	(40.8)	139	376	<0.05	13.9	7.35	6.90
	上澄水	81.7	530	233	(42.1)	93.9	363	<0.05	13.6	7.41	5.30
	初期5ℓ	113.3	565	215	(38.1)	107	348	<0.05	12.8	7.46	6.40
	コンポジットサンプル	91.7	566	235	(41.5)	87.0	236	—	—	—	—
	最終5ℓ	6570	7350	5050	(68.7)	2030	8460	—	—	7.13	—
<フラッシュ>	ろ過水	0.6	387	62.2	(16.1)	0.8	15.9	<0.05	14.2	6.62	6.25
	初期5ℓ	305	836	331	(39.6)	90.4	1070	—	—	—	—
	NEXT 5ℓ	75.0	577	196	(34.0)	22.7	270	—	—	—	—
	〃	44.0	468	171	(36.5)	16.1	162	—	—	—	—
	コンポジットサンプル	16.4	418	87.6	(20.9)	6.6	119	—	—	—	—
50‰ <下水>	原水	139	628	228	(36.3)	171	339	<0.05	13.8	7.35	6.45
	上澄水	81.7	602	251	(41.7)	137	270	<0.05	13.2	7.36	5.30
	初期5ℓ	90.0	559	237	(42.4)	143	268	<0.05	12.2	7.42	6.10
	コンポジットサンプル	81.7	587	173	(29.5)	146	274	—	—	—	—
	最終5ℓ	3000	3020	2290	(75.8)	1970	5640	—	—	7.09	—
<フラッシュ>	ろ過水	1.5	387	62.2	(16.1)	1.7	20.1	<0.05	13.9	6.64	6.95
	初期5ℓ	55.0	550	180	(33.7)	35.5	138	—	—	—	—
	NEXT 5ℓ	16.0	457	118	(25.8)	10.1	138	—	—	—	—
	〃	6.0	474	113	(23.8)	7.1	103	—	—	—	—
	コンポジットサンプル	4.4	481	133	(27.7)	2.6	116	—	—	—	—
100‰ <下水>	原水	179	632	240	(38.0)	117	296	<0.05	13.9	7.35	6.90
	上澄水	96.7	495	174	(35.2)	94.5	204	<0.05	13.5	7.35	5.30
	初期5ℓ	132	540	194	(35.9)	96.6	230	<0.05	12.5	7.44	6.05
	コンポジットサンプル	154	547	199	(36.4)	89.2	268	—	—	—	—
	最終5ℓ	6100	6170	4260	(69.0)	1910	5250	—	—	7.16	—
<フラッシュ>	ろ過水	1.4	388	93.0	(24.0)	1.1	17.0	<0.05	14.2	6.62	6.25
	初期5ℓ	88.0	524	146	(27.9)	38.5	88.2	—	—	—	—
	NEXT 5ℓ	24.0	411	78.0	(19.0)	6.7	48.7	—	—	—	—
	〃	10.0	425	62.0	(14.6)	2.7	52.9	—	—	—	—
	コンポジットサンプル	3.6	443	56.0	(12.6)	2.5	84.6	—	—	—	—

抜水＋フラッシュ排水の負荷量は勾配が大きい程大きい。従って自然排水方式，自然排水＋フラッシュ排水方式は勾配が大きい程有利であることが確認された。②フラッシュ水量は，ＳＳ，ＢＯＤを見る限り，勾配50‰，100‰では15ℓで十分である。そのときのフラッシュ速度は，$v = c\sqrt{2gH}$ でC＝0.9として計算すると2.7（m／S）となりかなり大きい。

表4　原水を100とした場合の各試料の負荷量

項目	SS				BOD				CODcr			
勾配（‰）	1	10	50	100	1	10	50	100	1	10	50	100
引抜水	41	63	78	116	67	75	95	90	71	83	95	106
初、中期	40	60	58	85	66	62	85	75	70	63	80	90
最終 5ℓ	1	3	20	31	0.7	13	10	15	1	20	15	16
フラッシュ排水	19	3	1	1	8	2	2	1	17	13	7	6
最初 5ℓ	8	1	0.3	0.4	4	0.6	0.5	0.3	4	3	0.3	0.2
次　5ℓ	3	0.3	0.1	0.1	1	0.1	0.1	<0.1	2	1	0.3	0.1
次々 5ℓ	1	0.2	<0.1	<0.1	0.7	0.1	0.1	<0.1	1	4	0.3	0.2
残留水	7	1	0.5	0.3	3	0.8	0.8	0.3	10	5	6	5
計	60	66	79	117	75	77	96	91	88	95	101	111

注）フラッシュ水の負荷は無視した

表5　放置時間影響実験結果

		管内貯留部				20ℓバケツ								
日付／測定時間	気温	水温	ORP	PH上部	PH下部	水温上部	水温下部	PH上部	DO上部	DO下部	H_2S（mg／ℓ）		O_2（mg／ℓ）	
	(℃)	(℃)	(mv)	(−)	(−)	(℃)	(℃)	(−)	(mg／ℓ)	(mg／ℓ)	攪拌前	攪拌後	攪拌前	攪拌後
2月17日 11:20	8.0	14.4	+170	7.50	7.30	15.7	15.7	7.54	6.05	6.05	−	−		−
12:20	7.5	13.1	+180	7.53	7.30	16.0	16.0	7.46	5.21	4.79				
13:20	7.5	12.6	+170	7.50	7.20	15.2	14.5	7.53	4.58	4.00	0.0	0.0	20.8	20.7
15:20	8.5	11.8	+120	7.43	7.20	14.5	13.5	7.34	3.26	2.99	0.0	0.0	20.5	20.6
19:20	8.0	10.9	± 0	7.32	7.00	13.5	12.8	7.39	1.41	0.80	0.0	0.0	21.0	21.0
23:20	7.5	9.4	−240	7.35	6.9	12.5	12.1	7.49	0.50	0.25	0.0	0.0	21.0	21.0
2月18日 11:20	7.1	7.6	−310	7.40	7.2	10.8	10.6	7.42	0.38	0.26	0.0	0.0	21.0	20.9
23:20	7.1	1.7	−330	7.50	6.8	10.5	10.3	7.53	0.29	0.21	0.0	0.0	21.0	20.9
2月19日 11:20	7.5	1.3	−380	7.33	7.30	10.1	10.3	7.25	0.36	0.22	0.0	0.0	21.0	20.9
2月20日 11:20	7.7	1.4	−400	7.04	6.70	10.3	10.0	7.18	0.24	0.17	0.0	0.0	20.7	20.9

3）放置時間影響実験

貯留部に下水を3日間放置し，水温，ｐＨ，ＯＲＰの変化をみると共に20ℓバケツ多数に下水を注入，フタをし，一定時間（1, 2, 4, 8, 12, 24, 36, 48, 72時間）経過後フタを開け，沈殿物をかき混ぜ，ガス検知器により硫化水素発生の有無を調べた。結果を表5.6に示す。ＯＲＰの値から，8～12時間後に還元状態になったことがわかる。硫化水素の発生は最後まで認められなかった。しかし，20ℓバケツ沈殿汚泥，引抜水，最終5ℓに溶存硫化物イオンが含まれていたことから，硫化水素ガス発生の可能性はある。

表6　放置後の水質

	BOD (mg／ℓ)	COD_{cr} (mg／ℓ)	MLSS (mg／ℓ)	TS (mg／ℓ)	VTS (mg／ℓ)	VTS／TS (%)	硫化物イオン (mg／ℓ)	TOC (mg／ℓ)
原水	153	449	145	664	239	36.0	0	112
上澄水	87.1	147	24.7	503	85	16.9	0	61.6
20ℓバケツ沈殿汚泥	771	178	1150	1620	996	61.5	0.12	595
最終5ℓ	2640	6880	4090	5560	4220	75.9	0.55	1780
フラッシュ5ℓ濾水	1.5	14.8	0.2	369	52	14.1	0	53.0
フラッシュ初期5ℓ	218	452	317	723	311	43.0	0	84.5

3.3　今後の問題

以上の結果をふまえて，62年度以降は以下の点を考慮する必要があると思われる。1）排水速度，フラッシュ水量及び速度と堆積物との関係　2）長い管への対応　3）人工的に土砂を敷きつめた場合のフラッシュ実験

参考文献　水理公式集　1984年　土木学会

7．下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
主任研究員　高橋　正宏
小泉　秀一

１．調査の目的と必要性

水質汚濁防止にかかわる水質総量規制制度の導入により下水処理場の多くは放流水のＣＯＤの規制をうけることとなった。しかし、既設の下水処理施設は生物処理を主体としているため、生物学的に分解されにくい、いわゆる難分解成分といわれるものの除去性は極めて悪いのが現状である。現在の流入下水中には、し尿、工場排水等による生物学的に難分解な各種のＣＯＤ成分が含まれており、多くの下水処理場で処理法の改善等の対応が必要になるものと考えられる。

本調査は下水処理水中の残存ＣＯＤ成分の分画定量に加え、下水道施設におけるＣＯＤ成分の高度除去のための最適処理方式の確立を目的として実施するものである。

２．６０年度までの調査成果

（１）既設下水処理場におけるＣＯＤの実態調査を実施し、各処理場に対してアンケート方式により、流入・流出水のＣＯＤ濃度、除去率、および、それらに対する工場排水の影響等を検討した。工場排水の混入率を段階的に区分し、処理水のＣＯＤをみると、混入率0％の場合、約13㎎/ℓで、混入率が高くなるとＣＯＤも高くなり、混入率30～45％では約25㎎/ℓであった。この結果、通常の生物処 理での限界値は13㎎/ℓ程度であろう。工場排水の混入率の比較的高い処理場での代表的な業種は繊 維、化学、食料品などであった。

（２）粉末無機吸着剤（マグネシウム系、カルシウム系）による下水２次処理水からのＣＯＤ除去に関する室内実験を行った。吸着沈殿法では、ＣＯＤ除去能力が活性炭に比較してかなり劣ること、処理効率を維持するには使用済の吸着剤を返送して反応槽内の吸着剤濃度を数千㎎/ℓまで高める必要のあること、処理コストは硫酸バン土による凝集沈殿法とほぼ同等となること、が明らかになった。助剤ろ過法では、ＣＯＤ除去面で吸着沈殿法よりすぐれること、プレコートおよびボディーフィード量がＣＯＤ除去効率に影響を及ぼすこと、が確認された。

（３）単段式硝化脱窒法におけるＣＯＤ除去効率について検討した結果、標準活性汚泥法に比較して溶解性ＣＯＤは低くなるが、処理水中に流出するＳＳ量が多いためにトータルで評価した場合には差が認められなかった。また、単段式硝化脱窒処理水を急速ろ過池、活性炭吸着塔に通すことによってＣＯＤ－Ｔは22.6㎎/ℓから12㎎/ℓまで下げられることが判明した。

（４）各種洗剤の下水処理に与える影響では、下水処理場における各種界面活性剤の実態把握、活性汚泥性細菌の増殖活性に対する影響、エアレーションタンク内のＤＯレベルと洗剤の分解性、界面活

性剤の混入濃度と処理水質への影響、について実施した。その結果、流入下水中のＭＢＡＳは平均4.7㎎/ℓ、ＣＴＡＳ3.1㎎/ℓ、粉石けんの成分が4.1㎎/ℓであった。ＭＢＡＳ、ＣＴＡＳは初沈ではほとんど除去されず生物処理で80～90％除去され、粉石けんの成分は初沈で50～70％除去され、生物処理を行った後の除去率を比較するといずれも同程度であった。合成洗剤に現在使用されている界面活性剤は100㎎/ℓ程度でも細菌の増殖阻害はみられなかった。エアレーションタンク内のＤＯが低濃度の場合にＤＢＳの分解率は悪くなるようであるが、下水処理場に通常流入する程度では問題はないであろう。合成洗剤の場合、界面活性剤として20㎎/ℓ、粉石けんの場合30㎎/ℓ添加した結果、処理水質への影響はなく、粉石けんでは他の洗剤に比べ活性汚泥中の生物が多くなった。

（５）各業種の工場排水のＣＯＤ生分解度に関する調査を行い、紡績、繊維製品、有機顔料、合成染料、有機化学工業製品の各製造業の排水は難分解性ＣＯＤを多く含むことが判明した。また、これらの業種の工場排水混入率と処理場の処理水ＣＯＤ濃度との間には明確な相関関係は認められず、業種区分の細分化、サンプル採取法などに検討の余地があることが示された。

（６）工場排水が多量に流入する下水処理場においてケース・スタディを実施し、一般的に分解性が悪いとされている非イオン界面活性剤が流入下水中にかなり高い値を示したこと、流量調整槽が設置されたことによりかなり負荷の平滑化効果が認められたこと、運転方式の見直しにより改善の可能性があること、工場排水のＣＯＤ生分解度には同一の区分に分類される業種であっても事業所間で差異が存在することが明らかになった。また、各工場で使用されている薬剤のＣＯＤ生分解度に関する調査を行い、難分解性ＣＯＤ濃度200㎎/ℓ以上の薬剤が９あったが、特定用途に片寄ることがない、繊維から溶出するＣＯＤもタオル生地の場合、100g当たり1.52gあること、が明らかになった。

（７）実下水に非イオン界面活性剤を20㎎/ℓ添加し、浮遊法と生物膜法におけるＣＯＤ除去効率について検討した結果、処理水の非イオン界面活性剤は、浮遊法で1.4～2.0㎎/ℓ、生物膜法で2.1～3.1㎎/ℓと良好な除去結果を示した。さらに、嫌気好気活性汚泥法、生物膜併用活性汚泥法でも同様の結果を得た。

（８）嫌気性消化脱水方式の汚泥処理工程を有する５箇所の処理場の実態調査より、汚泥処理工程からの返流水負荷量は、流入水負荷に対し、Ｄ－ＣＯＤで5.4～22.4％、ＨＢ－ＣＯＤで11.2～68.9％の範囲であった。返流水のＨＢ－ＣＯＤ負荷量を処理工程別にみると、消化脱離液あるいは洗浄分離液が高い割合を示した。特にし尿を受入れている処理場では、し尿消化タンク脱離液からのＨＢ－ＣＯＤが高くなっている。

（９）ＣＯＤ生分解度試験による判定では、非イオン界面活性剤およびＰＶＡともに難分解となった。また、クーロメーターによる生物分解性試験から、ＰＶＡの方が非イオン界面活性剤よりも分解により長時間を有する結果となった。

３．昭和６１年度の調査結果

本年度は、ＰＶＡを主な対象として、ＰＶＡ含有下水の活性汚泥処理実験を行い、20㎎/ℓ程度の低濃度なＰＶＡを処理できる操作条件を明らかにするとともに、物理化学処理によるＰＶＡの除去効果を見極めるため、まず、硫酸バンドによる凝集沈殿処理を試みた。更に、アルミニウム塩を用いた

凝集剤添加活性汚泥法がＣＯＤ除去率に10％程度の改善効果があるとの報告[1]があるため、同法における硫酸バンドとポリ塩化アルミニウム（ＰＡＣ）の比較を行ってみた。

３．１　ＰＶＡ含有下水の活性汚泥処理

染色工場排水等を想定した高濃度のＰＶＡを含有する排水の活性汚泥処理については橋本ら[2]がその適用性を検討済みであるが、都市下水中に比較的低濃度のＰＶＡが混入している場合には、生物学的に易分解性の有機物が優先的に摂取され、ＰＶＡが処理水中に残存する恐れがある。このため、上述の条件下でもＰＶＡ除去可能な操作条件を検討する必要がある。

３．１．１　実験方法

前報[3]と同様に、10ℓ容量の完全混合型曝気槽を直列に10列連ねた実験装置（最終沈殿池容量48ℓ）を２台、茨城県霞ケ浦浄化センター内の湖北総合実験施設内に設置し、同センターの最初沈殿池越流水にＰＶＡ（和光純薬製、重合度約500）を50㎎/ℓとなるよう添加して、十分に馴養した活性汚泥による処理を行った。実験条件を表－１に示す。本条件に設定する以前、Ｂ装置は、水理学的滞留時間（ＨＲＴ）８時間、汚泥滞留時間（ＳＲＴ）100日以上で運転されており、それから約２ケ月を馴致期間として、本条件に移行したものであり、馴致期間でのＳＲＴは約20日であった。Ａ装置はＳＲＴを80日から徐々に減じて本条件に移行したものである。

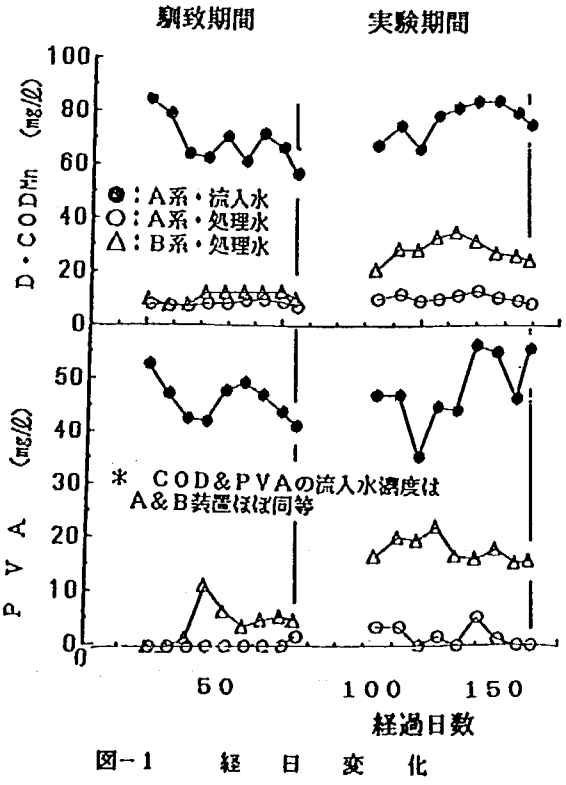
表－１　実験条件

装置		Ａ	Ｂ
水理学的滞留時間	時間	12.0	6.5
汚泥滞留時間	日	42.4	30.0
ＭＬＳＳ	ｍｇ／ｌ	4,920	5,130
水温	℃	10.3	11.1
流入水中　ＰＶＡ	ｍｇ／ｌ	48.2	51.0

３．１．２　実験結果

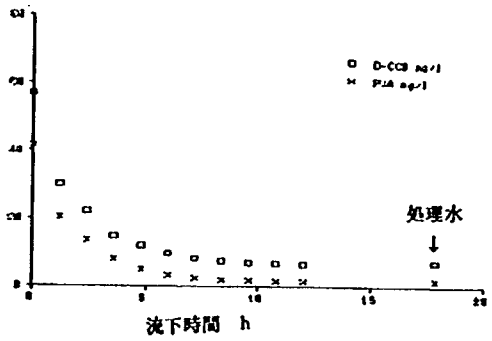
馴致期間、実験期間を通じ、両装置の処理成績はＢＯＤで5㎎/ℓ以下、硝化はほぼ完全に達成されており、汚泥のＳＶＩもおおむね100㎖/g以下と非常に良好であった。図－１は溶解性ＣＯＤ（Ｄ－ＣＯＤ）とＰＶＡについて両装置の処理成績の経日変化を示したものである。馴致期間よりＢ系のＰＶＡ濃度が上昇を始めており、実験期間中のＰＶＡ除去率は65％、Ｄ－ＣＯＤ除去率は63％であった。これに対し、Ａ系ではそれぞれ97％、88％と良好な成績を収めている。

Ａ、Ｂ両系で大きく異なる操作条件は、ＨＲＴとＳＲＴであり、ＰＶＡの除去に関して、いずれが支配的な条件であるかを明らかにするため曝気槽内の流下方向へ水質の追跡調査を行った。図－２は馴致期間中のＡ系におけるＤ－ＣＯＤ、およびＰＶＡの減少を流下時間を追って示したものであり、約７時間で、ＰＶＡの除去がほぼ完全に終了していることを示している。Ｂ系においても馴致期間の前半は同様の結果を得てい

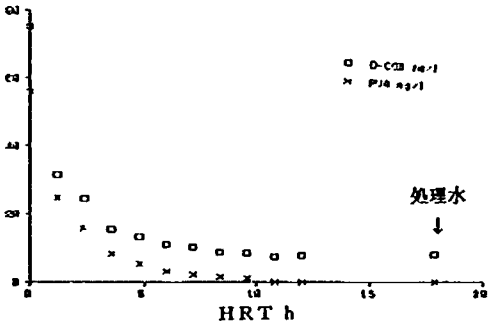


図－１　経　日　変　化

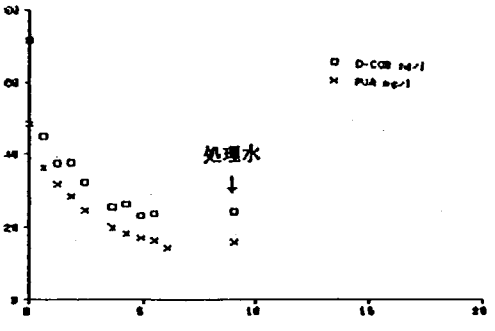
る。なお、馴致期間に入る以前は、夏場の高温期（約25℃）であったため、両系とも4時間でＰＶＡはゼロとなっていた。図－3、4は実験期間中における同様の調査結果である。Ａ系においては馴致期間とほぼ変わらない、0.163$^{1}/_{h}$（底10）という一次反応の除去速度定数を得ているが、Ｂ系においては0.079$^{1}/_{h}$に半減してしまう。Ｂ系における除去速度定数の低下は、ＨＲＴが短くなったためとは考えにくく、ＳＲＴの短縮によって、汚泥のＰＶＡ除去が低下した、つまりＰＶＡ分解に関与する細菌群[1]のバランスがくずれたためと理解するのが自然であろう。では具体的にどの程度のＳＲＴを維持する必要があるかについては、現在までのデーターで確認することは難しいが、少なくとも30日以下ではＰＶＡ除去能の低下は避けられない。Ａ系においてＳＲＴ80日より徐々に40日近くまでＳＲＴを下げたことを考慮すると50日程度が安全側かと考えられ、高濃度のＰＶＡを処理対象とした場合[2]と同様の結果となった。ＨＲＴについては、図－2、3より、低水温時でも、7時間程度で、ＰＶＡの除去がほぼ完了しているため、その位に短縮できる可能性はあるが、汚泥発生量の増加に留意する必要がある。



図－2　馴致期間、Ａ系、曝気槽内追跡調査



図－3　実験期間、Ａ系、曝気槽内追跡調査



図－4　実験期間、Ｂ系、曝気槽内追跡調査

３．２　ＰＶＡ含有下水の硫酸バンドによる凝集実験

３．１において、ＰＶＡの生物学的除去を行うためには、ＳＲＴを50日以上に保つ必要があることを指摘したが、実際の下水処理施設において現状の方式ではそのような運転を行うことは不可能である。考えられる対応方法としては、最終沈殿池に十分余裕を持った長時間曝気法（オキシデーションディッチ法も含む）の採用、固定化活性汚泥法や生物膜併用活性汚泥法の検討等があるがいずれにしても、標準活性汚泥法に比べ、用地費、施設費、維持管理費等が増大することは避けられない。そこで、物理化学的なＰＶＡ除去方法との性能、経済性比較が必要となる。今年度は、まず硫酸バンドによる凝集処理を検討した。

３．２．１　実験方法

茨城県霞ケ浦浄化センターの最初沈殿池越流水に、

３．１と同じＰＶＡを20㎎/ℓとなるよう添加し、図－５の実験フローに従ってジャーテストを行った。ＰＶＡ添加前の試料水のＤ－ＣＯＤ$_{Mn}$は17㎎/ℓと、やや低い値であった。ｐＨは１ＮＨＣℓを用いて5.5に調整した。今回の実験では、同一の試料水にＡℓとして3.5、7.1、14.2、33.5、71㎎/ℓとなるよう硫酸バンドを添加して、各水質項目の変化を調査した。

３．２．２　実験結果

凝集処理は、当然、SS成分の除去に最も効果的であり、今回もＡℓ添加量3.5㎎/ℓで、35㎎/ℓの初期ＳＳが90％以上除去されている。　図－６に実験結果をまとめた。T-COD$_{Mn}$は、SSの除去によって20㎎/ℓ程度除去された後、ほとんど変わっていない。PVAについては、ほとんど除去が期待できない。D-CODはＡℓ3.5㎎/ℓ添加で8㎎/ℓ程度除去されており、これは、疎水性高分子有機物（例えばフミン酸）が除去されたものと思われるが、以降Ａℓ添加量を増加させても、除去率の向上は期待できない。今回の実験より、一度水溶性となったPVAのように、親水性の有機物はたとえ高分子であっても凝集処理による除去は困難であることが確認された。

３．３　硫酸バンドとPACのCOD除去能の比較

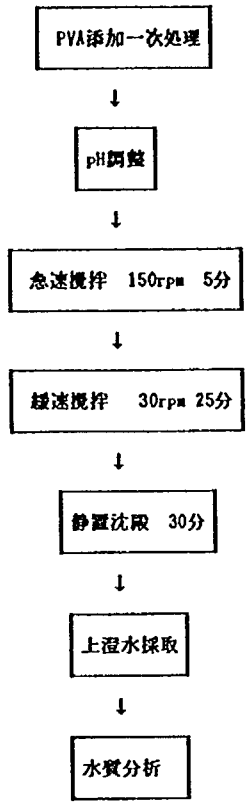
凝集処理ではPVAなどの除去は困難であるが、疎水性高分子有機物に対する効果は確認されており[5]、既存の処理場等で、リン除去を兼ねてCODをある程度除去したい場合には、凝集剤添加活性汚泥法などが有効である。同法に用いる凝集剤として、硫酸バンドとPVCが我が国では一般的であるため、両剤のCOD除去能力を比較してみた。

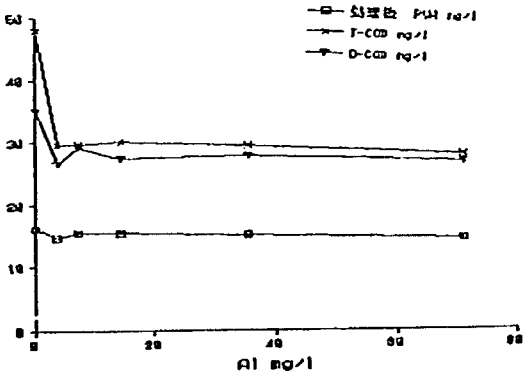
３．３．１　実験方法

使用した実験施設は、京都三次処理パイロットプラントであり仕様、運転条件詳細については別報に記載してある[6]。当装置は、Ａ，Ｂ二系列からなり、両系とも主に単段式硝化脱窒法で運転を行っている。一部の実験期間で、Ａ系にPACを、Ｂ系に硫酸バンドを、それぞれ２、３、４㎎-Ａℓ/ℓ添加しており、その間で、D-CODの処理成績を比較するとともに、曝気槽内追跡調査を行いD-CODの除去状況を検討した。

３．３．２　実験結果

図－５　凝集処理実験フロー





図－６　ＰＶＡの硫酸バンドによる凝集処理

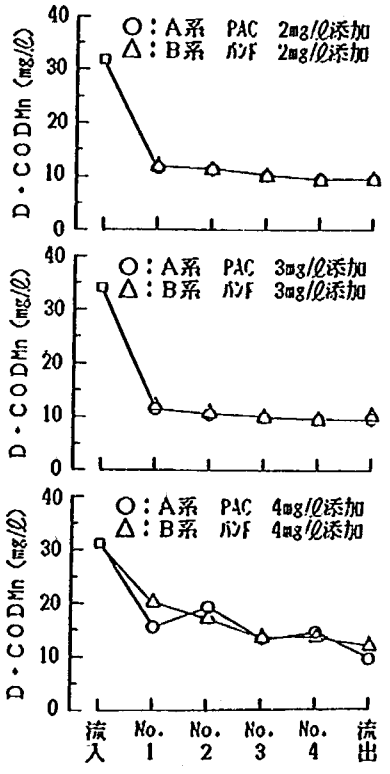
表－４にA ℓ添加量毎にまとめたA系（PAC）とB系（硫酸バンド）のD-COD除去率を示した。各実験期間は最低６週間同一条件で継続したものである。両系の除去率に、ほとんど差は認められない。

図－７は、各実験期間で行った曝気槽内追跡調査結果である。

図中のNo.1～No.4は、曝気槽内が４等分に仕切られていることを示しており、A，B両系とも各仕切槽の滞留時間は流入水ベースで2.5時間である。この場合も両系で大きな差は認められず、COD除去に関しては硫酸バンドもPACも同様の効果を有することが判明した。但しリンの除去性能、硝化菌に与える影響等の比較については別途検討を行っているので、別報[6]を参照されたい。

表－４　A系（ＰＡＣ）とB系（硫酸バンド）のＤ－ＣＯＤ除去率の比較

A ℓ添加量　mg/ℓ	2	3	4
A系　PAC添加	74.3	76.9	78.4
B系　硫酸バン土添加	74.2	75.3	78.2



図－７　京都三次処理パイロットプラントの曝気槽内追跡調査

４．まとめと今後の課題

今年度の研究成果をまとめると以下のとうりである。

（１）工場排水混入下水を想定して、PVA50mg/ℓを含む実下水の活性汚泥処理を行い、PVAを安定して除去するためにはSRTを50日以上に保つ必要があることが判明した。

（２）硫酸バンドによるPVAの凝集処理は、PVAの除去にはほとんど効果が認められなかった。

（３）凝集剤添加活性汚泥法に用いる凝集剤として、硫酸バンドとPACのCOD除去能力を比較したが、両者の性能にはほとんど差がなかった。

今後の課題としては、

（ａ）通常の活性汚泥処理方式でSRTを50日に保つことは困難であるため、生物膜併用活性汚泥法や、固定化活性汚泥法を検討して、現状規格の処理施設の改良によってPVA等の除去が可能な処理方式を開発する。

（ｂ）オゾン処理等の物理化学処理法の可能性を検討する。

（ｃ）各種生物処理法、物理化学処理法の処理成績、経済性を検討し、最適な処理方式を提案する。

ことが必要である。

５．参考文献

1）「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」、建設省土木研究所、土木研究所資料第1603号、pp.73～89，1980年8月
2）橋本ら、「活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究（第５報）」、下水道協会誌、Vol.17,No.198,pp.19～29，1980年11月
3）「下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する研究」、建設省土木研究所、土木研究所資料第2402号、pp.179～186，1986年10月
4）橋本ら、「ポリビニルアルコール分解菌の分離とその性質」、下水道協会誌、Vol.23,No269,pp.44～51，1986年10月
5）丹保ら、「処理性能評価のための水質マトッリクス［Ｉ］」、水道協会誌、第530号、pp.8～18　1978年1月
6）「栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査」、本報告書

8．下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
小森　行也

1. はじめに

環境基準や排水基準にみられるようなアルキル水銀，有機リン，PCBの例を除けば，これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし，飲料水中のトリハロメタンが発ガン性で問題になり，厚生省から給水栓で平均0.1 mg／ℓ 以下に抑える通達が出されるにおよび，下水処理においてもある種の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。これまでの調査[1),2)]によれば微量であるが，多種類の化学物質（有機塩素化合物，フタル酸エステル，多環芳香族炭化水素等）が検出されている。このためこれら微量化学物質が活性汚泥処理プロセスで分解，吸着，揮散，流出などで減少し，それが処理プロセス，作業環境，放流先の水棲生物にどのような影響を与えているか解明する必要がある。

2. 60年度までの調査結果

本調査は，57年度を初年度としセミバッチ式活性汚泥処理実験装置と連続式活性汚泥処理実験装置を用い，種々の化学物質について活性汚泥処理システムでの物質収支と処理水質に与える影響と，活性汚泥中の原生動物への影響について検討している。

2.1　57年度の調査成果

57年度は，2.5－ジクロロアニリン（2.5－DCA）を添加した人工下水を流入水としたセミバッチ式活性汚泥処理実験装置を種々の条件で運転し，下記の結果を得た。

1）2.5－DCA添加濃度を0.71，0.14，1.43，14.3，71.4 mg／ℓ の5段階について実験を行なった結果どのケースにおいてもBOD$_5$除去率はすべて90％以上を示した。しかし，D－COD除去率は1.43 mg／ℓ 添加のケースまでは90％以上の除去率を示したが，14.3，71.4 mg／ℓ 添加のケースではそれぞれ84.8％，65.4％と除去率は悪化した。

2）2.5－DCAの活性汚泥処理での物質収支は添加濃度が異なってもほぼ一定であり揮散する割合は平均9.2％，活性汚泥に吸着されて系外へ排出される割合は平均2.7％，処理水に残存し系外へ排出される割合は平均43.7％であった。

3）原生動物に対する2.5－DCAの影響は14.3 mg／ℓ 添加で阻害の徴候が現われ71.4 mg／ℓ 添加では，添加直後から総細胞数の著しい減少があった。

2.2　58年度の調査成果

58年度は，一次処理に2.5－DCAを添加したセミバッチ式活性汚泥処理実験装置と一次処理水に4種類の化学物質を添加した連続式活性汚泥処理実験装置を運転し下記の結果を得た。

1）セミバッチ実験

一次処理水に2.5－DCAを5 mg／ℓ 添加し，SRTを10・20・30・40・50日と設定した実験を行なった。SRTを長くとると処理水中に残存し系外へ排出される割合が大きくなり，余剰汚泥として系外へ排出される割合が小さくなる傾向が認められた。

2）連続実験

連続式活性汚泥処理実験装置の一次処理水に2.5－DCA 0.38 mg／ℓ，O－クロロフェノール（O－CP）0.55 mg／ℓ，クロロホルム1.6 μg／ℓ，四塩化炭素0.14 μg／ℓ，を連続添加した結果，二次処理での除去率はそれぞれ61.3％，94.3％，73.9％，89.7％であった。

2.3　59年度の調査成果

59年度は，一次処理水にO－CPを添加したケースとクロロホルムを添加したケースのバッチ式活性汚泥処理実験装置と一次処理水に4種類の化学物質を添加した連続式活性汚泥処理実験装置を運転し下記の結果を得た。

1）セミバッチ実験（O－CP）

添加濃度が1 mg／ℓ，10 mg／ℓ では添加開始初期から処理水質の悪化等はみられず，処理水中に残存しないことがわかった。また，50 mg／ℓ 添加のケースでも馴致及び水温等の条件が整った場合，分解することが示唆された。

2）セミバッチ実験（クロロホルム）

揮発性物質のクロロホルムは，本実験で最高濃度10 mg／ℓ 程度の濃度までであれば，活性汚泥処理への悪影響は認められなかった。活性汚泥処理プロセスでの物質収支から，汚泥への濃縮は小さく，処理水中に残存せず，エアレーションによる揮散が99％以上であることが確認された。

3）連続実験

連続処理システムにおける各物質の挙動は次の通りである。

①　除去率が低い2.5－DCAは汚泥中に300 mg／kgと若干濃縮されている。また，エアレーションタンクにおける減少速度は遅く，k_1は0.040（1／h）であった。

②　O－CPは，水温が低い冬場の除去率が低く，水温が高い夏場の除去率が高くなる傾向が認められた。

③　クロロホルムもO－CP同様に水温が低い冬場の除去率が低く，水温が高い夏場の除去率が高くなる傾向が認められた。

④　四塩化炭素は，一年間を通し95％以上の高い除去率を示した。

2.4　60年度の調査成果

60年度は，一次処理水に四塩化炭素を添加したケースとトリクロロエチレンを添加したケースのセミバッチ式活性汚泥処理実験装置と一次処理水に7種類の化学物質を添加した連続式活性汚泥処理実験装置を運転し下記の結果を得た。また，処理場における全有機ハロゲン化合物の調査を行なった。

1）セミバッチ実験（四塩化炭素）

流入水中の四塩化炭素の濃度が0.44 mg／ℓ 程度では，活性汚泥処理に対する影響は小さく処理水質はコントロールと同様であった。活性汚泥処理プロセスでの四塩化炭素の挙動は，処理水中に残存

するもの，汚泥に濃縮するものに比べ曝気により揮散するものが非常に多いことが確認された。また，流入水の1v/v%を添加した場合，添加直後から処理水質が悪化しSS・BOD_5等は通常の2～3倍の値になっておりショックロードによる影響がみられるが，徐々に回復しており18日経過で元の水質に戻っている。

2）セミバッチ実験（トリクロロエチレン）

流入水中のトリクロロエチレンの濃度が14.3 mg/ℓ程度であっても，BOD_5，COD_{Mn}等の有機物除去には影響が小さく処理水質はコントロールと同様であるが，硝化が抑制される傾向がみられる。また，トリクロロエチレンの除去率は97%と非常に高く，活性汚泥処理で十分除去できることが確認された。活性汚泥処理プロセスでのトリクロロエチレンの挙動は，処理水中に残存するもの，汚泥に濃縮するものに比べ曝気により揮散するものが非常に多いことが確認された。また，流入水の1v/v%を添加した場合，添加直後から処理水質が悪化し，SS，BOD_5等は通常の5～7倍の値になっておりショックロードによる影響がでている。

3）連続実験

添加した7種類の化学物質の中でO－CP，四塩化炭素は四季を問わず高い除去率（98%，93%）を示しているが，2.5－DCA，クロロホルム，トリクロロエチレン，テトラクロロエチレン，1.1.1－トリクロロエタンの5物質は，処理水の水温が25℃以上になる夏場と10℃以下になる冬場で除去率に差がみられる。水温が低い冬場の方が7%以上低くなっている。

4）全有機ハロゲン化合物の調査

流入水中の全有機ハロゲン（Total Organic Halogen；TOX）濃度は98 μg Cℓ/ℓで二次処理水中の濃度は67 μg Cℓ/ℓであった。流入水の内訳は，非揮散性有機ハロゲン（Non Purgeable Organic Halogen; NPOX）89 μg Cℓ/ℓ，揮発生有機ハロゲン（POX）9 μg Cℓ/ℓでほとんどが排揮散性であった。除去率はNPOXでは平均23%と非常に低いがPOXは平均89%であり有機ハロゲン化合物は通常の下水処理において非揮散性成分の除去は困難であるが，揮散性成分は十分除去できることが示唆された。

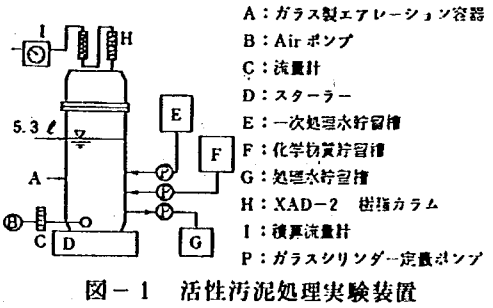
3. 61年度の調査内容と調査結果

3.1 セミバッチ処理システムにおけるテトラクロロエチレンの挙動

3.1.1 実験方法

実験は，図－1に示す密閉型の活性汚泥処理実験装置を用いて行なった。流入水として一次処理水とテトラクロロエチレンの水溶液を同時に加えた後，エアレーション，沈殿，処理水の引抜きを行なうFill and drawで行なった。

上記の操作はポンプとタイマーを連動することにより自



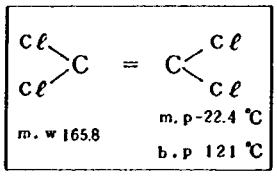
図－1 活性汚泥処理実験装置

動運転で行なった。余剰汚泥の引抜きは，エアレーションが止まる直前に人間が行ない，混合液の状態で引抜いた。運転条件を表－１に示したが，本実験では１日当り４回繰り返すようにタイマーを設定した。また，実験ケースを表－２に示した。

表－１　運転条件

流入水添加量	3.5 ℓ／サイクル 初沈流出水 3.15／サイクル 化学物質　0.35／サイクル
流入水添加時間	10分
曝気時間	4時間
沈殿時間	1時間20分
処理水引抜時間	20分

3.1.2　テトラクロロエチレン[3)]



テトラクロロエチレンはドライクリーニング溶剤，原毛洗浄，溶剤（医薬品，香料，メッキ，ゴム，塗装）セルロースエステルおよびエーテルの混合物溶剤として広く用いられている。無色の液体であり，エーテルのような臭いがある。比重 1.625 粘度 0.88 cps（20℃）で不燃性の物質である。毒，劇物に指定されていないが毒性があり，吸入，長期にわたる，または反覆する皮膚や粘膜との接触および口からの摂取によって生体に吸収されると毒作用を呈し，神経系，肺，皮膚または粘膜，消化器系に障害を起こすことが知られている。

表－２　実験ケース

実験ケース	テトラクロロエチレン添加濃度	SRT
1	コントロール	20日
2	10 mg／L	20日
3	1 mg／L	20日
4	0.1 mg／L	20日
5	0.1 mg／L	10日
6	0.1 mg／L	30日

3.1.3　実験結果と考察

１）処理水質への影響

実験は，昭和61年１月17日～３月26日の68日間行なった。実験期間中，原則として毎週水曜日を分析日として各項目について分析を行なった。表－３に分析結果を示した。

実験装置は屋内に設置してあるが，暖房施設がないため外気温の影響を受け処理水の水温は７℃程度と低い値となっている。

下水の処理水質の評価によく用いられるＳＳ・BOD_5，COD_{Mn}を比べてみると，テトラクロロエチレンを 0.1 mg/ℓ，１ mg/ℓ，10 mg／ℓ 添加のどのケース（実験ケース２～４）においてもコントロール（実験ケース１）とほぼ同じ値を示しており，テトラクロロエチレン添加によると考えられる処理水質の悪化はみられなかった。

また，硝化についてもコントロールとほぼ同じ結果になっておりテトラクロロエチレン添加によると思われる明確な傾向はみられないが，実験ケースの10 mg/ℓ添加においては，硝化率（$NO_X - N / NH_4 - N + NO_X - N$）が22％でＳＲＴ＝20日の他のケース（27～30％）に比べて若干低くなっている。ＳＲＴが15日以上の場合硝化率は１００％程度となることが報告[4)]されているが，ここでＳＲＴが20日あるにもかかわらず30％程度にとどまっているのは，水温が７℃と低いことに原因していると考えられる。

テトラクロロエチレン添加濃度を 0.1 mg／ℓ とし，ＳＲＴを10，20，30日と変えた実験ケース４，５，６の比較では，ＳＲＴが30日の系がＳＳの流出のためBOD_5，COD_{Mn}が他のケースに比べ高

表－3　水質分析結果（平均値）

n＝10，単位mg／ℓ

	水温（℃）	PH	SS	BOD_5	COD_{Mn}	D-COD_{Cr}	D-TOC	NH_4-N	NO_3-N
流入水	13.6	6.9～7.9	33.8	84.8	46.8	66.4	31.2	19.7	0.83
処理水 1	7.5	7.3～7.9	8.0	12.8	14.6	17.9	8.3	14.2	5.36
2	7.4	7.3～8.0	5.9	8.3	13.2	18.3	7.8	15.7	4.33
3	7.4	7.2～7.9	7.0	10.2	14.4	17.8	7.9	13.5	5.74
4	7.4	7.2～7.9	7.1	10.4	14.5	17.5	8.2	13.5	5.87
5	7.3	7.7～8.0	12.0	11.9	14.8	18.2	9.3	16.9	1.70
6	7.4	7.2～8.0	15.4	20.1	18.2	17.7	9.7	13.1	5.78

くなっている。これは沈殿状態での汚泥界面が高いため処理水引抜きの時，活性汚泥を巻き込んでいることに原因しており，溶解性成分のD－COD_{Cr}，D－TOCは他のケースとほぼ同じ値を示している。硝化に関しては，SRT 10日のケースで硝化率が最も低く10％程度であった。

表－4は，流入水，処理水，汚泥中のテトラクロロエチレンをヘッドスペース法を用いて測定した結果を示したものである。分析は実験の後半で運転開始から50～70日の間に行なった。

表－4　テトラクロロエチレンの分析結果

実験ケース	流入水 μg／ℓ	処理水 μg／ℓ	汚泥 μg／ℓ
No 2	7340	10.6	3810
No 3	977	2.30	1210
No 4	94.7	0.38	136
No 5	94.7	0.32	78.3
No 6	94.7	0.40	95.5

本実験でのテトラクロロエチレンそのものの除去率は，どのケースにおいても99.5％以上を示しており，テトラクロロエチレンは10mg／ℓ程度であれば活性汚泥処理で除去されることが確認された。また，汚泥中のテトラクロロエチレンから，汚泥への濃縮率（汚泥中の濃度（μg／kg）／流入水中の濃度（μg／ℓ））は0.52～1.44倍であり平均1倍である。

活性汚泥混合液のMLSS，SVI，汚泥発生量，SRTを表－5に示した。実験ケース6のSRTが，設定した30日より若干短くなっているが，処理水引抜時に活性汚泥が流出していたことによる。また，汚泥の沈降性はどのケースにおいても非常に良好であった。

表－5　活性汚泥混合液分析結果

実験ケース	MLSS（mg／ℓ）	SVI	汚泥発生量（g／日）	SRT（日）
1	2400	160	0.747	21
2	2400	160	0.728	22
3	2500	150	0.753	22
4	2500	150	0.760	21
5	1500	130	0.948	10
6	2700	240	0.744	24

セミバッチ式活性汚泥処理実験装置におけるテトラクロロエチレンの物質収支を表－6に示した。揮散量は，エアレーション容器の蓋につけたXAD－2樹脂カラムにより回収した後エーテル抽出し，GCで分析した。

表－6　テトラクロロエチレンの物質収支

mg／d

実験ケース	流入水	処理水	汚　泥	揮　散	不　明
2	103	0.148	2.77	100	0.08
3	13.7	0.032	0.911	10.5	2.26
4	1.33	0.0053	0.103	1.08	0.14
5	1.33	0.0045	0.074	1.02	0.23
6	1.33	0.0056	0.071	0.816	0.44

流入水として添加したテトラクロロエチレンを100%として百分率で比較すると，処理水中に残存し系外へ出る割合は0.14～0.42%と非常に小さい。活性汚泥に吸着され余剰汚泥として引抜かれる割合は2.7～7.7%となっている。エアレーションにより揮散する割合は61～97%と実験条件の違いにより異なるが，処理水中に残存するもの，余剰汚泥とともに引抜かれるものに比べ非常に大きい値である。この物質収支の結果から，活性汚泥処理においてテトラクロロエチレンは，エアレーションすることにより揮散し水中から除去されることが示唆された。

また，流入水から処理水，汚泥，揮散を差し引いた値を不明としているが，その割合は実験ケース6においては33%になり今後の調査課題である。「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」[15]による生分解性試験では難分解性物質と判定されており，生物学的に分解されにくい物質ではあるが，SRTが24日と長いこと，運転開始から50日以上経過していること等から，生物分解の可能性はあると考えられる。

3.4　有機塩素化合物の硝化抑制

昭和59年度のセミバッチ処理システムにおけるO－CPの挙動に関する実験，昭和60年度の四塩化炭素の実験においてショックロードを与えた時，また，トリクロロエチレンの実験において供試化学物質である有機塩素化合物が硝化に対し何らかの影響を及ぼし，硝化を抑制する傾向があった。

ここでは，有機塩素化合物と硝化の関係を調べるため，有機塩素化合物に対する硝化細菌の感受性の程度を実験により求めた。

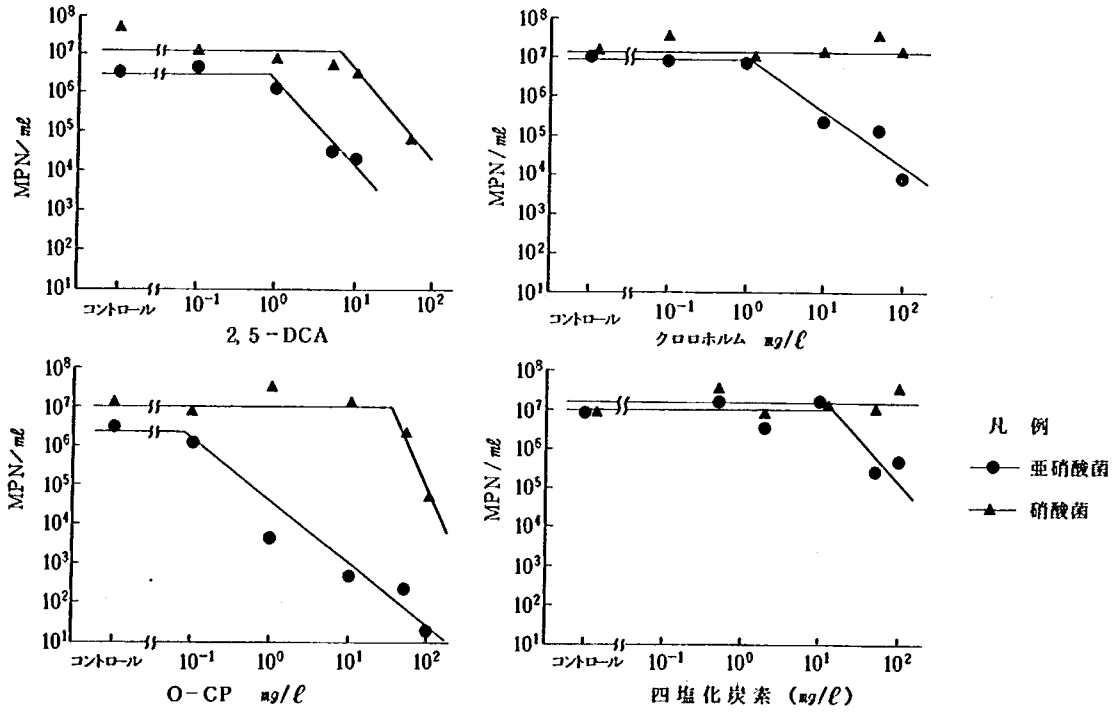
化学療法剤に対する細菌の感受性の程度を調べるための検査で「薬剤感受性試験」[6]という試験がある。この試験は，ブイヨン培地で化学療法剤の2倍希釈系列を作り，これに被検菌を接種し一定時間培養後，増殖阻止をしめした化学療法剤の最小濃度を求める。この値がMIC（minimal inhibitory concentration；最小（増殖）阻止濃度）であり，MICが低いほど被検菌はその化学療法剤に対して感受性が高く，逆にMICが高いほど感受性が低いわけである。また，薬剤のない対照と同程度の増殖を示した最高濃度をMAC（maximun growth allowance concentration；最高（増殖）許容濃度）という，したがってMICより1段低い薬剤濃度がMACになる。

3.4.1　実験方法

実験に供した有機塩素化合物は，2.5－DCA，O－CP，クロロホルム，四塩化炭素の4物質とした。これらの物質は，いずれも活性汚泥処理における挙動について既に調査が終了しており，セミバッチ処理システムにおける物質収支がわかっているものである。

この実験では，ＭＩＣ，ＭＡＣがどの程度の濃度にあるのか判定するため，供試物質の濃度は0.1 mg/ℓ，1 mg/ℓ，10 mg/ℓ，100 mg/ℓの４段階とし，２倍希釈系列とせず10倍希釈系列とした。硝化細菌の培養及び測定は下水試験方法[7]により行なった。亜硝酸菌用，硝酸菌用の培地に４種類の有機塩素化合物をそれぞれ溶解し，これに硝化細菌を接種した。亜硝酸菌は30日，硝酸菌は40日間27℃で培養した後培地中の窒素化合物を測定し細菌数を求めた。亜硝酸菌は $NH_4-N \rightarrow NO_2-N$，硝酸菌は $NO_2-N \rightarrow NO_3-N$ の酸化を行なうため，判定は $(NO_2+NO_3)-N$，NO_3-N で行なう。本実験では，自動分析計を用いて測定した。

実験に用いた硝化細菌は，スキムミルク（100 mg/ℓ）と NH_4-N（20 mg/ℓ）を基質として20℃の恒温室で培養している活性汚泥を用いた。ＳＲＴは20日程度である。



図－２　有機塩素化合物の硝化抑制

3.4.2　実験結果

薬剤感受性試験の結果を図－２に示した。また，この結果から，有機塩素化合物の亜硝酸菌，硝酸菌に対するＭＩＣ，ＭＡＣの範囲を推定し表－７に示した。2.5－ＤＣＡの亜硝酸菌に対するＭＩＣ，ＭＡＣは１～10 mg/ℓの間にあることがわかる。また，硝酸菌に対しては10～100 mg/ℓの間にあることがわかる。

Ｏ－ＣＰ，クロロホルム，四塩化炭素についても表－７の通りである。亜硝酸菌，硝酸菌それぞれに対するＭＩＣ，ＭＡＣは個々

表－７　ＭＩＣ，ＭＡＣの範囲

（推定）

	亜硝酸菌	硝酸菌
2.5－DCA	1~10	10~100
O－CP	0.1~1	10~100
クロロホルム	1~10	100＜
四塩化炭素	10~100	100＜

の有機塩素化合物によってその値は異なっているがどの物質においてもその濃度は，亜硝酸菌に対するより硝酸菌の方が高くなっている。

薬剤感受性試験の結果，試験した4種類の有機塩素化合物について亜硝酸菌の方が硝酸菌より感受性が高いことが判明した。

4. まとめ

61年度に実施した実験及び調査より次のことが明らかになった。

4.1 セミバッチ処理システムにおけるテトラクロロエチレンの挙動

1）流入水中のテトラクロロエチレンの濃度が10mg／ℓ 程度では，活性汚泥処理に対する悪影響はみられず処理水質は良好であった。また，除去率は 99.5％以上であり活性汚泥処理で除去されることが示唆された。

2）物質収支を求めた結果，処理水中に残存するもの，汚泥に吸着し余剰汚泥として引抜かれるものの割合は非常に小さく，ほとんどがエアレーションによる揮散であり，活性汚泥処理における除去は，エアレーションによる揮散であることが確認された。

4.2 有機塩素化合物の硝化抑制

2.5－DCA，O－CP，クロロホルム，四塩化炭素について硝化細菌に対する薬剤感受性試験を行なった結果，MIC，MACは個々の物質によってその値は異なるが，どの物質においても，その濃度は亜硝酸菌に対するより，硝酸菌の方が高くなっており，感受性としては亜硝酸菌の方が硝酸菌より高いことが判明した。

参考文献

1）渡部，小森「下水中の有機物組成と分解過程」土木技術資料 Vol. 21，No4 （1979）

2）篠原　他「下水中微量有機物の検索」第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集（1977）

3）「9285の化学商品」化学工業日報社（1985）

4）「生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去」土木研究所資料　第1664号（1981）

5）「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」昭和48年法律第117号

6）医科学研究所学友会編「細菌学実験提要」丸善（1983）

7）「下水試験方法　1984年版」日本下水道協会（1985）

9．地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　稜
小沢　登

1. 調査の目的

現在、下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にある。地方都市・集落の特徴としては、人口が少なくそれに伴った都市活動の規模が小さいこと、また、自治体の財政基盤が弱いといったことの他、周辺に自然環境が残されていることなどがあげられ、処理場建設における処理方式の選定にあたっては、建設費の低廉性、維持管理の簡易性が重要なポイントとなる。しかしこれらの特徴は各地域において画一のものではなく程度に差異があり、求められる処理場の低廉性、維持管理の容易性も程度が異なってくるとともに、地域によっては季節的な人口変動や流入下水の水質及び要求される処理水質が特異的である場合がある。

本調査では、下水処理方式の選定に当って地域特性の因子について整理するとともに、対象とする地域を因子分析することによって地域特性を把握し分類を行う。また、地域特性に応じた処理方式の選定の観点から、既存処理方式の調査及び処理方式の開発を行い、地域の特性に適した処理方式を提示することを目的とする。

2. 調査の概要

本年度は初年度として、3つの処理方式に関する調査を行った。

1）全酸化処理法

2）ドレーン模型

3）水・汚泥同時処理装置

3. 調査方法及び結果

3.1　全酸化処理法に関する調査

全酸化処理法は、余剰汚泥の生成量をなるべく抑えて生物処理の維持管理を容易にするとともに処理に要するエネルギーの低減化を目的とした処理法であり、下水中の有用資源の回収の目的も合わせ持っている。

3.1.1　処理装置の概要

処理フローを図－1に示す。沈砂地を通った下水はいったん低水槽に貯えられ、その後、沈殿槽、ろ過塔へと導かれて下水中の浮遊性成分がある程度除去された後、接触曝気型の生物反応槽において溶解性成分が除去される。この処理法においては、前段における浮遊性有機物の除去をいかに効率的に行い後段の生物処理に対する負荷を軽減できるかということ、及び低ＳＳ負荷時における接

触酸化生物処理の処理特性及び汚泥発生量の把握がポイントである。

装置の諸元を表－1に示す。ろ材としては砂及びアンスラサイトを用い、生物反応槽の接触材としては貝ガラ（サザエ）及びプラスチック製充填材（図－2）を用いた。

3.1.2　調査方法

本年度は、全酸化処理システムのうちろ過に焦点を絞り、ろ過の処理特性に関する調査及びろ過水質・ろ過性能の向上に関する調査を行った。本装置に対する供給下水量は下水処理場からの制約上、最大で30m³／日である。以下に調査内容について記す。

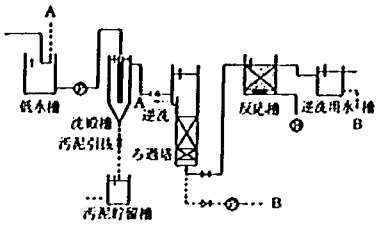
1）ろ過の処理特性の調査

ろ過砂の粒径5～10㎜、ろ層厚80cmについて、ろ過速度、逆洗、流入水質変動がろ過処理水質に与える影響について調べた。

2）ろ過処理水質及びろ過性能の向上のための調査

ろ過砂を粒径の小さいもの（4.76～2㎜、2～0.84㎜、0.84～0.42㎜）に変更し、ろ過処理水質の変化を調べるとともに、ろ過継続時間を長くするために砂層上部を粒径の大きいアンスラサイトで置きかえ、連続処理性についても検討した。

実験条件を表－2に示す。



図－1　処理フロー

表－1　実験装置主要諸元

低水槽	10m³	
沈殿槽	3m³	
ろ過塔	面積 0.16m² / ろ層厚 0.8 m³	× 3塔
生物反応槽	0.5 m³	×4槽×2系列
生物反応槽接触材	0.4 m³	／槽

図－2　生物反応槽充填材



φ　50㎜
比表面積　100㎡／㎥
空隙率　93％

表－2　実験条件

注）逆洗方式のレベルとは，一定損失水頭に達したときに逆洗を行う方式のことである。

		ろ材	粒径 [mm]	ろ層厚 [m]	ろ過速度 [m／day]	逆洗方式	逆洗速度 [m／min]	逆洗時間 [min]
1）ろ過処理性調査		砂	5～10	0.8	62.5 187.5 （3倍速度）	1回／日	1.5	3.5
2）ろ過水質・性能向上調査 小粒径ろ過砂	No.1	砂	2～4.76	0.75	62.5→93.8	1回／日	0.78	5.0
	No.2	砂	0.84～2	0.7	62.5→93.8	レベル	0.63	5.0
	No.3	砂	0.42～0.84	0.7	62.5→—	レベル		
上部：砂 下部：アンスラサイト (No.2,No3)	No.1	砂	2～4.76	0.75	62.5	1回／日	0.8	5.0
	No.2	アンスラサイト 砂	有効径 2 0.84～2	0.5 0.2	62.5	1回／日	0.78	5.0
	No.3	アンスラサイト 砂	有効径 1.2 0.42～0.84	0.5 0.2	62.5	レベル	0.3	5.0

3.1.3　調査結果及び考察

1）ろ過処理特性調査

a．ろ過速度とろ過処理水質

ろ過速度を、62.5m/dayと187.5m/dayの2つに設定し、ろ過塔前後での水質を測定してろ過処理性を求めた。ろ過砂の粒径が5～10㎜と粗いため、1日1回の逆洗頻度であると、上記のろ過速度では損失水頭は出現しなかった。3日間水質を測定した結果を平均値として表－3に示す。

表－3　ろ過速度とろ過処理性

ろ過速度		SS	P-COD	D-COD	P-COD	D-COD
62.5 [m/day]	ろ過流入[mg/l]	60.2	45.0	36.9	29.1	31.5
	ろ過流出[mg/l]	25.8	26.3	28.9	10.1	30.6
	除去率　(%)	57	42	22	65	3
187.5 [m/day]	ろ過流入[mg/l]	62.5	33.2	34.3	20.7	29.6
	ろ過流出[mg/l]	32.4	21.9	29.0	10.6	27.7
	除去率　(%)	48	34	15	49	6

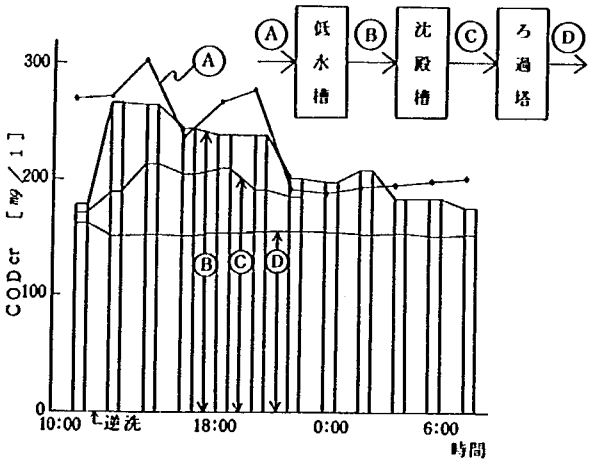
ろ過速度を3倍に上げると、ＳＳ及び粒子性有機物の除去率は16～25%低下した。また、溶解性有機物について見れば、除去率がＢＯＤでは大きくＣＯＤでは小さい値となっているが、ろ過速度の増加によってＢＯＤの除去率は30%低下した。

ろ過速度の増加による除去率の低下は、粒子性のものについてはろ層内流速増加により、また溶解性ＢＯＤについてはろ層内滞留時間の短縮により引き起こされたものと考えられる。溶解性のＣＯＤとＢＯＤで大きく除去率が異なるのは、流入水中に、微生物によっては分解されるがＣＯＤでは分解されない有機物が存在し、その有機物がろ過層を通過する間にろ過層中の微生物によって分解されたことによると考えられる。

本実験条件下では、ろ過速度の増加に比べてろ過による除去率の低下は著しくなく、ろ過による浮遊成分除去量はろ過速度増加とともに増大した。

b．流入水質変動に対する処理性

ろ過速度を187.5m/dayに設定して通日の水質測定を行い、流入水の水質変動に対する処理性を調べた。図－3に、$T-COD_{cr}$で見た場合の処理特性を示す。本装置においてはろ過塔の逆洗排水を低水槽に返しているため、逆洗汚泥が沈殿槽において有効に除去されなければ低水槽内でのＳＳ濃度が高くなることが考えられるが、図－3において低水槽への流入水と低水槽流出水の全有機物濃度がほぼ等しいことから、ろ過塔で捕捉されたＳＳは沈殿槽において除去されているものと推察される。また、ろ過塔への流入水の水質変動に対しろ過処理水質はほぼ一定の値をとっていることがわかる。



図－3　全有機物で見た通日の処理特性
(11月11日～12日)
(ろ過速度　187.5[m/day])

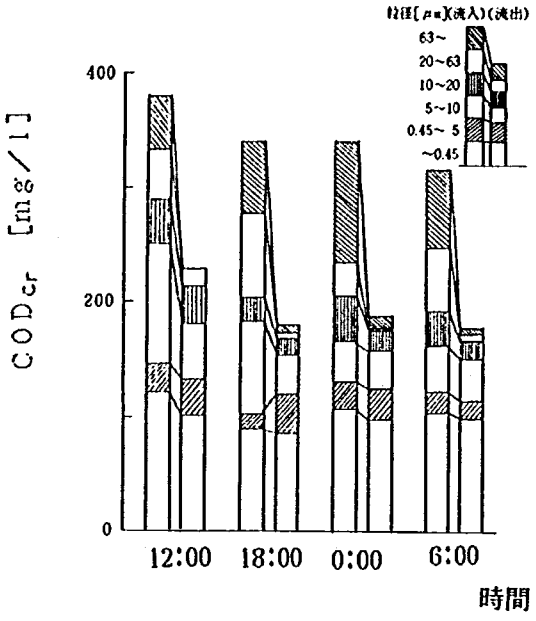
ろ過速度を62.5m/dayに設定してろ過塔の前後で水を通日サンプリングし、粒径分画を行って水質分析を行った。その結果を図－4に示す。これによると粒子径が20μm以上のＳＳについてはよく除

去されているが、20μmより小さい粒子では5～20μmの粒径のものが流入水側の濃度にかかわらず流出側で同様の処理水質となっており、また、5μm以下の粒子はほとんど除去されていない。

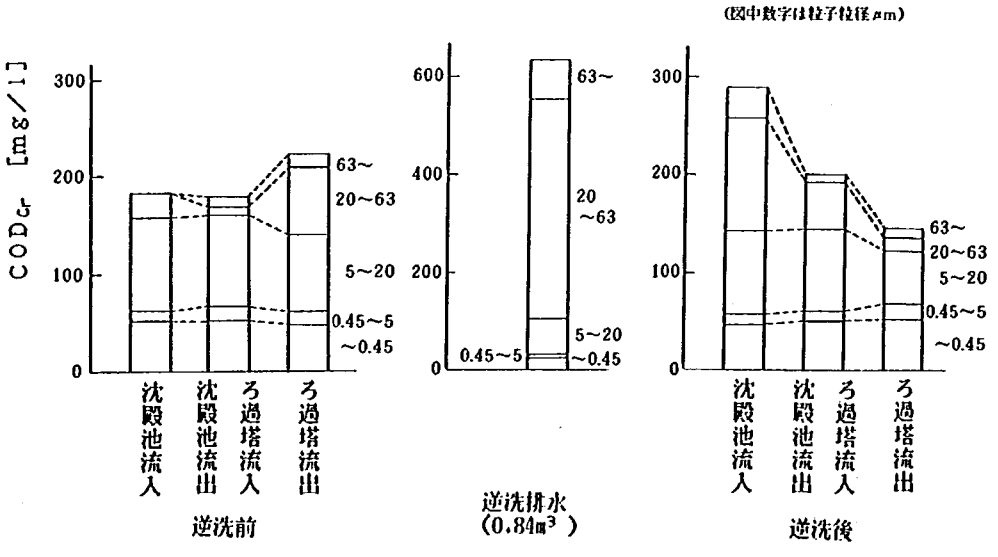
ろ過による粒子性有機物の除去を効率的にするためには、5～20μmの粒子の除去率を上げることが必要である。

c．逆洗前後での処理性

逆洗の前後におけるろ過の処理性について、粒径分画して水質分析を行った結果を図－5に示す。逆洗前において、粒径20～63μmの粒子がろ過塔より流出しているが、これは捕捉された粒子が剥離して流亡しているものと思われる。逆洗排水の組成は、ろ過塔で除去量の大きい20～63μmの粒子が大部分を占め、低水槽に流入すると低水槽における当該分画の濃度を約40mg／ℓ上げるだけの負荷となっているが、逆洗後のグラフより、その上昇濃度以上の量が沈殿槽において除去されていることがわかる。逆洗後のろ過処理性を見ると、逆洗前に流出の起きていた20～63μmの粒子がよく除去されており、除去可能スペースが回復したことがうかがえる。



図－4　粒径ごとのろ過処理性（通日）
（12月17日～18日）
（ろ過速度　62.5[m／day]）



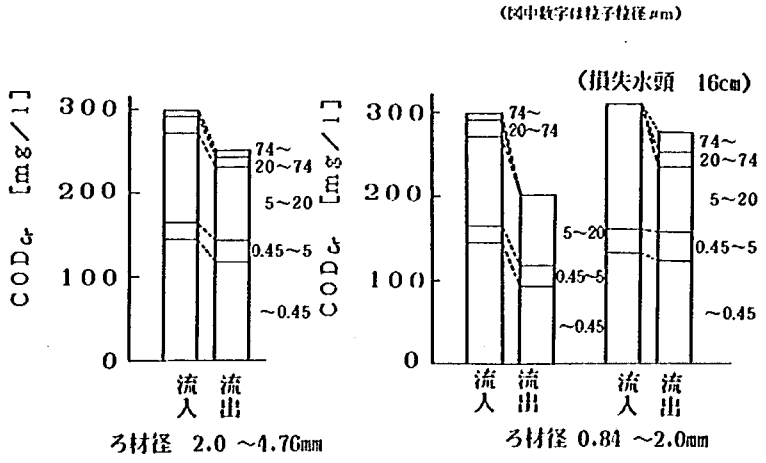
図－5　逆洗前後でのろ過処理性（ろ過速度　62.5[m／day]）

2）ろ過処理水質及びろ過処理性能の向上のための調査

ろ材粒径が5～10㎜の場合、下水粒子の粒径が20μm以下のものの除去率が悪いことが1）で明らかになったが、ろ過の効率を上げるためにはこの粒子の除去率を上げることが必要である。そこでまずろ材粒径を小さいものに変更し、ろ過処理性を調べることとした。

a．ろ材粒径変更によるろ過水質

ろ過砂粒径を、表－2に示すように5.0～10.0㎜から2.0～4.76㎜、0.84～2.0㎜、0.42～0.84㎜に変更し、ろ過処理を行った。ろ過を始めて間もなく、粒径が0.42～0.84㎜のろ過塔は目詰まりが激しくなり逆洗によってもろ過性が回復しなかったため、ろ過を打切り、2.0～4.76㎜、0.84～2.0㎜の2塔のみの実験を継続した。図－6に、2.0～4.76㎜、0.84～2.0㎜の2種類のろ材について、粒径分画した水質分析により逆洗後のろ過処理性を調べた結果を示す。ろ材径が2.0～4.76㎜のものについては1日1回の逆洗でろ過が可能であったが、ろ材径が0.84～2.0㎜のものについては、損失水頭の出現が顕著であったため、損失水頭出現時のろ過処理性についても調べてある。



図－6　ろ材径を小さくしたときのろ過処理性

図－6を見ると、目標としていた5～20μmの下水粒子の除去については損失水頭出現時にある程度の除去が行われているのに対し、その他の場合では、顕著な向上は見られない。また、ろ材径が0.84～2.0㎜のものについては損失水頭出現時にそれまでに捕捉されていた粒子の流出がおきていることがわかる。

b．二層ろ過によるろ過処理性

ろ材粒径の小さいものについては目詰まりが激しく、逆洗の回数が約1時間ごとにもなったのでろ層上部をろ材粒径の少し大きいアンスラサイトで置きかえた（表－2参照）。この置きかえによりろ過継続時間は大きく改善され、ろ材径が0.84～2.0㎜のもので逆洗が1回1日、0.42～0.84㎜のもので1～2回／日でろ過が可能となった。二層ろ過（ろ材径2.0～4.76㎜については単層ろ過）のろ過処理性を表－4に示す。ろ材径の小さいもので、粒子性物質の除去性が良い結果となっている。

表－4　二層ろ過でのろ過処理性

		アンスラサイト径 [mm]	砂径 [mm]	SS (mg/l)	P-BOD (mg/l)	D-BOD (mg/l)	P-COD (mg/l)	D-COD (mg/l)
ろ過流入				63.0	49.7	85.3	26.7	45.7
ろ過流出	No.1	－	2.0～4.76	25.2	25.1	87.2	7.7	51.3
	No.2	2.0	0.84～2.0	17.8	26.1	83.5	2.3	53.5
	No.3	1.2	0.42～0.84	18.7	14.4	86.3	3.1	52.7
除去率(%)	No.1			60	49	－	71	－
	No.2			72	47	2	91	－
	No.3			70	71	－	88	－

3.1.4　今後の課題

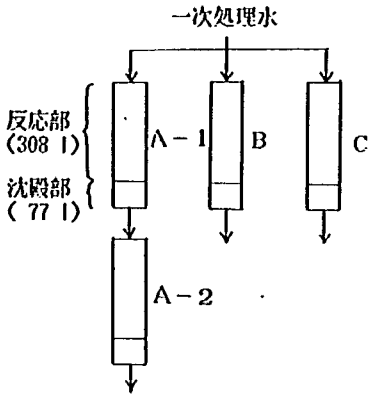
二層ろ過における処理性を粒径分画による水質分析を行って把握し、次のろ過改善策について検討する。また、全体的消費エネルギー及び後段の生物反応層における処理状況について調査を行う。

3.2　ドレーン模型に関する調査

ドレーン模型は線形の接触曝気処理法であるが、通常は複雑な維持管理を必要とせずに処理が行える。その処理機構は、接触材付着微生物による溶解性有機物の除去及び接触材による浮遊性有機物の捕捉、そして、発生汚泥の槽内への蓄積であるが、除去された有機物は汚泥に転換されるため、やがて槽内は、限界汚泥量で満たされて槽外への汚泥の流出が始まり、槽内汚泥の引抜き等の維持管理が必要になる。本年度は、下水供給量を変えて処理性及び汚泥堆積量を調べるとともに、ドレーンを2個直列に接続したときの処理性について調べた。

3.2.1　調査方法

ドレーン模型の概要を図－7に示す。下水道用塩化ビニル管（φ700×ℓ4,000㎜）を全容量が385ℓ（流出側沈殿部77ℓ）、全長が2mになるように加工したもので、本年度は接触材として礫を用いた。供給下水は一次処理水を用い、供給速度については、表－5に示すように設定した。



図－7　ドレーン模型概要

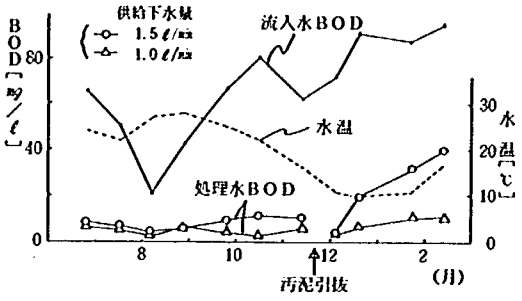
表－5　一次処理水供給速度［l／min］

	夏期	冬期
A－1 A－2	1.0	3.0
B	1.5	1.5　1.5
C	1.0	1.0

3.2.2　調査結果及び考察

1）下水供給量と処理性・汚泥堆積量

供給下水量を1.5ℓ/minと1.0ℓ/minに設定して連続処理を行い、処理水中へのＳＳの流出が多くなった時点で汚泥の引抜きを行った。水質変化の様子を図－８に示す。夏期においては反応部容積当たりのＢＯＤ負荷が0.56kg／m³・日でも処理水ＢＯＤが20㎎／ℓ以下の処理が行えたが、冬期においては0.37kg／m³・日の負荷において良好な処理が行えたものの0.56kg／m³・日の負荷では処理水質が悪化した。夏と冬の処理性の差は水温に起因し、冬における水量による処理性の差は滞留時間に起因すると考えられるが、トータルの処理性を確保するには昨年度提示した通り0.4kg／m³・日の負荷以下で運転するのが良いと考えられる。

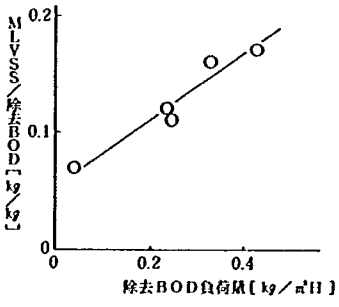


図－８　供給下水量ごとの処理水質の変化

汚泥堆積量を表－６に示す。ＭＬＳＳは、その由来が流入水中のＳＳ及び流入水中有機物の生物体に転換したものであるため、除去ＳＳ量当たりのＭＬＳＳは汚泥発生の傾向を見る尺度としては不適当であるが、除去ＢＯＤ当たりのＭＬＶＳＳは除去された有機物当たり発生した有機物汚泥量を表す指標であるため、汚泥発生の大きさを示す指標となる。この指標によると水温の差による汚泥発生の大きさの差異は見られず、１日当たりの除去負荷量の大きいものほど汚泥発生量は大きいことがわかる（図－９）。従って、低負荷による運転ほど発生する汚泥量は小さくなるものと考えられる。

表－６　汚泥堆積量

流量[l/min]		(A-1) 1.0	(A-2) 1.0	(B) 1.5	(C) 1.0
MLVSS/MLSS [kg] [kg]	夏			2.4/4.3	1.6/2.8
	冬			2.1/3.1	
	年間	2.1/3.5	0.23/0.38		
除去BOD [kg]	夏			15.4	15.1
	冬			12.1	
	年間	17.9	3.9		
MLVSS / 除去BOD	夏			0.16	0.11
	冬			0.17	
	年間	0.12	0.07		



図－９　除去ＢＯＤ負荷量に対する除去ＢＯＤ量当りのＭＬＶＳＳ

２）二段処理の効果

６月から２月まで、供給下水量1ℓ/minで連続して二段処理（Ａ－１、Ａ－２）を行ったが、処理水水質は全期間10㎎／ℓを達成できた。二段処理の効果を明らかにするため、Ａ水路を３ℓ／min、Ｂ水路を1.5ℓ/minの流量にセットし、滞留時間が等しい条件での１段処理と２段処理

表－７　流入・処理水質［㎎／ℓ］

	17日後 T-BOD	17日後 D-BOD	31日後 T-BOD	31日後 D-BOD
流入	68.7	59.3	70.0	46.4
処理 1.5[l/min]	13.0	9.8	19.8	14.1
3.0[l/min]	10.1	7.9	17.0	12.1

の処理性を比較した。流入・処理水質を表－7に示す。処理状況は17日後及び31日後において、流量が異なり滞留時間の等しい2つのケースでほぼ同じであり、滞留時間が処理性を決める重要な因子であることがわかる。従って、本装置の長さ方向の拡大を行ったとき、その処理性は、本実験と滞留時間が等しい場合には、本実験結果の適用が可能であると考えられる。

3.3　水・汚泥同時処理装置に関する現地調査

小規模下水道の処理施設においては、既存の大規模下水道の場合にも増して維持管理の簡素化が要求される。そのためには、複雑な操作無しでも安定した処理水質が得られる水処理法と、そこで発生する汚泥の取り扱いを簡略化した下水処理法を開発する必要がある。このため、水・汚泥同時処理法に関する実験を住宅団地の下水処理場にて昨年度に引き続き継続して実施している。

また、昭和61年度は、水・汚泥同時処理装置として、昭和61年5月に通水開始した実施設について、その水処理特性及び汚泥の濃縮、貯留状況について調査を実施した。本報告では、この調査結果を述べることにする。

3.3.1　事業の概要

本処理施設は、都市下水路雑排水対策モデル事業の一環として三重県二見町に建設されたものであり、町の中心部を流れる都市下水路の浄化、及び海浜部の水質改善を目的としている。

計画諸元は、処理区域内常住人口1,030人、宿泊観光人口1,440人であり、排水量原単位は常住人口570ℓ／人・日、宿泊観光人口285ℓ／人・日を見込み設計流量は1,000㎥／日である。計画設計水質は流入BOD_5 120㎎／ℓ、SS 60㎎／ℓ、目標放流水質はBOD_5 30㎎／ℓ、SS 20㎎／ℓ程度とされている。

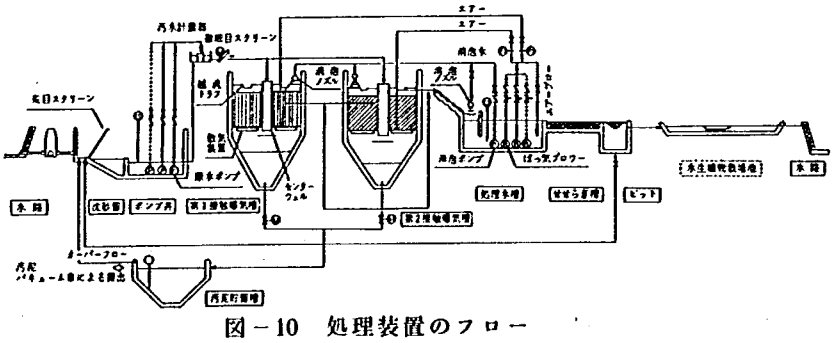
汚水の収集は施設の上流域については既設小水路による自然流下方式、下流域については既設水路末端にポンプ井を設け、ポンプにより圧送されている。

3.3.2　処理施設の概要及び調査方法

処理施設のフローを図－10に示す。接触曝気槽容量は163㎥×2槽であり、固液分離スペース54㎥、接触曝気スペース90㎥、汚泥貯留スペース19㎥により構成されている。接触曝気槽の接触材には、第1接触曝気槽においては、モール状ひも材を、第2接触曝気槽においてはささえの貝殻を用いているが、第2接触曝気槽については殆ど充填されていないのが現状である。

調査は、昭和62年2月4日午前9時より翌5日の午前9時まで24時間行った。

資料の採取は、流入水、第1接触曝気槽流出水、第2接触曝気槽流出水について2時間毎のスポ



図－10　処理装置のフロー

ットサンプルとし、水質分析に供した。また、汚泥の濃縮、貯留状況を把握するために、汚泥貯留部の深度毎に汚泥を採取し、分析に供した。

調査時の運転方法は、第1接触曝気槽及び第2接触曝気槽を直列運転しており、各々の空気量は第1接触曝気槽が240㎥／hr、第2接触曝気槽が90㎥／hrであった。調査期間中のDOは、第1接触曝気槽で約8㎎／ℓ、第2接触曝気槽で約6㎎／ℓであり、さほど時間変動はみられなかった。

表－8　処理成績一覧表（平均値）

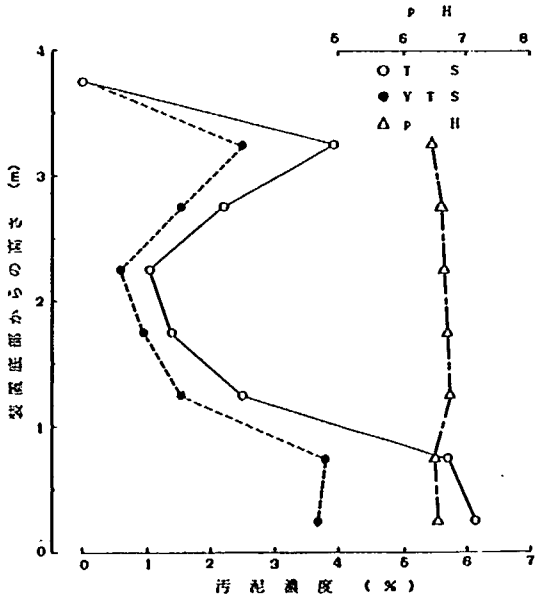
	水温 (℃)	pH (-)	透視度 (cm)	アルカリ度 (mg/l)	T-BOD (mg/l)	D-BOD (mg/l)	T-COD (mg/l)	D-COD (mg/l)
流入水	8.1	6.8	7.8	121	103	150	82.4	61.3
第一接触曝気槽流出水	7.5	7.3	6.5	131	66	28	51.9	27.5
第二接触曝気槽流出水	7.2	7.4	7.3	125	55	19	41.6	22.3
除去率 (%)					70	88	50	64
	SS (mg/l)	T－N (mg/l)	K－N (mg/l)	NH₄－N (mg/l)	NO₂－N (mg/l)	NO₃－N (mg/l)	T－P (mg/l)	PO₄－P (mg/l)
流入水	39.5	17.9	16.8	11.9	0.27	1.03	4.24	2.96
第一接触曝気槽流出水	65.3	12.4	12.1	6.7	0.09	0.24	1.60	1.35
第二接触曝気槽流出水	58.6	14.4	14.1	6.2	0.08	0.22	3.04	1.34
除去率 (%)	−33	20					28	

3.3.3　調査結果

1）水処理特性

調査時の流入水、第1接触曝気槽流出水、第2接触曝気槽流出水の平均的水質を表－8に示す。

SSの除去特性については、表からもわかる通り流入水平均SS濃度39.5㎎／ℓに対して、処理水平均SS濃度58.6㎎／ℓと、処理水SS濃度の方が高い結果となった。このことは、後にも述べるが装置下部に貯留されている汚泥が浮上していること、及び曝気強度が大きいことから付着生物膜の剥離が原因として考えられる。BOD_5の除去特性については、流入水平均BOD_5濃度183㎎／ℓに対し、処理水平均BOD_5濃度55㎎／ℓであり除去率は70％であったが、処理水溶解性BOD_5濃度が19㎎／ℓであり、SSの流出に伴うSS性のBOD_5が処理水を悪化させる原因となっている。又、現時点では処理は第1接触曝気槽中心であるが、第2接触曝気槽には接触材が殆ど充填されておらず、接触材が計画通り充填されれば現時点よりも良好な処理水質が得られるものと考えられる。窒素、リンの除去特性については、全窒素の平均除去率20％、全リンの平均除去率28％であり、硝化は殆ど生じていなかった。



図－11　汚泥の濃縮・貯留状況

調査時点において、接触曝気槽に著しい発泡がみられ景観を損ねていたため、2月5日午前9時の流入水について陰イオン界面活性剤（MBAS）を測定した結果24.6㎎／ℓと、下水処理場流入水の一般的なMBAS濃度2～5㎎／ℓと比較して5～10倍の濃度となっており、発泡の一原因で

はないかと考えられた。

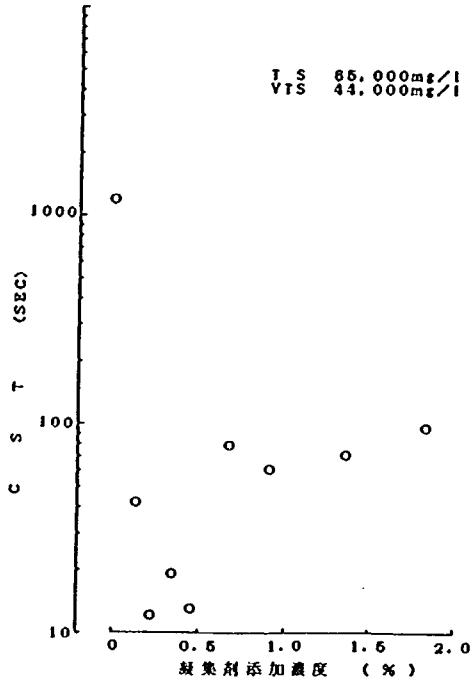
2）汚泥の濃縮・貯留性

処理装置の汚泥の濃縮、貯留状況を把握するために汚泥の貯留スペースの深度毎に汚泥を採取し、その特性について調査を行った。調査結果を図－11に示す。装置底部での汚泥濃度は6％前後と、非常に高濃度となっており良好な濃縮状況であると考えられる。しかし、汚泥貯留スペース中間部での汚泥濃度は1％前後と薄くなっており、調査時点での水温は低かったが装置内ＳＲＴが相当長い為、嫌気性発酵による汚泥の浮上が起こっているものと考えられた。

汚泥の発生量は、流入下水量が正確に把握できなかったこと、及び流入水ＳＳ濃度に比して処理水ＳＳ濃度が高かったことから把握できなかった。

3）汚泥の処理性

処理装置からの引抜汚泥について脱水性を調べるため、ＣＳＴ(Capillary Suction Time)を測定した。又、凝集剤添加時のＣＳＴも併せて測定した。凝集剤は、高カチオンホモポリマー（ツキフロックＴＣ－391－Ｐ）を用いた。測定結果を図－12に示す。凝集剤無添加時には、汚泥が高濃度であることも手伝い1200秒程度と、脱水性が悪いであろうことが示唆された。凝集剤添加時においては、その添加濃度0.1～0.5％の範囲でＣＳＴは10^1秒オーダーまで低下しており、本処理装置汚泥は凝集剤の添加により脱水性の向上が図れるものと考えられる。



図－12　ＣＳＴ試験結果

謝　辞

本調査を進めるに当り、関係自治体及び処理場の方々に多大の御協力を仰いだことをここに記し、感謝の意を表する次第である。

10. 雨天時合流式下水の処理に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石和夫
小沢　登

1. まえがき

我国の都市の多くは海に面した地域や河川流域の低地部に発達しており、古くから浸水の被害に悩まされてきた。また、我国は降雨量が多く、雨水排除の問題が都市の形態や発展にも大きな影響を与えてきた。

我国の下水道整備は、明治の中頃コレラ等の水系伝染病の流行を契機として始められたが、当時の乏しい財政状況から管きょの整備方式としては合流式が採用され、その方針が最近まで多くの都市で引き継がれてきた。しかし、合流式下水道では雨天時に汚水の一部が無処理のまま水域へ放流されることから、公共用水域の水質保全に対する社会的関心の高まりとともに、改善の必要性が痛感されるようになった。更に、生活水準の向上に伴い国民のニーズがより快適な生活環境の整備へと変化するにつれて、都市内での親水空間の創出等、より高い水環境の創造が求められており合流式下水道越流水対策の必要性は一層高いものとなっている。また、近年都市化の進行とともに不浸透域の増大等から市街地における浸水被害が頻発するようになってきた。特に大都市を中心として都市域への社会的・経済的集積が一段と進行しつつあることから、浸水による都市機能の損傷は大きな被害をもたらす状況となっている。このため下水道の雨水排除機能の重要性が再認識されている。

以上のように雨水流出に伴う量と質の両面における問題の解決が求められている状況にあるが、現在これに対してとられている対策の代表的なものとして雨水の貯留があげられる。しかし、雨水の貯留施設については、広い用地面積を必要とするため限られた立地条件の所でしか適用できないという問題点がある。このため質対策の面で、より効率的に雨天時越流水の水質を改善する方策として各種処理方法の適用が考えられる。また、雨水貯留施設に貯留された下水については晴天時に処理場へ送り処理することになるが、処理場の能力に余裕のない場合には独自の施設で処理することも必要になると考えられる。

本調査は以上のような観点から、合流式下水道の雨天時越流水対策として、雨天時下水を効率的に処理する手法を開発することにより、合流式下水道改善計画の立案に資することを目的としているものである。

2. 昭和60年度までの調査結果

昭和57年度から昭和60年度までの調査結果の概要は以下のとおりである。

1）雨天時合流式下水を遮集する場合、晴天時時間最大汚水量の3倍以上に遮集容量を上げても雨天時総流出BOD負荷量はほぼ一定となり効率的でない。

2）凝集沈殿法による雨天時下水の処理結果では、滞留時間60分、ＰＡＣ注入量15㎎/ℓの時、流入ＢＯＤ120～140㎎/ℓに対し処理水BOD30～110㎎/ℓであった。ヘリカル分水装置では滞留時間15分の時SS除去率50～70％であった。（傾斜板沈殿池＋超急速濾過法）では、流入SS128～664㎎/ℓの時沈殿処理水45～331㎎/ℓ，濾過処理水29～103㎎/ℓであり、全体のSS除去率は73～91％であった。

3）雨天時下水の粒径を区分して水質を調査した結果、流量ピーク時には粒径210㎛ 以上の浮遊物質が晴天時に比べて約3倍に増加し、BODの約半分を粒径210㎛ 以上で占めていた。

4）雨天時下水の30分沈殿後の上澄液のSSは、SS300㎎/ℓまでは100㎎/ℓ以下であり、30分程度の沈殿時間で相当のSSが除去されると考えられた。

5）60年度に実施した（傾斜板沈殿池＋超急速濾過法）による処理実験の結果では、SS除去率77％、BOD除去率54％程度であった。逆洗については空気と水の併用により効率は著しく向上した。また、沈殿池に凝集剤を注入することでSS・BODともに処理水質が向上できた。

3. 昭和61年度の調査結果

3.1 雨天時合流式下水の処理実験

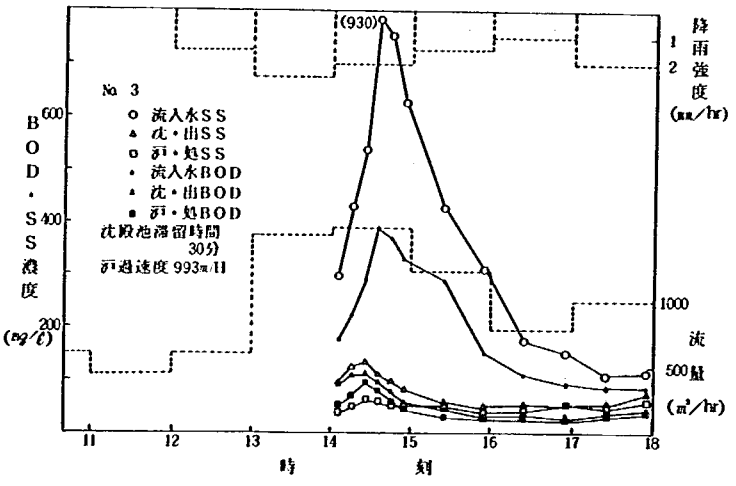
3.1.1 実験目的および方法

雨天時合流式下水の処理方法の一つとして考えられる(沈殿＋超急速濾過)法の実用性を調査することを目的として59，60年度に引き続き処理性を中心とした実験を行った。実験場所、装置および運転方法は昨年度とほぼ同様である。但し、本年度は特に5回の実験のうち後の2回について濾材を入れ替え、濾材の粒径を小さくすることの影響を調査した。

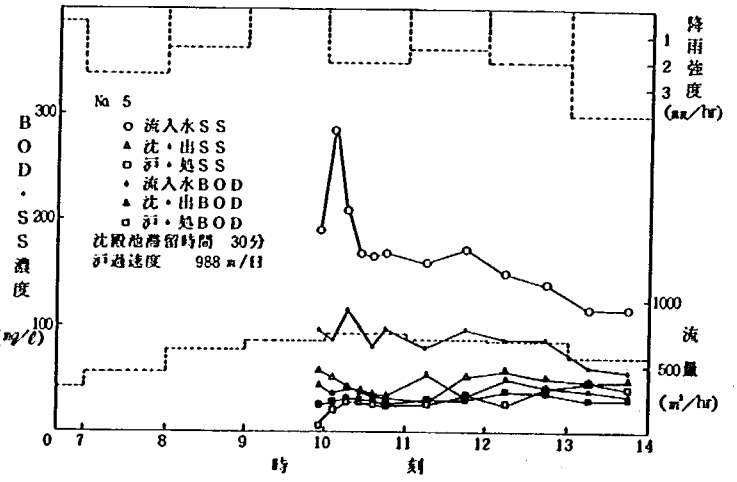
3.1.2 実験結果

実験は5回実施し、うちNO.2および4は晴天時の実験である。表－1に実験条件を示す。上記のように本年度は濾材粒径を小さくすることの処理性への影響の把握という点に主眼を置いて調査を行ったので、その結果を中心に述べることとする。

図－1はNO.3の雨天時下水処理実験の結果を示したものである。これを見るとまず初期フラッシュによる負荷



図－1 沈殿濾過処理実験の結果（No 3）



図－2 沈殿濾過処理実験の結果（No 5）

流出の傾向が典型的に現れており、その後は濃度は逓減している。BOD, SSの平均濃度は、流入水で215㎎/ℓ, 404㎎/ℓ, 沈殿処理水で63.7㎎/ℓ, 82.2㎎/ℓ, 濾過処理水で47.1㎎/ℓ, 48.4㎎/ℓとなっている。

次に図－2のNo 5の実験は濾材の粒径を小さくした場合の結果を示している。流出の傾向は初めに弱い初期フラッシュがありその後はNo 3と同様濃度は逓減している。BOD, SS の平均濃度は、流入水で87.7㎎/ℓ, 171㎎/ℓ, 沈殿処理水で41.4㎎/ℓ, 46.0㎎/ℓ, 濾過処理水では31.2㎎/ℓ, 30.0㎎/ℓとなっている。

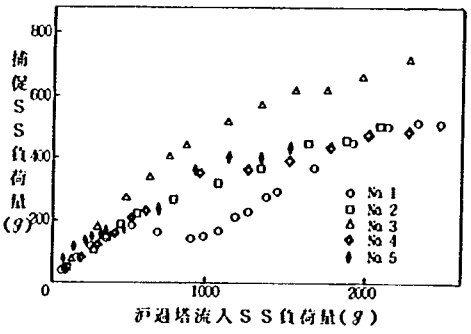
以上の調査結果を見ると、まず沈殿池の処理効果が大きいことが理解される。流入水のBOD, SS の大きな変動に対しても沈殿処理水の水質の変動は緩やかなものとなっており、凝集剤を添加（PAC 10㎎/ℓ）した傾斜板沈殿池が有効に機能しているものと判断される。また超急速濾過の処理結果について見ると、平均処理水質はいずれも50㎎/ℓ以下が確保されており、沈殿によって水質レベルが低下しているためもあって負荷削減効果という面では沈殿池ほど大きくはないが、あるレベルの水質を確保するという意味からその処理効果が評価されるものと考えられる。

次に図－1と2において濾材の粒径を小さくしたことによる処理水質への影響を見ると、流入水質の違いもあって直ちには判断できないが、処理水質に大きな改善効果が現れているようには見えない。そこで濾過塔への累積流入ＳＳ負荷量と捕促ＳＳ負荷量の関係を求めたものが図－3である。これを見ると累積負荷量の増加とともに捕促量が減少する傾向が示されており、No 1と3では他の3回と傾向が異なってはいるが、少なくとも濾材粒径を小さくしたNo 4, 5でＳＳ捕促量が大きいという結果は得られていない。表－1に5回の実験についてＳＳ負荷量の除去率を示しているが、同様の結果となっている。次に、累積流入ＳＳ負荷量と濾過塔の水位の変化の関係を示したのが図－4である。No 1～3と濾材粒径を小さくしたNo 4, 5では水位の上昇は異なる傾向を示しており、No 4, 5で大きくなっている。

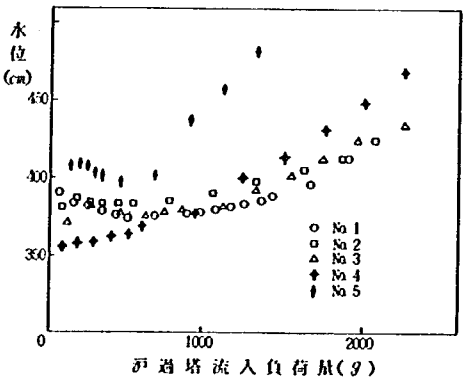
以上の結果から判断すると、今回No 4, 5で用いた程度の粒径の濾材ではＳＳ負荷量の除去率の向上は期待できず、一方水位の上昇が大きいということから、粒径を小さくしたことの効果は特に現れていないと言うべきであろう。従ってより高い処理水質を目指すとすれば、より粒径の小さな濾材について調査を実施する必要があり、逆に処理水質がこの程度で満足されるとすればNo 1～3で用いた

表－1　超急速濾過の処理結果

No	1	2	3	4	5
調査日	S.61.5.20	S.61.6.3	S.61.6.17	S.61.10.21	S62.3.24
雨量㎜	9.0	0	12.0	0	17.0
濾材	上層φ4～15㎜, 下層φ2～4㎜			上層φ4～10㎜, 下層φ2～4㎜	
濾過塔流入量 ㎥	44.03	33.56	32.41	32.92	32.22
濾過塔流入SS負荷 ㎏	2.483	2.085	2.268	2.266	1.516
除去SS量 ㎏	0.523	0.512	0.727	0.491	0.439
除去率 %	21.1	24.6	32.0	21.7	28.9
(流入加重平均) ㎎/ℓ	56.4	62.1	70.0	68.8	47.0
(濾過塔流入SS ㎎/ℓ 処理水SS ㎎/ℓ	44.5	46.8	47.6	53.9	33.4



図－3　流入ＳＳの累積量と捕促量



図－4　流入ＳＳの累積量と水位

濾材よりも粒径の大きい濾材について調査し、濾過性能等を確認する必要があると思われる。

3.2　雨天時合流式下水の処理施設計画の検討結果

合流式下水道の改善対策として越流水処理施設の適用を考える場合には、個々の処理プロセスの処理性能を検討するだけでなく、対象とする地域全体として処理施設の設置によりどの程度汚濁負荷量を削減できるかといった点を検討しておくことが重要である。そこで、現実の処理区をモデルとして選定しいくつかの処理方法を適用した場合の年間の汚濁負荷量の削減効果について検討を行った。

3.2.1　モデル処理区と検討の条件

検討の対象としたのはT市K処理区である。K処理区は面積177haで合流式で整備が完了しており、晴天時下水は自然流下で処理場へ送られ、雨天時に流量が増加した場合は一定量以上の下水は処理区末端に位置するKポンプ場から水域へ放流される。そこで、このKポンプ場に雨天時下水の処理施設を設置する場合を想定しその効果を検討した。検討の期間は昭和60年の1年間である。この年の年間雨量は1,247㎜であり、この地域としては平均的な雨量であった。無降雨時間4時間以上を独立降雨とし、総降雨量1.5㎜以上の独立降雨81回を検討対象とした。この総降雨量は1,229㎜、総継続時間は761時間である。これらの降雨を5分間降雨強度に直し計算に用いた。雨水流出量の算定には修正RRL法を用い、その適用に当たっては不浸透面積率 I＝0.65，S～Q 曲線のK値を0.64と仮定した。また汚濁負荷流出量の算定には土研モデルを用い、その適用に当たっては「合流式下水道越流水対策と暫定指針」および従来の調査結果から妥当なパラメータ値を設定した。

3.1.2　年間シミュレーションによる汚濁負荷流出特性

（1）晴天時負荷流出量

60年度に実施した晴天時調査結果から晴天時の日平均負荷流出量を算定すると表－2のようになる。処理区域内の人口を約17,000人とすると、原単位は汚水量380ℓ/人･日、BOD負荷量47.2g/人･日となる。

表－2　晴天時負荷流出量

日平均流量		日平均水質	ピーク水質	日負荷量
㎥/日	BOD	124㎎/ℓ	147 ㎎/ℓ	803.2 Kg
6495	SS	125	179	809.6
	COD	79	92	511.2

（2）年間の流出負荷量

表－3は雨水流出量および汚濁負荷流出量のシミュレーション結果をもとに、Kポンプ場における遮集量を変化させた場合の雨天時の1年間の捕促負荷量を示したものである。ここで流出量と遮集量の差は水域への放流量を示すことになる。表から分かるように遮集倍率を上げることによって流量および汚濁負荷量の遮集量も増大するが、その効果は倍率が高くなる程逓減している。遮集倍率を3倍とすることによって捕促できる雨天時の負荷量は、BOD73%、SS55%、COD54%であり、BODが最も効率よく捕促できることになる。

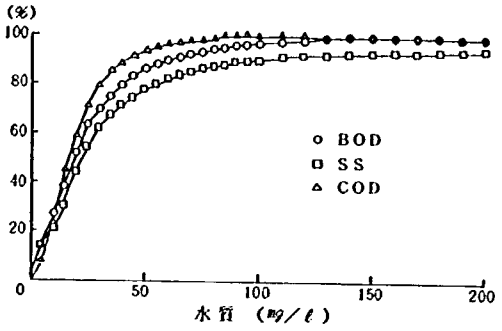
表－3　遮集倍率による年間捕促負荷量（雨天時）

	流出量	遮集量		
		n = 1	n = 2	n = 3
流量(×10⁵㎥)	1556.41	357.58	587.72	742.85
BOD (Kg)	41152.8	17166.7	25697.5	30100.3
SS (Kg)	83629.8	24098.6	38334.5	45968.8
COD (Kg)	37861.0	11384.0	17308.1	20616.0

注）nは遮集倍率を表わす

（3）越流水質

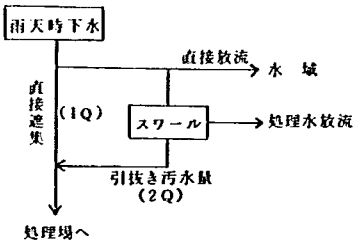
放流水質の生起頻度を知ることは、改善施策導入による改善効果の評価指標となるとともに、処理の対象となる水質の生起頻度を知ることにもなる。そこで、越流水質を5㎎/ℓごとの度数分布に整理し非超過確率を求めた。図－5に遮集倍率3倍の場合の越流水質の非超過確率を示す。例えば越流水の水質が20㎎/ℓを満足するのは、BOD52%、SS43%、COD60%であり、特にSSについては越流水質が高い濃度範囲にまで亘っており改善が容易でないことが示されている。



図－5　越流水質の非超過確率

3.2.3　雨天時下水処理による越流負荷量削減効果

Kポンプ場において越流水の処理施設を設置した場合の負荷削減効果について検討した。対象とした処理プロセスはスワール分水装置（以下スワールという）と（傾斜板沈殿池＋超急速濾過）（以下沈殿濾過という）、貯留の3つである。スワールについては東京都で実施された研究結果から施設容量と除去率の関係を設定した。また沈殿濾過については沈殿時間15㎝、濾過速度1,000m/日として過年度の調査結果から流入水質と処理水質の関係を設定した。以下には遮集量を3倍として更に処理施設を設置する場合を中心に改善効果を検討するが、現実には3倍量が確保されていない場合が多いので、処理施設の対象とする負荷量が大きくなり、削減負荷量もここでの検討結果よりも大きくなると考えられる。

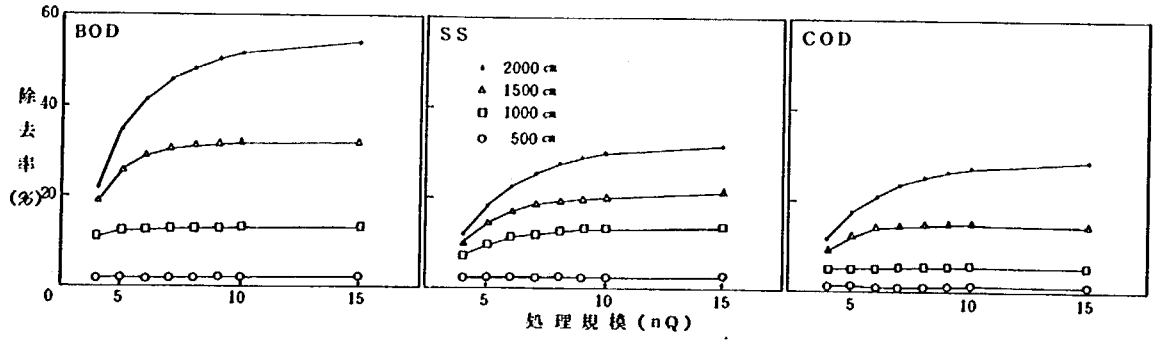


図－6　スワールの処理フロー

(1)スワールによる改善効果

スワールによる改善効果の検討に当たっては、雨天時における処理フローを図－6のように設定した。処理場への遮集量を3Qとした場合、処理場への直接遮集量とスワールからの引抜量にはいろいろな組み合わせが考えられるが、検討の結果どの組み合わせでも大きな差がないため、以下には直接遮集量1Q、引抜量2Qの場合について述べる。

図－7はスワールの径別、処理規模別の削減率（ポンプ場での放流負荷量の削減率）をBOD、SS、CODについて示したものである。径2,000㎝で見ると処理規模を15Qとした時の削減率はBOD54



図－7　スワールの径別・処理規模別削減率

%、SS 31%、COD 29%となっている。また、いずれの項目についても処理規模を大きくしても除去率が余り増加しない規模が存在し、その規模は2,000㎝について言えば10Q程度となっている。これは、大きい流量範囲では対象となる負荷量自体が小さくなること、またスワールの除去率も低下することがその原因になっていると考えられる。

表－4　スワールの処理規模別放流・除去負荷量（BOD）

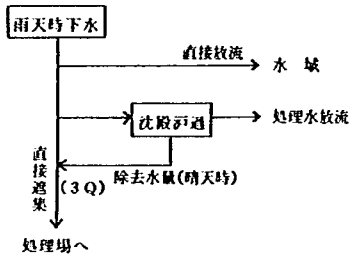
（スワール径2,000cm）

処理規模 nQ	遮集 3Q	除去 貯留効果	除去 濃縮効果	除去 計	放流 処理後放流	放流 直接放流	放流 計	合計
4	30100.3	2444.5	78.8	2523.3	317.9	8211.3	8529.2	41152.8
5		3663.8	204.4	3868.2	912.8	6271.5	7184.3	
7		4714.9	377.0	5091.9	1951.8	4008.8	5960.6	
10		5235.1	480.0	5715.5	2891.7	2445.7	5337.4	
15		5420.4	574.1	5994.5	3743.2	1314.8	5058.0	

表－4は径2,000㎝のスワールについて、BODの処理規模別放流負荷量および除去負荷量を示したものである。なおこの場合処理場への直接遮集量は2Qであるが、スワールからの引抜量が1Qあり、一般的な遮集の場合と比較するため3Q分を遮集量としている。これから分かるように、スワールの汚濁負荷除去効果は、滞水池等と同様の貯留効果と槽からの越流水中の汚濁負荷の減少分に相当する濃縮効果とに分けられるが、かなりの部分は貯留効果によるものである。径2,000㎝のスワールの容量は2,069㎥であり、これは本処理区の降雨量約1.2㎜を貯留する容量に相当している。

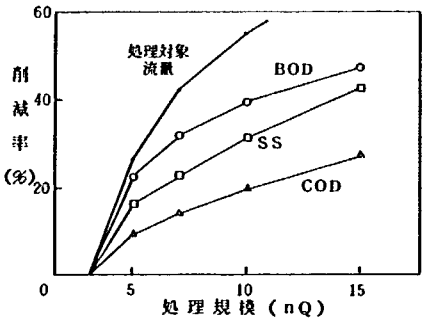
(2) 沈殿濾過による改善効果

沈殿濾過による改善効果の検討に当たっては、スワールの場合と同様図－8のようなフローを想定した。

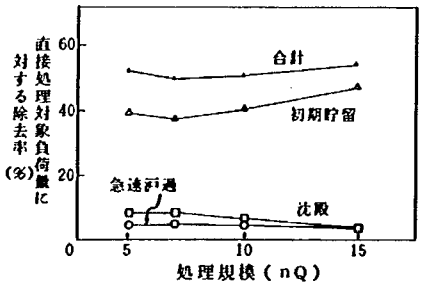


図－8　沈殿濾過の処理フロー

図－9は、処理場への直接遮集量を3Qとし、その場合を基準として、沈殿濾過処理量を増加させることによるポンプ場の全放流負荷量の削減率を示したものである。ここで図の処理規模とは処理対象となる流量の範囲を表わし、例えば処理規模15Qとは遮集量3Qから15Qの範囲の流量が沈殿濾過処理の対象となり、それ以上は直接水域へ放流されることを意味する。また、除去率については流入水質には依存するが流入水量によっては変化しないものと仮定し、沈殿池および濾過池に貯留された負荷量は降雨終了後処理場へ送るとしている。これから分かるように、処理施設を大きくすることにより水域への直接放流量は比較的容易に削減されているが、負荷量の削減は処理施設に流入した負荷量に施設の除去率をかけたものとなるため流量ほどは減少しない。沈殿濾過による汚濁負荷の削減率は、処理能力2Q（図の処理規模では5Q）でBOD 23%、SS 17%、7QでBOD 40%、SS 32%となっている。



図－9　沈殿濾過によるポンプ場の全放流負荷量の削減率



図－10　沈殿濾過の除去効果の内訳

沈殿濾過の処理効果は、沈殿池に貯留し処理場へ遮集する

ことによる効果、沈殿池での沈殿除去による効果、急速濾過による処理効果の３つに分けられる。図－10はＢＯＤについて処理規模を増加させることによる沈殿濾過処理対象負荷量の削減率の変化と、削減率に占める３つの効果の内訳を示したものである。沈殿濾過におけるＢＯＤ負荷削減率はおおむね53%程度となっており、処理規模の増加とは余り関係なくほぼ一定となっている。これは流入水量に対応した容量の施設を設けるものとしているためで、ある意味では当然の結果と言える。しかし、削減率に対する３つの効果の寄与割合については変化があり、初期貯留の割合が増加し沈殿・濾過の割合が減少している。これは大きい流量範囲では処理規模を大きくしても対象となる流量はそれ程変化せず、結果的に沈殿池規模の増大により貯留量が増加し、一方その後の沈殿処理と濾過の対象流量はそれ程増えないためと考えられる。また、３つの効果を比較すると初期貯留によるものが相当部分を占めており、スワールの場合と同様の結果となっている。また、沈殿と濾過との比較では処理対象となる水量はいずれも同じであるが、処理規模が大きくなり沈殿池からの越流が大きな流量範囲のものになる時には、すでに流入水質自体がかなり改善されたものとなっているため、沈殿では負荷の減少は余り期待できず結果的に除去効果の確実な濾過の削減率の寄与割合が増加しているものと考えられる。

表－５　沈殿濾過の処理規模別放流・除去負荷量（ＢＯＤ）

処理規模 nQ	遮集 3Q	除去				放流			合計
		貯留	沈殿	濾過	計	処理後放流	直接放流	計	
5	30100.3	1892.4	411.9	213.6	2517.9	2263.1	6271.5	8534.6	41152.8
7		2644.2	582.3	314.8	3541.3	3502.4	4008.8	7511.2	
10		3480.9	558.5	346.0	4385.4	4221.4	2445.7	6667.1	
15		4538.9	373.2	316.8	5228.9	4508.8	1314.8	5823.6	

表－５は処理場への直接遮集量を３倍とし、それ以上の負荷量について沈殿濾過を行う場合の処理規模による負荷量の収支を示したものである。表－４のスワールの結果と比較すると処理の対象となる流量の範囲は３Ｑ～ｎＱでいずれも同じであるが、表－４ではスワールの大きさを2,000 ㎝（容量2,069㎥）で一定としているのに対し、表－５の場合は処理水量の規模に応じた大きさの施設を設置するものとしている。その大きさは15Ｑの場合でも1,372㎥であり、2,000㎝のスワールに比べればかなり小さい。このため表－５の除去負荷量は表－４に比べれば小さくなっており、特に除去効果の相当部分を占める貯留による除去負荷量の差が大きい。

3.2.4　処理方式による改善効果の比較

以上の検討では処理方式によって処理施設の容量の考え方が同じでないため、処理方式による除去能力の比較ができない。そこで、貯留容量を８７３㎥と一定にし貯留、スワール、沈殿濾過の３つのプロセスについて比較を行った。この容量は処理区の降雨量0.5㎜に相当している。ここで、貯留については１Ｑ以上の流量を貯留容量まで貯留し、その後は３Ｑまで遮集しそれ以上は直接放流されるものとした。沈殿濾過については沈殿池の容量として上記の量を確保するものとした。スワールについてはこの容量は径1,500㎝のものに相当する。スワール、沈殿濾過については遮集量と処理量の和を最大10Ｑとしそれ以上は直接放流されるものとしている。

表－６に３つの処理方式による水量およびBOD負荷量の収支を示す。まず全体の収支という面で見ると各処理法について、流量・負荷量の配分という点では（直接遮集量＋処理量＋直接放流量）＝一

定、水域への放流という点では（直接放流量＋全遮集量＋処理後の放流量）＝一定となる。処理施設での処理量は、貯留の場合容量が満たされれば流入がなくなるため最も小さくなり、１Ｑ～３Ｑの２Ｑ分が引抜かれ遮集されるスワールが最も大きくなる。水域への直接放流量は上と同じ理由から貯留が最も大きくなり、スワールでは１Ｑ以上がスワールへ送られるが２Ｑ分の流量が引抜かれるため結果的には沈殿濾過と同様３Ｑ分が遮集され、残りが直接放流されることになる。処理施設に貯留される除去水量については、３Ｑ以上を処理の対象とする沈殿濾過が最も小さく、１Ｑ以上を対象とするスワールが最も大きい。処理場への全遮集量については以上と同様の理由からスワールが最も大きく貯留が小さくなっている。

表－６　処理方式別負荷収支（容量８７３㎥）　（３倍遮集の場合）

	処理方式	直接遮集量	処理量	直接放流量	引抜汚水量	除去水量	全遮集量	処理後の放流量
水量（10^3m^3/年）	貯留	694.3	61.1	801.0	－	61.1	755.4	－
	スワール（1500 cm）	357.6	835.3	363.6	385.3	68.5	811.4	381.5
	沈殿濾過	742.9	450.0	363.6	－	48.1	791.0	401.9
BOD（Kg/年）	貯留	25523.8	5661.0	9968.0	－	5661.0	31184.8	－
	スワール（1500 cm）	17166.7	21540.4	2445.7	12933.6	3531.4	33631.7	5075.4
	沈殿濾過	30100.3	8606.8	2445.7	－	4090.8	34191.1	4516.0

次に、ＢＯＤ負荷量について水量の傾向との違いを見ると、貯留での処理量が高濃度の部分を貯留することになるため水量に比して大きな負荷量を処理する結果になっている。処理場への全遮集量は沈殿濾過が最も大きく、二段階の処理の効果が現れている。対策をとらない場合と比較した越流ＢＯＤ負荷量の削減率は貯留10％、スワール32％、沈殿濾過37％である。またＳＳについてはここに結果を示していないが、削減率はそれぞれ14％、20％、31％となっている。

3.3　まとめ

以上の検討結果をまとめると次のようになる。

１）沈殿濾過による雨天時下水の３回の処理実験では、平均流入ＢＯＤ８８～２１５㎎/ℓ、ＳＳ171～404㎎/ℓに対し、平均処理水ＢＯＤ３１～47㎎/ℓ、ＳＳ３０～４８㎎/ℓと良好な結果が得られた。沈殿は負荷を大きく削減し、濾過は水質を更に向上させるという役割を果たしていると考えられる。

２）モデル排水区を対象として雨天時下水処理施設の適用による改善効果を検討するため、貯留部の容量約０.１㎜相当、処理上限10Ｑ、遮集量３Ｑとして検討した結果、ＢＯＤ、ＳＳともに沈殿濾過、スワール、貯留の順で改善効果が高かった。ここでは遮集量を３Ｑとしたが、現実にはより小さい場合が多いので処理対象となる負荷量が大きくなり、実際の改善効果はさらに大きくなると考えられる。

３）一方、モデル計算においては多くの仮定条件を置いているが、それらの条件の変動がどの程度結果に影響するのかという点についての検討はここでは不十分である。また、スワール、沈殿濾過の貯留については最初に貯留されたものが遮集されると仮定しているため、貯留効果が大きく評価されているという問題点がある。

４）このようなモデル計算の結果は地域の特性により大きな影響を受ける。例えばここで対象とした地域の年間降雨量は1,200㎜程度であるが、これは我国の平均降雨量に比べればかなり少なく越流負荷量も相対的に小さいと思われる。従ってここで示した検討結果はあくまで一事例として扱うべきものである。

11. 栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
研　究　員　小越　眞佐司
〃　　森山　克美
小泉　秀一

1．調査の目的と必要性

湖沼等の閉鎖性水域における富栄養化の防止や処理水を再利用する際の用途によっては下水中の窒素やリンと云った栄養塩類を高度に除去する必要がある。新たに処理施設を建設する場合には当初から栄養塩類除去の対策を講じておくことが出来るが、既存の処理施設においては現有の施設を生かしながら栄養塩類の除去能力を高める手法が必要となってくる。本調査は、現在、下水の処理方式として広く普及している活性汚泥法を基本として、その運転方式の変更により栄養塩類の除去能力を高める手法の開発を目的として実施するものであり、昭和６０年度を初年度として開始した。

2．前年度までの調査結果

昭和６０年度の調査結果を要約すると以下の通りである。

（1）嫌気好気法では、低ＭＬＳＳ・高ＢＯＤ／ＳＳ負荷運転により高いリン除去率が維持できた。しかし、降雨時等におけるリン除去の不安定化は避け得なかった。また、リンの除去と硝化の進行は相反する関係となる傾向があり、NH_4－Ｎ１mg/l以下が２～３日持続するとリンの除去が不安定になった。

（2）嫌気好気法において流量変動を与えると冬期に硝化の進行が抑制され窒素除去率が低下した。

（3）最終沈殿池の汚泥界面高はＳＶＩが一定のときは安定しているが、ＳＶＩが急上昇する冬期にはＭＬＳＳの増加から約３週間遅れて界面の急上昇が生じていた。

（4）嫌気好気法に硫酸ばん土を添加した運転では生物学的脱リンと化学凝集による脱リンが同時に進行していると見られる現象が見出された。

（5）嫌気・好気・無酸素・再曝気　のフローでは窒素とリンを同時に高率で除去することが難しかった。本プロセスで住宅地からの下水を処理した場合は９０％の、都市下水を処理した場合は７０％の窒素除去率が得られた。

（6）嫌気好気法の余剰汚泥を濃縮する場合、多量のリンの放出が見られるが、石灰をＳＳ当たり８％添加することにより２４時間滞留後のリン放出量を約５分の１に減らすことができた。

（7）嫌気好気法と標準法の余剰汚泥を対象として溶融実験を行ったところ、溶融点温度にはほとんど

差が見られなかった。

3．昭和６１年度の調査結果

3．1　京都パイロットプラントにおける凝集剤添加循環式硝化脱窒法に関する調査

凝集剤添加循環式硝化脱窒法は、窒素・リンの同時除去法として実施設が運転されている。本法において使用されている凝集剤は、現在、ポリ塩化アルミニウム（以下ＰＡＣと略す）および硫酸アルミニウム（以下ばん土またはＡｌｕｍと略す）の２種類のアルミニウム系の塩である。今後、本法の導入が増加することが考えられるが、その際、使用される凝集剤としての適否および最適な添加量等については未だ十分な指針が得られていない。そこで、京都パイロットプラントの２系列の生物処理装置を用いて、本法での使用が予想される数種類の凝集剤を比較し、最適な添加量等について検討することにした。本年度は、現在使用されているＰＡＣとばん土についての比較実験を行った。

3．1．1　実験条件

実験に用いた曝気槽は１層の容量が２５m^3のもの４槽で１系列となっている。２系列ある曝気槽には円形と矩形の最終沈殿池（容量５０m^3）が付設されており、矩形沈殿池と組み合わせる系列をＡ系列、円形沈殿池と組み合わせる系列をＢ系列としている。１系列４槽のうち、流入側の１～２槽を嫌気槽として用い、（２槽を嫌気とする場合は１槽目を機械攪はん、２槽目を空気攪はん～送気量０．１Ｎm^3／min～とした）循環法の運転を行った。流入水は鳥羽処理場Ｅ系列初沈流出水で、流量は各系列とも２４０m^3／ｄ　（流量変動なし）とした。また、凝集剤は一部期間を除き、各系列の４槽目へ定量で注入した。表－１に本年度の実験条件を示した。区分Ⅰ～Ⅴは凝集剤としてのアルミニウムの注入率の違いによって分けられたもので、各区分は運転条件によって更に幾つかの小区分に分けられる。区

表－１　京都パイロットプラント運転条件　（Q＝240m^3/d　AT HRT＝10h 沈 HRT＝5h）

区分		Ⅰ			Ⅱ		Ⅲ	Ⅳ		Ⅴ				
		Ⅰ－1	Ⅰ－2	Ⅰ－3	Ⅱ－1	Ⅱ－2		Ⅳ－1	Ⅳ－2	Ⅴ－1	Ⅴ－2	Ⅴ－3	Ⅴ－4	Ⅴ－5
期間		4．1 ～ 4.23	4.24 ～ 4.29	4.30 ～ 5．6	5.7 ～ 6.20	6.21 ～ 7.21	7.22 ～ 9．4	9.5 ～12.25	1．8 ～ 1.20	1.21 ～ 2．1	2．2 ～ 2.12	2.13 ～ 2.18	2.19 ～ 2.26	2.27 ～ 3.31
槽分割(A,B共通)		嫌・好・好・好					嫌・嫌・好・好							
汚泥返送率（%）		30	150	50	50	30	50							
ML循環率（%）		100	0	150	150	100	150							
Al注入率（mg/l）	A	0			2（PAC）		4(PAC)	3(PAC)	3(Alum)	0	2(Alum)	3(Alum)	3(Alum) 注入位置変更	4(Alum)
	B	0			2（Alum）		4(Alum)	3(Alum)	3(PAC)	4(PAC)				
平均余剰汚泥引抜率（%）	A	0.67	0.75	0.75	0.75	0.60	0.41	0.44	0.42	0.7				
	B	0.5	0.5	0.5	0.67	0.53	0.37	0.53	0.43	0.7				
平均送気倍率（G/L）	A	11.4	9.8	9.6	9.6	9.1	8.4	8.4	8.4	8.4				
	B	12.4	11.0	10.8	10.8	10.3	9.6	9.4	9.6	9.6				
平均MLVSS（mg/l）	A	1380	－	1350	1320	1046	1527	1688	1965	2090	2125	－	2085	2220
	B	1290	－	1105	1340	1025	1426	1821	1950	2150	2120	－	2040	2040
1リアクション平均水温（℃）	A	17.9	20.3	20.0	21.9	23.7	26.4	21.2	14.5	15.0	14.7	15.1	15.3	16.0
	B	18.0	20.0	20.0	21.9	23.7	26.3	21.2	14.4	15.0	14.7	15.1	15.3	16.0

分Ⅰは循環法への馴養期間、区分ⅡはＡℓ注入率２㎎／ℓ、区分Ⅲは同４㎎／ℓ、区分Ⅳは同３㎎／ℓ
区分Ⅴは同４㎎／ℓである。区分Ⅱ～Ⅳ－１の間はＡ系列にＰＡＣを、Ｂ系列にばん土を用い、区分Ⅳ－２以降は汚泥を変換してＡ系列にばん土を、Ｂ系列にＰＡＣを用いた。

区分Ⅰ、Ⅱの間は窒素除去が不調のため、しばしば運転条件を変更したが、区分Ⅲで嫌気槽２槽の運転に切り替えてからは余剰汚泥引抜率の他はほとんど変更しなかった。

区分Ⅴの小区分はＡ系列の硝化不良対策のため一時的にＡℓ注入率を０とした後、元にもどすまでに注入率を段階的に増加させたことと、ばん土の硝化阻害を多少ともやわらげる目的で注入位置を第１槽に変更したことによって区切られたものである。一方、Ｂ系列は区分Ⅴ全体が同一条件の運転で、注入位置の変更も行っていない。

３．１．２．　実験結果および考察

各区分毎の結果を表－２に示した。

１）ｐＨおよびＭアルカリ度

表－２　京都パイロットプラント　運転結果～平均水質～

区分		Ⅰ		Ⅱ		Ⅲ	Ⅳ		Ⅴ			
		Ⅰ－１	Ⅰ－３	Ⅱ－１	Ⅱ－２		Ⅳ－１	Ⅳ－２	Ⅴ－１	Ⅴ－２	Ⅴ－４	Ⅴ－５
pH	流入水	7.51	7.43	7.54	7.42	7.44	7.49	7.66	7.82	7.62	7.85	7.65
	第４槽Ａ	6.37	6.68	6.59	6.68	6.76	6.75	6.65	6.73	6.41	6.62	6.51
	〃　Ｂ	6.31	6.68	6.57	6.64	6.70	6.66	6.62	6.70	6.47	6.72	6.56
Ｍアルカリ度 (mg/l)	流入水	97.0	109.3	130.7	112.3	120.0	142.0	129.7	145.7	133.6	150.7	134.7
	処理水Ａ	44.0	37.4	37.2	36.8	50.5	‡61.7	–	–	47.5	53.7	43.0
	〃　Ｂ	45.0	38.7	36.2	32.7	45.0	‡53.3	–	–	48.5	57.8	49.3
ＢＯＤ (mg/l)	流入水	56.9	71.5	78.6	66.9	59.8	92.1	90.0	95.5	74.2	87.2	83.9
	処理水Ａ	5.8	3.8	3.6	2.1	2.8	4.0	18.2	5.3	5.9	7.7	8.6
	〃　Ｂ	6.1	5.4	5.0	3.2	3.4	7.1	12.8	8.8	6.6	8.8	6.9
ＳＳ (mg/l)	流入水	67.5	55.0	51.8	50.8	44.1	‡76.5	–	–	60.0	65.5	74.8
	処理水Ａ	17.3	12.4	13.3	9.1	13.2	14.5	29.3	10.3	15.7	19.8	22.2
	〃　Ｂ	17.3	12.4	16.5	16.3	17.4	24.4	26.0	20.5	24.9	26.2	27.9
ＣＯＤ (mg/l)	流入水	44.3	51.2	54.8	50.5	47.4	‡69.9	–	–	64.1	72.5	62.9
	処理水Ａ	15.7	12.6	12.8	10.2	10.4	‡13.6	–	–	14.2	16.8	15.9
	〃　Ｂ	16.5	11.2	14.3	12.6	12.1	‡17.2	–	–	15.9	18.4	17.3
Ｔ－Ｎ (mg/l)	流入水	15.8	17.9	21.0	17.6	16.1	23.5	##24.2	##26.4	25.4	26.6	22.9
	処理水Ａ	9.9	10.6	10.6	9.1	6.2	7.5	12.0	8.3	9.1	8.6	9.4
	〃　Ｂ	9.7	10.6	9.9	9.5	6.5	8.0	9.9	8.4	8.8	9.0	8.0
NH_4－Ｎ (mg/l)	流入水	10.0	11.4	15.0	11.1	10.6	‡16.2	–	–	16.7	18.0	15.0
	処理水Ａ	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	‡0.1	–	–	0.1	0.1	0.6
	〃　Ｂ	0.2	0.1	0.1	0.1	0.6	‡0.2	–	–	0.1	0.1	0.1
NO_3－Ｎ (mg/l)	流入水	0.9	0.7	0.2	0.5	0.3	‡0.0	–	–	0.5	0.0	0.2
	処理水Ａ	7.9	9.4	8.9	7.8	4.8	5.3	5.9	6.2	6.7	5.9	5.6
	〃　Ｂ	7.6	9.3	8.1	7.9	4.4	5.4	7.0	6.0	6.2	5.9	5.8
Ｔ－Ｐ (mg/l)	流入水	2.06	2.16	2.22	1.79	1.76	2.00	2.06	2.83	2.46	2.95	2.75
	処理水Ａ	1.82	1.50	0.90	0.52	0.46	0.66	0.92	1.54	0.84	0.90	0.73
	〃　Ｂ	1.72	1.40	0.97	0.71	0.53	0.84	0.91	0.73	0.74	0.93	0.85
Ｓ-Ｔ-Ｐ (mg/l)	流入水	1.26	1.43	1.63	1.07	1.07	‡1.88	–	–	1.58	1.92	1.66
	処理水Ａ	1.41	1.50	0.57	0.29	0.13	‡0.27	–	–	0.49	0.32	0.13
	〃　Ｂ	1.34	1.40	0.54	0.25	0.09	‡0.13	–	–	0.12	0.18	0.11
ＡＩ (mg/l)	処理水Ａ	0.1	0.1	0.3	0.3	0.5	‡0.7	–	–	0.4	0.8	1.0
	〃　Ｂ	0.1	0.1	0.4	0.5	0.6	‡1.2	–	–	1.3	1.5	1.4

‡は馴致期間（９月）を除くデータ，##はＫ－Ｎ

本法では硝化と凝集反応の両者によってアルカリ度が消費されるためにアルカリ度不足およびｐＨの低下による硝化不良が懸念される。特に流入水のアルカリ度が低下する夏期が問題となる。しかし、今年度は年間を通じて流入水アルカリ度が高く、懸念された現象は多量の融雪水が流入した時に一時的に生じた以外には認められなかった。なお、ばん土はＰＡＣよりアルカリ度の消費が多くアルカリ度不足を起こしやすいと考えられる。

2）ＢＯＤ，ＣＯＤおよびＳＳの除去

ＢＯＤは安定して除去されているが、全体にＢ系列の方が処理水濃度が高い。同じ傾向がＳＳ，ＣＯＤについても見られる。これは、当プラントでは円形沈殿池における浮遊物の除去性が短形沈殿池より劣るためであると考えられる。しかし、ＰＡＣとばん土の注入系列を入れ換えた区分Ⅳ－２以降についてみると、それ以前の区分に比較してＡ系の値が何れも増加しており、ばん土添加系の活性汚泥の方が最終沈殿池での固液分離性能が劣ると考えられる。

3）リンの除去

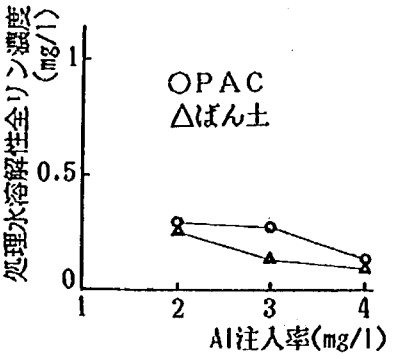
処理水中の全リン濃度はＡℓ注入率の違いによって余り変化せず、最終沈殿池の固液分離に支配されていると考えられる。しかし、溶解性全リンでみると、図－１に示したように、注入率の増加と共に処理水中に残留する濃度が低下している。ＰＡＣとの比較では、区分Ⅳ－１までの間はばん土系の方が処理水溶解性リン濃度が多少低い結果となっていたが、区分Ⅴでは同一注入率で逆にＰＡＣの方がわずかに低い結果になった。しかし、区分Ⅴではばん土系の活性汚泥中のアルミニウム濃度がＰＡＣ系より低かったことが影響していると考えられるので、全体として、ばん土の方がリンとの反応性は高いものと思われる。

4）窒素の除去

処理水のＴ－Ｎ濃度は嫌気槽を２槽に増やしてから３㎎／ℓ程度低下した。全般にＰＡＣ系の方がばん土系より処理水Ｔ－Ｎ濃度が低かった。しかし、その差はわずかであった。処理水Ｔ－Ｎのうち、硝酸態窒素とアンモニア態窒素の系列間の差はほとんどなく、上記のＴ－Ｎ濃度の差は主として有機態窒素の除去量の差に基くものであると推定される。

5）凝集剤による硝化阻害

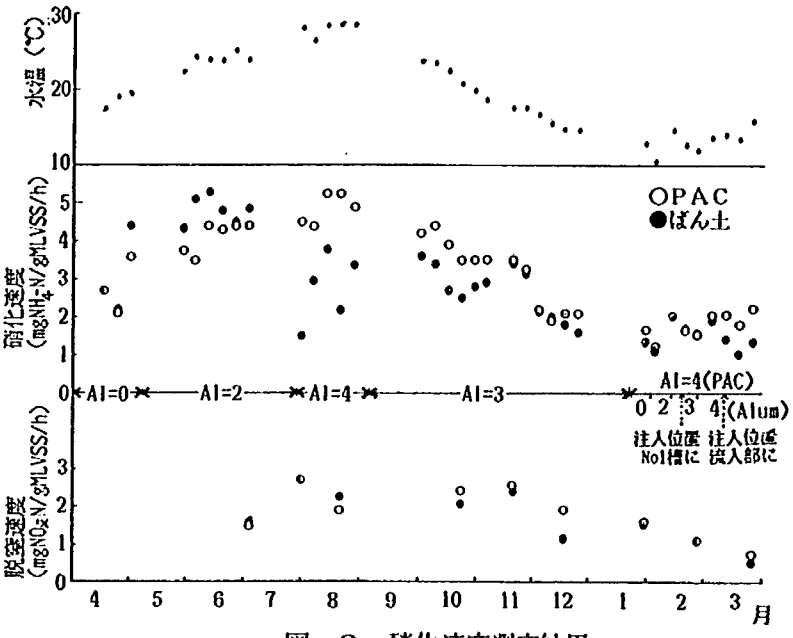
パイロットプラントでは連続比色式アンモニア分析装置で流入水および各系列処理水のアンモニア態窒素濃度をモニターしている。このモニターの記録から処理水中に０．５㎎／ℓ以上のＮＨ₄-Ｎが検出された回数を調べたところ、両系列あわせて１１回であった。このうち、ばん土無添加時の１回、運転上のトラブルによるもの３回を除く７回についてみると、６回まではばん土添加系にのみ生じており、更にそのうち５回までが注入率４㎎／ℓ時のものであった。このことから、ばん土系では高い注入率のと



図－１　Al注入率と処理水溶解性リン濃度

きに硝化阻害が生じやすいことがわかった。

図－２は、パイロットプラントの各系列の活性汚泥を用いて室内実験によって求めたアンモニア硝化速度および脱窒速度の年間の変動を示したものである。本図より、Ａℓ注入率が高いとときにばん土系活性汚泥の硝化速度がＰＡＣ系より劣っていることがわかる。しかし、脱窒速度には硝化速度ほど大きな差は認められない。



図－２　硝化速度測定結果

６）処理水のろ過

最終沈殿池流出水をパイロットプラントの急速ろ過池に導いてろ過処理を行い、処理水中に残留する浮遊性成分のろ過性を検討した。結果を表－３に示した。なお、ろ過条件は３００ｍ／ｄの定量ろ過で、下向流式、ろ材は汚泥焼却灰を原料にして作られた軽量骨材　（D_{10}＝1.65㎜，U_C＝1.22）で、ろ層の厚さ９００㎜である。　ろ過は表中＊＊印を付した期間は各系列の処理水を１週間ずつ交互に行い、その他の期間は１ヶ月毎に切り換えた。何れの系列の処理水を原水とした場合も、ろ過水ではＳＳが良く除去されており、良好な水質が得られた。ろ過水のＴ－Ｐは処理水中の溶解性全リン濃度の影響を受けるようであり、区分Ⅳ－１まではばん土系の方がろ過水中の濃度が低い結果になっている。

表－３　ろ過処理の結果

区分		S S(㎎/l)			T－P(㎎/l)			BOD(㎎/l)		
		処理水	ろ過水	除去率	処理水	ろ過水	除去率	処理水	ろ過水	除去率
Ⅱ	PAC	10.0	1.7	83.0	0.67	0.48	28.4	3.0	1.6	46.7
	ばん土	18.1	2.3	87.3	0.94	0.50	46.8	4.1	1.8	56.1
Ⅲ	PAC	6.8	1.1	83.8	0.33	0.19	42.4	2.8	1.9	32.1
	ばん土	17.8	1.2	92.3	0.52	0.12	76.9	3.4	1.7	50.0
Ⅳ－１(10,11月)	PAC	5.8	1.3	77.6	0.54	0.29	46.3	2.8	1.3	54.0
	ばん土	22.3	1.7	92.2	0.76	0.18	76.3	5.7	1.6	71.7
＊＊Ⅳ－１(12月)	PAC	13.5	3.1	77.0	0.77	0.36	53.2	5.9	2.4	59.8
	ばん土	27.9	4.1	85.3	0.91	0.27	70.3	12.7	3.6	72.0
＊＊Ⅴ	PAC	26.5	5.5	79.2	0.84	0.31	63.1	7.8	2.9	62.7
	ばん土	27.6	6.1	77.9	0.84	0.30	64.3	12.7	4.8	62.2

＊ばん土系は3月のみの平均、＊＊一週間ずつＡ系とＢ系の処理水を交互にろ過

７）汚泥の濃縮性

各系列の余剰汚泥の濃縮性を、攪はん機（１／３ｒｐｍ）付きの沈降筒（内径２０㎝・深さ１ｍ）を用いて調査した。調査は週一回行い、２４時間到達濃度を求めた。また、回転粘度

計（（株）リオン製）によって、濃度１％に調整した各系列の濃縮汚泥の粘度を同時に測定した。測定結果の月平均値を表－４に示す。

２４時間到達濃度は９月を除き、ばん土系のほうが高いと云う結果になった。同時に測定した粘度はほとんどの場合、到達濃度の高いほうが低い値を示しており、ＰＡＣ系の汚泥は粘度が高く、そのために濃縮性が劣っていると推定される。

表－４　汚泥の濃縮性および粘度

	PAC			ばん土		
	24時間到達濃度(mg/l)	粘度(cP)(TS=1%)	粘度測定時水温(℃)	24時間到達濃度(mg/l)	粘度(cP)(TS=1%)	粘度測定時水温(℃)
7 月	18052	15.4	27.3	19255	13.2	27.3
8 月	20270	11.3	29.1	21799	11.2	29.2
9 月	22178	12.2	26.0	21875	12.5	25.8
10月	22456	12.3	20.5	22600	12.8	19.7
11月	21896	13.5	13.6	25072	12.1	13.0
12月	20838	16.6	12.0	23254	13.5	11.7
3 月	20019	15.6	8.3	21300	14.5	9.5

８）汚泥の脱水性

各系列の余剰汚泥を１夜静置濃縮したものにつき、その脱水性をリーフテストによって調査した。　調査は概ね２ケ月に１回行った。リーフテストは吸引圧力－５５０mmHg、吸い込み２分、乾燥２分（１サイクル６分）とし、塩化第２鉄注入率１２％ＴＳ、石灰注入率６０％ＴＳを目標注入率として汚泥を調整した。調査結果を表－５に示す。

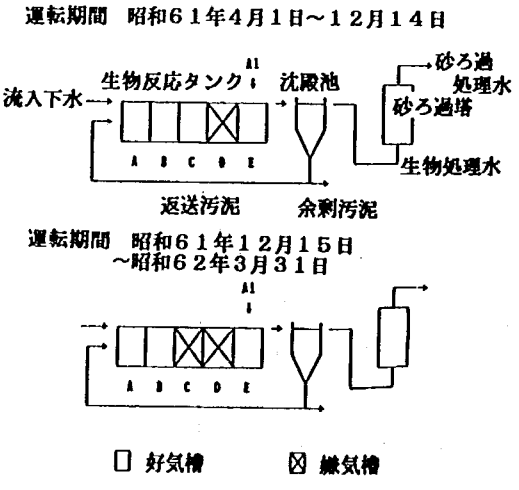
表－５　リーフテスト結果

日付	Al注入率(mg/l)	PAC系 FeCl添加率(% TS)	PAC系 CaOH添加率(% TS)	PAC系 ろ過速度(Kg/m²h)	ばん土系 FeCl添加率(% TS)	ばん土系 CaOH添加率(% TS)	ばん土系 ろ過速度(Kg/m²h)
6.21	2	13.2	65.8	5.4	14.7	73.7	9.0
7.30	4	10.7	53.3	8.6	10.8	53.9	10.2
8.21	4	14.0	69.9	8.7	11.9	59.5	9.3
10.24	3	13.7	68.7	8.5	12.9	64.3	8.7
12.16	3	14.2	70.8	7.4	12.8	64.2	6.9
2.25	ばん土 3 PAC 4	11.4	57.2	5.8	13.3	66.7	6.9
3.24	4	12.8	64.1	4.5	10.7	53.6	7.4

乾ケーキ基準のろ過速度で評価すると、１２月調査時を除き、ばん土系の汚泥の方が脱水性が良いと云う結果になった。しかしＡｌ注入率の違いが脱水性に与える影響はよくわからない。全体の傾向としては夏期のほうが脱水性が良く、冬期に悪い結果となっている。

３．２　凝集剤添加硝化・内生脱窒法による窒素・リンの同時除去に関する調査

活性汚泥法の処理施設を利用して窒素とリンを同時に除去するプロセスとして本法を取り上げて調査を行った。本法は、浜松市湖東浄化センターの実施設を用いて調査を行い、硝化槽・脱窒槽の容量比の変更による窒素除去機能の改善、凝集剤の種類によるリン除



図－３　湖東浄化センター処理フロー

去能の比較について検討を加えた。

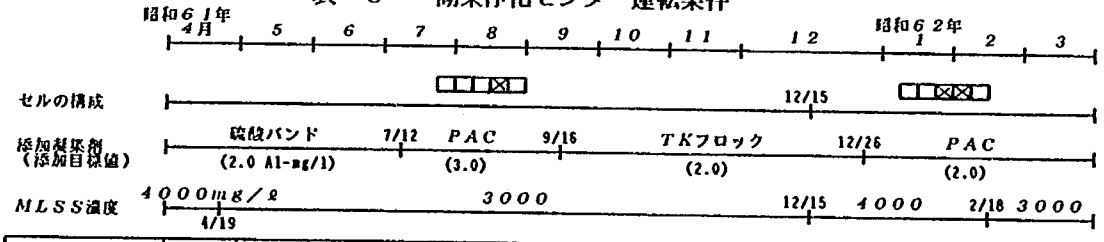
3．2．1　調査方法

図－3に処理フロー、表－6に運転条件を示す。硝化槽・脱窒槽の容量比は、3：1，1：1の2種類について、凝集剤については硫酸ばん土、PAC、TKフロックの3種類について検討を加えた。HRTは20時間程度、SRTを低水温期に長く、高水温期に短くすることにより、MLSS濃度を4000～3000に設定した。

3．2．2　調査結果

年間を通しての水質分析結果を図－4に示す。流入水のBOD，T－N，T－Pはかなりの季節変動があるものの、処理水水質は安定している。窒素除去率は、通年で80～90％で良好であった。硝化槽末端DOと処理水のT－N，NO_3－Nの関係を見ると、DOが高い場合はNO_3－Nの残留濃度が高くなっている。これは、硝化は良好であるが、脱窒反応に利用される有機物が硝化槽で消費されたため脱窒が不十分となったものと考えられる。硝化槽・脱窒槽容量比の窒素除去に与える影響は、12月における

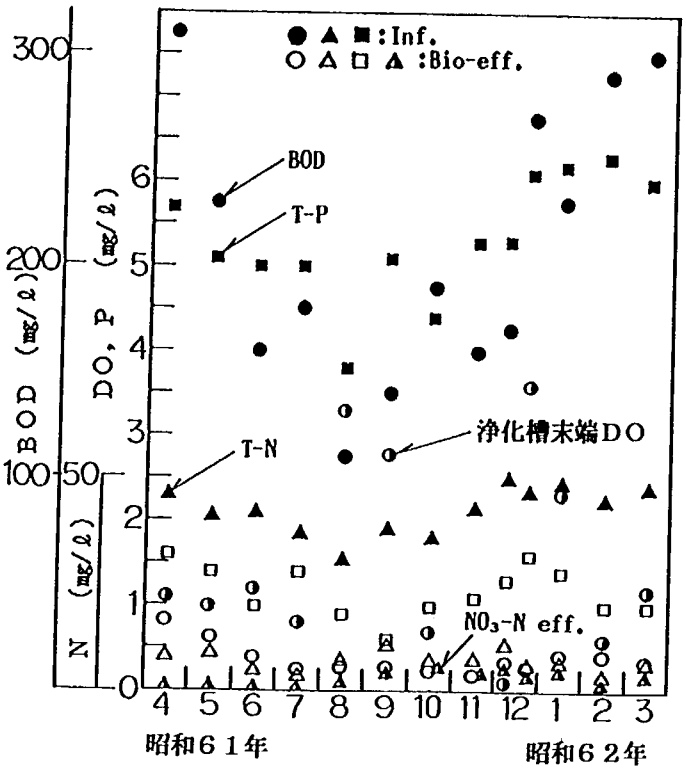
表－6　湖東浄化センター運転条件



項目　月	4	5	6	7	8	9	10	11	12		1	2	3
流入水量 (m^3/day)	1013.5	1089.5	1161.3	1289.5	1202.0	1112.8	975.8	947.8	936.4	983.0	926.8	919.1	1008.1
返送率 (%)	82.9	77.1	72.3	65.1	69.9	75.5	86.1	88.6	89.7	85.5	90.6	104.5	89.5
生物反応タンク滞留時間 (hr)	22.7	21.1	19.8	17.9	19.2	20.7	23.6	24.3	24.6	23.4	24.8	25.1	23.0
沈殿時間 (hr)	3.8	3.5	3.3	3.0	3.2	3.5	3.9	4.1	4.1	3.9	4.1	4.2	3.8
空気倍率 (倍)	-	-	-	14.0	15.1	16.3	16.6	16.4	16.9	20.9	21.0	19.5	18.0
余剰汚泥量 (m^3/day)	16.2	19.0	17.7	17.7	18.5	17.5	17.7	18.3	14.3	10.6	14.2	16.4	19.2
RSSS (mg/l)	7630	7900	6850	7580	6590	6690	7400	6210	6550	6860	6660	6530	6540
MLSS (mg/l)	3860	3610	3100	2820	2450	2810	2970	2790	3300	3390	3670	3880	3370
MLVSS (mg/l)	3130	2860	2460	2230	1880	2120	2320	2210	2650	2720	3000	3150	2770
MLVSS/MLSS (%)	81.2	79.3	79.2	79.0	76.8	75.3	77.9	79.2	80.1	80.2	81.6	81.4	82.1
SVI	212	188	206	138	147	164	168	176	223	246	240	237	246
SRT (day)	28.1	21.2	22.0	16.1	17.6	21.6	20.7	21.8	29.2	37.6	31.9	31.8	22.7
Al添加率(mg/l)	2.0	1.8	1.7	Alsulf 1.6 PAC 2.6	3.1	PAC 3.4 TK f. 1.7	1.9	1.9	1.8	TK f. 1.8 PAC 1.9	2.0	2.2	2.0
Al／Pモル比 ($P:PO_4$-P)	1.1	1.1	1.0	Alsulf 1.0 PAC 1.7	1.9	PAC 2.2 TK f. 1.1	1.5	1.3	1.1	TK f. 1.0 PAC 1.1	1.0	1.1	1.1
BOD負荷 (kg/kg.day)	0.14	0.12	0.10	0.14	0.094	0.096	0.11	0.094	0.084	0.20	0.15	0.18	0.23
T－N負荷 (kg/kg.day)	0.021	0.021	0.027	0.029	0.026	0.026	0.021	0.025	0.019	0.035	0.032	0.028	0.037

容量比変更前後のT－N濃度を比較することにより、1：1のほうが良好であることがわかる。すなわち、1：1の時期が低水温期であり硝化速度、脱窒速度が低下しているにもかかわらずT－Nが、3：1の時期より低下している。リンは生物処理水では T－Pで1～1.5mg/l、除去率で約80%程度である。凝集剤として3種類を用いたが、リン除去率には明確な差異が現われなかった。

硝化槽・脱窒槽容量比が1：1のときのプロセス内における水質変化の例を表－7に示す。この結果によれば硝化槽A，BでNH_4-Nの硝化が生じNO_3-Nが生成され、このNO_3-Nが後ろに続く脱窒槽C，Dで除去されている。これらの硝化脱窒反応にともない、硝化槽でアルカリ度が消費され脱窒槽で生成されている。



図－4　年間を通しての水質変化

また、再曝気槽Eにおいても若干の硝化が進み、アルカリ度が消費されている。これら一連の水質変化が、本法の典型的な挙動と考えられる。

表－7　プロセス内における水質変化

Parameter	Inf.	Inf.+ Return Sludge	Cell A Oxic	Cell B Oxic	Cell C Anoxic	Cell D Anoxic	Cell E Oxic	Bio-Eff.	Sand Filter Eff.	Return Sludge
Temp(℃)	13.5	-	-	-	-	-	-	14.0	13.5	14.0
pH	7.2	-	6.9	6.7	6.8	6.9	6.9	6.9	7.0	6.9
SS	210	-	-	-	-	-	-	10	3	10*
COD	54	(31)	-	-	-	-	-	9	7	9*
BOD	270	(142)	-	-	-	-	-	19	4	19*
T-N	38.0	(20.9)	-	-	-	-	-	4.4	5.1	4.4*
D-T-N	27.0	(15.0)	12.0	13.0	9.4	5.2	4.2	3.8	5.0	3.4
NH_4-N	20.0	(10.3)	5.1	0.7	1.1	1.7	0.5	0.4	0.2	0.9
NO_2-N	Tr	(Tr)	0.1	Tr	0.2	0.1	Tr	Tr	Tr	Tr
NO_3-N	0.1	(0.2)	4.9	10.0	5.7	1.3	1.6	1.8	3.0	0.2
T-P	5.8	(3.4)	-	-	-	-	-	1.1	1.0	1.1*
PO_4-P	1.4	(1.1)	0.6	0.5	0.6	0.8	0.4	0.4	0.5	0.8
DO	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-
MLSS	-	-	-	-	-	-	3520	-	-	6770
MLVSS	-	-	-	-	-	-	2870	-	-	5540
Alkalinity	140	102	63	35	47	64	58	54	52	66

処理水量：921m³/日、　返送比：104%、　余剰汚泥量：17.9m³/日、　余剰汚泥N含有率：8.4%
余剰汚泥P含有率：3.1%
単位：mg/ℓ、　（ ）：計算値、　*：推定値、　余剰汚泥として除去された窒素：11.1mg/ℓ

３．３　間欠曝気法による窒素除去に関する調査

３．３．１　調査方法

本調査は、100ℓ程度の反応槽容量のパイロットプラントを用いて行われた。Run-1では、負荷量、処理水量、操作条件を同一とし、反応槽の混合特性のみを完全混合型と押出し流れ型にし、混合特性が処理特性に与える影響を検討した。Run-2とRun-3では本法における生物反応槽滞留時間（ＨＲＴ）が窒素除去能に与える影響を検討した。Run-2はＨＲＴ25時間、Run-3は15時間である。この結果、全ての負荷量はRun-3がRun-2の２倍となり、ＳＲＴはこの逆で、Run-3がRun-2の1/2で約２５日である。間欠曝気のサイクルは、全ての実験において1.5～2時間毎に嫌気・好気を繰り返すものである。

３．３．２　調査結果

表－８に各実験における流入水、処理水の水質を実験期間を通しての平均値で示す。まず、Run-1の結果では、混合特性による処理水質の差異はほとんどないことが示された。Run-2,3の比較においては、ＨＲＴの長いRun-2の処理水質がRun-3より若干良好である。しかしながらＨＲＴ15時間でもＴ－Ｎ除去率80%程が得られており、既存の長時間エアレーション施設の滞留時間でも、本法による運転で、かなりの窒素が除去可能なことが明らかとなった。

表－８　パイロットプラント処理状況（スポットサンプル平均値）

Parameter	Run-1, HRT=17hr			Run-2,HRT=25hr		Run-3,HRT=15hr	
	流入水	完全	押出し	流入水	処理水	流入水	処理水
Temp(℃)	-	23.9	23.9	-	15.3	-	11.0
pH	7.2	7.0	7.1	7.3	7.3	7.3	7.0
SS	130	6.5	9.5	51	1.8	65	2.8
COD	52	9	9	43	5	45	7
D-COD	25	8	7	34	-	33	-
BOD	100	10	11	150	4	160	7
D-BOD	43	5	6	90	-	90	-
T-N	27	9.4	6.4	30	4.6	33	6.7
D-K-N	19	3.1	5.4	27	-	30	-
NH_4-N	16	2.9	3.2	20	0.6	22	1.7
NO_3-N	0.1	3.5	3.3	0.2	2.5	0.1	3.2
T-P	5.1	2.9	2.5	3.6	1.1	3.9	1.6
PO_4-P	2.7	2.2	1.7	1.8	0.7	1.9	1.1
MLSS	-	3710	3640	-	3820	-	4020
MLVSS	-	2440	2380	-	3100	-	3420
Alkalinity	160	85	90～10	130	62	120	56

Run-2,3：完全混合型反応槽にて実施　　（単位：mg/ℓ）

4．まとめと今後の検討課題

本年度の調査結果を要約すると次の通りである。

（1）凝集剤添加循環式硝化脱窒法において使用される凝集剤としてのＰＡＣとばん土を比較した結果

i）ばん土のほうがアルカリ度消費が多い。

ii）ばん土のほうがＡℓ注入率が高いときに硝化阻害を生じやすい。

iii）汚泥の濃縮性・脱水性はばん土のほうが幾分良い。

ことが明らかになった。その外、

iv）最終沈殿池における固液分離性能はＰＡＣのほうが優れているようである。

v）リンとの反応性はばん土のほうが高いようである。

vi）処理水に含まれるＳＳのろ過性は差が無いようである。

ことなどが推察された。

（2）凝集剤添加硝化・内生脱窒法においては、通年で80～90％の窒素除去率が得られた。また、硝化槽・脱窒槽容量比は１：１が適当であった。硝化槽末端の溶存酸素濃度は、本法の窒素除去性能を左右する管理指標となりうるものであった。凝集剤の添加効果については、Ａℓ／Ｐ（Ｐ：PO_4-P）モル比１程度で、硫酸ばん土、ＰＡＣ、ＴＫフロックの比較検討を行ったが、処理水リン濃度において明確な差異は認められなかった。

（3）間欠曝気法による窒素除去パイロットプラント実験においては、混合特性と窒素除去能の関係について検討した結果、混合特性に係わらず、同程度の窒素除去率を得られることが明らかとなった。また、本法において窒素除去を行うに必要な生物反応槽滞留時間について、25時間と15時間で比較実験を行った結果、15時間程度でも全窒素除去率80％程度が得られることが示された。

12. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤和明
研究員　古賀俊行
諏訪　守

1. 調査の目的と必要性

水生生物はその生物活動によって繁茂している水域中の栄養塩類を吸収し，水質の浄化を行うことが期待されている。水生生物による水質浄化の研究は，これまで欧米を中心とした諸外国で多く研究されてきたが，最近ではわが国においても盛んに行われるようになった。特に，ホテイアオイに関してはその旺盛な繁殖力に着目して多くの研究者がこれに携わっている。

しかしながら，これまでの水生生物による水質浄化の研究は，主に河川や湖沼といった自然水域の水質を対象としており，水域汚濁の原因の１つである下水処理水そのものの浄化を図るための研究は少ないように思われる。

下水処理水中には，通常，窒素・リン等の栄養塩類が多く含まれており，これが河川や湖沼等に流入した場合，富栄養化といった環境問題をひき起こす原因となりかねない。また，下水処理水の放流水質は処理場への流入水量・流入水質の変動を受けるため日間でもかなりの変化がある。したがって，下水処理水の高度化及び安定化を図るためには，これらの栄養塩類の除去ということが重要となってくる。一方，現在，建設されている下水処理場は最終系列の建設までにはかなりの期間が見込まれており，現状では未利用の空地を有する場合が多く，これらの土地を有効に利用することも今後必要となるであろう。

本調査は，下水処理水を対象とし，水生生物，特にホテイアオイ等の水生植物の旺盛な繁殖力を利用して処理水水質の一層の改善・安定化を図ることを目的としている。このため，昭和６１年度を初年度とし，処理場内の空地に設置した水生生物利用ポンド施設を用いて，そこに流入する下水処理水の水質浄化に関する調査及び研究を行うものである。

2. 文献調査により得られた知見

水生植物を利用した水質浄化に関する研究は，これまでに内外を通じて広く行われてきており，ホテイアオイ等の浮漂性植物，アシ・ヨシ等の抽水性植物，さらにクロモ等の沈水性植物等，様々な水生植物が対象となっている。特にホテイアオイに関してはその水質浄化能を，現存量，生長量ならびに栄養塩類含有率等から評価する限り多くの研究者がその優位性を認めている。

ホテイアオイは南米原産の多年草で，はじめは鑑賞用植物として各国に導入されたが，その旺盛な繁殖力のためほぼ世界中に広がり雑草化した。自生しているホテイアオイは，灌漑用水路，排水路で繁殖しその水域の正常な流水機能を阻害するため，よどみが多くなるなどの問題をひき起こしている。

さらに，そのようなよどみにおいては溶存酸素濃度が0.1ppm以下になることもあり，一般に魚類の生存には不利な環境となることが多い。また，その繁茂による水路等での舟の運航阻害，多量の蒸発散による貯水池での水分損失等，ホテイアオイが環境に与える悪影響は多岐にわたっている。

しかしながら，ホテイアオイのもつ旺盛な繁殖力と窒素・リン等の栄養塩類の吸収効率の良さは，他の水生植物に較べかなり優れており，実際にわが国においても兵庫県伊丹市の昆陽池等，湖沼の浄化に成功した例は少なくない。

ホテイアオイをはじめとする水生植物を利用して水質の浄化を図るためには，栄養塩類を吸収した植物をそれが枯死する前に収穫し系外に取り出すことが必要である。その際，問題となるのは，いかにして植物の浄化効果が最大となるように収穫管理を行うかということである。これについて，青山らが児島湖・倉敷川において行った調査[1]によれば，ホテイアオイを収穫管理が一切行われないような自然放置の環境下においた場合，その現存量は，最初，指数関数的に増加するがそれにつれて被度も増し空間的な制限要因の影響を受けるために，生長速度は次第に零に漸近し最終的にはロジスティックな生長過程となる。このため，ホテイアオイによる窒素・リンの除去効果を最大にする，すなわち，生長速度を最大にするためには被度が100%となることを目安として，毎日の生産量に見合うだけの量を連続的に収穫・回収するのが良いとしている。ホテイアオイの成長は，日射量，気温等の気象条件や対象とする水域中の栄養塩濃度等の環境条件により制約を受けるが，児島湖・倉敷川の調査では窒素・リンの除去量がそれぞれ0.73～2.7g/m²·日，0.14～0.50g/m²·日であった。

また，ホテイアオイについては回収後の処分方法についても様々な試みがなされている。茨城県が行っている筑波研究学園都市内の洞峰沼における調査では，回収したホテイアオイを天日乾燥後，コンポスト化処理，固形燃料化処理あるいは飼料化処理を施して有価資源化を試みている。また，ここでは年間を通じた水質浄化を行うために，夏期においてはホテイアオイを，冬期においては比較的耐寒性の強いオランダガラシをそれぞれ使用している。

海外においては水生植物による水質浄化に関する研究の歴史は古く，すでに，第2次大戦後の1953年に西ドイツ（K.サイデル女史）において始められており，最近では，米国のＮＡＳＡ－ＮＳＴＬステーションでもホテイアオイによる生活雑排水・実験排水の処理に関する研究が行われている。また，同じ米国のA.S.Weber[3]らは，ホテイアオイによる栄養塩除去のメカニズムにおける硝化の役割に着目しており，それによれば，ホテイアオイをはじめとする水生植物の根部及び茎部は付養性のバクテリアに対し静的な基質を与えるものであり，かつ，酸素供給源としての役割も果しているとしている。すなわち，硝化菌はホテイアオイ等の水生植物の根部及び茎部に付着することによって河川流に洗い流されることがなく，豊富な酸素によって硝化作用が促進される。さらに最近の研究によれば，ホテイアオイによる浄化システムにおける窒素除去量は，植物体の吸収により予想される除去量よりも大きなものとなっており，その理由として根部及び茎部における硝化の役割をあげている。

ホテイアオイ以外の水生植物による調査も多く行われており，現在建設中の岡山県児島湖流域下水道児島湖浄化センターでは，昭和６１年度まで灌漑用水路及び実験池を用いてヨシ・ヒメガマによる灌漑用水の浄化に関する調査[4]が行われてきた。ここでは，植物体による吸収作用の他，ＳＳ物質の沈殿除去，水底の土壌による硝酸性窒素の脱窒及びリンの吸着に着目して調査を行ってきた。それによ

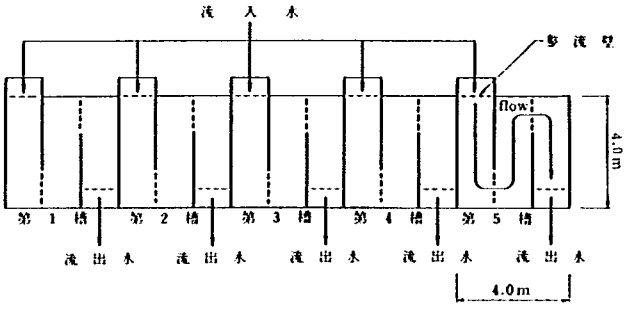
れば，NO_3−N で61～78％の除去率，PO_4−P で73～91％の除去率を得ており，ヨシ・ヒメガマ等の抽水植物を利用した植生酸化池では，沈殿，土壌中における脱窒及びリンの吸着等により，SS，PO_4−P，NO_3−N の年間を通じた除去が期待できるとしている。

また，大阪府及び日本下水道事業団が行った淀川左岸流域下水道渚処理場における調査では，下水三次処理水を対象としてオオカナダモ酸化池と単純酸化池との比較実験を行っている。これによれば，オオカナダモ酸化池及び単純酸化池における８～９月の窒素除去率は，それぞれ，18％，14.6％となっており，また，BOD 除去率はオオカナダモ酸化池が40％以上の除去率を得ているものの，単純酸化池では生産された植物プランクトンがBOD源となって流出するため除去効率が低下したとしている。

以上掲げたように，水生生物，特に水生植物を利用した水質浄化に関する研究は広く行われているが，水生植物はその生長過程において気候条件等の自然環境の影響を強く受けるものであるから，個々の植物の特性をふまえつつ，対象とする環境に最適な植物種の選定及びその管理手法に注目して調査を進めていく必要があるものと思われる。

3. 調査方法

実験に使用した水生生物利用ポンド施設は，茨城県霞が浦流域下水道事務所内に昭和61年10月より設置した。図－１にポンド施設の概略図（平面図）を示す。ポンド施設は合計５槽から構成されており，１槽の大きさは，長さ，幅，高さがそれぞれ４m，４m，１m であった。また，施設の外壁，床及び各槽のしきり壁はすべて鉄筋コンクリート製であって内面は防水加工が施されており，さらに，各槽はその中の流体の自然な混合が可能となるようにコンクリートブロック壁を用いて流れが蛇行するような構造とするとともに主要箇所には整流壁を設置した。なお，各槽とも底部には厚さ２０cmの砂層がしきつめてある。流入水は高架水槽より自然流下によって各槽に流入し，その流入水量はバルブにより調整した。また，流出水は各槽ともオーバーフローにより流出し，その位置を変えることによって槽内水深を連続的に変化させることが可能であった。さらに，水生植物の冬期における越冬性を調べるために，各槽ともビニールハウス等の簡易な保温施設の設置が可能な構造であった。



図－１　水生生物利用ポンド施設概略図

表－１　実　験　条　件

	第１槽（コントロール）	第２槽（コントロール）	第３槽	第５槽
実験に供した水生生物	ソウ類 Urothrix 及び Hydrodictyon	ソウ類 主に，Urothrix	ホテイアオイ 保温施設なし	ホテイアオイ 保温施設あり
流入水	三次処理水			
槽内滞留時間（hr.）	12.0			
槽内設定水深（m）	0.7			
流入水量（m^3/hr）	0.88			

表－1に本年度の調査に供した水生植物の種類及びポンド施設の運転条件を示す。本年度の調査では5槽のうち4槽（第1槽，第2槽，第3槽，第5槽）を使用して，それらにソウ類及びホテイアオイを繁茂させた。第1槽及び第2槽のソウ類は，頭初，コントロール槽として処理水のみを流入させていた両槽にソウ類が大量に自然発生したため，ソウ類を繁茂させた槽として継続して調査を行った。さらにホテイアオイについてはその越冬性を調べるために，第3槽においては自然放置とし，第5槽のみ保温施設を設置した。流入水には各槽とも三次処理水を使用し，滞留時間を12時間とした。槽内設定水深は各植物種の自然環境下における生育状況から判断して決定することとしたが各槽とも0.7mであった。槽内滞留時間および槽内設定水深が決定されたことにより，各槽とも流入水量を 0.88 m^3/hr とした。

本年度の調査は昭和61年10月より翌年3月にかけて行った。水生植物の投入に先立ち，槽内流況特性を把握するために10月下旬にトレーサー調査を行い，その後，水生植物を繁茂させた状況で4回の定期調査を行った。定期調査は各槽の流入・流出水の水質分析と同時に各植物体の成分および現存量等に関する調査を行った。さらに，水生植物の光合成による生産活動を調べるために11月下旬及び3月上旬に24時間調査を実施した。

4. 調査結果

(1) トレーサー調査結果

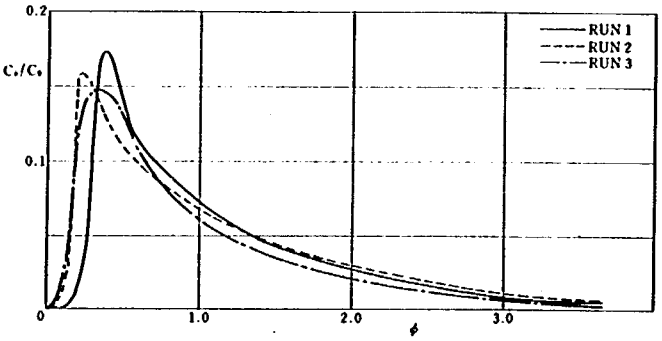
表－2及び図－2にトレーサー調査の実験条件及び実験結果を示す。ここで，m，V，q，t，C及びC_bをそれぞれ投入トレーサー量(g)，槽容量(m^3)，流入水量(m^3/hr)，経過時間(hr)流出水濃度(ppb)及びブランク値(ppb)とし，C_o，C_*ならびにϕを次のように定義する。

$C_o \equiv m/V$，$C_* \equiv C - C_b$，$\phi \equiv qt/V$

また，ϕ_P，ϕ_M はそれぞれピーク流出時及び実滞留時間に対応する。なお，トレーサー物質としては塩化リチウムを使用した。

表－2　トレーサー調査実験条件及び実験結果

RUN	条件	実験結果		
		ϕ_M	ϕ_P	$(C_*/C_0)_P$
1	整流壁有 砂層有	1.065	0.381	0.174
2	整流壁無 砂層有	1.041	0.214	0.159
3	整流壁有 砂層無	1.139	0.331	0.148



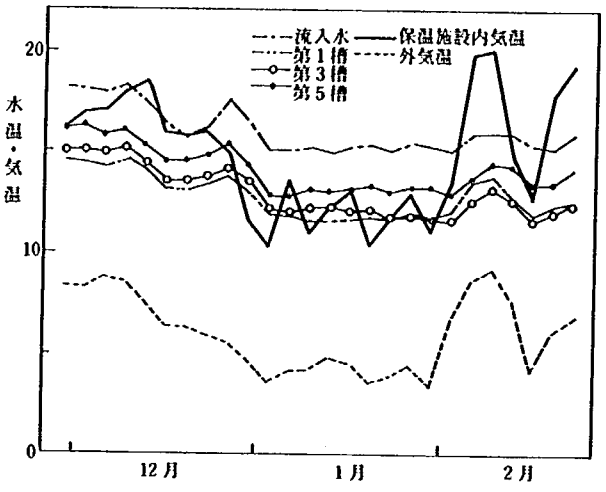
図－2　流況特性

これによれば，砂層の有無によってϕ_Mに，また，整流板の有無によってϕ_Pにそれぞれ若干の差が出ているものの，全体的な傾向としては流況特性に大きな差異が認められなかった。また，本調査における各槽の混合形式としてセルモデルを仮定し，さらにデルタ応答により解析すると，各槽の流出パターンはいずれも室数が1～2の場合に相当するものと考えられる。さらに，ϕ_M の値がいずれも約1.0となっていることから，各RUNとも大きなデッドゾーンの存在は認められないが，ϕ_Pから判断して短絡流が発生しているものと思われる。しかしながら，今回のトレーサー調査は植物群が投入さ

れていない状況下で行われたものであり，実際に植物群が繁茂した状況ではその整流効果によって短絡流の発生を防止することが期待される。

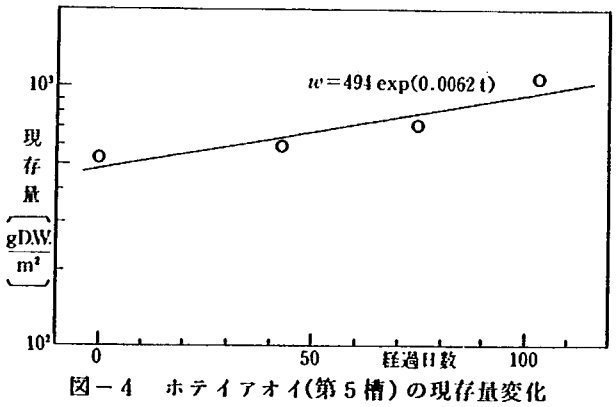
(2)定期調査結果

図－3に調査期間中における流入水・流出水の水温及び外気温ならびに保温施設内気温の変化の様子を示す。これによれば，流入水として三次処理水を使用しているため，冬期においてもその水温は15～18℃と比較的高いものであった。流出水温は各槽によって異なるが，流入水温に比べるとソウ類が発生している第1槽においては約4℃，保温施設のないホテイアオイの第3槽においては約3℃，さらに保温施設を設置したホテイアオイの第5槽においては約2℃それぞれ低いものであった。ホテイアオイのように水表面全体を覆うようなものは，それ自体で保温効果があるものと考えられる。また，保温施設を設置した第5槽の場合，その内気温は外気温に較べ常に6～7℃高いものであり，調査期間中の最寒月（日平均外気温が約3℃）においても日平均で10℃を下ることはなかった。



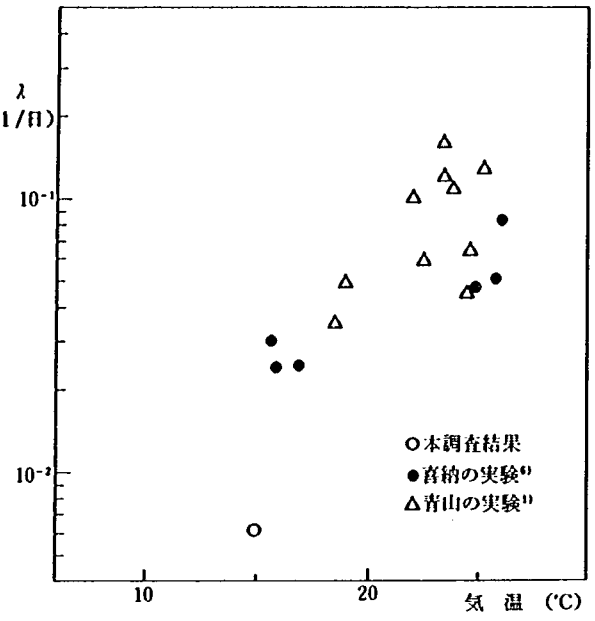
図－3　水温及び気温の変化

調査期間中の各槽における水生植物の生態変化をみると，頭初，第1槽，第2槽ともにコントロール槽としていたが，第1槽では処理水流入後約10日程でUrothrixが大量に発生した。この時点では，まだ，第2槽においてソウ類の発生は見られなかったが，さらにその後10日程経過した時点で大量のUrothrixが発生した。さらに調査開始後約50日経過した頃から第1槽ではHydrodictyonの発生が確認され，以後はUrothrixにかえてHydrodictyonが支配的となった。しかしながら，このような変化は第2槽においては見られなかった。ホテイアオイを繁茂させた第3槽，第5槽には，ホテイアオイによる遮光効果のため，いずれにもソウ類の発生は認められなかった。第3槽のホテイアオイは12月上旬頃より若干枯れはじめ，1月下旬には大部分が枯死した。また，第5槽のホテイアオイは保温施設を設置していたため比較的順調に生育していたが，1月上旬に強風で保温施設が破壊されたため約40%が枯死した。しかしながら，保温施設補修後，調査を継続した結果2月上旬にはほとんどが再生した。図－4に第5槽のホテイアオイの現存量変化の様子を示す。調査期間中のホテイアオイの生長がほぼ指数関数的であるとすれば，生長係数λ（1/日）は約0.0062であった。図－5に文献調査等で得られた



図－4　ホテイアオイ(第5槽)の現存量変化

ホテイアオイの生長係数λと平均気温の関係を示している。また，本調査における第5槽のホテイアオイの生長係数λと保温施設内気温との関係も同時にプロットしている。本来，生長係数は気温により一意的に決定されるものではないためかなりのばらつきが見られるが，ほぼ正の相関があるとが考えられ，本調査により得られた結果もその傾向に一致していることがわかる。また，ホテイアオイ乾燥重量に対する窒素・リンの平均含有率をそれぞれ2.0％，0.54％とすると，平均生長量から計算した窒素・リンの吸収速度はそれぞれ0.1g/m²·日，0.03g/m²·日であった。本調査地の近郊にある自然池に繁茂しているホテイアオイが12月中旬には大部分が枯死したことを参考とすると，以上の結果から，下水処理水のような比較的水温の高い流入水を使用すれば，少なくとも本調査と同様な環境条件下にあるホテイアオイは，簡易な保温施設を設置することにより越冬し，かつ，ある程度の窒素・リンの除去効果が期待できるものと思われる。



図－5　生長係数と平均気温の関係

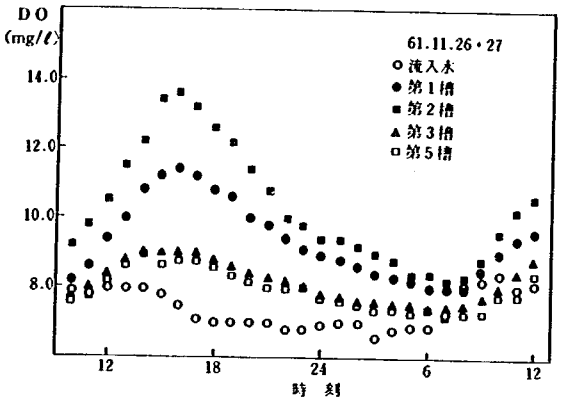
表－3に流入水及び各槽からの流出水の秋期（61.11.27），春期（62.3.7）における水質分析結果を示す。pH，DOは春期においては流入水に較べ流出水の方がいずれの槽においても高く，この理由として，各槽の植物あるいは植物プランクトンの光合成活動が活発になったことが考えられる。それは，ホテイアオイよりもソウ類が繁茂している第1槽・第2槽において顕著であった。SSは，春・秋期ともに流出水の方が高くなっているが，秋期においては主に底層の砂質分の流出，春期においては主に欠落したホテイアオイのひげ根や植物プランクトンの流出によるものと考えられる。また，BODについても第1槽・第2槽の上昇は同様に植物プランクトンによるものと思われる。しかしながら，窒素及びリンについては今回の調査をみる限りにおいて，いずれの槽でも流入水と流出水の間に大きな水質の差がみられなかった。これは，調査が主に秋・冬期に行われたため植物体自身の生長量が小さかったことと，窒素を例にとれば，ホテイアオイが1日に吸収する量が約1.0gであるのに対し，流入負荷量が1日に約250gと大きなものであったためと考えられる。

表－3　水　質　分　析　結　果

	61. 11. 27					62. 3. 9				
	流入水	第1槽 ソウ類	第2槽 ソウ類	第3槽 ホテイアオイ	第5槽 ホテイアオイ	流入水	第1槽 ソウ類	第2槽 ソウ類	第3槽 ホテイアオイ	第5槽 ホテイアオイ
水温 (℃)	17.2	14.0	14.1	14.5	15.7	14.5	13.5	13.3	13.9	14.0
pH	7.0	7.1	7.2	7.0	6.9	6.6	7.4	7.1	6.9	6.8
DO (mg/l)	8.2	10.2	11.4	9.3	8.4	6.4	14.2	13.0	8.5	7.6
SS (〃)	0.5	1.2	0.8	1.2	1.2	0.6	1.6	1.6	1.1	0.8
D-COD (〃)	6.3	4.2	4.0	4.0	3.8	5.7	6.5	6.3	5.8	6.5
BOD (〃)	0.8	0.8	0.9	0.5	0.6	1.3	1.7	1.7	0.9	0.8
NH_4-N (〃)	0.21	0.14	0.18	0.12	0.16	0.15	0.12	0.15	0.14	0.21
NO_3-N (〃)	10.90	10.29	10.30	10.40	10.60	9.89	8.46	9.62	8.55	9.59
D-T-N (〃)	11.57	11.10	10.74	10.95	11.17	10.17	8.88	9.97	8.71	9.88
PO_4-P (〃)	0.45	0.50	0.42	0.43	0.44	0.32	0.31	0.37	0.21	0.24
T-P (〃)	0.95	0.94	0.96	0.91	0.87	0.41	0.31	0.35	0.41	0.37

(3)24時間調査結果

図－6に11月下旬における溶存酸素の経時変化を，表－4にこの時のDO及びpH等の平均値を示す。これによればDOの変化に若干の時間的な差はあるが，各槽とも午前8時から午後4時にかけて上昇し，その後下降して午前7時頃最低となった。また各槽を比較すれば，溶存酸素濃度及びpHは，ソウ類が繁茂している第1槽及び第2槽でともに高く，ホテイアオイが繁茂している第3槽及び第5槽で比較的低いものであった。ホテイアオイは光合成により根部に酸素を供給すると言われているが，本調査結果によれば，供給量はホテイアオイよりもソウ類の方が大きいことがわかる。



図－6　溶存酸素の経時変化（11月26～27日）

表－4　DO，pH及び水温の平均値（11月26～27日）

	流入水	第1槽 ソウ類	第2槽 ソウ類	第3槽 ホテイアオイ	第5槽 ホテイアオイ
DO (mg/ℓ)	7.4	9.3	10.3	8.2	8.0
pH	6.9	7.2	7.2	7.0	6.9
水温(℃)	16.1	13.0	13.0	13.6	14.5
天候	晴				

5. 今後の検討課題

本年度の調査結果をふまえ，以下の項目を今後の検討課題とする。

(1) 本年度の調査は主に冬期に行われたが，来年度以降は水生生物の生産活動が活発な夏期を中心に調査を進める。

(2) 栄養塩類の生物体による吸収とともに，系内における硝化の果す役割についても調査を行う。

(3) 生物体の現存量調査，成分調査，底質調査及び水質分析調査をもとに，系全体における栄養塩量の収支を把握する。

(4) 本年度用いた以外の水生生物についても同様の調査を行い，それぞれの浄化能を評価する。

参考文献

1) 青山　勲：水生植物を利用した水質改善　　用水と廃水　Vol. 24　No. 1（1982）

2) 茅野秀則，石原　潔，中久喜康秀：バイオフィルターシステムについて（水生生物による水域浄化システム）　　PPM 1986／8

3) A. Scott Weber, George Tchobanoglous : Nitrification in Water Hyacinth Treatment System　　A.S.C.E. 1985　No. 111　Vol. 1

4) 荒木弘一，香林仁司：植生酸化池での処理効果　　第23回下水道研究発表会講演集

5) 大阪府東部流域下水道事務所，日本下水道事業団：淀川左岸流域下水道渚処理場に関す

る技術調査報告書
6) 宮納政修，屋良朝徳：ホテイアオイの生長と硝酸性窒素吸収におよぼす個体密度の影響
水質汚濁研究（1985）

13. 下水処理水の再利用に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　小越　眞佐司
諏訪　守

1．調査の目的と必要性

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で、比較的近い将来に、地域によっては水受給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合、定常的に、かつ、容易に確保できる水資源として、下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題点として、農業利用する場合の窒素の影響、中水として再利用する場合の病原性細菌・ウイルス等の消長、無機塩類の除去等がある。また、最近注目されている下水処理水の都市河川等への放流のような、アメニティ利用においては、臭気・発泡・着色等の技術的問題点のほか、住民感情等のソフトな問題点の解決が不可避となってきている。本調査では、これらの問題点の掘下げと、その解決のための諸検討を実施しようとするものである。

2．前年度までの調査結果

本調査は前年度より調査を開始した。初年度は主として下水処理水の水稲栽培への利用について、処理水中に含まれている窒素の影響、水田による浄化効果等について検討を行った。その結果次の諸点が確認された。

1）平均T－N９mg/l程度以下でかつ平均NO_3－N濃度８．５mg/l以下の窒素含有量であれば灌漑水として、水稲に悪影響を及ぼさない。

2）上記灌漑水を用い、慣行水量の１０倍量までの連続灌漑を行ったが、倒伏・稔実歩合・品質にやや悪い影響が表れたものの、収量は増加した。

3）連続灌漑栽培による水田の浄化効果は、灌漑水量が慣行水量の２．５倍のとき窒素除去率５４％で、水量の増加と共に低下した。

4）窒素収支の概略検討の結果、断続灌漑では供給量の３３～５７％、連続灌漑では１２～３４％が稲体に吸収されていることが判明した。

3．昭和６１年度の調査結果

本年度の調査実施項目は1）水稲栽培への利用の検討、2）急速ろ過池維持管理実態の予備的調査、

3）精密ろ過についての基礎的検討、4）細菌・ウイルスの不活化に関する資料調査の4項目である。

3－1　下水処理水の農業利用に関する調査

昭和56年度より湖北総合実験施設内の試験圃場において、下水処理水を灌漑用水として用いた水稲の栽培実験を行ってきている。本年度も前年度に引き続いて水稲を栽培し、処理水に含まれる各種の成分が稲の成育・収穫および水田土壌に及ぼす影響について検討した。

（1）61年度の栽培条件

昭和61年度の栽培条件を表－1にまとめた。栽培品種はコシヒカリ、栽植密度は71株／3.3㎡・1株4本とした。灌漑用水は7区が霞ケ浦浄化センター内の水道水、その他は霞ケ浦浄化センターの3次処理水で、1、2区には、硫安をアンモニア態窒素で5mg/l分添加し、6、9区にはリン酸1ナトリウムをリンとして3mg/l分添加した。灌漑方法は、3区が慣行水量の10倍（目標は20倍）の連続灌漑のほかは、慣行水量を目標にした断続灌漑方式とした。気象条件は、移植（5月28日）から7月中旬のあいだが平年より1～2℃低めであったほかは平年並で、収穫（9月26日）直前は1℃高めであった。降水量は8月初めの台風による大雨があったが、平年並であった。本年度の特徴はアンモニア添加区とリン添加区を設けた点にある。これは、霞ケ浦浄化センターの3次処理水に含まれている窒素・リン濃度が低く、必ずしも通常の下水処理水を代表しているとは考え難いため、これらを添加して、その影響を検討するために行ったものである。

（2）栽培経過

本年度の栽培経過は図－1の水稲栽培カレンダーに示す通りであった。

（3）結果

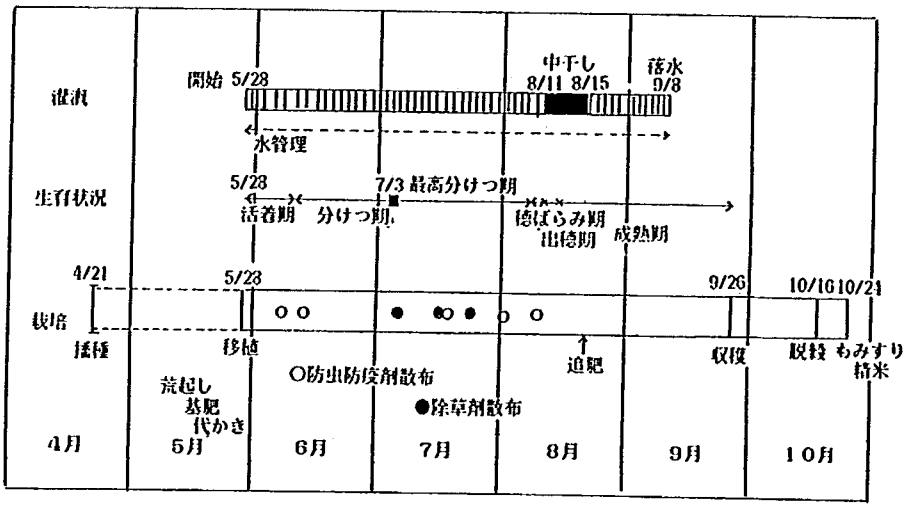
表－1　水稲栽培条件

条件	区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
窒素供給量 kg／10a	灌漑水 ()はNH_4-N	83.1 (27.3)	35.3 (14.1)	149.3 (15.5)	50.8 (2.54)	32.6 (1.33)	35.9 (1.39)	8.29 (0.54)	35.6 (1.29)	39.7 (1.38)	53.1 (1.88)
	基肥	2.5	5.0	5.0	5.0	5.0	2.5	5.0	2.5	2.5	2.5
	追肥	1.5	3.0	3.0	3.0	3.0	1.5	3.0	－	1.5	1.5
	計	87.1	43.3	157.3	58.8	40.6	39.9	16.3	38.1	43.7	57.1
リン供給量 kg／10a	灌漑水	2.74	1.27	6.92	2.23	1.49	8.05	0.48	1.68	8.06	2.38
	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	4.0	8.0
	追肥	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－
	計	10.74	9.27	14.92	10.23	9.49	16.05	8.48	9.68	16.06	10.38
灌漑水量(m^3/10a)		6079	2761	15381	5075	3245	3382	3201	3914	3733	4948
その他		NH_4-N 5mg/l 添加 窒素施肥半量	NH_4-N 5mg/l 添加	連続灌漑	ウキクサ抑制		PO_4-P 3mg/l 添加 窒素施肥半量	対照区 水道水で灌漑	窒素基肥半量 追肥なし	PO_4-P 3mg/l 添加 施肥半量	窒素施肥半量

一作当りの供給量（基肥N：硫安，P：過リン酸石灰，K：塩化カリウム）

本年度の栽培結果を表－２にまとめた。

イ．収量　収量は対照区を除き、茨城県の平均１０ａ当たり収量５０２kgと同等またはそれ以上であった。特に窒素供給量の多い区で収量が多い傾向が見られたが、その関係は直線的ではない（図－２）。対照区の７区では平均収量を下回る結果となっており、窒素が不足ぎみであったものと考えられる。全体として前年度より良い結果であった。



図－１　水稲栽培カレンダー

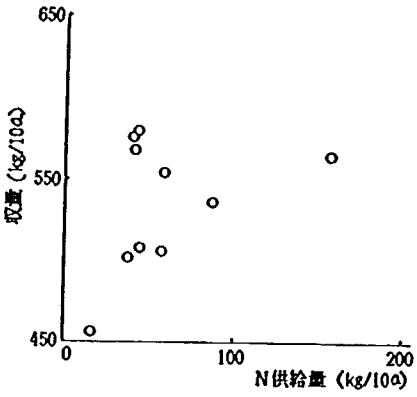
ロ．生育　窒素過多による生育の異状は特に認められなかったが、アンモニア態窒素の供給が多かった１～３区では他区に比較して葉色が濃い結果であった。処理水による灌漑を行った区のほうが対照区より葉色が濃く、伸長が大であるのは従来と同じ結果であった。

ハ．倒伏　倒伏は２～５区で生じた。倒伏に関連する指標と

表－２　水稲栽培結果

項目＼区画		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
収量	収量（玄米 kg/10ａ）	536	580	564	554	568	576	456	502	508	506
	一穂粒数（個）	96	94	105	83	89	98	80	94	87	79
	精玄千粒重（g/1000粒）	24.3	24.6	23.6	24.6	24.3	24.1	25.9	25.3	25.3	25.1
	もみ／わら比	1.05	0.9	1.05	0.94	0.98	1.0	0.84	1.04	1.01	0.93
倒伏	倒伏率（%）（30°以上）	0	20.0	88.1	18.1	47.7	0	0	0	0	0
	座折荷重（g）	385	460	333	474	352	321	430	516	415	492
伸長	草丈（cm）	117	127	123	115	121	119	108	114	114	113
	かん長（cm）	89	98	97	92	92	91	83	87	86	87
	節間長（cm）（第5+第6節）	4.0	6.9	6.5	5.8	5.0	4.8	3.3	4.8	4.0	4.3
	上位3葉長（平均 cm）	41	46	41	39	43	41	39	40	40	40
	葉色（落水1週前）	5.2	5.0	5.2	4.8	4.8	4.7	3.5	3.7	4.3	4.2
分けつ	最高分けつ数（本／株）	18.0	20.5	21.4	23.0	21.1	20.2	20.6	18.2	18.5	18.4
	有効分けつ数	16.7	17.7	18.7	19.7	17.7	18.0	16.0	16.0	16.7	16.0
出穂	穂数（1株当り）	15.6	16.5	17.0	18.1	16.5	17.3	14.4	14.9	15.3	15.5
	有効率（%）	94.2	92.7	92.4	95.0	94.5	90.2	93.1	91.9	96.1	96.1
	穂長（cm）（有効穂平均）	18.0	18.5	17.9	17.0	17.7	18.2	18.2	17.9	17.3	16.8
	穂揃期（移植後日数）	78	77	78	78	78	77	77	77	77	78

しては座折荷重・かん長・穂数・節間長等があるが、座折荷重が最小で、収量の多かった６区では倒伏は発生しなかった。倒伏が生じた２～５区では、何れも第５＋第６節間長が５cm以上であったが、６区では４．８cmであった。第５以上の節間長が伸びると倒伏し易くなると言われており、今回の結果はこれを反映したものとなっている。なお、倒伏発生区は処理水灌漑区で、標準施肥量区であった。



図－２　収量と窒素供給量の関係

（４）窒素・リンの植物体への吸収

処理水で灌漑した区画には何れもアオミドロ等の緑藻類とアオウキクサが繁茂し、多い所ではカーペット状となって水面を覆った。しかし、水道水で灌漑した７区では、全栽培期間中、これらの発生を見ることが無く、極めて顕著な差があった。落水直前の田面の浮き草等の分布面積とN，Pの含有量を測定し、これから求めた浮き草等のN，P吸収量と、収穫された稲体のN，Pの含有量から求めた水稲のN，P吸収量とを表－３に示した。これら植物体のN吸収量は肥料および灌漑水に含まれる形で供給されたNの総量の１２．９～５５．８％と算定され、対照区以外ではN吸収量の３３～４７％が浮き草等への吸収によるものと推定された。P吸収量は供給量の１５．１～３９．５％と算定され、対照区以外ではそのうち２７～４８％が浮き草等への吸収と推定された。算定方法については問題点が残されているが、前年度の試算結果と比較して浮き草等のウエイトが高くなった区画が増加した。

（５）水田による処理水の浄化

断続灌漑区では原則として田面からの排水は生じないので、流出水による放流先への汚濁負荷量はほぼ０である。そこで、慣行水量の１０倍の連続灌漑を行った３区について、水質浄化効果を検討した。３区のN，P除去量を表－４に示した。植物体への吸収量が全体の除去量に占める割合はNで２８．８％、Pで２２．６％であり、その他は土壌への吸着、地下浸透および脱窒によって除去されたことにな

表－３　窒素・リンの植物体への吸収

項目＼区画		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
N	稲体　(kg/10a)	11.2	13.3	12.5	12.0	11.6	13.7	9.1	11.3	10.6	10.2
	浮草等 (kg/10a)	10.0	9.2	7.8	7.3	8.1	7.0	0	5.6	8.4	6.8
	計	21.2	22.5	20.3	19.3	19.7	20.7	9.1	16.9	19.0	17.0
	植物体への移行率（供給量比%）	24.3	52.0	12.9	32.8	48.5	51.9	55.8	44.4	43.5	29.8
P	稲体　(kg/10a)	1.90	1.90	1.65	1.80	1.02	1.51	1.35	1.70	2.07	1.72
	浮草等 (kg/10a)	1.33	0.71	0.85	0.81	0.96	0.92	0	0.78	1.75	0.86
	計	3.23	2.61	2.50	2.61	1.98	2.43	1.35	2.48	3.82	2.58
	植物体への移行率（供給量比%）	30.0	28.2	16.8	25.5	20.9	15.1	15.9	25.6	39.5	24.9

る。浮き草等による除去量が全体の除去量に占める割合はNで１１．１％、Pで７．７％あり、灌漑水として供給された量に対する割合は表－１と表－３からNで５．２％、Pで１２．３％と算定された。なお、３区における減水深は約４０㎜/dと標準より大きかったことから、通常の水田では本実験区より流出量が増加し、全体としては除去量が減少することが予想される。表－４から計算した３区のN，P除去速度は栽培区間平均で各々、２８．５㎎-N/㎡/h，４．５㎎-P/㎡/hとなった。また、稲体への吸収速度は全区の平均で各々、４．６７㎎-N/㎡/h，０．６７㎎-P/㎡/h、浮き草等への吸収速度は全面に発生していた区の平均で各々、３．０９㎎-N/㎡/h，０．３９㎎-P/㎡/hであった。浄化効果等については地下浸透量等も把握した上で総合的に検討する必要があるため、次年度以降に圃場の改造等を行って調査することとしている。

表-4 第3区のN,P収支

	供給	流出	除去量
N	157.3kg	86.3kg	70.5kg
P	14.92kg	3.86kg	11.06kg
	除去に対する寄与率（%）		
	稲体	浮草等	植物全体
N	17.7	11.1	28.8
P	14.9	7.7	22.6

（６）アンモニア態窒素の影響について

今年度、１、２区の灌漑水にアンモニア態窒素５㎎/lを添加してその影響を検討したが、添加による顕著な差異は生育・収穫の何れについても認められなかった。

（７）リン濃度の影響について

６、９区の灌漑水にはリン酸ナトリウムをリンとして３㎎/l添加したが、添加区においてリン除去量が大幅に増加したほかは、生育・収穫等に明確な差異は認められなかった。

（８）重金属の蓄積・吸収等

収穫された玄米中に含まれる重金属および、収穫前後の土壌中の重金属含有量を調査した結果は表－５の通りであった。玄米中に含まれる重金属の量としては表中に示した分析事例と比較すると、Ｚｎが多少高い結果となっている。一方、土壌中のＺｎが収穫後減少しており、土壌中のＺｎが吸収されているようである。

表－５ 重金属分析結果 （乾重当り ppm）

項目		区画	3	5	6	7	8	10	事例
玄米	Hg		<0.0008	0.0035	<0.0007	<0.0006	0.0015	0.0018	
	Cd		0.01	<0.02	<0.01	0.01	0.01	<0.01	0.02
	Cu		2.3	2.3	3.1	3.9	4.7	3.4	3.8
	Zn		33.8	40.0	26.3	33.7	32.0	42.0	20.5
土壌	Hg	移植前	0.024	0.040	0.051	0.050	0.051	0.040	0.01～0.3
		収穫後	0.075	0.089	0.078	0.085	0.078	0.073	
	Cd	移植前	0.17	0.19	0.22	0.23	0.21	0.12	0.75～2.87
		収穫後	0.32	0.35	0.44	0.35	0.39	0.40	
	Cu	移植前	57.1	45.1	47.5	56.7	53.1	55.2	40～77
		収穫後	24.5	20.8	23.1	19.7	22.4	14.5	
	Zn	移植前	99.1	102.8	98.9	121.6	92.9	88.5	105～155
		収穫後	44.6	51.9	52.0	47.4	45.9	50.5	

３－２ 急速ろ過地維持管理実態調査の予備調査

昭和５９年度の下水道統計によれば、処理水中に残存する浮遊物の除去設備を有する処理場は、全処理場の６８％に当たる４０５処理場である。このうち９６％は主として場内再利用のための施設となっており、残り４％は水質保全のための施設である。処理方式別ではマイクロ

ストレーナ等の機械ろ過が全体の６０％を占めているが、急速ろ過施設も４０％、２２４処理場と大きな割合を占めている。今後は再利用用途を広げるために、より良好な水質が得られる急速ろ過施設の普及が進むものと予想される。

上記のような現状から、再利用水質を一定に保つために必要な最小限度のろ過池維持管理の指針が必要になるものと考えられる。他方、ろ過池の構造等に関しては〝下水２次処理水の急速ろ過池設計マニュアル〟が既に刊行されており、このマニュアルに準じて設計されたろ過池の維持管理をどのように行うべきかについても検討を加える必要がある。

そこで、現在稼働中の急速ろ過施設の運転・保守・管理等の実態を調査し、京都３次処理パイロットプラントにおける運転・保守の経験等を加味して、ろ過池の維持管理に関する基本的な方針を明らかにして行くことにした。

本年度は、予備的に数か所の急速ろ過池について、施設の現況と維持管理上の問題点に関する現地調査を行った。主な調査項目は表－６の通りである。調査を行ったろ過施設の概要を表－７に示す。

今回予備調査を行った施設では、何れも特に重大な問題は生じていなかったが、洗浄タイミングの設定、運転管理に必要な計装機器、ろ材の流出への対応方法等に違いが見られた。他に、ろ過池およびその配管の清掃が共通した問題であった。また、全般的に、上水の急速ろ過池に準じた設計・運転が行われているようで、先述の設計マニュアルの思想は十分に生かされていないようであった。

表－６　調査項目

１．ろ過施設の現況 （構造，ろ材，運転法，設置目的等）
２．維持管理作業の概要 （洗浄，その他の整備事項）
３．水質
４．日誌等の整備状況
５．維持管理の体制

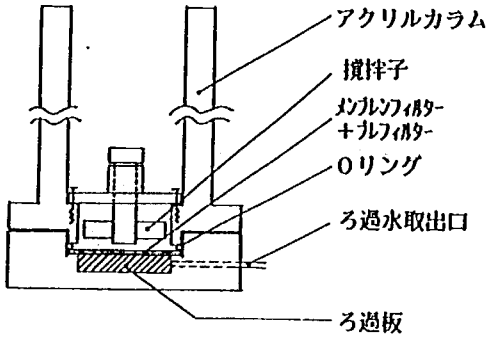
３－３　精密ろ過の基礎的検討

（目的）精密ろ過法は孔径が数μから０．１μ程度までのフィルターによって固液分離をする方法である。本法によればＳＳはほぼ完全に除去でき、使用する孔径によっては細菌類もほぼ完全に除去することができる。しかし、抵抗の大きいフィルターを使用するためにフィルターを透過させるのにエネルギーを消費することと、フィルターの目詰まりによって度々フィルターの洗浄または交換を必要とすることから、ＳＳの除去だけを目的とする場合は経済的な点で下水処理プロセスへの導入は難しい。そこで、限外ろ過法の場合と同様に最終沈殿池を設けないで、なおかつ、消毒を行わなくても放流基準を達成できるプロセスを想定し、その可能性を調べることにした。

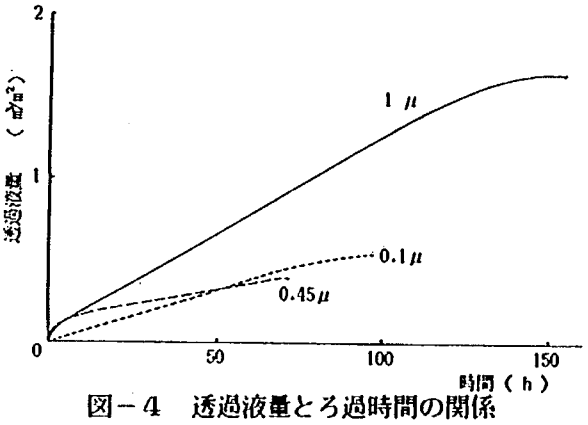
表－７　調査対象ろ過施設の概要

	A	B	C
設置目的	場内再利用	場内再利用・河川維持用水	基準達成のため
ろ過池諸元・ろ過方式	重力式下向流（変動）	重力式上向流	重力式上向流（変動）
・ろ層数	2	1	1
・ろ材	砂・アンスラサイト	けい砂	けい砂
・設計ろ過速度	２００m/d	２００m/d	２００m/d
・水量制御方式	流出側弁制御	流入側分配弁	流入弁＋ポンプ
・最大ろ過圧力	3450mm・aq	2000mm・aq	3000mm・aq
・洗浄方式	表洗＋水・空気逆洗	水・空気洗浄	水・空気洗浄

（実験方法）本年度はセルロース系メンブランフィルターについて、図－３に示す簡易膜分離試験装置



図－３　簡易膜分離試験装置



図－４　透過液量とろ過時間の関係

を用いて活性汚泥混合液を分離対象として実験を行い、低いろ過圧力での透過流量とろ過持続時間および除菌効果について検討した。なお、実験は回分式で行い、試験装置内の混合液の濃縮率が１４０～２００％に達した時点で混合液を交換した。また、同一のフィルターを使用して、透過流束が初期の５分の１に達した時点でフィルターを交換した。本実験のろ過圧力は、１２５～２５０mmaqであった。

表－８　透過流束とろ過継続時間

フィルター孔径	透過流束 (l/m²/h)	継続時間 (h)
1μ	11.9	130
＊0.45μ	5.0	65
0.1μ	6.5	80

＊は空気撹拌、他はスターラー(50rpm)

（結果）実験の結果得られた透過液量とろ過時間の関係を図－４に、図－４から求めた各孔径のフィルターの透過流束とろ過継続時間を表－８に示す。また、各フィルターによる除去率を表－９に示す。

表－９　水質分析結果

フィルター	項目		TS (mg/l)	COD (mg/l)	大腸菌群数 (個/ml)	一般細菌数 (個/ml)
1μ	原水質 (ML 上澄液)		463	11.8	1×10^3	1.2×10^4
	除去率 (%)	初期	↑	↑	94.0	83.3
		終期	20.0	24.6	↑	25.0
0.45μ	原水質 (ML 上澄液)		1730	9.6	0.8×10^3	1.4×10^3
	除去率 (%)	初期	77.6	↑	99.9	99.8
		終期	76.3	7.3	50.0	↑
0.1μ	原水質 (ML 上澄液)		2050	10.4	0.77×10^3	8.4×10^3
	除去率 (%)	初期	79.6	6.7	100	100
		終期	78.5	↑	100	100

原水のMLSSは1500～2000mg/l，↑は増加を示す

透過流束とろ過継続時間は１μが最大で0.45μが最小であった。0.45μが最小となったのは撹はん方法の違いによるものと考えられる。

表－９は、ろ過開始当初と目詰まりによってろ過が停止する直前のフィルターによる各成分の除去率を示したものである。孔径０．１μ以外のフィルターではろ過停止直前に細菌の除去効果が消失しているが、これは、当初から除去率が１００％ではなかったために、漏れ出た菌が装置内部やろ液貯槽内で増殖したためではないかと考えられる。ＴＳとＣＯＤの増加はフィルターからの溶出によるものと思われる。

以上の結果から、今年度のような、ろ過圧力が小で透過流束が小さい条件では、精密ろ過法によっても長時間、活性汚泥混合液の固液分離を行うことが可能であり、孔径０．１μのフィルターを用いれば十分な除菌効果を得られるであろうことが判った。

3－4　細菌・ウイルスの不活化に関する資料調査

下水処理水のアメニティ利用等では処理水中に残存する細菌・ウイルス等の不活化が重要な技術的検討課題であると考えられる。当研究室では、昭和５５年度に下水中のウイルスについて文献調査を行ったが、その後の社会情勢の変化と科学技術の進展等によって新たな知見が加えられていると考えられたので、ウイルスも含めて、再利用水の衛生学的安全化に関する資料調査を行った。なお、近年塩素消毒によって水中に生成される有機塩素化合物が有害物質として注目されており、塩素消毒の安全性が問題となっている。そこで当調査では代替消毒法とその効果についても資料調査をすることにした。

（1）昭和５５年度調査結果の要約（ウイルス）

a．下水中のウイルス

・腸管系を主体として存在

・浮遊物に吸着されて存在する

b．下水処理によるウイルスの除去

・初沈ではＳＳの分解による吸着ウイルスの放出が起こる。

・活性汚泥プロセスでは９０％以上のウイルスが除去される。

・凝集沈殿では９９．９％のウイルス除去率（ばん土）。

・f_2ファージはウイルスの処理指標としては余り良くない。

c．ウイルスの不活化

・浮遊物に吸着されたウイルスは消毒に対する抵抗性が高い。

・処理水中にＳＳが残存している状態では塩素処理による不活化は困難。

・ＳＳと濁度の除去が必要（濁度１度以下）。

・塩素のフラッシュミキシング法や２酸化塩素を用いる方法が効果がある。

・ばん土で凝集したウイルスは有機物に吸着されたウイルスよりオゾンに対する抵抗性が弱い。

d．最小感染量

・１ＰＦＵまたはそれ以下（ＰＦＵ：ウイルスの計量単位≒個）

（2）本年度の調査結果

a．下水処理場における大腸菌群の除去と消毒の実態

下水処理場における大腸菌群除去の実態を、昭和５８年度版の下水道統計によって調べたところ、表－１０に示すような結果を得た。これによると概ね10^4～10^6個／mlの範囲にある流入下水中の大腸菌群が下水処理を受けることによって、10^0～10^3個／mlの範囲まで除去されていることが判る。処理水質をこのような状態に保つために要する消毒作業日数は表－１１に示す通りで、最終沈殿池放流水の段階で

表－10　大腸菌群の出現頻度（夏期）

流　入		放　流	
レベル	頻度	レベル	頻度
$>10^6$	26（7%）	>3000	1(雨水越流)(·)
		1000～2999	39（7%）
10^5～10^6	242（61%）	100～1000	173（32%）
10^4～10^5	115（29%）	10～100	115（21%）
$10^4>$	13（3%）	10>	220（40%）

表－11　消毒作業頻度

頻度(365日中)	件数
毎日	389(70%)
300日以上	70(13%)
200日～ 300日	26(5%)
100日～ 200日	29(5%)
50日～ 100日	17(3%)
50日以下	27(5%)

既に放流基準（３０００個／ml以下）になっている場合がかなりの割合で存在することが判る。なお、処理水の消毒はすべて塩素系消毒剤によって行われている。

b．処理水中の細菌・ウイルスに関する基準

ウイルスに関する基準は上水、中水、下水、環境水を通じて、海外も含め、未だ存在しないようである。処理水及び再利用水中の大腸菌群数等に関する基準としては表－１２に示すようなものがある。

c．各消毒法

塩素消毒法のほか、現在用いられている消毒法としては、紫外線、オゾンを挙げることができる。表－１３に各消毒法の長短比較結果を示す。また、表－１４に各消毒法によるウイルスの不活化について要約した。

d．指標生物種

現在、再利用水の汚染指標生物としては大腸菌群が用いられているが、衛生学的な安全性の指標としては問題点の多いことが指摘されている。再利用水の安全性の評価は適当な指標生物種によって行われなくてはならないが、ウイルスについては水中での生残等十分に解明されていない点が多く、具体的な種を特定して規制値を提唱するには至っていない。一方、ウイルスも含めた糞便性汚染の指標菌としては、現行の大腸菌群の他に、表－１５に示すようなものが考えられている。

表－12　下水処理水及び再利用水中の大腸菌群等に関する基準

類別	事　例	基準値	備考
処理場放流水	下水道法　外	3000個/ml 以下	大腸菌群
	イリノイ州	平均 200個/100ml 最大 400　〃	糞便性大腸菌 (ORSANCO)
	ペンシルバニア 州	月5サンプル 以上の幾何平均 200個/100ml 全サンプルの10% 400個/100ml	糞便性大腸菌 (ORSANCO)
	ウエストバージニア 州	月平均 200個/100ml	糞便性大腸菌
再利用水	建設省・厚生省　外	10個/ml 以下	トイレ・雑用水 大腸菌群
	住宅公団	検出されないこと	風呂・洗濯用 大腸菌群
		100個/ml 以下	同上用一般細菌
		1個/ml 以下	洗車・散水用等 大腸菌群
	カリフォルニア 州	2.2個/100ml 23　〃	食用作物灌漑用 家畜・牧草灌漑 何れも大腸菌群
	サンテクロジェクト	検出されないこと	プール水 大腸菌群
		200個/ml 以下	〃 一般細菌
	オクラホマ 州	500～1000個/ml	レクリエーション用 大腸菌群
参考	厚生省	サンプル 5点中 陽性が 2以下	プール水 大腸菌群

表－13　各消毒法の特徴

消毒法	利　点	欠　点
塩素	・殺菌力が強い ・大量の水に対して容易に適用でき、かつ定量注入が容易である ・消毒効果が残留する ・分析が容易である （効果が監視しやすい） ・安価である	・特有の臭気がある ・有機塩素化合物の生成 ・放流先の水棲生物への影響
紫外線	・殺菌力が強い ・操作が簡単で維持管理が容易である ・水系への影響がない （２次汚染等）	・残留効果がない ・均一な効果を得にくい （照射距離・遮蔽物）
	・殺菌力が強い （特にウイルスに対して効果的） ・脱臭・脱色等の効果を伴う	・オゾン酸化物の生成 ・残留効果がない ・高価である

表－14　各消毒法におけるウイルス不活化の事例

消毒法	対象ウイルス	効果および条件	出　典
塩　素	ポリオ (2次処理水中)	９０%不活化 (1ppm 5.3min,残塩0.22～0.47ppm)	矢野　外，用水と廃水 27(7)
	ポリオ	９９%不活化順位 HOCl≧ClO⁻ >OCl⁻ >NH Cl >NHCl	J．C．Hoff et al. JAWWA 73(1) 1981
	大腸菌ファージ	残塩4mg/l,60分、8mg/l,30分で生存	水中のウイルス　水協 S61
臭　素	ポリオ	OBr⁻>Br⁻>NBr >HOBr>NHBr	R．Floyd et al. Environmental Science & Technology 12(9) 1978
オゾン	ポリオ (3次処理水中)	９０%不活化 (0.66ppm)	矢野　外，用水と廃水 27(12)
		C・t=0.10S　（C<0.1） C・t=0.13S　（C>0.1） C：オゾン濃度(mg/l) t：接触時間 S：ウイルス生存率	安楽　外，用水と廃水 28(7)

表－１５　糞便性汚染の指標細菌

指標菌	指　標　性	欠　点
大腸菌群	主に、Escherchia,Klebsieella,Enterobactor 属で構成され、比較的簡単な培地で容易に増殖し、乳糖を発酵して酸とガスを産出するという単純な反応を示す。	環境におけるストレス、他の微生物によるきっ抗作用、培地中の抑制剤等によって偽陰性になる場合がある。また、腸内細菌でないAeromonas,Bacillus,Clostridiumのような仲間が入ったり、腸内細菌でも元来ヒトや温血動物由来でなく、土壌由来の細菌も計数してしまう偽陽性の問題がある。
大腸菌 糞便性大腸菌群	特に人畜の糞便に由来が限られていると思われる大腸菌群を指標とする（一般にはＥＣ培地で44.5℃の恒温槽でガス発生の有無を検査）。	分析方法が一般化されていない。
糞便性連鎖球菌 Ｄ群連鎖球菌 腸球菌	人および温血動物の糞便に存在するという点では大腸菌群より特異性があり、自然水中では増殖せずに長く生残し、それ自身には病原性がない。 1)ウイルス汚染が特に望ましくない貯水池・飲料水および他の水系の水質を評価するとき。 2)特に塩素処理された下水が流入する水域等の有機的に栄養豊かな水質を測定するとき。 3)汚染源をつきとめようとするとき。	糞便性連鎖球菌が植物の加工工場から廃水の負荷を受けた栄養分の中で増殖可能なようなので、このような廃水が流入することがわかっている水域での衛生上の指標としては奨められない。
Pseudomonas aeruginosa	残留塩素が不十分な飲料水から検出され、糞便性大腸菌群が検出されていない所で見出されている点が重要であり、飲料水・再利用水・プール用水・観光的な水域等での汚染指標として糞便性大腸菌群より優れている。	通常の表流水中では比較的短い生存時間であることから指標としての価値が低い。

４．まとめと今後の検討課題

今年度の調査結果を要約すると次の通りである。

（１）稲作に関する調査ではNH_4-N 5mg/lの処理水で灌漑をしても顕著な影響が認められなかった。また、連続灌漑時の水質浄化効果は70～80％が植物以外の作用によるものと推定されたが、今後、地下浸透量の把握等によって総合的に検討する必要があると考えられる。

（２）ろ過池の維持管理に関しては調査点数を更に増して情報量を増やす必要があると考えられる。

（３）精密ろ過法については透過流束を大きくした場合について調査を継続する予定である。

（４）アメニティ利用をはじめとする処理水の再利用においては、再利用水の衛生学的安全化を期すために十分な消毒が必要になる。しかし、ウイルス等の指標や消毒効果の判定には未解明の点が多く、とりあえずは広範なレベルで消毒法を検討しておく必要があると考えられる。

14. 下水汚泥の燃料化に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大鳥　吉雄
主任研究員　河井　竹彦

1. 調査の目的と必要性

下水道普及率の向上，下水処理の高度化に伴って下水処理から発生する汚泥の処分量が，今後，恒常的に増加するため，安定した汚泥処分方法の確立は，下水道事業における最も重要な課題のひとつである。昭和59年度における下水汚泥の最終処分の現状は，全下水汚泥量の７５.９％が陸上及び海面埋立処分，１４.３％が緑農地利用，８.４％が海洋環元，１.４％が建設資材利用となっている。

埋立処分は，処分適地の減少や環境保護の要請の高まりなどの理由から，長期的，安定的に継続することが困難になりつつあると考えられる。したがって，今後の下水汚泥の最終処分方法は，有効利用を大いに進め，処分方法の多様化を図る必要がある。本調査は，下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し，省資源，省エネルギーを図りながら，下水汚泥を処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

2. 調査の概要

本調査は，昭和61年度から65年度までの期間に，以下のような項目について調査・検討し，最終的には，下水汚泥の燃料化計画資料としてとりまとめる予定である。

(1) 汚泥の燃料的価値の把握

下水汚泥の燃料的価値の実態，位置づけ，表現法について調査・検討する。

(2) 汚泥の脱水性の向上

汚泥性状と脱水特性の関係を明らかにし，汚泥の燃料的価値向上のための方法（汚泥の調質法を含む）について検討する。

(3) 汚泥の燃料化技術の開発と評価

既存の汚泥燃料化技術の特徴と問題点をとりまとめ，適用範囲を整理するとともに，問題点の解決方法について検討する。また，新しい燃料化技術を開発する。

(4) 燃料化汚泥の利用方法の検討

燃料化汚泥の利用方法について調査・検討し，全体システムを構築して，いくつかのケーススタディを行う。

3. 昭和61年度の調査結果

昭和61年度は，上記2.調査の概要のうち，(1)，(2)，(3)について調査を開始した。調査結果は，以下

のとおりである。

3.1　汚泥の燃料的価値

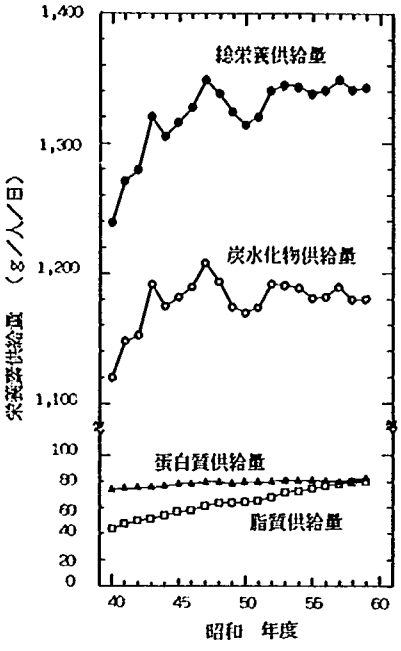
汚泥の燃料的価値は，脱水汚泥についてはケーキ中の有機物比によって発熱量が決まるという報告[1]がある。汚泥中の有機物量は，食生活などの生活様式，下水の排除方式，合流式下水道の場合には道路舗装率などの都市構造，さらには下水の処理方式などにより変化する[2]といわれている。本調査においては，汚泥の持つ燃料的価値を把握するために，①わが国における食生活の変化，②下水汚泥の熱量的価値について調査を行った。

3.1.1　栄養素供給量

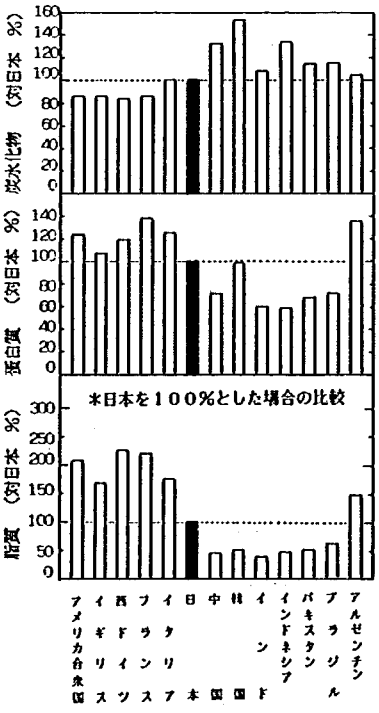
下水処理場で発生する汚泥中の有機物質（例えば強熱減量）の構成要素は，炭水化物，蛋白質，脂質などが主要なものである。下水処理場へ流入する下水中の有機物質の主な発生源としては家庭排水があり，その質的性状は日常の食生活が色濃く反映していると考えられる。「食料需給表（昭和59年度）」[3]をもとにして，わが国の食生活の変化を炭水化物，蛋白質，脂質の供給量の変化で整理すると図－1に示すとおりであった。

総栄養供給量は，昭和40年代に大きな伸びを示しており，昭和50年代では，ほぼ一定の値で推移している。炭水化物は，昭和40年代には大きく増加しており，総栄養供給量が増加した主な原因と考えられる。しかし，昭和50年代に入ってからは，やや減少の傾向がある。蛋白質供給量は，過去20年間，ほぼ一定の値であった。脂質供給量は，毎年増加しており，この20年間で約２倍となっているが，最近の伸び率は低い傾向にある。

世界の主な国の栄養素供給量とわが国の値を前述の食料需給表により比較すると図－1に示すとおりであった。わが国の栄養素供給量は，欧米各国と開発途上国との中間的な状態を示している。すなわち，欧米各国と比較して，炭水化物がやや高く，蛋白質，脂質は低い状態である。わが国の食生活の洋風化が進んでいるといわれているが，脂質の供給量は，欧米各国と比較して，相当低い状態である。今後，脂質供給量が相当増加する可能性はあるが，図－1に示した最近の脂質の増加率からして，欧米の水準に達するまでは，長時間を要すると考えられる。したがって，食生活の面からみた，栄養素の供給量は，図－1に示した昭和50年代後半の値で推移するものと思われる。



図－1　わが国の食生活の変化

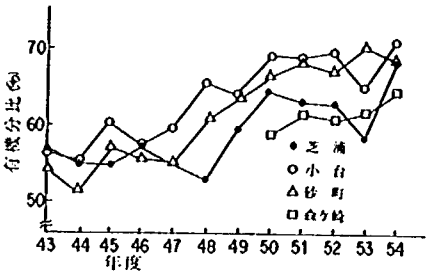


図－2　主要な国の栄養量の比較

3.1.2　下水汚泥の熱量的性状

1）汚泥中の有機物の割合

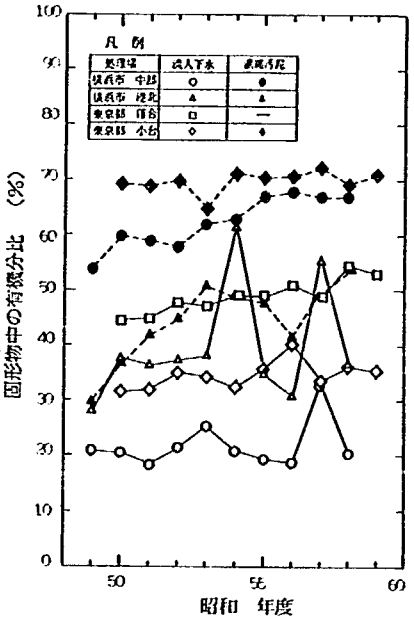
下水汚泥の熱量的性状を示す代表値として汚泥中の有機物の割合（有機分比）があるが，東京都における経年変化は，図－3に示すとおりである[2]。昭和40年代には最初沈殿池汚泥の有機分比が増加しているが，昭和50年代では，ほぼ一定の値を示している。これは，3.1.1で述べた食生活の変化等を反映しているものと考えられる。



図－3　最初沈殿池引抜き汚泥の有機分比の経年変化

また，事業所排水の割合が比較的少ない処理場を「東京都下水道事業年報」，「横浜市水質管理年報」から選定し，過去10年間の流入下水と濃縮汚泥中の有機分比の経年変化を整理すると図－4に示すとおりであった。流入下水および濃縮汚泥中の有機分比は，年度ごとの変動はあるが，ほぼ一定の値で推移していると考えられる。

食生活の変化や汚泥中の有機物の変化から，汚泥中の有機物は，合流式下水道の処理場では，70%程度の値で今後推移するものと推察される。

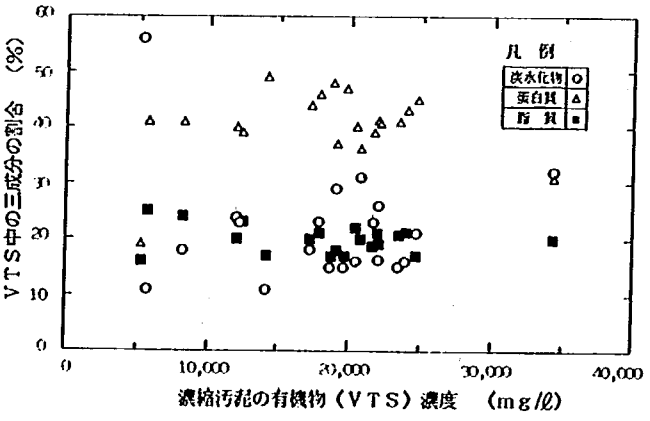


図－4　流入下水と濃縮汚泥の有機分比の経年変化

2）汚泥中の三成分

汚泥中の主要な三成分（炭水化物，蛋白質，脂質）の割合について過去の調査事例[4]をまとめると図－5に示すとおりである。このデータは，嫌気性消化法を採用している中，大規模の処理場における濃縮汚泥に関する分析例である。対象処理場の排除方式は，分流式，合流式が含まれ，水処理方式は，標準活性汚泥法が採用されており，調査時点は昭和58年年12月から昭和59年1月であった。濃縮汚泥濃度はTS＝2.6%（0.68～5.94%），VTS/TS＝72%（58～84%）であった。

汚泥中の三成分は，炭水化物，蛋白質が処理場間ではばらつきがあるが，脂質はほぼ一定の値であった。三成分の平均値は，汚泥中の有機物に対して，炭水化物22%，蛋白質40%，脂質20%であった。



図－5　濃縮汚泥中の三成分の割合

3.1.3　下水処理場における実態調査

1）実態調査の目的

下水処理場における熱量的性状の変化について流入下水から脱水汚泥まで定量的に

表－1　下水処理場における熱量的性状に関する実態調査結果

最初沈殿池の有無	対象下水又は汚泥	固形物濃度 (%)	強熱減量 VS (%)	高位発熱量 (kcal/kg・固形物)	VS当りの三成分の割合（重量%） 炭水化物	蛋白質	脂質	その他	固形物当りの主な元素の割合（重量%） C	H	N	S	O	P	その他
有	流入生下水	4300 *	79.4	5640	5.8	26.6	58.7	8.9	50.0	8.47	4.46	1.02	15.5	1.08	19.47
	最初沈殿池流入水	140 *	73.9	3550	6.9	47.1	25.0	21.0	40.4	5.72	6.18	1.39	20.2	2.01	24.10
	エアレーションタンク流入水	49 *	79.3	4660	5.3	48.4	28.6	17.7	43.7	6.43	7.83	1.13	20.2	2.09	18.62
	エアレーションタンク混合液	0.1	81.0	4610	4.6	56.3	22.1	17.0	44.2	5.81	8.68	1.50	20.8	1.76	17.25
	余剰汚泥	0.8	79.2	4460	3.9	59.1	23.9	13.1	42.4	7.13	8.83	0.99	19.9	2.55	18.20
	最初沈殿池引抜き混合生汚泥	0.4	73.5	4440	8.4	38.6	32.4	20.6	42.2	5.77	5.90	1.67	18.0	1.69	24.77
	濃縮汚泥	3.4	70.2	4300	12.8	27.9	22.8	36.5	38.4	5.28	4.62	1.64	20.3	2.07	27.69
	嫌気性消化汚泥	4.0	52.2	3320	7.0	36.2	16.7	40.1	26.5	3.82	3.11	2.90	15.9	2.62	45.15
	脱水汚泥	21.2	51.1	3030	5.1	39.7	16.6	38.6	26.7	3.91	3.45	2.81	14.2	1.88	52.95
無	流入生下水	64 *	73.6	4910	7.4	27.7	31.3	33.6	41.3	7.04	4.89	1.21	19.2	1.60	24.76
	エアレーションタンク流入水	96 *	68.5	4040	7.6	34.3	27.2	30.9	37.8	5.21	4.82	1.19	19.5	1.89	29.59
	エアレーションタンク混合液	0.1	74.2	4260	7.7	51.5	18.1	22.7	38.8	5.79	6.49	1.21	21.9	2.05	23.76
	余剰汚泥	0.8	74.3	4270	8.0	48.2	17.5	26.3	39.0	5.61	6.14	1.10	22.5	2.26	23.39
	濃縮汚泥	3.3	72.3	4180	11.7	43.7	19.5	25.1	38.2	5.50	6.05	1.04	21.5	2.29	25.42
	嫌気性消化汚泥	4.0	56.7	2980	10.1	29.5	15.9	44.5	26.2	4.25	3.45	2.26	20.5	2.68	40.66
	脱水汚泥	18.4	54.9	3130	9.6	35.2	15.7	39.5	28.3	4.31	3.81	2.37	16.1	2.59	42.52

注）*単位はmg/l，**高位発熱量は下水についてはＳＳ当り，汚泥についてはＴＳ当りである。

把握するとともに，最初沈殿池の有無による後続プロセスでの熱量的性状の相違を把握することを目的として実態調査を行った。

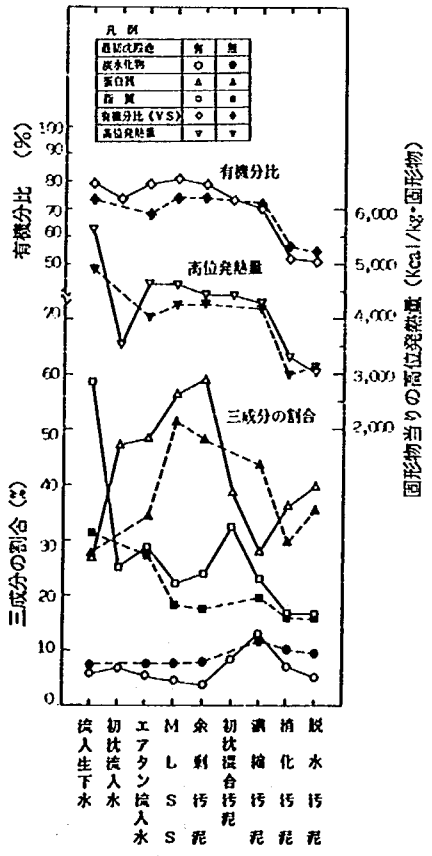
2）実態調査の方法

実態調査は，Ｏ市浄化センターにて昭和61年12月16日～17日に最初沈殿池を用いた場合の24時間調査（第１回調査）を行い，昭和62年１月12日にバイパス水路を用いて最初沈殿池を省略した運転方法に変更し，昭和62年２月３日～４日に24時間調査（第２回調査）を実施した。Ｏ市浄化センターは，分流式の処理場で，水処理方式は標準活性汚泥法，汚泥処理方式は，濃縮－嫌気性消化－脱水（ベルトプレス）を採用している。

調査は，４時間ごとの24時間サンプリングを行い，コンポジットサンプルを作成し，固形物濃度（下水についてはＳＳ，汚泥についてはＴＳ），強熱減量，炭水化物，蛋白質，脂質，炭素（Ｃ），水素（Ｈ），窒素（Ｎ），硫黄（Ｓ），酸素(O)，りん（Ｐ）および高位発熱量について分析した。

3）実態調査結果

Ｏ市浄化センターにおける熱量的性状に関する実態調査結果は，表－１，図－６に示すとおりであった。



図－６　熱量的性状の変化

汚泥の有機物中の三成分のうち，濃縮汚泥の炭水化物は，図－５に示した平均値と比較して低い値であったが，蛋白質，脂質の割合は，前述の平均値に近い値であった。また，各試料中の三成分の割合について，最初沈殿池がある場合とない場合とで比較すると，最初沈殿池がない場合には，水処理プロセスでの脂質，蛋白質が低く，炭水化物が高い傾向にあり，汚泥処理プロセスでの炭水化物が高い傾向にあった。

固形物中の有機分比は，最初沈殿池がない場合に少し低い傾向があるが，処理が進行するのにしたがって低くなる傾向にあり，その変化は，特に消化プロセスで大きかった。固形物の高位発熱量も，有機分比と同じような傾向を示していた。

3.2　汚泥の脱水性

下水汚泥の燃料化においては，汚泥中の水分量により，有効に利用できる発熱量が変化するため，汚泥の脱水性の向上が燃料化プロセスの重要な要素となる。

表－２　汚泥脱水プロセスの平均的な処理成績

処理フロー	投入汚泥濃度	機種	ケーキ含水率 (%)	投入汚泥濃度 (%)	薬品添加率 (%) 高分子	石灰	塩化第2鉄	ろ過速度 ※1	投入汚泥 VTS (%)	実含水比 (%)
直接脱水	3%以上	真空	77.4	4.2	———	39.8	8.5	19.8	68.7	5.22
		加圧	64.1	3.6	———	43.1	11.1	3.6	68.1	2.82
		遠心	79.2	3.2	0.99	———	———	———	70.2	3.89
		ベルト	78.1	3.6	0.58	———	———	118.0	64.5	3.71
	3%未満	真空	78.1	2.3	———	50.6	13.7	12.5	73.3	6.05
		加圧	63.9	2.1	———	41.8	11.6	2.8	72.0	2.75
		遠心	81.6	2.0	1.11	———	———	———	75.2	4.69
		ベルト	79.2	2.2	0.71	———	———	85.9	77.2	3.95
消化脱水	3%以上	真空	77.9	1.0	———	32.4	8.9	13.8	48.5	5.15
		加圧	66.4	5.1	———	27.1	5.3	2.5	50.1	1.78
		遠心	76.1	3.8	1.12	———	———	———	51.3	3.22
		ベルト	76.9	3.5	0.61	———	———	123.1	48.3	3.11
	3%未満	真空	79.5	2.3	———	43.4	11.5	10.8	58.9	6.19
		加圧	64.1	2.3	———	37.6	9.7	2.7	60.3	2.64
		遠心	81.0	2.1	1.10	———	———	———	63.0	4.16
		ベルト	80.7	2.2	0.77	———	———	104.1	63.1	1.33

注）昭和59年度　下水道統計より
※1　ろ過速度の単位　真空・加圧：(kg/㎡・h)　ベルト：(kg/m・h)

下水汚泥の脱水性に影響する因子としては，汚泥の種類のほか，pHと粒子の荷電状態，アルカリ度，セルロース含有量，有機物含有量，粒子の物理的強さ，多孔性，微生物学的分解度，粒径など[5]が報告されている。

本年度は，「下水道統計（昭和59年度）」[6]を用いて，わが国における汚泥脱水プロセスの処理成績についてまとめた。調査結果は表－２に示すとおりであった。表－２において実含水比とは，添加された凝集剤による見かけ含水率の影響を除くために，ケーキ中水分量をケーキ中の汚泥固形物量で除いた値である。したがって，この値が小さいほど，単位汚泥固形物量当りの水分量が小さく，燃料として用いる場合には有効であるといえる。

わが国における脱水機の処理成績は，標準的な脱水機性能[7]と比較すると，ほぼその性能を満足していたが，ベルトプレス濾過機で投入汚泥濃度３％以上の場合には，所定の濾過速度が得られていなかった。

今後は，汚泥の性状，調質方法などを中心として，下水汚泥の脱水性の向上について検討する必要がある。

3.3　汚泥の燃料化技術の現状

本年度は，各種の汚泥の燃料化技術の現状について文献調査を中心としてとりまとめを行った。今回とりまとめを行った汚泥の燃料化技術は，①汚泥の油化技術，②二次脱水法，③汚泥蒸発乾燥シス

テム，④焼却発電システム，⑤消化ガス発電システムである。

表－3　油化技術の操作条件

プロセス / 項目	熱分析法	直接熱化学的液化法
反応圧力（kg／cm²）	1～5	50～300
反応温度（℃）	240～900	250～300
反応時間（分）	30～60	20～90

3.3.1　汚泥の油化技術

汚泥の油化技術は，汚泥中の有機物を油の形態で取り出す技術であり，抽出物が液体であるため輸送，貯留が容易である。油化技術は，本来，木材からの油の抽出を目的として開発されたもので，大別すると，

ⅰ）熱分解法－熱分解により有機物をガスとして抽出した後，冷却油化する方法

ⅱ）直接熱化学的液化法－高温，高圧下で有機物から直接油を抽出する方法

の2つの方法に分類できる。これまで実施された操作条件をまとめると，表－3に示すとおりである。

汚泥の油化技術は，実験段階にとどまっており，実用化までには，連続処理法の確立，油の抽出方法，エネルギー回収率など，相当の技術開発が必要と考えられる。基礎的な実験の結果では，発熱量8,000 ～ 9,200 kcal/kg 程度の油が得られており，汚泥中の有機物の34～50％程度が油に移行したとされている。[8),9)]

3.3.2　二次脱水法

脱水汚泥の湿ケーキ基準の発熱量は，式(1)で示される。

$$H\ell\,(w) = \left(1 - \frac{\omega}{100}\right) \cdot H\ell - i \cdot \frac{\omega}{100} \qquad \text{——— (1)}$$

ここに，$H\ell$（w）：湿ケーキ基準の低位発熱量（kcal/kg－ケーキ），ω：ケーキ含水率（％），

$H\ell$：固形物基準での低位発熱量（kcal/kg－DS），i：水の蒸発潜熱 ≒ 600（kcal/kg－H_2O）

脱水汚泥の発熱量を高めるためには，式(1)において$H\ell$を高めるか，ωを低くする必要がある。二次脱水法は，従来の脱水汚泥を調質し，さらに脱水し，含水率ωを低くする方法である。これまでの実験，実施例では，調質に，焼却灰[10)]や微粉炭[11)]を添加する例が多い。微粉炭を添加する場合には，式(1)で示したケーキ含水率ωの低下とともに，固形物の発熱量$H\ell$をも高めようとする目的がある。

調質に焼却灰を用いた場合，汚泥固形物に対して焼却灰を30～50％程度添加し，含水率76％の原ケーキが，さらに，45％の含水率にまで脱水されたと報告されている。[10)]

今後，二次脱水時の調質方法，システムとしての経済性の検討が必要と考えられる。

3.3.3　汚泥蒸発乾燥システム

汚泥蒸発乾燥システムは，多重効用缶を用いた汚泥の乾燥システムであり，わが国では，京都府福知山市で濃縮汚泥を対象として実施されている。また，東京都では，脱水汚泥を対象として実証プラント実験が実施され，得られた乾燥汚泥の有効利用方法も含めて検討され，現在，実施設が建設中である。東京都の調査結果によれば，燃料供給システムのユーティリティ費は高いが，発生汚泥燃料の売却益，焼却灰処分費の不要を考慮すれば焼却システムより経済的なシステムであるとされている。[12)]しかし，経済的なシステムの規模の検討，発生汚泥燃料の需要先や流通機構など，今後，検討されるべき課題が残されていると考えられる。

3.3.4　焼却発電システム

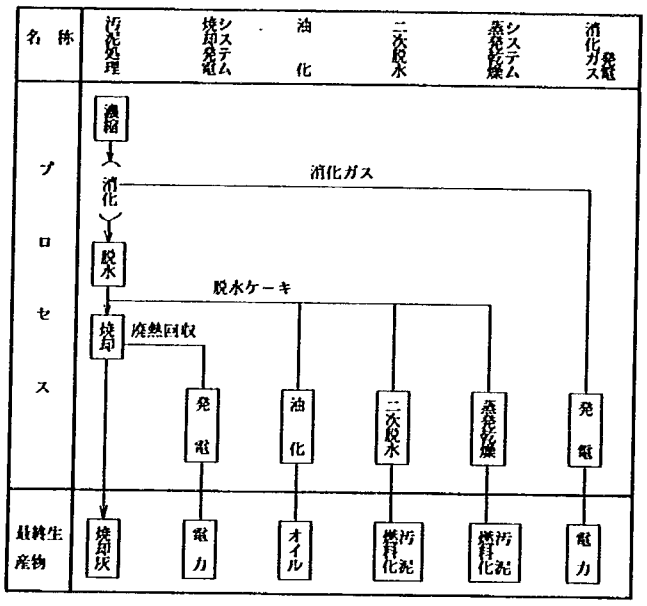
近年，流動焼却炉では，排ガスからの熱回収により補助燃料消費量を削減するシステムが採用されており，汚泥の性状，廃熱回収の程度などにより補助燃料を必要としない自然焼却が実現している。[1)] 自然焼却が可能な場合には，汚泥焼却炉から余剰熱が発生し，この余剰熱を蒸気に変換して発電しようとするシステムが焼却発電システムである。本システムの実用化に当っては，発熱量の高い脱水汚泥の生産，高効率の廃熱回収プロセス，蒸気タービンや発電機などについて，技術開発が必要である。

3.3.5　消化ガス発電システム

消化ガス発電システムは，汚泥の嫌気性消化タンクから発生する消化ガスを用いてガスエンジンを駆動し，発電を行い，ガスエンジンの排気ガスや冷却水から廃熱回収し，消化タンクの加温に用いるシステムである。加温用エネルギーも含めて，消化ガス発熱量の約65%が回収される。国内における本システムの実績は，昭和59年度末で13箇所である。

3.3.6　汚泥燃料化技術のまとめ

汚泥燃料化技術についてやとめると，表－4に示すとおりである。また，従来の汚泥処理プロセスとの対応を示すと図－7のとおりである。既存の汚泥燃料化技術は，室内実験のものから実用化されたものまで様々な段階にあるが，各技術のエネルギー効率，処理規模による経済性などを総合的に評価する必要があると考えられる。また，汚泥の脱水性が，システムの効率に影響する技術が多いと考えられる。



図－7　汚泥処理プロセスと燃料化技術

表－4　既存の汚泥燃料化技術の概要

エネルギー回収技術名		プロセスの概要	供給汚泥の影響	外部からの供給エネルギー	回収エネルギーの影響	開発程度	その他
油化	熱分解法	乾燥＋常圧，高温下の熱分解	脱水汚泥	電力 加熱用熱源	油 (9200kcal/kg)	基礎実験	オイル生成量　約31%-VS
	直接熱化学的液化法	高圧・高温下の直接液化	脱水汚泥	電力 加熱用熱源	油 (8000kcal/kg)	基礎実験	オイル生成量　約50%-VS
二次脱水	鉄系凝集剤添加二次脱水	凝集調質＋脱水	脱水汚泥	電力 (焼却灰)	脱水汚泥 (含水率15%程度)	実施設…国内　し尿処理　1ヶ所 〃　下水予定　2ヶ所	
	脱粉炭添加	脱粉炭添加脱水	濃縮汚泥	電力 脱粉炭	脱水汚泥 (脱粉炭添加すにより異なる)	実施設…国内　1ヶ所	
蒸発乾燥システム		多重効用管法＋脱油	脱水汚泥 (濃縮汚泥の例もある)	電力 蒸気用熱源 (処理化汚泥の一部を利用)	燃料汚泥 (1000～1500 kcal/kg)	実証プラント実験終了 (濃縮汚泥では国内で実施設1ヶ所)	
焼却発電システム		焼却炉＋蒸気タービン発電	脱水汚泥	電力	電力	ゴミ焼却ではあるが下水汚泥単独では実績なし	高発熱量汚泥の処理(化)技術の開発が必要(流動型ボイラー等)
消化ガス発電システム		ガスタービン発電	消化ガス	電力	電力	実施設…国内　13ヶ所 (昭和59年度末)	回収エネルギー量は加温用エネルギーも含め消化ガス発熱量の約65%

4. まとめと今後の課題

昭和61年度は，①汚泥の燃料的価値，②汚泥の脱水性，③既存の汚泥燃料化技術について調査を行った。調査結果は，以下のとおりである。

(1) 下水汚泥の有機物の割合は，食生活の影響を受けているが，栄養供給量の過去の推移から判断して，70%程度で推移するものと考えられた。また，濃縮汚泥中の炭水化物，蛋白質，脂質の構成比は，それぞれ，22%，40%，20%程度であり，高位発熱量は，4,000 kcal/kg DS程度であった。

(2) 汚泥の脱水性として，わが国における脱水プロセスの処理成績を整理した。

(3) 既存の汚泥燃料化技術について文献調査を行い，その概要についてとりまとめた。

今後の課題は以下のとおりである。

(1) 汚泥の性状と脱水性について調査し，燃料的価値の高い脱水汚泥を得るための汚泥調質法などを開発する必要がある。

(2) 汚泥燃料化技術について，エネルギー効率，経済性などを検討し，システムとしての評価を行う必要がある。

参考文献

1) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団，「汚泥焼却炉の省エネルギー化に関する調査報告書」，昭和61年3月.

2) 岡田和男編著，「下水汚泥の処理・処分」，環境公害新聞社，昭和58年6月.

3) ㈱農林統計協会，「食料需給表（昭和59年度）」.

4) 大鵜ら，「嫌気性消化汚泥成分の実態調査」，第22回下水道研究発表会講演集，昭和60年6月.

5) Karr, P., et al., " Influence of Particle Size on Sludge Dewaterability ", Jour. Water Poll. Control Fed., Vol. 50, №8, pp. 1911 - 1930, (1978).

6) 「昭和59年度下水道統計　第41号　行政編」，日本下水道協会，昭和61年5月

7) 「機械設備標準仕様書」，日本下水道事業団，昭和59年6月

8) 大倉ら，「下水汚泥低温熱分解油化」，第21回下水道研究発表会講演集，昭和59年4月.

9) 鈴木ら，「下水汚泥の油化処理技術」，ケミカル・エンジニアリング，pp. 51-54，1986年7月.

10) 清水ら，「造粒調質高圧脱水法について」，第20回下水道研究発表会講演集，昭和58年5月.

11) 佐藤，「微粉炭を利用した下水汚泥の脱水および流動焼却実験」，下水道協会誌，Vol. 16, №177, pp. 2 -11，1979年2月.

12) 東京都下水道局，「下水汚泥の燃料化調査報告書」，昭和60年3月.

15. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大嶋　吉雄
主任研究員　桜井　克信
白石　　隆

1. 調査の目的と必要性

下水汚泥の最終処分は，現在，陸上及び海面埋立てが，全処分量の76%を占めるという状況である。しかし，処分適地の減少や環境保護の要請のたかまりなどで今後，安定的に埋立て処分を継続していくことは困難となっていくと考えられる。このような背景から，下水汚泥を有効利用することの必要性は高くなっている。

下水汚泥の有効利用は，①緑地・農地への利用と②建設資材としての利用とに大きく分類される。前者については，長年にわたる使用実績がある。一方，後者は，緒についたばかりであるが，下水道事業においても多くの建設資材を使用していることから，安定的な利用を図っていくことが可能であり，利用方法として有望である。

下水汚泥の建設資材利用については，近年数々の調査，研究が行われており，着実な成果が得られている。建設省でも，総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発」(昭和56年度～60年度）において，数多くの下水汚泥の建設資材利用に関し物理的・化学的な特性について評価を行い利用方法を提案した。しかし，その利用方法のなかにも，技術的に解決すべき点が残されている。さらに，建設資材利用としては各種，各様のものが提案されているが，それらの選択基準及びそれを実現させるためのステージプランなどが明らかとなっていない。本調査は，このような点について検討を加え下水汚泥の建設資材利用を拡大することを目的として実施するものである。

用語の定義：本報告で用いる用語の定義を述べる。

- 石灰系焼却灰……汚泥脱水時の調質材として，消石灰を用いた脱水ケーキを焼却したもの。脱硫のために石灰を添加して焼却しているものもその石灰量によってはこれに分類される。一般的にはカルシウムをCaO換算で20%以上含むもの。
- 非石灰系焼却灰……上記以下の焼却灰
- 水砕スラグ……溶融状態のスラグを水で急速に冷却したもの。細粒状かつ非晶質となる。
- 空冷スラグ……空気中で冷却したもの。現在の汚泥溶融炉では，急速に冷却するので，塊状とはなるが，非晶質となる。
- 結晶スラグ……冷却速度の制御や再熱処理によって，結晶化を進めたもの。

2. 昭和61年度調査の概要

昭和61年度の調査結果の概要を示す。

①下水汚泥の建設資材利用状況調査

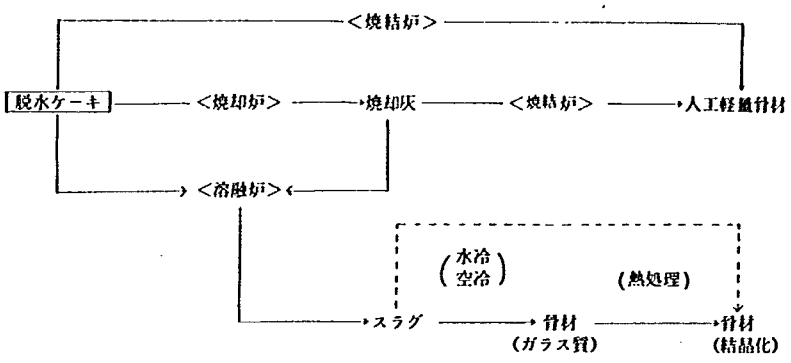
下水汚泥の建設資材化技術の現状及び昭和59年度における建設資材利用の現況をまとめた。

②建設資材利用に関する課題の抽出

建設資材利用を実用化するにあたっての問題点を明らかにし，今後の調査の方向付けを行った。

③建設資材利用における金属の挙動に関する調査

土質改良用添加材として下水汚泥焼却灰を用いた場合の金属類の挙動について，ライシメータを用いた実験を継続した。



図－1　下水汚泥加工プロセス

3. 下水汚泥の建設資材利用の状況

1）建設資材化技術の現状

下水汚泥を建設資材として利用する場合には，大きく分類して２つの形態が考えられる。この分類は，汚泥資材の流通等を考える際必要となろう。

・直接利用型：下水汚泥の最終処理形態そのものを資材として利用する形態

表－1　建設資材化技術の可能性

		着目する成分，強度発現の機構	利用形態	
			直接型	間接型
（流動炉・多段炉）焼却灰	石灰系	・カルシウム化合物の吸水・固結作用	土，路盤材 土質改良添加	アスファルトフィラー コンクリート二次製品 改良土
	非石灰系	シリカ分，吸水作用		陶管，透水性ブロック 断熱材 改良土
スラグ	水砕	物理的かみ合せ	土（特殊な粒度と強度をもつもの） 砂 コンクリート骨材	各種コンクリート二次製品
	空冷	〃	路盤材 コンクリート骨材	各種コンクリート二次製品
	成形材		タイル	
人工軽量骨材		物理的かみ合せ	コンクリート骨材 断熱材（充てん材）	フラワーポット，断熱材

—— 検討事例があるもの　═══ 総プロで評価

例　スラグ＝路盤材，コンクリート骨材，石灰系焼却灰＝土質改良用添加材

・間接利用型：資材製造の際，原材料の一部とする利用形態。現場で利用されるのは，汚泥を含む製品。

例　非石灰系焼却灰→陶管，透水性レンガ（陶土として），スラグ→歩道ブロック（骨材として）

現在のところ建設資材利用の原材料となる汚泥形態は，焼却灰，スラグ，軽量骨材である。脱水ケーキ以降のこれらの加工プロセスの例を図－1に示す。

下水汚泥形態別，利用形態別に資材化の技術的可能性を表－1に示す。

2）建設資材利用の現状

昭和59年度において，恒常的に下水汚泥を建設資材として利用している下水道事業体に対して，アンケートを実施し利用状況をとりまとめた（表－2）。

この調査によると，建設資材利用の汚泥形態としては，焼却灰及び人工軽量骨材であり，量的には，焼却灰が中心となっている。

昭和61年度においては，これらの利用は継続されている他，陶管原料及びレンガ原料としての焼却灰，コンクリート用骨材及び路盤材としてのスラグの利用が実施されているが，その量は少ない。

表－2　建設資材としての利用状況

事業主体	下水汚泥形態	用途	利用主体	量(59年度)	摘要
A	焼却灰 (無薬注,ストーカ炉)	一般整地用	市民	18千t／年	市民が個人として利用
	焼却灰 (石灰,ストーカ炉)	埋立地覆土用	市下水道局	7千t／年	汚泥処分地の覆土材として利用
B	焼却灰 (石灰，多段炉)	改良用添加材	企業（地盤改良材製造メーカー）	2千t／年	無償，地盤改良材製造メーカーが産業廃棄物再生利用業の指定を受けている。最終需要者へ販売
C	人工軽量骨材	建設用骨材，危険物地下タンク室充填材，土壌調整材，園芸用土等	最終需要者	0.7千t／年	有償（荷姿，取引数量によって変化），C下水道サービス㈱から販売

4. 建設資材利用に関する課題の抽出

建設資材利用に関する課題について，資材そのものの特性に関する事項と，利用していく場合のシステムに関する事項に分けて整理する。

4.1　資材そのものに関する課題

資材としての特性と，その特性に影響を与える汚泥の質や加工（処理）技術因子との関係を表－3に示す。

(1)　焼却灰に関する課題

表－3　資材特性と影響を与える因子との関係

種類	汚泥資材特性評価項目	特性因子との関係	影響因子（汚泥含有物，加工（処理）技術）	備考（利用における影響）
焼却灰	①カルシウム化合物の構成成分と量	a，b，c，d，e，f，g	a．汚泥成分 b．脱水調質材の種類と添加量 c．脱水方式	単体又は土質改良用添加材として用いたときの強度を左右する。 陶土として使用する場合，焼結温度を左右する。
	②粒度	b，c，d，e	d．焼却方式 e．燃焼温度	飛散の有無，陶土としての適合性など
	③（灰そのものの）強度		f．排煙処理方式 g．灰の貯蔵状態	
スラグ	①（スラグそのものの）強度・表面相度（結晶度合）	a，b，c，d，e，f	a．汚泥成分 b．脱水調質材の種類と添加量	
	②粒度	c，e，f	c．塩基度調整	コンクリート，路盤としての強度は粒度に影響を受ける。
	③気泡混入度合	d，f	d．溶融方式（燃焼雰囲気，溶融状態での滞留時間）	
	④水和反応性		e．溶融温度 f．冷却方法（スラグの取り出し方連続，間欠），冷却媒体及び接触方法，結晶化工程の有無）	凝結硬化反応及びスラグの膨張や崩壊を左右する。

①　焼却灰に含まれるカルシウム化合物の構成成分と含有量

石灰系焼却灰は，水との反応による自硬性があるため，焼却灰単独で水分を添加し養生すると高い強度を発現し，軟弱土と混合した場合には土質改良効果がある。これらは，一般的にカルシウムの化合物による反応と考えられるが，この化合物の組成はまだ明確となっていない。従って，今後一般的に焼却灰を利用するにあたっては，カルシウム化合物の構成成分と量，および，各構成成分ごとの強度発現能の相違を明らかにすることが必要不可欠である。これに合せて，焼却灰の品質管理を現場で簡単に実施できるような簡便分析法の開発が必要であろう。

これらカルシウム化合物の構成成分は，燃焼温度，排ガス対策の方式，貯蔵方法により，また，カルシウム化合物の量は，脱水時の調質材の種類と量，排ガス対策の方式に影響を受けると考えられる。

②　焼却灰の粒度

焼却灰の粒度は，焼却炉の型式に大きく影響される。粒度は一般的に流動炉＜多段炉＜ストーカ炉の順に大きくなっている。この粒度は，運搬，施工においての飛散防止の観点からは大きい方がよいが，陶土として利用する場合などは粒度が細かい方がよいとの報告もある。土質改良用添加材として用いる場合にも影響があると考えられる。

③　焼却灰のその他の項目

焼却灰の強度や焼却灰を用いたときの安全の証明などが問題であろう。

焼却灰を用いたときの強度発現を，焼却灰の物理的なかみ合わせによって効果を出そうとする場合には，焼却灰そのものの強度が問題となる。焼却灰粒子そのものは，一般に強度が低く転圧によって粉砕されるが，高温で焼却された場合は，クリンカ状（半溶融）となり，粒子そのものの強度は増加する。

焼却灰中には多量なカルシウムが含まれていたり，多少なりとも重金属が含まれることから，使

用した後のこれらの溶出による地下水の汚染が懸念される。総プロで行われた「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」(環境庁告示13号)に定める試験及び現場採水による試験の結果によれば，溶出する重金属濃度は，「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令」(総理府令5号)及び環境基準以下の値であり問題はないと思われるが，当面は利用事例毎に追跡調査を行い安全を証明していくことが必要である。

(2) スラグに関する課題

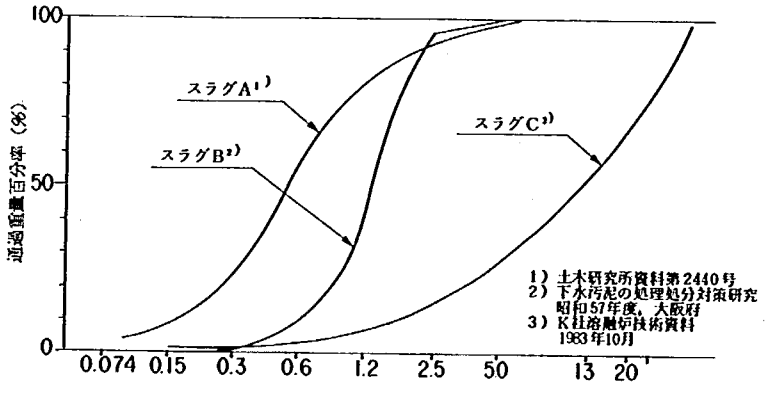
① スラグの結晶方法とその評価

結晶スラグは強度及び，表面の粗度が高くなり，既存骨材と同等にコンクリート骨材，路盤材として利用できることが，総プロにおいて明らかになっている。製鉄の副製品である高炉スラグでは，空気中で放冷することによって結晶の進んだスラグとなるが，現存の溶融炉からの汚泥スラグは，産出されるスラグ量が非常に少なく空気中に放置した場合，急速に冷却し非晶質となる。スラグの結晶化方法としては，①冷却速度制御法，②再加熱処理法があり実験室レベルで成功している。

結晶スラグは，その利用用途も広いことから，低コストの結晶化方法の開発が望まれている。また，その結晶度合の評価はX線回折のピーク値で判断しているが，より一般的な方法の開発が必要である。

② スラグの粒度

空冷スラグを路盤材又はその他骨材として利用するにあたっては，粒度調整工程が必要となる。水砕スラグの場合も，溶融状態のスラグの温度や流量，水砕方法によって大きく粒度が異なり，有効利用において障害となる。水砕スラグの粒度測定例を図－2に示す。今後，利用用途に適した水砕方法，機械による破砕方法の検討が必要である。



図－2 粒径加積曲線（水砕スラグ）

③ スラグに関するその他の項目

主要成分以外の化合物の割合や化合物の酸化形態または還元形態の違いによる結晶化及び強度への影響が明かでないので検討が必要である。

(3) その他利用に関する課題

人工軽量骨材の製造・利用については，東京都，名古屋市において，様々な方式について検討がなされている。また，間接型利用としては，札幌市（タイル），名古屋市（透水性ブロック，陶管）な

どの検討がなされ，一部では有価による取引が行われている。

表－4　汚泥資材の質分類による汚泥資材の魅力とは

利用方法	M－1 新製品利用	M－2 一般代替利用	M－3 限定代替利用
質	汚泥資材しかない良い特性	普通資材と同等	普通資材より劣るが利用範囲の限定，他材料の添加，工程工夫により対応可
量	小量も可	需要に即応	需要に即応して供給する
価格 (販売)	高価格も可 (市場競争にまかせる)	普通骨材と競争 (従来品より，幾分安くする。)	低価格 (場合によってはマイナスの価格)

□内がそれぞれの利用レベルにおけるKeyとなる。

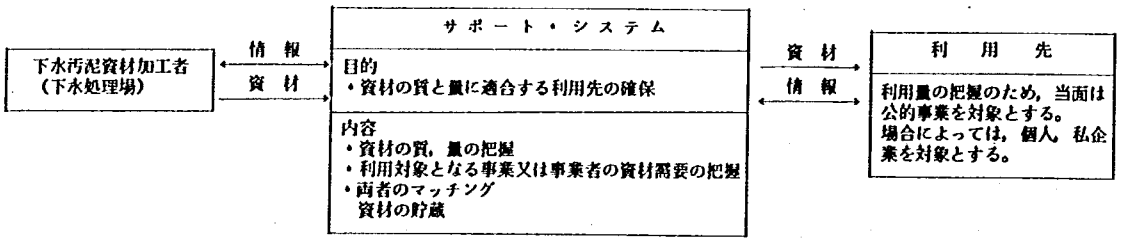
4.2　システムに関する課題

下水汚泥資材又は，汚泥を原料とする資材が，それぞれの用途において"魅力的"であるならば，下水汚泥資材製造者（処理場）は，何らＰＲをしなくとも，それは一般的に利用されることになる。その要素としては，①強度や施工面などの"質"的側面，②需要と供給のバランスという"量"的側面，③製品の"価格"的側面が考えられる。建設資材利用においてこの３要素が揃わない場合には，これをサポートするシステムが必要となる。

ここで，質，量，価格とも魅力的とは，それぞれ独立しては考えられない。表－４に質を中心に３段階に分類し，それぞれの利用において，魅力的となるような量と価格のあり方を示した。

一般的に量に関しては，建設資材として利用するにあたって量が少な過ぎることが問題となると予測される。例えば，路盤材としては，小規模な工事でも数百m³が必要であるのに対し，脱水ケーキ40ｔ／日からスラグは数m³／日しか製造されず，数ケ月にわたる蓄積が必要となる。表－４のうちＭ－１では需要者が供給されるまで待つことが期待されるので量的な問題は少ないと考えられるが，Ｍ－２では，常に従来品と競争状態に置かれるので価格，量において競争力を持つ必要があり，とくに量的な面での対策が必要となろう。Ｍ－３では質の問題があるので，量の問題とともに，価格についてもさらに考慮する必要がある。

これらのため，Ｍ－２，Ｍ－３では，当面の間，利用をサポートするシステムを構築維持する必要がある。図－３にサポートシステムの概念図を示す。



図－３　資材利用のサポートシステムの概念図

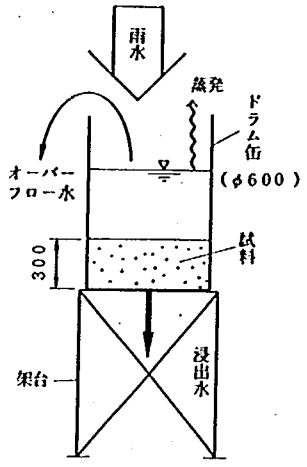
5. 建設資材利用における金属の挙動に関する調査

5.1 調査目的

下水汚泥焼却灰を土，及び土質改良用添加材として用いた場合を想定し，これらを充填した屋外ライシメータからの降雨による浸透水を長期的に観測し，焼却灰中に微量に含まれている重金属の挙動を明かにしようとするものである。

5.2 調査方法

図－4に示す装置を1986年3月，湖北総合実験場に設置し実験を行っている。この内径600㎜の円筒型の容器に，最大乾燥密度の90%値が得られる湿潤側の含水状態の試料を30㎝の厚さに充填した。表－5に示す8種類の試料（石灰系焼却灰2種類，軟弱土2種類，及びこれらを乾燥重量で1：1に混合した改良土4種類）を用いた。焼却灰は，



図－4　屋外埋立実験装置

表－5　浸出水及び雨水中のpHと重金属濃度*(㎎／ℓ)

試　料	カドミウム	鉛	銅	亜　鉛	全クロム	六価クロム	pH
1 流動炉灰	<0.001	0.29 0.04~0.43	– <0.005~0.017	0.033 <0.009~0.062	0.022 0.014~0.030	– <0.005~0.016	12 ~13.7
2 多段炉灰	<0.001	– <0.01~0.02	– <0.005~0.101	– <0.005~0.026	<0.005	<0.005	12 ~13.2
3 有機粘土	<0.001	– <0.01~0.04	– <0.005~0.015	0.046 0.005~0.073	<0.005	<0.005	5.5~ 9.5
4 シルト質土	<0.001	<0.01	– <0.005~0.026	0.058 0.035~0.082	<0.005	<0.005	8.6~ 9.3
5 1＋3	<0.001	– <0.01~0.01	0.29 0.048~1.82	– <0.005~0.052	– <0.005~0.035	– <0.005~0.024	10 ~12.3
6 1＋4	<0.001	<0.01	0.174 0.007~0.407	– <0.005~0.035	– <0.005~0.014	– <0.005~0.008	11.5~13
7 2＋3	<0.001	– <0.01~0.01	– <0.005~0.035	– <0.005~0.031	<0.005	<0.005	8 ~12
8 2＋4	<0.001	– <0.01~0.01	– <0.005~0.063	– <0.005~0.063	<0.005	<0.005	10.5~12.3
雨　水	<0.001	<0.01	<0.005	0.024 0.010~0.058	<0.005	<0.005	3.9~ 9.2
環境基準	<0.01	<0.1	–	–	–	<0.05	–
排水基準	<0.1	<1	<3	<5	<2	<0.5	5.8~ 8.6

※　上段は平均値，下段は最小値～最大値を示す。

流動炉及び多段炉からのものである。軟弱土は，霞ケ浦の底泥と下水管渠工事現場より採取したシルト質細砂である。装置下部からの浸出水，オーバーフロー水，雨水を収集し，１ケ月毎にこれらのコンポジットサンプルを調整し，ＧＦ／Ｂフィルターでろ過した後分析に供した。分析は，カドミウム，鉛，銅，亜鉛，鉄，カルシウム，マグネシウム，全クロム，六価クロムの９項目である。別に行った含有試験の結果より，水銀，有機リン，ＰＣＢ，その他の有機塩素化合物は，焼却灰中には含まれていないことが確認されたのでこれらの項目は分析項目から除外した。

5.3　調査結果

一年間に渡る調査の結果を表－５に示す。

①浸出水のｐＨは，高アルカリ性を示し現在のところ低下の傾向は見られない。

②浸出水中の金属濃度は，流動灰からの鉛を除き，それぞれの環境基準の値を大きく下回っていた。ただし，実験室内における溶出試験値，及び流動灰改良土の測定値と比較すると流動灰からの鉛溶出の傾向は大きく異なりその機構が不明である。

本実験は，62年度も継続する予定である。

16. 汚泥性状の改善に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大嶋　吉雄
主任研究員　櫻井　克信
白石　　隆

1. 調査の目的と必要性

近年，多くの下水処理場において，下水汚泥の濃縮性が悪くなってきている。このため，消化プロセスにおいて加温熱量が増大したり，また，脱水プロセスにおいて薬品添加量が増大するなどの問題が生じている。濃縮性に係わる汚泥性状を決める因子は数多く，また，それぞれが複雑に関連するものと理解されている。このような現状から，本調査では，下水汚泥の濃縮性に関する因子を整理し，それらの因子と濃縮性との相関を明らかにすることにより汚泥性状の改善を図ることを目的としている。

2. 調査経緯及び調査結果

昭和55年度は，汚泥性状を表す指標を，物理的，化学的，生物的な３つの項目に分類し，どの様な因子がその指標となり得るかを考察した。また，物理的指標のうち，汚泥粒子の比重，汚泥の粒度，ゼータ電位の測定方法を検討した。

昭和56年度は，①統計調査により，合流式と分流式の違いによる汚泥濃縮性状の差が年々少なくなりつつあり，両方式とも，濃縮性状が悪化していることを指摘した。②硝化脱窒運転を行っているパイロットプラントから発生する汚泥の濃縮性とＶＳには強い相関が認められた。③沈降速度に大きな影響を与える因子の粘性（μ）は，ＴＳと強い相関があることが認められた。

昭和57～58年度は，可搬式汚泥濃縮実験装置及び室内での沈降筒による各種余剰汚泥の濃縮実験を行い，各種因子（比重，粘度，コロイド当量，粒度分布，粗タンパク，炭水化物，脂質の三成分等）と濃縮性との関係を調べた。①標準活性汚泥法に比べて，酸素活性汚泥法からの汚泥の沈降性，濃縮性が良好であるほかは，水処理方法による明確な差はなかった。②沈降速度へ影響ある因子として，見かけ比重があり，これは有機成分比と負の相関があった。

昭和59～61年度においては，以下の成果を得た。

① 回分沈降実験によって汚泥の濃縮性を測定する場合に用いる「汚泥濃縮性評価のための実験手法」(土木研究所資料　第2334号参照）を提案した。これは，沈降筒へ投入する汚泥濃度の影響を排除し，汚泥の濃縮性を数値的に把握しようとするものである。

② 初沈汚泥と余剰汚泥を別々に重力濃縮すること（以下，分離重力濃縮という。）によって，混合汚泥として重力濃縮するよりも，濃縮汚泥濃度を高くできることを確認した。この方法を採用

すると重力濃縮槽の必要水面積は若干増加する。

③ 小規模下水道に対応する濃縮方法として，回分重力濃縮が適用できることを確認した。

④ 焼却灰添加による沈降性改善効果を確認した。

3. 昭和61年度調査結果

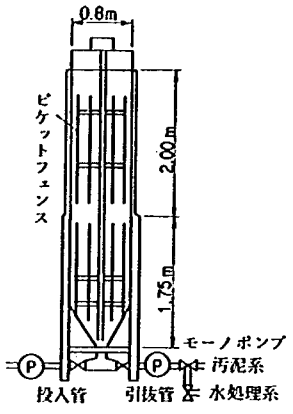
3.1 回分重力濃縮の適用性に関する検討

(1) 調査目的

小規模な下水処理場においては間歇的な汚泥引抜きが想定され，水処理系内に汚泥を貯留する事例が多い。従って，汚泥濃縮は数日ないし数週間に一度という頻度になる。この場合，重力濃縮を回分的に実施することの是否について検討を行った。

(2) 実験装置概要及び実験内容

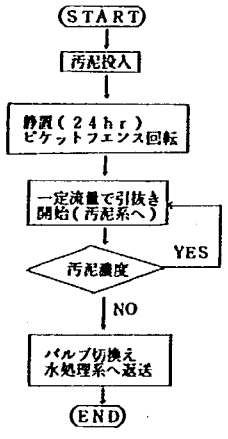
本実験に用いた実験装置を図－1に示す。濃縮槽本体は内径80cm×水深375m，容量1.7㎥であり，ピケットフェンスを有している。汚泥引抜きには，定量ポンプを用いる。操作フロー及び条件を図－2，表－1に示す。



図－1 回分重力濃縮実験装置

濃縮汚泥濃度は，濃縮汚泥の自重によって濃縮が進むと考えられることから，汚泥を一回しか投入しない場合には，水深を大きくし大量の汚泥を投入する必要がある。ここでは，3.75mを採用しているが，これはこの可搬式装置の安定性から決められたものであり，必らずしも最適化されたものではない。また，汚泥を重力によって引抜くと，高濃度に濃縮した場合引抜けなくなること，低濃度では高流量となり槽内の汚泥層を乱すこと，濃度計等の計測装置は流量変動に影響を受けることなどから，一定流量で安定して引抜くためポンプ引抜きとした。

D市下水処理場に本機を設置し，初沈汚泥，余剰（活性）汚泥，混合汚泥を対象に実験を行った。同時期に余剰汚泥，混合汚泥を実施設において濃縮した。なお，この実験は，3.2に述べる実験と同一のものである。



図－2 回分重力濃縮操作フロー

(3) 実験結果及び考察

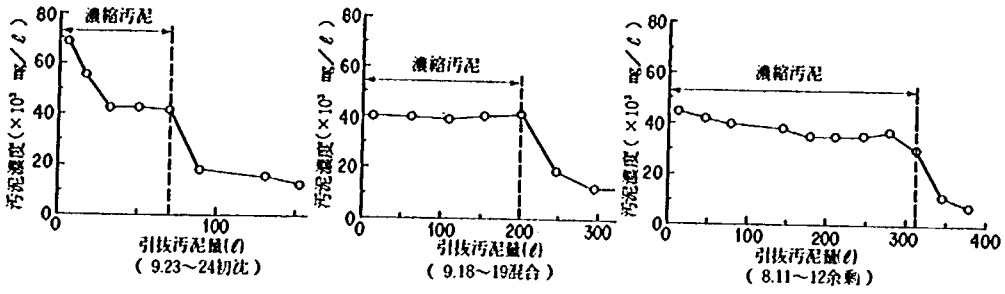
a．引抜汚泥濃度の変化パターン

濃縮汚泥引抜き開始後の濃度変化測定例を図－3に示す。初沈汚泥の一部の例を除き，汚泥濃度は引抜き開始後比較的安定した後，急激に低下する。この濃度の変化は，肉眼によっても容易に判別できるほどのものである。なお，本実験での濃縮汚泥濃度は，濃度低下する直前までの区間の平均濃度である。

b．濃縮汚泥濃度

表－1 回分重力濃縮実験条件

項　目	条　件
汚泥種	初沈，混合，余剰
期　間	'86年7～9月
静置時間	24時間
汚泥引抜量	11.8ℓ／min



図－3　引抜汚泥濃度変化

この実験で得られた回分濃縮及び実施設の連続濃縮の結果を表－2に示す。詳細データは3.2節参照のこと。実施設は，固形物負荷，界面位置などの制御如何により，結果が大きく異なることを考慮する必要があるが，回分濃縮は連続濃縮の結果と同等かそれ以上となる。

表－2 回分濃縮と連続濃縮との比較(濃縮汚泥濃度mg/ℓ)

濃縮方法	回分濃縮	連続濃縮
余剰 7～9月	31,800 (28,900~36,100)	30,600 (28,400~33,500)
11～12月	19,100 (17,900~19,800)	18,200 (13,600~21,500)
混合 7～9月	27,800 (20,700~30,500)	23,600 (18,700~30,600)
11～12月	20,600 (18,200~22,700)	21,800 (21,300~22,400)
初沈 7～9月	38,600 (17,400~52,300)	－
11～12月	36,300 (23,500~43,600)	－

c．濃縮汚泥としての回収率

投入汚泥（固形物）総量に対する濃縮汚泥（固形物）量は，表－3に示すように初沈汚泥で40%というものがあるが，全平均では80%台となっている。

d．濃縮汚泥量

回分濃縮，連続濃縮における汚泥滞留時間を同一にしようとすると，単位槽面積当りの処理汚泥量は，連続濃縮に比べ$\frac{1}{2}$～$\frac{1}{3}$に減少する。表－4に余剰汚泥，混合汚泥の場合の比較を示す。

表－3 濃縮汚泥としての固形物回収率(%)

汚泥	固形物回収率(%)
余剰 7～9月	97.2 (92.3~100)
11～12月	87.1 (61.9~100)
混合 7～9月	71.6 (62.8~82.7)
11～12月	94.5 (79.1~100)
初沈 7～9月	83.7 (53.6~100)
11～12月	69.6 (40.8~84.8)

(4)　まとめ

回分濃縮は，連続濃縮に比べ槽面積当りの処理汚泥量は低下するものの操作が簡単であり，濃縮汚泥濃度も劣らないものが得られる。引抜汚泥の濃度変化は急激に大きく変化することから，簡易な自動計測器機によって識別できると考えられ，無人運転も可能となろう。

なお，今回は標準活性汚泥法からの汚泥を対象に実施しており，小規模下水処理場より発生すると考えられる長時間ばっ気法等の汚泥とは異なるので，濃縮汚泥濃度については今後処理対象汚泥を用いた実験が必要である。

表－4 処理汚泥量(面積負荷)の比較 (kg/m²日)

濃縮方法	回分濃縮	連続濃縮
余剰汚泥	24※1	40※2
混合汚泥	24	60※3

※1 7,000mg/ℓで投入の場合
※2 3.2参照　※3 下水道設計・指針

3.2　初沈汚泥，余剰汚泥の分離重力濃縮に関する検討

(1)　目的とこれまでの研究結果

下水汚泥の濃縮性悪化の原因として，汚泥の腐敗が指摘されている。この機構としては，腐敗により発生したメタンや二酸化炭素が，水に溶解しきれずに気体となり（以下，生成ガスという）汚泥粒子に付着し，みかけ密度の減少となると考えられている。

一般的に，下水汚泥は，流入下水中の固形物を沈降分離した汚泥（以下，初沈汚泥という）と余剰（活性）汚泥に分けられ，それぞれ汚泥の特性が異なっている。昨年度までの腐敗ガス捕集実験[1]において，初沈汚泥と余剰汚泥では腐敗ガス発生量及びその発生速度が異なり，初沈汚泥からのものがいずれも大きいこと，温度が高くなると発生量及び速度がそれぞれの汚泥において上昇することが確認されている。

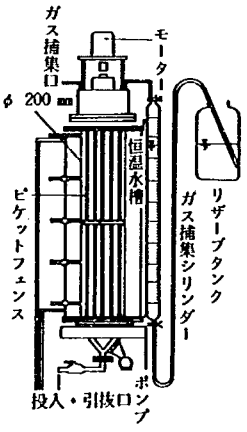
今年度は，この腐敗ガス発生量と濃縮汚泥濃度との関係を把握するための室内実験，及びこのように特性の異なる汚泥を従来のように混合汚泥として重力濃縮するのではなく，それぞれ別々に重力濃縮する方法の有効性についての実験を行った。

(2) 実験方法及び内容

生成ガス量と濃縮汚泥濃度との関係を把握するための室内回分沈降実験，実施設での余剰汚泥単独及び混合汚泥の重力濃縮実験を行うとともに余剰汚泥，初沈汚泥，混合汚泥を対象とした屋外回分沈降実験を行った。

a．室内回分沈降実験

実験装置は図－4に示すような恒温水槽付きの沈降筒を3本並置したものを用いた。3本それぞれ別個に温度設定でき，沈降筒上部には濃縮操作中に生成したガスが捕集できる。なお，実験開始時には，空気が約2ℓ残留する。



図－4　沈降実験装置

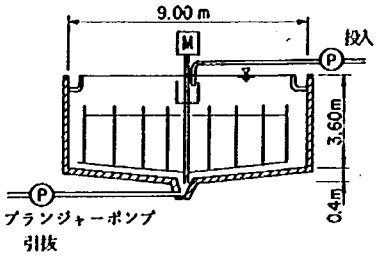
実験には，当研究所まで1時間程度で運搬可能なA，B，Cの3処理場の汚泥を用いた。A，B処理場からは初沈汚泥と余剰汚泥を，C処理場からは余剰汚泥と混合汚泥を，それぞれ7～9月，9月，10月に採取した。A，B処理場の混合汚泥は，初沈汚泥と余剰汚泥を浮遊物濃度で1：1となるように混合した。

実験は汚泥を設定温度に調整のうえ，沈降筒に投入し24時間，又は44時間静置した後，装置下部から汚泥を引抜いた。以下，濃縮汚泥濃度は，引抜いた汚泥1ℓの平均濃度（浮遊物濃度）である。これに平行して汚泥界面位置の測定やガス量及び成分の測定を実施した。

b．実施設濃縮実験

D市下水処理場において，余剰汚泥単独，混合汚泥を対象に実施設を用いて連続濃縮を行った。実験に用いた重力濃縮タンクの概要を図－5に示す。

重力濃縮タンクは，一定流量の連続投入とし，引抜きは低流量での間歇引抜きとした（表－5）。



図－5　重力濃縮タンク

連続濃縮実験は1シリーズ原則6日間とし，後半3日間で測定を行った。サンプリングは測定日の午前10時に行った。

c．屋外回分沈降実験

同じくD市下水処理場において，回分重力濃縮実験装置を用いて，余剰汚泥，初沈汚泥，混合汚泥，それぞれを個別に濃縮し，濃縮汚泥濃度の比較を行った。実験装置及び操作条件は3.1節参照のこと。

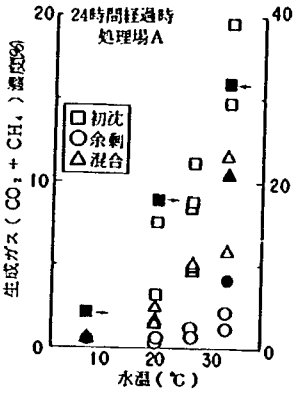
表－5　濃縮実験条件

実験 No	1	2	3	4
汚泥種	余剰	混合	余剰	混合
期間	'85年7,8月	'86年7,8月	'86年11月	'86年12月
固形物負荷 (kg/㎥日)	40	60	40	60
汚泥界面制 最下部より	1	2	1	2
投入	連続	連続	連続	連続
引抜 回数(回/日)	間欠 4～8	間欠 2～5	間欠 10～12	間欠 6
流量(㎥/min)	0.46	1	0.46	1
継続時間(min)	30	30	30	30

(3)　実験結果及び考察

a．室内沈降実験結果[1)]

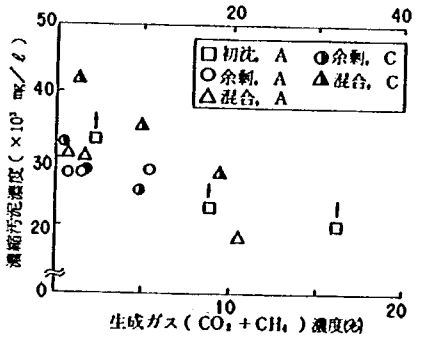
生成ガス量と濃縮汚泥濃度に，温度が与える影響について検討した。実験のうち一部のケースにおいて漏気があり，すべてについては生成ガス量が測定できなかった。そこで約2ℓの空気が残留しているところに，少量のCO_2+CH_4が生成した場合には，生成ガス量とこれらの成分割合が比例的であることに着目し，生成ガスの代替として成分割合（CO_2+CH_4の容量割合）を指標として，温度との関係，濃縮汚泥濃度との関係を整理したものを図－6，7に示す。図－6中の黒四角，黒三角，黒丸は各々同一汚泥を用いて温度条件を変化させたものであり，その他は同一日に採泥した余剰，初沈汚泥，混合汚泥（C処理場の場合）を用い同一温度条件で実験したものである。図－7では同一記号のものは同一の汚泥を用いている。これより以下の知見が得られた。



図－6　温度と生成ガス（CO_2+CH_4）濃度の関係

①　汚泥種に関係なく，温度が高いほどCO_2+CH_4の成分割合は高くなっている（生成ガス量が増加している）。その中でも，生成ガス量の増加量は，初沈＞混合＞余剰の順となっている（図－6）。

②　CO_2+CH_4の成分割合が高くなる（ガス生成量が増加する）と，濃縮汚泥濃度は低くなっている（図－7）。



図－7　生成ガス（CO_2+CH_4）割合と濃縮汚泥濃度の関係

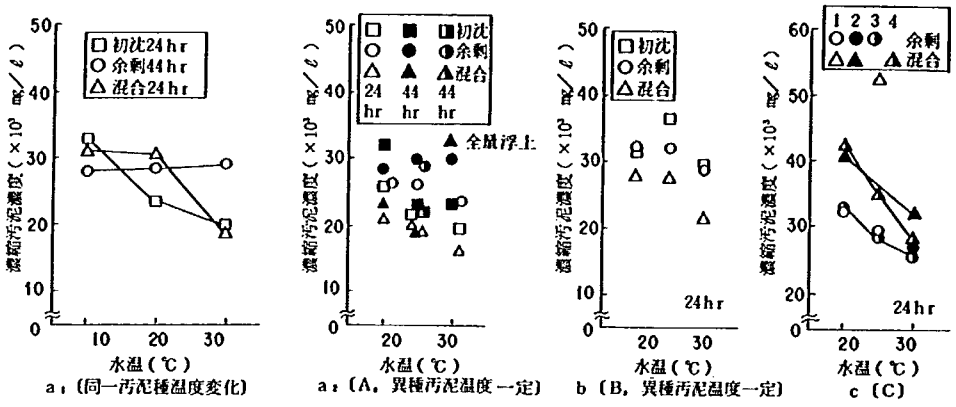
汚泥種毎の温度と濃縮汚泥濃度の関係を図－8に示す。図－8のa₁，c中に同一記号を直線で結んでいるのは，同一汚泥を用いたことを示す。図－8のa₂，bは，それぞれ余剰，初沈汚泥を同一日に採取し，同一温度で実施した。これより以下の知見が得られた。

①　A処理場の余剰汚泥を除き，20℃以上となると汚泥濃度は低下した（図－8のa₁，c）。

②　A，B処理場汚泥では，20℃以上において，混合汚泥は，余剰汚泥，初沈汚泥に比較して濃縮

汚泥濃度が低い（図－８のa₁，a₂，ｂ）。

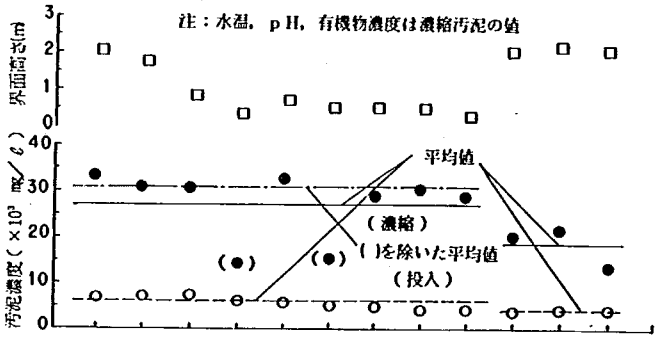
③　Ｃ処理場では，混合汚泥が余剰汚泥に比較して濃度が高い（図－８のｃ）が，初沈汚泥単独での濃縮結果がないので，分離濃縮については評価できない。



図－８　温度と濃縮汚泥濃度の関係

ｂ．実施設における濃縮実験結果[9]

図－９に実施設においての余剰汚泥単独での重力濃縮実験結果を示す。夏期（水温22～25℃）に平均濃度27,000 ㎎／ℓ（汚泥界面位置が低くすぎたと考えられる２点を除くと，30,600㎎／ℓ）の濃縮汚泥が得られた。冬期においては，18000 ㎎／ℓであった。このように大きく異なったのは，系状性バルキングの発生と考えられる。活性汚泥のＳＶＩ（汚泥容量指標）は，夏期70に対し，冬期120であった。



月　日	7.24	7.25	7.26	8.14	8.15	8.16	8.19	8.20	8.21	11.13	11.14	11.15
水　温　℃	22.6	22.7	23.5	24.7	24.8	25.0	24.5	25.0	25.0	19.3	19.5	18.7
ＰＨ	6.64	6.64	6.87	5.88	6.35	6.53	6.35	6.27	6.33	6.21	6.13	5.56
有機物濃度 %	70.9	71.6	71.7	87.4	72.2	72.8	74.1	74.8	75.3	73.6	73.7	79.6
引抜き量 ml/l	55	110	110	96	110	83	69	55	69	78	117	160
引抜き回数	4	8	8	6	7	6	5	4	5	12	11	10
固形物負荷 kg／m²日	41	44	49	36	51	38	34	29	30	35	36	36
回収率 %	99.7	99.7	99.9	99.7	99.7	99.5	99.7	99.9	99.9	99.6	99.5	99.2

図－９　濃縮実験結果（余剰汚泥）

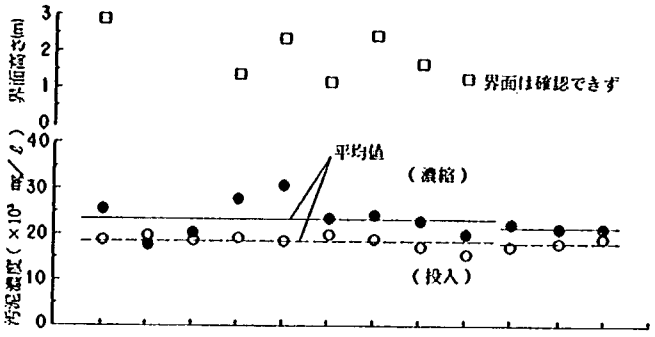
分離液中の浮遊物濃度は両期間でも非常に低く（29㎎／ℓ以下）で，固形物回収率も99％以上であった。

混合汚泥の結果を図－10に示す。夏期（24～26℃）において約24,000 ㎎／ℓ，冬期（16～18℃）において約22,000 ㎎／ℓとなった。配管上の制約のため投入濃度の制御等が十分に行えなかったので，この結果をもって余剰汚泥と比較するには難があろう。しかし，混合汚泥濃縮の場合には，大量のスカムの発生や分離液中の浮遊物増大などがあり，汚泥界面が確認できない事態や固形物回

収率の大幅な低下を招いた。

c．屋外回分沈降実験結果[9]

回分沈降実験＜夏期，冬期＞の結果を図－11，12に示す。夏期，冬期とも初沈汚泥の濃縮汚泥濃度が高く，混合汚泥，余剰汚泥がほぼ同じ濃度となっている。実施設との比較（表－2）によると，余剰汚泥，混合汚泥ともほぼ同じ濃度となっていることから，初沈汚泥も実施設においても同様の結果になると予測される。



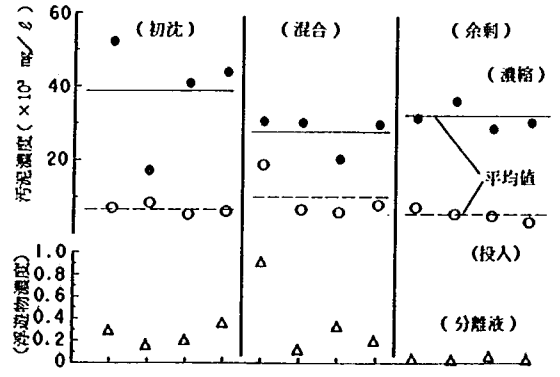
月　日	7.31	8.01	8.02	8.07	8.08	8.09	8.27	8.28	8.29	12.11	12.12	12.13
水　温　℃	23.8	24.8	24.0	24.5	24.0	24.0	25.5	26.0	25.5	17.8	16.8	17.8
P　H	5.51	5.72	5.80	5.79	5.52	5.74	5.56	5.63	5.48	5.95	5.88	5.82
有機物濃度　%	69.8	71.1	70.8	57.0	55.4	58.4	70.4	72.1	70.1	70.1	71.7	73.8
引抜き量㎥/日	120	120	120	120	150	150	150	150	150	180	180	180
引抜き回数	2	4	4	4	5	5	5	5	5	6	6	6
固形物量kg/m³	72	112	114	87	77	78	79	62	56	63	64	69
分離液濃度mg/ℓ	426	9,470	14,900	110	320	350	460	1,190	1,410	9,520	15,600	9,890
回　収　率　%	97.7	46.8	26.2	99.4	98.3	98.3	97.6	93.1	91.0	46.2	14.3	48.4

図－10　濃縮実験結果（混合汚泥）

冬期の余剰汚泥は，実施設実験で述べたように系状性バルキングの影響を受けて濃縮汚泥濃度が低くなった。初沈汚泥の平均値は大きな変化はなかった。

当初，夏期の水温の高い期間は，腐敗の影響を受け，各汚泥とも冬期に比べ汚泥濃度が低下すること，とくに混合汚泥の濃度低下が大きいことを予測した。実験結果は，これに反し冬期に濃度が低下した。この原因はバルキングであり，これが汚泥腐敗以上の影響を及ぼしたと考えられる。

しかし，夏期，冬期とも，初沈汚泥濃度が高く，余剰汚泥濃度も混合汚泥濃度と同等ないしは高濃度であることから，初沈汚泥と余剰汚泥を別々に重力濃縮することによって，混合汚泥として濃縮するより高濃度が得られると考えられる。この処理場では，初沈汚泥と余剰汚泥の発生固形物比率が，1：1ないし1：2程度であるので，それぞれ個々に濃縮混合することによって，夏期は34,000㎎／ℓないし33800㎎／ℓ，冬期は25,000㎎／ℓないし22,700㎎／ℓの汚泥が得られ，混合汚泥として濃縮した場合に比較して，それぞれ6～7,000㎎／ℓ，2～4,000㎎／ℓ高い濃縮汚泥が得られたと推測される（表－6）。また同表中に分離濃縮の場合の濃縮タンクの所要水面積試算例を示す。初沈汚泥，余剰汚泥の発生比率で異なるが，1：1の場合で5％の増加，1：2の場合で20％ほど増加する。ただ



月　日	8.20	9.08	9.24	9.25	8.25	9.01	9.11	9.19	8.11	8.14	9.04	9.09
水　温　℃	29.0	25.7	24.2	24.9	28.0	26.0	25.0	23.9	27.0	27.6	27.5	26.0
P　H	5.52	6.37	5.18	5.14	5.31	6.23	6.11	5.76	6.33	6.32	6.25	6.26
有機物濃度%	70.2	66.0	75.3	73.7	72.9	73.0	68.4	71.7	71.6	71.9	77.3	75.8
スカム量　ℓ	75	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	5.0	0.0

図－11　回分沈降実験結果（夏期）

し，余剰汚泥濃縮槽の場合，固形物が小さいことから有効水深は２ｍ程度で良いと考えられる。

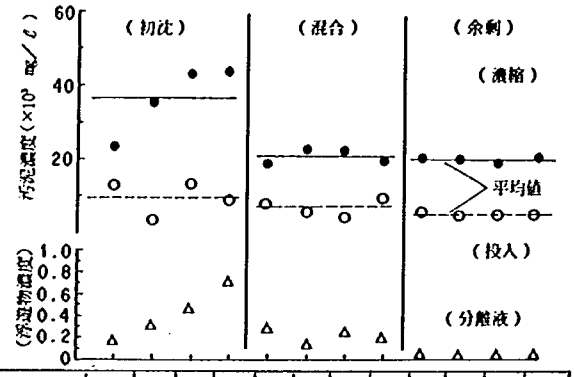
(4)　まとめ

以上の検討により，以下のことが明らかとなった。

①　温度が20℃を超えるような温度条件下では，重力濃縮をするにしても，初沈汚泥と余剰汚泥を分離して別々にした方が，混合汚泥として濃縮するより高い濃度が得られる。

②　夏期，冬期にわたる実験では，温度による濃縮汚泥濃度の影響は，他の要因の影響があり確認できなかった。同時期の汚泥を用いた実験によると，腐敗による生成ガス量は温度が高いほど多く，汚泥種では余剰汚泥＜混合汚泥＜初沈汚泥の順に多くなった。

③　分離濃縮をすることによって，数千mg／ℓ～7,000mg／ℓ程度の高い濃縮汚泥が得られる。一方，そのために，濃縮タンクの水面積は５～20%程度増加する。



月　日	11.12	11.14	12.08	12.09	11.7	1.20	11.27	12.04	11.17	11.18	11.25	12.01
水　温　℃	17.6	18.4	14.2	15.5	17.9	16.4	14.8	14.0	16.5	16.4	15.9	15.4
PH	5.66	5.57	5.81	5.90	6.60	6.08	5.92	6.32	6.59	6.53	6.58	6.51
有機物濃度%	67.8	74.9	74.3	79.1	66.3	76.1	77.9	78.3	77.5	76.0	79.4	80.2
スカム量　ℓ	50.2	0.0	0.0	0.0	22.6	0.0	0.0	0.0	0.0	90.4	0.0	0.0

図－12　回分沈降実験結果（冬期）

表－６　分離濃縮の効果及び施設面積試算例

濃縮法	混合濃縮	分離濃縮		
汚泥	混合汚泥	初沈汚泥	余剰汚泥	合計
固形物負荷（kg／m²日）	60	100*3	40	
濃縮汚泥濃度（%／ℓ）	27,800(7~9月) 20,600(11~12月)	38,600(7~9月) 36,300(11~12月)	31,800(7~9月) 19,100(11~12月)	34,900 *1 (633,800)*2 25,000 *1 (22,700)*2
槽面積比	1	0.3 ： 0.75*1 (0.2 ： 1.0)*2		1.05 (1.2)

*1 発生汚泥量比　初沈：余剰＝１：１のとき
*2 〃　＝１：２のとき
*3 室内実験における沈降速度及びWPCFの文献より判断[5]

今回の検討では，濃縮タンクの構造（直径と底部勾配など），ポンプ類の能力，配管径，その操作モードなどについては検討を行っていないが，当然これらは濃縮成績に影響を与えている。2.3の実施運転例を検討してみると改善すべき点が見られ，これらの点についての検討は今後の課題としたい。

最後に，本実験を行うにあたって，供試試料を提供いただいたA，B，Cの３処理場の担当者，ならびに実施設及び屋外回分沈降実験に多大な御力をいただいたD市下水処理場の担当者に謝意を表します。

参考文献

1）白石　隆，櫻井克信，京才俊則：ガス発生特性から見た重力分離濃縮の可能性について，23回下水協発表会，Ｐ５７９～５８１。
2）櫻井克信，白石　隆，大嶋吉雄：重力濃縮における初沈汚泥と余剰活性汚泥の分離の効果，42回年次講演会，土木学会，投稿中。
3）櫻井克信，白石　隆，大嶋吉雄：分離重力の可能性について(II)－余剰汚泥単独濃縮結果，24回下水協発表会，Ｐ４７１～５７３。
4）櫻井克信：重力濃縮の改善可能性について，月刊下水道，Vol 8，No12，1985。
5）WPCF，Sludge Thichening，Manval of practice，No FD－1　Facilities Development。

17. 小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査

汚泥研究室　室　　長　大嶋　吉雄
主任研究員　河井　竹彦
近藤　次夫

1. 調査の目的と必要性

我国における小規模下水処理場は，今後一層増加する傾向にあるが，水処理プロセス・汚泥処理プロセス・汚泥最終処分方法とも，地域の特性に合致した経済的な施設を建設する必要がある。しかし，小規模下水処理場における汚泥の処理・処分の考え方は，未だ十分確立されていないのが実情である。本調査は，汚泥の処理・処分に関し，各個処理が良いか集中処理が良いのかの判断を行いつつ，より経済的で投資効果の高い汚泥の処理・処分方法をシステム的に把握し，最適設計法を確立することを目的としている。

2. 昭和 60 年度の調査結果の概要

昭和60年度は，本調査の初年度であり，小規模下水処理場における汚泥の処理・処分に関する現状を把握するための実態調査を中心として実施した。実態調査は，水処理方式の異なる18箇所の小規模下水処理場（水処理施設能力 10,000m³/日以下）を対象として，各処理場の運転状況，処理状況，維持管理状況等について現地調査を行った。また，全国の下水処理場の各種データと現地調査結果を比較し，小規模下水処理場の特徴について検討した。

検討した項目は，①汚泥処理方法，②汚泥処分方法，③水処理方式による汚泥性状の変化，④汚泥輸送と最終処分，⑤発生汚泥量，⑥維持管理費，⑦電力消費量，⑧維持管理および水質管理体制，⑨汚泥貯留，⑩２階タンク（イムホフ槽），⑪濃縮，⑫消化，⑬脱水，⑭汚泥の巡回処理，⑮集中処理（集約処理），⑯返送水であった。

3. 昭和 61 年度の調査結果

昭和61年度は，前年度の実態調査結果等により明らかとなった今後の課題のなかで，重要な事項について調査を実施した。

汚泥の集中処理は，大都市圏を中心とした「広域汚泥処理処分事業」が昭和61年度より事業化されているが，小規模下水処理場から発生する汚泥の集中処理もしくは巡回処理に関する技術的データは，少ないのが現状である。本年度は，汚泥を貯留した場合の濃縮性，脱水性を室内実験で検討するとともに，返送水の処理性について室内実験を行った。また，汚泥の好気性消化法に関する室内実験を行った。さらに，最初沈殿池の有無による発生汚泥の性状について実態調査を行った。

3.1　汚泥の貯留と濃縮性，脱水性に関する室内実験

3.1.1　実験の目的

小規模下水処理場における汚泥処理は，①各処理場で個別に処理する。②複数箇所の汚泥を1箇所の処理場で集中処理する。③移動脱水車等で巡回処理するなど方法が想定されている。②および③の場合には，汚泥の貯留が必要となるが，汚泥の貯留方法および日数と濃縮性，脱水性に関する基礎的データを得ることを目的として，実験室内にて貯留実験を行った。

3.1.2　実験方法と実験条件

汚泥の貯留実験の方法と実験条件は，以下のとおりであった。

1）供試汚泥

供試汚泥は，M市下水処理場の最初沈殿池から引抜かれた混合生汚泥を用いた。M市下水処理場の排除方式は合流式，水処理方式は標準活性汚泥法，汚泥処理方式は，濃縮－嫌気性消化－脱水（ベルトプレス）である。

表－1　汚泥の貯留条件

項目 ＼ 実験No.	1	2	3
貯留方法	静置	間欠攪拌曝気	連続攪拌曝気
貯留汚泥量（Ω）	16	16	16
攪拌空気量	――	1.0 L/分×4時間/日	1.0 L/分×24時間/日
想定汚泥濃度（%）	1.5	1.5	1.5
貯留温度（℃）	20	20	20
貯留日数（日）	15	15	15

2）汚泥の貯留条件

汚泥の貯留方法と貯留条件は，表－1に示すとおりであった。攪拌空気量は，好気性消化タンクの設計値60m³－空気／分・1,000 m³汚泥[1]を参考として決めた。汚泥の貯留実験は，20℃恒温室内で実施した。また，貯留日数は，最大15日間とした。

3）分析および測定項目

貯留した汚泥のサンプリングは，実験開始後，0，1，3，7，15日目に行った。分析項目は，pH酸度，アルカリ度，蒸発残留物（TS），強熱減量（VTS），化学的酸素要求量（CODcr），全りん（T－P），ケルダール性窒素（K－N），アンモニア性窒素（NH_4－N），亜硝酸性窒素（NO_2－N），硝酸性窒素（NO_3－N）であった。CODcr，りんおよび窒素の分析は，自動化色分析計を用いたが，他の分析項目は，「下水試験方法」[2]に拠った。

汚泥の濃縮性は，1ℓのメスシリンダーを用いて汚泥界面の変化を経時的に測定して指標とした。また，汚泥の脱水性は，CST計[2]を用いてCSTを測定し指標とした。CSTの測定に際しては，溶解濃度0.2 W/V %の高分子凝集剤（クリフロックCP569）を汚泥固形物量に対し0，0.2，0.4，0.8，1.0%添加した。

3.1.3　実験結果

1）汚泥性状の変化

汚泥を貯留したときの汚泥性状の変化は，表－2に示すとおりであった。

静置もしくは間欠攪拌曝気で貯留した場合には7日後にpH＝5前後，酸度＝2,250 ～ 3,650 mg/ℓ，アルカリ度＝112 ～ 259 mg/ℓとなり，酸敗現象が生じていると考えられた。一方，連続攪拌曝気の場合には，3日後にpH＝5.38まで低下したが，その後はpH＝7.0程度で良好な好気性消化がすすんでいたと考えられた。

表－2　汚泥の貯留方法，貯留日数と汚泥性状の変化

実験No.	1					2					3				
分析項目 ＼ 貯留方法	静置					間欠撹拌曝気					連続撹拌曝気				
経過日数(日)	0	1	3	7	15	0	1	3	7	15	0	1	3	7	15
pH (－)	6.43	5.98	6.17	4.93	5.03	6.43	6.09	5.59	5.24	5.66	6.43	6.57	5.38	7.06	7.05
臭度 (mg/ℓ)	396	917	774	3,650	4,020	396	625	1,340	2,250	1,840	396	307	2,100	179	80.2
アルカリ度 (mg/ℓ)	145	213	255	112	180	145	223	253	259	432	145	157	233	305	109
SS (%)	1.10	1.08	0.997	0.850	0.709	1.10	1.06	1.03	0.882	0.758	1.10	1.04	0.937	0.890	0.879
TS (%)	1.29	1.24	1.14	1.08	0.891	1.29	1.20	1.17	1.13	0.961	1.29	1.16	1.13	1.08	0.967
VTS (%)	1.04	0.997	0.898	0.828	0.654	1.04	0.965	0.921	0.872	0.706	1.04	0.930	0.890	0.826	0.709
VTS/TS比 (%)	80.6	80.4	78.8	76.7	73.4	80.6	80.4	78.7	77.2	73.5	80.6	80.2	78.8	76.5	73.3
溶解性COD(Cr) (mg/ℓ)	95.5	244	927	1,440	1,860	95.5	236	1,330	1,360	1,410	95.5	248	1,330	1,160	424
T－P (mg/ℓ)	163	——	——	——	186	163	——	——	——	207	163	——	——	——	202
溶解性T－P (mg/ℓ)	16.6	32.5	35.2	——	122	16.6	25.1	51.6	——	102	16.6	20.2	54.6	——	34.6
K－N (mg/ℓ)	612	——	——	——	644	612	——	——	——	724	612	——	——	——	647
溶解性K－N (mg/ℓ)	51.0	64.0	132	——	232	51.0	57.5	129	——	290	51.0	66.0	134	——	36.4
NH_4－N (mg/ℓ)	30.1	43.9	101	——	179	30.1	36.2	126	——	216	30.1	41.8	104	——	13.2
NO_2－N (mg/ℓ)	Tr	0.03	0.02	——	0.01	Tr	Tr	0.02	——	Tr	Tr	Tr	0.02	——	Tr
NO_{2+3}－N (mg/ℓ)	Tr	0.03	0.22	——	0.11	Tr	Tr	0.05	——	0.02	Tr	Tr	0.03	——	0.01

(注)　Tr：定量限界以下

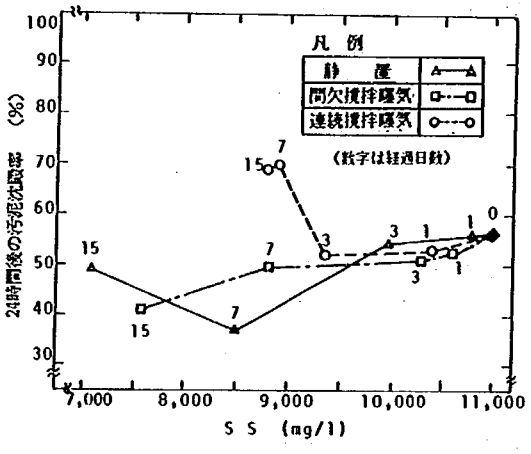
15日間貯留後のTS（VTS）の減少量は，静置の場合で3,990 mg/ℓ（3,860mg/ℓ），間欠撹拌曝気の場合で3,290mg/ℓ（3,340 mg/ℓ），連続撹拌曝気の場合で3,230mg/ℓ（3,310mg/ℓ）となっており，貯留方法による相違はみられなかった。また，TSの減少量は，VTSの減少量にほぼ対応していた。

2）汚泥の濃縮性の変化

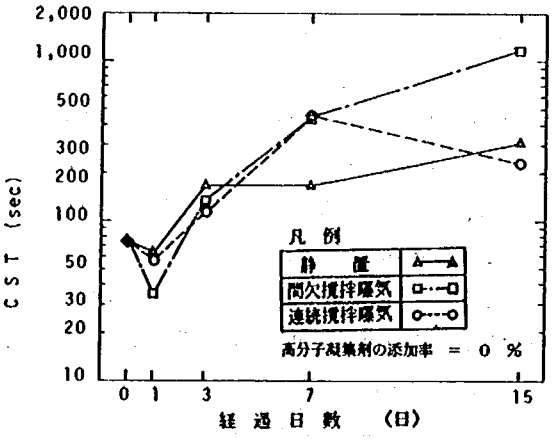
汚泥貯留に伴う濃縮性の変化を1ℓのメスシリンダーを用いた24時間後の沈殿率（$SV_{24}hr$）で示すと図－1に示すとおりであった。貯留開始後3日目までは，貯留方法によって$SV_{24}hr$に大きな差異はなかったが，7日目以降には連続撹拌曝気の場合に，$SV_{24}hr$が大きくなり沈降性が悪くなることがわかった。

3）汚泥の脱水性の変化

貯留日数と汚泥のCSTの関係を示すと図－2に示すとおりであった。汚泥の脱水性の指標としてのCSTは，貯留日数の増加と共に大きくなる傾向にあった。特に，間欠撹拌曝気の場合にはCSTの増加が顕著であった。ただし，これまで示されている汚泥のCST[3]と比較して，濃度が低



図－1　汚泥貯留と24時間沈殿率の変化



図－2　汚泥貯留とCSTの変化

いということもあるが，本実験で得られたＣＳＴは比較的小さいものであった。さらに，高分子凝集剤を添加した場合には，添加率が0.4％以上となるとＣＳＴの値は100秒以下となり，貯留日数が増加しても脱水性は，さほど悪化しないと考えられた。

3.2　返送水の処理に関する室内実験

3.2.1　実験の目的

小規模下水処理場から発生する汚泥を１箇所に集中して処理する場合，集中処理する処理場の汚泥処理施設から発生する返送水量は，通常の処理場と比較して増加すると考えられる。返送水が流入下水の水質濃度を高くすることが報告されており[4]，返送水量が増加した場合の下水の処理特性について室内実験を行った。

3.2.2　実験方法と実験条件

表－３　流入生下水と返送水の混合割合

実験区分 / 返送水量の割合(%) / 対象下水の種類	ｼﾘｰｽﾞ-1	実験 1			実験 2			実験 3		
		1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3
	0	4	20	40	4	20	40	4	20	40
流入生下水	100%	96%	80%	60%	96%	80%	60%	96%	80%	60%
濃縮槽分離液	—	4	20	40	3.2	16.0	32.0	2.0	12.5	20.0
嫌気性消化槽脱離液	—	—	—	—	0.8	4.0	8.0	0.8	2.5	8.0
脱水汊液	—	—	—	—	—	—	—	1.2	5.0	12.0

返送水の処理実験の方法と実験条件は，以下のとおりである。

１）処理対象下水

処理実験に用いた流入生下水，濃縮タンク分離液，嫌気性消化タンク脱離液，脱水濾液は，3.1に述べたＭ市下水処理場にて採水した。

２）返送水の混合割合

流入生下水量に対する返流水量の割合は，４％といわれており[4]，今回の実験では，返流水量の割合を０％，20％（同規模の処理場５箇所の汚泥を集中処理することを想定），40％（10箇所の汚泥を集中処理する場合）とした。返送水中に占める濃縮タンク分離液，嫌気性消化タンク脱離液，脱水濾液の比率は，これまでに報告されている事例[5]を参考にして決めた。各処理実験における流入下水と各返送水の混合割合は，表－３に示すとおりとした。

３）実験方法および分析項目

返送水の処理実験は，容量20ℓの散気球の付いた容器を用いて，表－３に従って流入生下水と返送水を混合した処理原水を12ℓ調整し，Ｍ市下水処理場で採泥した返送汚泥４ℓと混合し，回分式にて行った。処理開始後，０，30分，１，２，３，６時間後に反応槽からサンプリングした混合液を30分間静置沈殿し，上澄水と沈殿汚泥を分析に供した。分析項目は，TS，SS，BOD_5，溶解性BOD_5，COD_{Mn}，溶解性COD_{Mn}，COD_{cr}，Ｔ－Ｐ，Ｋ－Ｎ，NH_4－Ｎ，NOx－Ｎ，活性汚泥浮遊物質（ＭＬＳＳ），活性汚泥有機性浮遊物質（ＭＬＶＳＳ）であった。COD_{cr}，りんおよび窒素の分析は，自動化色分析計を用いたが，他の分析項目は，「下水試験方法」に拠った。

3.2.3　実験結果

１）処理対象下水の水質

処理実験に用いた流入生下水，濃縮タンク分離液，嫌気性消化タンク脱離液および脱水濾液の水質

分析結果は，表－4に示すとおりであった。流入生下水の水質は，通常の流入下水と比較してやや低い値であった。濃縮タンク分離液は，希釈濃縮を行っているために，通常の場合と比較して相当に良好な水質であった。嫌気性消化タンク脱離液，脱水濾液は，やや良好な値を示していた。

2）有機物の除去

返流水の回分処理実験結果のうち，処理開始後6時間後の上澄水の水質分析結果を表－5に示す。表－5の負荷は，実験開始直後の値を示した。

各実験のBOD－MLSS負荷は，0.20～0.27kg/kg・日であり，各実験区分ごとに大きな差がなかった。したがって，処理水の溶解性BOD_5は，1.5～3.1mg/ℓと良好であった。一方，COD－MLSS負荷は，嫌気性消化脱離液の混合割合が最も高い実験2－3で0.463kg/kg・日とコントロール系の約2.5倍となっており，処理水のCODcrは，コントロール系の約1.8倍と高くなっていた。COD－MLSS負荷と処理水CODcrの関係を示すと図－3のとおりであった。嫌気性消化タンク脱離液の割合が高くなるほど集中処理場での下水処理水中のCODcrが高くなると考えられるが，今回実験した負荷の範囲では，割合に良好な処理水が得られると思われる。

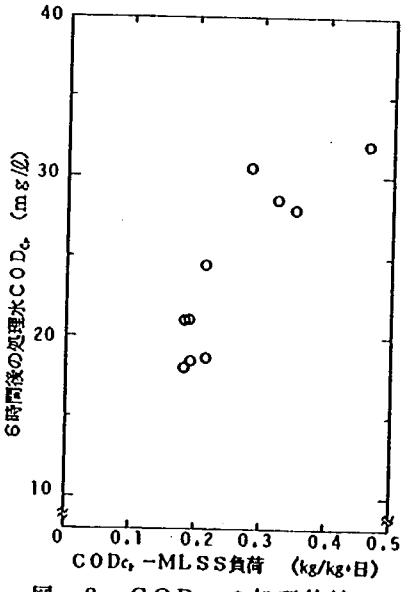
表－4　実験に用いた原水の水質

単位：mg/ℓ

	実験原水			
	生下水	濃縮分離液	消化脱離液	脱水ろ液
TS	520	774	4600	438
SS	112	470	3660	132
BOD_5	151	242	587	69.1
S-BOD_5	58.4	28.7	176	6.7
CODMn	65.1	156	1150	40.0
S-CODMn	32.0	21.7	187	11.8
CODcr	128	157	3190	62.6
S-CODcr	60.6	55.3	423	29.7
K-N	21.6	23.5	741	56.0
NH_4-N	21.6	15.7	667	47.3
NO_2-N	0.04	0.03	0.06	0.09
$NO_{2,3}$-N	0.04	0.03	0.30	5.08
T-P	3.25	4.75	14.0	11.6

表－5　返送水の回分処理実験結果（6時間後）

項目＼実験区分		対照	実験1			実験2			実験3		
			1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3
負荷	BOD_5-MLSS負荷 (kg/kg・日)	0.206	0.212	0.226	0.212	0.215	0.212	0.273	0.212	0.226	0.240
負荷	COD_{cr}-MLSS負荷 (kg/kg・日)	0.181	0.181	0.187	0.192	0.215	0.323	0.463	0.213	0.282	0.350
処理水	SS (mg/ℓ)	22.5	37.1	7.2	20.1	12.8	17.0	20.3	35.9	31.9	26.9
処理水	BOD_5 (mg/ℓ)	21.6	34.9	8.1	23.0	7.1	35.1	18.5	30.3	37.7	33.7
処理水	溶解性BOD_5 (mg/ℓ)	2.8	1.8	2.5	2.1	1.5	2.1	3.1	1.6	1.6	1.9
処理水	COD_{cr} (mg/ℓ)	18.1	21.0	21.0	18.5	18.7	28.6	32.0	24.5	30.6	28.0
処理水	溶解性COD_{cr} (mg/ℓ)	12.1	11.9	11.3	13.7	10.8	15.1	26.1	15.3	12.3	13.3
処理水	T-P (mg/ℓ)	2.20	1.75	1.95	2.00	2.30	3.80	5.00	2.10	3.56	4.70
処理水	K-N (mg/ℓ)	28.0	1.95	5.15	7.15	0.35	5.85	19.5	6.25	2.10	8.85
処理水	NH_4-N (mg/ℓ)	0.30	0.12	0.23	0.07	0.25	3.95	18.5	0.32	2.40	7.21
処理水	NO_3-N (mg/ℓ)	8.89	8.92	6.61	7.53	11.1	19.4	22.3	12.1	17.5	21.5



図－3　CODcrの処理特性

3）窒素の除去

表－5より，嫌気性消化タンク脱離液の割合が高くなるほど処理水のNH_4－Nが高くなる傾向があった。表－5に示していないが，初期のNH_4－Nが20mg/ℓを越えると処理水中に残存するNH_4－Nが増加する傾向がみられた。また，コントロール，実験1の負荷範囲では，処理開始後3時間でNH_4－Nは，ほとんど硝化されていた。

4）りんの除去

T－Pの除去特性もNH_4－Nと同様に，嫌気性消化タン

ク脱離液の割合が高くなるにしたがって，処理水中のT－Pが高くなる傾向にあり，特に初期T－P濃度が10mg／ℓを越えると処理水中に残存するT－Pが増加する傾向にあった。

3.3　下水汚泥の好気性消化に関する実験

3.3.1　実験の目的

下水汚泥の好気性消化法は，好気性微生物により有機物を分解し汚泥の減量化，安定化を図る方法である。この方法は操作が簡単であるという理由から，特に小規模下水処理場において採用される場合が多い。しかし，実際にこの方法を採用している処理場において必ずしも設計どおりの機能を発揮しているわけではない[6]。

操作が簡単であるにもかかわらず，有効に消化を行い得ない原因は，好気性消化法の適正な操作条件の確立が十分になされておらず，経験等に寄るところが大きいためである。

本実験は，特に小規模下水処理場における好気性消化法の適正な設計条件，操作条件の確立とその後の処理プロセスに与える影響について基礎的なデータを得ることを目的としている。

3.3.2　実験条件

実験は，温度条件と汚泥の種類を変化させた回分実験および余剰汚泥を用いた半連続実験により構成されている。主な実験条件は表－6に示すとおりである。

表－6　実験条件

実験No／項目	No 1	No 2	No 3
実験様式	回分実験	回分実験	半連続実験
実験温度	20℃	10℃	20℃
供試汚泥	混合生汚泥 初沈汚泥 余剰汚泥	混合生汚泥 初沈汚泥 余剰汚泥	余剰汚泥
実験期間	29日間	28日間	69日間
消化日数	〃	〃	4.5日 6.3日 13.4日 21.6日
撹拌空気量	0.25 (air)ℓ/min・ℓ		18 (air)ℓ/min槽)＋機械撹拌

回分実験は，混合生汚泥，最初沈殿池汚泥（以下初沈汚泥），余剰汚泥の3種類について設定温度を10℃，20℃とした。実験装置は20ℓのポリタンクの底にディフェーザーを取り付けたものを用いた。実験期間は4週間とし，週1回の割合で実験装置内の消化汚泥のサンプリングを行い分析に供した。

半連続実験は余剰汚泥を用い，設定消化日数5日，10日，20日，40日の4つのケースについて実験を行った。汚泥の投入，引抜きは，チューブポンプを用い1日1回行った。

供試汚泥は，分流式（一部合流式）のK下水処理場より採取した。この処理場の水処理方式は活性汚泥循環変法，汚泥処理方式は濃縮－嫌気性消化－遠心脱水となっている。初沈汚泥と余剰汚泥は別々に引抜かれており，初沈汚泥は主に流入水中のＳＳ成分と考えられる。混合汚泥には濃縮槽引抜き汚泥を用いた。

汚泥の成分分析は，pH，TS，VS，溶解性成分としてGF／Bで濾過した濾液のTS（D－TS）VS（D－VS），K－N，NH_4－N，NO_{2+3}－N，T－P，PO_4－P，について行い，脱水性についての指標としてＣＳＴの測定を行った。窒素，りんの分析には自動比色分析装置を用いた。さらに，混合生汚泥，初沈汚泥，余剰汚泥についてクーロメーターを用いた酸素消費量試験を行った。

3.3.3　実験結果

1）回分好気性消化実験

実験の結果を表－7に示す。

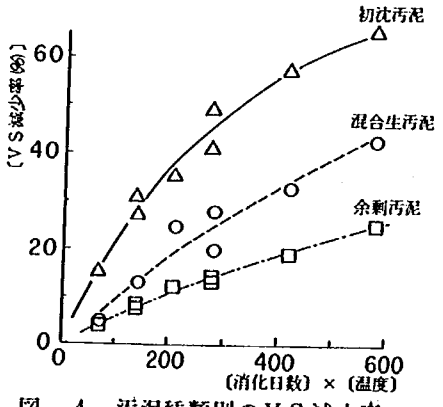
好気性消化におけるＶＳの減少量は，ＥＰＡマニュアル[7]等において温度と消化日数の積とに相関があるとされている。当実験での結果について温度と消化日数の積とＶＳ減少率を示すと，図－４に示すとおりであった。この図からもみられるとおり当実験においても混合生汚泥，初沈汚泥，余剰汚泥ともＶＳの減少率と温度と消化日数の積との間に高い相関がみられた。特に混合生汚泥については，

表－７　回分好気性消化実験結果

（単位　mg/ℓ）

汚泥区分	混合生汚泥				初沈汚泥				余剰汚泥			
消化温度(℃)	20 ℃		10 ℃		20 ℃		10 ℃		20 ℃		10 ℃	
項目	開始時	終了時	開始時	終了時	開始時	終了時	開始時	終了時	開始時	終了時	開始時	終了時
pH	5.52	6.51	5.82	6.50	5.85	6.13	6.16	6.20	6.76	4.48	6.79	6.66
TS	28,188	17,446	28,248	22,150	20,970	9,032	24,802	16,340	22,510	18,610	17,746	15,866
VS	20,566	11,832	20,270	14,682	15,988	5,458	18,162	10,702	17,658	13,210	13,372	11,446
D-TS	2,639	1,294	1,691	1,465	1,331	1,298	1,122	1,333	1,211	2,225	555	1,180
D-VS	1,743	665	1,113	771	814	685	570	591	529	1,014	127	639
K-N	1,488	1,046	1,656	1,096	508	258	1,008	594	1,644	1,450	1,392	1,546
NH_4-N	218	238	200	97	361	41	34	82	48	297	14	24
$NO_{2,3}$-N	0.01	207	0.10	75.5	0.10	27.1	0.04	33.0	0.01	525	0.04	196
T-P	526	516	626	618	174	158	382	360	552	668	466	490
PO_4-P	18	5.3	12	1.8	3.6	5.3	8.5	0.8	41.1	100	8.5	4.5

ＥＰＡマニュアルに示された値と近似していた。汚泥の種類別にみると初沈汚泥のＶＳ減少率が最も高く，余剰汚泥の減少率が低い値となった。この傾向は嫌気性消化の場合と比べても同様であり，初沈汚泥中のＶＳ成分が好気性，嫌気性にかかわらず分離をうけやすいものであることを示している。



図－４　汚泥種類別のＶＳ減少率

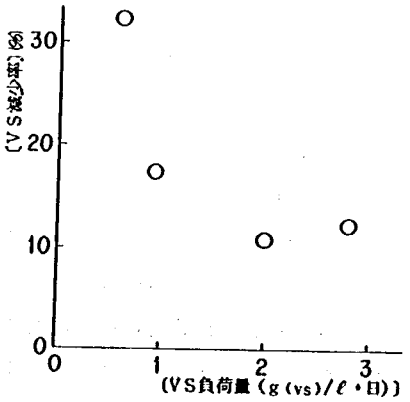
２）半連続実験

実験は余剰汚泥を用いて行い，総実験期間は65日間とした。実験開始から40日間を汚泥の馴致期間とし残りの29日

表－８　半連続実験の結果

（負荷量単位　mg/l）

CASE No.	1		2		3		4	
設定消化日数(日)	5		10		20		40	
平均消化日数(日)	4.5		6.3		13.4		21.6	
項目	投入	引抜き	投入	引抜き	投入	引抜き	投入	引抜き
pH	6.82	5.57	6.82	5.77	6.82	5.62	6.82	5.62
TS	3,696	3,356	2,665	2,472	1,247	1,079	818	589
VS	2,842	2,495	2,051	1,830	960	794	631	426
D-TS	141	284	101	204	48	95	30	70
D-VS	46	150	32	107	15	50	9	39
K-N	269	218	193	165	91	64	59	36
NH_4-N	6.9	12.6	5.0	11.4	2.3	5.0	1.5	4.9
$NO_{2,3}$-N	0.1	29.1	0.1	22.7	0.0	10.9	0.0	8.9
T-P	97	93	69	71	33	31	21	18
PO_4-P	1.9	1.4	1.4	1.0	0.7	0.5	0.5	0.8



図－５　余剰汚泥のＶＳ負荷量とＶＳ減少率

間のデータについて検討を行った。29日間における平均消化日数は 4.5日，6.3日，13.6日，21.6日となった。表－8に各成分の日平均負荷量を示す。

図－5にＶＳの負荷量とＶＳの減少率との関係を示す。余剰汚泥を使用しているため総じてＶＳ減少率は小さいものの 1.5～2.0（(VS) g/ℓ・日）付近で変曲点が生じている。この結果から余剰汚泥について好気性消化槽の運転はＶＳの負荷量を 1.5～2.0（(VS) g/ℓ・日）以下にすることが望ましいと考えられる。

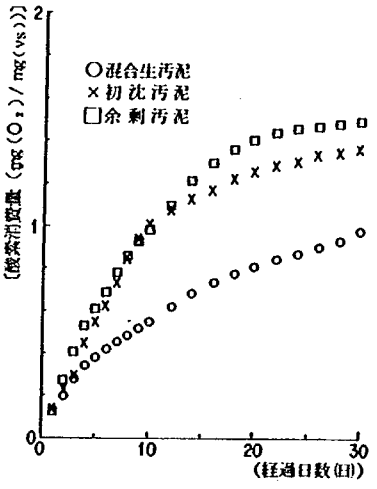
3）酸素消費量試験

6系列のクーロメーターを用いて混合生汚泥，初沈汚泥，余剰汚泥各2ケースずつ回分実験と並行して試験を行った。各ケースの設定条件を表－9に示す。

表－9　酸素消費量試験条件

ケースNo.	汚泥の種類	希釈率	汚泥量	温度	実験開始時 TS (mg/ℓ)	実験開始時 VS (mg/ℓ)
1	初沈汚泥	20倍	300ml	20℃	983	740
2	初沈汚泥	20倍	300ml	20℃	983	740
3	余剰汚泥	20倍	300ml	20℃	1,060	810
4	余剰汚泥	20倍	300ml	20℃	1,060	810
5	混合汚泥	20倍	300ml	20℃	1,294	916
6	混合汚泥	20倍	300ml	20℃	1,294	916

図－6には，各汚泥の単位ＶＳ当りの平均酸素消費量を示す。余剰汚泥の酸素消費量が最も多く混合生汚泥が最も小さな値であった。この結果は回分実験のＶＳ減少率とは逆の傾向とな　ていた。回分実験では同量の空気を供給していたが，各汚泥の酸素消費量が異るため，余剰汚泥の減少率が低くなっていたとも想定される。したがって，特に余剰汚泥の割合の多い汚泥を好気性消化する場合には，空気量に注意する必要があると考えられる。

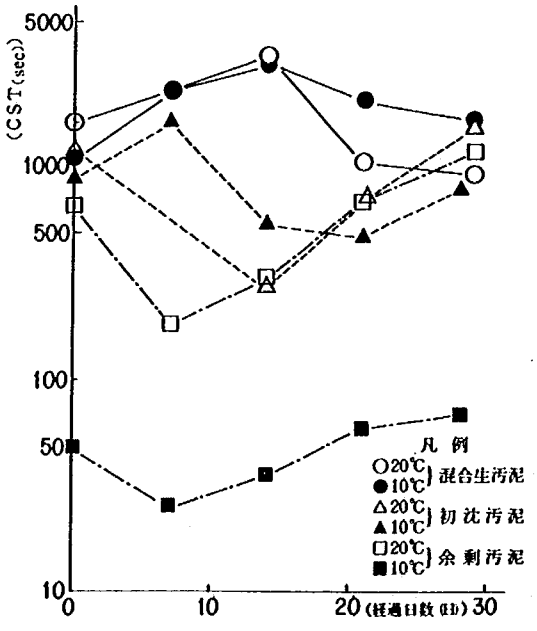


図－6　単位ＶＳ当りの酸素消費量

4）ＣＳＴを指標とした脱水性

図－7には，2回の回分実験における消化日数とＣＳＴの経日変化を示す。

従来より好気性消化汚泥は，消化されることにより細分化され脱水性が悪化するといわれてきた。ＣＳＴの経日変化をみると消化日数28日間に多少の動きはみられるが，最終的には実験開始時と似た値となった。消化による固形物分の減少はあるものの，好気性消化による脱水性は，ＣＳＴでみるかぎり著しい悪化はみられなかった。



図－7　回分実験におけるＣＳＴの経日変化

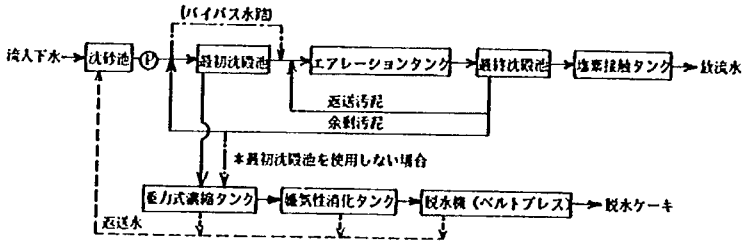
3.4　最初沈殿池と汚泥性状に関する実態調査

3.4.1　実態調査の目的

小規模下水処理場においては，オキシディションディッチ法などを採用した場合，最初沈殿池が省略されることが多くなっている。最初沈殿池がある場合とない場合に，発生する汚泥の量や性状に関するデータは少ない。本調査は，最初沈殿池が水処理施設から発生する汚泥の量と質に与える影響を明らかにすることを目的として実施した。

3.4.2　調査の方法

調査は，O市浄化センターの実施設において，最初沈殿池を用いた場合と用いない場合について，水処理機能，汚泥発生量とその性状，汚泥の濃縮性と脱水性について実態調査した。O市浄化センターは，分流式の処理場で，水処理方式は標準活性汚泥法，汚泥処理方式は，濃縮－嫌気性消化－脱水（ベルトプレス）を採用している。処理フローシートは，図－8に示すとおりである。現有の水処理施設能力は，57,200m³/日であり，昭和61年の日平均流入下水量は，40,000 ～ 50,000 m³/日であった。



図－8　O市浄化センターのフローシート

実態調査は，昭和61年12月16日～17日に最初沈殿池がある場合の24時間調査（第1回調査）を行い，昭和62年1月12日に最初沈殿池バイパス水路を用いて最初沈殿池を省略した運転方法に変更し，昭和62年2月3日～4日に24時間調査（第2回調査）を行った。24時間調査における分析項目は，水処理系については，pH，水温，BOD_5，溶解性BOD_5，COD_{Mn}，SSであり，汚泥処理系については，pH，温度，酸度，TS，VTS，SS，VSSであった。また，汚泥の濃縮性の指標として1ℓメスシリンダーを用いた汚泥界面沈降試験，脱水性の指標としてCSTの測定を行った。さらに，O市浄化センターの日報を収集し，流入下水量，発生汚泥量などを把握した。

表－10　24時間調査結果

調査 / 項目 / 下水の種類	第1回		第2回	
	流入下水	処理水	流入下水	処理水
水温（℃）	15.9	15.9	13.6	13.7
pH（－）	7.0	7.3	7.2	7.4
BOD_5（mg/ℓ）	109	3.7	77.1	5.0
S－BOD_5（mg/ℓ）	51.0	2.2	22.7	2.7
COD_{Mn}（mg/ℓ）	64.1	8.5	40.4	8.4
S－COD_{Mn}（mg/ℓ）	30.0	8.0	17.0	7.2
SS（mg/ℓ）	70.3	5.0	49.0	3.0
MLSS（mg/ℓ）	928		960	
MLVSS（mg/ℓ）	675（72.7）		714（74.4）	
BOD－SS負荷（kg/kg・日）	0.26		0.34	
SRT（日）	1.64		1.99	
SVI	164		157	

表－11　最初沈殿池と処理機能

最初沈殿池の有無	有		無	
年月	昭和61年2，3月		昭和62年2，3月	
下水の種類	流入下水	処理水	流入下水	処理水
水温（℃）	12.9	14.5	14.1	15.5
pH（－）	7.1	7.5	7.2	7.6
BOD_5（mg/ℓ）	83	5.2	117	4.8
COD_{Mn}（mg/ℓ）	47	6.6	50	8.5
SS（mg/ℓ）	107	6.4	128	5.1
平均流入下水量（m^3/日）	38，400		40，600	

3.4.3　調査の結果

1）水処理機能

24時間調査の結果は，表－10に示すとおりであった。第１回と第２回調査で流入下水の水質が異っているが，最初沈殿池の有無による処理水質への影響は，ほとんどないと考えられる。また，Ｏ市浄化センターが実施した精密試験結果のうち，昭和61年と62年の同じ時期の平均値を比較したものが表－11であるが，流入下水量が多少変化しているものの，処理機能に差はないといえよう。

２）発生汚泥量

最初沈殿池がある場合とない場合の発生汚泥量の比較は，Ｏ市浄化センターの日報から同じ時期の昭和61年と昭和62年のデータを整理して行った。その結果は，表－12に示すとおりであった。日平均発生固形物量は，最初沈殿池のある場合と比較して約３％減少しており，流入下水量当りの発生固形物は，約８％減少していた。この理由としては，最初沈殿池で除去されていた汚泥中の有機物が，エアレーションタンクで生物学的な酸化を受けて減少したためと考えられる。発生汚泥中のＶＴＳの割合は，第１回調査で７７.６％（最初沈殿池混合汚泥），第２回調査で７５.１％（余剰活性汚泥）と大差はなかった。

表－12　発生汚泥量の比較

最初沈殿池の有無	有	無
年　月	昭和61年2，3月	昭和62年2，3月
発生汚泥量（m^3／日）	947	640
汚泥ＴＳ（％）	0.64	0.91
発生固形物量（t／日）	5.997	5.824
発生原単位（kg／m^3・流入水）	0.157	0.144

３）汚泥の濃縮性

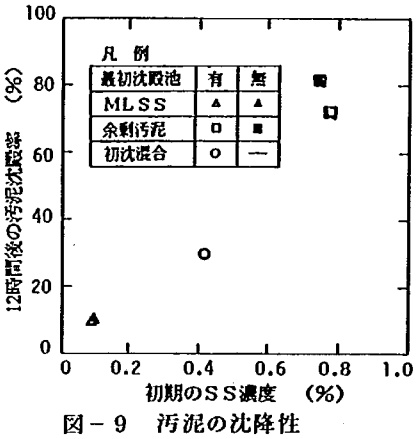
汚泥の濃縮性の指標として１ℓのメスシリンダーを用いて汚泥の界面沈降を測定したが，測定に用いた汚泥の初期ＳＳ濃度と測定開始12時間後の沈降率の関係を示すと図－９に示すとおりであった。最初沈殿池のない場合の余剰汚泥の沈降率が少し悪くなっていたが，エアレーションタンク内混合液（ＭＬＳＳ）の沈降率には，変化がなかった。

Ｏ市浄化センターでは，最初沈殿池を用いない場合には，重力濃縮タンクへの投入汚泥（余剰汚泥）の濃度が高いと判断し，処理水を用いて希釈し，濃縮操作を行った。このときの余剰汚泥と処理水の混合比は，ほぼ，１：１であった。この結果，実際の濃縮汚泥ＴＳ濃度は，第２回調査では3.4％となり，最初沈殿池がある場合の第１回調査の3.5％とほぼ同じであった。

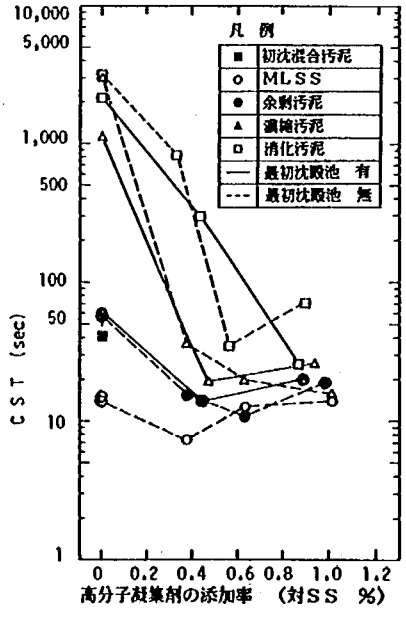
また，当浄化センターの２月，３月の日報を比較した結果，昭和61年（最初沈殿池あり）で3.6％，昭和62年（最初沈殿池なし）で3.8％と差異はなかった。

４）汚泥の脱水性

汚泥の脱水性の指標としてＣＳＴを測定した結果は，図

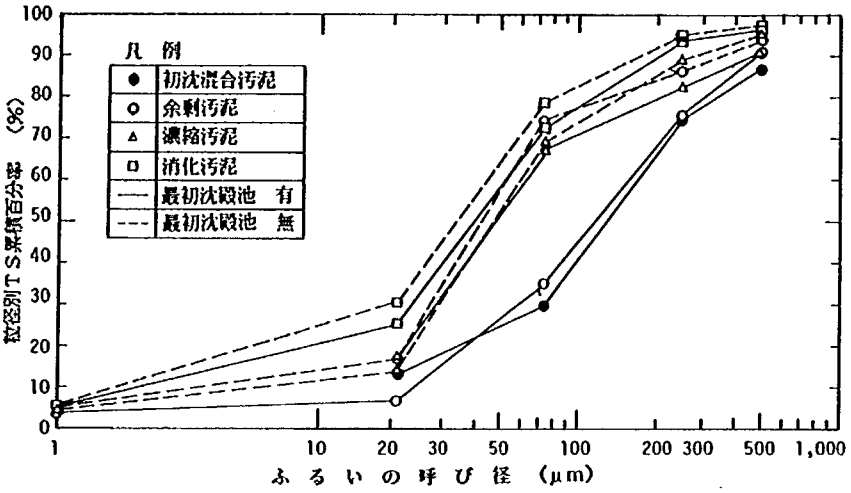


図－９　汚泥の沈降性



図－10　汚泥の脱水性

－10に示すとおりであった。用いた高分子凝集剤は，高力チオン系のツキフロック３９１P（0.2W/V%）を用いた。最初沈殿池の有無によるＣＳＴ値の相違は，凝集剤添加率０%の濃縮汚泥を除いてほとんどなかった。



図－11　最初沈殿池の有無と汚泥の粒径分布

５）汚泥の粒子径分布

汚泥を粒子径により分画し，各分画区分ごとのＴＳ分布を測定した。分画は，公称径 1.0 μm のガラスファイバー濾紙（ＧＦ／Ｂ）と 20，74，250，500 μm のふるいを用いた。分析結果は，図－11に示すとおりであった。最初沈殿池がない場合には，汚泥の粒径分布が小さい方向へ移行する傾向がみられ，従来は，最初沈殿池で除去されていた汚泥がエアレーションタンクで酸化分解され細粒化され，その影響が後続の汚泥プロセスにも及んでいると推定される。しかし，濃縮性，脱水性は，これまで述べてきたように大きな差異はなかった。

６）嫌気性消化プロセス

Ｏ市浄化センターの嫌気性消化タンクは，高温域（46 ～ 53℃）で運転されており，消化日数は，70日前後であった。最初沈殿池がある場合とない場合の消化タンクの運転成績は，表－13に示すとおりであった。最初沈殿池を用いない場合に消化汚泥濃度の低下がみられ，運転変更から約３ヶ月後には二次タンクにおける固液分離が悪化したため，最初沈殿池を用いた従来の運転方法へと変更された。固液分離悪化の原因は，消化汚泥の引抜きすぎという運転操作の誤りもあるが，図－11に示したように，汚泥粒径の微細化により固液分離が困難になったためと考えられる。したがって，最初沈殿池なしで維持管理を行う場合には，脱離液の引抜きを行わず全量脱水するなど，嫌気消化タンクの運転管理には充分留意する必要がある。

表－13　嫌気性消化タンクの運転成績

最初沈殿池の有無		有	無
年　月		昭和61年2，3月	昭和62年2，3月
消化日数（日）		68	84
消化温度（℃）		46．3	50．6
投入汚泥	ＴＳ（%）	3．6	3．7
	VTS（%）	68．9	74．2
消化汚泥	ＴＳ（%）	4．0	3．3
	VTS（%）	56．7	54．9
投入汚泥量当り消化ガス発生倍率（倍）		10．1	11．8

4. まとめと今後の課題

昭和61年度に実施した調査のまとめと今後の課題は，以下のとおりである。

① 汚泥の貯留方法，貯留日数と脱水性，濃縮性について室内実験を行った結果，貯留日数３日目までは濃縮性，脱水性に顕著な変化はなかったが，７日目以降，連続撹拌曝気した場合には濃縮性が

悪くなる傾向がみられた。今後は，20℃以上での貯留や標準活性汚泥法以外を採用した処理場の汚泥について実験を行う必要があると考えられる。

② 返送水の処理実験を行った結果，同規模の標準活性汚泥法の処理場を10箇所集中して汚泥処理を行っても，返送水が水処理機能に与える影響は大きくないと考えられた。今後，標準活性汚泥法以外の水処理プロセスの汚泥返送水について検討する必要がある。

③ 好気性消化に関する室内実験を行った結果，汚泥のＶＳ減少率と（消化日数）×（消緩温度）の値との間に高い相関があり，余剰汚泥を好気性消化する場合のＶＳ負荷量は，1.5～2.0（ＶＳ－g／ℓ－槽・日）以下とするのが望ましいことがわかった。また，好気性消化汚泥の脱水性をＣＳＴで検討したが，脱水性の著しい悪化はみられず，今後，さらに検討する必要があると考えられた。

④ 最初沈殿池と汚泥性状等について実態調査した結果，最初沈殿池がない場合にはある場合と比較して，発生汚泥量が３～８％程度減少し，濃縮性，脱水性には相違がなかった。しかし，後続のプロセスとして嫌気性消化法を採用している場合には，消化タンクの固液分離などの維持管理に充分留意する必要がある。

参考文献

1）日本下水道事業団訳「汚泥の処理・処分に関する設計マニュアル（USEPA，"Process Desigh Manual for Sludge Treatment and Disposal, 1974")」.

2）日本下水道協会，「下水試験方法（1984年版)」.

3）笠倉ら，「汚泥濾過性の評価指標としてのＣＳＴ」，下水道協会誌，Vol. 15，№ 168，PP. 41－49 1978年6月.

4）栗林ら，「汚泥処理プロセスよりの返流水の実態と処理性」，下水道協会誌，Vol. 22，№ 253. PP. 26 － 41，1985 年 6 月.

5）大久保ら，「返流水負荷に関する一考察」，第22回下水道研究発表会講演集，PP. 637 － 639，1985年6月.

6）日本下水道事業団，「汚泥の好気性消化に関する調査報告書」，昭和61年３月.

7）USEPA，" Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal", September 1979.

Ⅳ 下水道事業調査費による他部の研究

1．下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査

システム課　課長　北川明
補佐　野口正
自動化係長　浦野隆
野口勉
下水道研究室主任研究員　谷戸善彦

1．まえがき

下水道は、健康で安全・快適な生活環境の確保と公共用水域の水質の保全を図るために不可欠の施設であり、都市における水循環サイクルの重要な構成要素として認識されはじめており、さらに今後、付加的な価値を持った多目的施設として活用されることが期待されている。

下水処理施設整備を推進しその管理運用の効率化を図るためには、施設現況や運転状況等のデータを整備し必要に応じてそれらを迅速に提供できるシステムを導入する必要がある。そこで、本調査では、下水道のデータが即時検索が可能なデータベースネットワークシステムを開発しようとするものである。

本年度は、下水道情報及びその流通ルートの整理、データベース依存ニーズ調査、分析を行い、下水道界全体のデータベースシステムの備えるべき機能及びシステムのイメージ形成について検討を行った。

2．調査目的

下水道に係わる総合政策業務における意志決定支援ならびに事業執行業務の効率化、指導業務の適正化、研究、技術開発調査業務を通した下水道技術の確率、向上等を可能とするための情報管理システムを構築することを目的とするものである。

3．調査方法

県、市町村を対象としたアンケート調査によりデータベース整備に対する基本姿勢、他主体への情報ニーズ、データベースへの依存ニーズ等について把握する。これにより、データベース化情報の分析、下水道データベース構想のイメージ形成等について検討する。

4．調査結果

4．1　下水道情報の整理

下水道における関連情報を抽出すると共に情報の分類の枠組を設定し、これに基づき情報の分類整理を行った。また、現状における情報の流れの実態について把握するために下水道事業主体に対する調書の整理を行った。

1）情報の分類要素の抽出

情報項目の分類を行おうとするとき、その視点には表－1の各項目があげられる。同表中には、デー

タベースシステムの設計にとって各分類視点がどのように関与するかについても合わせて示した。

なお、今年度調査では、下水道データベースの概念的なイメージ形成を目的とするところから、①、②による分類に主眼を置くこととし、③以降についてはどのような分類がなされるかを表－2に示すにとどめる。

表－1　下水道情報の分類の視点

分類項目	視　点	データベースシステムとの係り
①種類	何に関する情報か	情報項目の確定をこれにより与えることができ分類の基本と考えられる
②業務	関連業務、使用目的は何か	データベース整備の目的に対応した整備すべき情報項目の抽出
③発生源	誰が求めたか／どこで発生したか	
④取得方法（発生段階）	情報取得の方法／どの業務で発生したか	データベースの整備主体／管理更新方法
⑤公表の有無	誰でも入手可能か、利用対象の制限	データベースの運用・利用方法
⑥形態	データは図面か数値か	データベース整備方法（利用メディア）
⑦空間スケール	データの示す空間範囲	発生源の広がり→データベース整備主体
⑧発生頻度（時間単位）	データの発生頻度／時間単位	更新頻度／情報活用の時間スケール、発生からの時間遅れ

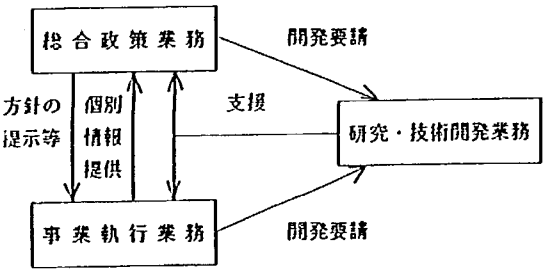
表－2　下水道情報の分類要素

項　目	要　素
発生源（受領者）	国（建設省・土研、他の中央省庁）、県市町村、日本下水道事業団、日本下水道協会、公社、大学、研究機関
取得方法	実験・観測など、調査・統計など 計画・統計業務、施設建設業務、事業経営、施設管理、研究・技術開発
公表の有無	無---- 有----統計書、論文・報告、新聞記事
形態	数値、文字（文書）、画像、地図
空間スケール	町丁、区域・地区、市町村、県、流域 処理分区、処理区（単独公下、流下）
発生頻度（時間単位）	時・分・秒、日、週、月、年、５年 事業開始からの累積

2）下水道情報の整理

下水道事業に係わる業務は、総合政策業務、事業執行業務、研究・技術開発業務の３つの業務種類に分類される。

図－１に示す業務のうち、研究・技術開発業務は、他の２つの業務からのニーズをベースに行われ、かつこれらを支援する位置付けにあるが、その内容は多岐にわたると考えられる。また左の２つの業務は、互いに基本的意志決定、承認・許認可、財源の確保及び補助、指導という役割と実際に事業を執行するなかでの個別地区情報の提供という機能分担がなされている。



図－１　下水道事業に係る業務内容

したがって総合政策業務で扱う情報は、基本的に事業執行業務で必要とする情報、発生する情報に包含されるものと考えられ一般にその情報量は後者が圧倒的に多い。

以上のことから、ここでは、個別の事業実施する地区に関する整理を中心に行う。

４．２　データベースのニーズ分析

1）調査方法

下水道に係わる各種業務の遂行にあたり、どういった情報をデータベース化し、さらに、他の関係諸団体に対してどのような要望があるかを調べるため、アンケート調査を行い次の点について検討を行った。

①データベースの整備の目的・必要性

②データベース化すべき情報

③他主体への情報ニーズ

④データベース整備に際しての国への要望

2） 調査対象事業体

調査の対象とした事業体は、表－3に示す6県１４市町村である。この選定に際しては、主として関東近辺の県及び市町村を対象として、下水道整備が進んでいるところと、そうでないところを含むように配慮した。

表－3(1)　対象事業体一覧（県）

都道府県名	市町村数	公共下水道 事業実施 市町村数	公共下水道 処理開始 市町村数	特定環境保全公共下水道 事業実施 市町村数	特定環境保全公共下水道 処理開始 市町村数	流域処理区数	供用開始処理区数	普及率(%)
茨城県	92	39	29	2	2	4	2	15
栃木県	49	23	17	1 (1)	2 (1)	4	3	17
埼玉県	92	63	41	3 (2)		6	5	30
千葉県	80	31	27	－	1	3	3	26
東京都	42	22	28	－	－	8	5	75
神奈川県	37	27	21	－	－	4	3	47

1．（）は、61年 3月現在、流域下水道で処理しているもの。
2．60年度の公共下水道事業実施主体数としては８５７である。
　〃　特定環境保全公共下水道数　〃　１０４　〃
3．特定環境保全公共下水道で右肩。印は自然保護特環、（）書はその箇所数。
4．普及率は60年 3月現在である。　（出典：日本の下水道）

表－3(2)　対象事業体一覧（市町）

事業体	計画年月	供用開始年月	処理区域面積(ha)	処理人口（千人） 行政区域	処理区域	排水方式
札幌市	昭32.12	昭36. 4	18263	1524	1387	合流
水戸市	昭29.10	昭49. 7	564	225	36	合流
土浦市	昭41. 8	昭54. 1	470	118	24	分流
石岡市	昭50. 2	昭58. 4	121	49	9	分流
小山市	昭47. 1	昭51. 6	384	132	20	分流
東松山市	昭46. 3	昭47. 6	488	68	18	分流
銚子市	昭47. 2	昭59. 3	106	89	6	分流
我孫子市	昭42. 9	昭45. 4	351	110	32	分流
横浜市	昭25.10	昭37. 4	15459	2952	1778	分流
横須賀市	昭19. 3	昭41. 6	2185	426	193	分流
永川町	昭49.11	昭52.12	59	39	4	分流
宇都宮市	昭32.12	昭40. 8	1886	399	122	合流
松戸市	昭31. 5	昭35. 4	737	419	72	分流
湯河原町	昭49.12	－	－	26	－	分流

（出典：下水道統計，S59）

3） アンケートの項目の設定

アンケート票の作成に際し、質問の視点を明らかにするため、岡山市と堺市にヒヤリングを行った。その結果は以下の通りである。

① 岡山市

岡山市では、コンピュータ・マッピングによる都市情報システムの構築の一環として、下水道データベース整備が位置付けられている。対象分野は現況施設の維持管理で図面管理がデータベース化の中心となっている。

② 堺市

データベース化への取り組みは、主として下水道計画部門の業務に関わる地域特性等の面データをメッシュデータ化することを試行中である。局内情報のデータベース化についてその取扱いが、プライバシー保護等の関連から行政管理化による統制の影響を受けるため、情報の集中化に対応して情報の機密保護が問題となっている。

以上の結果を踏まえて、アンケートの質問項目を設定した。設定にあたっては、以下の事項に注目することとした。

① 自分のところでデータベース化したい情報は何か
② 他の主体から入手したい情報は何か
③ 他主体に送っている情報は何か

これにより、次の点を明らかにする。

a データベースを主体間でどのように分担して形成していくか
b データベース間のネットワークはどのようにして形成していくか

a、bの点を重視してアンケート票を作成し、各事業体へ郵送配布、郵送回収方式で調査を行った。

4) データベースの必要性

データベースの必要性に関して、主な事業体の意見をとりまとめた結果を表－4に示す。

表－4　下水道データベースの必要性

県市町村名	整備の背景	整備の目的
茨城県	・下水道施設の計画、建設、管理のためには、基本計画及び処理区域内の地形、社会的情報との体系的な管理が重要である。	・施設管理業務の省力化 ・業務執行の効率化、正確化 ・下水道施設と区域内の社会的、面的情報との体系的管理
栃木県	・浄化センターでは、各種のデータを記録しているが現段階では十分な統計解析ができないため、日常の維持管理や増設、修繕、点検計画などに十分活用できていない。また、市町村から各種の情報を徴収しているが体系的な指導を行う必要がある。	・建設、管理に関する情報を体系的に管理する。 ・施設管理業務の省力化 ・国等への報告業務の効率化、正確化 ・業務の高度化
埼玉県	・市町村指導を計画的に行うため。 ・計画から事業実施までが長期にわたるため市町村の指導が一貫してできなくなる恐れがある。このために市町村毎のカルテルを作り、問題点の早期解決を図る必要がある。	・市町村の指導の一貫性 ・問題点の早期解決
千葉県	・下水道維持管理において、過去における管理結果データ等がいろいろと関連しているが、それらを有効に活用するためには基本的なデータを保管し種々の解析に効率のよい方法が必要である。	・下水道維持管理に関する情報を体系的に管理する。 ・種々の解析について正確化と省力化 ・報告業務の効率化
東京都	・膨大な諸情報、及びデータを有しておりこれを体系的に管理し、効率的に利用することが事業執行をより効率的に行うために不可欠である。	・情報、データの体系的、一元管理 ・情報、迅速、正確な事務処理 ・意志決定の支援
神奈川県	・下水道事業は広範囲の業務内容であり、過去の資料および将来の予測等の情報が即座に取り出せることが今後、維持管理業務等を行っていく上で是非とも必要である。	・下水道財産管理の省力化 ・処理状況の分析による経営診断 ・下水道業務の情報提供の省力化等
札幌市	・公共下水道台帳のデータベース化により、維持管理業務の効率化を図る必要がある。 ・下水道計画、建設、管理の効率化、高度化のためには面的情報をはじめ各種の情報管理が必要である。	・下水道施設に関する種々の情報の体系的管理 ・文献、報道等各種情報の計画、設計等への活用
水戸市	・今後、ポンプ場、処理場が増える予定であるが維持管理費をおさえる必要から人員の配置でなく自動測定機等による集中管理が行われると考えられる。その際の通常の運転管理や豪雨等緊急時にも迅速に対応できるよう、各施設の状況や排水区域内の面的情報の把握が必要になると考えられる。	・ポンプ場、処理場の運転状況の把握と変化に対する迅速的な対応及び統計 ・修繕浚渫計画など、維持管理のための資料とする。 ・実情に応じた計画の変更

この結果から、データベースの構築の狙いは、「下水道の業務を効率化し、各種の意志決定を正確か

つ迅速に行うことから業務を適確化し、さらに、受益者へのサービスを向上させること」と解することができる。これにより下水道事業を高度化・健全化させることが可能と考えられる。なお、データベースの構築にあたり、そのシステムの評価基準としては、データの体系化、データ入手等の容易化、省力化、迅速化、円滑化、さらに、データの正確化や、管理の集中化などを挙げることができる。

4．3　下水道データベース構想の基本概念

1）データベース整備の目的

データベースとは、多目的に、共同で使用するデータの集合であり、データベースの整備に際しては、どのような利用者が、どのように使うかを検討しておくことが重要である。

市町村及び都県に対する下水道データベースに関するアンケート調査結果をみれば、下水道データベース整備の目的は次の9項目に集約される。

①下水道事業に係わる情報の体系的管理、②事務作業の省力化・迅速化、③国等への報告業務の省力化・迅速化、④総合政策業務等における意志決定支援の強化、⑤計画・設計業務の効率化・高度化⑥、維持管理業務の省力化・効率化・高度化、⑦住民サービスの向上、⑧事業執行の効率化・高度化、⑨事業経営の健全化

これらのうち、明らかに①はデータベースそのものであるため、これを整備することにより、②～⑦を実現し、結果として、⑧及び⑨の達成を図るということが、データベース整備の目的であるといえる。

4．4　データベース整備主体と役割分担

アンケート調査結果において、「他主体からの入手希望情報」をみると、情報整備の役割は、下水道事業の執行体制と関連付けられることがわかる。すなわち、事業主体を市町村とすれば、市町村、都道府県、国（事業団、協会を含む）の情報整備における役割は以下の通りである。

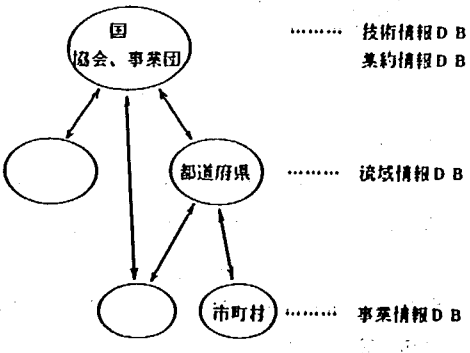
・市町村（事業主体）－－－－－－－事業実績情報の整備
・都道府県（上位行政体）　－－－市町村における事業推進のための入力及び制約情報の提供（地域フレーム、財政計画、水質規制等）
・国（事業団、協会も含む）－－－事業推進の効率化・高度化のための集約情報の提供（事業統計、技術情報等）

4．5　データベースシステムのイメージ

下水道事業全体の効率的な推進に寄与するという観点でのデータベースシステムは、整備主体によってデータベース化する情報が異なる。したがって、図－2に示すように、下水道データベースシステムを整備主体別のサブデータベースシステムの分散型データベースの総体として構築することが重要である。

この場合、国レベルの情報は、すべての事業主体が同一の情報にアクセスする必要があるため、集中化されたデータベースシステムとして構築されるべきものである。

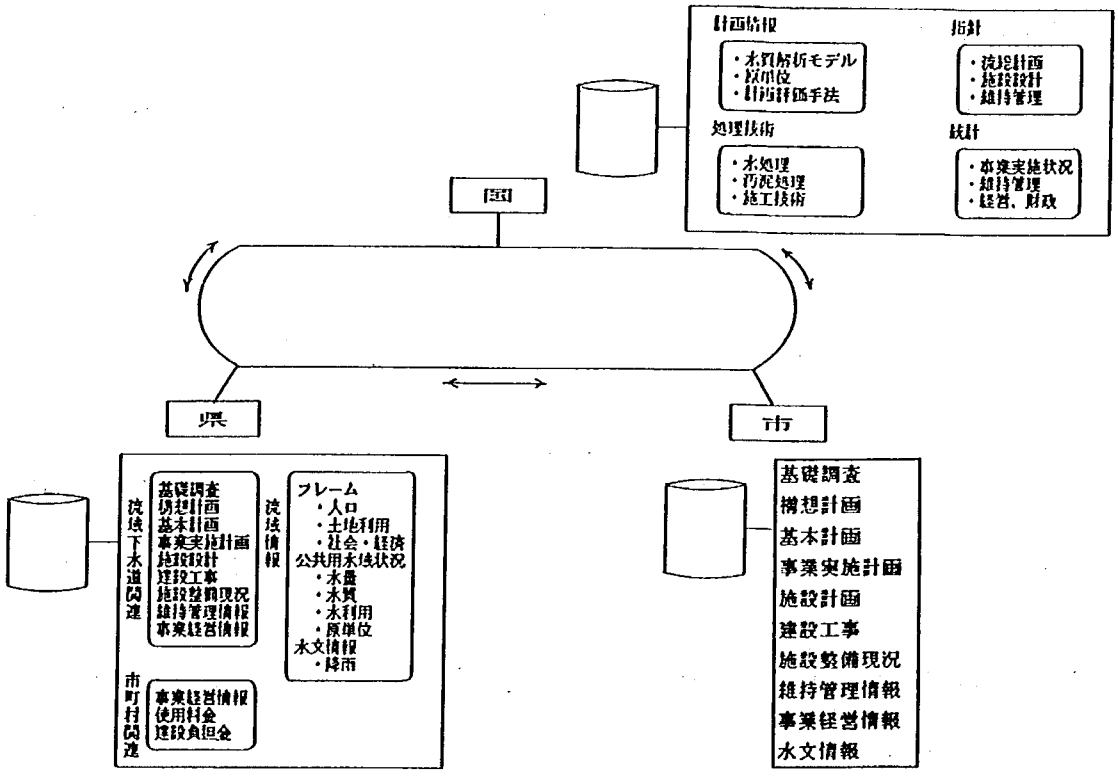
また、市町村レベルにおける情報は、当該事業体でのみ利用されることがほとんどであり、その保護や正確化



図－2　下水道データベースシステム

を守ることは、情報を利用する事業主体自身の問題である。したがって、このレベルの情報は個々の事業主体でデータベースシステムとして構築されるべきものであるといえる。

また、整備主体毎に整備する情報が異なることは、情報の重複がなく、その更新は各主体自身が行うことにより、全体として効率的であるといえる。すなわち、整備主体毎の整備情報を明確に分割することにより、すべての整備主体が対等の関係となる水平型の分散データベースが本調査で想定するデータベースである。全体のシステムイメージ（図－３）は、各主体毎に必要なデータベースシステムを構築し、これを通信ネットワークで連携させるもので、各整備主体が通信ネットワークのノードとして、対等の依存関係を持つことを示したものである。



図－３　下水道データベースシステム（分散型）

５．今後の問題点

下水道に係わる総合政策業務における意志決定支援、事業執行業務の効率化、指導業務の適正化、技術・研究開発調査業務を通した下水道技術の向上等を可能とする下水道情報管理システムの構築を指向し、その基盤となる下水道データベースシステムの基本構想について検討を行ってきたが、今後は、下水道データベースに関するトータル的な論理設計を踏まえた利用主体毎のデータ項目を選定することが当面の課題と言える。

2．薬液注入工法の注入管理手法に関する調査

施工研究室　室　長　鳴津晃臣
研究員　塚田幸広
下坪賢一
川村浩二

1．　まえがき

薬液注入工法は、薬液を注入して地盤を固結させることにより地盤の透水性を減少させ、または地盤の強度を増加させる工法である。この工法は、他の対策工法と比較して施工設備が小規模ですみ、さらに比較的簡易に施工できることから、下水道工事では、下水道管路施設の設置に当って土留壁からの漏水防止、ヒービングやボイリングの防止、シールド切羽面の安定や漏水防止といった仮設的な目的で多く用いられている。また、注入技術に関する研究・開発も各方面で行われており、多くの注入材料や注入工法が開発され実用化されている。しかしながら、薬液注入工法は、粘性土から砂礫にいたる様々の土質条件を対象とすることや各種の注入材料・注入工法が用いられているなど、注入条件・設計条件が多様化してきている。さらに、注入材を地盤に圧入するという施工原理上、この工法によって得られた注入効果は一般にかなりのばらつきがあり、早期に注入効果確認手法などの施工管理方法の確立が望まれている。

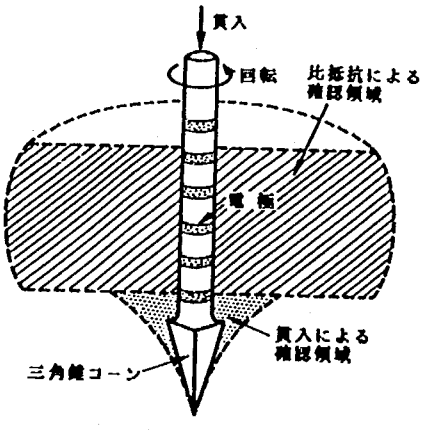
2．　調査目的

本調査は、薬液注入工法による注入効果の簡易な確認手法（注入固結範囲・強度増加等の把握）を確立することを目的としている。

3．　調査内容

3.1　本調査で着目している注入効果確認手法の概要

本調査では、注入効果を確認する手法として図－1に示すような回転貫入によるサウンディング法と電気比抵抗法とを組合わせた方法に着目している。前者のサウンディング法は、通常の静的サウンディングでは貫入不能であることを考慮して、コーンまたはビット形状の切削能力を持つ先端抵抗体を回転貫入させ、回転貫入時の貫入速度、貫入推力および回転トルクなどの測定値をもとに注入固結領域を判定するものである。一方、電気比抵抗法は、注入固結土が現地盤に比べて電気比抵抗値が1/10から1/100とかなり小さいという特性に着目して電気的に注入固結領域を推定するものである。



図－1　注入効果確認手法の概要

3.2　過年度の調査結果と本年度の調査項目

過年度の調査では、コーン回転貫入法の注入効果確認法

への適用性を把握するため、薬液の種類および強度の異なる数種の注入固結体に対してコーンを回転貫入させた場合の貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの基本的な特性を室内実験および大型土槽実験により調べた。過年度の調査結果を列挙すると、以下のようになる。

(1) 過年度の調査結果

① 室内試験において、コーンまたはビット形状の先端抵抗体による回転貫入法は、qu=20kgf/cm程度の強度の固結体にも貫入可能であり、高強度の固結体に対しても適用できることが確認できた。

② コーン貫入時の貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの測定値を比較することにより、固結・非固結あるいは注入固結体の強度の差異を判別することが可能である。なお、これらの測定値のうち、コーンの貫入速度が固結土の強度に対して最も鋭敏であった。

③ 実大規模の注入地盤に対してコーンの回転貫入法を適用させた大型土槽実験において、貫入速度、貫入推力および回転トルクなどの測定値と開削により観察した注入固結形状あるいは土研式円錐貫入試験結果は比較的良く対応しており、回転貫入法により深度方向の注入固結領域の判定が可能であることが明らかとなった。

(2) 本年度の調査概要

① 小型土槽（幅1m×長さ1m×深さ2m)内に比較的高強度の固結体を互層状に形成し、この供試体に対してビット形状の先端抵抗体による回転貫入法を適用させ、回転貫入時の貫入速度等の各種測定値から深度方向の固結領域を判定するための基本的な特性を検討した。（実験Ⅰ）

② 大型土槽実験(幅4m×長さ8m×深さ4m）において、実際規模の注入地盤に対する回転貫入法あるいは電気比抵抗法の適用性を調べ、深度方向や平面的な注入固結範囲の判別を試みた。（実験Ⅱ）

4. 互層状改良地盤における回転貫入法の適用性に関する小型土槽実験 （実験Ⅰ）

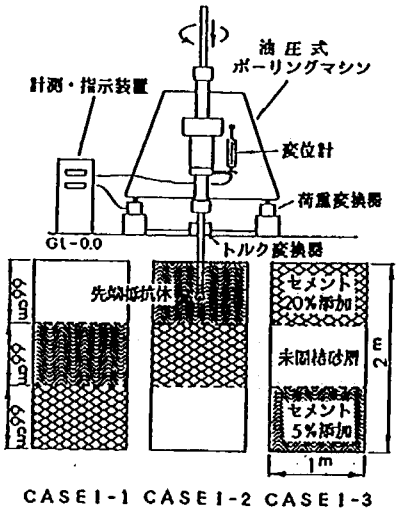
4.1 実験Ⅰの方法

(1) 供試体の条件

実験Ⅰに用いた供試体は、図-2に示すように1.0m×1.0m×2.0mの鋼製土槽の内にセメントを添加した固結砂層(セメント5%添加、20%添加)と砂層を互層状に締固めて作製した。なお、実験では各層の配置を変えることにより3ケース設定した。表－1には、各セメント混合率に応じた固結砂の強度特性を示す。表に示すとおりセメントを20%添加した固結砂のquは25kgf/cm程度と比較的高い強度が発現している。

(2) 回転貫入試験の方法

回転貫入法では、図－2に示すように油圧式ボーリングマシンにより先端抵抗体を装着したロッドを供試体に回転、貫入させ、ロードセル、トルク変換器および変位計より回転貫入時に先端抵抗体に作用する貫入推力、回転トルク、貫入量(貫入速度)など



図－2 回転貫入実験の概要

表－1 固結土の強度特性(実験Ⅰ)

	$\overline{q_u}$ (kgf/cm²)	$\overline{E_{50}}$ (kgf/cm²)	$\bar{\varepsilon}$ (%)
セメント5%固結砂	4	400	1.5
セメント20%固結砂	25	1500	1.6

を測定した。なお、実験では、回転速度を80rpmに設定し、先端部より送水させながら貫入させた。また、回転貫入試験に用いた先端抵抗体の一例(一文字形)を図－３に示す。先端抵抗体はビット形状を呈しており、刃先の回転外径は50mmである。

4.2 実験Ⅰの結果

(1) 回転貫入測定値の特性

図－４(a)～(c)には、CASE Ⅰ-3における貫入推力 F、回転トルク T、貫入速度の逆数1/Vの深度分布を示す。図より、各層の強度(硬さ)に対応して各測定値が変化していることがわかる。例えば、トルクTの深度分布に着目するとｾﾒﾝﾄ20%添加の固結砂の層では、T=800～900kgf･cmであるのに対して、ｾﾒﾝﾄ5%添加の層では、T=250kgf･cm、さらに未固結砂の層では T=20kgf/cmと各層の強度に応じて明確に変化している。また、貫入推力 F、貫入速度の逆数 1/Vにおいても同様の各層の強度に応じた変化が認められる。

(2) 比削孔エネルギーによる比較

岩の掘削においては、削孔効率の目安として比削孔エネルギー(単位削孔量に要するエネルギー)がしばしば用いられる。比削孔エネルギーは貫入に要するエネルギーと回転に要するエネルギーの和である。すなわち、次式で示される。

$$Es=\frac{2\cdot\pi\cdot T\cdot N+F\cdot V}{\pi\cdot r^2\cdot V}$$

ここに、

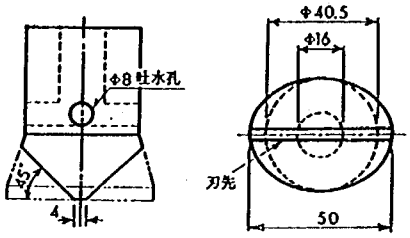
Es;比削孔エネルギー(kgf/cm),N;回転数,

F;推力(kgf), V;貫入速度(cm/hr),

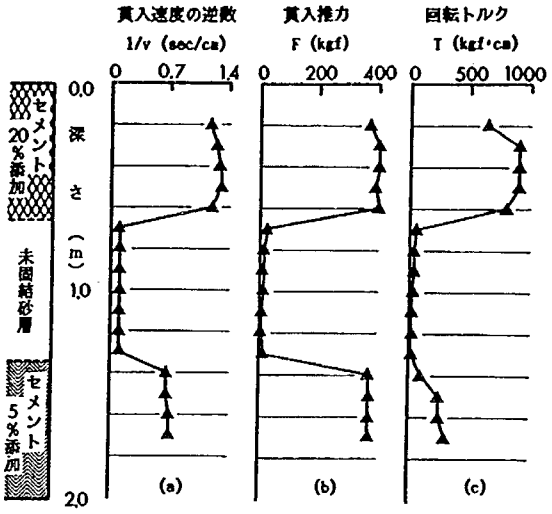
T;回転トルク(kgf･cm),r;回転半径(cm)

である。

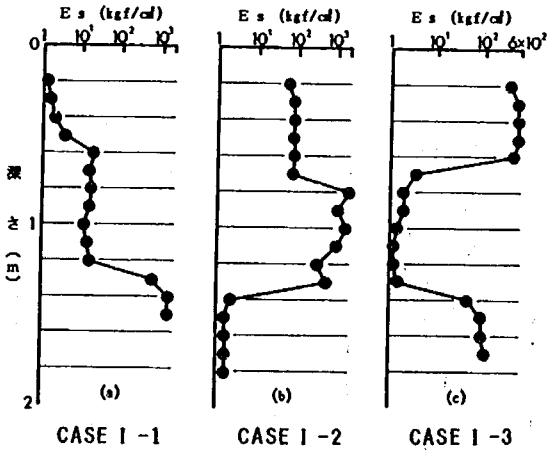
図－５は、各実験ケースの実測値をもとに10cm当りの比削孔エネルギーを算出し、その深度分布を比較したものである。これらの図において、先に図－４に示した各測定値の深度分布と比較して、各固結土の強度の差異をさらに明瞭に示している。例えば、未固結砂が比削孔エネルギー Es=2kgf/cm程度であるのに対し、セメント5%添加の固結砂で Es=20～100kgf/cm、ｾﾒﾝﾄ20%添加の固結砂で Es=600～2000kgf/cmと10倍あるいは100倍とオーダの違いで評価されている。



図－３ 一文字形先端抵抗体（実験Ⅰ）



図－４ 推力、トルク、貫入速度の深度分布
（実験Ⅰ CASE Ⅰ-3）



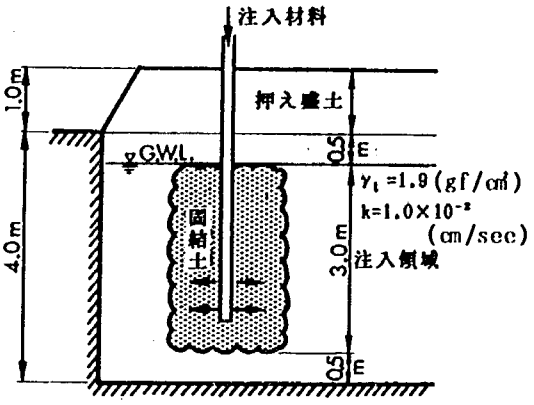
図－５ 比削孔エネルギーEsの深度分布
（実験Ⅰ）

5．　薬液注入地盤における回転貫入法の適用性に関する大型土槽実験　（実験Ⅱ）

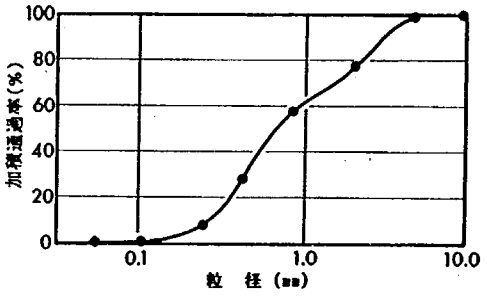
5.1　実験Ⅱの方法

(1)　地盤造成条件および薬液注入条件

実験Ⅱでは、図－６に示すように土工実験棟の土槽（幅4m×長さ8m×深さ4m）内に図－７に示す粒度分布の粗砂を30cm毎に敷き均した後、振動ローラにより締固め、実験地盤を造成した。なお、土槽天端から上面には高さ約１mの押え盛土とし、注入薬液の漏出を抑えた。表－２には実験における注入条件を示す。注入条件は合計５ケースで、使用した注入材料は瞬結材が溶液型無機系の１種類、緩結材は溶液型無機系と溶液型有機系の２種類である。注入方式としては、多重管複相注入方式の一つである「パイモード工法」を用いた。また、薬液の注入速度は約15ℓ/min,1ステップの注入深さは50cmである。注入による改良深さは地下水位(GWL)以下とし、設計注入範囲は半径(r)50cm×高さ(H)300cm,設計注入量(Q)は１ケース当たり620ℓとした。



図－６　実験地盤概要図（実験Ⅱ）



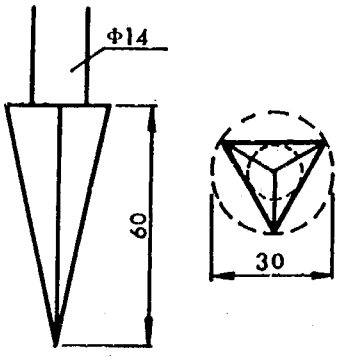
図－７　試料砂の粒度分布(実験Ⅱ)

(2)　回転貫入試験の方法

薬液注入地盤における回転貫入試験は、先に示した実験Ⅰと同じ要領で行った(図－２参照)。なお、実験Ⅱではφ25mmのロッド先端に図－８に示す三角錐形の先端抵抗体を取付けた。なお、回転・貫入法を実施した後、電気比抵抗法によって注入固結領域を判定し、両者の測定値を比較した。

表－２　注入条件

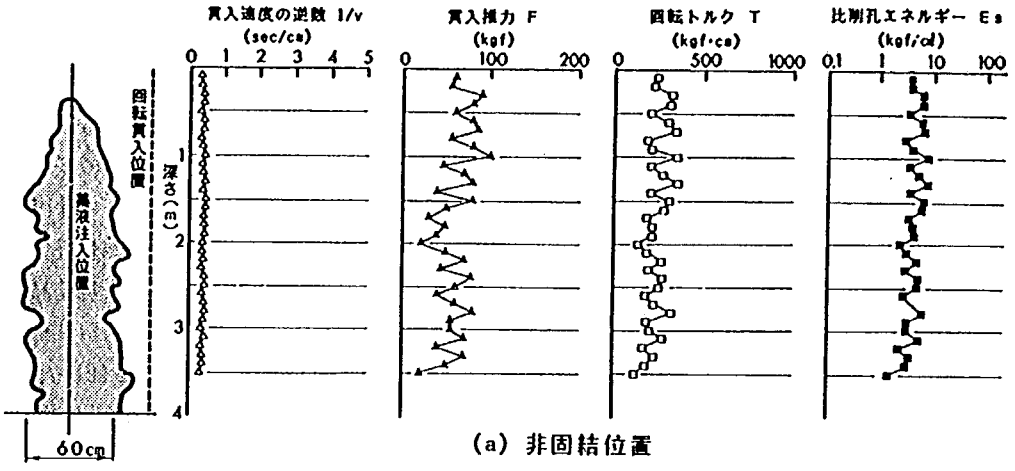
注入材	瞬結材(S)：溶液型無機系 緩結材(L)：溶液型無機系 溶液型有機系
注入率	30%
注入量	620ℓ/本
注入本数	5 本
注入速度	S:15ℓ/min, L:15ℓ/min
ゲル化時間	S:7~10sec L:無機系 3min 有機系 23min
注入ステップ	50cm
ステップ数	6 ステップ



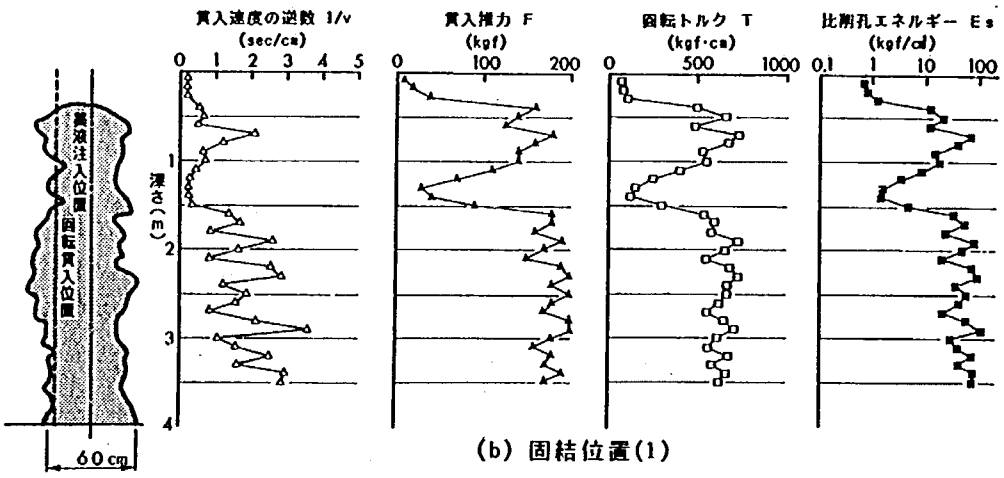
図－８　三角錐形先端抵抗体（実験Ⅱ）

5.2　実験Ⅱの結果

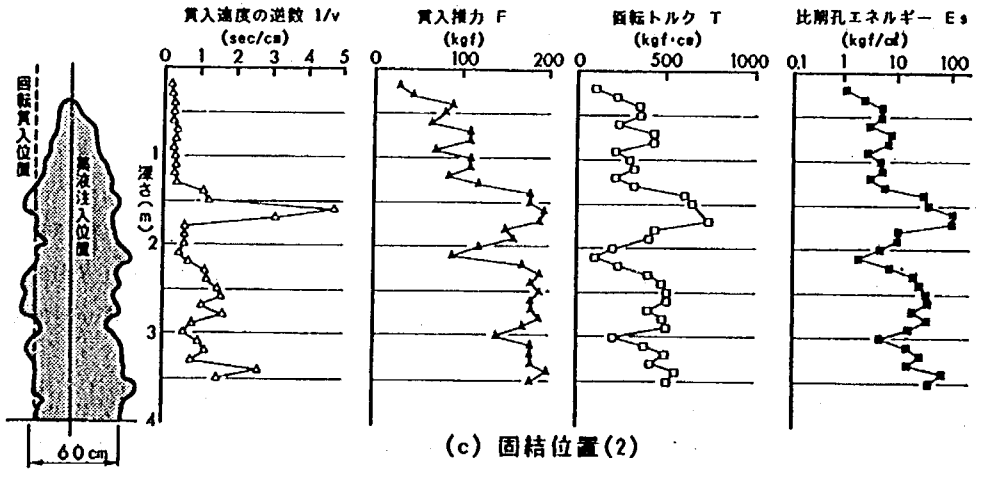
図－９(ａ)～(ｃ)には、回転貫入法によって得られた貫入速度の逆数 1/V,貫入推力 F,回転トルク Tおよび比削孔エネルギー Esを注入固結形状と対比して示す。以下には、各比較図ついての特徴を述べる。図－９（ａ）は、非固結位置での測定結果である。この図に示すとおり、貫入速度の逆数 1/V,



(a) 非固結位置



(b) 固結位置(1)

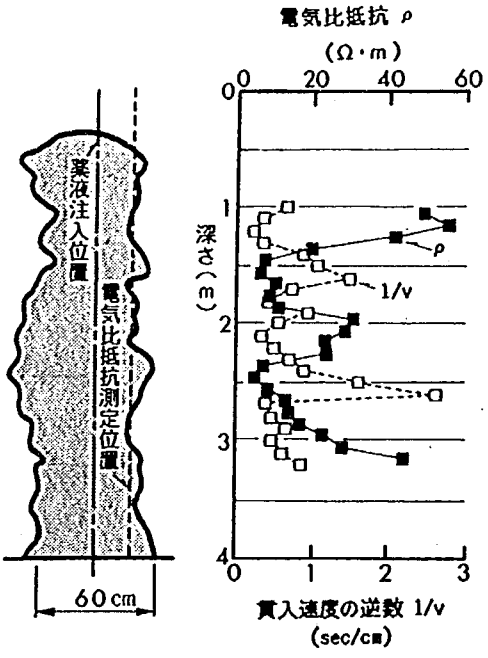


(c) 固結位置(2)

図－9　実験IIの測定結果例

貫入推力 F,回転トルク Tおよび比削孔エネルギー Esとも若干の変化は認められるものの深度方向にほぼ等しい値を示している。例えば、1/V=0.4 sec/cm,F=80kgfである。なお、ここで貫入推力 F, 回転トルク T等の測定結果において認められる変化は実験地盤造成時の締固めの影響を示しているものと考えられ、この変化点と締固め厚さとはほぼ一致する。一方、図－9(b), (c)には注入固結位置における測定結果を2例示す。図－9(b)において、各測定値 1/V,F,T および Es の深度方向の変化の様子は、ほぼ同様であり、また、図の左に示した注入固結形状と比較しても、非固結部あるいは固結部の対応は良好であることが認められる。例えば (b)において非固結と判断される深度1.3m付近の貫入推力は F=30kgf程度、回転トルクはT=100kgf·cmであり、先に示した(a)の非固結位置での測定結果とほぼ同様の値を示している。これに対して、固結領域と判断される深さ0.5m~1.0mあるいは1.5m以深では、 F=180kgf,T=600kgf·cmと明確な差違が生じている。これらの非固結、固結の判定は貫入速度の逆数 1/Vあるいは比削孔エネルギー Esの比較においても可能である。また、上記の測定値の傾向は (c)においても認められる。

図－10は、電気比抵抗 ρの深度分布を貫入速度の逆数1/Vおよび固結形状と対比して示す。この図より、ρと 1/Vの深度方向の変化の様子がほぼ一致しているとともに固結形状とも比較的良好な対応が認められる。すなわち、この結果は、電気比抵抗法によっても注入固結領域の推定がある程度可能であることを示唆しているものと考えられる。



図－10　比抵抗値と1/V及び固結形状の対比(実験II)

6.　まとめと今後の問題点

本年度実施した小型土槽実験および大型土槽実験の結果をまとめると以下のとおりである。

① 小型土槽実験の結果、ビット形式の先端抵抗体を用いることによって比較的高強度の固結体に対して回転貫入することが可能であるとともに、貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの測定値および比削孔エネルギーを比較することによって固結土の強度判定が可能であることが明らかとなった。

② 大型土槽実験において、回転貫入時の貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの測定値の変化の様子は、注入固結形状の状態と比較的良い対応が得られるなど、非固結部と固結部の深度方向の判定が可能であることが見出された。また、電気比抵抗法による測定値も注入固結領域の判定が可能であることも明らかとなった。

今後は、実際の注入工事等の安定処理地盤において本手法の適用性を確認するとともに、データの蓄積を図ることが重要である。また、これらのデータをもとに貫入速度、貫入推力、回転トルクなどの各種パラメータ相互の関係を明確にするとともに、測定値から注入地盤の強度を推定する方法を検討していく予定である。

3．都市排水計画に関する調査

総合治水研究室　室長　浜口　達男
研究員　井出　康郎
中島　輝雄

1．調査の目的と必要性

下水道と河川は都市域の排水を担う両輪の輪である。前者は都市域での面的排水を受け持ち、後者は排水の根幹として流域全体からの広域的な排水を行っている。

最近の都市化の進展に伴い流域が有していた保水・遊水機能の減少、並びに下水道、排水路等の整備による河川への流出量の増加等が顕著となり、河川への負担が増加している。これに対処するために河川改修が営々と実施されているが、都市域での改修は難しく、また財政面での制約等により改修終了までに長期間を要す。とくに、下流河川の流下能力の不足から排水区域と本川との接点での問題が表面化してきている（下水道吐口の縮小、排水機場の運転調整等の問題、新規に下水道の整備あるいは既設施設のレベルアップ等の困難性等）。

このような状況下において、都市域での浸水被害軽減を早急に図るために、従来からの排水型施設、並びに流出抑制型施設を最適に組み合わせ、流域内の浸水危険度の分散化により、計画規模以上の外力に対しても安全度の向上を期待できる総合的な雨水処理システムの策定が必要とされる。

本調査は昭和59年度から昭和61年度にかけて実施したもので、都市域で総合的な雨水処理計画を立案していく上での基礎的資料として、都市域での浸水形態の実態把握、都市域での雨水処理の問題把握、並びに降雨、地形条件、排水条件等より都市域での治水施設の効果についての評価手法の検討を行ったものである。

2．調査の概要

本調査は昭和59年度より3ヶ年で実施されたもので、調査の概要を以下に示す。

2－1昭和60年度までの調査成果

昭和59、60年度調査においては、河川と下水道との接点での問題が表面化していることから、各々の事業の性格を明らかにするために、河川と下水道の計画論について、現技術指針等における両者の考え方、計画手法等についての比較検討、ならびにそれらの考え方の背景となっている歴史的変遷等について検討した。さらに実際の実施例、ならびにモデル流域における施設規模等の算定を行い、計画手法等の整合性を比較検討した。その結果、両者の間には個々の施設計画においては計画手法には相違があるものの、雨水処理に関する基本的考え方は同じであり、計画上の不整合は生じていない。むしろ事業制度等による事業進捗状況の相違が都市化流域での接点での問題の背景となっているものといえる。

２－２昭和61年度調査概要

昭和61年度は、都市域での総合的な雨水処理計画策定のための基礎的検討として、次のことを行った。

ａ）都市域における浸水特性の分析

地形特性や降雨特性、治水施設の整備状況等と浸水形態との関係について検討した。

ｂ）治水施設の特性検討

都市域での多様な治水施設の実態把握を通じてその適用性についての定性的な検討を行った。

ｃ）総合的な排水計画の必要性

今後早急に対応しなければならない都市域での雨水処理の問題点を検討し、都市化流域に応じた安全度を早急に確保するために、総合的な合的な雨水処理計画の必要性とその基本的な考え方について検討した。

ｄ）降雨・地形特性からみた治水施設の評価

総合的な雨水処理計画を構築するために、都市域における治水施設について、地形、地質条件、降雨特性、浸水形態、排水条件等から治水施設の特性を評価する手法について検討した。

３．調査成果

３－１浸水形態の類型化と浸水特性

（１）浸水形態の分類

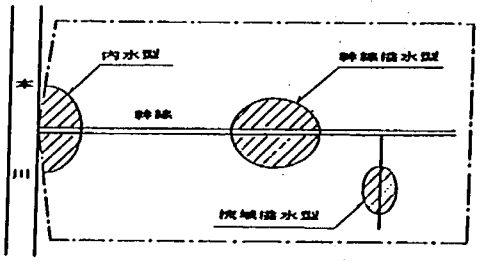
都市域での治水対策、雨水処理対策を考える場合、河川や幹線排水路からの氾濫だけを取り上げるだけでは不十分で、流域の末端での浸水現象にも着目する必要がある。ここでは、比較的小規模な都市化流域を念頭に置き、その流域からの排水を受け持つ骨格的な河川または下水道幹線を幹線水路、幹線水路の合流先河川を本川と呼び、幹線水路流域の浸水現象を次のように類型化する（図－１参照）。

ａ）内水型浸水：本川水位の影響で流域からの流量が本川へ排水されずに合流点付近の低平地に湛水する浸水形態である。主に、本川周辺の低平地域で生じる。

ｂ）幹線溢水型浸水：幹線自体の流下能力不足により、幹線から溢水、場合によっては破堤氾濫により幹線排水路周辺に生じる浸水形態である。

ｃ）流域溢水型浸水：幹線までの集水区において、枝線の排水能力不足等により生じる浸水形態である。流域内の面的排水施設が未整備の地区や微地形上湛水し易いところで発生する。

尚、浸水形態としてこれ以外に、本川の破堤等により自己流域以外の水によって浸水するものもあるが、その対策は本川側で行われるためここでは対象から除くものとする。

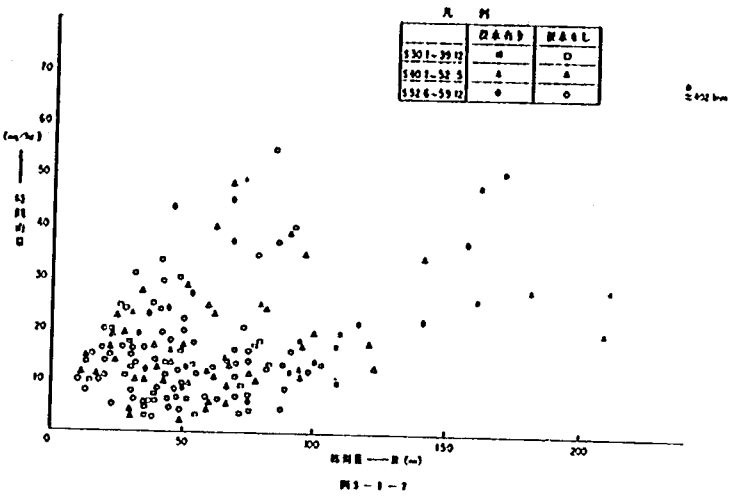


図－１

（２）降雨特性との関係

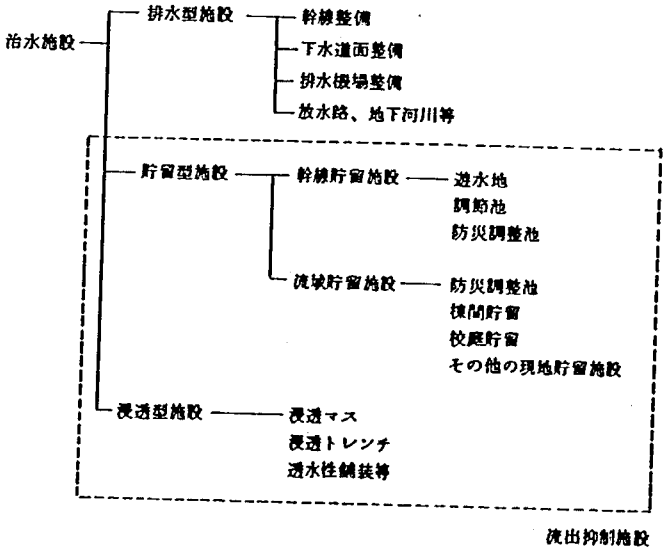
浸水現象は地形特性・土地利用特性、治水施設整備

条件（排水特性）、並びに降雨波形によって異なる形態を呈する。総雨量は小さくても降雨強度が大きい場合（シャープな降雨波形）に発生するような浸水と、降雨強度は小さいが総雨量が大きい場合（ダラダラ降雨）に発生するような浸水が有る。特に都市域においては、近年、不浸透面積の増大に伴う流出時間の短縮等により、総雨量はそれほどでもないがシャープな波形の雨によって流域溢水型の浸水被害が頻発するようになってきた（図－２参照）。



図－２

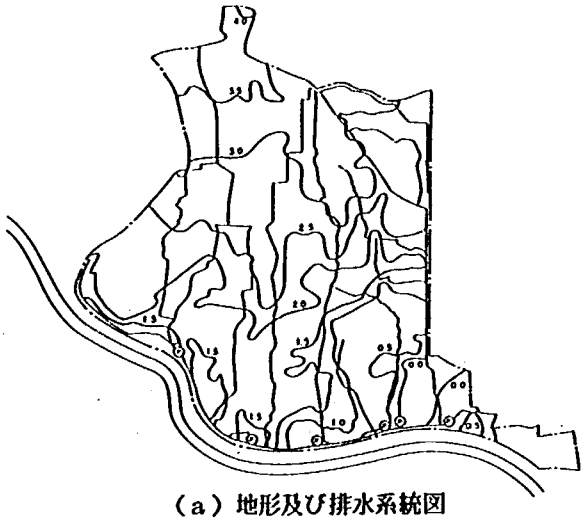
浸水形態の変化の事例として、高度に都市化された東京都内にある流域面積20.66ｋｍ²の排水区を示す（図－３参照）。昭和30年代～40年代前半は流域の下流部で市街化が進行しつつあり、上流部にはまだ水田が広がっており、排水施設は主に灌漑用の用排水路であった。浸水被害形態は主として排水路の最下流部で本川への排水能力不足による流末の低平地に湛水した内水型浸水であった。昭和40年代後半からは流域全体が都市化してきているがまだ下水道整備がされておらず、雨水の排水に対しては農業用排水路及びそれに繋がる排水機場の整備がなされてきた。そのため内水型の浸水は減少してきたが、幹線排水路流入部周辺、或は流域内の微地形上の窪地等に浸水が生じている。この傾向は50年代になると顕著になり、微地形上の窪地等での排水不良による浸水が生じている。特に、短時間に強い雨が降る集中豪雨等により浸水被害が度々起こっており、従来見られなかった形の浸水形態である。



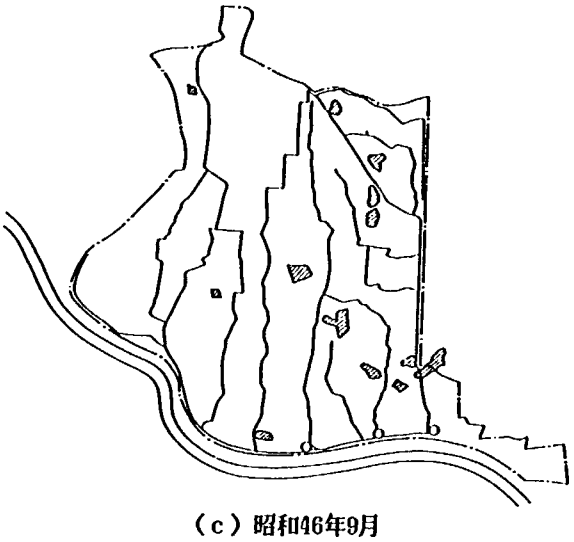
図－４

（３）治水施設の特性

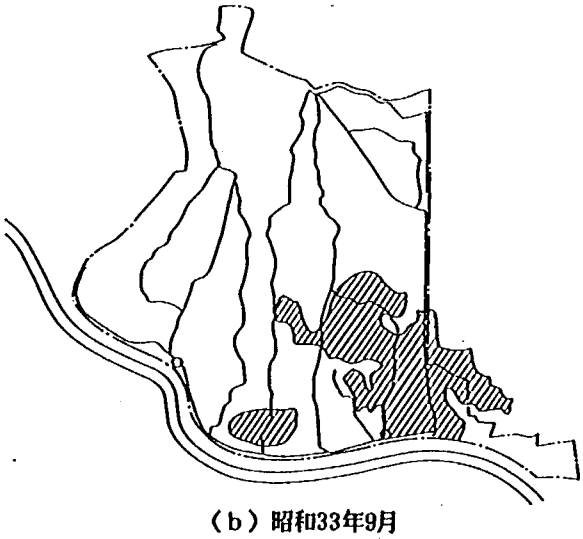
都市域では様々なタイプの治水施設が用いられており（図－４）、総合的な雨水処理計画を立案する上で地形、地質、土地利用、排水条件、治水施設の整備状況、並びに降雨特性等から治水施設の特性について評価する必要がある。ここでは、各治水施設の定性的評価を行い、浸水形態に対応した適用性の検討を行った。図－５に浸水形態との関係を示す。



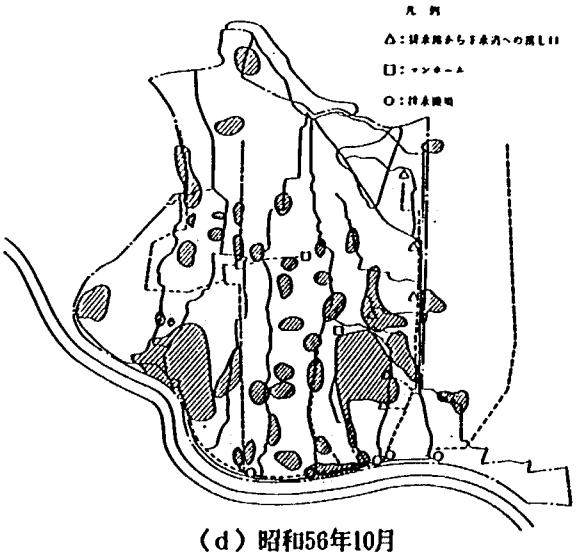
（ａ）地形及び排水系統図



（ｃ）昭和46年9月
（時間雨量28.0mm、総雨量181.0mm）

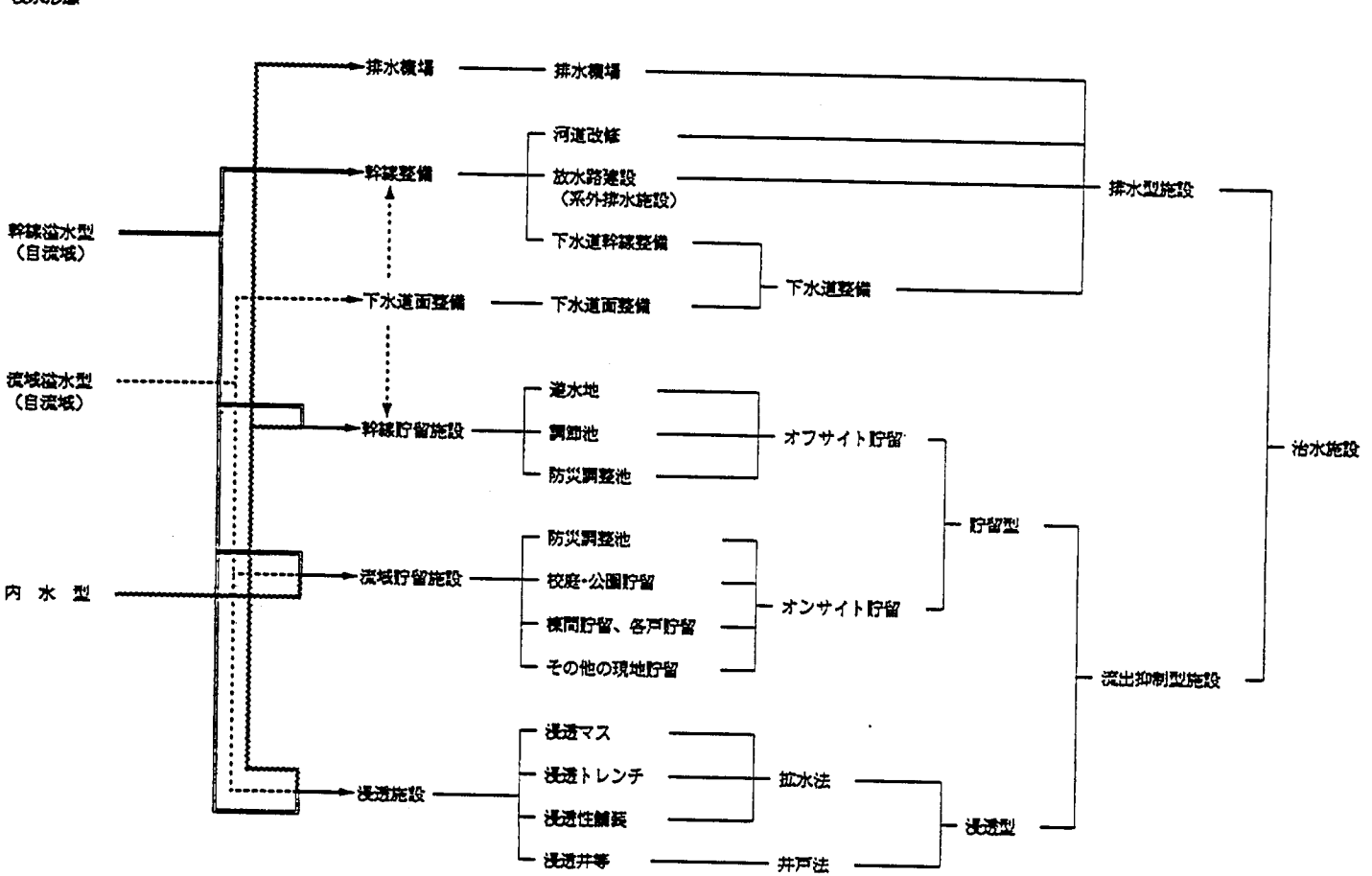


（ｂ）昭和33年9月
（時間雨量50.5mm、総雨量170.9mm）



（ｄ）昭和56年10月
（時間雨量37.0mm、総雨量157.0mm）

図－３



図－５ 浸水形態と治水施設

３－２都市雨水処理の課題

（１）都市域における雨水処理の問題

ａ）防御対象地域の変化：従来の治水計画では集水域から流出した雨水を河道から溢れさせずに防御対象である沖積平野を通過させること（線的な安全度の確保）に主眼がおかれ、集水域と防御域が区分されていた。流出解析手法も河道基準点を対象としたものだった。しかし、都市化流域では集水域まで開発が及び、集水域自体が防御地域となり、面的な安全度の確保が必要となっている。

ｂ）流出・流下・浸水形態の変化：都市化による非浸透域の増加や地表面貯留の減少、排水施設の整備等により、洪水到達時間の短縮やピーク流量の尖鋭化と供に短時間降雨に鋭敏に反応するようになり、内水型や幹線溢水型浸水に加えて短時間降雨による流域溢水型の浸水が頻発するようになり、浸水形態・浸水位置の変化がみられる。

ｃ）氾濫許容限度の変化：土地利用形態の変化により従前と同様の浸水でも許容できなくなり、また資産等の集中によりdamage potentialは著しく大きくなっている。

ｄ）排水型施設での対応：土地利用の高度化により、施設用地の不足、地価の高騰による用地確保の困難さ、建設コストの増大、財政上の制約等により完成までに長期間要する。また、下流の流下能力規模によって排水量が規定され、大幅な流下能力の向上が早期に期待できない現状では、流末での排水量の調整問題が生じている。また、計画規模が大きくなるほど施設が全能力を発揮するするのは極短時間であり、施設の効率性が問題となる。更に、計画規模までの洪水は確実に処理できるが、超過洪水に対しては浸水被害の集中を招く恐れがある。

ｅ）幹線貯留型施設（遊水地、防災調節池等）：施設の効率性、スケールメリットから大規模なものが望ましいが、土地利用の高度化から用地確保が難しく、施設規模の縮小、分散化せざるを得ない状況にある（一方では大規模な地下貯留施設も実施、或は計画されている）。

ｆ）流域分散型施設（防災調整池、各戸貯留、浸透マス等、流出抑制型の下水道等）：流域分散型施設は暫定対策として位置付られているものが多く、治水効果の評価手法が確立されておらず、また、法的担保等の問題から、工事実施基本計画レベルの計画に取り入れられていない。しかし、現在までの流域状況から恒久化の方向に進まざるを得ない。また、浸水危険度の分散化、面的安全度の確保の面から分散型流出抑制施設を排水型施設と有効に組み込んで恒久的な施設として位置付ていくことが必要である。

尚、この他にも本支川・上下流間の安全度のバランス、内水域と外水域との安全度のバランス等の問題もあるが、本川を対象とした河川計画の問題として、別の機会に譲る。

（２）都市域における総合的な雨水処理計画の必要性と課題

都市化の進んだ流域においては、防御対象地域が拡大するとともに僅かな湛水も許容されなくなってきており、河川からの溢水、破堤氾濫等による浸水を防ぐという従来からの線的な洪水防御から、拡大した防御対象地域を相応の安全度で守る面的な洪水防御への転換が必要である。従来からも内水排除計画や下水道面的整備計画等が面的な安全度の確保を目的に実施されてきたが、これらと河川計画、さらに

は流出抑制施設配置計画等を有機的に結合させることが重要である。即ち、都市域においては、受け皿となる河川の流下能力の抜本的な向上が早期に期待できない現状を踏まえれば、流域貯留施設・幹線貯留施設・排水型施設を組み合わせて、早急に流域の面的安全度の確保を図る総合的な雨水処理計画が必要となる。このためには、従来の計画手法のように河道の基準地点での安全度を評価するばかりでなく、流域内の浸水頻度、浸水規模等を要素とする面的安全度の評価手法が重要であり、また流域内の流出特性、浸水形態の把握、並びに各種治水施設整備による浸水形態の変化（とくに超過洪水時）が予測できる手法の開発が必要である。

3－3降雨・地形から見た治水施設の評価手法の検討

（1）評価の視点

a）流域の地形特性、土地利用により流出、浸水特性が異なるので、これを反映できること。

b）治水施設には排水型と貯留型があり、この組合せによる治水の安全度評価が可能なこと。

c）小規模で流域内に分散されている治水施設の効果が評価できること。

d）流出抑制施設だけでなく面的排水施設、幹線排水施設の整備効果を流出過程の一要素として評価できること

e）治水施設の配置、進捗状況により浸水形態に影響を及ぼすことがありうるので、施設の建設過程、完成後の浸水形態が予想できること。

f）実用的であり、従来から用いられてきた流出解析、計画手法と整合が取れること。

以上のようなことを明らかにできるような計画手法を組立てることが、都市雨水処理計画を立案する上で必要である。

（2）各手法の概観

現在、都市域での雨水処理計画において一般的に用いられている流出計算手法は次のようなものがある。

合理式、等価粗度法、貯留関数法、準線形貯水池法、修正ＲＲＬ法等

これらの手法について、地形や土地利用、治水施設の影響等を評価できるかという観点から検討する。合理式は簡便なため広く使われているが、計画上地形や地目を流出係数ｆの値に反映できるが、到達時間は集水域の規模によって標準的な値が一般に用いられており、流域内の治水施設の効果を体系付てパラメータに反映させることは現状では難しい。等価粗度法はパラメータの物理的意味がはっきりしており、地形・土地利用を計算に組み込むことは可能である。治水施設の効果ではすけ川[1]が防災調整池の効果を等価粗度で表現する試みが行われているが、まだ実用化の域には達していない。貯留関数法は中規模以上の河川では広く用いられているが、パラメータの物理的意味が不明確という難点が挙げられていたが、等価粗度法のパラメータを用いて総合化[2]が可能となっているが、治水施設の効果の表現は未だである。

準線形貯水池法は唯一のパラメータの洪水到達時間の中に地形、都市化の影響を考慮することが可能であるが、治水施設の効果の表現は未だである。修正ＲＲＬ法はゾーン毎の洪水到達時間、下水管渠のＳ

－Q関係の影響を考慮して計算しており、下水道整備の影響を見ることが出来る。
以上の手法以外に、最近では都市域での流出現象をより細分化して追跡する試みもなされている。例えば、市川ら[3]は流域をメッシュに細分化して洪水の挙動を追跡しており、また豊国ら[4]は下水管渠の流れまで厳密に解くことにより洪水現象を再現している。また、流出モデルではなく、治水施設の安全度評価に関しては江藤ら[5]は等危険度線理論により、貯留型施設と排水型施設の組合せによる安全度評価を行っている。

（3）検討方向

・地形、土地利用条件の反映：流出モデルを等価粗度法、準線形貯水池法、貯留関数法（等価粗度法によって集中化）により表現可能である。

・排水・貯留型施設の組合せの評価：等危険度線理論を適用することにより評価可能である。但し、現在の等危険度線理論においては降雨波形と流出波形の相似が前提となっている。また貯留型は幹線貯留施設を対象としていることから、流域に分散配置した施設の効果は別途検討の必要がある。

・分散配置型治水施設及び排水施設の効果：これらの施設の効果をマクロ的な流出モデルのパラメータに集約して表現することが実用上の観点から必要であり、その過程においては細かな流出現象を再現してマクロ的な手法と照合することが必要となる。また、計画上、治水施設の規模がどの程度以上なら単独に評価しなければならないかを明確にする必要がある。

以上のことをふまえて今後行うべき方向としては、等危険度線理論を拡張し、非線型流出域における等危険度線を作成し、流域の施設、排水施設の効果を流出モデルのパラメータに集約化し、各種治水施設の整備による安全度評価が必要である。

4．おわりに

本調査は昭和59年度より3ヶ年で実施されたものであり、実態調査を通じて都市化流域が抱える雨水処理の課題を把握し、早急に策定すべき総合的な雨水処理計画立案に必要とされる多様な治水施設の効果を把握する手法の検討を行い今後の方向性について述べたものである。

参考文献

1）鮭川、北川：線型貯水池モデルに基づく住宅団地の流出解析、第29回水理講演会論文集、1985
2）星、山岡：雨水流法と貯留関数法との相互関係、第26回水理講演会論文集、1982
3）市川、榊原、大口：メッシュ法の都市河川流域への適用－その手法と実際、第29回水理講演会論文集、1985
4）豊国、渡辺：都市流出シミュレーションモデルとその応用、第29回水理講演会論文集、1985
5）例えば江藤、室田、柳本：貯留施設と排水施設を並用した高水計画の安全性、第28回水理講演会論文集、1984

4．下水道施設の耐震性に関する研究

耐震研究室　室　長　川島　一彦
研究員　大日方尚巳
加納　尚史

1．まえがき

下水道施設は1923年関東地震、1964年新潟地震、1978年宮城県沖地震、1983年日本海中部地震などの主要な地震のたびに被害を受けており、これらに対する有効な耐震化対策が必要とされている。本調査は、下水道施設のうち管渠、マンホール、沈澱池、大断面管渠などの地中構造物の耐震設計法を開発することを目的として、昭和60年度から検討を開始したものである。

本年度は、下水道管路の縦断方向の耐震性に関する検討結果を耐震設計基準（案）のかたちでとりまとめるとともに、試算により下水道管継手に必要とされる離脱防止性能及び許容伸縮ひずみの算定を行った。また、大断面下水道管渠として多用されているシールド管渠の動的耐震設計法を確立することを目的として、まず、２次覆工の有無に着目した下水道用標準シールドセグメントの長手方向（軸方向）の載荷実験を行い、その変形特性及び破壊特性を検討した。

2．調査目的

下水道施設の耐震性向上を図るためには、耐震上問題となる要因をあらかじめ把握し、所要の対策を講じる必要がある。本調査は、地震時における下水道施設の挙動を把握し、これを通して下水道施設の合理的な耐震化対策を開発することを目的とする。

3．調査方法

3．1　下水道管路耐震計算法（案）の作成

下水道管路の縦断方向の地震時挙動に関する検討結果をもとに、これを耐震計算法（案）の形でとりまとめ、管径、埋設深さ、地盤種別等を変化させた試算を行い、下水道管路継手に必要とされる離脱防止性能及び許容吸収ひずみの算定を行う。

3．2　下水道用ＲＣシールドセグメントの動的交番載荷実験

シールド管渠の覆工部材について図１に示すように切り出し、この部分の部分模型を用いて、軸方向に交番載荷により、セグメント～リング継手系構造の剛性及び地震時破壊性状、２次覆工を設けた場合の剛性及び破壊性状の変化等について検討を行った。

4．調査結果

4．1　下水道管路耐震設計法（案）の作成

（１）　耐震計算の基本方針

地中構造物の耐震計算法としては応答変位法があるが、下水道管路（シールド等を除く）の管路長は、一般に２m程度と短いことから、ここでは、ＣＡＢの耐震設計に採用されたものと同じ方法を基本として、以下の仮定に基づき、下水道管の縦断方向に必要とされる断面力（離脱防止力）及び継手部の許容伸縮ひずみを計算する方法を開発した。なお、継手部における許容伸縮ひずみが大きければ、管に生じる軸力は減少し、軸力と許容伸縮ひずみとはトレード・オフの関係にあるが、このような点が見込める耐震計算法を目指している。

a）地中管路には、加速度よりも地震時に地盤に生じるひずみε_0の方が影響が大きいため、地盤ひずみε_0を外力の基本と考える。

b）地盤ひずみ　×　管長ｌ　だけの地盤の相対変位（$\Delta l = \varepsilon_0 \cdot l$）が生じるが、これを継手部の許容可能伸縮量$\Delta \bar{l}$で吸収できれば、当該管路にはその管路に地盤から伝えられる地震力だけが作用する。Δlが$\Delta \bar{l}$によって吸収できない場合には、当該管路には隣接管路の地震力が伝えられてくる（隣の管も引きずってくる）。何本分の力が作用するか（分担管路数ｎ）を計算する。

c) 地盤から管路に伝えられる力Pは、管路の外周長（πDl）に単位面積当りの摩擦力（τ_0）を乗じて求める。即ち、$P=\pi DL\tau_0$。

d) 上記b)で、$\Delta l > \Delta \bar{l}$の場合には、当該管路に作用する軸力は　n×P　（n：分担管路数）となる。

e) 液状化の判定は、道路橋示方書耐震設計編のF$_L$法により行う。

f) 地盤の軟弱さ及び液状化の度合に応じて、地震時地盤ひずみε_0を次のように求める。基本的に地盤が柔らかい方が、また、液状化する場合の方が、ε_0が大きく求められるようにしている。

$$\varepsilon_0 = \nu_1 \times \nu_2 \times \nu_3 \times \nu_4 \times \varepsilon_0$$

ここで、ν_1：地域別補正係数で図2による。

ν_2：地盤別補正係数で表1による。

ν_3：液状化補正係数で、液状化に伴う地盤の流動を考慮して地盤のひずみの増加を考慮したもので、表2による。

ν_4：埋設深度別補正係数で、地盤の深さ方向のひずみ振幅の低減を評価しようとするもので、次式による。

$$\nu_4 = 1.0 - 0.05Z$$

ε_0：基本地震時地盤ひずみで、1／100とする。

g) 断面力npにより、管路の配筋を定める。継手の余裕伸縮量$\Delta \bar{l}$がΔlよりも大きい場合には、上述のようにn＝1となり、$\Delta \bar{l} < \Delta l$の場合には、その程度に応じてnは大きくなる。したがって、継手伸縮余裕量の十分ある管路は、断面力的には小さくてもよいが、継手伸縮余裕量の少ない管路は、それに応じた断面力に耐えなければならない。

以上が、耐震計算法（案）の基本方針であり、図3は、これをフローにしたものである。なお、耐震計算法（案）の目次構成は、表3に示す通りである。

（2）　試算検討

上述の耐震計算法（案）を用いた下水道管渠の耐震計算を行った。計算対象とした管は呼び径がφ300、φ600、φ1200、φ2000の4種類であり、各管種に対する埋設深さは表4の条件を想定した。また、継手部の許容伸縮可能量は、最大抜け出し量の1／2を基本として、表5の値を想定した。これは、現場での施工の実態から水平面内での曲げ配管が通常行われていることを考慮したためである。表6は、ヒューム管の軸方向鉄線量を主要メーカー3社について実態調査した例である。これによれば、現行では、管路軸方向には断面チェックが行われていないために、単に、製作上の都合で定められているのが実情であり、軸方向鉄線量はメーカーによりばらばらである。こうした面からも適切な軸方向断面力の規定が必要なことがわかる。

以下に、主要な検討結果を示す。

a）軸方向断面力P～許容吸収ひずみ～地盤条件の関係

図4にφ300の管渠に対する試算の一例を示す。今、管長lは2mであるから、継手部の伸縮ひずみε_Jが0．1%ということは2mmの許容可能伸縮量$\Delta \bar{l}$があることを意味するが，この場合には例えば，3種地盤では約0．5t／mm，すなわち，0．5×300＝150tの軸力が作用することになる。これに対して，継手部の伸縮ひずみε_Jが0．5%（すなわち，$\Delta \bar{l}$＝10mm）の場合には，同じく3種地盤では約0．1t／mm，すなわち，0．1×300＝30tと小さくなり，また，継手部の伸縮ひずみε_Jが0．9%（$\Delta \bar{l}$＝18mm）あれば，ほとんど軸力は生じないことがわかるなお上述（表5参照）したように、この程度の管では、一般に、継手の許容伸縮ひずみε_Jは0．75%程度はあるため、ε_J＞0．75%となる場合が具体的に断面力チェックが必要となるケースである

また、同一の継手部の伸縮ひずみε_Jがあっても、地盤条件が1種→2種→3種と軟弱になるほど、管路に作用する断面力Pが増加することがわかる。

b）軸方向断面力P～管径の関係

管径をパラメーターとして、単位管径当りの軸力P／D～継手の許容伸縮ひずみε_Jの関係を示すと図5のようになる。これから、P／D～ε_Jの関係は、地盤種別及び液状化区分が同じであれば、管径の影響をあまり受けないことがわかる。

c）軸方向断面力P～液状化の程度の関係

φ300の管渠に対して液状化発生の程度（表2参照）をA、B、Cと変化させた場合のP／D～

εJの関係を図６に示す。当然ながら、液状化発生の程度が大きくなるに従って、継手の許容伸縮ひずみの大きい領域まで、軸力が生じるが、同一の継手部の伸縮ひずみεJに対する軸力は、液状化程度が激しいからといって必ずしも大きくはなってはいない。これは、単位面積当りの摩擦力の算定にも、液状化の程度を考慮しているためである。

（３）提案する継手部の伸縮性能及び離脱防止性能

以上の試算結果に基づき、各ケースごとのＰ／Ｄ～εJの関係を包絡する曲線を求めると、図７のようになる。今、これが、継手部に必要とされる伸縮性能と、これに応じた離脱防止性能の限界曲線と考え、伸縮性能及び離脱防止性能を表７に示すように、それぞれ、３種類に区分することとした。すなわち、伸縮性能においては、地震時の伸縮ひずみの２％以上を許容し得るものをＥ－１類とし、Ｅ－１類の１／２以上及び１／２未満の伸縮性能を有するものを、それぞれ、Ｅ－２類、Ｅ－３類と分類する。また、離脱防止性能については、耐力が０．１Ｄ以上あるものをＲ－１級とし、Ｒ－１級の１／２以上及び１／２程度の耐力を有するものを、それぞれ、Ｒ－２級及びＲ－３級と分類する。両者の性能の組合せは表８のように表すことができる。

４．２　下水道用ＲＣシールドセグメントの動的交番載荷実験

（１）供試体及び載荷方法

地震時にトンネル長手方向に作用する断面力としては、軸力、曲げモーメント及びせん断力が挙げられる。幸い、これまでにシールドトンネルの大きな震害は報告されていないが、これらの断面力による覆工の被害形態として図８に示すようなものが考えられよう。同図（ａ）は、軸圧縮または曲げ圧縮により、セグメントまたは２次覆工が圧壊する場合である。ただし、コンクリート系セグメントでは、圧縮耐力は相当大きく、また、施工時の推進力（口径１０m程度のトンネルでは１０、０００t近い）に耐えるように設計されていることから、現実には被害が生じないか、あっても軽微であろうと考えられる。（ｂ）は軸引張または曲げ引張により、リング継手の引張破壊及びそれに伴う２次覆工の亀裂、漏水が生じる場合である。コンクリート系セグメント及び２次覆工は引張耐力が小さいこと、一般にリング継手の耐震設計は行われていないこと、セグメントを含むリング継手の引張試験ではリング継手が先に破壊すること等から判断すると、最も頻度の高い震害形態と考えられる。（ｃはせん断によるリング継手部の破壊である。なお、メキシコ地震では図９に示す被害が生じている。

本年度は、上記（ｂ）の被害形態に着目し、載荷実験に用いた供試体は、外径４～５mの下水道用標準セグメント（コンクリート系）を参考に、図10に示すように、厚さ２０ｃm、リング長９０ｃmのＲＣ平板型セグメントからリング継手１個を含む部分を切り出し、これを、リング継手で長手方向に連結した供試体を２体（Ａ－１、２供試体）、その上部に２次覆工として２０ｃm厚のコンクリートを打設した供試体を２体（Ｂ－１，２供試体）、それぞれ、製作した。ここで２次覆工には、管体長手方向鉄筋として、断面の中央にＤ１３（ＳＤ３０）を３本並列に配筋した。リング継手は図９に示す構造であり、長さ３０ｃmのアンカー鉄筋（Ｄ１３×２本）によって、セグメントに定着されている。継ぎボルトにはＭ２２（強度区分８．８）を用い、軸力６tfを目標に締め付けた。使用したコンクリート及び鉄筋の強度は、表９に示すとおりである。

供試体の載荷は図12に示すように、供試体の一端を反力壁に固定し他端を加振機に連結して長手方向に軸力を載荷した。載荷履歴は、単調引張（Ａ-1、Ｂ-1供試体）、および、正負交番繰り返し（Ａ-2、Ｂ-2供試体）の２種類とし、それぞれ、最終的にリング継手部が破壊するまで載荷した。

（２）２次覆工がない場合

図13に２次覆工のないＡ供試体の荷重～変位履歴曲線を示す。Ａ供試体では、２体の供試体とも、載荷力（引張）の増加に伴いリング継手金具の面板が互いに凸型に変形するとともに、金具の周囲に多数のクラックが発生して、剛性が急激に低下した。さらに、載荷力が最大値に達した後、リング継手の２本のアンカー鉄筋が破断した。図14に示すように、供試体の破損はリング継手部周辺に集中しており、シールド管梁が長手方向に地震荷重を受けた場合には、この部分が弱点になることが予想される。なお、継ぎボルトには損傷がみられなかった。

（３）２次覆工が有る場合

図15に２次覆工の有るＢ供試体の荷重～変位履歴曲線を示す。破壊に至る過程としては、載荷方法の違いにかかわらず、以下の段階となる。①まず２次覆工に引張クラックが生じる。この段階までは、１次覆工にはほとんど力が作用しない。②２次覆工鉄筋が降伏し、それにより軸剛性が低下する。③

２次覆工鉄筋が破断し、載荷力が急激に低下する。これにより、荷重は全て１次覆工に作用する。④最終的にリング継手が破壊する。図16にリング継手の破壊状況をしめす。Ｂ－１供試体ではアンカー鉄筋が定着板端部で破断したが、Ａ供試体と違い、Ｂ供試体では、ボルトボックスが２次覆工コンクリートで充填されていたため、定着板の変形が拘束され、面板が大きく円錐台状に変形している。一方、正負交番繰り返し載荷を行ったＢ－２供試体では、面板が定着板との取付部で破壊した。これは正負交番載荷により、面板が繰り返して曲げ変形を受け、疲労したためと考えられる。

（４）まとめ

表10に供試体の耐力、変形性能及び剛性を示す。Ａ供試体では、正負交番繰り返し載荷の場合は単張引張載荷の場合に比較し、終局耐力は９３％に、終局変位は５４％に、それぞれ減少している。この減少の比率はＢ供試体の場合もほぼ同様であり、終局耐力は９３％に、また、リング継手破断直前の終局変位は５６％に、それぞれ減少している。ここでＡおよびＢ供試体の終局変位を比較すると、各載荷方法ともＢ供試体のほうがＡ供試体の1.7～1.8倍になっており、２次覆工を有するシールド管渠の方が終局変位が大きいことがわかる。

５．今後の課題

次年度以後、以下の項目に対する耐震性の検討を実施することが必要である。

１）マンホールの耐震化対策の開発、２）耐震計算による池状構造物の耐震性の検討、３）シールド管渠の耐震性調査、４）下水道管渠の実地震観測

参考文献

１）川島、大日方、加納：日本海中部地震による下水道管渠の被害の解析、下水道協会誌、VOL.23,No.271、昭和61年12月

２）田村、伯野、家村、竹内：1985年メキシコ地震の震害、土木学会誌、第71巻第5号、昭和61年5月

表１　地盤別補正係数 ν_2

地盤種別	地盤の特性値 T_G (sec)	地盤別補正係数 ν_2
1	$T_G<0.2$	0.4
2	$0.2\leqq T_G<0.6$	0.7
3	$0.6\leqq T_G$	1.0

表２　液状化補正係数 ν_3

液状化可能性の区分	補正係数	適用	断面
A	1.0	液状化抵抗指数FLの値が1.5未満の場合	
B	1.5	液状化抵抗指数FLの値が1.5を超え、下水管が液状化抵抗率FLの値が1.0を超える土層中に設置される場合	F>1 F<1
C	2.0	液状化抵抗指数FLの値が1.5を超え、下水管が液状化抵抗率FLの値が1.0以下の土層中に設置される場合	F>1 F<1

表３　下水道管渠耐震設計法（案）の構成

1．耐震設計の基本方針
2．下水道管路縦断方向の耐震計算
　2－1　耐震設計上の地盤種別
　2－2　耐震設計に考慮する地震時地盤ひずみ
　2－3　耐震計算
3．周辺地盤の液状化の測定および対策
　3－1　液状化の判定を行う必要がある土層
　3－2　液状化の判定および発生の可能性の評価
　3－3　浮き上がりに対する検討
　3－4　液状化対策
4．耐震設計上の構造細目

表４　呼び径と埋設深さＺ（ｍ）

呼び径 (mm)	埋設深さ Z (m) CASE 1	CASE 2	備考
300	1.5	3.0	Zは，地表面から管中心までの深さ
600			
1200	2.0	4.0	
2000	3.0	6.0	

表５　継手部の許容可能伸縮量 ΔT_aおよび　ひずみε_j

呼び径	管長 (m)	継手部の最大伸縮量 (mm) δ_{max}	継手部の最大伸縮ひずみ(%) ε_{max}	継手部の許容伸縮可能量 ΔT_a (mm)	継手部の許容伸縮可能ひずみ ε_a (%)
150, 200, 250	2.0	32.5	1.63	16	0.81
300, 350		30.0	1.50	15	0.75
400, 450, 500	2.43	33.5	1.38	17	0.69
600		39.5	1.63	20	0.81
700		36.0	1.48	18	0.74
800		39.5	1.63	20	0.81
900		45.5	1.87	23	0.94
1000		55.0	2.26	28	1.13
1100		57.5	2.37	29	1.18
1200		62.5	2.57	31	1.29
1350		66.0	2.72	33	1.36
1500, 1650 1800, 2000	2.30	57.5	2.50	29	1.25

注　呼び径1350以下はB形，1500以上はNC形

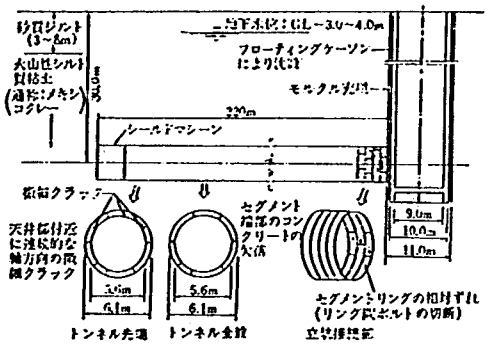


図９　メキシコ地震における
下水道シールド管渠の被害状況

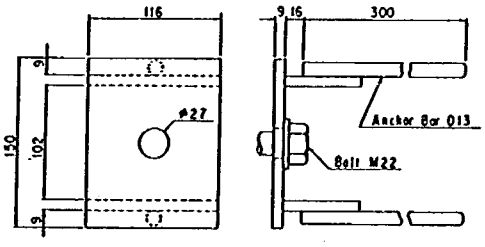


図１１　リング継手

表９　使用した材料の強度

(a)　A 供試体

材　料	強　度	A－1	A－2
コンクリート	圧縮強度 (Kgf/cm²)	475	571
	引張強度 (Kgf/cm²)	37.3	46.0
鉄　筋	降伏強度 (Kgf/mm²)	36.7	
	破断強度 (Kgf/mm²)	51.9	

(b)　B 供試体

	材　料	強　度	B－1	B－2
セグメント	コンクリート	圧縮強度(Kgf/cm²)	482	492
		引張強度(Kgf/cm²)	38.4	38.2
	鉄　筋 (SD30D13)	降伏強度(Kgf/cm²)	36.7	
		破断強度(Kgf/cm²)	51.9	
2次覆工	コンクリート	圧縮強度(Kgf/cm²)	256	310
		引張強度(Kgf/cm²)	22	24.1
	鉄　筋 (SD30D13)	降伏強度(Kgf/cm²)	36.7	
		破断強度(Kgf/cm²)	51.9	

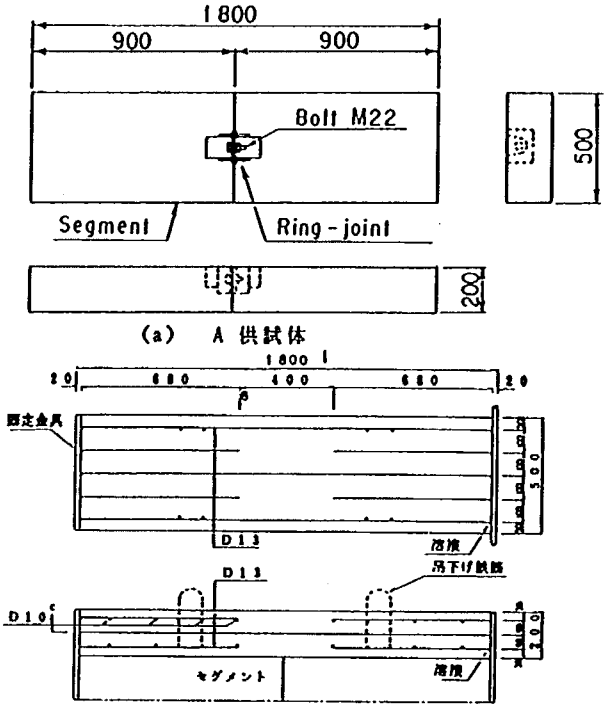


図１０　供試体の概要

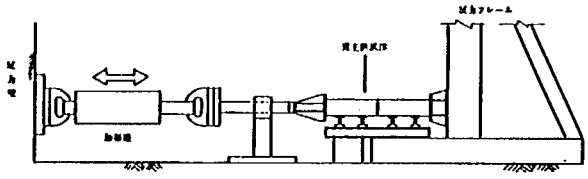


図１２　供試体への載荷方法

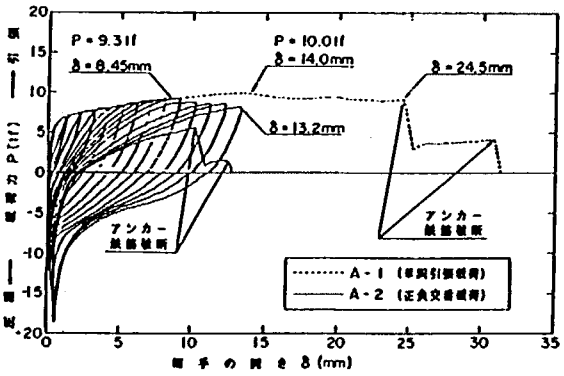


図１３　A 供試体の荷重～変位載荷履歴曲線

表６　ヒューム管の軸方向の鉄筋量

管種	呼び径 (mm)	鉄筋量	メーカー	A 社	B 社	C 社	平均鉄筋量 (cm²)
B形 2種	φ300	鉄筋量×本数		φ4.0×8	φ3.2×8	φ3.2×10	0.82
		鉄筋量 (cm²)		1.01	0.64	0.80	
	φ600	鉄筋量×本数		φ5.0×32	φ6.0×24	φ4.0×12	4.86
		鉄筋量 (cm²)		6.28	6.79	1.51	
	φ1200	鉄筋量×本数		φ6.0×32	φ6.0×24	φ5.0×12	6.07
		鉄筋量 (cm²)		9.05	6.79	2.36	
NC形 2種	φ2000	鉄筋量×本数		φ7.0×48	φ5.0×32	φ7.0×32	12.36
		鉄筋量 (cm²)		18.47	6.28	12.32	

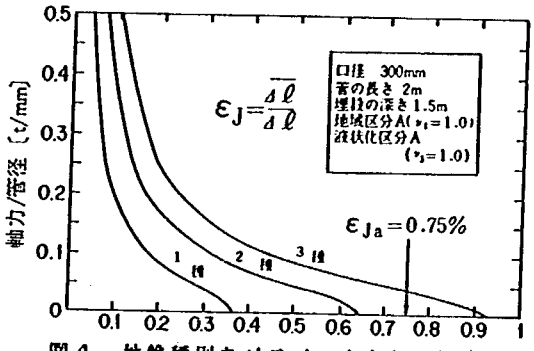


図４　地盤種別をパラメータとした場合の F/D～εJの関係

表７　継手の耐震性評価基準（案）

	区分	性能
伸縮性能	E－1	0.02ℓ㎜以上
	E－2	0.01ℓ～0.02ℓ㎜未満
	E－3	0.007ℓ～0.01ℓ㎜未満
離脱防止性能	R－1	0.1Dtf以上
	R－2	0.05D～0.1Dtf未満
	R－3	0.01D～0.05Dtf未満

表８　継手部の伸縮性能と離脱防止性能との組合せマトリックス

		伸縮性能		
		E－3	E－2	E－1
離脱防止性能	R－1	○	—	—
	R－2	—	○	—
	R－3	—	—	○

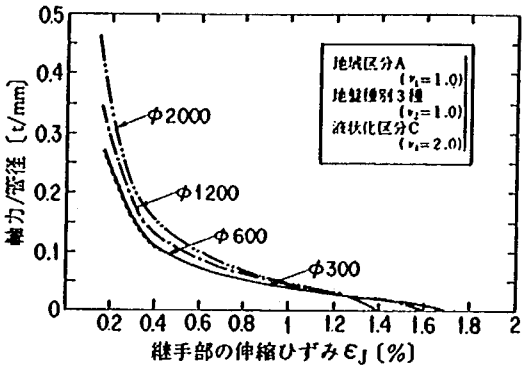


図５　口径をパラメータとした場合の F/D～εJの関係

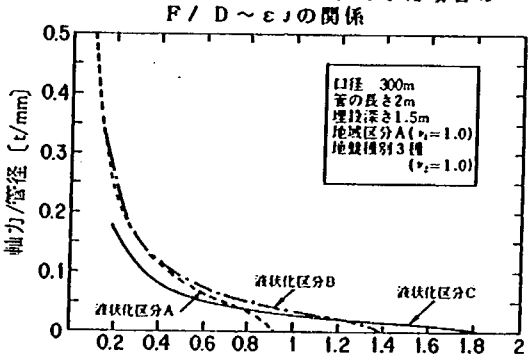


図６　液状化発生の程度区分をパラメータとした場合のF/D～εJの関係

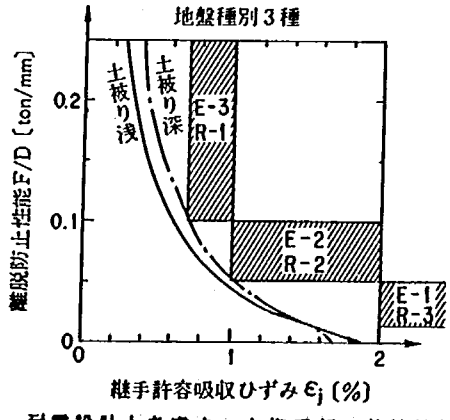


図７　耐震設計上考慮すべき継手部の伸縮性能と離脱防止性能との限界曲線（３種地盤）

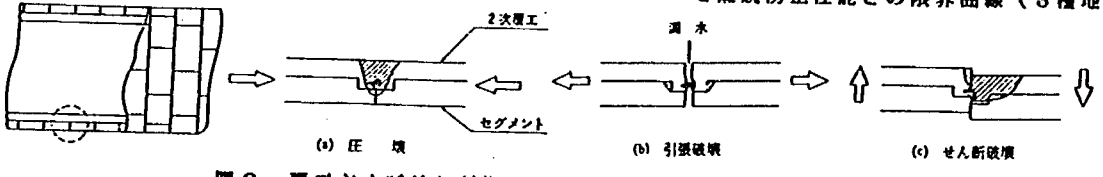


図８　覆工およびリング継手の震害形態の予想

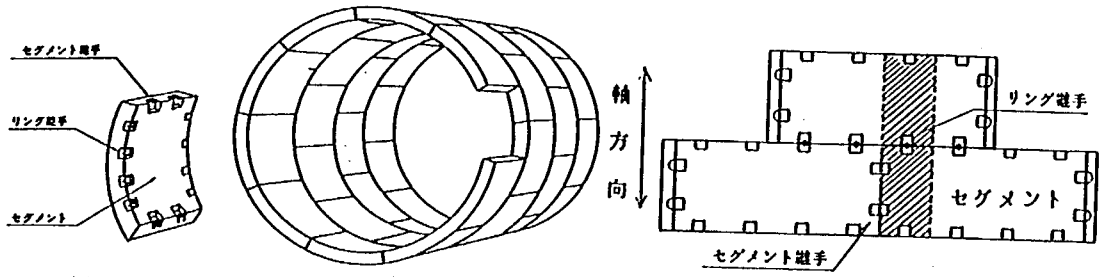


図１　供試体に用いた部分模型の部位

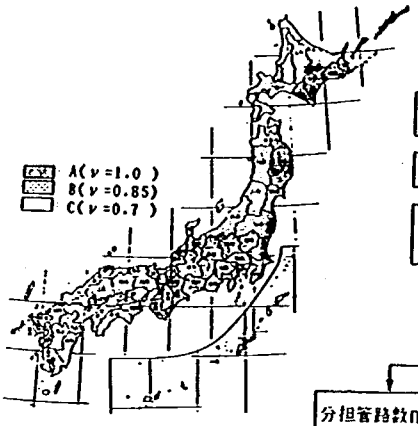


図２　地域別補正係数ν₁の地域区分

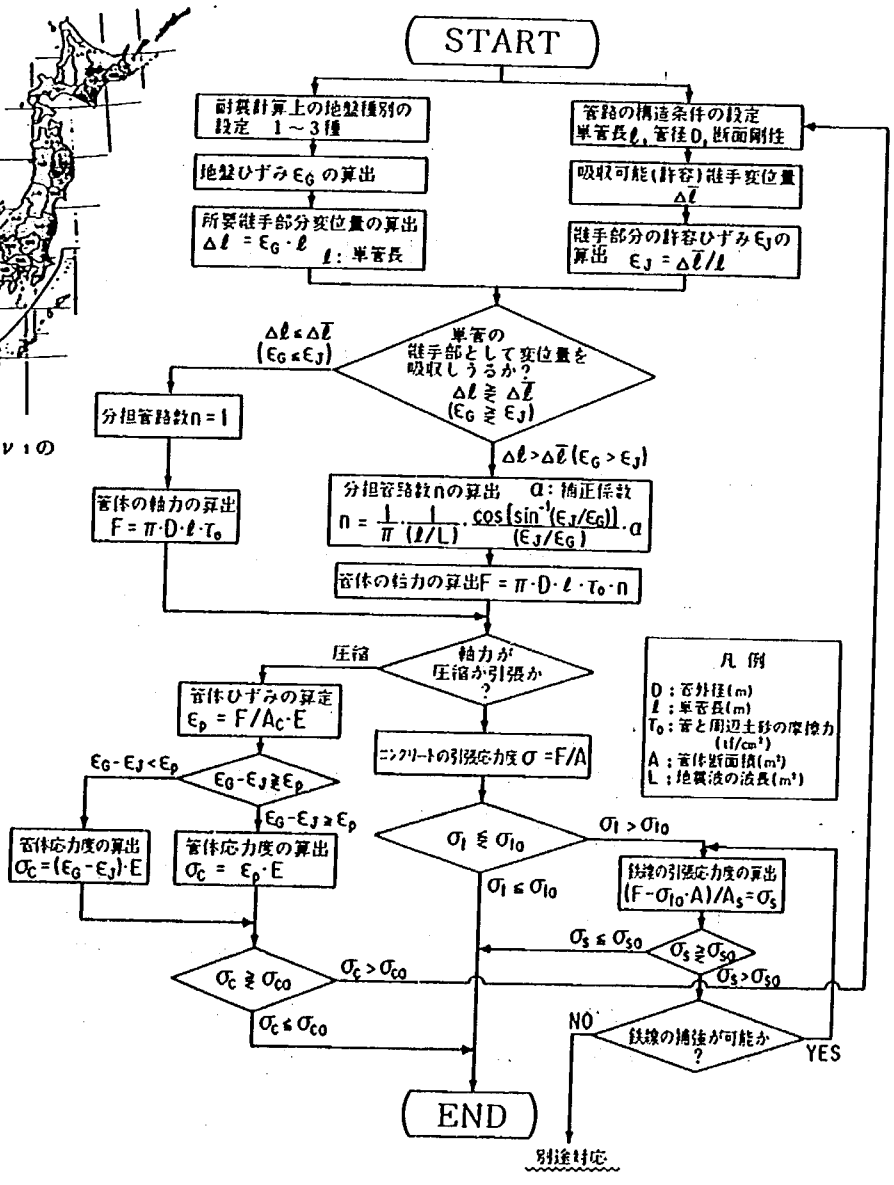


図３　下水道管路の耐震計算法（案）のフロー

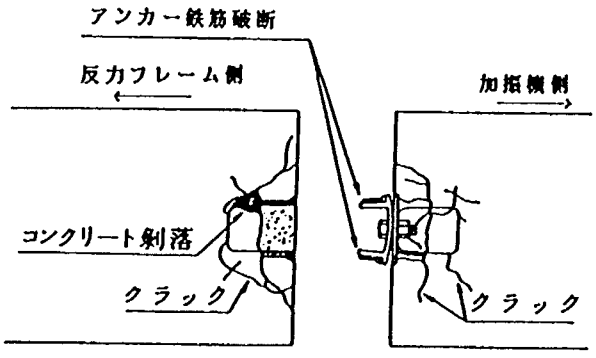


図１４　供試体の破壊状況(A-2)

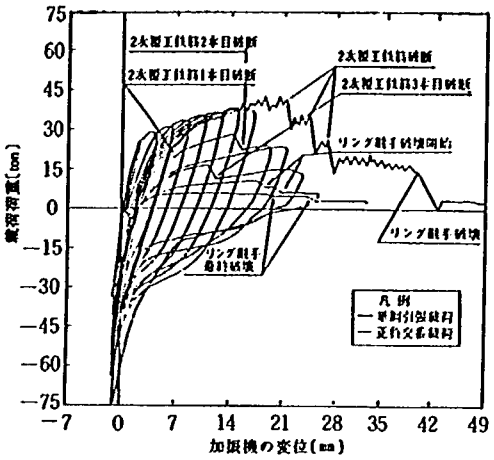
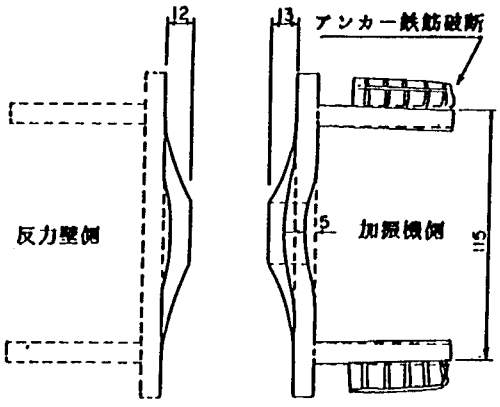
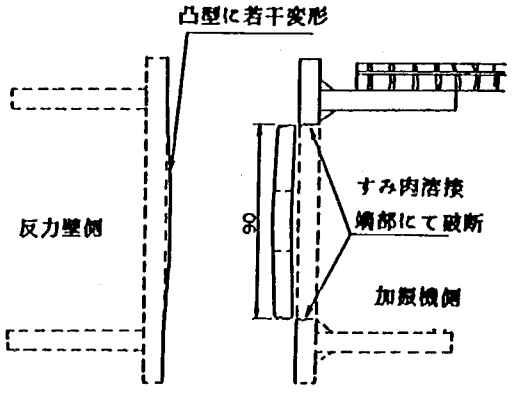


図１５　B供試体の荷重～変位載荷履歴曲線



(a) B－1 供試体（単調引張）



(b) B－2 供試体（正負交番）

図１６　リング継手の破壊状況

表１０　供試体の耐力、および、変形性能

(a)　A 供試体

供試体の耐力・変形性能		A－1 単調引張	A－2 正負交番
降伏耐力　(tf)		7.1	6.9
降伏変位　(mm)		1.4	1.1
終局耐力　(tf)		10.0	9.3
終局変位　(mm)		24.5	13.2
継手の剛性 (tf/mm)	降伏前	3～30	6～30
	降伏後	0.27	0.30

(b)　B 供試体

		B－1 (単調引張)	B－2 (正負交番)
2次覆工クラック発生荷重(ton)		14.8	15.7
降伏耐力(ton)		22.7	22.3
降伏変位(mm)		0.8	0.7
終局耐力(ton)		37.2	34.7
終局変位(mm)	鉄筋破断前	22.5	14.6
	継手破断前	41.9	23.5
セグメント接合面の引張剛性(ton/mm)	鉄筋降伏前	30	30
	鉄筋降伏後	0.9	1.1

5．コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査

緑化研究室　室　　長　井上忠佳
主任研究員　田代順孝
主任研究員　有村恒夫・
飯塚康雄

1．まえがき

大規模造成地における緑化が急増してきている現在、その施工にあたって大量の植栽用土壌の確保を必要とすることが多くなってきているが、植栽に適した良質の客土を確保することは非常に困難な状況にある。また、現場発生土を植栽に適したものに改良する場合でも、既存の改良資材の使用では非常に高価なものとなるため局部的な改良に終わらざるをえないことも多い。

一方、都市の下水道施設の拡充に伴い下水処理施設から発生する余剰汚泥は増加の一途をたどり、その処理処分が大きな課題となってきている。従来は海岸等の埋め立て地において処理されるものがほとんどであったが、今後は埋立地の確保が困難になることが予想され、資源として有効な活用を図る必要に迫られている。

こうした状況のなかで、下水汚泥に含まれる豊富な有機質に着目して、これを緑化地における土壌改良資材として活用する研究が各方面で進められており、当研究室においても過年度までの研究において汚泥の施用が樹木や芝の生育に非常に有効であることを確認している。しかし、汚泥は土壌改良を目的として製造されるものではなく、下水処理の結果として発生する余剰物資であるために土壌改良資材としては品質的なバラツキが大きいほか、汚泥の品質や施用方法あるいは施用対象となる土壌の種類によっては逆に植物の生育にとって有害となることも危惧されている。このため、各地で発生する多種多様な品質の汚泥や施用対象となる土壌の種類に的確に対応した施用技術の確立が待たれているところである。

2．研究の目的

本課題では、汚泥の品質や施用対象となる土壌の種類に的確に対応した施用技術の確立を目的としているが、61年度は消化脱水汚泥を対象とし、その存置期間を明らかにすることにしている。

これは、消化脱水汚泥には非常に分解し易い有機質が多く含まれているため、これを発酵工程を省略して直接土壌に混入した場合、土壌中で急激な発酵が起こり一時的に酸素欠乏や濃度障害を引き起こし、植物の枯損や生育不良の原因となる恐れがある。このため、消化脱水汚泥を直接施用する場合は植栽ま

で施用後ある一定期間存置期間を設ける必要があることによる。

3．研究の方法

本研究では、消化脱水汚泥を樹木に施用し、施用後の樹木の生育状況及び土壌の諸性質の変化を調査することによって必要存置期間を明らかにすることにした。

3.1 供試材料

供試材料の樹木、汚泥及び土壌の諸元は次のとおり。

①樹　　木

樹種数量　：ケヤキ 280本

規格品質　：樹高1ｍ・ポット栽培品・鉢付き根(112本)

：樹高1ｍ・ポット栽培品・水洗い根(168本)

②汚　　泥

発生　施設：埼玉県東松山市高坂終末処理場

種　　類：消化脱水汚泥

凝　集　剤：高分子系凝集剤

品　　質：含水率：76.0%，全窒素 3.7%，全燐酸 1.7%，全カリウム 0.23%

③土　　壌

産　　地：神戸市北区鈴蘭台

種　　類：マサ土

④ポ　ッ　ト

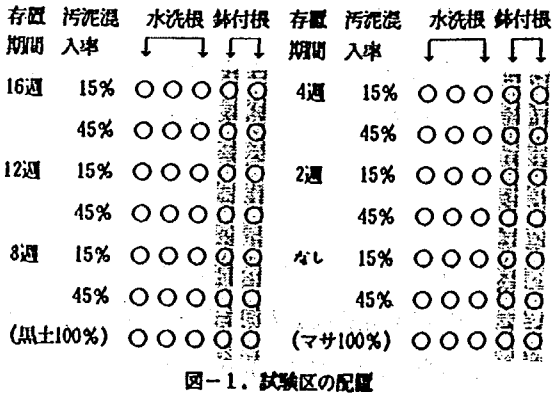
材　　質：発泡スチロール

規　　格：内径(上端)37.5cm，同(下端)29.5cm，高さ33cm

3.2 試験区の設定

試験区は、樹木で鉢付き根と水洗い根の別で2種類、汚泥の混入量（体積率）で 0,15,45%の3種類、存置期間で 0，2，4，8,12,16 週間の6種類の組合せとし、合計28試験区設定した。

試験はポット栽培によるものとし、1ポットあたりの植栽本数を4本とし1試験区あたりのポット数は鉢付き根については2ポット(8本)、水洗い根については3ポット(12本)とした。



図－1．試験区の配置

3.3 試験調査日程

本試験では、樹木の植付け時期を一定とし、存置期間を変えて実施する必要からそれに応じて時期をずらして汚泥の混入を行なった。以下にその作業日程を記す。

①汚泥混入及びポット充填

存置期間16週間区--------S，60年11月13日
12週間区--------S，60年12月11日
8週間区--------S，61年 1月 8日
4週間区--------S，61年 2月 5日
2週間区--------S，61年 2月20日
な　し--------S，61年 3月 5日

②樹木植付け----------S，61年 3月 5日

③調査　第1回----------S，61年 6月 5日
第2回----------S，61年 8月18日
第3回----------S，61年10月22日

3.4 調査項目及び調査方法

本試験では樹木の生存率、生長量及び活力度、並びに土壌の理化学的性質について調査した。

①樹木の生存率

各試験区における樹木の生存本数を調査し、次式により生存率として記録した。

生存率(%)＝(生存樹木本数)／(供試樹木本数)＊100

②樹木の生長量

各試験区の樹木のうち生存している個体について樹長、当年枝伸長量及び根元直径を測定し、次式により樹長生長率及び根元直径肥大率として記録した。

樹長生長率(%)＝{(最終樹長)－(植付け時の樹長)}／(植付け時の樹長)＊100

根元直径肥大率(%)＝{(最終根元直径)－(植付け時の根元直径)}／(植付け時の根元直径)＊100

③樹木の活力度

各試験区の樹木のうち生存している個体について科学技術庁の方法により活力度を調査した。

表－1．活力度評価基準　(科学技術庁・1972)

評価	樹　形	枝の伸長量	頂端の枯損	枝葉の密度	葉の大きさ	葉　色
3	自然樹形を保っている	正常	なし	正常	正常	正常
2	自然樹形が乱れている	伸長量は少ない	枯損がある	やや疎	やや小さい	やや異状
1	自然樹形が完全に崩壊され奇形化している		著しく枯損が多い	枯損が多く葉の再生が少ない	小さい	異状

④土壌調査

各試験区における土壌の理化学的性質について調査した。なお、測定及び分析方法は「土壌環境基礎調査における土壌、水質及び作物体分析法(農林水産省農蚕園芸局農産課編)」によったが、置換性塩基のうちMnだけは土壌養分分析法(土壌養分測定法委員会編)」によった。

(土壌物理性) 固相率、仮比重、飽和透水係数

(土壌化学性) PH(H_2O)、NH_4-N、NO_3-N、全N、可給態P、電気伝導度、置換性塩基

4．研究結果

4.1 樹木の生存率

樹木の生存率は表－2、表－3に示したとおりであるが、存置期間の違いによる生存率の差は明確でなく、汚泥の混入率及び樹木が水洗い根であるか、鉢付き根であるかによって大きな差がみられる。すなわち、汚泥15%混入区の生存率は鉢付き根では 100%であるが、水洗い根では93%に低下している。また、汚泥45%混入区における生存率は鉢付き根で96%であるが水洗い根では22%と大幅に低下している。このことは有機質の発酵熟成の如何にかかわらず汚泥混入率45%が植物の生育にとって過剰なのか、あるいは、冬季間(11月～ 3月)に4ヵ月(16週間)程度の存置期間を設けることが無意味であることを示している。

表2．生存率 水洗い根

存置期間 / 調査日		0週間	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間	マサ土 100%区	黒土 100%区
汚泥15%区	6月 5日	100% (12)	100% (12)	100% (12)	100% (12)	100% (12)	91.7% (11)	100% (12)	100% (12)
	8月18日	91.7% (11)	100% (12)	83.3% (10)	100% (12)	100% (12)	91.7% (11)	100% (12)	100% (12)
	10月22日	91.7% (11)	100% (12)	75.0% (9)	100% (12)	100% (12)	91.7% (11)	100% (12)	100% (12)
汚泥45%区	6月 5日	83.3% (10)	91.7% (11)	75.0% (9)	83.3% (10)	100% (12)	91.7% (11)	100% (12)	100% (12)
	8月18日	16.7% (2)	16.7% (2)	16.7% (2)	66.7% (8)	8.3% (1)	25.0% (3)	100% (12)	100% (12)
	10月22日	16.7% (2)	16.7% (2)	8.3% (1)	58.3% (7)	8.3% (1)	25.0% (3)	100% (12)	100% (12)

()内の数値は生存個体数である。

表3．生存率 鉢付き根

存置期間 / 調査日		0週間	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間	マサ土 100%区	黒土 100%区
汚泥15%区	6月 5日	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)
	8月18日	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)
	10月22日	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)
汚泥45%区	6月 5日	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)	100% (8)
	8月18日	100% (8)	100% (8)	87.5% (7)	100% (8)	87.5% (7)	100% (8)	100% (8)	100% (8)
	10月22日	100% (8)	100% (8)	87.5% (7)	100% (8)	87.5% (7)	100% (8)	100% (8)	100% (8)

()内の数値は生存個体数である。

4.2 樹木の生長量

調査結果は、表－4及び表－5のとおりであるが、存置期間による差は認められない。しかし、樹木が水洗い根であるか鉢付き根であるか、また、汚泥混入率の如何に係わらず、すべての汚泥施用区に

表－4．樹長生長率 (平均値)　　( )内の数値は標準偏差値

存置期間		なし	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間
水洗い根	15%	45(22.0)	31(18.3)	27(10.0)	42(21.7)	28(13.1)	35(18.3)
	45%	15	47	35	19	6	13
鉢付き根	15%	55(16.2)	63(25.3)	47(19.5)	45(15.8)	40(24.4)	42(19.7)
	45%	50(30.4)	43(14.9)	29(15.5)	34(13.9)	46(16.6)	34(6.3)

対照区		
水洗い根	マサ土(100%)	14(4.7)
	黒　土(100%)	15(7.3)
鉢付き根	マサ土(100%)	17(5.7)
	黒　土(100%)	20(9.2)

表－5．根元直径肥大率 (平均値)　　( )内の数値は標準偏差値

存置期間		なし	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間
水洗い根	15%	32(19.9)	25(17.5)	26(18.2)	32(18.6)	18(15.6)	13(10.2)
	45%	11	35	9	9	2	10
鉢付き根	15%	52(21.1)	57(17.2)	54(21.1)	31(13.8)	49(30.0)	24(16.5)
	45%	54(29.6)	25(16.3)	41(19.1)	39(19.5)	44(16.2)	33(9.8)

対照区		
水洗い根	マサ土(100%)	8(5.8)
	黒　土(100%)	8(5.9)
鉢付き根	マサ土(100%)	18(7.0)
	黒　土(100%)	15(12.7)

おいて樹長生長率、根元直径肥大率ともに対照区（マサ土、黒土の単用）を上回っており明確な施用効果が認められる。また、水洗い根より鉢付き根のほうが良好な生長を示しているが、水洗い根、鉢付き根のいずれにおいても汚泥混入率では45％区より15％区の方が生育良好であることから、汚泥混入率45％は植物生育上過剰であることを示唆している。

なお、汚泥混入区は対照区に比べて生長量のバラツキが非常に大きく、生育条件として不安定な状態にあることがうかがわれる。

4.3 樹木の活力度

調査結果は、表－6及び表－7のとおりであるが、存置期間による差は認められない。しかし、活力度の総合評価では水洗い根の汚泥混入率45％区を除いて対照区を上回っており、汚泥の施用効果が認められるほか、ここでも汚泥混入率に係わらず鉢付き根区が水洗い根区を上回っている。

活力度評価項目別にみると、枝の伸長量のほか、枝葉密度、葉色において汚泥混入区で高い評価が得られている。

表6 活力度（水洗い根）

存置期間 / 調査日		0週間	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間	マサ土100t区	黒土100t区
汚泥15％区	6月 5日	10.9	11.4	13.3	13.0	12.6	13.7	12.3	11.9
	8月18日	11.8	11.8	11.3	14.2	11.9	13.2	11.3	10.1
	10月22日	12.0	10.7	10.3	13.1	10.8	11.6	8.8	8.1
汚泥45％区	6月 5日	11.0	10.7	11.6	10.9	10.0	11.5	12.3	11.9
	8月18日	7.0	11.5	9.0	9.6	8.0	8.0	11.3	10.1
	10月22日	8.0	11.5	7.0	8.3	7.0	7.7	8.8	8.1

数値は活力度評価点の合計値である。*：5％レベル、**：1％レベルでマサ土100t区との間に有意差が認められた。

表7 活力度（鉢付き根）

存置期間 / 調査日		0週間	2週間	4週間	8週間	12週間	16週間	マサ土100t区	黒土100t区
汚泥15％区	6月 5日	15.5	14.4	16.3	13.3	13.8	14.3	14.1	12.4
	8月18日	15.0	15.4	14.3	13.0	13.6	13.4	12.4	12.3
	10月22日	14.0	14.9	12.3	12.3	13.4	12.1	9.8	9.3
汚泥45％区	6月 5日	15.4	15.5	14.5	12.6	14.5	15.5	14.1	12.4
	8月18日	13.9	11.4	13.1	13.8	14.3	15.3	12.4	12.3
	10月22日	11.6	10.3	11.9	11.0	12.3	14.0	9.8	9.3

数値は活力度評価点の合計値である。*：5％レベル、**：1％レベルでマサ土100t区との間に有意差が認められた。

4.4 土壌調査

調査の結果は、表－8のとおり。

表－8　土壌成分分析結果表　　植栽時(61.03.05)／植栽後(61.08.18)

汚泥混入率%	存置期間(週)	固相率 %	仮比重	飽和透水係数 (cm/sec)	PH(H_2O)	NH_4-N (mg/kg)	NO_3-N (mg/kg)	全N (%)	P(P_2O_5 mg/100g	電気伝導度 (μs/cm)	置換性塩基 (mg/乾土100g) K	Ca	Mg	Mn
15	0	49.0/51.1	1.28/1.40	1.1*10 /6.1*10	6.8/4.9	49/24	10/ 50	0.15/0.10	46.1/16.0	100/215	0.1/<0.1	5.0/2.5	2.2/0.9	0.4/ 0.2
	8	− /51.9	− /1.41	− /2.3*10	−/4.9	−/14	−/ 54	− /0.08	− /22.0	− /260	− /<0.1	− /2.9	− /1.1	− / 0.2
	16	55.7/51.2	1.54/1.40	5.0*10 /2.3*10	6.5/4.9	79/26	6/ 45	0.20/0.11	73.9/24.0	543/ 85	0.1/<0.1	6.2/2.8	3.0/1.1	0.1/ 0.2
45	0	41.8/45.0	1.04/1.20	1.0*10 /1.2*10	7.0/4.7	586/33	0/210	0.61/0.31	187.0/39.0	1020/300	0.3/ 0.1	8.8/3.6	3.1/0.8	0.9/ 0.2
	8	− /43.4	− /1.16	− /5.0*10	−/4.3	−/30	−/140	− /0.32	− /39.0	− / 95	− / 0.2	− /3.9	− /0.7	− / 0.4
	16	51.2/45.0	1.28/1.21	9.0*10 /6.0*10	6.8/4.6	803/41	3/150	0.72/0.34	215.5/30.0	1350/300	0.3/ 0.1	11.1/3.0	3.7/0.6	0.1/ 0.5
(マサ100t)		60.6/55.4	1.60/1.51	2.5*10 /4.6*10	6.3/5.8	10/ 9	2/ 13	0.01/0.01	<2.0/ 5.7	32/ 28	<0.1/<0.1	3.4/2.7	1.8/1.7	<0.1/<0.1
(黒土100t)		25.8/24.1	0.66/0.65	− /3.8*10	5.8/5.4	14/16	8/ 14	0.31/0.29	<2.0/<2.0	83/ 50	0.2/ 0.2	6.1/5.5	0.6/0.7	<0.1/<0.1

土壌物理性のうち、固相率、仮比重ともに汚泥混入区のほうが低い値を示し、かつ汚泥混入量が増加するほど低くなる傾向にあり、汚泥の施用によって土壌が膨軟になることが認められる。また、飽和透水係数は植栽時(3月)に低下が認められるが、植栽約半年後(8月)には対照区と同水準かそれ以上まで回復している。これは汚泥中の有機物の腐熟化に伴い土壌の団粒化が進んだ結果と考えられる。

土壌化学性のうち、PHは植栽時には対照区に比し1前後高い値であったものが、植栽後約半年後には逆に対照区よりも1以上低い値となった。これは、この間に汚泥中の有機質の分解が進んで腐植酸を生じた結果と考えられる。また、存置期間16週間区における土壌混入後4ヵ月経過した土壌と存置期間を設けない汚泥混入直後の土壌のPH値にあまり差が認められないのはこの間に腐植の分解が進まず腐植酸がほとんど生成されていないためと考えられる。

全窒素は、汚泥混入によって顕著な増加がみられ、対照区(マサ土)ではほとんど窒素分が認められないのに対して植栽時点の値は15%混入区で対照区(黒土)に近くなり、45%混入区ではその倍以上となっている。しかし、植栽約半年後の値は対照区(黒土)がほとんど変化ないのに対し、汚泥混入区では約1／2に減少している。しかし、この時点でも植物に有効なアンモニア態及び硝酸態としての窒素総量は対照区(黒土)に比し15%区で2倍以上、45%区では5～8倍に達している。また、植栽時と植栽約半年後を比較すると全窒素及びアンモニア態窒素が減少しているのに対し、硝酸態窒素が増加している。これらのことは、汚泥が分解しやすい有機物を多く含み、有機態窒素からアンモニア態窒素を経て硝酸態窒素への移行が速やかに行なわれていることを示している。また、16週間存置期間区において汚泥混入後4ヵ月間にこうした変化が認められないのはこの間に有機質の分解がほとんど進んでいないことを裏付けている。

可給態燐酸は汚泥の施用によって植栽時には大量の補給が図られているが、植栽後急激に減少し消耗の著しいことを示している。

5．おわりに

本課題では、汚泥を土壌に混入してから植栽が可能となるまでの存置期間を知ることを目的としていたが、それによる差はほとんど認められなかった。これは、今回存置期間を設置した冬季においては地温が低いため汚泥中の有機物の分解がほとんど進まないことを示唆しており、本実験における種々のデータもそれを裏付けている。したがって、冬季は存置期間の設定時期としては不適当であるといえる。

しかし、汚泥施用による種々の土壌改良効果が明確になるとともに、存置期間を設けない場合、15%の混入率では鉢付き根の樹木を使用するか、もしくは間土を行なえば生育障害を生じないことが明らかとなった。更に、45%という大量の混入率であってもこうした処理を施すことによって生育障害を避けられる可能性のあることが分かった。

今後は気温や土壌の質に対応した適性存置期間を究明していく必要もあるが、存置期間を設設けない場合の植栽方法及びその混入率の限界についても検討の必要がある。

6．焼却灰の土質改良材としての利用に関する調査

土質研究室 室　　長 久楽勝行
主任研究員 三木博史
工藤浩一郎
林　義之

1．まえがき

下水道の普及に伴い、下水処理によって発生する汚泥も年々増大する傾向にある。その中で、下水処理の結果として生まれる下水汚泥焼却灰(以後、焼却灰と呼ぶ)も、例外ではなく毎年大量に発生している。従来、焼却灰は他の多くの廃棄物同様、海面・陸上埋立の方法により処理されてきたが、埋立地の減少や周辺環境への影響等により、種々の規制を受けるようになってきている。従って、下水処理によって発生した焼却灰を、建設資材として有効利用することができれば、処分地の確保の問題や資源の再利用による省資源化という観点からも非常に得策である。特に、焼却灰の中でも石灰系焼却灰は、自硬性があり土と優れた反応性を有しており、単独ないし他の土質改良用添加材（セメント、生石灰等）と組合せることにより、強度が発現し、土質改良の効果のあることが建設省の総合技術開発プロジェクトの調査、研究の結果からも明らかにされている。しかし、焼却灰を土質改良用添加材として実際に使用するにあたっては、下水処理場より発生した焼却灰を需要者の要求量に応じて搬出することになる。従って、要求量以上に焼却灰が発生した場合には、いったん焼却灰を備蓄して、次の需要に対応することになる。この場合、一定の品質のものを供給するうえで、保管に伴う焼却灰の品質管理が問題になってくる。そこで、焼却灰の保管に伴う経時的な品質の劣化や、その劣化を判定する指標となる試験法ならびに品質の劣化が、土質改良効果に及ぼす影響等について室内試験によって検討を加えたので、ここに報告する。

2．調査目的

本調査は、石灰系焼却灰を土質改良添加材として利用する場合に、それをある期間保管したときの焼却灰の品質の劣化の進行状態の解明や、焼却灰の品質の劣化の判定する指標となると簡便で効果的な試験方法の提示、ならびに高含水比粘性土と混合した焼却灰の品質の劣化が土質改良効果に及ぼす影響などを把握することを目的としている。

3．試験方法

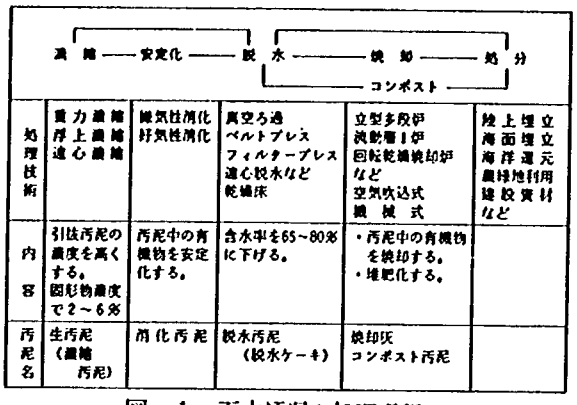
3．1　試験に用いた焼却灰

焼却灰は、下水汚泥処理の過程（図－１参照）の中で汚泥が焼却された結果として生じるものであり、脱水過程の凝集剤の違いにより焼却灰は以下のように分類される。

石灰系焼却灰：　塩化第二鉄と消石灰を凝集剤として用いたもの。

高分子系焼却灰：　有機高分子凝集剤を凝集剤として用いたもの。

その他：　上記以外のもの、または、上記のものを焼却時に混合して凝集剤に使用したもの。



図－１　下水汚泥の処理過程

（出典：土研資料第2310号）

また、焼却炉の形式の違いにより、粒度が細粒分が多いものと、一部団粒化したもの、粗粒分の多いものとに分けられる。なお、焼却灰は、風などによる飛散を防止するため、加湿して用いることが行なわれている。

今回試験に用いた試料は、土質改良効果（固化作用）の主な成分である生石灰（CaO）分などを多く含有する石灰系焼却灰であり、表－１に示す処理場、粒度、加湿前・後と条件の違う６種類の試料に選定した。

表－１　試験に用いた焼却灰の一覧表

試料を採取した処理場名	試料の名称	試料の状態	粒度組成
横浜市下水道局北部第二処理場	A	加湿前	細粒
	B	加湿後	一部団粒化
名古屋市下水道局宝神処理場	C	加湿前	粗粒
	D	加湿後	
京都市下水道局鳥羽処理場	E	加湿前	粗粒
	F	加湿後	

試験は、保管による焼却灰の品質の劣化、ならびにそれが土質改良効果に及ぼす影響を見るために、保管期間を1,7,14,21,28日の計5回として、保管方法は室内温度20±2°C、湿度60%の恒温・恒湿の部屋に試料を薄く広げた状態にして保管を行なった。そして、それぞれの保管期間を経た試料について、焼却灰単体の品質試験、及び関東ロームと混合した改良土についての土質試験を実施した。

表－２　焼却灰単体の品質試験一覧表

試料調整	試験項目	保存状態
250μmふるい通過試料を使用し、粗粒分は乳ばち等で粉砕。	●比重試験 ●水和速度試験 ●強熱減量試験 ●遊離CaO試験 ●反応性CaO試験	20±2C°，湿度60%恒温恒湿室 保管日数毎に試験（1,7,14,21,28日の計5回）

３．２　焼却灰単体の品質試験

焼却灰は、保管することにより焼却灰の主成分であるCaO分が、空気中の湿気を吸って軽い水和反応を生じ、$Ca(OH)_2$に変化したのち、炭酸ガスCO_2と反応して炭酸カルシウム$CaCO_3$を生

表－３　試料土の物性

粒度組成（%）			コンシステンシー（%）			日本統一土質分類	比重	有機物含有量（%）	フミン酸含有量
砂分	シルト分	粘土分	W_L	W_P	I_P		Gs		
32	60	8	126.8	65.8	61.0	VH_2	2.65	2.89	微量

じるといわれている。このような現象を風化とよび、風化した試料は強度発現の低下につながる。本試験では、表－２に示す試験項目に従って、セメント・石灰の品質試験に準じる試験を実施した。

① 比重試験： JIS R 5201 セメントの比重試験による。比重の測定はルシャテリエ比重びんを用いて、焼却灰中の水分の容積を差引いた焼却灰の容積を精製鉱油で置換して求める。

② 水和速度試験： 25°C、400mlの水を入れた保温容器(マホービン等)内に焼却灰を300g投入し、そのときの温度上昇を測定する。

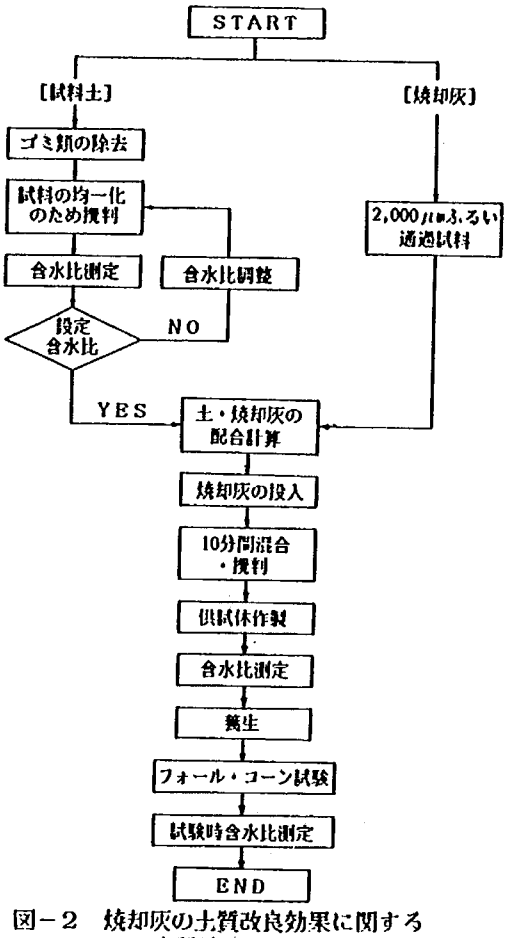
③ 強熱減量試験： JIS R 9011 石灰の化学分析方法に基づき焼却灰を1000°Cで強熱し、そのときの減量をはかる。

④ 遊離CaO試験： CAJS 1-01セメント協会標準試験法、に基づき、焼却灰に無水グリセリンと無水アルコールとの混合溶媒を加えて煮沸し、溶出したCaOと$Ca(OH)_2$を、フェノールフタレンを指示薬として、酢酸アンモニウムのアルコール溶液で滴定する。

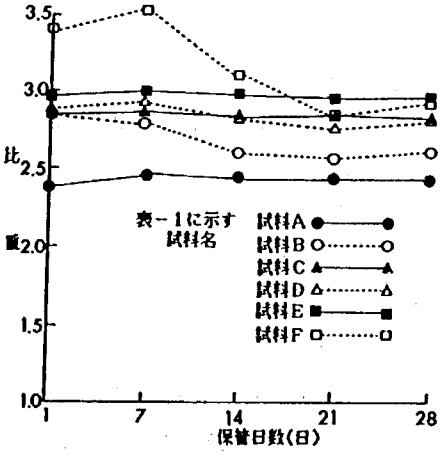
⑤ 反応性CaO試験： 焼却灰を加水し、成分中のCaOを$Ca(OH)_2$の状態にしたのち、120°Cで乾燥してその時の重量を測定する。さらに、$Ca(OH)_2$がCaOにもどる600°Cに加熱して重量を再度測定する。両者の乾燥重量の差から$Ca(OH)_2$の量が求まる。従って、遊離CaO試験によって得られた焼却灰中のCaOと$Ca(OH)_2$の合量から$Ca(OH)_2$の量を差引くことによって、反応性CaOの量が測定できる。

３．３ 焼却灰の土質改良効果に関する土質試験

試験は、表－３に示す物性の関東ロームに各保管日数を経過した焼却灰を図－２に示すフローチャートに従って、その土質改良効果をみるためのフォール・コーン試験を実施した。関東ロームは、焼却灰との混合を容易にするために、125～130%の含水比となるように調整を行なった。また、焼却灰は、関東ロームの乾燥重量に対す



図－２ 焼却灰の土質改良効果に関する土質試験のフローチャート



図－３ 焼却灰の比重試験の変化

る重量百分率で20%添加した。供試体は、モルタル用ミキサーによって均一になるように混合して湿潤密度が一定になるように約100cm³の容器に満たした。養生は、供試体の表面をラップで覆い、20±2°Cの養生箱の中で乾燥しないようにした。

4．試験結果

4．1　焼却灰単体の品質試験の結果

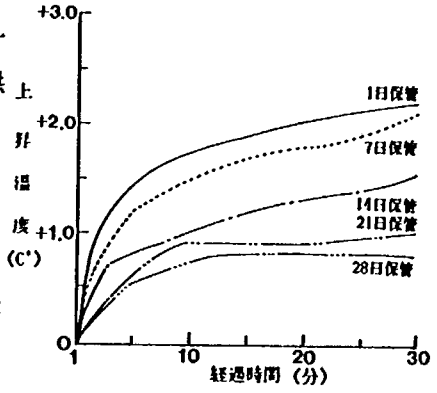
焼却灰単体の品質試験の結果を示すと、次のようになる。

(1)　比重試験

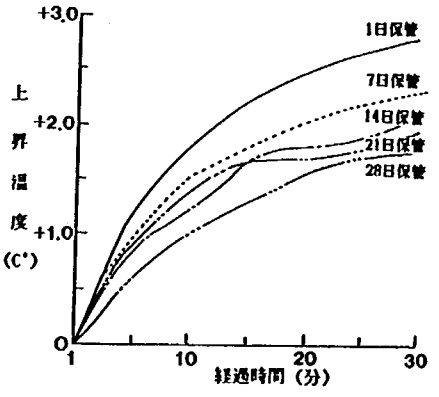
焼却灰の保管日数毎の比重の変化を、図－3に示す。加湿前の試料A，C，Eの各試料は日数が経過しても、今回の試験では比重の値は変化していない。これは、保管条件が恒温恒湿であったため、焼却灰が比較的安定な状態を保持していたためと考えられる。これに対し、加湿後の試料B，D，Fの各試料については、加湿によって焼却灰中の成分が水和反応を起こしたためか、比重が保管日数1～14日間に顕著な減少がみられる。従って、加湿することによる焼却灰の風化の進行が早まることが予想される。従って、焼却灰の比重が風化の程度を示すひとつの指標となることも考えられるので、今後、保管日数の長期化、及び高温高湿な劣悪な保管条件のもとでの、比重の経時的な変化についても検討していく必要がある。

(2)　水和速度試験

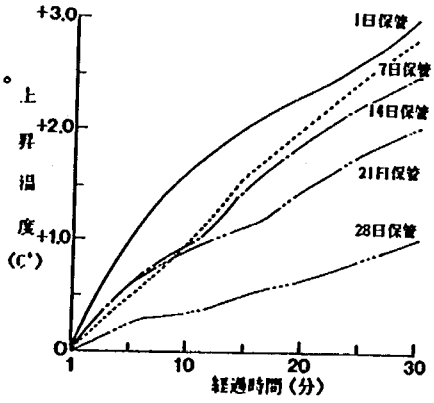
焼却灰A，C，Eの各試料について、保管日数毎の水和速度の変化を図－4に示す。A，C，Eの各試料はともに加湿前の試料であるが、保管日数の短いものほど温度上昇が大きく、保管日数が長くなるにつれ、温度の上昇速度が下がる傾向にある。この原因として、焼却灰が経時的に空気中の水分などを吸収し、軽微な水和反応を起こしたことが考えられる。従って、水に投入した際に、すでに水和反応をおこす成分が減少しており、そのために反応熱も低下したものと思われる。また、焼却灰は粒度



(a)試料Aの場合



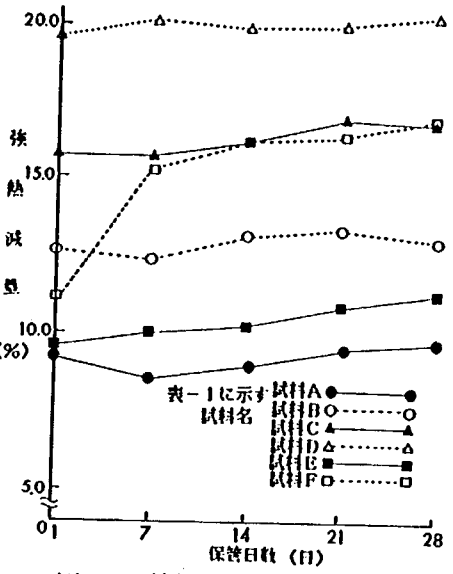
(b)試料Cの場合



(c)試料Eの場合

図－4　焼却灰の水和速度の変化

組成によっても、水和反応に差がみられる。細粒である試料Aは、反応時の温度上昇が緩やかであり、保管日数が増すにつれ、温度の下降が大きいのに対し、粗粒の試料C，Eは、温度上昇が急であり、保管日数が増しても、試料Aと比較して温度の下降が小さくなっている。従って、細粒のものは粗粒のものに比べ外気の影響を受けやすいといえる。なお、加湿後の試料B，D，Fの各試料は、加湿により水和反応をおこしたためか、温度の上昇は認められなかった。以上の結果から、水和速度試験は焼却灰の風化の状態を知るのに有効な方法であると考えられるので、今後より精度をあげた試験方法の確立が望まれる。



図－5　焼却灰の強熱減量の変化

（3）　強熱減量試験

焼却灰の保管日数毎の強熱減量の変化を、図－5に示す。強熱減量は、各試料とも保管日数とともに増大する傾向が認められるものの、顕著な差となって表われていない。特に、加湿前の試料A，C，Eは保管日数とともに水和反応が進行し、強熱減量が大きくなることが考えられるが、今回の試験ではそのような傾向がでていない。これは、恒温恒湿の条件に起因していると思われるので、保管条件を変えた試験を実施して、強熱減量の変化についてさらに検討していく必要がある。

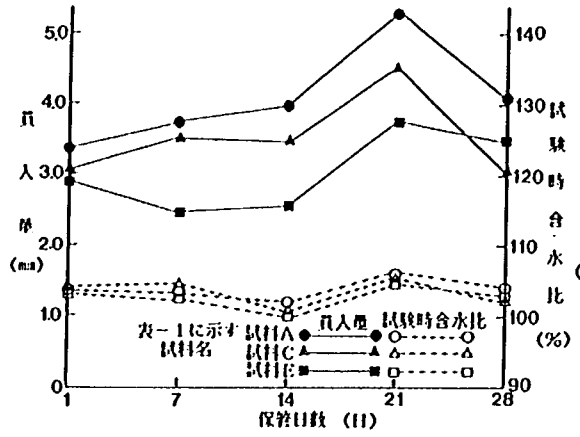
（4）　遊離CaO試験・反応CaO試験

今回、各試料について遊離CaO試験・反応性CaO試験を行なったが、試料Aにおいて少量の遊離CaOが検出されたのみで、他の試料からは遊離CaOは検出されなかった。これは、下水汚泥の中にもともと含まれているSi，Al等の成分や、脱水時の凝集剤として消石灰とともに投入される塩化第二鉄などが、焼却過程において、高熱によってCaOと結合し、CaOの塩化物である、ある物質、例えば$2CaO \cdot SiO_2$や$3CaO \cdot Al_2O_3$ような化合物となり、焼却灰の段階で純度の高いCaOが存在していないなどの理由が考えられる。今後は、CaOと結合している物質の具体的な解明や、焼却灰中の単体CaO量の精度の高い定量法等の試験方法についての検討がさらに必要であると思われる。

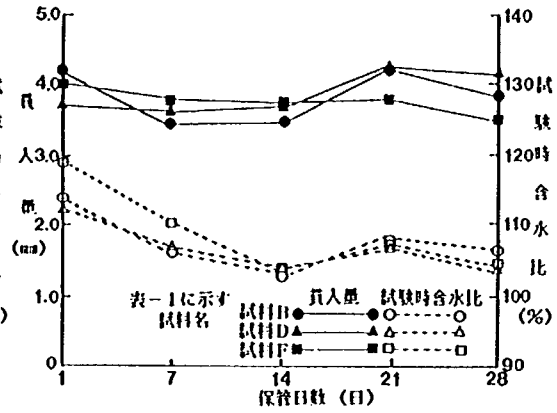
4．2　焼却灰の土質改良効果に関する試験

保管日数の異なる各焼却灰と関東ロームとを混合した改良土について、7日間養生したのち実施したのフォール・コーン試験の結果を、図－6に示す。

図－6の結果から、加湿前の試料A，C，Eを用いた改良土については保管日数が長くなるに従い、貫入量は増大する傾向にある。従って、コーンの貫入量から判断すると、焼却灰の風化の度合いとともに、改良土の強度増加も減少していることが認められる。一方、加湿後の試料B，D，Fについては保管日数が経過しても、貫入量には大きな差がみられなかった。



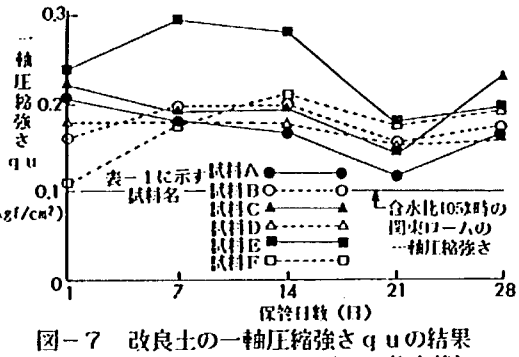
(a)試料A，C，Eの場合



(b)試料B，D，Fの場合

図－6　改良土のフォール・コーン試験の結果(7日養生後)

次に、コーン貫入量と一軸圧縮強さqᵤとの間には、一般に良い相関が認められているので、図－6のコーン貫入量から一軸圧縮強さqᵤを求めると、図－7のようになる。図－7の改良土の一軸圧縮強さqᵤをみると、関東ロームのみの場合に比べてかなりの強度が認められる。また、保管日数の違いによる強度発現の効果は、一軸圧縮強さqᵤでみるかぎり今回の実験では、保管日数が増大するにしたがい、貫入量が多少低下する傾向にあるが、それほど大きな差とはなっていない。



図－7　改良土の一軸圧縮強さqᵤの結果
(7日養生後)

5．まとめと今後の問題点

本年度実施した試験の結果から、焼却灰の品質試験において、保管日数が長くなるに従い、空気中の水分や炭酸ガスの吸収による焼却灰の風化の進行過程が比重試験や水和速度試験などによって、ある程度確認できることを示した。また、焼却灰の自硬性に関すると思われるCaOについては、従来の遊離CaO試験や反応性CaO試験から見出すことはできなかったので、焼却灰の土質改良効果と合せて焼却灰の自硬性についてさらに検討する必要がある。

焼却灰を関東ロームと撹拌・混合した改良土については、今回の短期的な強度発現を対象とした試験条件において、保管日数や加湿前・後の違いによる土質改良効果にそれほど大きな差は認められなかった。

今後、焼却灰の種類、保管方法、長期的な保管日数等を変えた品質試験や土質試験を実施するとともに、現場において実際に改良土を用いた試験施工を行なうなどして、焼却灰の土質改良添加材としての有効利用法の確立をはかっていく予定にしている。

Ⅴ 河川事業調査費による研究

1．河川の総合負荷量収支に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清
小森　行也

1. はじめに

河川全体としてみた総合的な負荷量の収支は河川水質管理における最も基本的な資料ではあるが，例外的な河川を除くと，個別なあるいは断片的な把握，あるいは流域別下水道整備総合計画（略称，流総計画と呼ぶ）のような計画論としての把握に止っている。本調査の目的は河川の汚濁負荷量を総合的に把握するための手法を確立することと，実態に基づいた水質管理計画策定に必要な資料を整えようとするものである。なお，ここで言うところの汚濁負荷量を総合的に把握するということは

イ　河川の上流から下流までの全体象を明らかにすること。

ロ　BOD，COD，SS，N，P等多くの水質項目を指標とした総合評価を行うこと。

ハ　年間を通じての長期間評価を行うことなどである。

これらの調査結査から河川における自浄作用とその能力，自然汚濁，人為汚濁の性格と区分及びそれぞれの原単位，流達率，浄化残率，流出率等の中味がより具体的定量的に評価することができる。また，河川汚濁負荷量調査手法の確立により水環境管理計画，汚濁負荷量削減計画，許容負荷量などの考え方に有効な情報をもたらすものである。

本調査は技術管理業務連絡会水質部会のAテーマとして，北海道開発局土木試験所，各地建技術事務所と共同で行なっている。各事務所がそれぞれ1河川程度のモデル河川を選定し，流域の汚濁源調査と河川の現況調査を実施することにより各モデル河川の汚濁負荷量収支を求めている。これらの調査を実施することにより調査の問題点を明らかにし，最終的には，河川の総合負荷量収支調査実施マニュアル（案）の作成を行なうものである。

2. 60年度までの調査成果

本調査は58年度を初年度として5ヶ年計画で進められている。土研では千葉県の手賀沼に流入している大堀川をモデル河川として選び，58，59年度の2年間調査を実施した。夏期と冬期に2回づつ計4回，24時間の通日調査を実施し大堀川の汚濁負荷量収支を求めた。流域面積が小さく下水道の普及率が小さいため，汚濁負荷量の流出パターンは家庭雑排水の影響を受け24時から翌朝の6時にかけて急激に減少していた。また，流量収支から本川A～Dの間は表流水の一部が地下へ浸透しており，4回の調査結果から浸透量は150～200 m³／km／hr であった。逆に下流部のD～Eの区間では地下水から表流水への流出が認められ河口部流出量93000m³／dの28％に相当する200m³／km／hrと推定された。

60年度は，茨城県の涸沼に流入する涸沼川において，24時間の通日調査を夏期に実施した。晴天時

流量の5倍程度の出水から5日遅れて実施した通日調査の結果，支川流域ごとにブロック分割して汚濁負荷量を比較した場合，流入汚濁負荷量と土地利用別比率の間に相関があることが認められた。

3. 61年度の調査内容と調査結果

3.1 河川水質調査における採水位置について

河川において汚濁負荷量を求める場合，流量と水質を求める必要がある。このとき，汚濁負荷量をより正確に求めようとする場合，河川断面を細かく分割し流量を求め，なお分割した毎々の地点の水質を測定する必要がある。流速を測定することは比較的簡単であるが，水質分析においては非常に労力を要するため，分析検体数は少なくしたい。水質分析用の採水位置及び採水深度について建設省の河川砂防技術基準（案）では次のように記述している。

(1) 河川（湖沼，貯水池を除く）の採水位置

河川での採水は流心で行うものとする。ただし，左岸又は（及び）右岸側の水質が明らかに異なる地点では，左岸側又は（及び）右岸側においても，その代表する位置で採水を行うものとする。

(2) 河川における採水深度

河川での採水は水面から水深の2割の深度で行うのを原則とする。ただし，水深が浅く，採水することにより河床の底土を乱すおそれのある場合は，河床の泥土を乱さない深度で採水を行うものとする。また，水深が大きく，かつ上下の混合が十分に行われていない場合には水面より2割の深度で採水するほか，8割，又は5割及び8割の深度でも採水を行うものとする。

また，環境庁が定めた公害対策基本法に基づく公共用水域の水質調査法によれば，採水点と代表試料は次の通りである[2)]。

(1) 採水点

①水深が3m未満の場合には，水面幅を左岸部，流心部，右岸部の3部に分け，その各部ごとに，水面からの水深が2割の水位で採水するものとする。

②水深3m以上の場合には，上記①のほか，必要に応じ，さらに採水部位を水深方向に深化するものとする。

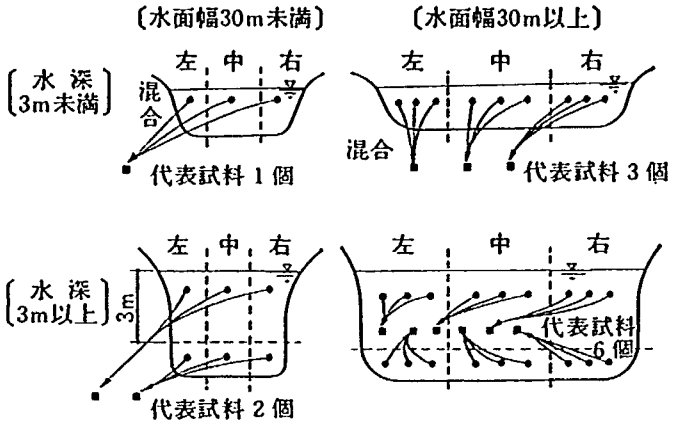
(2) 代表試料

①水深3m未満で，水面幅30m未満の場合には，上記の採水部位に従って，各部位ごとに1個採水し，これらを混合して1個の代表試料とする。

②水深3m以上で，水面幅30m未満の場合には，同様に各部ごとに1個採水し，上層部，下層部に分け，各部ごとに混合して2個の代表試料とする。

③水深3m未満で，水面幅30m以上の場合には，同様に各部位ごとに3個採水し，各部ごとに混合して3個の代表試料とする。ただし水深3m以上の場合には，さらに必要に応じ上層部と下層部に分け，6個の代表試料を作成する。

採水部位および代表試料は図－1のとおりで，それぞれ水面幅30m以下，以上，水深3m以下，以上について●記号が部位であり■記号が代表試料を示す。代表試料はすべて各部位の試料を混合したものである。



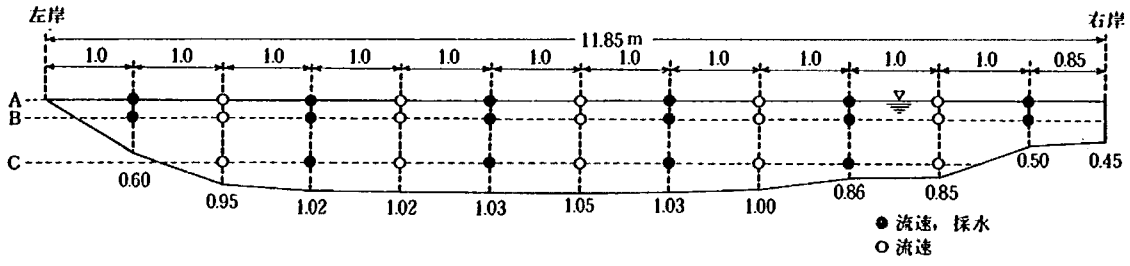
図－1　採水部位および代表試料

3.1.1　調査方法

本調査は，霞ケ浦の流入河川である桜川の藤沢新田付近において行なった。調査地点の川巾は約12mで平均水深は約1mの所である。1／25,000の地形図によれば，調査地点から2.75km上流まで支川はみあたらない。

流速測定点と水質分析用試料の採水ケ所を図－2に示した。

表流水(A)の採水はゴムボートの上から人間が直接ポリビンに採水した。水深20cm(B)水深70cm(C)の採水はハイロート型の採水器を用いて行なった。流速は，電磁流速計を用いて測定した。採水した試料は氷で冷却し，分析室へ持ち帰り直ちに分析した。水質分析項目は，浮遊物質（ＳＳ），生物化学的酸素要求量（ＢＯＤ），化学的酸素要求量（ＣＯＤ），溶解性全有機性炭素（Ｄ－ＴＯＣ）の4項目とし，分析は河川水質試験方法（案）[3]により行った。



図－2　調査地点断面図

3.1.2 調査結果

表－1 水質分析結果

1-A	v:0.19	3-A	v:0.23	5-A	v:0.22	7-A	v:0.21	9-A	v:0.16	11-A	v:0.10
	B:3.6		B:3.2		B:3.3		B:3.5		B:2.9		B:2.9
	C:6.1		C:5.5		C:5.9		C:5.7		C:5.5		C:5.8
	T:7		T:7		T:6.1		T:5		T:4		T:4
	S:12.2		S:12.6		S:12.3		S:14.4		S:12.6		S:11.8
1-B	v:0.15	3-B	v:0.23	5-B	v:0.22	7-B	v:0.19	9-B	v:0.15	11-B	v:0.09
	B:3.1		B:3.3		B:3.2		B:3.4		B:3.1		B:2.9
	C:5.7		C:5.5		C:5.1		C:6.3		C:5.4		C:6.0
	T:6		T:7		T:6		T:5		T:4		T:4
	S:12.2		S:12.2		S:12.7		S:13.4		S:12.4		S:12.2
v:流速 m/S		3-C	v:0.20	5-C	v:0.22	7-C	v:0.18	9-C	v:0.16		
B:BOD mg/ℓ			B:2.9		B:3.0		B:2.8		B:2.8		
C:COD mg/ℓ			C:5.9		C:5.2		C:5.3		C:6.0		
T:TOC mg/ℓ			T:6		T:5		T:5		T:5		
S:SS mg/ℓ			S:11.9		S:12.1		S:11.6		S:12.9		

流速及び水質分析結果を表－1に示した。サンプル数が少ないが，表層(A)，水深20 cm 層(B)，水深70 cm 層(C)をそれぞれから採水し分析した4～6ケのデータより母集団の平均水質を推定する。

信頼度95％のとき，平均値は表－2の示す通りである。

表－2 平均値の推定

	SS	BOD	COD	D-TOC
A	12.5± 0.9	3.2 ±0.6	5.8±0.6	6 ± 1
B	12.5± 0.4	3.2 ±0.5	5.7±0.6	6 ± 1
C	12.1± 0.6	2.9 ±0.5	5.6±0.8	5 ± 1

単位 mg/ℓ

$$\overline{X} = \overline{x} \pm 2\sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

ここに，$\overline{X}$：母集団の平均値

$\overline{x}$：サンプルの平均値

$$(\overline{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} xi)$$

n：サンプルの大きさ

S^2：サンプルの分散 $(S^2 = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{m} xi)$

更に，平均値の差が有意か有意でないか平均値の差の検定を行なう。まずサンプルの平均値

$$x = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} xi \quad , \quad y = \frac{1}{m}\sum_{i=1}^{m} yi$$

を計算する。つぎにサンプルの分散

$$Sx^2 = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} (xi - \overline{x})^2 \quad , \quad Sy^2 = \frac{1}{m}\sum_{i=1}^{m} (yi - \overline{y})^2$$

を計算し，サンプルの平均値の差の分散，$Sx^2/n + Sy^2/m$を計算する。信頼度95％のとき

$|\overline{x} - \overline{y}| \leq 2\sqrt{Sx^2/n + Sy^2/m}$ であれば$x = y$と結論できることから，$\overline{x}_A$ $\overline{x}_B$ $\overline{x}_C$ の差をそれぞれ比較し，差の検定を行うことにより表層，水深70 cm 層の水質が同じかどうか判定できるわけである。

水質分析項目，SS，BOD，COD，D－TOC それぞれについて上記の平均値の差の検定を行なった結果，信頼度95％において $\bar{x}_A = \bar{x}_B = \bar{x}_C$ という結果が得られた。したがって，川巾約 12 m 水深約 1 mの河川においては，ある断面をみた場合信頼度95％において水質（SS，BOD，COD，D－TOC）は表層，水深20cm 層，水深70cm 層において同じであることが確認された。

また，採水地点 1，3，5の左岸側と7，9，11の右岸側とに 2 分し，それぞれを母集団と考え，平均値を推定し表－3 に示した。更に，前述の手順に従い平均値の差の検定したところ，4 項目すべてにおいて，信頼度95％で $\bar{x}_L = \bar{x}_R$ という結果が得られた。したがって，左右岸の水質を比較した場合同じであることが確認された。

表－3　平均値の推定

単位　mg／L

	SS	BOD	COD	D－TOC
左岸側 $\bar{x}_L$	12.1±0.6	3.2±0.1	5.6±0.1	6 ±0
右岸側 $\bar{x}_R$	12.7±0.7	3.2±0.1	5.8±0.1	5 ±0

3.2　河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）

本調査は，前述したように各地建技術事務所が 1 河川程度のモデル河川を選び，河川の総合負量収支を求めている。各地建が選定したモデル河川は，北海道開発局の石狩川（S＝14,330km²，ℓ＝268km）から土研が選定した大堀川（S＝26.8km²，ℓ＝8.7 km）まで，その流域面積と流路延長はまちまちである。また，調査方法，調査時期など各地建で異なっておりこれらのデータを集計し整理することにより，種々の問題が明らかになっている。技術管理業務連絡会水質部会では，これらの成果を活用しながら「河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）」をまとめている。現在，その原案となるものがまとまっており以下にこのマニュアル（案）の「意義と目的」と目次を示す。

3.2.1　意義と目的

河川は，人の生命，健康の維持と福祉に深く係ってきた。かって利水域は地下水に求められていたが，水量不足と地盤沈下により次第に河川水に依存するようになってきた。このため流水管理は，人の健康と快適な生活を維持する上で，また，国民経済上においても極めて重要な役割を荷っている。

国民生活においては，かっての高度経済成長社会からの安定経済社会に移行するに伴い，国民の要望は，生活の質的向上，精神的生活の充足，生活環境の快適性，自然環境，歴史，文化の保存等にみられるように益々多様化してきている。

このような社会情勢と，河川環境に対する状況の変化に鑑み，建設大臣の諮問を受けて昭和56年12月に河川審議会により‘河川環境のあり方について’答申がだされ，より適切な河川環境管理を推進していく上において必要な基本的方針がしめされ，環境管理に関する施策の推進を図るべく提言した。本調査マニュアル（案）は，この答申内容を踏まえ河川環境管理計画を策定する上でさらに適切な河川環境管理を実施していく上において必要な水質関連情報を得るために作成されたものである。

河川水質は地形，地質，気象等の河川流域の自然的条件と，流域内の人口産業等による人為的条件などの水質変動要因により左右されているものであるが，体系的な調査法が確立されていないことも

あって水質の変動については，必ずしも明確な要因を上げるまでに至っていなかった。

これまでの水質管理は，水質の監視からさらに水質保全対策へと進められてきているが，水資源の有限性と快適な生活環境を確保していくために，今後もこれらの施策を推進していく必要に迫られてきている。

河川水質とそれを支配する因子の関係を把握することによって，水資源の確保と水質保全が有効に推進されていくことにより，よりスムーズな水質管理が可能となる。

3.3.2　河川の総合負荷量調査マニュアル（案）目次

第1章　河川の総合負荷量調査の意義と目的
1．1　調査の意義と目的
1．2　マニュアル（案）の適用方法
第2章　調査方法
2．1　調査計画
2．1．1　河川の水質汚濁機構
2．1．2　負荷量の種類
1）　自然負荷とその特性
2）　人為負荷とその特性
2．1．3　調査計画の立て方
1）　事前の資料収集と資料の活用
2）　事前調査の範囲と必要性
3）　調査計画の立案
2．2　調査の実施方法
2．2．1　調査流域の背後調査
1）　水文特性調査
2）　人文特性調査
3）　河川基本特性調査
2．2．2　発生汚濁負荷量調査
1）　生活排水による負荷量
2）　工場排水による負荷量
3）　農地排水による負荷量
4）　畜産排水による負荷量
5）　処理施設からの負荷量
6）　雨水排水による負荷量
2．2．3　排出汚濁負荷量調査
1）　実測による方法
2）　算定による方法
2．2．4　河川の汚濁負荷量
1）　非感潮河川での調査
2）　感潮河川での調査
2．2．5　浄化特性調査
1）　自浄作用
2）　内部生産
3）　その他
2．2．6　底質調査
1）　資料の採取方法
2）　底質の分析方法
3）　酸素消費速度の測定法
4）　溶出速度の測定法
5）　底泥堆積量の測定法
2．2．7　生物調査
1）　細菌調査
2）　プランクトン調査
3）　ベントスの調査
4）　付着そう類の調査
5）　その他
第3章　解析方法
3．1　負荷量収支の解析
3．1．1　汚濁負荷流出率
3．1．2　汚濁負荷流達率
3．1．3　浄化率
3．1．4　負荷量収支図
3．2　統計解析の方法
3．3　数理解析の方式
資料編
用語の解説

4.　まとめと今後の課題

河川水質調査における試料の採水位置について，川巾約12m，水深約1mの小河川において，調査し次の結果を得た。

1）表層，水深20cm層，水深70cm層をそれぞれ1つの集団と考え，水質分析項目，SS，BOD COD，D－TOCについて平均値の差の検定を行なった結果信頼度95％において，同じであることが確認された。

2）左岸側，右岸側をそれぞれ1つの集団と考え水質分析項目，SS，BOD，COD，D－TOCについて平均値の差の検定を行なった結果，信頼度95％において同じであることが確認された。

これらの結果は，小河川での結果であり今後は，川巾50m，平均水深3m程度の河川において調査する必要がある。また，河川の総合負荷量収支を求める上で問題となる事項については現場調査等を実施し，その結果を「河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）」に反映していく予定である。

参考文献

1）日本河川協会編「建設省河川砂防技術基準（案）」1977年　山海堂
2）杉木　昭典「水質汚濁－現象と防止対策－」1974年　技報堂
3）建設省技術管理業務連絡会水質部会「河川水質試験方法（案）」1984年　土木研究センター

2．河川の富栄養化に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　森田　弘昭

1. 緒　言

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象をさすが，日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では，この自浄作用とともに付着性藻類等による有機物の合成活動も同時に進行しており，これは「自濁作用」とか「内部生産」と呼ばれている。多量に発生した付着性藻類は，死滅，剥離し，下流域の有機物濃度を増加させるだけでなく，河川の景観価値の低下や浄水場における沪過池の閉塞，上水の異臭味等の障害を惹起する。また付着性藻類の代謝活動により夜間のDO（溶存酸素）が低下し，魚類等の水生生物の生息環境が悪化し，河川の生態系が破壊されるなど影響が懸念される。[1)~9)] わが国には，これらの現象が起こり得る可能性のある比較的浅い河川が多く，水質保全施策を立案する際に，このような河川の有機物収支を正確に把握することが必要と考えられる。

2. 前年度の調査結果と本年度の調査概要

昭和60年度では，溶存酸素収支モデルから河川内の有機物収支を推定し，その妥当性についての検討を行った。調査には，全長290 m，深さ0.5 m，河床幅0.5 m，側壁上流部幅1.5 mの台形断面を有する大型模型水路を使用した。1系列は富栄養化状態を想定し，供給水にKNO_3を窒素濃度として20.0 mg／ℓ，K_2HPO_4をリン濃度として2.0 mg／ℓになるように添加し（RUN1），他の1系列は対照系として水道水のみを供給した（RUN2）。流水中及び供給水中の溶存酸素（DO），水温の日変化の様子をみると，RUN1，RUN2ともに供給水よりも流水において変動が大きく，その変動の幅は，RUN2よりもRUN1において大きなものであった。このことはRUN1における活発な生物活動を反映しているものと思われる。また，実験水路におけるDO変動を次式によってモデル化した。

$$\frac{dC}{dt} = K_{20} \cdot \theta^{t*-20}(C_s - C) + \frac{1}{T}(Cin - C) + \beta$$

C：流水DO（mg・ℓ$^{-1}$），C_s：飽和DO（mg・ℓ$^{-1}$），C_{in}：供給DO（mg・ℓ$^{-1}$）

β：見かけの酸素生成速度（mg・ℓ$^{-1}$・h^{-1}），K_{20}：20℃における水路再ばっ気係数（h^{-1}）

$t*$：水温（℃），θ：温度係数＝1.024，T：水路滞留時間（h）

上式の左辺を差分近似し，DO，水温の時系列データから各時刻の有機物の合成量βを計算した。また，このモデルの妥当性を検討するためには上式より求めた日平均合成量$\bar{\beta}$と実測による$\bar{\beta}$との比較を行ったが，これによれば，本モデルから求めた$\bar{\beta}$の相対誤差は，RUN1，RUN2において，それ

ぞれ11%，21%であった。

以上，前年度の調査結果[10]から，溶存酸素のマスバランスにもとずく河川内有機物収支推定方法が有効であることが証明された。よって，本年度はこの手法を実河川に適用する際の問題点について，感度解析と実河川における調査を通じて検討を行うものとする。

3. 感度解析

3.1 溶存酸素収支モデル

一次元水路と仮定できる流水中の溶存酸素（DO）輸送は，流水中及び河床中の生物群の代謝活動と，微小区間におけるDO収支及び大気からの再ばっ気を考え，式（3－1）のように表わすことができる。式（3－1）のβは，生物反応に伴うDOの変化を表わす項であり，光合成に伴う酸素の生産と有機物の分解による酸素消費を含んでいる。また，このβは酸素量に置き換えられた有機物の変化量と考えることができ，以下，前年度と同様に有機物の合成量と定義する。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u\frac{\partial c}{\partial x} = D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_2(C_s - C) + \beta \qquad (3.1)$$

x：河川の流心を通っての上流側から下流側にとる座標（m）

u：断面平均流速（$m \cdot s^{-1}$）

D：移流分散係数（$m^2 \cdot s^{-1}$）

C：流水DO（$mg \cdot \ell^{-1}$）

C_s：飽和DO（$mg \cdot \ell^{-1}$）

β：見かけの酸素生成速度（$mg \cdot \ell^{-1} \cdot s^{-1}$）

k_2：再ばっ気係数（s^{-1}）

式（3－1）をMatsuno scheme[11]を用いて差分し，①再ばっ気係数②移流分散係数，③断面平均流速についての感度解析を行った。実験条件は以下に示す通りであるが，各地点のDOの時系列データに関しては実河川より得られたデータをもとに新たに作成したものを使用した。

水理条件：等　流

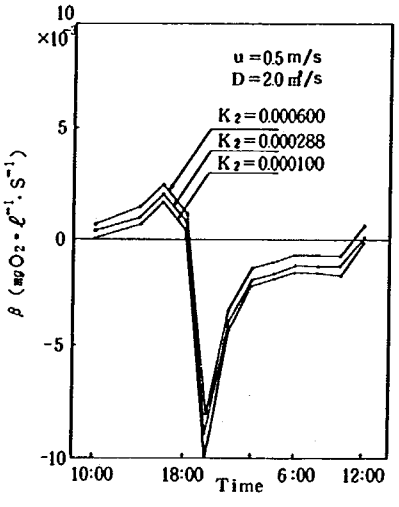
計算距離（Δx）：200 m

グリット数：11

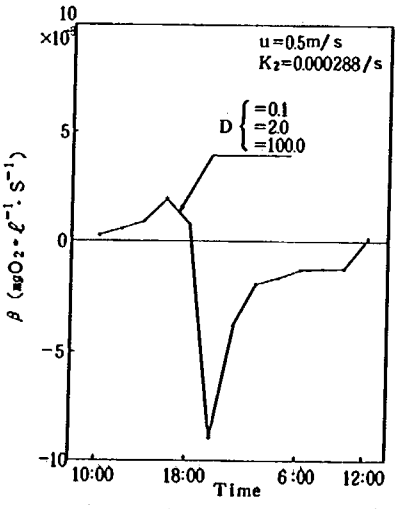
計算間隔（Δt）：30 sec.

3.2 結　果

図－1，2，3に感度解析の計算結果を示す。検討した3つのファクターの中では，再ばっき係数のβ寄与度が最も大きかった。



図－1　感度解析（再ばっ気係数）



図－2　感度解析（移流分散係数）

また，移流分散係数はほとんど結果に影響を与えなかった。以上をふまえると，計算の対象とした順流域での河川調査においては，再ばっ気係数を精度よく推定することが重要であるものと思われる。

4. 実河川調査

4.1 調査内容

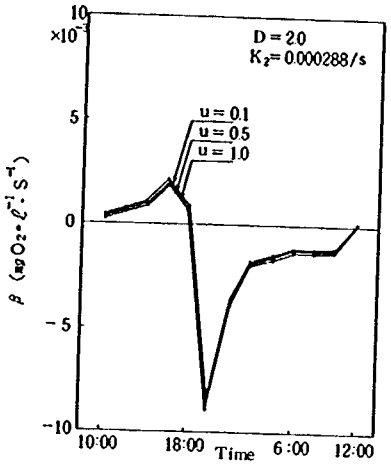
(1) 調査日時と場所

昭和61年3月3月～4日にかけて静岡県猫越川において晴天時24時間調査を実施した。調査場所を図－4に示す。

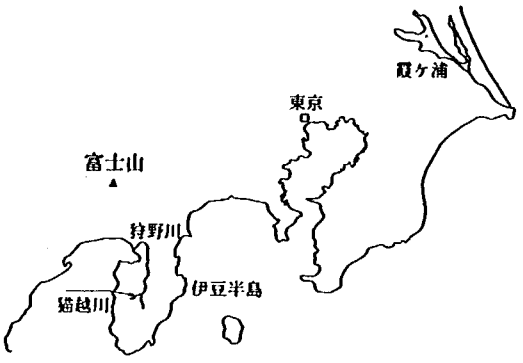
(2) 採水区間と分析方法

採水ならびに水質の分析は，図－5に示すように上・下流2地点で行った。分析項目は，現場測定項目としてDO，水温，導電率（EC），研究所への持ち帰り試料については化学的酸素要求量（CODcr）であった。ここで，DO，水温は1時間毎に，CODcrは3時間毎に，またECについては，トレーサー実験時に測定した。

測定区間の河床は，0.5m～1.0mの岩石と砂で構成されており，流れは非常に複雑になっている。しかし，トレーサー実験により，河川水はそれほど分散することなく流心を流れているという結果が得られた。流量は比較的断面が安定しているところで測定し，さらに，その変動の様子を調べるために，河道内に立てたスタッフで水位の変化を見ることにより観測した。しかしながら，実験期間内では流量の変化は見られなかった。



図－3 感度解析（断面平均流量）



図－4 測定地点の概略図

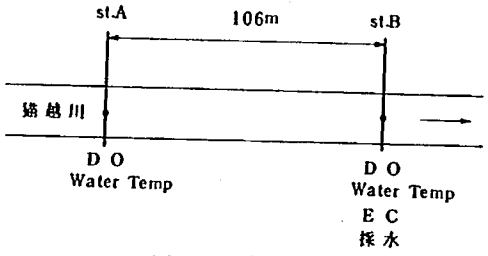
4.2 流下時間と拡散係数の推定

河川を1次元の輸送・拡散系とみなした場合，物資輸送式は次のように表わされる。

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}=D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+r \qquad (4-1)$$

ただし，C：断面平均濃度，U：平均流速

D：拡散係数（移流分散係数），r：発生消滅項（系内で発生も消滅もしない保存物の場合はr＝0とおける。）



図－5 採水地点

量Mの保存物質が，ある一点で投入された場合の解は次の式で与えられる。[12)]

$$C = \frac{M}{A\sqrt{4\pi Dt}} \exp\left[-\frac{(x-ut)^2}{4Dx}\right] \quad (4\text{-}2)$$

ただし，A：河川の流積

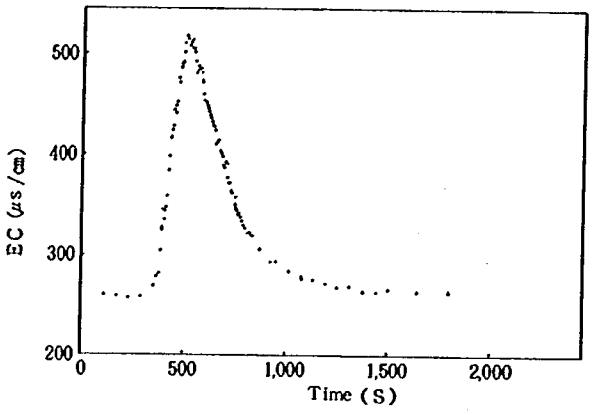
上式より

$$\ell n\,(C\sqrt{t}) = \text{const} - \frac{1}{D}\left[\frac{(x-ut)^2}{4t}\right] \quad (4\text{-}3)$$

なる関係が得られるから，縦軸に$\ell n\,(C\sqrt{t})$横軸に$(x-ut)^2/4t$をプロットすれば，その傾きから拡散係数Dが推定できる。なお，平均流速uは，

$$u = \frac{L\int_0^\infty c\,dt}{\int_0^\infty ct\,dt} \quad (4\text{-}4)$$

で与えられる。ここで，Lは流下距離である。



図－6　トレーサー実験結果

猫越川の上流断面と下流断面において，食塩を用いたトレーサー実験を行った。食塩濃度は，電気伝導度計で測定し相対値として表わした。図－6は，下流断面で測定されたトレーサー（食塩）の時間分布である。観測は，トレーサー投入点st.Aから106m下流の位置st.Bに設定されている。図－6の関係は顕著な線型とはならないが，この主要な原因は食塩による密度流が形成されることにあると考えられる。そこで密度流の影響が比較的小さいと思われるトレーサー濃度の立ち上がり初期の部分の傾きから，拡散係数を推定することとした。以上のようにして推定した拡散係数Dは，0.17 $m^2 s^{-1}$であった。また，式（4－4）より計算した平均流速uは，0.17 $m \cdot s^{-1}$であり，この時，流量は約0.53 $m^3 \cdot s^{-1}$であった。

4.3　有機物収支の推定

表－1に3時間毎のDO，水温及びCODcrの測定値を示す。式（3－1）と得られたデータを用いて有機物の合成量を求めた。計算結果を図－7に示す。なお，再ばっ気係数K_2を推定できなかったため，K_2として3段階の1，10，100（d^{-1}）の数値を設定して計算を行った。これによれば，夜間にβが低下し河川内の光合成活動が停止していることが推察される。さらに，この区間の日平均のβがマイナスであることから，ここでは，まだ光合成活動よりも酸素消費反応（自浄作用）が卓越していることがわかる。

4.4　付着生物調査結果

st.Bのコブシ大の礫から採取した河床付着藻類の調査結果を表－2に示す。

表－1　溶存酸素濃度，水温及びCODcrの測定結果

		3／3 12：00	15：00	18：00	21：00	3／4 0.：00	3：00	6：00	9：00	12：00
DO(mg.ℓ^{-1})	St A	12.1	11.6	10.9	11.1	11.4	11.7	11.9	12.2	12.2
	St B	12.4	11.4	10.6	10.6	10.9	11.7	11.8	12.0	12.0
Water Temp (℃)	St A	6.0	6.5	6.7	6.2	5.9	5.8	5.7	5.8	6.0
	St B	6.0	6.5	6.8	6.3	5.8	5.7	5.6	5.8	6.0
CODcr (mg．ℓ^{-1})		3.2	3.6	5.3	4.7	3.6	4.0	4.0	3.6	4.1

5.　今後の課題

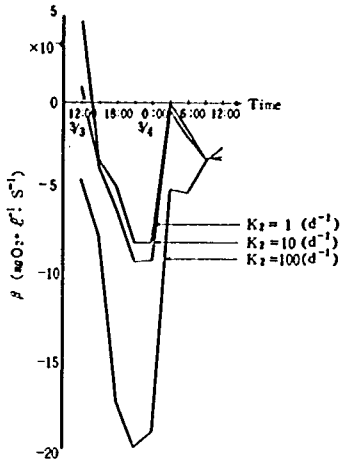
本年度はDOモデルの感度解

析と実河川調査を実施し，以下のような結果を得た。

(1) 感度解析から，ＤＯモデルでは再ばっき係数を正確に推定することが重要である。

(2) 複雑な形状をもつ河川での再ばっき係数の推定は非常に困難であるが，ガストレーサー法等の手法の確立が望まれる。

(3) 実河川のＤＯ濃度は短区間でそれほど変化しないため，測定にあたっては充分な注意を必要とする。



図－７　βの時間変化

表－２　生物調査給果

種名 ＼ 地点名	ST. B
藍藻類	
Homoeothrix Janthina	27000
Phormidium ambiguum	74000
珪藻類	
Achnanthes linearis	210000
Cocconeis placentula	7100
Cymbella minuta	19000
Cymbella tumida	46000
Cymbella sp.	530
Diatoma vulgare	2700
Fragilaria brevistrita	4800
Gomphonema olivaceum	
Gomphonema sp.	1100
Melosira varians	5300
Navicula cryptocephala v. veneta	12000
Navicula exigua	530
Navicula radiosa v. tenella	530
Nitzschia palea	14000
Rhoicosphenia curvata	45000
Synedra rumpens	2700
Synedra ulna v. ramesi	31000
緑藻類	
Staurastrum sp.	530
総細胞数 (／cm^2)	498820
採取面積 (cm^2)	48.30

S 61・3・31採水

引用文献

1）小林節子：河川の汚濁負荷に及ぼす着生微生物の影響 —— 印旛沼流入河川桑納川の汚濁とミズワタおよび着生藻類　第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演集　1981

2）桜井善雄：千曲川中流水域の富栄養化 —— 下水道協会誌．10. No. 110 P. 2~10　1973

3）合葉修一，岡田光正，大竹久夫，須藤隆一，森忠洋：浅い汚濁河川におけるＢＯＤ，ＤＯ収支のシミュレーション（第１報）—— 下水道協会誌．12．No. 131 P. 36 ~ 38　1975

4）合葉修一，岡田光正，大竹久夫，須藤隆一，森忠洋：浅い汚濁河川におけるＢＯＤ，ＤＯ収支のシミュレーション（第２報）—— 下水道協会誌．12．No. 132 P. 26 ~ 36　1975

5）相崎守弘：富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成の変化 —— 陸水学雑誌41. No. 41．No. 4　P. 225 ~ 234　1980

6）Robert. G., Wetzel : Periphyton of Fresh - Water Ecosystems, Procedings of the First International Workshop on Periphyton of Fresh - Water Ecosystems held in Vaxjo Sweden, P. 14 ~ 17 Septmber　1982

7）川島博之：都市河川汚濁回復に関する研究 —— 東京大学博士論文　1983

8）藤木修，山田幸男，村上建：河川水中微生物群集の生産力について —— 衛生工学研究論文集　19．P. 117 ~ 127　1983

9）亀元宏宣：都市河川の自浄作用 —— 第20回水質汚濁学会講演集　1986
10）森田弘昭，山田幸男，安中徳三（1987）：河川有機物収支推定手法に関する研究
水質汚濁研究　第10巻　第4号
11）新田尚，大林智徳，近藤洋輝，遠藤昌宏，菊地幸雄，岩嶋樹也：気象力学に用いられる数値計算法
12）廃水の輸送・拡散のモデル　土研資料第1463号　昭和54年2月
13）森田弘昭，山田幸男，安中徳二（1985）：再ばっき係数の推定手法について　土木学会第40回年次学術講演会論文集

Ⅵ 建設技術研究開発経費による研究

1．湖沼の総合的水管理技術の開発
—湖沼水質改善技術適用マニュアルの作成

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　森田　弘昭

1. はじめに

戦後の科学技術の発展に基づいた高度経済成長による産業規模の拡大と，国民の生活レベルの飛躍的向上による水利用の増加は，同時に使用する物質の量的質的増加を伴って，排水量の増大を招き，水域環境の悪化による公害の発生，水資源の劣化等の水質汚濁問題を生じさせた。

この問題を解決する為に，水の合理的利用の促進，各種排水規制の強化等の施策が進められると同時に，下水道の整備が急ピッチで進められてきた。これらの成果として河川を中心とした公共用水域の水質汚濁は改善の方向に向いつつあるものの，周りの大部分を陸地で囲まれ，水の出入が少くない閉鎖性水域と呼ばれる湖沼，内湾の水質においては改善の傾向は見られない。この原因は閉鎖性水域では，水の交換が悪くひとたび汚濁が進行するとその回復が容易でない特性があり，また滞留にともない流入した窒素やリンの栄養塩が原因となって富栄養化となるためである。

閉鎖性水域に関する水質汚濁に対しては昭和53年6月に水質汚濁防止法が改正され，東京湾，伊勢湾，瀬戸内海の3水域に係る総量規制制度が導入された。ついで環境庁は，昭和57年12月に水質汚濁に係わる環境基準としてT－N，T－Pについても基準値を設定し，昭和59年12月の湖沼水質保全特別措置法の成立により国の指定する湖沼，地域について環境基準の類型指定等の検討がなされるに致っている。

富栄養化による水質汚濁の問題においても他の水質汚濁問題と同様に，発生汚濁負荷量の抑制，排水規制の強化等の流域内での汚濁負荷量の削減及び下水道の整備が有効かつ基本的施策である事は論をまたない。しかし原因物質である窒素，リン等については発生源が多岐にわたり，山間地渓流あるいは雨水においても含有している人間及び生物の生存に必要不可欠な基本物質である為，現行の点的汚濁源の流域内での削減策を中心とした排水規制の強化等の諸施策及び下水道整備等の施策を実施しても，窒素，リンの環境基準の達成が困難である場合もある。あるいは下水道整備の実施が遅れている場合もみられ，それらの対策の必要性から，流入河川内，湖沼内においても自然浄化機能の促進，湖沼特性条件の変更等も含めた巾広い環境入口側の水質浄化システムがクローズアップされてきている。さらに積極的には，人為的排水が含まれた水を再生して水資源として利用せざるを得ない今日の状況においては，多量の水の水質浄化施設（下水道およびより大規模な浄化施設）は良質な水資源の確保の為の必要不可欠な公共施設であるとの意見もだされている。

同時に社会的ニーズは「物の充足」から「心の豊かさ」へと推移している中で，湖沼空間の親水機能が大きく注目されるに致ってきており，長期的な山紫水明の保全と親水機能面の充実を中心とした周辺環境の整備も要望されてきている。

以上の背景より，建設省土木研究所においては，昭和57年度より昭和61年度の5ケ年計画で「湖沼

の総合的水質改善技術の開発研究」をおこなった。本マニュアルは，その開発プロジェクトの成果として作成したものであり，湖沼の富栄養化の防止と改善を目的とした水質改善技術の適用検討および評価を行うための考え方，手順，手法及び水質改善技術各論を示した計画策定者の指針である。

2. マニュアルの概要

2.1 マニュアルの目的

> 本マニュアルは，湖沼の富栄養化防止と改善のために，湖沼と，その流入河川内および流域に水質改善技術を適用する際の指針とするために作成されたものであり，主として河川管理者において実施可能な水質改善の施策を実施する場合に適用する。

湖沼の富栄養化，(i)社会生産活動の増大と国民の生活レベルの向上による栄養塩の多量使用。(ii)発生源が多岐にわたり，また除去対策の未実施による湖内への流入栄養塩負荷の増加。(iii)大気汚染等に起因する降雨，降下塵による栄養塩負荷の増加。(iv)湖内の底泥からの栄養塩負荷の回帰。(v)湖面利用水産技術の高度化による栄養塩負荷の増加等が原因となり，湖生態系の変化を中心とした湖内での負荷の遷移（植物性プランクトンの増殖，魚種の変化，自然浄化能力の低下等）を招き，これにより利水等に障害を生じさせている現象である。

また，富栄養化は栄養塩の湖内（底泥内）蓄積を進行させ，累進的に悪化する特性を有しており，その上，水理的にも水の交換が悪く，一度汚濁化すると回復は長い期間を必要とする特性を有している。その為対策の遅れは，後年に「つけ」をまわすこととなり，緊急かつすみやかな対策の実施が必要である。

以上より，流域を中心とした種々の施策が実施，あるいは計画中であっても，その内容及び進捗状況等を勘案して湖沼内，流入河川内で実施可能な，恒久的対策あるいは暫定的な各種の対策を積極的にとり入れた，総合的な水質改善対策が必要な場合が考えられる。

2.2 マニュアルの適用範囲

> 本マニュアルは，湖沼の富栄養化防止と改善のために必要な水質改善技術の選定と計画に関する標準的手法を定めたものである。

(1) 本マニュアルの基本構成

本マニュアルは，湖沼の富栄養化防止と改善のための水質改善対策案の作成における，各水質改善技術の原理，特徴，改善効果，費用および適用の手順・手法について言及したものである。

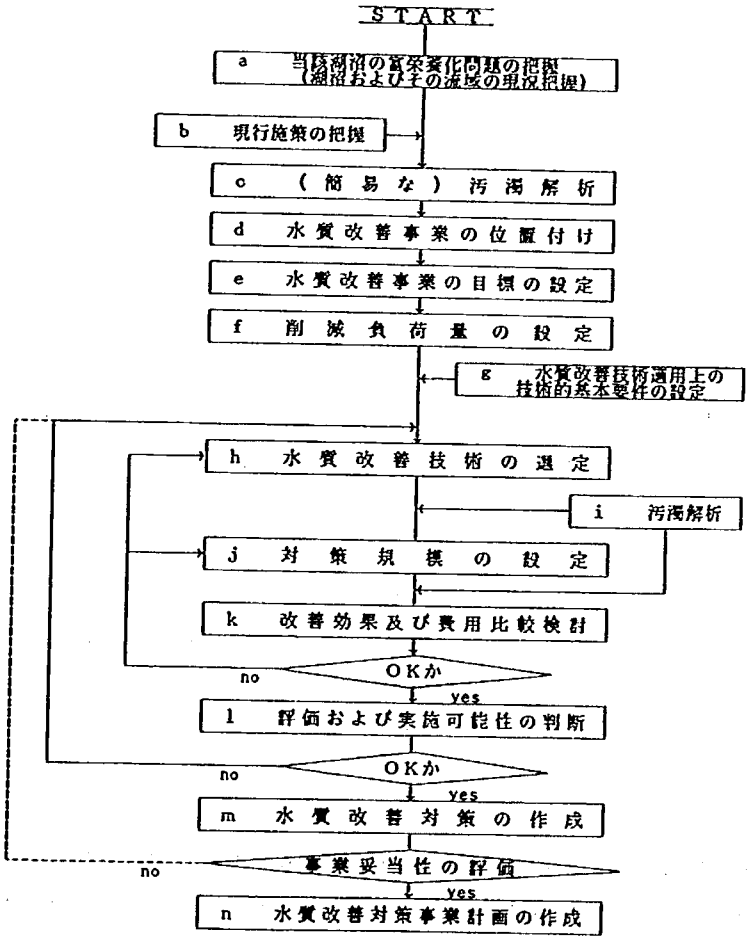
具体的には図－1に示すフローに基づいて運用するものとするが事業妥当性の評価およびmの水質改善事業計画の作成は，行政としての決定事項であり，そのプロセスは各湖沼固有のものであるため本マニュアルでの検討内容には含まない。

(2) 人工湖沼等への適用について

本マニュアルは天然湖沼を対象としたものである。ダム貯水池，堰，ため池等の人工湖沼についての富栄養化の防止と改善を目的とした水質改善対策案の検討において準用は可能であるが，(i)目的と管理運用方法が異なる。(ii)ダム貯水池は別に冷濁水化等の固有の問題がある。(iii)水理要因が大きく異なる等の差異も大きく，参考的に使用されたい。

2.3　マニュアルの基本フロー

マニュアルの基本フローを図－1に示す。



図－1　マニュアルの基本フロー

水質改善技術の選定と計画は，下水道整備等他施策以外の事業であって建設省（主として河川管理者）において実施可能な水質改善対策事業の計画としておこなうものである。但し，本マニュアルにおいては他施策で実施する類似の事業で実施あるいは計画中の水質改善技術の検討をも対象としてとりあげている。

a. 当該湖沼の富栄養化問題の把握

当該湖沼の富栄養化問題の把握は，湖沼およびその流域についての自然的，社会的，経済的条件，水文・水理・水質，発生・流入負荷量及び汚濁による障害を正しく知る為の現況調査である。

b. 現行施策の状況把握

現行施策の状況把握は，次の内容についてとりまとめをおこなう。

下水道整備計画等他施策

開発・整備事業等他施策（当該湖沼の開発計画を含む）

排水規制等の施策

財政計画

可能投資額

施設の目標年次

c. 簡易な汚濁解析

簡易な汚濁解析は，当該湖沼の富栄養化問題把握及び現行施策の実施状況及び将来見直しを把握の上，流入負荷量と湖沼特性の定量的解析をおこない水質の見直しを明確にするものである。

この段階での汚濁解析による水質，負荷量予測は，事業規模の設定，事業の効果量算定，運用手法の検討等をおこなうものではなく，水質改善事業の適用の必要性あるいは年単位の水質見通しが評価できればよい。

d. 水質改善事業の位置付け

水質改善事業の位置付けは，河川管理者としての水質改善対策事業の受け持つ範囲の明確化，あるいは，事業の実施内容（削減効果）に対応する対象削減負荷量の設定等の事業の目標の背景，位置付け等の明確化をおこなうものである。また流域対策を中心とした現行他施策の技術的評価等についてもとりまとめる場合がある。

e. f. 水質改善対策事業の目標の設定

水質改善対策事業の目標の設定は，当該湖沼の富栄養化問題の把握，現行他施策の把握，汚濁解析の下水計画等他施策の状況把握，水質改善技術適用の技術的基本要件等の検討結果をふまえた上で，水質改善技術の適用により成果となる目標の設定をおこなうものとする。削減負荷量の設定は，目標の達成の為に必要な削減負荷量を設定するものである。

g. 水質改善技術適用の技術的基本要件の設定

水質改善技術適用の技術的基本要件の設定は，湖沼の自然的特性，流域の汚濁源特性，流入河川特性，湖沼汚濁の特性等より水質改善技術適用検討に必要な技術的基礎事項あるいは施設，装置の概略設計与条件を設定する事である。

h. j. 水質改善技術の選定と対策規模の設定

水質改善技術の選定と対策規模の設定は，設定した目標を満足する内容となる対策案（代替案）を作成する。この場合組合わせを含めた複数の対策案となる場合もある。水質改善技術の選定の方法については，技術的基本要件上から適用不適な技術の捨象あるいは実施例等の知見も含めた適用性がよいと考えられる技術を選んで選定するものとする。

k. 改善効果及び費用の比較検討

改善効果及び費用の比較検討は，設定した事業の目標に対する改善効果及び費用の検討を中心におこなうものである。その検討は水質改善技術の横並び比較案ではなく，基礎研究，実験，実施事例をふまえた高度な技術的検討が必要である。この検討過程では，浄化率の算定と同時に施設，装置の概略設計が必要な場合があり，その作業を同時的におこなう事も必要である。

l. 評価及び実施可能性の判断

評価及び実施可能性の判断は，設定した目標に対する改善効果の達成度合，費用／効果分析及び実施可能性の判断項目（投資パターン，２次公害，用地の確保難易等）について評価をおこなう。水質改善技術の選定，対策規模の設定等に再検討が必要と考えられる場合は水質改善技術の選定と対策規模の設定を見直すものとする。費用あるいは，実施可能性判断項目において実施が難かしいと考えられる場合は，個別技術及び個別事項を見直して改良案を検討する。

m. 水質改善対策案の作成

水質改善対策案の作成は，上記検討結果を集大成する形で水質改善事業計画の基本資料としての水質改善対策案の作成をおこなうものである。

2.4 水質改善技術各論

水質改善技術の選定と計画は，前節のような流れで実施するものとするが技術的な裏づけとして，流域内，流入河川，湖沼内の水質改善技術のとりまとめを行った。とりまとめた技術は31種類で，本総プロ内で検討した７種類も含まれている。詳細はマニュアルの第四章を参照されたい。ここでは，第四章の目次を掲載し，とりあげた31種類の技術の紹介を行う。

水質改善技術各論　目次

	頁
4-1 流域内における水質改善技術	
4-1-1 流路変更	
(1) 流路転換	1
	1
4-2 流入河川内における水質改善技術	
4-2-1 雨天時流入負荷の流入防止	
(1) 滞水池	13
4-2-2 直接浄化	13
(1) 低湿地導入	23
(2) 土壌処理	23
(3) 浸透水路	33
(4) 濾過（上向流濾過）	44
(5) 浮遊物沈殿（DCF工法）	54
(6) 接触酸化水路	63
(7) 直接曝気	73
(8) 河川処理場	83
4-2-3 河道内貯留負荷の除去	93
(1) 河道浚渫	101
	101

4-3 湖沼内における水質改善技術
4-3-1 湖沼内発生負荷の削減 111
(1) 底泥浚渫 111
(2) 底泥被覆（湖内・湖外材料） 122
(3) 栄養塩不活性化処理 131
(4) 水産養殖業対策 141
4-3-2 富栄養化の抑制 150
(1) 河口処理 150
(2) 湖沼分離 159
(3) 浮葉植物利用処理 167
(4) 藻類除去 177
(5) 殺藻剤・除草剤処理 188
(6) 生態系制御 198
(7) 浄化用水導入 209
(8) 湖水人工循環 219
(9) 深水層曝気 229
(10) 湖水揚水型循環処理 239
(11) 底水層酸素注入 248
(12) 地下水流入増加 257
(13) 深水層選択放流 265
(14) なぎさ型湖岸 276
(15) 植生湖岸 284

3. おわりに

本報文は，建設省土木研究所水質研究室が建設技術研究開発調査費により行っている「湖沼の総合的水管理技術の開発」の一環として実施した研究成果の一部を報告したものである。

水質研究室では「湖沼の総合的水管理技術の開発」の中の「湖沼水質改善技術適用マニュアルの作成」という課題において湖沼の水質改善技術に関する研究を実施してきた。本年度は最終年度でありこれまでの研究成果をとりまとめて「湖沼水質改善技術適用マニュアル」を作成した。調査結果については，まだ検討を要する点が数多く残されているものの現況の水質改善手法，水質改善技術の選定と計画の基本的考え方については一応のまとめができたものと考えている。

本報文ならびに水質改善技術適用マニュアルが関係各位のいささかの参考になれば幸いである。

昭和62年3月

2．雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発
—下水道利用技術の開発

下水道研究室　室長　竹石　和夫
研究員　榊原　隆

1. はじめに

本報告は，昭和57年度から昭和61年度に行われた総プロ「雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発」の中の「下水道利用技術」に関する調査結果をまとめたものである。本研究の最終目標は，下水管渠，都市下水路の流雪溝としての利用，および下水処理水の消雪水，流雪溝水源としての利用に関する問題点の把握とその解決である。

1.1　研究の背景および目的

流雪溝は除排雪手段の1つであり，数多くの市町村で実施されている。流雪溝の水源として，従来河川水，地下水などが用いられてきたが，ここ数年来下水処理水が注目され，昭和60年度の建設省アメニティ下水道として「豪雪地帯における積雪のすみやかな排除」を目指すモデル事業がとりあげられ，昭和60年12月に青森市で，全国ではじめて下水処理水を用いた流雪溝が完成，供用開始し，沿線住民に喜ばれている。

下水処理水の特徴は，水温が比較的高く，安定した流量供給を行える点にある。この点を有利に生かした施設づくりを行えば，今後の除排雪において大きな役割を果たすものと期待される。そこで本研究では，青森市の処理水利用の流雪溝において，処理水，海水を流した実験を行い，投雪限界量，水温，水位，水質変化量を求めることにより，処理水，海水の流融雪能力を明らかにすることを目的とする。なお，昭和60年度の調査内容は以下の通りである。

(1)　下水道施設利用実態調査－豪雪地帯に位置し，かつ下水道を有する372の道府県，市町村における下水道施設の除排雪利用実態を明らかにした。

(2)　水量，水質変動調査－寒冷地の5つの下水処理場の水量水質の日変動，時間変動のデータを得，処理水の水資源としての利用を検討した。

(3)　生物処理への水温低下の影響調査

2. 研究の方法

2.1　流雪溝の概要

流雪溝の概要を表1および図1に示す。

投雪口は長さ1m，巾0.7mのものが39か所あり，表蓋はグレーチングの観音開きになっており，中に大きな雪塊投入防止用の鉄格子（目巾120㎜×150㎜）が固定されている。閉塞等による溢水時には，4か所の溢水口から道路中央の公共下水道管へ水が流れる。

2.2 既往の研究

流雪溝を整備するにあたって最も重要な設計因子は除排雪量（投雪量）Vに対する必要水量Qである。このVとQとの関係について，従来提案されている式は次の3つにまとめられる。[1]

1）経験式

$$Q = m_1(1-\rho)V$$

2）実験式

$$Q = m_2 W^{0.6}$$

3）融雪の効果を考慮した理論式

$$V = m_3\left\{\frac{Q(T-T_1)}{K\rho+(T_1-t)\rho}+\frac{0.3Q}{\rho}\right\}$$

ただし，Q：必要水量（㎥／s）

V：投雪量（㎥／s）

W：投雪重量（t／s）

ρ：雪の密度（t／㎥）

T：流雪溝内の水温(℃)

T_1：水の降下水温(℃)

K：雪の融解熱(cal/g)

t：雪の温度(℃)，m_1：水路（流末）の状況による係数　m_2：勾配，雪質による流雪係数

m_3：流雪溝内の流動係数

表1　流雪溝の概要および諸元

場所　青森市造道地区旧陸羽街道北側沿

延長　711m，巾70cm，深さ60cm，勾配0.6‰

計画流量Q＝10,000㎥／日（7㎥／分，0.1㎥／秒），計画水深30cm，計画流速0.56m／秒

放流先　浪打都市下水路（巾4m　深さ1.5m）

揚水部　ポンプ2台（φ200，3.5㎥／min，H＝4m，3.7kw）および清水路（φ600HP，延長424m，勾配0.4‰および伏越し（66m））

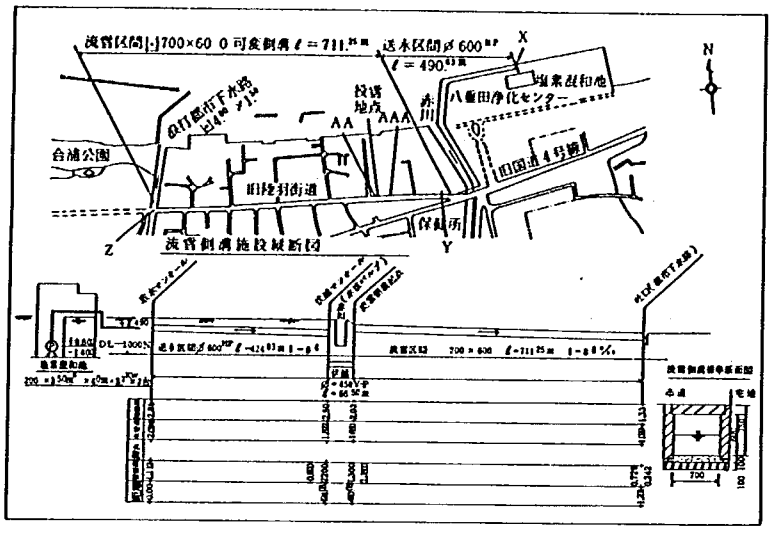


図1　流雪側溝施設平面図

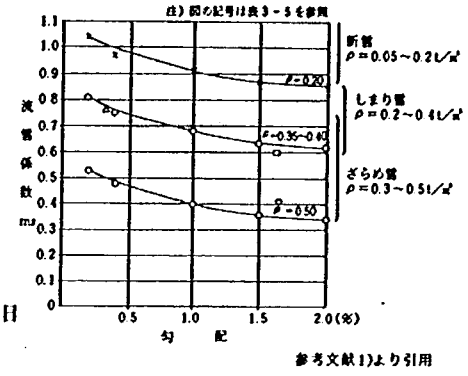
経験式は，国鉄流雪溝設備標準として用いられている。ここでのQは，密度ρの雪Vが完全に湿潤するのに必要な水量（1－ρ）Vに一種の安全率m_1を掛けたものとなっている。雪密度が大きい程少ない水量で済むという結果となっている。しかし一般の投雪においては密度の大きな雪は塊状で放り込まれ，流れを阻害するので，より多量の水が必要と考えられる。従ってこの式の作られた際の条件を考慮した上での使用が必要と考えられる。

実験式は，投雪重量Wがn倍となっても，必要水量はnの0.6乗倍でよいとするものであり，国立防災センター新庄支所および新潟県新井市での実験から求められたものである。ここでのm_2は図2のように与えられているが，これを用いて雪密度ρの異なる同一雪量Vにおける必要水量Qを求めると表2のようになり，密度0.5のときには密度0.4より少ない水量で済むという結果になっている。

理論式は，完全に融解する雪と全く融解しない雪との和が，水量Qによって流下するというものである。ここでは雪の含水率は0としているので，安全側の（大きめの）流量を与えていることになる。全く融雪しない雪重量は，水量の0.3倍と規定されているが，根拠不明である。m_3は一種の安全率（の逆数）である。

表２　$Q = m_2 \cdot W^{0.6}$ より求めた必要水量

雪密度 (t／m³)	m_2	W	Q
0.2	0.92	$0.2^{0.6}\ V^{0.6}$	$0.35V^{0.6}$
0.4	0.68	$0.4^{0.6}\ V^{0.6}$	$0.39V^{0.6}$
0.5	0.4	$0.5^{0.6}\ V^{0.6}$	$0.26V^{0.6}$



参考文献1)より引用

図２　雪質，勾配と流雪係数の関係

2.3　実験の概要

実験は１９８７年２月10日から14日までの（11日を除く）４日間行われた。実験条件を表３に示す。

実験は，次の４種類を行った。

実験Ａ　通常流量Ｑ＝ 10000 ㎥／日による投雪

実験Ｂ　密度を変化させた投雪

実験Ｃ　流量をＱ＝ 7500, 5000, 2500 ㎥／日に変化させたときの投雪

実験Ｄ　投入口を１か所から４か所と複数とした投雪

これらの実験においてＱに対する限界（最大）投雪量Ｖを求める一方，水温，水位，水質の変化を調査した。なお当初の実験計画では，実験Ｂのみ人工的に圧密させた雪を用い，実験Ａ・Ｃ・Ｄでは新雪を用いる予定であったが，今冬は暖冬で降雪量が少なく，新雪の大量確保が困難であった。そこで実験Ｂのみ近くのスキー場より運搬した新雪を用い，実験Ａ・Ｃ・Ｄでは最寄りの雪捨て場のザラメ雪（密度0.５～0.６）を用いた。

3.　結果と考察

3.1　投雪量

流量Ｑと投雪量Ｖとの関係を図３に示す。

処理水ではＣ９のケースを除けば，Ｖ＝ 0.６Ｑの流雪能力を示す。一方海水はおおむねＶ＝ 0.４Ｑの能力である。すなわち体積ベースで処理水は海水の 1.５倍の流雪能力を有す。既存の式との比較においては，実験式で処理水は$Q = 0.6\,W^{0.6}$，海水は$Q = 0.8\,W^{0.6}$程度の能力に相当するので重量ベースで海水は処理水の 1.３倍の水量を要する結果となる。融雪の効果を考慮した理論式で水温10℃，密度$\rho = 0.5$のときＶ＝ 0.51Ｑ，水温５℃，密度$\rho = 0.5$のときＶ＝ 0.43Ｑであるので，今回の実験結果とよく一致している。

このように処理水の流雪効果が海水のそれより高いのは，水温が高いためである。すなわち高い水温において雪はより容易に水潤し，融解するため，流れが滑らかになるのである。観察においても，同一投雪量における融雪の度合の差は顕著であった。この点に関しては，更に低い水温，処理水と海水の中間の水温での実験が行われれば，定量的な解析が可能になると思われる。また処理水，海水それ自体の性質（溶解塩類濃度など）による流雪能力の差異についても検討が必要である。

処理水の持つ有利さを生かすには，流量を少くした流雪溝が考えられる。しかし図３で処理水のC9

表3　実験条件

日付	実験ケース	処理水 海水	開始時刻	終了時刻	所要時間 秒	流量 Q(m³/日)	投雪量 V(m³/分)	総投雪量 TS(m³)	投雪重量 W(t/分)	投入箇所	口数	気温 (℃)	雪密度 (t/m³)	閉塞の有無	備考
2/10	A－1	処理水	10：40	10：43	3	10,000	0.5	1.5	0.26	1	1	9.5	0.52		
	A－2	〃	11：05	11：08	3	10,000	1.0	3.0	0.53	1	2	10.0	0.53		
	A－3	〃	11：30	11：33	3	10,000	3.0	9.0	1.53	1	6	9.0	0.51		
	A－4	〃	12：00	12：02	2	10,000	5.0	(10/6)	2.55	1	10	10.0	0.51	閉塞	
	D－1	〃	15：05	15：08	3	10,000	4.0	12.0	2.08	4	8	10.0	0.52		
	D－2	〃	15：40	15：43	3	10,000	8.0	24.0	4.48	4	16	8.0	0.56	閉塞	
	D－3	〃	16：50	16：51	1	5,000	4.0	欠	2.24	4	8	5.5	0.56	閉塞	
	D－4	〃	17：15	17：17	2	5,000	2.0	4.0	1.12	4	8	5.5	欠		
2/12	A－1	海　水	8：30	8：33	3	10,000	0.5	1.5	0.25	1	1	2.0	0.59		
	A－2	〃	9：00	9：03	3	10,000	1.0	3.0	0.55	1	2	2.3	0.55		海水比重1.025
	A－3	〃	9：30	9：33	3	10,000	3.0	9.0	1.71	1	6	2.1	0.57		
	A－4	〃	10：00	10:02:10	2分10秒	10,000	(4.5/6.0)	(10/6)	2.76	1	10	1.4	0.60	閉塞	
	C－1	〃	10：40	10：43	3	7,500	0.5	1.5	0.27	1	1	1.9	0.54		
	C－2	〃	11：00	11：03	3	7,500	1.0	3.0	0.52	1	2	2.9	0.52		
	C－3	〃	11：25	11：28	3	7,500	2.0	6.0	1.16	1	4	2.8	0.58		
	C－4	〃	11：50	11:52:15	2分15秒	7,500	(3.4/4.0)	(8/6)	1.32	1	6	1.9	0.55	閉塞	
	C－5	〃	13：27	13：30	3	5,000	0.5	1.5	0.28	1	1	1.1	0.56		
	C－6	〃	13：55	13：58	3	5,000	1.0	3.0	0.58	1	2	0.5	0.58		
	C－7	〃	14：25	14:26:25	1分25秒	5,000	(1.5/1.5)	(6/6)	1.05	1	4	0.3	0.55	閉塞	
	C－8	〃	15：00	15：03	3	2,500	0.5	1.5	0.28	1	1	−0.2	0.55		
	C－9	〃	15：40	15:41:45	1分45秒	2,500	1.0	(3.0/3.0)	0.55	1	2	−0.6	0.55	閉塞	
	C－10	〃	16：25	16：28	3	10,000	4	12.0	2.16	1	8	−0.1	0.54		くだいて投入
2/13	C－1	処理水	9：20	9：23	3	7,500	0.5	1.5	0.25	1	1	5.5	0.50		
	C－2	〃	9：40	9：43	3	7,500	1.0	3.0	0.53	1	2	2.2	0.53		
	C－3	〃	10：05	10：08	3	7,500	2.0	6.0	1.02	1	4	0.7	0.51		
	C－4′	〃	10：35	10：35	30秒	7,500	(4.5/3.0)	(13/6)	4.48	1	6	0.8	0.56	閉塞	
	C－4	〃	11：00	11：03	3	7,500	3.0	9.0	1.71	1	6	0.0	0.57		
	C－5	〃	11：46	11：49	3	5,000	0.5	1.5	0.27	1	1	2.9	0.53		
	C－6	〃	13：30	13：33	3	5,000	1	3.0	0.52	1	2	1.8	0.52		
	C－7	〃	13：55	13：58	3	5,000	2	6.0	1.12	1	4	1.7	0.56		
	C－8	〃	14：41	14：44	3	2,500	0.5	1.5	0.25	1	1	0.8	0.50		
	C－9	〃	15：18	15：21	3	2,500	1	3.0	0.52	1	2	0.1	0.52	閉塞	
	C－10	〃	16：00	16：03	3	10,000	5	15.0	2.65	1	10	0.0	0.53		
2/14	B－1	処理水	9：30	9：33	3	10,000	1	3	0.19	1	2	2.2	0.192		
	B－2	〃	9：55	9：58	3	10,000	1	3	0.23	1	2	1.8	0.225		
	B－3	〃	10：20	10：23	3	10,000	1	3	0.32	1	2	1.4	0.315		
	B－4	海　水	11：00	11：03	3	10,000	1	3	0.19	1	2	0.2	0.190		
	B－5	〃	11：25	11：28	3	10,000	1	3	0.25	1	2	0.2	0.246		海水比重1.026
	B－6	〃	11：50	11：53	3	10,000	1	3	0.35	1	2	−0.1	0.345		

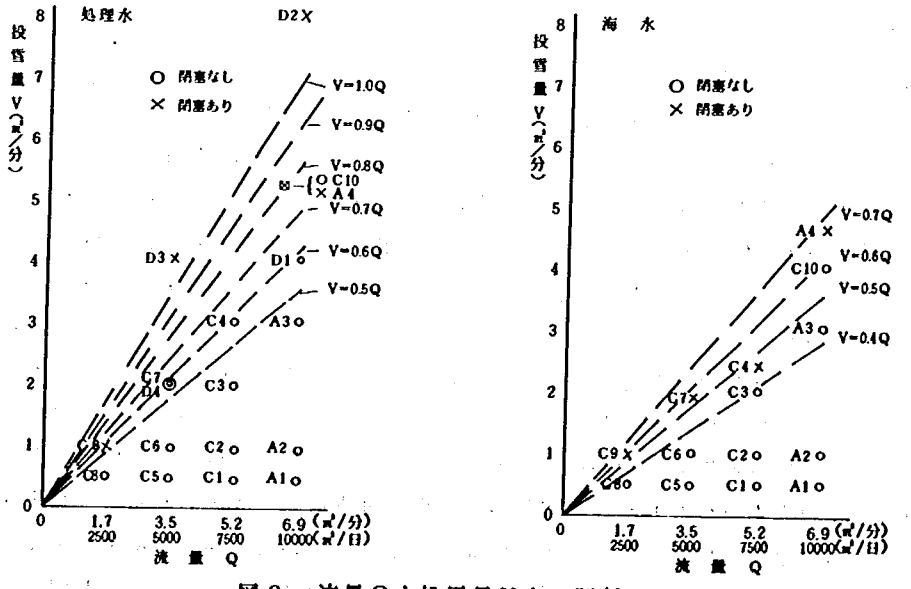


図3　流量Qと投雪量Vとの関係

のケースが示すように，流量が一定値以下では流量機能が大きく減少する。今回の実験における観察から，雪塊の大きさ以下の水深では容易に閉塞が起こることがわかった。従って流量が確保できぬ流雪溝では，投込まれる雪塊の大きさを小さくする工夫が必要となる。

3.2　水温変化量

限られた処理水を有効に用いるためには，処理水の水温低下を防ぐ必要があるが，実際には流雪溝にたどりつくまで温度変化があるものと予想される。そこで図１のＸＹ間で水温を測定したところ，殆ど変化がなく，外気温との相関もないことがわかった。

次に投雪に伴う水温低下量△ｔと投雪重量Ｗとの関係を図４に示す。ＡＡでは投雪直後のため，雪量が少ないケースでは雪と水が十分混合せず，水温低下も十分でないが，Ｚでは約 700ｍ，10数分流下のため混合も十分と考えられる。処理水と海水を比較すると，水温変化は処理水の方が大きい。しかし絶対温度は依然として処理水の方が高い。今，水と雪との間でのみ熱交換が行われ，外部からの熱の出入りがないとしたときの理論水温値は実測値より低い。この理由として①理論計算では雪の含水率を０としている②混合が十分でなく実測値の水温低下が十分でなかったなどが考えられる。

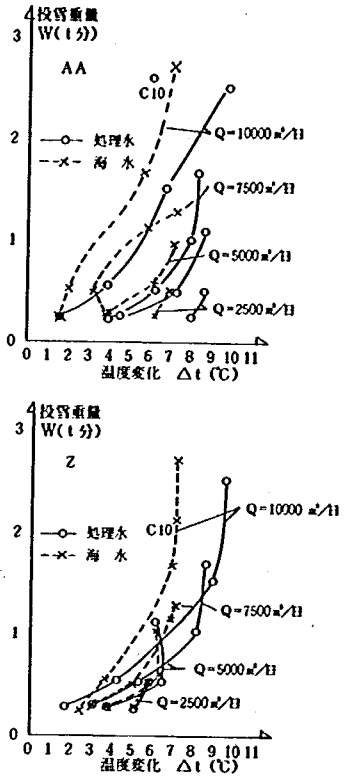
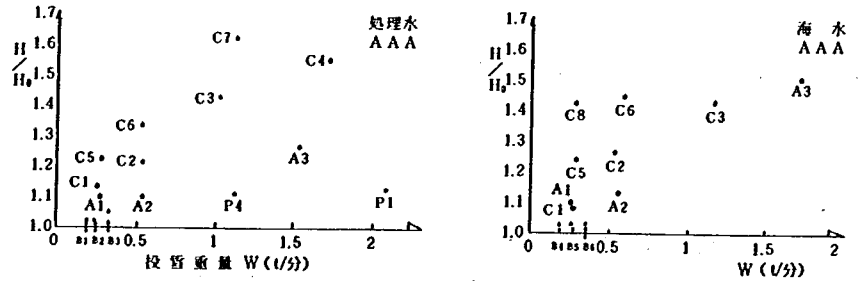


図４　温度変化（低下）△ｔと投雪重量

3.3　水位変化量

投雪重量Ｗと水位上昇率Ｈ／Ｈo（Ｈ：最高水位、Ｈｏ：投雪前水位）の関係を図５に示す。投雪地点より上流側AAAでは 1.4～1.7，下流側では1.2～1.3の上昇率を示す。海水の上昇率が少し小さめである。また雪密度が小さい程上昇率は小さい。



流速の変化についてみると，投雪中の値が投雪前に比して大きくなるのは，

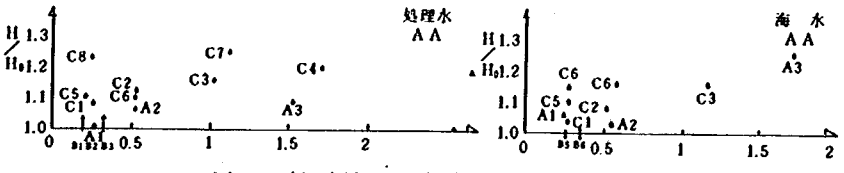


図５　投雪量Ｗと水位上昇率Ｈ／Ｈo

投雪量が流量に比べ少ない場合である。最低流速は，AAAで0.26m／s，AAで0.24m／sであった。

3.4 水質変化

投雪前，中の各水質を調べた結果を表4に示す。雪中のSSにより，Zにおけるss値が上昇した他は殆ど変化がない。

表4 水質分析結果

		pH	SS(mg/l)	COD(mg/l)	Cl⁻(mg/l)	大腸菌群数(個/ml)
A4 投雪前 (処理水)	Y	7.04	6.1	7.3	540	0
	AA	–	6.2	–	–	–
	Z	7.10	20.6	5.9	560	3
投雪後	Y	7.03	4.2	6.5	480	2
	雪	8.15	20.8	4.1	10	0
	AA	7.07	20.0	6.7	540	–
	Z	7.13	16.4	6.4	540	3
D2 投雪前 (処理水)	Y	7.02	6.9	7.4	580	7
	AA	7.16	8.1	7.3	600	3
	Z	7.15	12.4	7.1	560	5
投雪後	Y	7.15	7.6	8.0	600	4
	雪	8.23	6.8	3.2	6	0
	AA	7.23	14.3	6.9	520	–
	Z	7.15	12.3	7.5	560	3
A4 投雪前 (海水)	Y	8.3	11	0.8	17000	17
	AA	–	–	–	–	–
	Z	8.3	22	1.0	16000	37
投雪後	Y	8.3	13	0.8	17000	25
	雪	7.26	18.0	–	5	–
	AA	8.3	50	1.1	13000	29
	Z	8.3	16	0.8	16000	55

測定，分析法
pH　現地測定，ガラス電極法（KCl）
SS　ガラス繊維ろ紙法（下水試験法）
COD　アルカリ性過マンガン酸カリウム法
Cl⁻　硝酸水銀（II）滴定法（JIS K0101）
大腸菌群数　処理水　デスオキシコール酸塩培地法
　　海水　MPN法

4. おわりに

青森市の下水処理水を用いた流雪溝における投雪実験の結果について述べた。今回の実験では，前述のように新雪が入手できず，ザラメ雪で投雪を行ったため，一般の投雪条件より厳しい（安全側の）実験を行った。今後機会があれば，新雪を用いた実験を行い，流雪，融雪機構の解明に近づくものとしたい。

今後の課題としては，①熱収支に関する詳細な検討，②下水処理水の消雪水利用，下水管渠，都市下水路の流雪溝としての利用の検討が挙げられる。

謝辞　今回の調査，実験は，計画段階から当日の作業に至るまで，終始青森市下水道部の皆様にお世話になりました。ここに記して感謝いたします。

参考文献

1）北陸地方建設局監修　流雪溝設計運営要領　昭和58年9月
2）富山県井波町　スノーレス都市下水路設計管理要領（案）　昭和61年3月

3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.1 固定化方法に関する研究
(1) 固定化担体の性能と固定化微生物の高活性化に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　稜

1. 研究目的

包括法固定化担体については種々の材質のものが提案され醗酵工学分野において実用化されているが、排水処理への適用については開発途上であり、反応機構等を知る必要がある。そこで本調査では各種包括法固定化担体の排水処理における特性について基礎的情報を得て、実用化へ資することを目的とする。

2. 研究方法

包括法固定化材料5種類を調査対象として選定し、この包括材料を用いて人工基質馴養活性汚泥を固定化した担体について、溶存酸素濃度、基質濃度、撹拌濃度により基質除去性がどう変化するかを調べた。また、連続処理において負荷量を増大させたときの処理性についても調べた。

調査対象担体を表－1に、基質組成を表－2に示す。固定化には、人工基質馴養汚泥を3,000rpmで5分間遠心濃縮したものを用いたが、そのＭＬＳＳはほぼ60,000～80,000㎎／ℓである。実験は20℃恒温室で行った。

3. 研究結果

以下に調査結果を各項目ごとに示す。

なお、κ－カラギーナンについては担体作成後、数時間の馴養で解体したため以下の調査は行っていない。

表－1　調査担体

アルギン酸カルシウム
κ－カラギーナン
寒天－アクリルアミド
光硬化性樹脂
ＰＶＡ－ホウ酸

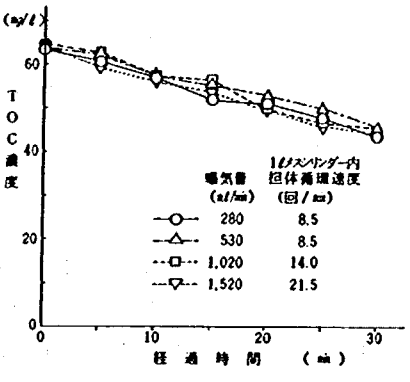
表－2　人工基質組成（㎎／ℓ）

デキストリン	23	NaCl	5
ペプトン	49	KCl	10
肉エキス	49	$MgSO_4$	3
酵母エキス	56	KH_2PO_4	14
水道水		$NaHCO_3$	84

3.1　撹拌強度に対する基質消費速度

人工基質を用いてバッチ実験により、曝気強度を変化させることにより撹拌強度を変化させて、対応する基質消費速度を求めた。この場合、各ケースにおいてＤＯはほぼ飽和に保たれているため基質消費速度におけるＤＯの影響は無視できる。

図－1にアルギン酸固定活性汚泥について、曝気量ごとの基質消費の様子を示す。撹拌強度の差による基質消費速度の差異はみられず、固定化微



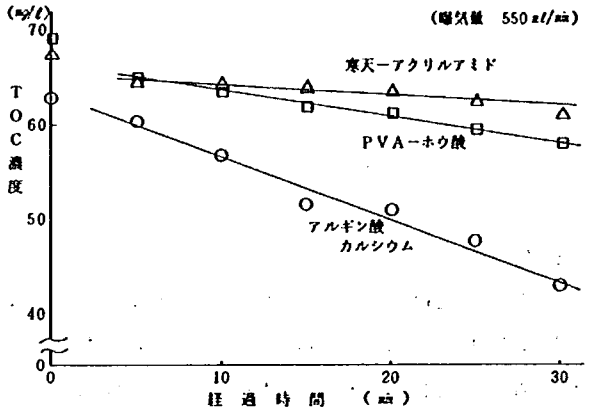
図－1　撹拌強度ごとの基質消費曲線

生物の基質消費速度が、7 g-TOC／担体ℓ・日ほどでは液側の基質拡散抵抗（液境膜内の基質濃度勾配）は小さいものと考えられる。

他の固定化担体についても、撹拌強度による基質消費速度の差は認められなかった。

3.2　基質濃度に対する基質消費速度

人工基質を用いてバッチ実験により基質濃度に対する基質消費速度を求めた。ＨＲＴ：3 hrで3日間馴養した担体についての結果を図－2に示す。基質濃度が高いところでのデータであるが、この範囲では基質消費はＯ次反応である。表－3に基質消費速度を示す。アルギン酸カルシウム、ＰＶＡ－ホウ酸、寒天－アクリルアミドの順に基質消費速度が大きくなっている。

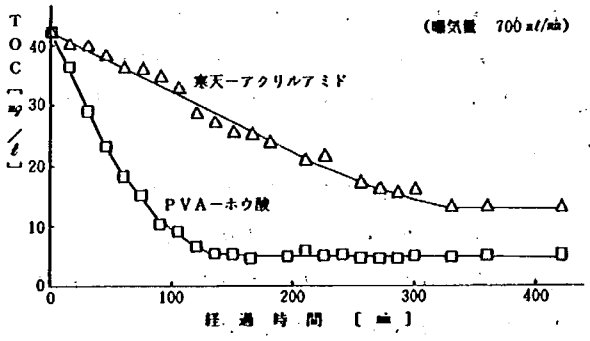


図－2　担体ごとの基質消費曲線

表－3　基質消費速度

	水中含浸時 担体体積当り (g-TOC/ℓ・日)	当初固定 汚泥量当り (kg-TOC/kg-MLSS・日)
アルギン酸	7.1	0.37
ＰＶＡ－ホウ酸	2.6	0.15
寒天－アクリルアミド	0.73	0.028

図－3は基質が直線減少を示す部分から利用可能最低濃度に至るまでを、ＰＶＡ－ホウ酸、寒天－アクリルアミドについて求めたグラフである。使用汚泥が異なるが、ＰＶＡ－ホウ酸の方が寒天－アクリルアミドより基質消費速度が大きい。また、この図から、基質消費は高濃度におけるＯ次反応から低濃度側で順次速度を落とし利用可能最低基質濃度に至る挙動をとることがわかるが、この利用化最低基質濃度は2つの担体間で顕著に異なる。



図－3　全濃度範囲での基質消費曲線

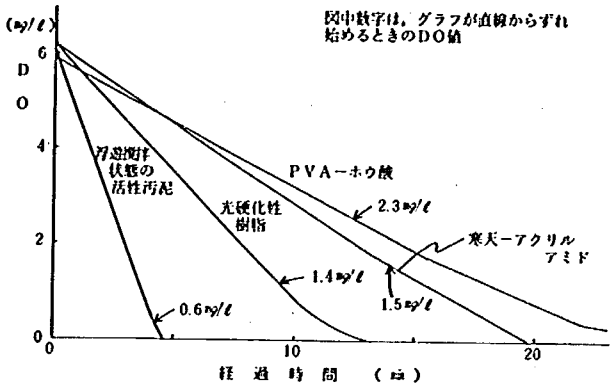
3.3　溶存酸素濃度に対する酸素消費速度

予め曝気しておいた基質100 mℓに、担体を50粒入れ、ＤＯ消費曲線を求めた。これを図－4に示す。固定した汚泥は他の実験で使用した汚泥と異なるため、相互の比較はできない。

図－4の直線部の傾きより当初固定汚泥量当りのＤＯ消費速度を求め、浮遊撹拌状態の活性汚泥ＤＯ消費速度を1とすると、表－4の固定化微生物の有効率が求まる。これは、担体の拡散抵抗及び担体材料の微生物への阻害等により微生物活性が低下し、系として見たときに固定化微生物の活性が浮遊状態に比べてどれ程の大きさになっているかを表した数字であり、光硬化性樹脂において

高い値を示している。

また、図－4中のグラフ直線部分が曲がり始めるときのDO値は、浮遊撹拌状態の活性汚泥で0.6㎎／ℓ、担体で1.4～2.3㎎／ℓとなっている。担体におけるこの値は、担体内部でDO＜0.6㎎／ℓである部分が出現し始める点と考えられ、担体粒径や微生物密度によって変化すると考えられるが、本実験においてはPVA－ホウ酸担体が高い値を示した。



図－4　担体ごとのDO消費曲線

3.4　負荷を段階的に増加させたときの連続処理性

HRTを6hrから、3hr、1hr、10min、6minと短くして行ったときの連続処理性を担体充填率を56％（HRT＝6minにおいては46％）としたPVA－ホウ酸担体について調べた。結果を図－5に示す。連続処理においては担体表面に糸状性生物が発生するため、実験の維持管理において糸状性微生物を洗い落した。また、負荷量及び基質消費速度は担体体積当りで整理した。

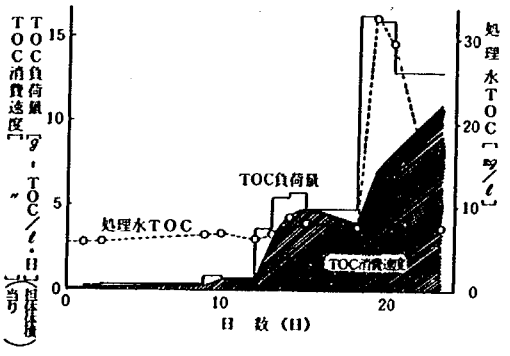
負荷量を0.1 g－TOC／ℓ・日から0.8 g－TOC・日に増加させても処理水質に変動はなく、ほぼ6 ㎎／ℓであったが、負荷量を約5 g－TOC／ℓ・日に上げると、処理水質が8.6 ㎎／ℓに上がり、その後数日を経て7.4 ㎎／ℓに下がった。

また、さらに負荷量を約15 g－TOC／ℓ・日に上げた時、処理水質は33 ㎎／ℓまで上がり、その後7.4 ㎎／ℓに下がった。

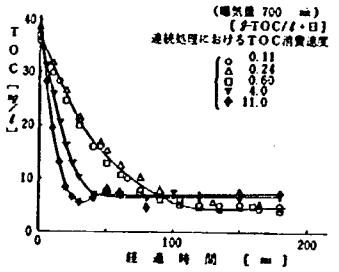
各負荷量において処理水質が安定した時点において、バッチにより基質濃度に対する基質消費速度を求める実験を行った。この結果を図－6に示す。連続処理におけるTOC消費速度0.11～0.60 g－TOC／ℓ・日の担体においては、基質消費の挙動がほぼ一致しており、担体の生物保持量がほぼ等しいことを示している。これに対して連続処理でのTOC消費速度が4,11g－TOC／ℓ・日と上がると、バッチでの基質消費速度も大

表－4　固体化微生物の有効率

光硬化性樹脂	0.79
寒天－アクリルアミド	0.19
PVA－ホウ酸	0.21



図－5　段階的負荷量増加に対する連続処理性
（PVA－ホウ酸法担体）



図－6　各負荷量での馴養担体についての基質消費曲線
（PVA－ホウ酸法担体）

きくなっている。図－6中の高基質濃度範囲での基質消費はO次反応であるため、担体内の全微生生物にとって基質濃度は十分高いと判断でき、この直線部分の消費速度は担体内微生物量に対応すると考えられる。表－5に図－6のグラフ直線部分の基質消費速度（最大基質消費速度）を示す。担体内生物量は、低基質消費速度（0.11～0.60 g－TOC／ℓ・日)の担体に比べて、4.0 g－TOC／ℓ・日の担体で2.2倍、11.0 g－TOC／ℓ・日の担体で4.6倍となっていることがわかる。また、図－6のグラフ直線部分が曲がり始める点の基質濃度を見ると、すべてほぼ20㎎／ℓ となっており、基質消費速度の大小にかかわらず一定であることがわかる。

表－5　最大基質消費速度

連続処理時のTOC消費速度 (g－TOC／ℓ・日)	バッチ実験での最大TOC消費速度 (g－TOC／ℓ・日)	最大TOC消費速度の比
0.11～0.60	1.8	1
4.0	3.9	2.2
11.0	8.3	4.6

表－6において、連続処理とバッチ実験の基質消費速度が、高基質消費側でほぼ等しくなっているが、これは、定期的に洗浄はしているものの連続処理槽内に糸状性生物がいくらか発生していることによると考えられる。

4. まとめ

1）担体体積当りの基質消費速度が、7 g－TOC／ℓ・日ほどでは、液側の拡散抵抗は小さい。

2）基質消費速度は、アルギン酸、ＰＶＡ－ホウ酸、寒天－アクリルアミドの順に大きい。

3）ＤＯ消費速度から見た担体有効率は、光硬化性樹脂で大きい。

4）ＰＶＡ－ホウ酸担体を用いて、ＴＯＣ消費速度が、0.11～11 g－TOC／ℓ・日となる範囲での連続処理を行ったが、処理水質は7.4 ㎎－TOC／ℓ 以下が達成できた。

(2) 嫌気性沪床リアクターの処理性に及ぼす担体形状の影響に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　稜

1. 研究目的

嫌気性処理は、エネルギー消費量が少なく発生汚泥量も少ないことから注目を集めているが、嫌気性菌の代謝速度が遅いため、全体での処理速度を上げるためにはリアクター内に菌体を大量に蓄積するとともに菌体への基質輸送に関する抵抗をできるだけ小さくすることが必要である。しかし、嫌気性菌は付着力が弱いということから、結合法固定床型嫌気処理に関してはこの2つの事柄が相反し、望ましい担体形状及びそれに対応する液側撹拌強度について知見が求められている。

また、流入水の有機浮遊成分は、当該嫌気処理法においては槽内流速が遅いため往々にして除去される場合が多いが、担体形状ごとの浮遊性有機物の捕捉性や、捕捉された浮遊性有機物が処理に与える影響は明らかではない。

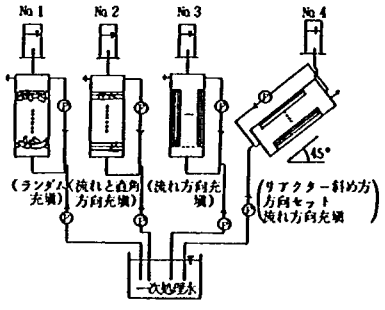
そこで本研究では、嫌気性菌の保持性と液の混合性の観点から望ましい担体形状を明らかにするとともに、浮遊性有機物の捕捉性についても検討を行うものとする。

2. 研究方法

2.1 実験装置

図－1に示すような実験装置を用いて実験を行った。セラミック製円筒の充填方法を変えた4個の反応槽に一次処理下水を供給するとともに、槽内水をポンプにより循環した。図中左側の槽よりNo.1～No.4と名付けた。

セラミック担体及び反応槽の諸元を表－1に示す。各槽間で統一した条件は充填担体の全表面積である。



図－1 固定床型嫌気性処理実験装置の概要

2.2 運転方法

実験装置の運転方法は表－2の通りである。

表－2 実験装置運転方法

水温	30℃
下水供給量	7 ml／min
HRT	10.2～11.2 hr
循環量	0, 2, 3.7 ℓ／minの3段階

本年度は、循環量3.7 ℓ／minについて実験を行った。

表－1 実験装置諸元

内径×外径×長さ	No.1	No.2	No.3	No.4
担体 (cm)	0.8×1.2×1.16	同左	0.8×1.2×15	同左
充填担体全表面積 (cm²)	20,246	20,246	20,248	20,245
充填担体全体積 (ℓ)	1.73	1.73	2.00	2.00
担体充填厚 (cm)	64.5	58.1	59.5	59.5
担体充填部空隙容積 (ℓ)	3.34	2.83	2.67	2.67
残容積 (ℓ)	1.23	1.87	1.68	1.77

2.3　実験，測定内容

2.3.1　流れ特性試験

処理実験の前後、つまり担体を充填しただけのときと処理後のＳＳ保持状態とにおいてウラニンを用いたトレーサー試験を行った。

2.3.2　処理実験

消化汚泥を各槽に500㎖ずつ植種し、循環量3.7ℓ/minで槽内を循環しながら１日間放置した後、一次処理下水の供給を開始した。測定は、１週間に２回、ＰＨ，Ｔ－CODcr，D-CODcr，SS有機酸について行った。

2.3.3　汚泥量測定

処理実験終了後、各槽内の汚泥量を、槽内水の水抜きにより流出する引抜汚泥と担体に残留する残留汚泥とに分けて、ＭＬＳＳ，ＭＬＶＳＳを測定した。

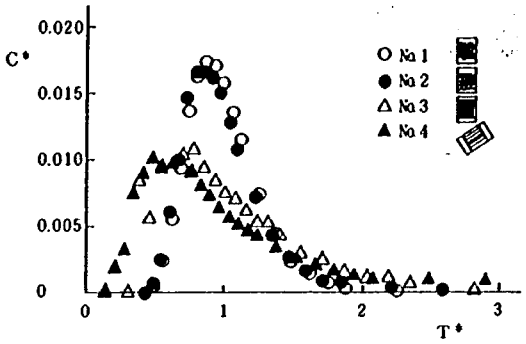
3.　研究結果

3.1　流れ特性

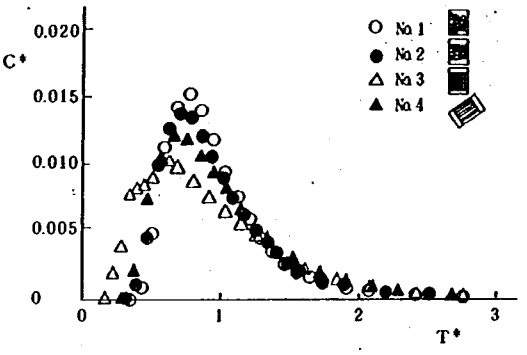
槽内流れはいずれの場合も層流域であった。トレーサー試験結果は、次のような無次元化を行い比較した。

時間　$T^{*}=T/\bar{t}$　（$\bar{t}$：平均滞留時間）

濃度　$C^{*}=C/(\int cdt/\bar{t})\times 0.01$



図－２　滞納時間分布(処理実験開始前)



図－３　滞留時間分布(処理実験終了時)

表－３　担体充填部空隙の処理実験後における有効率

（有効率＝処理実験後空隙体積／処理実験前空隙体積）

	有効率
No 1	0.65
No 2	0.64
No 3	1.0
No 4	0.43

図－２に処理実験開始前の、図－３に処理実験終了後の滞留時間分布を示す。処理実験開始前には、ランダム充填及び流れと直角方向充填(No 1，No 2)の２槽が平均滞留時間あたりに流れが集まる分布を示しており、流れ方向充填の２槽（No 3，No 4）についてはほぼ円管内層流流れとみなせるような分布を示している。No 1、No 2の２槽の流れが平均滞留時間付近に集まるというのは、担体の壁面分布がランダム的であるために、担体充填部を通加する水にとって、水－壁面距離がいろいろな値をとるためであると考えられる。

処理実験終了後（図－３）においては、ランダム充填及び流れと直角方向充填(No 1，No 2)の２槽の流れが円管内層流流れに近づくとともに、流れ方向充填斜め設置（No 4）の流れが平均滞留時間側に寄り、３者の差異がなくなっている。これは、No 1、No 2では汚泥の堆積等により担体の目詰りが発生し、ある程度の水みちが形成されたためで、No 4については、堆積汚泥が水の流

れに対して多様な壁面を提供したためと考えられる。なお、流れ方向充填の縦方向設置槽（No 3）については、流れ特性はあまり変化していない。

各槽の処理実験前後での平均滞留時間から、担体充填部分の空隙体積が汚泥等の堆積によりどの程度減少したかを算出し、これを空隙有効率と名付け表－3に示した。No 3（流れ方向充填縦方向設置）を除いて各槽有効空隙体積が減少し、No 4（斜め設置）において最も顕著であった。

3.2 処理性

流入水及び処理水の水質の経日変化を図－4，5，6に示す。

T－CODcrで見た場合の処理性は、No 3（流れ方向充填縦方向設置）で悪く、他の3槽で初期にNo 4（流れ方向充填斜め設置）の処理性がやや悪いものの後期（40日ごろ）には3槽ともほぼ等しい処理性を示している。

D－CODcrの除去においては、No 1（ランダム充填）の処理性が一番良く、No 2、No 4でほぼ同程度、No 3で悪い内容となっている。

P－CODcrの除去においては、No 1（ランダム充填）の処理性が一番良く、No 2，No 4でほぼ同程度、No 3で悪い内容となっている。

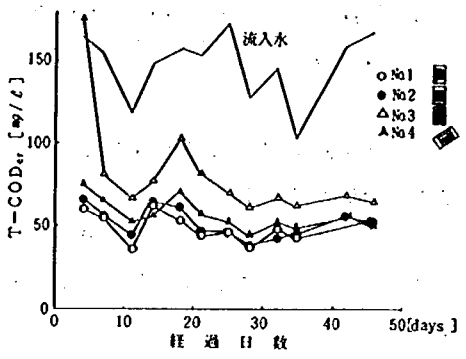
P－CODcrの除去においては、ややNo 3で悪くなっているものの、あまり差はない。

3.3 汚泥量

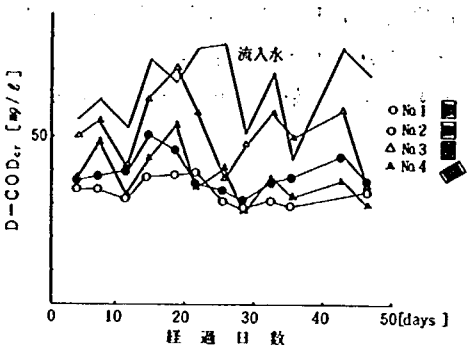
汚泥量測定結果を表－4に示す。

表－4 各分画ごとの汚泥量

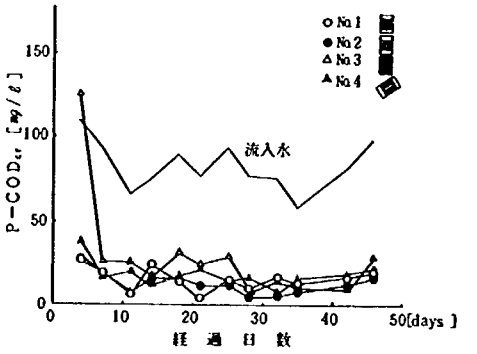
	No 1（ランダム充填）			No 2（流れと直角方向充填）		
	引抜汚泥	残留汚泥	全汚泥	引抜汚泥	残留汚泥	全汚泥
MLSS (g)	1.1	19.1	20.2	0.8	18.2	19.0
MLVSS (g)	0.7	12.2	12.9	0.5	11.6	12.1
($MLVSS/MLSS$)	(64%)	(64%)	(64%)	(63%)	(64%)	(64%)
	No 3（流れ方向充填縦設置）			No 4（流れ方向充填斜め設置）		
	引抜汚泥	残留汚泥	全汚泥	引抜汚泥	残留汚泥	全汚泥
MLSS (g)	0.7	4.9	5.6	6.8	8.5	15.3
MLVSS (g)	0.5	3.2	3.7	4.4	5.4	9.8
($MLVSS/MLSS$%)	(71%)	(65%)	(66%)	(65%)	(65%)	(64%)



図－4 処理水T－CODcrの経日変化



図－5 処理水D－CODcrの経日変化



図－6 処理水P－CODcrの経日変化

汚泥量は、No 1、No 2で同程度に多く、次いでNo 4であり、No 3については、最も少ない。また、汚泥の質の点からMLVSS/MLSSに注目するとほとんど64～65%であり、質的な差異は見られない。

水引抜き時の汚泥の残留量からすると、No 1、No 2が良いが、No 4においては水抜きによって多くの汚泥が流出していることからして、この槽においては汚泥の多くは垂直から45° 傾斜した面によって支えられているだけであることが推察される。その点No 3においては、担体面が垂直であることからして引抜汚泥量で表される堆積汚泥量は微量である。

4. まとめ

1)ランダム充填、流れと直角方向充填、流れ方向充填斜め設置の3槽については、処理日数が経過し汚泥が堆積してくると流れ特性が似てくるとともに、処理性もほぼ同じものになる。

2)担体壁面が垂直であると汚泥の堆積量が少なく、処理性も他の充填方法に比べて劣る。嫌気性汚泥は付着力が小さいと推察できるため、汚泥濃度を高めるためには担体が重力に抗して汚泥を保持してやるような構造を持つことが必要である。

3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.2 バイオリアクターに関する研究
(1) 都市下水用バイオリアクターの開発に関する研究
1) 窒素及び高濃度有機物除去バイオリアクターの関発に関する研究

新下水処理研究官　京才俊則
三次処理研究室　室　長　佐藤和和
研究員　森山克美

1. 研究目的

担体等に菌体を固定することにより菌体の流出が防げ，リアクター内の菌体濃度を高く維持でき，反応速度の向上等が期待できる。

本研究では，窒素除去バイオリアクターの固定化法として包括法を，高濃度有機物除去バイオリアクターとして結合法あるいは自己固定化法を選定し，菌体を固定するのに適した材料，方法を検討するとともに，その固定化菌体を用いたリアクターの開発について研究開発の促進を図り，実用性の評価と設計および維持管理に関する指針を得ることを目的とする。

なお，処理対象は窒素除去では一般の都市下水，高濃度有機物除去では都市下水処理から発生する汚泥の熱処理分離液である。

2. ６０年度までの調査成果

これまでに得られた調査結果の概要は，以下のようである。

1) 包括固定化担体として，水溶性モノマーであるエポキシ系樹脂１０種（硬化剤８種）について，その担体特性と微生物を固定化したときの毒性について検討を行った。その結果，圧縮強度1.4kg/㎠以上で，アクリルアミドと同等以上の良好な耐久性が認められる包括材料が見い出された。また，これらの強度試験で良好な結果が得られた樹脂および硬化剤について硝化菌を対象として実施した活性残存率で毒性を検討した結果，多くの樹脂はアクリルアミドより活性残存率が高く毒性の少ないことが認められた。一方，硬化剤の毒性は相当強く，低濃度においても活性残存率が極度に低いものであった。したがって，毒性の少ない担体素材のスクリーニングと活性阻害の作用をマスキングするような固定化方法の研究開発が必要なことが明確にされた。

2) 担体素材およびその濃度によっては，固定化後，分配係数で表わされる基質透過性に優劣があることが明らかにされた。このことは，各種バイオリアクターの処理対象に応じた固定化担体の素材選定，濃度条件の設定に関する検討の重要性を示唆するものであった。

3) 高濃度有機物除去バイオリアクターとして，結合固定化担体を充填した上向流式嫌気性ろ床法を取り上げ，固定化担体の物性，固定化担体の違いによる処理特性の差異等について検討を加えた。担体としては，粒径の異なるベイクドクレイ，ガラスビーズ，セライト，ポーセル，ホーカー散気

板，パールコンを選定し，物性試験を行った。また，これらの固定化担体を使った上向流式嫌気性ろ床で熱処理分離液の処理実験を行った結果，COD_{cr} 容積負荷 7 kg・COD_{cr} /m³・日以下では担体による処理性能の差はなかったが，対象として用いた嫌気性汚泥床より良好な有機物除去性能を示した。また，担体の粒径は大きいものほど処理水質が低下した。

4) 固定化微生物を利用した窒素除去バイオリアクターの実験により，アクリルアミドで固定した硝化菌ペレットの最適径は，直径 2 ～ 3 mm程度であった。これは，固定化時の反応熱の放散および硝化菌に必要な基質の拡散律速の二点が要因となったものと推定された。また，硝化菌においては，固定化時の菌体濃度が高い程，活性度の回復が早いことが明らかとなった。

3. 研究成果

3.1 固定化材料に関する研究

3.1.1 窒素除去用固定化材料

本項目では，合成高分子樹脂を用いた格子型包括固定化法が有効であると判断し，本法について硝化菌および脱窒菌を固定化した場合の材料および固定化方法，性能について検討を行った。本年度は，菌種に適合した高活性担体材料の探索および担体性状と菌体活性との関係の把握を主として検討することとした。

(1) 供試材料と固定化方法

表－1に菌種別の供試材料と固定化方法を示す。

表－1 供試材料と固定化方法

菌種	供試材料	固定化方法
硝化菌	エポキシ系樹脂5種	常温固化法，低温固化法
	ポリエチレングリコール（PEG）系樹脂10種	光重合法，嫌気重合法，過硫酸カリ法
	エポキシ系樹脂2種と陽イオン交換樹脂の組合せ	組合せ固化法
脱窒菌	エポキシ系樹脂	常温固化法，低温固化法

(2) 試験結果

試験結果を表－2,3に示す。本試験の結果，以下に示す事項が明らかとなった。

ⓐ エポキシ系樹脂の強度と経済性を考慮した最適固定化濃度は 14 ～ 19 %の範囲にあり，濃度的にはアクリルアミドより優れた強度を持つ樹脂が存在した。CH_3COO^-の分配係数の大きさは，ポリエポキシ化合物とジエポキシ化合物で非常に異なっていた。

ⓑ PEG系樹脂は強度も十分であり，各樹脂の分配係数は樹脂の柱状と架橋剤の性状の両者の影響を受けていた。樹脂の中にはNH_4^+ イオンの分配係数の著しく高いものがあり，硝化菌の固定化に有望であると考えられた。PEG系プレポリマーの毒性は反応基含有率の高いものほど毒性が強い。架橋剤を使わない高分子プレポリマー同志の組合せによる重合によって，強度および分配係数も良好な樹脂を得ることができた。

ⓒ ポリメルカプタン系硬化剤を用いたエポキシ系樹脂の低温重合では，アミン系硬化剤に比べ陰イオンの分配係数が著しく低下し，強度は良好であった。

◎　イオン交換樹脂との組合せ重合では，樹脂の基質透過性の改良に有効な方法であることは認められたが，強度的に問題があった。

以上のように，固定化材料の選定においては，硝化菌の固定化のための優秀な材料は見出されているが，脱窒菌については一層の検討が必要である。また，低温重合用材料，組合せ重合用の材料の検討も要する。物性の測定項目については，後述のように活性度と基質拡散速度との関係が問題となってきており，測定方法も含めた検討を行う必要がある。

3.1.2　高濃度有機物除去用固定化材料

高濃度有機物汚水の嫌気性処理を効率的に行うために，菌体の固定化材料として多孔質の材料（担体）を選定し，材料内部の空隙および表面に菌体を固定する方法（結合固定化）における最適な材料の特性を人工下水（有機酸合成排水）を用いたベンチスケール処理実験により検討した。

(1)　供試材料とその物性

供試材料とその物性を表－4に示す。物性試験方法は，昭和60年度と同じである。

球状担体については，閉塞が生じにくいように粒径が大きいものを選定した。

(2)　ベンチスケール実験

図－1に示すリアクターを用いて，酢酸ナトリウム，プロピオン酸，n－酪酸，n－吉草酸等を主成分とするCOD 4500 mg/ℓ の人工下水の処理実験を行った。

表－4　供試材料とその物性

No.	担体名	形状	外形寸法 (mm)	比重 絶乾	比重 真乾	吸水率 (%)	組成
1	ボールリング	円筒状	外径25×内径23×高さ25	0.862	0.862	0	ポリプロピレン
2	ポーセルラシヒリング	円筒状	外径26×内径13×高さ26	1.76	1.37	71.3	SiO_2 ;61.6% Al_2O_3; 2.2%
3	ポーセル球	球　状	直径 11.3 ϕ = 0.78	1.45	1.18	107	SiO_2 ;59.4% Al_2O_3; 2.6%
4	ベイクドクレイ	球　状	直径 10.1 ϕ = 0.99	0.706	0.809	29.0	SiO_2 ;69 % Al_2O_3;16 %
5	ガラスビーズ	球　状	直径 10.6 ϕ = 0.20	2.44	2.44	0	SiO_2 ;72 % Al_2O_3; 2.5%
6	ウレタンフォーム	スポンジ状	$25^W \times 25^L \times 10^H$ 穴径 2～4 mm	1.04	1.04	0	

表－2　エポキシ樹脂における樹脂濃度と物性

固定化材料 担体名	固定化材料	濃度 (%)	含水率 (%)	圧縮強度 (kg/cm²)	変形率 (%)	分配係数 (-) NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	CH_3COO^-	CH_3OH	材料価格 (円/kg・ペレット)
E1	N7	15	98	42<	16	081	18		20	020	(354)
		17	97	42<	19	069					
		19	95	186	19	069					
		20	97	193	25	038	71	(77) 81	579	39	
E2	N8	15	—	0	—						
		18	99	09	69	041					
		19	99	12	71	039	363				(557)
		20	97	26	68	035 (029)	43	94	213	036	
E3	N4	10	—	0	—						
		15	94	17	68						
		17	93	27	71	036	467				(460)
		18	89	31	72	054					
		19	89	37	66	053					
		20	88	44	74	023	47	67	716	093	
E3	N6	10	103	06	62						
		13	91	07	—	071	189				
		14	93	17	—	073	198				(390)
		15	90	22	68	086	237				(418)
		20	91	36	71	042	43	56	974	073	
E3	N8	15	93	01	60						
		17	86	05	—	048					
		18	91	22	68	067	40				(571)
		19	96	25	64	045					
		20	96	33	69	023	43	74	160	066	
E7	N8	15	115	0	29						
		20	108	25	44	040	33	44	22	064	(436)
E8	N8	15	112	0	60						
		20	107	52	30	050	69	32			
E12	N6	10	140	0	61						
		15	118	06	56		26*	35*			
		20	117	26	63	054*	37*	50*	13		(361)
E12	N8	10	—	—	—						
		15	100	06	68						
		20	101	29	66	022	37	54	25	067	(488)

* 共存イオン存在下での測定値

表－3　エポキシ系以外における樹脂濃度と物性

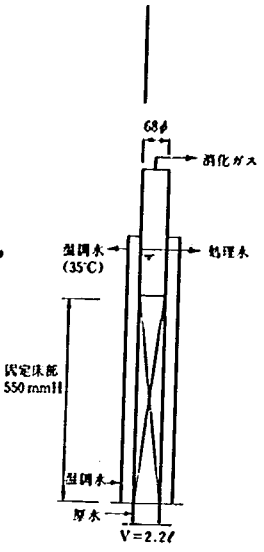
固定化材料 担体名	架橋・硬化材	濃度 (%)	含水率 (%)	圧縮強度 (kg/cm²)	変形率 (%)	分配係数 NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	製品の活性残存率 (%)	備考
M40G	MBA	18	107	0.14	40.6	2.26	0.85	1.19	0	
M90G			113	0.17	52.4	2.92	0.95	1.69	5	
M230G			95	4.92	33.5	0.26	0.89	3.70	60	
9G			95	2.76	49.1	1.75	0.86	2.07	0	
14G			94	1.68	29.7	0.80	0.72	1.97	0	
23G			93	3.57	32.8	2.11	0.82	2.70	35	
BPE1300			97	2.76	47.0	2.00	0.86	2.97	9	
A200			98	0.10	18.9	1.56	0.77	1.66	0	
A400			97	1.57	25.7	1.66	0.52	0.98	0	
A600			98	2.94	28.9	1.55	0.27	0.39	0	
(アクリルアミド)			101	2.13	49.0	0.85	0.64	1.33	0	
M40G	TAF	18	102	0.35	49.4	0.34	1.08	1.45	0	
M90G			103	0.15	63.0	0.83	0.85	1.93	5	
M230G			102	0.10	44.4	0.68	3.03	100	60	
9G			95	3.22	48.0	1.24	1.17	1.60	0	
14G			91	1.20	31.6	1.24	1.32	1.69	0	
23G			93	4.14	34.1	0.26	1.87	1.33	35	
BPE1300			94	2.58	44.8	0.36	1.89	3.06	9	
A200			98	0.10	44.6	0.67	0.57	1.45	0	
A400			97	1.22	35.1	0.20	0.35	0.39	0	
A600			93	1.26	33.0	2.15	0.32	0.34	0	
アクリルアミド			93	3.69	63.3	0.87	0.36	1.58	0	
E3	3800LC (+DMP30)	20	99	2.40	67.4	0.58*	1.04*	0.96* (CH₃CO)₂O 1.7-ペンタン	32	(0℃ 3～4%)
E12 50W×8	N6	15 5	131	0.17	35.2				44 —	

* 共存イオン存在下での測定値

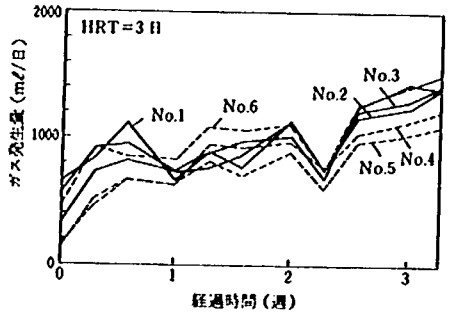
<表－2,3の記号>

E：エポキシ系化合物
N：エポキシ用硬化剤
M：PEGメタクリレート系化合物
G：PEGジメタクリレート系化合物
BPE：PEGメタクリロキシ系化合物
A：PEGジアクリレート系化合物
MBA，TAF：PEG用架橋剤
50W×8：強酸性陽イオン交換樹脂

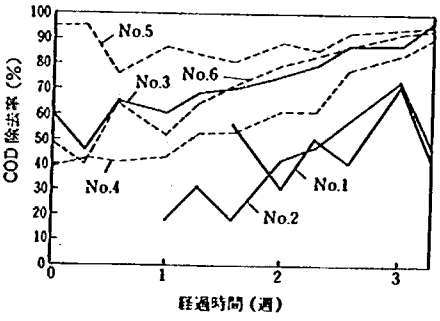
実験結果を図－2,3に示す。COD除去率において，No 1,2がやや劣るものの，ガス発生量においては，大きな差異は認められなかった。しかしながら，リアクター内部について調査を行った結果，以下のような点が明らかとなった。



図－1　嫌気性沪床リアクター



図－2　ガス発生量の経日変化



図－3　COD除去率の変化

ⓐ　担体の径が小さいほど，浮遊物質の除去性能が高くなる傾向があるが，逆に固定床の閉塞の原因となる。このため，担体の径は固定床の閉塞を避けるためにあまり小さいものを採用すべきではない。

ⓑ　担体表面および内部に細孔を有する多孔質担体は，細孔を持たない担体（実験ではガラスビーズ）に比較して，微生物を担体に固定する能力で勝っている。また，多孔質担体のなかでは，ポーセルが最も多量の固形物（TVSとして測定した）を固定できた。

ⓒ　電子顕微鏡写真による担体表面および断面の観察の結果，担体に固定されている微生物は主に担体表面に存在しており，担体内部の菌体の濃度は希薄であった。また，細孔径が20μmより大きい細孔を持つ担体（ポーセル）でより内部に微生物が存在していた。

3.2　固定化微生物を利用した窒素除去用バイオリアクターに関する研究

3.2.1　固定化方法に関する検討

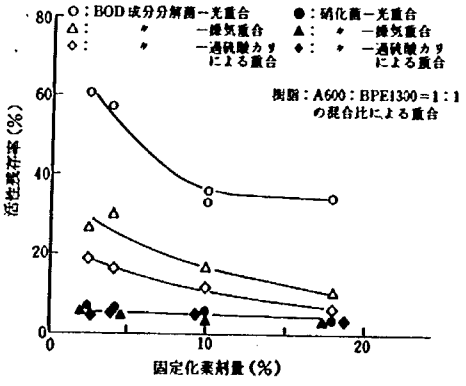
(1)　固定化方法と評価手法

固定化方法は，表－1に示す方法である。固定化方法の評価手法としては，固定化前後の呼吸速度を測定，比較することにより評価した。

(2)　試験結果

図－4にBOD成分分解菌および硝化菌の重合方法，固定化薬剤量と活性残存率の関係を示す。

図によれば，BOD成分分解菌は全般的に活性残存率が高く重合方法により大きく影響を受けているのに対して，硝化菌の場合は，一様に活性残存率が低く，重合方法の影響をほとんど受けていないことがわかる。これは，BOD成分分解菌が硝化菌に比べ耐薬品性に富んでおり薬品混合時でもかなりの活性度を維持しているため重合時の反応条件の影響を強く受ける。一方，硝化菌の場合は，薬品混合



図－4　PEG系エステルにおける重合方法，薬品濃度と活性残存率の関係

時に使用薬品の毒性によりすでに大半の活性が阻害されてしまうため重合時の反応条件はほとんど影響しないものと解釈される。

そこで，ＰＥＧ系樹脂による固定化方法としてはＰＥＧプレポリマー同志の組合せによる過硫酸カリウムでの重合によることとした。エポキシ系樹脂については，ポリメルカプタン系硬化剤による低温重合が活性残存率の向上に効果があり，イオン交換樹脂との組合せ重合が基質の分配係数の改良に効果があった。

脱窒菌の固定化方法では，硝化菌に比べて耐薬品性に優れていることから，通常の固定化方法によっても十分な残存活性率が得られた。

3.2.2　固定化硝化菌の処理性能に関する検討

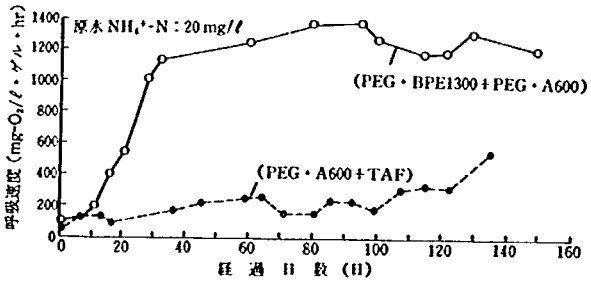
(1)　試験方法

処理装置としては曝気部２ℓ，沈殿部２ℓの二重円筒型の反応器を用いた。固定化に用いたＰＥＧ系樹脂は，PEG・A600+TAFおよびPEG・BPE1300+PEG・A600であり，架橋剤の違いによる処理性能の違いを比較した。原水のNH_4－N濃度は下水中の濃度に近い２０mg/ℓとした。原水注入量は処理水中のNH_4－N濃度を測定し，ほとんど残留しない様な状態を保持しつつ，活性度の増加に合せて増加した。

(2)　試験結果

ＰＥＧ系樹脂を用いて固定化した硝化菌ペレット２種における呼吸速度の経緯を図－５に示す。

活性度の回復はエポキシ系樹脂に比べ２種ともに早く，原水NH_4^+－N濃度がエポキシ樹脂の場合の1/15程度にもかかわらず，呼吸速度も全般に高い値を示している。個々の呼吸速度についてみると，A600+TAFペレットでは100日以上に渡って呼吸速度が低値にとどまっているのに対し，BPE1300+A600ペレットでは，３０日目前後で1000mg-O_2/ℓ-ゲル・hr以上の高活性でほぼ安定した状態となっている。A600+TAFの分配係数は，NH_4^+ 2.15, NO_2^- 0.32, NO_3^- 0.34と硝化菌の生育環境としては好条件にもかかわらず活性度の上昇が遅れているのは，BPE1300+A600も同レベルのNH_4^+分配係数を持つものと推定されることから，固定化時の毒性または基質の拡散速度の大きさに原因があるものと考えられる。A600の架橋剤として用いた２種の薬品の分子量を比較すると，TAFがM.W.＝249であるのに対し，BPE1300はM.W.＝1430でありTAFの５倍以上の分子を持っている。固定化材料の研究の項で述べたように薬品の毒性は単位重量当りの反応基数に比例するから，両者をそれぞれ等濃度用いて固化した場合の菌体に対する毒性は分子量の小さいTAFの方が大きくなる。また，固化後の樹脂の細孔径は分子量の大きいものほど結節点間の距離が長くなるから細孔径も大きくなり，分配係数が同一ならば細孔径の大きいものほど物質の拡散速度が早まることになる。この２つの理由から，上記２種のペレットの活性度の差異が生じたものと考えられる。



図－５　ＰＥＧ系樹脂による固定化硝化菌の呼吸速度の経緯

以上のように固定化硝化菌の処理性能では，ＰＥＧ系樹脂を用いたペレットにより，呼吸速度 1,200 mg-O_2/ℓ-ゲルが得られており，十分実用が可能であると判断される。なお，エポキシ系樹脂を用いたペレットではNO_2^-イオンまたはNO_3^-イオンの拡散速度に制約され，十分な活性が得られなかった。基質の拡散速度は包括固定化において非常に大きな問題であることが改めて確認された。固定化脱窒菌の処理性能は，エポキシ系樹脂による固定化においても硝化菌の場合程の高活性は得られなかったので，さらに活性度を高くできる材料を探索する必要がある。

3.3　固定化微生物を用いた高濃度有機物除去バイオリアクターに関する研究

3.3.1　処理性能に関する検討

(1)　試験方法

図－1に示された嫌気性沪床リアクター9基と，嫌気性汚泥床法(UASB) 1基を用いて，熱処理分離液処理実験を実施した。原水である熱処理分離液の性状は，TOC 4700, BOD 5500, COD_{cr} 12500, T－N 1100, T－P 114, 総有機酸 2400mg/ℓ程度であった。9基の嫌気性沪床リアクターに用いた固定化担体を表－5に示す。原水は，原水タンクからポンプにより間欠的（HRT 3～1日）あるいは連続的（HRT 0.5日）に上向流として供給された。

表－5　嫌気性沪床リアクターに用いた固定化担体

No.	担体	形状	径 (mm)	比重 乾燥比重	比重 湿潤比重	比表面積 (m^2/g)	細孔径 (nm)	吸水率 (%)	空隙率 (cc/g)	硬度率 (%)	組成
1	ベイクアタレイNo.1	球状	13.5 (δ=0.81)	0.73	0.74	0.65	0.2~100	17.5	0.06	0.04	SiO_2：63%, Al_2O_3：15%(他微量含)
2	〃 No.2	球状	9.85 (δ=0.92)	0.83	0.86	0.76	0.2~100	32.9	1.01	0.65	〃
3	〃 No.3	球状	4.19 (δ=0.31)	1.03	1.19	0.73	0.2~20	36.4	0.705	2.15	〃
4	〃 No.4	球状	2.90 (δ=0.35)	1.06	1.16	0.57	0.1~20	19.1	0.537	1.06	〃
5	ガラスビーズ	球状	5.02 (δ=0.09)	2.47	2.47	—	0	0	0	—	SiO_2：72%, Al_2O_3：2.5%
6	セライト	球状	4.93 (δ=0.93)	0.69	1.19	1.11	1~20	160	1.45	13.46	SiO_2：86%, Al_2O_3：3.5%
7	ポーセル	ブレイク状	長15.5 幅8.13 (δ=2.27, γ=3.79)	1.19	1.04	0.41	10~100	130	0.94	11.35	SiO_2：80%, Al_2O_3：8%
8	脱脂乳活性汚泥	ブレイク状	長20.3 幅15.2 (δ=3.2, γ=1.7)	3.61	3.77	0.04	20~200	12.5	0.0038	11.75	Al_2O_3：87%, SiO_2：12%
9	散気管	円筒状	外径10, 内径5, 高さ10	1.05	1.03	0.11	20~200	21.9	0.093	0.22	ポリメタクリルアルリレート

(2)　試験結果

試験の結果，以下の点が明らかとなった。

ⓐ　6ヶ月余に渡る熱処理分離液の連続処理運転で固定床が閉塞した。

ⓑ　COD容積負荷 15kg-COD/m^3/日以下の運転条件では，嫌気性沪床法の COD 除去性能が，嫌気性汚泥床法を上回っていた。ただし，COD容積負荷が 25kg-COD/m^3/日 に達した時点では，固定床が閉塞して固定床内の原水のショートパス，HRTの短縮等の影響のために処理性能が著しく低下した。

ⓒ　各種多孔質担体を用いたリアクター間では，ポーセル，セライトを用いたものが，他のリアクターの処理性能を若干上回っていた。ただし，その差は著しいものではなかった。微生物の固定化能に関して差があるであろう各種の担体を用いた今回の実験で，それらの処理性能に明瞭な違いが現れなかった理由は，㋐上向流式嫌気性沪床での処理に関与する微生物には，担体間に捕捉されているものと担体に固定されているものが存在し，本実験では前者による寄与が大きいこと，㋑担体に固定された微生物量には担体間で差があるものの，負荷が低く，この差が充分に現れなかったこと等によるものと考えられる。

ⓓ　固定床内に閉塞が生じる前の状況では，多孔質担体を用いた上向流式嫌気性沪床で 75%前後の COD除去率が得られた。

4. 今後の課題

窒素除去バイオリアクターに関する検討のうち，固定化方法については，硝化菌，脱窒菌とも一応良好な固定化法が見出せたものといえる。しかし，脱窒菌では処理性能の高い固定化材料が要求されており，この固定化方法の検討は必要である。また，現在の固定化法では固定化後の馴養が必要であり，活性残存率のより高い固定化方法の検討も要望される。一方，リアクターに関する開発検討は始まったばかりであるが，実用化に向けての重要な課題であり，今後一層の検討が必要である。なお，この他にも実用化に向けては，担体の大量製造法，貯蔵方法，運搬方法など解決すべき課題は多々あるが，今後これらの問題についても順次検討を進めて行く予定である。

高濃度有機物除去バイオリアクターについては，① 沪床の閉塞が予測されないような高濃度有機物を含む排水を処理する場合の最適な結合法固定化担体，リアクター形状，② 排水に含まれる浮遊物質により沪床の閉塞が予測される場合の最適なリアクター形状（結合法固定化担体の検討を含む）を検討する必要がある。

2）嫌気性リアクター流出水からの硫化物の除去に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
三次処理研究室　室長　佐藤　和明
主任研究員　高橋　正宏

1．研究目的

下水等の嫌気性処理を行う場合、流入水中に含まれる硫黄化合物（主に硫酸根）は、硫黄還元能を持つ細菌により、硫化物に還元される。硫化物は容易に大気中に揮散し、悪臭や腐食のもととなる。又、水中に硫化物が残存した場合、徐々に酸化が進行し、硫黄コロイドが生成する。これは除去困難な微細コロイドであり、処理水の透明感を著しく損なう。下水処理に嫌気性処理を導入するためには硫化物の後処理が必須であるが、このために多大の施設建設費、維持管理費を要するようでは、せっかく嫌気性処理を導入した意味がなくなってしまうため、この後処理も、できるだけ簡易で、周辺環境や処理水に悪影響を及ぼさない方法を開発する必要がある。

2．研究方法

本研究では、まず下水中の硫黄化合物濃度に関するデータを集めた後、嫌気性処理過程中での硫黄の挙動を調査し、後処理で対応すべき硫化物の濃度を絞り込んだ。後処理法としては、曝気による空気酸化（金属触媒利用）を実下水と人工下水で、硫黄酸化能を持つ微生物を利用した生物処理を人工下水で調査した。

3．研究成果

3．1　下水中の硫黄濃度

我国の下水処理場（関東、関西、九州）における、流入下水中の硫黄化合物濃度を表－1に示す。硫酸根性の硫黄は沿岸部で15～40mg/ℓ、内陸部で10～15mg/ℓ程度と考えられる。実下水を嫌気性処理した場合の流出水中の硫黄成分に関するデータは少ないが、土木研究所の行っている嫌気性処理パイロットプラントの分析結果では、流

表－1　流入下水中の硫黄化合物の濃度

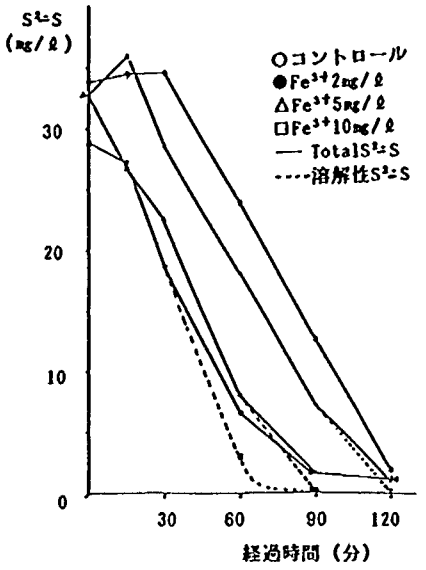
処理場名	処理場概要	月・日・時	SO_4-S mg/ℓ	S^{2-} (mg/ℓ)
A	合流式・沿岸部家庭下水中心	10月26日	43	0.0082～0.042
B	同　上	3月21日	19～31	0.0002～0.049
C	分流式・沿岸部家庭下水中心	9月 5日	14～22	0.0085～0.02
D	分流式・内陸部団地処理場	10月24日 2:30	8.5	0
E	合流式・内陸部家庭下水中心	10月 4日 2:00	14.5	2.41
F	分流式・内陸部家庭下水中心	年間平均 10:00採水	13.9	－

入した硫酸根はほぼ100％硫化物に転換している。

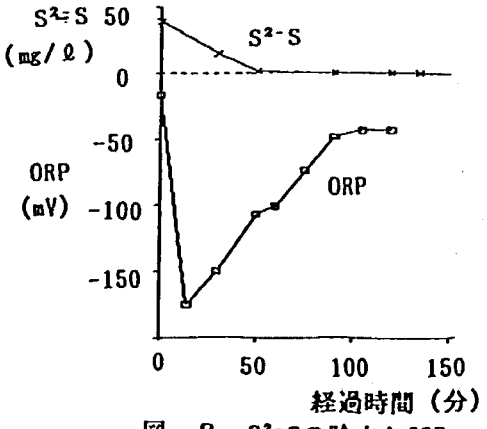
良好な処理が行われている嫌気性処理法では、流入する硫酸根は100％硫化物となるものと考えられる。このため、以降の実験は$S^{2-}S$として、30mg/ℓとやや高めの濃度を標準値として設定する。

3．2　硫化物の空気酸化

図－1は、実下水の嫌気性処理水（$S^{2-}S$ 30mg/ℓとなるよう、硫化ナトリウムを添加。）に、塩化第二鉄を添加し、曝気量：水体積＝0.9m^3-air/m^3-水・hで曝気を行った結果である。蒸留水を用いた実験では、金属塩の添加によって硫化物の酸化速度が増加することが報告されているが、実下水にはもともと微量の金属塩が含まれているため、酸化速度の増加は見られない。Fe^{3+}の添加は、硫化物減少の遅滞時間を早めることのみに効果があった。これは、単に液中の酸化還元電位（ORPmV）がFe^{3+}の添加により酸化側へ移動した結果と考えられる。



図－1　鉄塩添加空気曝気法による硫化物の除去



図－2　$S^{2-}S$の除去とORP

硫化物の酸化にはORPが深く関係すると思われるため、表－2に示す人工下水を用いて空気曝気法による実験を行った。この時の曝気量：水体積比は90m^3-air/m^3-水・hである図－2に結果を示す。曝気開始直後にORPは急激に低下した後ほぼ一定の速度で上昇する。ORPが反転する位置は、水中の溶存酸素濃度がほぼ飽和に達する位置に対応していた。ORPが-100mV前後で一度その上昇速度は低下しており、その時点で硫化物の除去は終了している。この現象は、pH7,pH10で行った同様の実験でも確認されており、硫化物の除去を行うためにはORPを-100mV以上にすれば良いと思われる。更に曝気を継続すると90分あたりで-50mVのレベルでほぼ頭打ちとなった。この時の$SO_4^{2-}S$は、初期$S^{2-}S$の18％程度であり、残りの大部分の$S^{2-}S$は、空気中に揮散した分と水中でイオウコロイドまで酸化された分に分かれる。イオウコロイドの生成は曝気開始直後より観察され、硫化物

表－2　人口下水の組成

$Na_2S \cdot 2H_2O$	107mg/ℓ	→30$S^{2-}S$ mg/ℓ
酢酸	48mg/ℓ	→50 BOD mg/ℓ
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	50mg/ℓ	H_3BO_3 0.1mg/ℓ
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	3mg/ℓ	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 20mg/ℓ
$MnSO_4$ 4～$6H_2O$	1mg/ℓ	NH_4Cl 30 mg/ℓ
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5mg/ℓ	K_2HPO_4 15 mg/ℓ
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1mg/ℓ	

＊イオン交換蒸留水使用
＊HClによりpH8に調整

が除去される頃には、非常に白濁した水となる。コロイドの粒径は1μm以下、0.22μm以上であり、砂ろ過程度の後処理では除去不可能であった。このため、空気曝気による硫化物の除去は、外見の非常に悪い処理水を生成することとなり、実用上、適用可能なケースは、限られたものとなろう。

3．3　硫化物の生物学的除去

硫化物の生物学的除去は、表－3に示す実験装置を用いて行った。植種は土研嫌気性処理パイロットプラントの流出口壁に付着していた汚泥を用いた。

処理開始後1ヶ月の、流入水質、各装置の処理水質を表－4に示す。接触曝気は、硫化物の除去率で98%と良好であり、除去された硫化物のほとんどが硫酸にまで酸化されている。このため処理水の透視度も47cmと良好である。散水ろ床では若干硫化物の除去率が低下しており、硫酸根への酸化率、透視度とも劣っている。これはろ床高が22cmと短かすぎたためであろう。汚泥の生成量と、除去されたTOC,S^{2-}量との関係を示したものが図－3である。除去S^{2-}当たりのVSS生成量は、散水ろ床法、接触曝気法で、それぞれ、0.50,0.48 mg-VSS/mg-S^{2-}とほぼ等しい値となった。除去TOC当たりではそれぞれ2.64,1.30mg-VSS/mg-S^{2-}と2倍の違いがあるが、これはTOCの除去率に開きがあるためである。VVS生成量がTOCではなく除去S^{2-}に比例するということは、この汚泥のかなりの部分が硫黄酸化細菌で占められていることを示すのかもしれない。室内実験の結果から汚泥発生量の多寡を論ずることは危険であるが、前段の嫌気性処理で固型物の捕捉・消化が良好に行われると仮定するなら、後段に好気性生物処理を付加してもトータルの汚泥生成量は、標準活性汚泥法より減少する可能性がある。

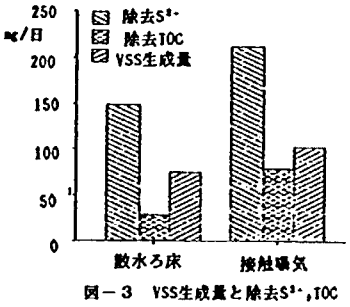
表－3　生物処理場装置の概要

	接触曝気法	散水ろ床法
充填材 供給下水	φ5mm H=8mm の円筒形セラミック 表－2に示す組成	
槽容量	600cm³	240cm³
空隙容量	240cm³	96cm³
供給下水量	7300cm³/日	6160cm³/日
滞留時間	0.8時間	接触時間は1分以下
散水負荷	－	5.7m³/m²・日
送気量	300cm³/分	－

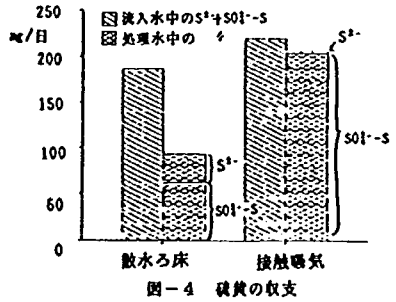
表－4　生物処理法の処理成績

	流入水	接触曝気処理水	散水ろ床処理法
S^{2-}-S mg/ℓ	22.0	0.5	1.9
SO_4 S mg/ℓ	1.0	23.0	17.0
TOC mg/ℓ	16.4	5.8	9.6
ORP mV	-126	-7	-17
pH	8.9	8.8	7.0
透視度cm	6	47	6.8

図－4は、流入水・処理水中のS^{2-} SO_4^{2-}-Sを示したものである。接触曝気法のように良好な処理が行われた場合、流入した硫黄のほとんどはSO_4^{2-}-Sまで酸化される。流入したS^{2-}の6%のみが、空気中へ揮散したり、微生物内に取り込まれたと考えられる。

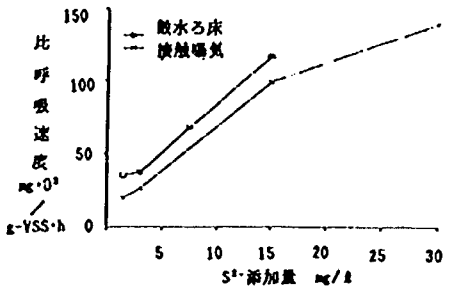


図－3　VSS生成量と除去S^{2-},TOC



図－4　硫黄の収支

図－５では、汚泥の比呼吸速度とS^{2-}濃度の関係を調べた。S^{2-} 濃度の上昇によって、比呼吸速度は急激に増加した。S^{2-}=15mg/ℓで比呼吸速度100mg-O_2/g-VSS･hと通常の活性汚泥の５倍程度の酸素摂取速度を示しており、処理槽内を好気的に保つためには、多量の酸素を必要とすることを示している。



図－５ S^{2-}添加量と汚泥の比呼吸速度

以上、本年度の検討結果より、硫化物の処理には、好気的生物処理法が有効であることが判明したが、曝気エネルギーが多大となる等の欠点もあり、今後は効率的な好気性リアクターの開発が必要となろう。

3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.2 バイオリアクターに関する研究
(2) 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
汚泥研究室　室長　大嶋　吉雄
主任研究員　河井　竹彦
主任研究員　櫻井　克信
研究員　岡澤　邦明
近藤　次夫

1. 汚泥の無加温メタン発酵に関する研究 — 実汚泥による処理実験

1.1 研究目的

従来の下水汚泥を対象とした嫌気性消化法は，中温性細菌の至適温度30～37℃で運転されており，消化温度を保つために，通常，加温されている。加温用エネルギーには，発生した消化ガス，重油などが用いられているが，発生した消化ガスのみでは，充分に加温できない場合も多い。本研究では，低温域（30℃以下）で活動するメタン菌群を利用した汚泥の嫌気性消化法の実用化について，その可能性を実験により検討し，特殊細菌（低温性メタン菌群）を用いた無加温の汚泥処理用バイオリアクターの開発を目的とするものである。

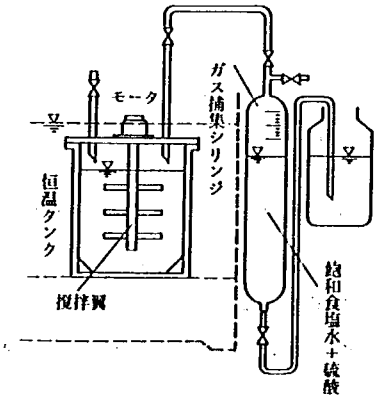
1.2 研究方法

低温性メタン菌群を利用した汚泥の嫌気性消化実験は，A下水処理場の実施設の消化タンクと図－1に示す室内実験用小型消化タンクを用いて実施した。

A下水処理場の消化タンクは，1次タンクがϕ23m×有効水深12.0m（有効容量V＝5,000m³），2次タンクがϕ19m×有効水深9.0m（有効容量V＝2,550m³）であり，実験中は，無加温で，ガス撹拌のみを行った。

室内実験用小型消化タンクは，容量10ℓであり，恒温水槽内に設置され，回分式および半連続式で運転した。室内実験の種汚泥は，A下水処理場の2次消化タンクから採取したもので一定の温度条件で馴致し，充分に消化した汚泥を用いた。

実験条件は，表－1に示すとおりである。



図－1　室内消化実験装置

1.3　研究成果

表－1　嫌気性消化実験の設定条件

実験区分	昭和60年度		昭和61年度		備考
	温度	消化日数	温度	消化日数	
室内回分実験	20℃	—	10℃	—	種汚泥：混合生汚泥＝6：4
室内半連続実験	20℃	100日	10℃	100日	
実施設調査	20℃	100日	20℃	100日	消化タンク内の温度が20℃前後の場合について調査した。

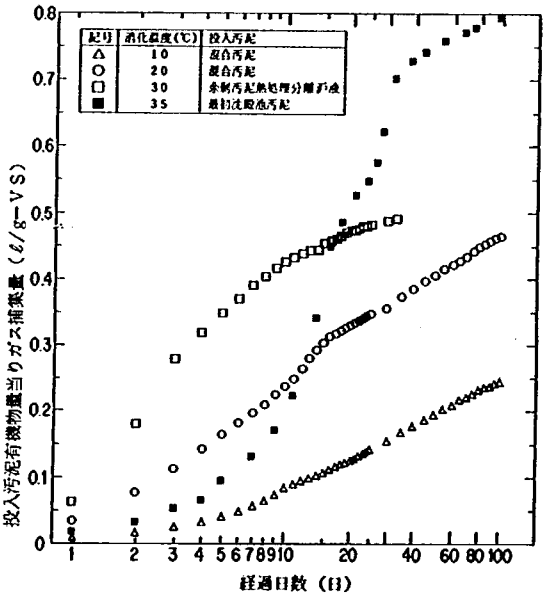
① 室内回分実験

室内回分消化実験の結果は，表－2，図－2に示すとおりであった。

実験は，充分に消化した種汚泥6ℓと新鮮な投入汚泥4ℓを混合し，ガス捕集量を測定するとともに，汚泥性状の分析を行った。消化温度30℃，35℃の場合を比較として示したが，これは，5ℓのフラスコおよび10ℓの室内消化実験槽を用いて別途，実施した実験結果である。このときの種汚泥と投入汚泥の混合比は，10℃，20℃の場合と同様に，種汚泥：投入汚泥＝6：4とした。

表－2　回分消化実験結果

投入汚泥		混合汚泥		余剰汚泥の熱処理分離ろ液	最初沈殿池汚泥
消化温度（℃）		10	20	30	35
消化日数（日）		100	100	33	98
投入汚泥	TS（mg/ℓ）	31,800	27,800	7,170	26,400
	VTS（mg/ℓ）	19,300 (60.7)	15,400 (55.4)	6,300 (87.9)	21,600 (81.8)
種汚泥	TS（mg/ℓ）	30,900	47,700	3,990	19,200
	VTS（mg/ℓ）	13,100 (42.4)	20,200 (42.3)	2,190 (54.9)	14,000 (72.9)
消化汚泥	TS（mg/ℓ）	22,700	16,500	3,470	15,000
	VTS（mg/ℓ）	11,900 (52.4)	5,700 (34.5)	1,820 (52.4)	9,730 (64.9)
有機物分解率（%）		38.0	63.0	71.1	55.0
投入汚泥VTS当りガス発生量（ℓ/g）		0.25	0.47	0.48	0.76
分解VTS当りガス発生量（ℓ/g）		0.64	0.75	0.68	0.84



図－2　回分消化実験における経果日数と累積ガス捕集量

実験結果として，次のことが明らかとなった。

i）有機物の分解率は，消化温度が低くなるのに従って低下する傾向にあり，10℃の分解率は，30℃の場合の約50%であった。

ii）投入汚泥有機物量当りのガス捕集量は，消化温度が低下するのに従って，低くなる傾向があった。

iii）分解された有機物量当りのガス発生量は，消化温度に関係なく，ほぼ一定の値であった。

② 室内半連続実験

図－1に示した実験装置を用いて，半連続式の室内実験を行った結果は，表－3に示すとおりであった。

表－3　室内半連続式消化実験の結果（平均値）

消化温度 (℃)	消化日数 (日)	投入汚泥 TS (%)	投入汚泥 VTS (%)	投入汚泥 VTS/TS (%)	消化汚泥 TS (%)	消化汚泥 VTS (%)	消化汚泥 VTS/TS (%)	有機物分解率 (%)	ガス発生率 投入量当り (m³/m³)	ガス発生率 投入VTS当り (ℓ/g)	ガス発生率 分解VTS当り (ℓ/g)
10	100	3.63	2.04	56.2	3.12	1.52	48.6	24.9	4.0	0.20	0.88
20	100	4.45	2.45	55.1	3.65	1.42	38.9	42.0	9.0	0.37	0.91
30*	20～30							54.3	7～10	0.4～0.6	1.02～1.14

* 消化温度30℃の数値は，これまでの土木研究所における実験結果

実験結果は，回分式実験の結果と同様の傾向を示しており，消化温度10℃の場合には，20℃，30℃と比較して，相当，消化効率が低下していた。

③　実施設調査

A下水処理場の実際の消化タンクを用いた無加温の嫌気性消化実験の中間結果は，表－4に示すとおりであった。

消化温度，投入汚泥濃度の変化が，室内実験と比較して大きかったが，20℃の消化率は，室内実験結果と同様の傾向を示していた。

表－4　実施設調査結果（中間報告）

		実施設調査 前期	実施設調査 後期
消化条件	消化日数　(日)	102	169
	消化温度　(℃)	21	19
投入汚泥	TS　(%)	4.97	4.33
	VTS/TS (%)	50.0	56.3
消化汚泥	TS　(%)	5.95	7.19
	VTS/TS (%)	4.18	4.01
消化率　(%)		39.9	47.3
ガス発生率	投入量当り (倍)	9.3	11.8
	投入TS当り (ℓ/g・日)	0.188	0.273
	投入VTS当り (ℓ/g・日)	0.375	0.486
	分解VTS当り (ℓ/g・日)	1.250	0.98

1.4　まとめと今後の課題

嫌気性消化法における加温用エネルギーの削減を図るため，無加温もしくは低温消化法に関して実験を行った。得られた結果は，消化温度の低下に伴って，有機物の分解率の低下傾向を示した。しかし，分解有機物量当りのガス発生率は，消化温度が低下しても，ほぼ同じであった。

今後の課題としては，嫌気性消化菌の高密度化を図り，低温帯における消化日数の短縮化について検討することなどである。

2.　メタン発酵に関する研究 ― メタン菌の大きさに関する研究

2.1　研究目的

汚泥処理用バイオリアクターの開発においては，①省エネルギー型バイオリアクター，②創エネルギー型バイオリアクターの開発を目的とし，省エネルギー型バイオリアクターでは，加温用エネルギーを低減し，回収エネルギーの有効利用を図るため，消化日数を10日以下とする開発目標が立てられている。消化日数の低減方法のひとつは，嫌気性消化に関与する細菌群の固定化，高密度化であり，細菌群の固定化は，共同研究を中心として実施中である。

現在，開発中の固定方法は，結合法による固定化担体である。固定化担体，固定化方法の選定に当っては，次のような条件が重要であると考えられる。

i）固定化の対象細菌（群）の大きさ

ii）担体材料と細菌の付着力，親和性

iii）単位面積当りの細菌の固定化密度

iv）固定化された細菌の活性度

このうち，本研究では，i）の対象細菌の大きさについて知見を得ることを目的としている。

2.2 研究方法

研究の方法は，文献調査と室内実験とする。

① 文献調査

メタン菌群の大きさや生物学的特性について文献調査を行う。

② 室内実験

嫌気性消化の種汚泥について，その実用的な活性の高い粒径に関して室内実験を行う。実験項目は，次のとおりである。

i）種汚泥の粒径別のガス発生特性

ii）粒径別の細菌数とガス発生速度

iii）粒径の変化とガス発生特性

2.3 研究成果

昭和61年度の研究成果は，次のとおりである。

① 文献調査

文献によりメタン菌群の大きさなどについて調査した結果を表－5に示す。

② 室内実験

室内実験に用いた実験装置は，図－3に示すとおりであった。

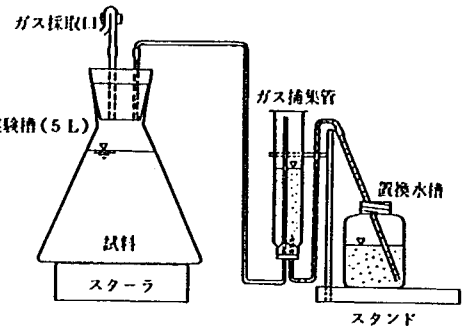
表－5 メタン細菌の形態及び増殖特性

菌種	寒天上のコロニーの性状	形態学的特徴	長さ（μm）	至適pH	水素供与体	イオウ源
Methanobacterium formicium	粗い	桿状（1対あるいは連鎖状）	2～15	—	水素及びギ酸	システィン
M. strain MOH	〃	〃	2～4	—	水素	システィンあるいはH_2S
M. arborphilicum	〃	〃	2～3.5	7.5～8.0	水素	〃
M. strain AZ	なめらか	〃	2～3	6.8～7.2	水素	システィン
Methanosarcina barkeri		ザルチナ状	1.5～5.0	7.0	メタノール及び水素	—
Methanobacterium ruminantium		連鎖球状	1～2（直径）	6.0～8.0	水素及びギ酸	H_2S
Methanococcus vanniellii		球状	0.5～4.0（直径）	7.4～9.2	ギ酸	—
Methanobacterium mobile		桿状	—	—	水素あるいはギ酸	—
Methanobacterium thermoautorophicum		桿状	5～10	—	水素	H_2S
Methanospirillum hungatii		らせん状	50	—	水素あるいはギ酸	—

須藤隆一：，「下水の嫌気性処理」，下水道協会誌，Vol. 22. No 255, p.3, 1985年8月.

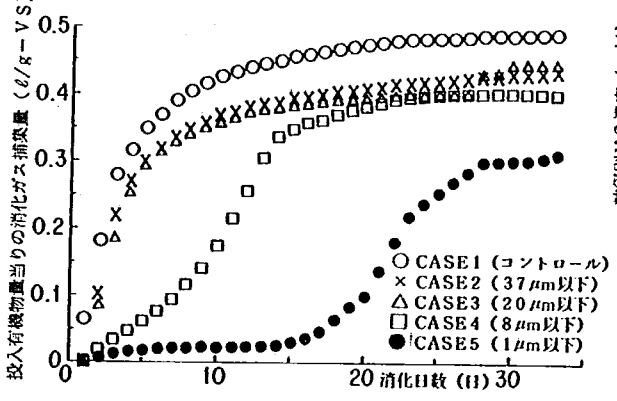
実験は，下水処理場から採取した消化汚泥を種汚泥とし，種汚泥を粒径別にふるい分け，それぞれに基質として余剰汚泥の熱処理分離液をＧＦ／Ｂで濾過した濾液を加え，30℃恒温室にて回分実験を行い，ガス発生量，粒径別の有機物濃度の変化を求めた。

投入有機物量当りの消化ガス発生量は，図－４に示すとおりであった。種汚泥の粒径が小さい程，ガス発生時期が遅れる傾向にあった。ただし，粒径８μm以上が含まれる場合（Case１～３）には，初期のガス発生量の立ち上がりは，ほぼ同じであった。

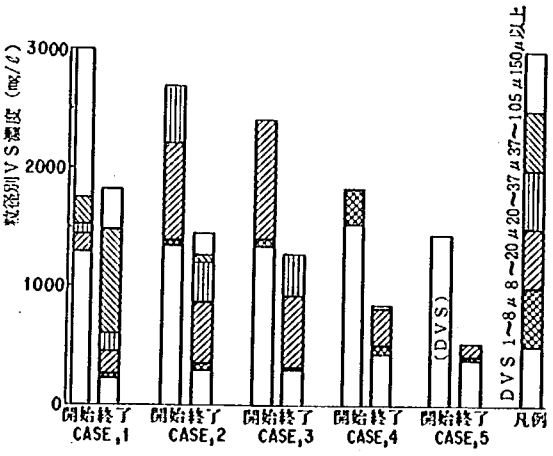


図－３　実験装置の概要

消化日数33日とした回分実験の終了時に槽内の有機物濃度を測定した結果は，図－５に示すとおりであった。大きな粒径の細分化（Case－１の場合）が見られるとともに，細粒径の粗大化（Case－４.５）が生じた場合もあったが，８～37μmの粒径区分の有機物量が増加する傾向にあり，活性の高い消化に関与する嫌気性菌群の大きさの範囲は，この粒径区分と推察された。



図－４　投入有機物量当りの消化ガス捕集量累積曲線



図－５　粒径別有機物濃度の変化

2.4　まとめと今後の課題

汚泥の嫌気性消化に関与する細菌群の実用的な大きさについて検討した結果，次のことがわかった。

ⅰ）文献によれば，メタン細菌の大きさは，２～10μmの範囲で報告されている例が多かった。

ⅱ）消化種汚泥の粒径別ガス発生特性について室内実験を行った結果，嫌気性菌群の実際的な存在形態は，８～37μmの範囲の大きさを持つと推定された。

今後の課題は，次のとおりである。

ⅰ）種汚泥粒径別の細菌数とガス発生速度

ⅱ）粒径の変化とガス発生特性

3. 汚泥の成分に関する研究

3.1 研究目的

下水汚泥の有効利用は，コンポストなどの緑農地利用，溶融スラグなどの建設資材利用などが，現在までに実用化されている。さらに，バイオテクノロジーを応用することにより，下水汚泥から，有益で付加価値の高い資源を創出することは，下水システムの社会的価値を向上させ，下水汚泥の有効利用の範囲を拡大するために必要である。

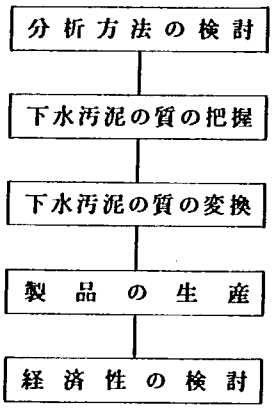
下水汚泥から有価資源の回収を図るためには，①下水汚泥の質的性状を正確にかつ精密に測定すること（分析方法の検討も含む），②回収すべき資源の設定と技術的可能性を検討すること，③創出される資源の市場価値と経済性を検討することなどが必要となる。本研究の目的は，これらの点について，調査・検討することである。

3.2 研究方法

研究方法のフローチャートを図－6に示す。

昭和60年度には，最初沈殿池汚泥，余剰汚泥，嫌気性消化脱離液を分析の対象とし，炭水化物，蛋白質，脂質を中心に19項目の化合物について分析するとともに，下水汚泥からのアルコール生産について基礎実験を行った。

昭和61年度には，3箇所の処理場から最初沈殿池汚泥，余剰汚泥，消化汚泥をそれぞれ採泥し，40項目の化合物について分析中である。



図－6 実験方法のフローチャート

3.3 研究成果

① 下水汚泥の分析結果

昭和60年度に実施した下水汚泥の成分分析結果は，表－6に示すとおりであった。特徴的な点を列記すると次のとおりである。

i）最初沈殿池汚泥の炭水化物は，多糖類が大半を占め，その中でもセルロースの割合が高かった。

ii）余剰汚泥の炭水化物は，単糖，少糖類の割合が高く，セルロースの割合は低かった。

iii）嫌気性消化脱離液の炭水化物は，リグニンなどの難分解性糖の割合が高かった。

iv）最初沈殿池汚泥の脂質は，遊離脂肪酸の割合が高かった。

昭和61年度は，分析対象のサンプル数を増すことにより，上記の特徴を確認するとともに，蛋白質の構成成分について詳細な分析，検討を実施中である。

② アルコール生産に関する基礎実験

下水汚泥の成分分析結果により，最初沈殿池汚泥中では，特にセルロースの割合が高かったため，セルロースを中心とする汚泥中の炭水化物からアルコールを生産する基礎的実験を行った。実験結果は，表－7に示すとおりであった。

糖化工程では，セルラーゼ，β－アミラーゼ，グルコアミラーゼを用い，アルコール発酵工程で

は，酵母としてパンイーストを用いた。

アルコール発酵工程で得られたエタノール濃度は，表－7に示すように0.1％と非常に低いものであった。しかし，アルコール発酵液の蒸留を行った結果，エタノール濃度15.3％のアルコールが得られた。このアルコールの収率は，乾燥汚泥重量15gからアルコール15

表－6　下水汚泥の成分分析結果

	分析項目	測定結果 初沈汚泥	余剰汚泥	消化脱離液	直接分析	計算方法
一般分析	水分（脱離液TS）	85.2％	92.4％	6.80	○	
	強熱減量（脱離液VTS）	80.0％	85.1％	4.10	○	
	TOC	401.7	354.2	1.14	○	
	TN	40.5	78.9	0.17	○	
	COD(Cr)	—	—	1.21	○	
	比重	—	—	1.005	○	
生体系レベル分析	(1) 炭水化物（グルコース換算）	—	—	—	△¹	1＝2＋16
	(2) 分解性糖（グルコース換算）	288.1	131.2	0.38	○	
	(3) 単糖・少糖（グルコース換算）	6.8	96.4	0.14		3＝2－12
	(4) 直接還元糖（グルコース換算）	1>	1>	0.10>	○	
	(5) グルコース（グルコース換算）	1>	1>	0.10>	○	
	(6) マルトース（グルコース換算）	1>	1>	0.10>	○	
	(7) セロビオース（グルコース換算）	1>	1>	0.10>	○	
	(8) その他（グルコース換算）	1>	1>	0.10>		8＝4－(5＋6＋7)
	(9) 非還元糖（グルコース換算）					9＝3－4
	(10) ショ糖（グルコース換算）	1>	1>	0.10>	○	
	(11) その他（グルコース換算）					11＝9－10
	(12) 多糖（グルコース換算）	281.3	34.8	0.24	○	
	(13) でんぷん（グルコース換算）	4.3	1>	0.10>	○	
	(14) セルロース（グルコース換算）	286.6	19.1	0.10>	○	
	(15) その他（グルコース換算）	8.4	15.7	0.14		15＝12－(13＋14)
	(16) 難分解性糖（リグニン等）（重量％）	11.4	13.3	28.7	△²	
	(17) 全蛋白性物質（グルタミン酸換算）	247.8	436.1	2.33	○	
	(18) 蛋白質（グルタミン酸換算）	226.4	399.0	0.73		18＝17－20
	(19) 消化性蛋白（グルタミン酸換算）	14.2	30.3	0	○	
	(20) 遊離アミノ酸（グルタミン酸換算）	21.4	37.1	1.60	○	
	(21) 全脂質（重量％）	—	—	—	△³	21＝22＋23
	(22) 水溶性脂質（有機酸等）（酢酸換算）	38.7	8.1	0.37	○	
	(23) 非水溶性脂質（重量％）	14.4	8.0	0.02	○	
	(24) 脂肪酸（オレイン酸換算）	103.7	42.3	0.12	○	
	(25) 結合脂肪酸（オレイン酸換算）	32.7	34.1	0.10		25＝24－26
	(26) 遊離脂肪酸（オレイン酸換算）	71.0	8.2	0.02	○	
	(27) その他	—	—	—	△⁴	
	(28) 乳酸	0.5>	0.5>	0.10>	○	
	(29) ピルビン酸	0.5>	0.5>	0.10>	○	

（単位）汚泥…mg／g乾泥，脱離液…mg／ml

○ …… 直接分析が可能
△ …… 概略分析
△¹ …… 在来の方法の全炭水化物はここでいう分解性糖の測定である。
△² …… 重量法による概算でしか測定できない。（精度が落ちる。）
△³ …… 在来の方法の全脂質はここでいう非水溶性脂質の測定である。
△⁴ …… その他とはワックス等であり，分析対象物質により異なる。

表－7　下水汚泥の糖化・アルコール発酵実験結果

基質名	滅菌条件	糖化工程 条件 酵素添加量(mg/100ml)	糖化時間(hr)	糖化結果 分解性糖含有量(mg/100ml)	グルコース生成量(mg/100ml)	糖化率(%)	アルコール発酵工程 条件 添加酵母	添加酵母量(mg/100ml)	反応時間(hr)	発酵結果 臭気	エタノール濃度(v/v%)※
初沈汚泥	120℃15分	20	24	42.6	49.1	115	パンイースト	100	24	し尿臭	0.1
初沈汚泥	60℃15分	20	24	42.6	16.4	38.5	パンイースト	100	24	し尿臭	0.1
初沈汚泥	120℃15分	20	17	85.2	16.9	19.8	パンイースト	100	24	し尿臭	0.2
余剰汚泥	120℃15分	20	24	36.7	36.2	98.6	パンイースト	100	24	し尿臭	0.1
消化脱離液	120℃15分	20	24	37.9	1.6	4.2	パンイースト	100	24	し尿臭	＋
でんぷん	120℃15分	20	24	98.0	40.2	46.0	パンイースト	100	24	酒臭	0.1
セルロース	120℃15分	20	24	102.0	12.3	12.1	パンイースト	100	24	甘味臭	＋

※アルコール検知管による

mlであった。

3.4　まとめと今後の課題

これまでの研究により，汚泥成分について次のことが明らかとなった。

ⅰ）炭水化物，蛋白質，脂質を中心に19項目の成分について分析した結果，最初沈殿池汚泥中にはセルロースが多いことなどがわかった。

ⅱ）炭水化物をアルコールへ変換する試みを行った結果，蒸留してメタノール濃度15.3%のアルコールを得ることができた。

今後の課題は，蛋白質，脂質について，その構成成分を詳細に分析，検討するとともに，アルコール以外の有価資源の生産の可能性を検討する必要がある。

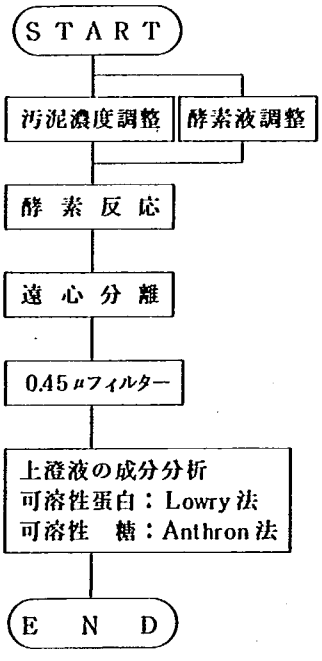
4.　汚泥の可溶化に関する研究 ― 酵素添加による可溶化実験

4.1　研究目的

下水汚泥中の固形物を可溶化する細菌の探索に先立って既に市販されている酵素を，汚泥固形物に添加する実験を行い，汚泥可溶化に必要な酵素を明らかにしようとするものである。

4.2　研究方法

本研究は，余剰汚泥及び初沈汚泥を対象に，図－7に示すフローのように，酵素添加，反応，上澄液中の糖，蛋白を測定することによって，酵素による可溶化の評価を行った。（継続中）



図－7　実験フロー

4.3　研究成果と今後の課題

①　余剰汚泥

余剰汚泥を対象として，表－8に示すような酵素及び条件によって，実験を行った結果，酵素によって大幅に可溶性糖，蛋白質が増加したものはなかった。

このように溶菌酵素の効果がない理由として，活性汚泥の細菌外に存在する高分子物質の作用が考えられる。そこで，高分子物質の分解に効果のあるセルラーゼ，ペクチナーゼを併用すること，及び高分子物質をアルカリ（NaOH）で分離することが考えられる。

表－8　余剰汚泥可溶化実験の条件

実験No.	条件 / 酵素名	pH	反応条件
1	リゾチーム（シグマ）	8.8	37℃，1hr
		8.0	37℃，1hr
2	〃　（和光）	8.0	37℃，1hr
3	キタラーゼ（和光）	5.5	25℃，1hr
4	ノボザイム（和光）	5.5	25℃，1hr

②　初沈汚泥

汚泥の成分に関する調査において，炭水化物の大部分はセルロースであり，セルラーゼにより分

解されることが確認されている。

蛋白質の分解性について，プロテアーゼ3種（アルカリ性（枯草菌），中性，酸性（糸状菌））を用いて検討を行なっている。

5. 光合成細菌に関する研究

5.1 研究目的

光合成細菌は，ＢＯＤが数千㎎～数万㎎の有機物濃厚排水を基質として増殖し，排水を浄化する能力を持っている。また乾燥菌体は，良質の肥，飼料として利用出来ることも確認されており，培養基質の成分と培養条件によっては，水素ガスを生成することも知られている。

本研究は，上記の特性をもつ光合成細菌を利用して，汚泥処理系の有機物濃厚排水の効率的処理や可溶化汚泥の減量化等の汚泥処理処分面での適用が可能かどうかを検討することを目的としている。

5.2 研究方法

汚泥処理系の各種排水及び可溶化汚泥を基質培養液とし，光合成細菌を培養して次の点について検討する。

i）光合成細菌の増殖特性（最大増殖量を把握する）

ii）代謝特性と各種有機物除去特性

iii）菌体の重金属濃縮

以上，i)～iii)についての諸物性を室内バッチ試験により把握し，汚泥処理への適用性について検討する。

5.3 実験条件

本年度（61年度）の実験条件は以下のとおりである。

i）供試培養液：① 汚泥濃縮分離液

② 消化脱離液

③ 余剰汚泥の熱処理分離液（可溶化汚泥）

（120℃，1 hr オートクレーブ加熱

ii）供試生物：紅色非硫黄細菌（Rhodobacter sphaeroides）

注：以前は，Rhodopeudomonas に属していたが，最近，Rhodobacter として独立分類されるようになった。

紅色非硫黄細菌は，各種の有機物を炭素源として利用する従属栄養型生育と，光をエネルギー源としてCO_2を炭素源に利用する光合成独立栄養的に生育出来る細菌である。

また，この菌種は，通性嫌気性菌であり，嫌気一明，好気一明（嫌気性又は好気性で光有り）条件下で，光合成従属栄養的に生育するばかりでなく，好気一暗（好気性で光無し）条件下では化学合成従属栄養的に生育する能力を持った細菌であり，有機物濃厚排水等の浄化処理に適した菌種と考えられる。

光合成細菌には，上記菌種のほかに，緑色硫黄細菌と紅色硫黄細菌に区分される菌種がある。共に嫌気－明の条件が必要で，光合成独立栄養的にCO_2を炭素源として利用し，生育する菌種であるが，紅色硫黄細菌は炭素源を有機物とする光合成従属栄養的に生育出来る菌種もある。

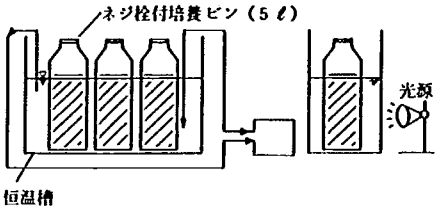
なお，本研究では，当面，紅色非硫黄細菌を供試生物として検討する。

ⅲ）培養条件と装置の概要を表－9と図－8に示した。

表－9　培　養　条　件

項目 / 培養系	光強度	水　温	DO	pH
	1,000 Lux	28℃	0.0 mg／ℓ	中　性
人工培地	〃	〃	〃	〃
濃縮分離液	〃	〃	〃	〃
消化脱離液	〃	〃	〃	〃
可溶化液	〃	〃	〃	〃

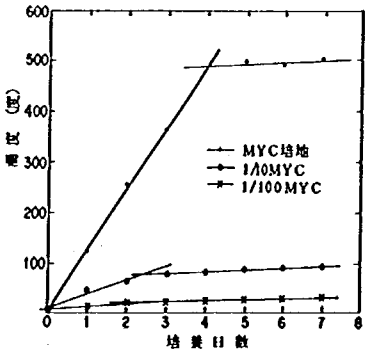
以上の条件で，3－5ℓのビーカーによるバッチ試験を行う。（バッチ試験で，ある程度の見通しがつけば連続試験を行う予定である。）



図－8　培養装置概念図

表－10　各ケースの成分濃度

項　目	MYC（人工培地）	濃縮分離液	消化脱離液	熱処理余剰汚泥
D-BOD	3365	48	142	506
D-COD	1523	37	131	354
D-TP	54	5.9	52	119
D-TN	482	59	666	103
NH_4-N	0	49	644	32
B•Chl-a	0.007	0.007	0.007	0.007
SS	5	14	104	93
pH	5.88	8.75	8.88	8.70



図－9　培地濃度の増殖速度への影響

5.4　実験結果

①　第一回実験は，余剰汚泥の濃縮分離液の各成分濃度が低いため，表－10に示したＭＹＣ標準培地を１／10と１／100に希釈した培地で，植種した種菌が増殖出来るかどうかを確認するために行った。その結果を図－９に示したが同図の縦軸は濁度であり，菌体の増殖を間接的に示してある。

ＭＹＣ標準培地での最高濃度は約500度であり，１／10希釈培地では約70度，１／100希釈培地は約20度になっていることから，基質濃度が低くても菌体の増殖が可能であることが確認出来た。

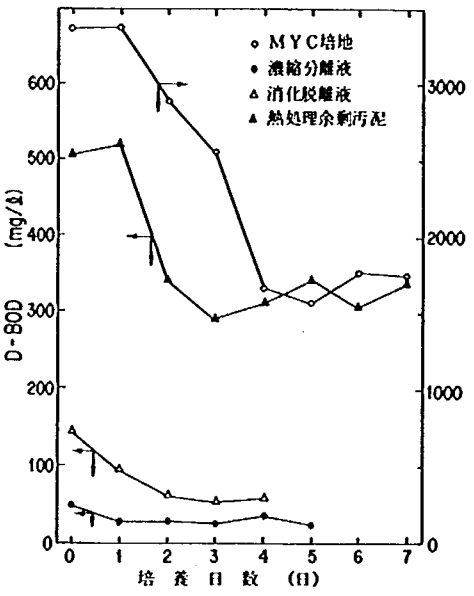
②　第２回実験は，コントロールにＭＹＣ標準培地を用い，濃縮分離液，消化脱離液，熱処理余剰汚泥分離液の４ケースについて実験を行った。

各ケースの成分は，表－10に示してあるが，消化脱離液と熱処理分離液の成分濃度は，通常のものより濃度が低かった。（消化汚泥は，計画流入量に達していないため消化槽を汚泥貯留槽的に運転しているため，また，熱処理分離液は，返送汚泥を採取してオートクレーブで処理したためと考えられる。）

２回目の実験結果から，菌体の増殖量を直接示す指標とした，バクテリオクロロフィル－ａ（B•Chl-a）の測定結果の傾向を見ると，コントロールでは約600 μg／ℓ，次に熱処理分離液の60 μg／ℓであり，消化脱離液が11 μg／ℓ，濃縮分離液が10 μg／ℓの順になっており，溶解性BOD

（D－BOD）と溶解性COD（D－COD）の濃度順位と同じであった。

基質除去の傾向は，D－BODの減少傾向を図－10に示したが，全ケースとも減少し，初期値の40～50%の除去率であった。一方，D－CODは，コントロールのみ約30%程度の除去率であったが，その他のケースでは，明確な減少傾向は見られなかった。



図－10　D－BOD減少曲線（実験Ⅰ）

5.5　まとめと今後の課題

ⅰ）紅色非硫黄細菌（Rhodobacter Sphaeroides）は，基質濃度が低くても増殖するが，BODが数千㎎の高濃度基質の方が増殖量が多かった。

ⅱ）菌体の増殖量と基質除去の関係から，菌体が利用する物質はBODとして把握される物質のうち，40～50%が利用された。

今後は，初沈汚泥熱処理分離液，濃縮余剰汚泥熱処理分離液，消化脱離液（BODが数千㎎のもの）と，MYC標準培地の4ケースで実験を行う予定であり，各種有機酸の除去率，増殖速度と最大増殖量やTOC，T－N，T－P等の変化について検討する。

6. 硫黄酸化細菌，鉄酸化細菌に関する研究

6.1　研究目的

下水汚泥には，流入下水中に微量に含まれる重金属が濃縮される。下水汚泥の有機利用においてこの重金属が問題となることがあり，その除去法の確立が望まれている。さらに除去した重金属は回収し，資源として利用することが考えられる。このための一方法として鉱業で実用化されているバクテリアリーチング法の利用がある。

本研究では，このバクテリアリーチング法において中心となる硫黄酸化細菌，及び鉄酸化細菌を，下水汚泥からの重金属リーチングに適用する場合の条件について検討することを目的とする。

6.2　研究方法

本研究は，ⅰ）硫黄酸化細菌（*Thiobacillus thiooxidans*.T.t.菌），鉄酸化細菌（*Thiobacillus ferrooxidans*.T.f.菌）の継代培養，ⅱ）汚泥中での細菌培養条件の検討，ⅲ）実汚泥からのリーチング実験から成る。

①　T.t.菌，T.f.菌の継代培養

本研究で用いるT.t.菌及びT.f.菌は，岡山大学より提供していただいたものである。T.t.菌は，ONM培地で，T.f.菌は9K培地で，30℃恒温室内で振盪培養を行っている。T.t.菌は1ヶ月毎にT.f.菌は2週間毎に植え継ぎを行っている。

② 汚泥中での細菌培養条件の検討

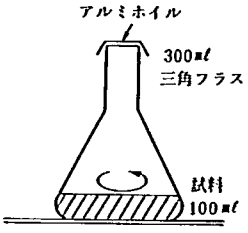
T.t.菌，T.f.菌が下水汚泥中で増殖するための条件を明らかにするために実施するもので，汚泥の種類，初期のpH条件，硫黄添加量，鉄添加量等について，表－11に示すような組合せで実験を行った。供試汚泥は，A下水処理場の余剰（活性），初沈，混合，消化（混合）の4種類及びこれらをオートクレーブ処理（121℃,20分）した4種類を合せた計8種類である。

表－11 実験条件一覧

	対象汚泥	菌添加	初期pH	硫黄添加量 (S)	鉄添加量 ($FeSO_4 \cdot 7H_2$)	汚泥固形物濃度
実験1	8種	有，無	無調整，5，4＞	1％	0％	無調整
2	8種	有，無	5	1％，0.5％，0％	0％	〃
3	8種	有，無	無調整，5	0.5％，0.25％	0％	1％，2％，3％
4	混合	有(2種)	無調整	1％	4.4％，0％	無調整

30℃恒温内で振盪培養を行い（図－11参照），pHを開始時，2週間後，4週間後に測定し，菌増殖の指標とした。ただし，T.f.菌添加のケースは，2週間後までである。

なお実験4の混合汚泥中の硫黄は，17,800mg/kg－DS，鉄（Fe)は17,500 mg/kg－DSであった。

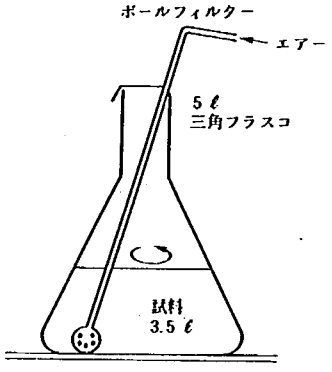


図－11 継代培養及び汚泥中での細菌培養実験

③ 実汚泥からのリーチング実験

混合汚泥を用いたリーチング実験を行い，溶出された重金属を定量する。

本実験は，図－12に示すように，5ℓ三角フラスコに，3.5ℓの混合汚泥（固形物濃度2％程度）を入れ，30℃恒温室内で，嫌気状態とならないよう曝気しながら振盪培養を4週間行った。



図－12 実汚泥からのリーチング実験

測定は，Fe，Zn，Cd，As，Hgなど11種類の金属及び硫黄について行った。（本実験は，継続中である。）

6.3 研究成果

① 汚泥中での細菌培養条件の検討

a. 対象汚泥による影響

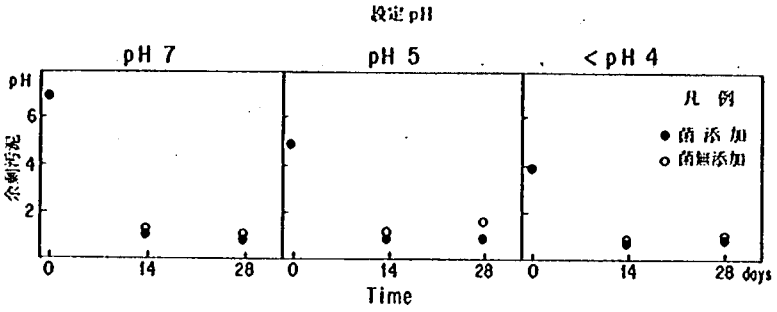
余剰，初沈，混合，消化（混合）の4種類の汚泥のpHは，各条件の組合せに対して，同じ挙動を示した。オートクレーブ処理のpHは，同一の挙動を示し，無処理のものに比べ，2週間目ではpHが高い場合が多かったが，4週後ではほぼ同一の値を示した。これらの結果より，下水汚泥の滅菌処理は，必要ないと考えられる。

b. 菌添加

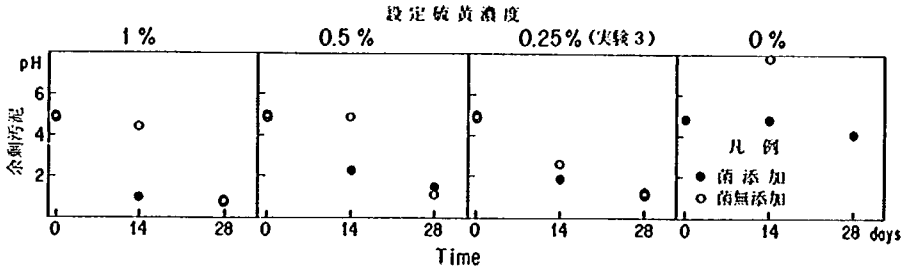
実験ケースにより，多少の違いはあるが，図－13，図－14に示すように，菌無添加でもpH 7付

近まで低下しており，下水汚泥中にも，T.t.菌，T.f.菌または，これらに類似する菌が棲息していると考えられる。

ただし，本来細菌が生存していないと考えられる「オートクレーブ処理＋菌無添加」のケースで，pHが2付近まで低下したものもあるので，振盪培養中に細菌が混入したとも考えられる。



図－13　汚泥中での細菌培養実験１（T.t.菌）



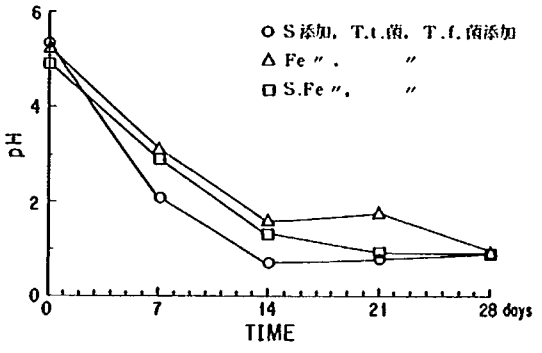
図－14　汚泥中での細菌培養実験 2, 3（硫黄酸化細菌，無処理）

菌無添加の場合，２週間後のpHが供試汚泥の違い（採取日）を大きく受けるので，pHの変化速度を向上させるためには，菌添加が必要である。

c．初期 pH

図－13に示すように本実験で検討した範囲では，初期 pH の違いによって，菌増殖は影響を受けていない。

d．硫黄添加量



図－15　汚泥中での細菌培養実験－４

粉末硫黄を 10,000㎎/ℓ，5,000㎎/ℓ，2,500㎎/ℓとなるように添加した実験結果を図－14に示す。汚泥中に含まれる硫黄だけでは，T.t.菌，T.f.菌の増殖は見られなかった。

e．鉄添加量

鉄（$FeSO_4 \cdot 7H_2O$として）を１ℓに対し，4.42ｇ添加した場合，硫黄を 10,000㎎添加したものと，ほぼ同様の pH低下が生じた。（図－15）

なお，粉末硫黄濃度 10,000㎎/ℓは，ＯＮＭ培地の濃度であり，鉄（$FeSO_4 \cdot 7H_2O$）44,200㎎/ℓは９Ｋ培地の30％の濃度である。

f．汚泥固形物濃度

本実験の範囲（３％以下）では，汚泥濃度は pH の低下に影響を与えなかった。

③　実汚泥からのリーチング実験（継続中）

6.4　まとめと今後の課題

汚泥中での細菌培養実験により，下水処理場で発生する汚泥に，硫黄又は鉄（$FeSO_4 \cdot 7H_2O$）を添加することによって，T.t.菌ないしT.f.菌を十分に増殖させられることが，明らかとなった。

今後は，実汚泥からのリーチング実験によって，金属の溶出量を定量化することとしている。

3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.3 バイオセンサーの開発に関する研究

新下水処理研究官　　京才　俊則
水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　田中　宏明

1. 研究目的

現在，公共用水域の水質モニタリング，処理水の水質監視及び排水処理プロセス制御等に水質，汚泥質センサーが用いられているが，物理量及び電気化学量の測定が中心となっている。しかし，水質，汚泥質等の本質に基づく物質（項目）の連続測定は精度，感度や維持管理などの点において必ずしも満足のいく状態ではないのが現状である。

本研究は，これらの改善策の一環として生体反応の活用による各種のセンサー（バイオセンサー）を開発し，環境計測及び排水処理のプロセス制御等の向上を計っていくことを目的として行うものである。

2. 今年度調査概要

今年度は各種バイオセンサーのうちBOD測定用生体反応素子の試作実験，水質センサー開発のための需要調査及びモニターロボット化の検討事項の整理を行った。調査内容の概要を表－1に示す。

3. BODセンサー用生体反応素子の試作実験

微生物センサーは，分子識別素子としての固定化微生物と電気化学デバイスから構成される。微生物は一般に懸濁状態で生育しているので，これをセンサーの素子とするためには水に不溶性な高分子膜などに包括させたり，吸着結合させる必要がある。ここでは，種々の好気性微生物（群）および固定化担体を選定し，BODセンサー検知部の分子識別素子としての固定化微生物を調整するとともに，固定化微生物と酸素電極

表－1　調査内容および調査方法の一覧

調査項目	調査内容の記述	実験方法の概要
1. BODセンサー試作実験		
	① 対象とする好気性従属栄養微生物を10種程度選定し、酸素電極と組み合わせて微生物活性を評価する。	酸素電極カソード表面上に微生物ペーストを装着保持し、溶存酸素を飽和させた緩衝液中に基質投入後の電極出力の変化を把える。
	② ①の実験で評価した微生物のうち、活性の高い5種程度を選定し、3種程度の固定化担体を用いて膜状に成型し、センサー生体反応素子とする。	固定化担体として、ゼラチン，PVA，アセチルセルロース等を選定し、包括法，結合法により膜状に固定化する。
	③ ②で製作した生体反応素子と酸素電極を組み合わせて、固定化膜の耐存活性を評価する。	BOD 標準液および人工下水を基質として① と同様の方法により、電極出力特性の変化を把える。

調査項目	調査内容の記述
2. 水質センサー開発のための需要調査	バイオセンサーによる計測システムをモニターロボット化する際に必要となる技術事項について、技術資料の収集整理を中心に以下の項目についてとりまとめる。 ① 水質モニターロボットの現況 ② モニターロボット化のための検討事項の整理 ③ モニターロボットの標準仕様の検討
3. モニターロボット化の検討	水質・水質計測システムに関する需要調査結果から主として以下の項目についてとりまとめる。 ① 水質自動計測の実態 ② 水質計測の自動化に対する方向性 ③ バイオセンサーの需要動向および開発にあたっての今後の検討課題の整理

を組み合せて固定化前後の微生物活性評価実験を行った。

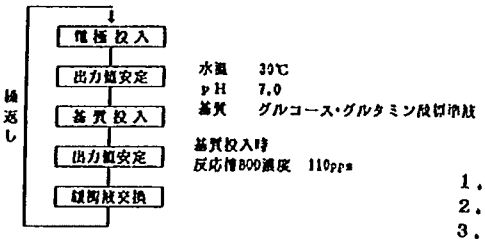
3.1　微生物活性実験

(1)　実験方法

対象微生物（群）は，酵母12種類，土壌細菌群，下水細菌群，活性汚泥細菌群２種類の15種類を用いた。

微生物活性実験のためのセンサー検知部の構成を図－２に示す。微生物ペレットは１００μメッシュのナイロンネットに吸着させ，ガス透過性のテフロン膜とセルロース性透析膜の間に装着しＯリングにより固定した。

これを用いて図－３に示す実験装置により，以下の手順で活性実験を行なった。



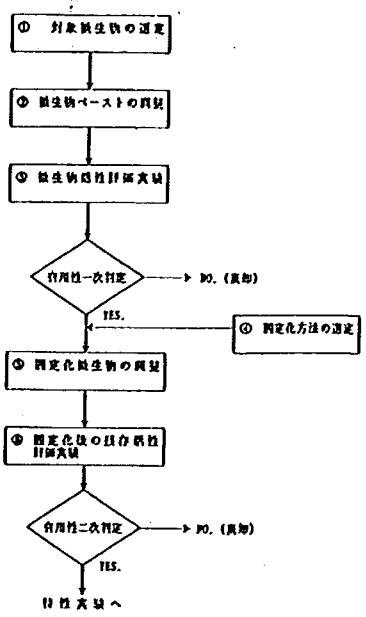
(2)　活性の評価方法及び結果

本実験による典型的なレコーディングパターンは図－４のようになる。

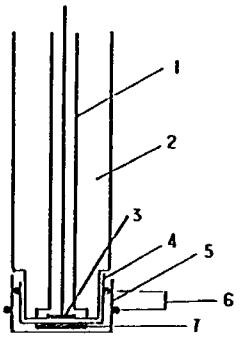
実験手順に従って基質投入～緩衝液交換を繰り返していくと，微生物活性の増大に伴いベースライン，ピークともに出力が低下していき，やがては各々一定の出力値を示す安定した状態となる。この安定期におけるピーク出力値，ベース出力値，ピーク到達時間，ベース到達時間の４指標を基に，対象とした微生物のＢＯＤセンサー用生体反応素子としての評価を次に示す基準で行った。評価の内容は，

$$\text{基準①}\quad 100\times\frac{BI-PI}{BI}$$

PI：ピーク電流値
BI：ベース電流値

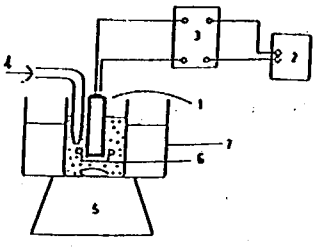


図－１　実験フロー図



１．隔膜型酸素電極
２．レコーダー
３．アンプ
４．エア注入口
５．マグネティックスターラー
６．微生物ペースト
７．恒温水槽

図－２　センサー検知部の構成



１．アノード
２．電解液
３．カソード
４．テフロン膜
５．セルロース製透析膜
６．Ｏリング
７．ナイロンネット
（微生物ペレット）

図－３　実験装置

基準②　ピーク到達時間

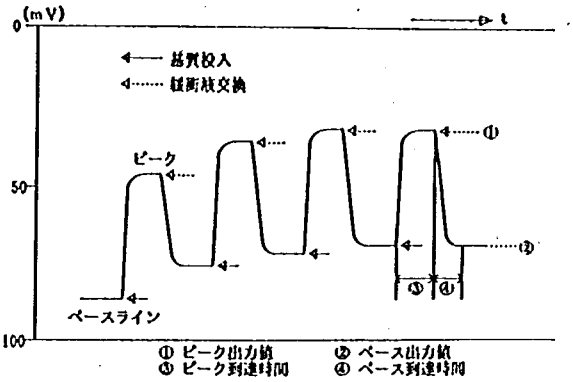
基準③　ベース到達時間

を次の三段階に分類した。

基準NO.	有用（○）	やや有用（△）	不可（×）
①	50%以上	20～50%	25%以下
②	30分以内	30～60分	60分以上
③	30分以内	30～60分	60分以上

この結果，有用微生物種として次の７種が選定された。

1. Sacharomyces cereuisiae
2. Trichosporon cutaneum
3. Candida Tropycalis
4. 土壌細菌（群）
5. 下水細菌（群）
6. 活性汚泥細菌（群）
7. 活性汚泥細菌（群）……実験室順致汚泥



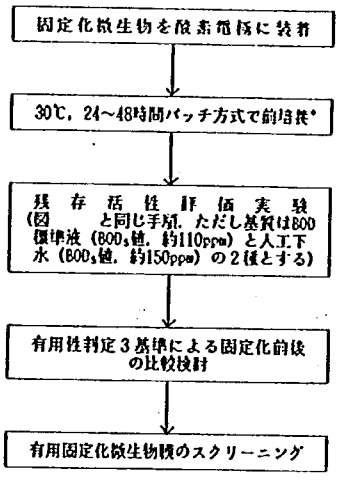
図－４　微生物活性試験のレコーディングパターン

3.2　ＢＯＤセンサー用生体反応素子の試作実験

(1)　生体用反応素子の製作

有用性一次判定で選定した微生物（群）を水に不溶性な膜状に成型するための固定化担体の選定を行った。

本実験では成型の難易度，固定化物の強度などから，ゼラチン，ＰＶＡ，多孔性アセチルセルロースを固定化担体として選定し対象微生物と固定化担体の組合せは，酵母については，ゼラチン包括グルータルアルデヒド処理法及びアセチルセルロース吸着固定法を，各種細菌群についてはＰＶＡ－ホウ酸法を用いて膜状に成型した。



図－５　残存活性評価実験フロー図

(2)　残存活性評価実験方法

調整した固定化微生物膜の残存活性を評価するため，24～48時間の前培養を行い，図－３と同様の方法により活性試験を行った。

検討の手順を図－５に示す。

(3)　実験結果

固定化後の残存活性が大きく低下しないケースとして，以下の生体反応素子が選定された。

- T. Cutaneum　ゼラチン～グルタルアルデヒド処理膜
- T. Cutaneum　アセチルセルロース吸着膜
- 土壌細菌（群）ＰＶＡ　包括固定化膜

4. 水質センサー開発のための需要調査

水質の計測，管理に係る官公庁及び民間会社を対象として需要調査を行った。配布総数 567 のうち，公共下水道，流域下水道の83%の回答が得られている。以下では，このうち，終末処理場に対するアンケート結果（回答数305）の要点を示す。

(1) 水質モニターの現況

下水処理場に対する調査成果，現在使用されている水質モニターの現況についての要点を述べる。

① 水質モニターの稼動率

水質モニターの年間稼動率はほとんどの水質項目が90%以上となっているが，DO，SS，SVI，残留塩素等で稼動率が低いとする回答割合がやや多い。（表－2）

② 水質モニターの保守点検頻度

水質モニターの保守点検頻度（通常点検）はおおむね1回／週以上が5～6割を占めており，水質項目間で大きな差は認められないようである。(表－3)

③ 水質モニターの支障箇所

水質モニターの支障箇所で多いのは，検水槽での自動洗浄能力不足，検出部での指示不安定，電極，増幅器不調，指示記録部における電気系故障，記録紙送り不良等である。

水質項目別にみた場合，COD，DO，PH，MLSS等で支障箇所が多いようである。

④ 水質モニターの年間費用

水質モニターの年間費用は平均4～448万円／台とモニターの種別により大きく異なっている。COD計，UV計が，70～90万円／年と大きくPH，DO，SS計等は10～20万円／年となっている。

費用を部門別にみた場合，保守点検費用の占める割合が最も大きく，次いで故障対策費用，ランニングコストの順となっている。

⑤ 水質モニターにより得られたデータの整理状況

得られたデータは，データを一次加工して表形式に整理するまでが5～7割程度を占めているが，DO，

表－2 水質モニターの年間稼動率

—— 下水処理場 ——

項目	50%以下		50～90%		90%以上		12	11
	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)
残留	3	0.5	1	0.2	631	99.4	635	100
pH	6	2.8	6	2.8	206	94.5	218	100
DO	3	1.4	15	7.1	193	91.0	211	100
水温	1	0.6	1	0.6	172	98.9	174	100
COD	4	2.4	8	4.8	156	92.9	168	100
MLSS	1	1.3	6	7.3	75	91.5	82	100
濁度	2	2.7	5	6.7	68	90.7	75	100
SS	0	0.0	11	15.5	60	84.5	71	100
残留塩素	0	0.0	2	6.5	29	93.5	31	100
SV (1)	1	4.5	6	27.3	15	68.2	22	100
塩素	1	5.6	5	27.8	12	66.7	18	100
EC	0	0.0	0	0.0	14	100.0	14	100
RSSS	0	0.0	0	0.0	13	100.0	13	100
TS	1	10.0	0	0.0	9	90.0	10	100

表－3 水質モニターの保守点検頻度

—— 下水処理場 ——　(通常点検)

項目	1回／8日以上		1回／週以上		1回／月以上		12	11
	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)	回答数	比率 (%)
残留	184	37.0	258	51.9	325	65.4	497	100
pH	70	35.7	117	59.7	162	82.7	196	100
DO	50	28.2	85	48.0	137	77.4	177	100
COD	65	37.9	88	53.3	148	89.7	165	100
水温	53	36.1	70	47.6	89	60.5	147	100
濁度	20	29.0	39	56.5	53	76.8	69	100
MLSS	18	27.3	32	48.5	50	75.8	66	100
SS	21	33.9	33	53.2	50	80.6	62	100
残留塩素	6	23.1	14	53.8	15	57.7	26	100
SV (1)	3	14.3	7	33.3	15	71.4	21	100
塩素	4	22.2	10	55.6	13	72.2	18	100
EC	6	40.0	11	73.3	13	86.7	15	100
RSSS	5	50.0	7	70.0	8	80.0	10	100

表－4 今後下水処理場で自動化が望まれる水質項目（モニター，自動分析）

	流入水		水処理		放流水		汚泥	
1	BOD	110 (85)	SS	95 (82)	BOD	122 (102)	SS	40 (31)
2	SS	104 (97)	BOD	92 (78)	SS	97 (82)	PH	28 (23)
3	PH	91 (85)	COD	64 (52)	PH	77 (71)	TS	26 (21)
4	COD	77 (80)	PH	59 (58)	各態N	83 (34)	含水率	18 (11)
5	水温	62 (53)	DO	86 (53)	各態P	60 (31)	Ig-Loss	14 (8)
6	各態P	45 (21)	水温	48 (43)	COD	57 (44)	アルカリ度	11 (9)
7	各態N	44 (21)	各態N	43 (24)	大腸菌群	57 (36)	水温	11 (9)
8	DO	40 (34)	各態P	38 (19)	水温	51 (34)	COD	9 (5)
9	有害物質	29 (21)	MLSS	32 (29)	DO	43 (30)	BOD	8 (3)
10	TOC	28 (23)	SV (1)	24 (24)	TOC	39 (22)	有害物質	8 (3)
11	大腸菌群	27 (11)	TOC	18 (14)	有害物質	31 (11)	残留塩素	6 (4)
12	EC	24 (20)	大腸菌群	14 (7)	濁度	26 (21)	SV (1)	6 (6)
13	濁度	23 (19)	濁度	10 (9)	EC	23 (19)	重金属	6 (2)
14	重金属	20 (8)	EC	10 (7)	重金属	21 (8)	有機態	4 (3)
	その他	87	その他	45	その他	109	その他	7
	計	811	計	648	計	895	計	202

注）今後自動化を図って欲しいとしている水質項目の個数比を表示しているが，下段（ ）はうちプロセス制御への利用比である。

COD，残留塩素等でデータを転送している割合が多い。

⑥　水質モニターより得られたデータの活用状況

得られたデータをプロセス制御に活用している割合が多い項目は，流量，DO，MLSS等，残留塩素等であるが，PH，水温，COD，濁度等は状況把握・監視としての活用状況とする回答が多い。

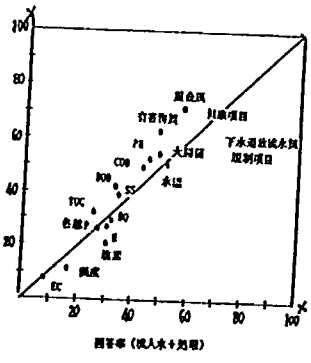
⑦　モニターの問題点

アンケート回答のうち現況モニターの問題点に対する主な自由回答意見をまとめると次の様になる。

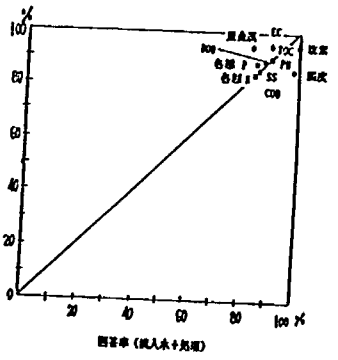
1. モニターの維持管理が大変である。
2. センサー部分や送水部分の汚れの洗浄が不十分である。
3. 多項目の計測が可能なセンサーの開発を望む。
4. 精度の信頼性が不十分である。
5. 稼動の信頼性が低く，プロセス制御に使いにくい。
6. 流入下水用センサーの開発を望む。

表—5　現在及び将来の計測値のプロセス制御の利用状況

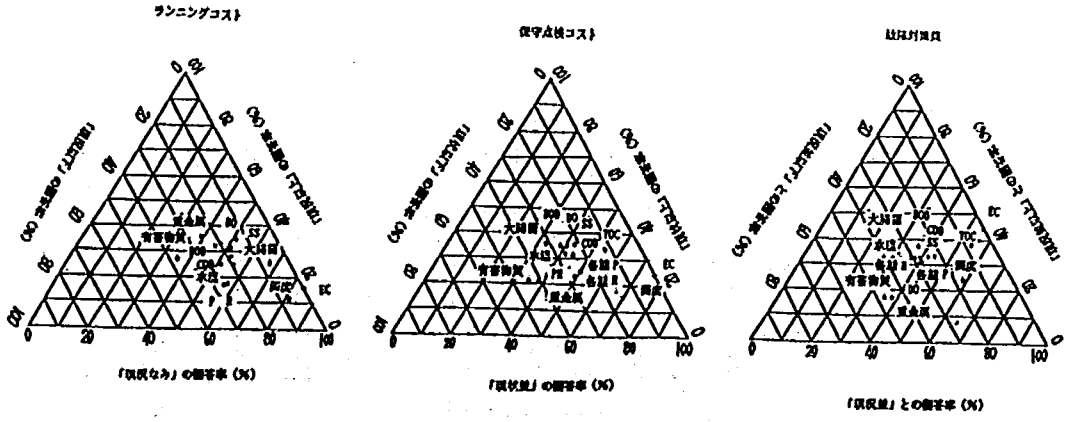
	新しいシステム導入に当ってプロセス制御に利用したい水質項目		現在水質データをプロセス制御に利用している水質項目			
			手分析等		モニター	
	下水道計画答数	回答率（対全D）	回答数	回答率	回答数	回答率
SS	202	88%	126	14.9%	24	36.4%
BOD	196	80%	99	12.9%	–	–
PH	135	59%	88	8.4%	18	7.7%
各態-N	107	71%	38	7.9%	–	–
各態-P	(平均)135 79	55%	20	4.3%	–	–
COD	(平均)120 98	49%	75	10.2%	14	9.0%
水温	94	58%	33	4.6%	18	9.3%
DO	77	55%	56	14.8%	84	45%
TOC	60	71%	4	5.3%	–	–
大腸菌群数	51	52%	45	7.9%	–	–
EC	46	81%	0	0	0	0%
濁度	43	72%	0	0	4	5.6%
有害物質						
MLSS	18	%	43	58.1%	39	494%
SV(1)	22	%	47	59.5%	8	20%
返送汚泥濃度	2	%	21	84.0%	5	41.7%



図—6　新しい計測システム導入に当って計測値が，分析値に匹敵する必要があると回答した比率



図—7　新しい計測システム導入に当って計測値が，分析値の10%以内の誤差である必要があると回答した比率



図—8　今後計測機器の自動化を図る場合に望まれる経済性についての意見

7. 安価な機器にして欲しい。

このうち，特に1及び2の指摘が多く，現況モニターの問題点が集約されているといえよう。

(2) 今後導入が望まれる計測機器

新たに水質計測の自動化を要望する項目及びその理由，程度等を調査した。

ここでは，現在自動化の実現状況にかかわらず新たに導入したいものを聞いている。今後の計測機器が要望されている方向は，次の通りである。

① 自動化が望まれる項目のうち主なものは表－4の通りであるが，特に放流水の規制項目に該当するものが多い。

② 自動化する場合には，基本的にモニタリングできる程度まで持っていくことが望まれている。ただし，汚泥系等では，自動分析程度でも可とする意見も多い。

表－6 自動化とトレードオフの関係が認められる水質項目

	精度	コスト			信頼性
		ランニング	保守点検費	技術対応費	
水温	－		－	－	－
PH	－	－	－	－	－
DO	－		＋	＋	－
SS		－	－	－	－
COD		－	－	－	＋
BOD		－	－	－	－
各態N		－	－		＋
各態P	－	－	－	－	＋
有害物質		－	＋		－
重金属	＋		＋	－	－
大腸菌群			＋	＋	＋

＋ 自動化に当たってトレードオフが認められるもの
－ 自動化に当たって逆トレードオフが認められるもの
無 どちらともいえないもの

③ 計測の自動化を必要とする第1の理由は得られる情報量をできる限り増加させたいとする意見が圧倒的で，モニタリングまでを指向することと一致している。一方，プロセス制御への利用を期待する声も大きく，現況の利用状況を上回る。表－5参照

④ システムの自動化に当って必要な精度，信頼性については，手分析値の10%以内の誤差あるいは稼動率90%以上を望むものが圧倒的であった。ただし，手分析値に相当する精度を期待する声は，健康項目を除いて比較的小さかった。(図－6，7参照)

⑤ 計測の自動化に当っての経済性については「現況以下」あるいは「現況以上」とすることが圧倒的な項目はなくはっきりとした傾向は出ていないが，重金属や有害物質はやや現況以下を期待する声が高い。(図－8参照)

⑥ 自動化のレベルアップ(分析の自動化程度かモニター化か)とコスト，信頼性，精度につい

表－7 バイオセンサーに期待する計測項目および計測の対象と目的
(下水処理場)

計測項目	計測対象	計測の目的	回答 数	回答 比率
BOD	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 負荷量の管理把握	45	20.7
MLSS濃度	エアレーションタンク	運転管理 汚泥濃度の把握	34	14.3
NH_4^+-N	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 処理状況の把握	25	10.5
NO_3^--N	流入水 放流水 水処理工程	水質監視 水処理工程への反映 処理状況の把握	24	10.1
臭気物質	処理場内 住宅周辺 職員控室	作業環境の監視 周辺住民への配慮 職員への反映	21	8.9
大腸菌群数	放流水	塩素工程への反映 水質監視	10	4.2
硝化速度	水処理工程	水処理工程への反映 硝化状況の把握	9	3.8
有害物質	流入水 放流水	水処理阻害物の監視 水質監視	8	3.4
有機酸	水処理工程 汚泥処理工程	水処理工程への反映 硝化菌の活性への反映	7	3.0
NO_2-N	水処理工程	硝化状況の把握 水処理工程への反映	5	2.1

計測項目	計測対象	計測の目的	回答 数	回答 比率
水位監視	エアレーションタンク	バルキング防止	3	1.3
濁度	水処理工程	水処理工程への反映	3	1.3
T－N	流入水，放流水	水処理工程への反映	2	0.8
T－P	流入水，放流水	水処理工程への反映	2	0.8
硝化活性度	硝化槽	硝化菌の活性管理	2	0.8
SS	放流水	水処理工程への反映	2	0.8
アミノ酸	水処理工程	水処理工程への反映	2	0.8
メタンガス	硝化槽	硝化菌の活性管理	2	0.8
トリクロールエチレン等	流入水，放流水	水質監視	2	0.8
日常観察	放流水	塩素工程への反映	2	0.8
全水等	放流ケーキ	放流工程への反映	2	0.8
色	放流水	水質監視	2	0.8
その他	地力度，PCB，重金属，脱水性，有害物質等	硝化ガス，阻害物質度，汚泥，界面活性，汚泥性状，硝化菌の活性，汚泥濃度，凝集剤注入率	9	3.8
			計	231

ての需要者側の意見は，トレードオフが許される項目と許されない項目とに分れるが，大半の項目は自動化レベルを上げても，それらが悪条件となることを可能とは考えていない。(表－6参照)

(3) バイオセンサーへの期待

バイオセンサーによる計測システムを新たに期待するとすればどの様な水質項目があるのかを自由に回答してもらった結果を表－7に示す。

これによれば，やはり生物的な利用が可能と思われる項目への期待が高いことが分る。また，60年度に設定したバイオセンサー開発項目であるBOD，有機酸，アンモニアへの期待が大きいことが確認できた。

表－8 モニターロボット化の為のまとめ

事項	内容
小型にする	・検出部（センサー部）は出来るだけ小型にする。 ・計装板を不要とし、小型のデータ処理、制御装置にする。
採水位置と検出部を近接させる	・検出部（センサー部）は水中浸漬型あるいは水面等の近接型とする。水を遠くまで送水することではなく、信号線を必要な場所へ引く。
適正量の採水を行う	・最低必要量の採水を行う。
ろ紙が必要	・連続的にろ液が得られるろ過装置をつくる。
洗浄水が必要	・協異水処理装置をつけて洗浄水を連水する。
検出部の洗浄装置をつける	・検出部は非測定時は洗浄液中or空中におく。
自動校正機能をつける	・0及びスパン状態となる様水中ないしは状態下における様にして自動校正を行う。 (ex DO電極を空中に出す)
CPUを採用し、制御と信号処理を1つのCPUで行う	・1つのCPUで計測制御、信号処理、データ処理通信等をすべてコントロールする。 ・リニアライズ、温度補正等は演算方式とする。
遠隔操作を可能とする	・自動校正、洗浄、逆洗等の操作が、受信地（遠隔地）から行える様にする。
必要なデータに解析整理した上でアウトプットする	・データは生値ではなく、水質としての一般値、前回値との比較等のフィルターをとおして打ち出す。

5. モニターロボット化に当っての検討事項の整理

現在，建設省の河川部局や下水道部局等で使用されている水質モニターは，自動の連続的記録装置であり，ロボットという視点での諸対策や技術の導入がなされていない。また4で，述べた現況水質モニターについてのアンケートを踏まえると，今後，モニターロボット化を図っていくために，必要な主な検討事項は表－8,9の様にまとめることができるであろう。

6. まとめ

本年度の調査結果をまとめると次の様になる。

① BODセンサー用生体反応素子を試作したが，グルコース・グルタミン酸標準液等を用いて比較した結果，T. Cutaneumをゼラチン固定化したもの，土壌細菌群や活性汚泥細菌群をPVA固定化したものが，比較的良好であった。

② 下水道用水質計測機器の需要調査を行ったが，現在のモニターの問題点を整理し，今後モニターロボット化を行うに当っての留意事項を整理した。

③ 需要調査結果から，今後自動化が望まれる水質項目は，放流水の規制項目を中心にかなり多いことが分った。また，バイオセンサーへの期待項目を調査したが，前年度に設定した開発目標であるBOD，アンモニア，有機酸についての需要者のニースが確認された。

表－9 モニターロボット化で考慮される事項の一覧

事項	内容
採水・移送部	・代表水質の採水が可能なこと ・長期間無人無保守で連続運転ができること ・水位の変動により機能が低下しないこと ・保守点検が簡便にできること ・採水管内部にSSが沈積しないこと ・採水装置と検出部の距離は短いほどよい
検出部	・検出部の汚れなどが外部から確認できること ・装置全体の構成，構造が複雑でないこと ・保守点検が簡易であること ・測定対象物と測定範囲のマッチング ・使用薬品が少ないこと ・電極の洗浄回路が必要であること
記録部	・指示メーターと記録の不一致がないこと ・データ処理のための考慮がなされていること
その他	・採水～計測～データ処理を1つの制御系で行うこと ・データの転送を考慮すること

7. 今後の課題

1. BODセンサー用生体反応素子を用いてBOD計測装置を試作する予定である。また，これを用いて各種の試料を計測し，手分析値等との比較を行い，改良を加える予定である。
2. 下水道以外の河川，環境部局等への計測機器アンケート結果をとりまとめる予定である。

3.2 酵素・微生物バンクの開発
3.2.1 微生物の分離及び分類に関する研究
(1) 排水処理用バイオリアクターに利用する新しい細菌群の開発

新下水処理研究官　京才俊則
三次処理研究室　室長　佐藤和明
〃　主任研究員　高橋正宏

1　研究の目的

有機性排水の処理方法として好気性生物処理法は長い歴史を持ち、更に最近は嫌気性生物処理法の見直しも盛んに行われている。また、リアクターに着目して、浮遊型生物処理法，付着型生物処理法という分類も行われている。これらの処理法にはそれぞれ長所，短所があり、長所の促進、短所の克服のための多くの研究が行なわれている。ここでは、従来の排水処理プロセスで利用されていた細菌群とは異なる細菌群を利用して、新しい排水処理プロセスを開発しようとするものである。

2　研究方法

新しい細菌群を大量培養するためには、従来とは異なった微生物の成育環境を作り出さなくてはならない。そのため酸素の供給方法と量、固液分離の方法を変更したバイオリアクターを製作した。このリアクターを、その形状から多段反転流式バイオリアクター(Multi-stage Reversing Flow Biological Reactor: MRB)と命名した。図はＭＲＢの概念図である。排水は一段目の下向流式曝気部の上部より流入し、下部へ向かう間に曝気され、溶存酸素を付加される。流入した固形物はここで抑留されることなく、次の上向流式反応部へ向かう。上向流式反応部では曝気は行われず、排水はゆっくり攪伴されながら上部へ向かう。最上部の断面積は下部の３倍に広がっており、上向流速は1/3 に低下する。以下、同様に下向流式曝気部，上向流式反応部が繰り返して連続しており、最終の上向流式反応部を流出した水が処理水となる。独立した固液分離装置，水や汚泥の返送は不要である。上向流式反応部においては、排水中の固形物のうち沈降速度が上向流速より遅いものが抑留され、次第にその濃度が上昇するとともに、上向流等による緩やかな攪伴によって固形物が集塊を形成する。この集塊より自己造粒汚泥が容易に形成される。

自己造粒汚泥は直径２－１０ｍｍの球形で、指でつまむことができる程度の強度を有するが、ポンプ等で過度のせん断力をかけると破壊されてしまう。常温で水道水中に一ケ月ほど保存可能であった。内部は真っ黒い汚泥であり、硫酸還元能を持つ細菌を含む嫌気性微生物が生息していると考えられる。表面は白色の薄い膜に被われているものが大部分である。光学顕微鏡を用いた観測によると、この膜は

糸状細菌の一種であるBeggiatoa を優先種に構成されていた。Beggiatoa は好気性細菌で硫化物を資化する能力があり、細胞内に硫黄の小粒を含む場合が多い。膜が白く見えるのはこの硫黄粒が原因であろう。自己造粒汚泥の形成メカニズムについては不明であるが、１つの仮説として硫黄化合物の関与が考えられる。　ＭＲＢにおいては、酸素の供給と生物反応は別個の場所で行なわれているため、上向流式反応部では溶存酸素は急激に消費されてしまい、汚泥フロック内部は常に嫌気性に保たれている。そこでは硫酸還元菌の働きにより硫化物が生成される。フロック表面は酸素と接触する機会があり、ここで硫化物を資化する能力を有する好気性細菌，Beggiatoa が増殖しフロック表面を被うこととなる。これが次第に増殖して自己造粒汚泥になるのではないかと考えられる。

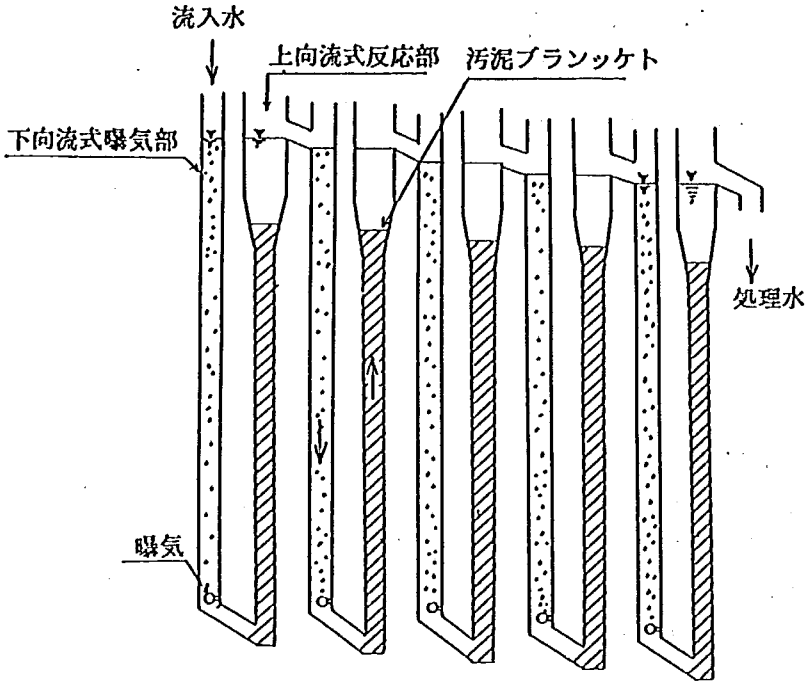


図　ＭＲＢの概念図

3　ＭＲＢの運転状況

ＭＲＢリアクターは、土木研究所の湖北総合実験施設内に設置されており、茨城県霞ケ浦浄化センターの最初沈殿池越流水を流入水として、昭和６１年１２月より定常運転を行なっている。リアクターの諸元は表－１に示すとうりである。定常運転期間における流入水，処理水水質を表－２に示す。流入水質が希薄ではあるが、非常に良好な処理成績を示している。この時の各上向流式反応部内汚泥ブランケット中のMLSS濃度は上流側から、それぞれ　21,000，　14,600，8,900，5,900，14,100 mg/l であり、希薄な流入水にも拘らずず非常に高濃度に保持されていることを示している。

4　結論

ＭＲＢリアクターの有する可能性として以下の項目を挙げることができよう。

a．都市下水のような希薄な排水であっても、高濃度の汚泥を保持することができるため、処理時間の短縮，汚泥発生量の減少が期待できる。

b．汚泥中の微生物の大部分は嫌気性微生物であるため、曝気に要するエネルギーを削減できる可能性がある。
又、水や汚泥の循環に要するエネルギーも不要である。

表－1　MRBリアクターの諸元

設計条件	
下向流式曝気部	φ 10cm，水深 2.2 m ×5 本
上向流式反応部	上部 φ 18cm，水深 2.2 m ×5 本
	下部 φ 10cm，
実容積	213 ㎥
現在の運転条件	
水理学的滞留時間	4.5 時間
上向流式反応部の上向流速	上部 3cm/min.
	下部 10cm/min.
のBOD-容積負荷	0.73 kg-BOD/m³ day

c．自己造粒汚泥の沈降性は非常に良好であり、又、複数の汚泥ブランケットによるＳＳ捕捉能力が高いため、沈殿池が不要である。

d．嫌気性微生物が関与する処理方式ではあるが、最終の上向流式反応部を完全に好気的状態で運転でき　るため、処理水質は標準活性汚泥法に匹敵するものが得られる。

今後は、ＭＲＢの特性を詳細に調査し、その設計，管理指標を確立する必要がある。

表－2　MRBの処理性能

	水温 (℃)	BOD (mg/l)	D－BOD (mg/l)	SS (mg/l)	硫化物 (mg/l)
流入水	13－16	80	50	30	3．9
処理水	9－12	14	9	4	0

3.2 酵素・微生物バンクの開発
3.2.1 微生物の分離及び分類に関する研究
(2) 低温活性汚泥細菌の代謝特性

新下水処理研究官　京才　俊則
下水道研究室　室　長　竹石　和夫
研究員　鈴木　稜
小沢　登

1. まえがき

自然界には、その生育環境により多種多様な細菌が存在し、それに伴い多様な微生物反応が進行している。一般に細菌の増殖は、温度・pH・酸素・浸透圧・光などの環境条件に大きく左右され、上記条件の1つを欠いても増殖不能な細菌も数多く存在する。

本研究は、細菌の生育・増殖温度に着目し、低温域での高活性細菌の検索を行い、その代謝特性の把握及び特殊機能の検索を行い、今後の水処理への応用を目的としている。

2. 研究方法

2.1 対象細菌

研究対象細菌は、冬季・低水温時の下水処理場流入下水、活性汚泥混合液より分離し任意に100個のコロニーを選択した細菌である。細菌の分離は、普通寒天培地、デソキシコレート酸塩寒天培地、遠藤培地により行い、10回の植え継ぎ、培養（10℃）により細菌の純粋化を図った。

2.2 実験ケース

本研究の実験ケースを表－1に示す。細菌の増殖速度は、対数増殖期の比増殖速度（μ）で示され活性の高いものほどその値は大きくなる。従って、対象細菌の活性度はμ(hr^{-1})で評価するものとする。

表－1　低温活汚泥菌の代謝特性実験の実験ケース

影響因子	設定条件			実験ケース
	温度(℃)	pH	基質*	
温　度	5,10,15,20 25,30,35,40	7.0	1	菌体51種×8段階 合計408ケース
pH	20	3.0,5.0,(7.0) 9.0,11.0	1	菌体51種×5段階 合計255ケース
基　質	20	7.0	(4)参照 (15種類)	菌体12×15種類 合計180ケース

（　）については、温度特性での実験と重複する。
…基質1の組成は、表－2に示す。

2.3 細菌数の測定

本実験のように、多くのケースの実験を行う場合、平板培地による細菌数の計測は多くの手間を要し不合理である。そこで、本実験では簡易に、しかも迅速に細菌数を計測できる光学的方法により細菌数の計測を行った。細菌数と吸光度との間には比例関係があることが知られており、事前に検量線を作成することにより各吸光度における細菌数を算出することができる。本実験においては、吸光度の波長660 nmにおいて細菌数と吸光度との検量線を作成し、細菌数を算出した。尚、検量線の作成の際、細菌数の計測に用いた培地は表－2に示すとおりである。

2.4　比増殖速度の測定

細菌の比増殖速度の測定は、あらかじめ設定条件の基質の液体培地で約24時間前培養した細菌を、滅菌(121℃、15min)したL字試験管内の液体培地（表－2培地中の粉末寒天を除いた培地）7mlに0.2ml植種し、設定条件で振とう培養した。培養開始後、経時的に培養試験管をセルとして吸光度を測定した。測定間隔は、誘導期及び定常期は30～60分、対数増殖期は15～30分とした。測定された吸光度より細菌数に換算後、増殖曲線を作成し、比増殖速度を算出した。但し、培養開始後48時間、細菌の増殖が認められないものについては環境不適合と判断した。

表－2　細菌数計数培地

リン酸二アンモニウム	1.0g
リン酸一水素カリウム	1.0g
塩化ナトリウム	5.0g
硫酸マグネシウム	0.2g
ブドウ糖	5.0g
肉エキス	5.0g
ペプトン	5.0g
粉末寒天	15.0g
精製水	1,000ml

2.5　基質特性実験

基質特性実験は、対象細菌の有機物の資化性を検討する為、以下の方法により実験を行った。温度特性、pH特性実験結果により選択した12種類の細菌について、表－3に示す培地に対象有機物(100mg/l as TOC）を調整した液体培地10mlに、24時間前培養後生理食塩水で洗浄した細菌懸濁液0.2mlを植種した。20℃で17時間培養後、遠心分離(10000rpm、20min）して細菌を分離してTOCを測定し、植種前後のTOC濃度により対象有機物の資化性を判定した。実験対象細菌を表－4に、対象有機物を表－5に示す。

表－3　無機塩類培地

組　成	g/l
リン酸二アンモニウム	1.0
リン酸一水素カリウム	1.0
塩化ナトリウム	5.0
硫酸マグネシウム	0.2

表－4　基質特性実験対象細菌

菌　体	選　定　理　由
No105	pH11での増殖活性が最も大きい。
No111	温度及びpH変化による影響が小さい。
No114	最大増殖活性が25℃である。
No115	pH3の環境で生育可能である。
No116	pH3の環境で生育可能である。
No120	低温での活性が高く、温度及びpH変化による影響が小さい。
No125	pH11の環境下で酸性側へのpH変化が小さい。
No127	低温域での活性が高く、温度及びpH変化による影響が小さい。
No128	低温域での活性が高く、温度及びpH変化による影響が小さい。
No130	低温域での活性が高く、温度及びpH変化による影響が小さい。
No141	温度及びpH変化による影響が小さい。
No144	低温域での活性が高く、pH変化による影響が小さい。

表－5　対象有機物

有機物	(　/l)
グルコース	0.25g
スクロース	0.24g
ラクトース	0.24g
セロトリオース	0.23g
溶性でんぷん	0.30g
グルコン酸	0.27g
エタノール	0.24ml
酢酸	0.24ml
リノール酸	0.14ml
グリセリン	0.17ml
グルタミン酸	0.25g
アスパラギン酸	0.28g
ペプトン	0.35g
酵母エキス	0.25g
肉エキス	0.30g

3. 実験結果

分離当初は100株の細菌を保有していたが、このうち17株は細菌の純粋化のための10回の継代培養（10℃）において増殖不能となった。そこで、継代培養により純粋化を図った83種類の細菌についてキットによる21項目の生化学試験を行い同一種の細菌の検索を行った結果、51種類の細菌に絞られこれを実験対象細菌とした。

3.1 温度特性結果

実験対象細菌の温度に対する比増殖速度を表－6に示す。一般に、細菌の増殖に対する温度特性は、30～40℃に最大比増殖速度（μmax）を示す細菌が多いが、本実験に供した51種類の細菌もそのほとんどが30℃～40℃にμmaxが存在する結果となり、低温域（5～10℃）にμmaxが存在する細菌は存在しなかった。μmaxを温度別に着目してみると、35℃にμmaxが存在する細菌が41菌種、30℃が9菌種、25℃では1菌種のみであり、20℃以下、40℃においては存在しなかった。低温域での活性に着目してみると、10℃における比増殖速度はNo 120の細菌の0.47hr^{-1}が最高値であり、その世代時間は約1.5時間であった。5℃における比増殖速度の最高値は、No 130の細菌の0.35hr^{-1}であり、その世代時間は約2時間であった。この数値は、35℃における比増殖速度、1.58hr^{-1}に比較して、約⅕程度であるが、5℃における活性としては比較的高いと判断できる。

表－6　温度特性実験結果

pH設定：pH7
基質設定：基質1

菌体	比増殖速度（μ）（hr^{-1}）							
	5℃	10℃	15℃	20℃	25℃	30℃	35℃	40℃
No.101	0.17	0.23	0.34	0.76	1.08	1.46	1.27	1.08
No.102	0.24	0.26	0.50	0.88	1.13	1.60	1.18	1.13
No.103	0.08	0.13	0.26	0.88	1.16	1.27	1.63	0.43
No.104	0.17	0.23	0.44	0.66	0.80	1.00	1.39	1.14
No.105	0.22	0.27	0.31	0.65	0.71	1.22	1.44	1.22
No.106	0.18	0.22	0.42	0.90	1.21	1.32	1.59	1.21
No.107	0.19	0.22	0.33	1.23	1.38	1.61	2.23	1.46
No.108	0.18	0.24	0.31	0.88	1.22	1.61	1.88	1.23
No.109	0.20	0.29	0.40	0.91	1.24	1.59	1.67	1.16
No.110	0.15	0.24	0.58	0.97	1.23	1.53	1.85	1.38
No.111	0.17	1.21	0.52	0.73	0.97	1.22	1.34	1.05
No.112	0.10	0.14	0.56	0.85	0.98	1.23	1.45	0.85
No.113	0.13	0.22	0.35	0.80	1.08	1.49	1.87	1.24
No.114	0.22	0.24	0.33	0.67	0.87	0.85	0.80	0.51
No.115	0.20	0.23	0.62	1.04	1.37	1.53	1.89	1.62
No.116	0.20	0.29	0.38	0.79	1.09	1.27	0.66	1.18
No.117	0.15	0.26	0.41	0.58	0.77	1.32	1.06	0.94
No.118	0.19	0.23	0.42	0.87	1.06	1.44	1.70	0.77
No.119	0.31	0.38	0.55	0.93	1.17	1.38	1.10	0.85
No.120	0.28	0.47	0.61	0.79	0.99	1.22	1.74	1.50
No.121	0.20	0.26	0.39	0.61	0.78	1.17	1.57	1.14
No.122	0.15	0.24	0.38	0.72	1.21	1.36	1.64	1.13
No.123	0.21	0.29	0.34	0.73	0.92	1.60	1.79	1.07
No.124	0.17	0.24	0.49	0.83	0.95	1.28	1.54	1.11
No.125	0.13	0.21	0.48	0.60	0.92	0.98	1.30	0.90
No.126	0.18	0.28	0.48	0.55	0.86	1.13	1.40	1.03
No.127	0.30	0.41	0.52	0.94	1.11	1.25	2.04	1.32
No.128	0.25	0.35	0.38	0.71	0.97	1.05	1.26	0.74
No.129	0.17	0.21	0.32	0.67	0.82	0.91	1.24	0.95
No.130	0.35	0.40	0.48	0.78	0.98	1.40	1.58	1.18
No.131	0.27	0.38	0.43	0.78	0.95	1.10	1.24	0.49
No.132	0.15	0.21	0.45	0.83	0.96	1.47	1.95	1.22
No.133	0.12	0.18	0.32	0.79	1.09	1.64	1.70	0.96
No.134	0.11	0.33	0.50	0.65	0.83	1.44	2.05	0.53
No.135	0.11	0.21	0.60	0.93	1.22	1.34	1.78	0.90
No.136	0.11	0.18	0.54	1.21	1.48	1.75	2.60	1.30
No.138	0.19	0.25	0.53	0.87	1.11	1.69	1.72	1.05
No.139	0.20	0.30	0.55	0.79	1.07	1.38	1.78	0.84
No.140	0.15	0.30	0.51	0.93	1.05	1.23	1.28	0.60
No.141	0.26	0.33	0.58	0.80	1.02	1.13	1.30	0.52
No.142	0.17	0.28	0.49	0.84	1.02	1.79	1.28	0.82
No.143	0.18	0.33	0.64	0.89	1.30	1.51	1.22	0.64
No.144	0.33	0.37	0.46	0.77	1.20	1.43	2.14	1.23
No.145	0.18	0.25	0.44	0.78	1.09	1.49	1.35	0.84
No.146	0.18	0.27	0.48	0.92	1.13	1.23	1.47	0.69
No.147	0.25	0.35	0.66	1.08	1.16	1.34	1.82	0.90
No.148	0.10	0.20	0.45	0.91	1.00	1.52	1.91	0.86
No.149	0.18	0.31	0.50	0.80	0.87	1.25	1.44	0.83
No.150	0.16	0.21	0.48	1.11	1.27	1.71	1.29	0.58
No.151	0.15	0.19	0.46	0.96	1.11	1.20	1.76	0.63
No.152	0.20	0.33	0.62	0.67	0.95	1.55	1.34	1.22

化学反応速度と絶対温度との関係は、下に記すアレニウスの式により表すことができる。

$$\log_{10} V = \frac{-\Delta H}{2{,}303RT} + C$$

V：反応速度

T：絶対速度

H：反応の活性エネルギー

R：ガス恒数

C：常数

本実験において、細菌増殖速度の対数と絶対温度の逆数との関係を求めてみると、10～25℃の範囲でほぼ直線関係が成立しており、

細菌の比増殖速度と温度との関係はある温度範囲においてアレニウスの式に従うことがわかった。

3.2 pH特性結果

実験対象細菌のpHに対する比増殖速度を表－7に示す。細菌の増殖に対するpHには、最適、最高、最低値が存在し、一般には中性付近に最適値をもつ細菌が多い。また、細菌の増殖に際しては代謝産物の生成に伴いpHの変化が起きることが多く、増殖の進行に伴いアルカリ性側に移行する細菌が多い。

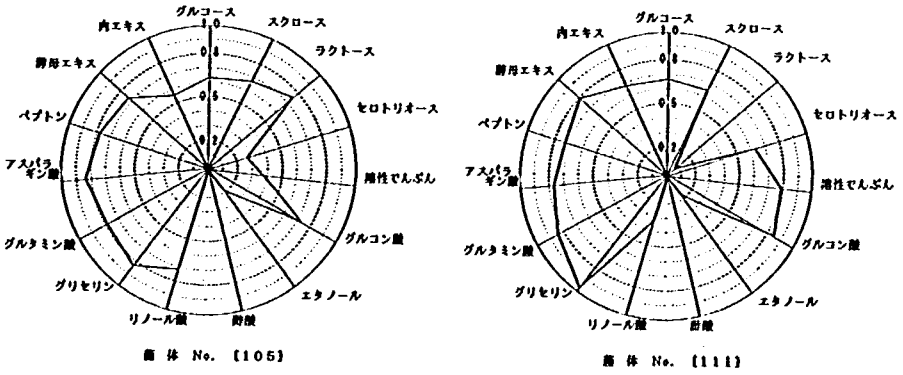
本実験では、多くの細菌についてμmaxをもつpH値は7.0であり、pH9.0にμmaxをもつ細菌が18菌種、pH5.0にμmaxをもつ細菌は8菌種であり、全体的に中性から弱アルカリ性において活性の高い細菌が多かった。ほとんどの細菌について増殖可能なpHは5.0～11.0であったが、No.115及びNo.116の細菌についてはpH 3.0での増殖が可能であり、その比増殖速度はそれぞれ0.41、0.42 hr^{-1}であった。また、No.103の細菌についてはpH 7.0、9.0についてのみ増殖可能であった。培養後のpH値は、設定pHが

表－7　pH特性実験結果

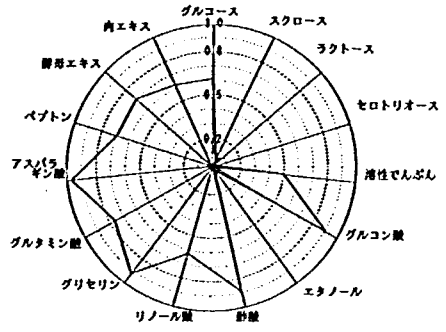
温度設定：20℃
基質設定：基質1

菌体	比増殖速度 (μ) (hr^{-1})				
	pH 3.0	pH 5.0	pH 7.0	pH 9.0	pH11.0
No.101	— ( )	0.69 (6)	0.76 (7)	0.79 (8)	0.66 (8)
No.102	— ( )	0.82 (6)	0.88 (7)	0.85 (8)	0.42 (9)
No.103	— ( )	— ( )	0.88 (7)	0.79 (8)	— ( )
No.104	— ( )	0.64 (5)	0.66 (7)	0.87 (8)	0.51 (8)
No.105	— ( )	0.58 (5)	0.65 (7)	0.90 (8)	0.77 (8)
No.106	— ( )	0.40 (5)	0.90 (7)	0.85 (8)	0.45 (8)
No.107	— ( )	0.41 (6)	1.23 (7)	0.85 (8)	0.59 (8)
No.108	— ( )	0.71 (5)	0.88 (7)	0.82 (8)	0.51 (8)
No.109	— ( )	0.57 (6)	0.91 (7)	0.67 (8)	0.55 (9)
No.110	— ( )	0.82 (7)	0.97 (7)	0.82 (8)	0.64 (9)
No.111	— ( )	0.67 (7)	0.73 (7)	0.75 (8)	0.56 (8)
No.112	— ( )	0.85 (7)	0.85 (7)	0.75 (8)	0.61 (9)
No.113	— ( )	0.83 (7)	0.80 (6)	0.61 (8)	0.51 (9)
No.114	— ( )	0.61 (6)	0.67 (7)	0.69 (8)	0.39 (9)
No.115	0.41 (4)	0.95 (7)	1.04 (7)	0.82 (8)	0.62 (9)
No.116	0.42 (4)	0.82 (6)	0.79 (7)	0.63 (8)	0.48 (8)
No.117	— ( )	0.54 (6)	0.58 (7)	0.68 (8)	0.46 (9)
No.118	— ( )	0.84 (5)	0.87 (7)	0.72 (8)	0.51 (9)
No.119	— ( )	0.87 (5)	0.93 (7)	0.70 (8)	0.53 (8)
No.120	— ( )	0.74 (5)	0.79 (7)	0.83 (8)	0.50 (9)
No.121	— ( )	0.61 (5)	0.61 (7)	0.65 (8)	0.43 (9)
No.122	— ( )	0.66 (5)	0.72 (7)	0.61 (8)	0.40 (8)
No.123	— ( )	0.53 (5)	0.73 (7)	0.70 (8)	0.46 (9)
No.124	— ( )	0.75 (5)	0.83 (6)	0.76 (8)	0.51 (8)
No.125	— ( )	0.76 (5)	0.60 (6)	0.52 (7)	0.26 (10)
No.126	— ( )	0.54 (5)	0.55 (6)	0.59 (7)	0.49 (8)
No.127	— ( )	0.92 (5)	0.94 (6)	0.94 (8)	0.61 (9)
No.128	— ( )	0.75 (5)	0.71 (7)	0.66 (8)	0.46 (8)
No.129	— ( )	0.51 (5)	0.67 (7)	0.48 (8)	0.38 (8)
No.130	— ( )	0.86 (5)	0.78 (7)	0.72 (8)	0.49 (8)
No.131	— ( )	0.66 (5)	0.78 (7)	0.85 (7)	0.62 (8)
No.132	— ( )	0.45 (7)	0.83 (7)	0.95 (8)	0.49 (8)
No.133	— ( )	0.59 (8)	0.79 (8)	0.81 (8)	0.36 (9)
No.134	— ( )	0.60 (6)	0.65 (7)	0.87 (7)	0.52 (8)
No.135	— ( )	0.54 (6)	0.93 (7)	0.80 (7)	0.43 (8)
No.136	— ( )	0.64 (6)	1.21 (7)	0.88 (7)	0.49 (8)
No.138	— ( )	0.42 (5)	0.87 (7)	0.93 (8)	0.42 (8)
No.139	— ( )	0.70 (6)	0.79 (7)	0.80 (8)	0.55 (9)
No.140	— ( )	0.61 (5)	0.93 (7)	0.81 (7)	0.60 (8)
No.141	— ( )	0.87 (5)	0.80 (6)	0.71 (7)	0.58 (8)
No.142	— ( )	0.81 (5)	0.84 (7)	0.86 (7)	0.56 (8)
No.143	— ( )	0.84 (5)	0.89 (7)	0.97 (7)	0.55 (8)
No.144	— ( )	0.79 (4)	0.77 (7)	0.99 (7)	0.58 (8)
No.145	— ( )	0.51 (6)	0.78 (7)	0.64 (8)	0.56 (8)
No.146	— ( )	0.73 (4)	0.92 (7)	0.80 (7)	0.50 (9)
No.147	— ( )	0.80 (5)	1.08 (7)	0.79 (8)	0.45 (8)
No.148	— ( )	0.62 (5)	0.91 (7)	0.71 (8)	0.38 (8)
No.149	— ( )	0.85 (4)	0.80 (7)	0.69 (7)	0.35 (8)
No.150	— ( )	0.73 (5)	1.11 (7)	0.73 (8)	0.42 (8)
No.151	— ( )	0.94 (5)	0.96 (7)	0.72 (8)	0.46 (8)
No.152	— ( )	0.74 (5)	0.67 (7)	0.66 (8)	0.39 (8)

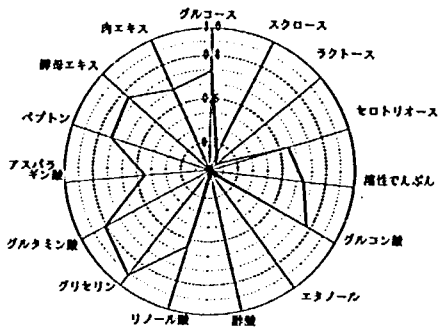
注）（　）内の値は増殖後のpH値



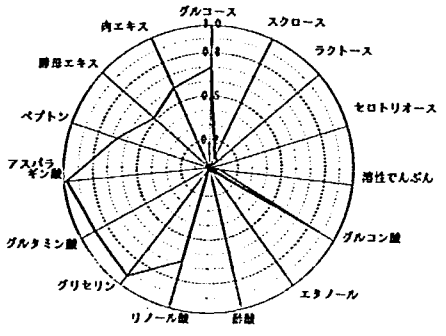
図－1　細菌の各種有機物に対する基質特性



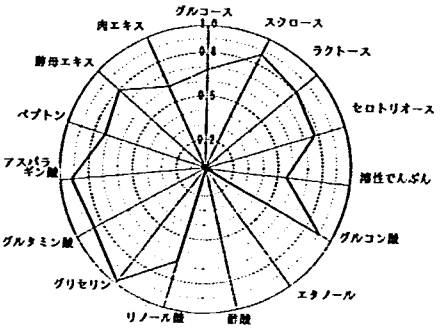
菌 体 No. 〔114〕



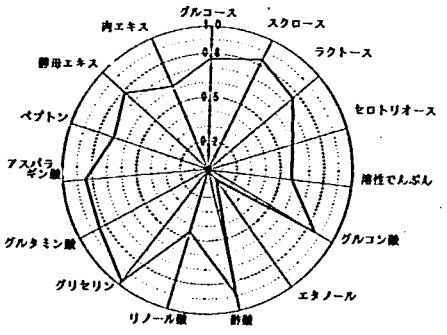
菌 体 No. 〔115〕



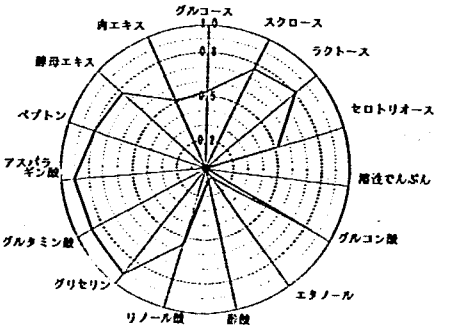
菌 体 No. 〔116〕



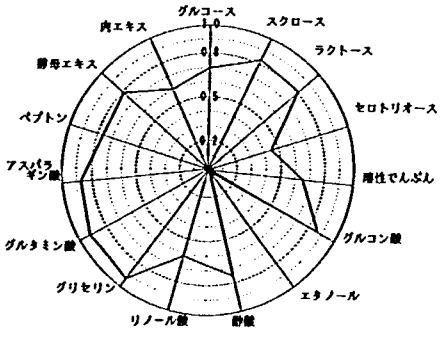
菌 体 No. 〔120〕



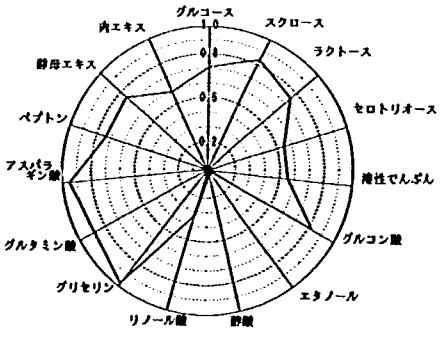
菌 体 No. 〔125〕



菌 体 No. 〔127〕

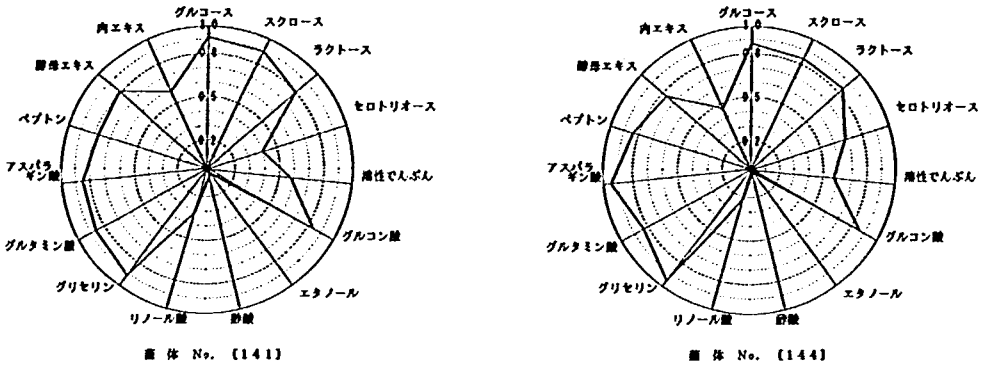


菌 体 No. 〔128〕



菌 体 No. 〔130〕

図－1　細菌の各種有機物に対する基質特性



図－1　細菌の各種有機物に対する基質特性

アルカリ性側においてはかなり中性付近に低下しているのに対し、酸性側については培養後においてもｐＨの上昇がみられない細菌が多かった。

3.3　細菌の基質特性結果

グルコース、グルコン酸、グリセリン、グルタミン酸、アスパラギン酸、ペプトン、酵母エキス肉エキスについては、いずれの細菌においてもＴＯＣの減少が認められたが、エタノールについてはいずれの細菌においてもＴＯＣの減少は認められなかった。糖及び脂肪酸については細菌により基質特異性が認められ、糖・脂肪酸共にＴＯＣ減少が認められた細菌はNo 117、125、128であった。比較的糖にＴＯＣ減少が認められた細菌はNo 127、130、141、144であり、比較的脂肪酸にＴＯＣ減少が認められた細菌はNo 105、114、116であった。

しかし、今回の実験方法ではでんぷんやリノール酸等の分子量の大きい有機物の分解生成物、及び細菌の代謝産物の有機態炭素もＴＯＣとして測定されるため、必ずしもＴＯＣ消費率の低い有機物が資化性がないとは言い切れない。このことから、資化特性の詳細については対象有機物自体の測定を施し、検討することが必要であると考えられる。

3.2 酵素・微生物バンクの開発
3.2.2 酵素・微生物の保存及び大量培養に関する研究
——排水処理にかかわる酵素・微生物バンクの整備手法——

新下水処理研究官　　京才俊則
三次処理研究室　室長　佐藤和明
〃　　主任研究員　高橋正宏

1　排水処理にかかわる酵素・微生物バンクの概要

(1)　バンクの目的

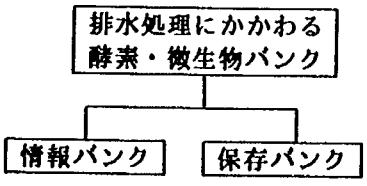
バイオテクノロジーを下水・排水処理システムに活用していくためには、一般の微生物学的な手法による酵素・微生物の検索，分類方法から得られる情報のみでは、不十分な場合が多い。このため、排水処理（有価資源の回収等も含む）の個別的目的に沿った情報をも含めた、新たなバンクを設立し、排水処理にかかわる研究者・実務者がスムーズにこれらの情報や菌株を利用したり、登録したりできるシステムを作り上げようとするものである。

(2)　検討内容

バンクの整備の手法を確立することを目的としている。バンクは保存バンクと情報バンクから成り立つと考えられるが、本年度は情報バンクの整備手法を中心に検討する。

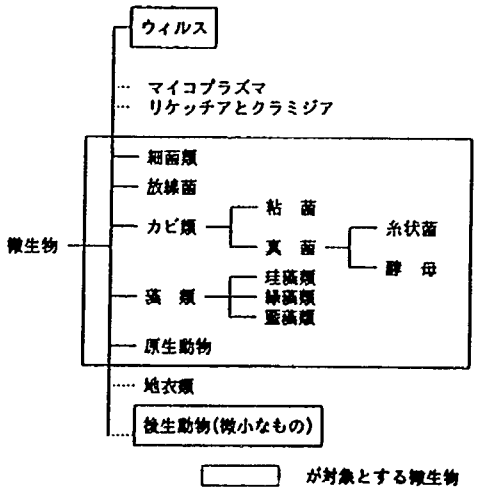
(3)　バンクの構成

バンクは「情報バンク」と「保存バンク」より構成される。
情報バンクは対象菌の純粋系の代謝特性から大量培養法を含めた固定化技術の検討を行うまでの情報をまとめる。
保存バンクは菌株の保存システムである。



図－1　酵素・微生物バンクの構成

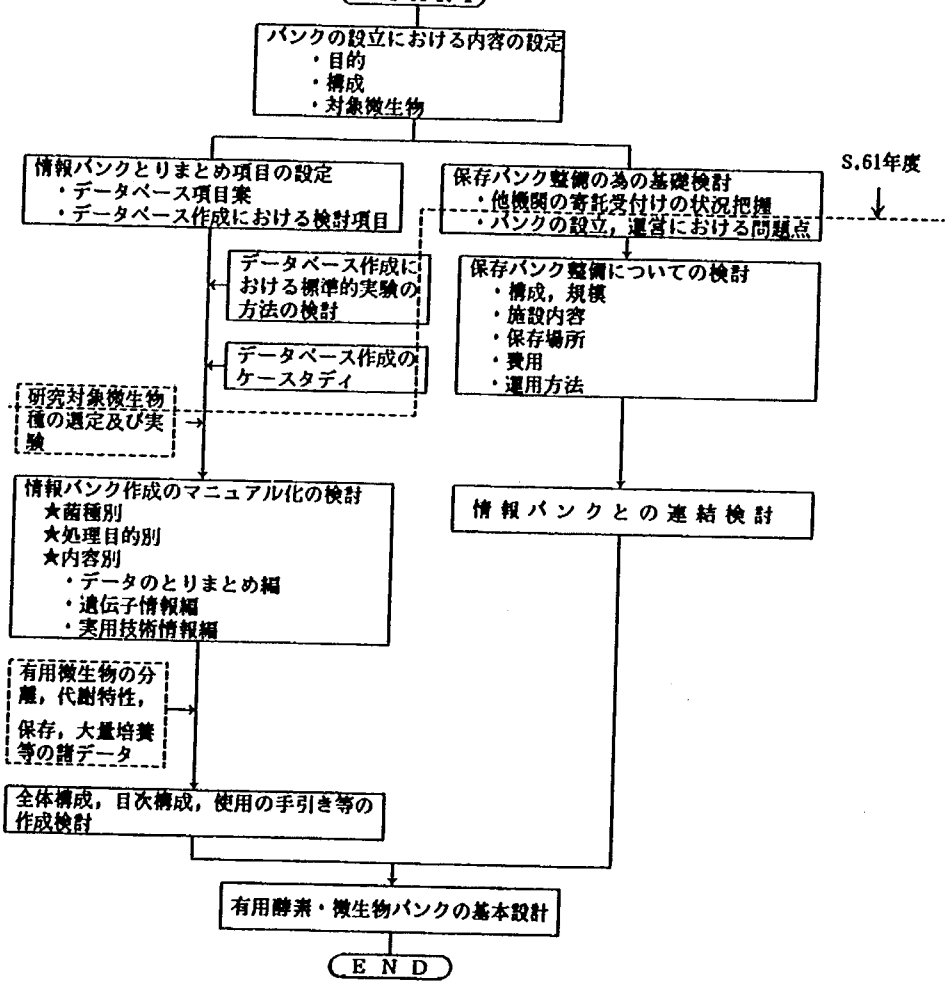
(4)　バンクの対象微生物



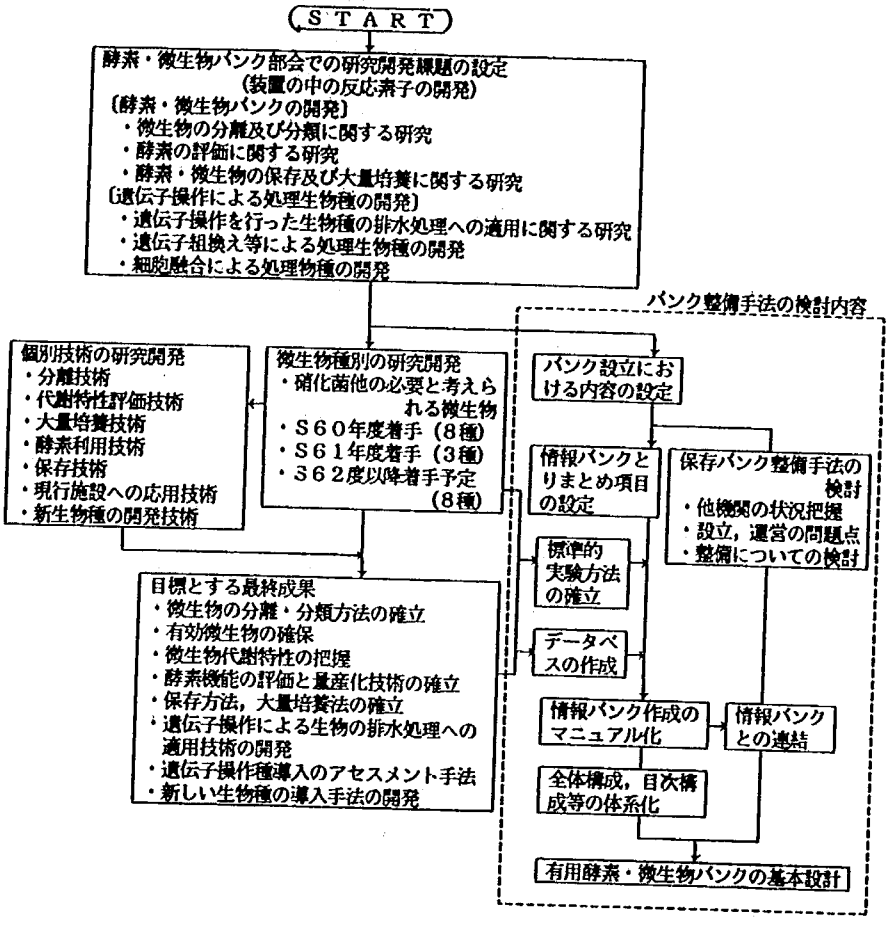
図－2　酵素・微生物バンクで対象とする微生物

2．バンクの整備手法検討の内容

バンクの整備手法検討の全体的な作業構成と作業順番は、図－３に従っておこなってゆく。バンクの整備手法の検討と全体の研究開発計画の関係は図－４の様になる。



図－３　『排水処理に係る有用酵素・微生物バンク』の整備手法検討全体フロー
（[---] は別途計画による研究開発）



図－4　酵素・微生物バンク部会の研究開発計画とバンクの整備手法検討との関係

3．情報バンクの整備手法

(1) 情報バンクの項立てとデータベース作成における検討内容

酵素・微生物情報バンクは、表－1に示す水処理，汚泥処理の内容とバイオテクノロジー技術各論を連結させるものである。表－2は情報バンクにおけるデータベースの検討とりまとめ項目（案）である。

表－1　情報バンクの項立てと検討内容

課題	処理内容の区別	バイオテクノロジー技術各論	
		微生物の特性	微生物の応用
水処理	分解性有機物の除去 難分解性有機物の除去 難分解性毒性合成有機物の除去 Nの酸化 Nの除去 リンの除去 Fe，Mnの除去 微量重金属の除去 溶存無機塩類の除去 SSの浮上分離除去 SSの沈降除去 SSの可溶化除去 臭気除去 色度除去 濾過除去 バクテリア除去	1.分離・培養 ＊分離・培養法の確立 ＊分類上の形質の測定（形態、運動性、染色性、抵抗性、栄養要求性等） 2.生菌状態での保存方法 ＊保存方法の確立 3.純粋系の代謝特性 ＊pH条件 ＊温度条件 ＊基質特異性 ＊増殖阻害物質 ＊病原性・毒性の評価 4.有用機能の酵素反応レベルでのまとめ ＊酵素反応の記述 ＊酵素活性 ＊所在、特製 ＊構造と性質 5.有用機能の遺伝子情報 ＊プラスミドの有無 ＊構造、機能（酵素生産性等） ＊配列・遺伝暗号 ＊情報保存・突然変異 6.遺伝子組換え ＊組換えモデル ＊組換え技術 ＊遺伝子作用調節 ＊形質形成	1.混合系での培養 ＊基質条件 ＊微生物条件 ＊阻害物質 2.大量培養 ＊基質調整条件 ＊至適培養条件 ＊物理的，化学的条件 3.保存・再活性化 ＊保存方法の確立 ＊再活性化法の確立 4.固定化への適用条件 ＊活性収率 ＊至適pH，至適温度の変化 ＊基質親和性の変化 ＊律速因子（担体への基質や酵素の拡散など） 5.反応の動力学 ＊純基質での連続培養 ＊浄化反応動力学解析（反応定数の決定や至適操作条件の決定など） 6.適用性検討連続培養 ＊実用性検討基質条件 ＊装置と固定化方法 ＊基質変化の分析，測定 ＊混合系の条件
汚泥処理	汚泥の可溶化		
	汚泥のガス化		
	汚泥の重金属除去		
	コンポスティング		
	汚泥資源からの有価物質生産		

表－2　情報バンクのデータベース検討とりまとめ項目（案）

処理の目的（基質の変換及び変化過程の分類）

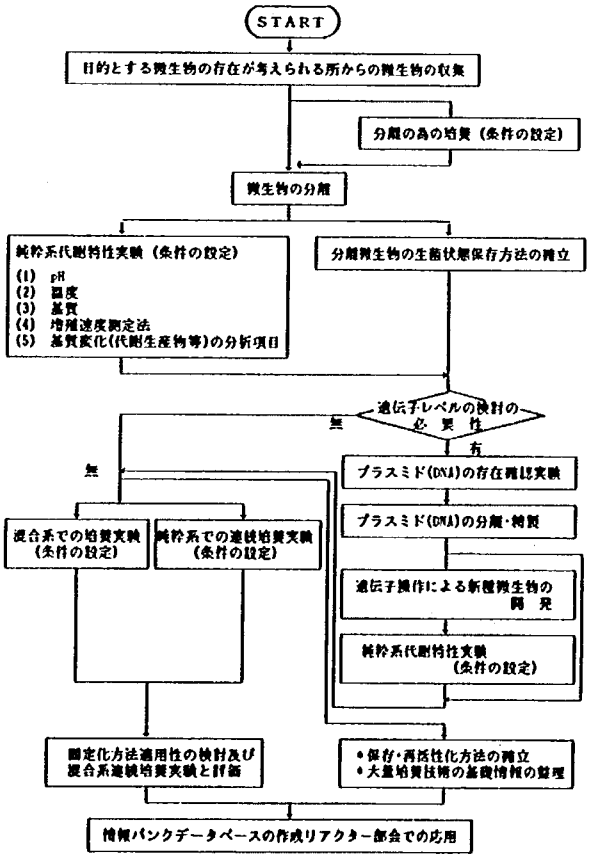
事項／項目	記録及び情報整理の要点	水処理単位内容毎の整理の為に詳細な実験条件及びデータが必要な項目
微生物コードNo.（微生物名）		———
調査者の氏名		———
保存場所（保存場所でのコードNo.）		———
既報文献名		———
特許の有無と内容		———
微生物の由来（遺伝子操作の有無，自然界における存在場所）		
分離のための培養条件とそのデータ		分離のための培養条件
分類上の形質		———
分離微生物の生菌状態保存方法		———
純粋系代謝特性実験データ		(1) 温度特性 (2) pH (3) 基質 (4) 栄養要求性 (5) 増殖速度の測定及び評価方法 (6) 基質変化等の必要分析試験項目
純粋系での連続培養実験データ		———
混合系での連続培養実験データ		———
保存・再活性化の方法		———
大量培養方法及びその関連データ		———
固定化時の微生物濃縮菌数と濃縮方法		———
有用機能の酵素反応レベルの情報		———
有用機能の遺伝子レベルの情報		———
遺伝子組換え時の薬剤耐性		———
固定化方法適用条件等		———

（2） データベース作成の為の標準実験フロー

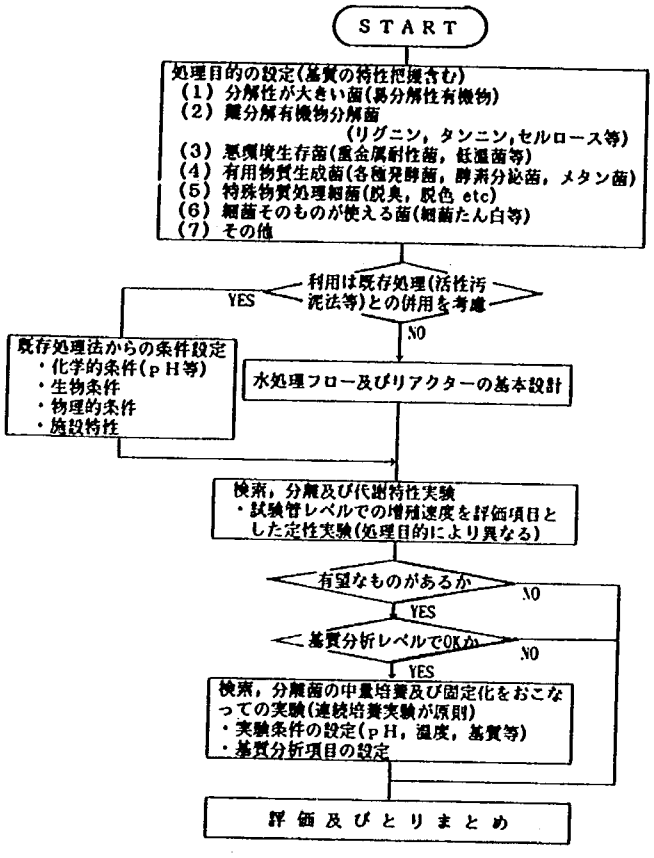
データベース作成の為に必要な標準的実験フローは、微生物の収集，分離から始める場合は図－５の様になる。

有用菌の分離，培養，保存については、要点としてｉ）採取場所の条件，ii）培養条件，iii）培養時間，iv）分離培養のくり返し回数，ｖ）単離培養の条件等が掲げられる。これらは処理目的により異なると考えられる為、処理目的別の標準化が必要と思われる。

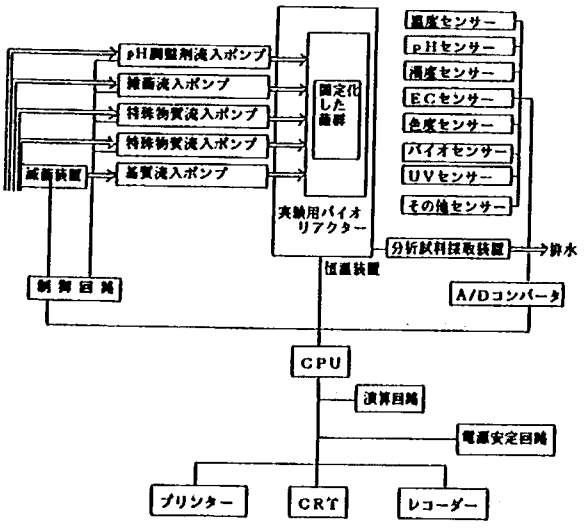
図－６は純粋系代謝特性実験，連続培養実験及び混合系での連続培養実験の標準フローシートである。水処理，汚泥処理での実用化への評価の為には、固定化した状態での連続培養実験が必要と考えられ、図－７はその為の実験装置の一例である。



図－５　データベース作成の為の標準的実験フロー



図－6　排水処理の実用的適用性検討の為の実験標準フロー



図－7　連続培養実験用リアクターの装置の一例

3.3 遺伝子操作による処理生物種の開発

3.3.1 遺伝子操作を行った処理生物種の排水処理への適用に関する研究

——外部環境系への影響に関する調査——

新下水処理研究官　京才俊則
三次処理研究室　室　長　佐藤和明
〃　主任研究員　高橋正宏

1．研究目的

下水処理・汚泥処理に関与する微生物に何らかの遺伝子操作を行う場合、当分の間は接合性プラスミドを利用して、接合伝達・可動化伝達によるベクターの移動、自然組替えによる形質転換等の方法を用いなくてはならないであろう。このため、下水処理・汚泥処理過程のような環境条件下で、プラスミドの伝達がどの程度起こりうるかを、伝達の安定性も含めて把握するとともに、接合・安定化を促進する条件・阻害する条件について検討を加えるものである。

2．研究方法

活性汚泥より純粋分離された51種類の細菌についてプラスミドの分離を試みた[1]。細菌は表－1に示す液体培地10mlで培養し、対数増殖期（660nm O.D.0.8程度）まで増殖させた。増殖した菌は、遠心分離(4,000rpm，10分、4℃)により集菌し、滅菌生理食塩水で洗浄し菌体ペレットとして回収した。溶菌及びプラスミドの回収は以下の手順で行った[2]。なお、使用した器具・試薬はすべてオートクレーブ等で滅菌したものを用いた。

表－1 培地組成

リン酸二アンモニウム	1.0g
リン酸一水素カリウム	1.0g
塩化ナトリウム	5.0g
硫酸マグネシウム	0.2g
ブドウ糖	5.0g
肉エキス	5.0g
ペプトン	5.0g
精製水	1,000mℓ

（pH7.0）

（1）リゾチームによる細胞膜処理

菌体ペレットにリゾチーム溶液（5mg/ml リゾチーム，50mM グルコース，25mM pH 8 Tris-HCl， 10mM EDTA 使用直前に調整）1mlを添加し、菌体を懸濁させて室温で5分間放置する。

（2）アルカリＳＤＳ溶液による溶菌とＤＮＡの変性

（1）に当日調整したアルカリＳＤＳ溶液(0.2N NaOH，1% ラウリル硫酸ナトリウム）2mlを加えて数回穏やかに転倒攪伴し、氷水中(0℃）で10分間放置する。このとき、溶菌が起こると共に閉環状プラスミドが変性を起こし、懸濁液は透明の粘性の高い溶液となる。

（3）高塩溶液による染色体ＤＮＡおよびＲＮＡ等の凝集

（2）に氷冷した3M酢酸ナトリウム(pH4.8) 1.5mlを加えて数回攪伴し、氷水中で10分間放置する。このとき、変性した閉環状ＤＮＡは元に戻るが、染色体ＤＮＡおよび蛋白質・ＳＤＳ複合体・高分子ＲＮＡ等は凝集を起こし、沈殿する。

（4）プラスミドＤＮＡの回収

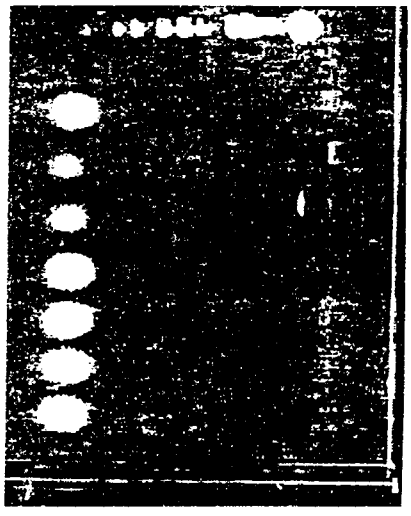
（3）を遠心分離(20,000rpm 20min. 4℃)して凝集沈殿物を除去し、上澄液2mlを別の遠沈管に移す。これに1.2mlのイソプロパノールを添加してよく混合し、室温で15分間放置してプラスミドＤＮＡを析出させた後、遠心分離（12,000 rpm, 30min. 室温）して上澄液を廃棄する。回収されたプラスミドＤＮＡを70%エタノール（室温）1mlで洗浄した後、0.5mlのTris緩衝液（10ml Tris-HCl pH8.0,1mM EDTA pH8.0)で溶解する。

（5）アガロースゲル電気泳動によるＤＮＡの分画

（4）で回収されたＤＮＡ溶液をアガロースゲルを用いたサブマリン式電気泳動装置にかけてＤＮＡの分画を行った。分離の状況は、ＵＶ320nmのトランスイルミネイターを用い紫外線照射で確認し、オレンジフィルターと紫外線専用フィルターを装着したカメラで分離状況を記録した。泳動条件を表－２に示した。

表－２　電気泳動条件

項　目	条　件
泳動方式	アガロースゲル，サブマリン式水平ゲル電気泳動
泳動槽	ＴＯＹＯ Model ＡＥＳ．130 アクリル製　Ｗ220×Ｄ150×Ｈ70m.
泳動用緩衝液	40mM Tris-HCℓ（pH7.7），5mM酢酸ナトリウム， 1mM ＥＤＴＡ溶液
アガロースゲル	0.7%，アガロースを0.5μg/mℓエチジウムブロマイドを含む泳動用緩衝液に溶かしたもの Ｗ130×Ｄ130×Ｈ5m
安定電源装置	ＴＯＹＯ ＰＳ-３０２０Ｄ．仕様は表－３.4
電流勾配	5mA/cm．定電流
色素混合液	0.25%ブロモクレゾールパープル，50%グリセリン，50mM Tris-HCℓ混合液
試料注入量	試料30μℓ＋色素混合液10μℓの混合液を20μℓ
泳動時間	10時間



← ＤＮＡマーカー

← ＩＦＯ 3223より分離されたプラスミドＤＮＡ(?)

写真－1　電気泳動により分離されたプラスミドＤＮＡ
(シャッタースピード 1/2秒，絞り 11)

3．実験結果

活性汚泥より分離した51種類の細菌について、プラスミドＤＮＡの分離を行った結果、その存在が確認された菌はみい出せなかった。プラスミドの保有が確認されているAcetobactor pastereurianus(IFO 3223)とAcetobactor aceti(IFO 3281)を用いて同様の手順で分離を行ったところ写真－１に示すとうりプラスミドＤＮＡを分離した。したがって分離、操作上の問題は少ないと考えられる。

4．まとめ

今回の実験で活性汚泥より分離した細菌のプラスミドＤＮＡが検出されなかった原因として、

（１）対象微生物がプラスミドを有してない、または脱落している。

（２）野生の細菌は、プラスミドの含有量が少なく電気泳動で検出できる限界量(0.01-0.1 g as DNA)を下まわた。

（３）分離操作の途中でプラスミドの分解が起きている。（例えばDNasaによる分解）

等の理由が考えられる。

これらに対する今後の対策として、

（１）薬剤耐性などの特異な形質を持つ細菌をスクリーニングする。なを、プラスミドに起因する形質は不安定のことが多いので、菌の培養条件に十分注意する。

（２）電気泳動の検出に十分な量のプラスミドＤＮＡを確保するため、菌体量を多くとる。ただし、菌体量を多くするとpH等の溶菌時の条件が変化する恐れがあるので、確認が必要である。塩化セシウム平衡密度勾配遠心を行って電気泳動にかける前にプラスミドＤＮＡを精製濃縮する方法も考えられる。

（３）器具・試薬などの管理に注意を払いDNase等の外部汚染を防ぐ。

5．参考文献

1）低温活性汚泥細菌の代謝特性，本報告書

2）Molecular Cloning, a Laboratory Manual, Cold Spring Habor Laboratory, 1982

3）Fukuya et al.,Distribution and Characterization of Plasmids in Acetic Acid Bacteria, Agric.Biolog.Chem.,Vol.49,p.1349,1985

3.4 物理化学処理との組み合わせ技術の開発
3.4.1 物理化学処理の評価に関する研究

新下水処理研究官　　京才　俊則
三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　小越　眞佐司

1．研究の目的

下水処理用バイオリアクターは下水中に含まれる汚濁物質の浄化を、最近のバイオテクノロジーを応用して効率良く行うためのシステムであり、その主体は、微生物を高密度に保持することができる反応容器である。しかしながら、生物による作用は主として溶解性またはコロイド状物質の摂取・分解であり、下水中に多量に含まれる浮遊性物質と固定化担体から水中に漏出してくる生物体あるいは余剰の生物体等については、一たん別の方法で、これを除去しなければならない。

水中の浮遊物等の分離・除去は物理的手法単独または化学的手法との組み合わせによって行われるがどのような方法がもっとも効果的であるかは組み合わせるバイオリアクターの特性や全体システムの性格によって変化する。したがって、使用するべき技術の開発・選定及び評価は、システム全体のバランスを考慮して行わなければならない。本研究は現在開発中の下水処理用バイオリアクターと組み合わせて使用するのに最適な、固液分離技術を主体とする物理化学処理法に関して、新たな手法の開発もしくは既存技術のなかからの選択を行うものである。

2．研究の方法

本研究は研究期間３か年の予定であり、本年度はその初年度に当たる。全研究期間を通じて以下のスケジュールによって研究を進めることとしている。

・初年度　（６１年度）　基礎的調査
・第２年度（６２年度）　各単位プロセスの開発または選択及び評価
・最終年度（６３年度）　パイロットプラント実験等による改良

本研究の対象となる分野はバイオリアクターと組み合わせる物理化学処理すべてであるが以下の理由により、主としてバイオリアクター流入下水の前処理用固液分離技術の分野としている。

（1）バイオリアクターの処理効率は溶解性またはコロイド状物質を対象にした場合にもっとも高い。したがって、浮遊性の物質を除いた下水をリアクターに流入させることによって、バイオリアクターの処理効率を高めることが出来る。

（2）バイオリアクター内に処理用微生物を大量に保持する方法としては、現在、固定化担体を用いる

方法と膜によって分離する方法とが考えられているが、共同研究等で開発中のバイオリアクターはほとんど固定化担体を用いる方法である。固定化担体を用いる方法では、流入水に含まれる処理用微生物以外の微生物の増殖によって処理水中のＳＳが増加し、後段における固液分離が容易に出来なくなる可能性がある。

表－１　リアクター流入水質

		BOD (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)
好気性 (包括型)	平均	155	117	105	40	3
	範囲	70 ～200	70 ～150	0 ～240	30 ～ 50	2 ～ 4
	標準偏差	64	35	123	－	－
好気性 (結合型)	平均	245	149	103	37	6．8
	範囲	120 ～378	50 ～200	60 ～150	25 ～ 50	3.5～10
	標準偏差	98	61	37	11	3.3
嫌気性 (結合型)	平均	161	90	158	38	5．5
	範囲	100 ～200	60 ～120	75 ～200	35 ～40	5 ～ 6
	標準偏差	45	26	59	－	－

（３）バイオリアクター後段の固液分離方法については、基本的にバイオリアクター開発者のほうで検討することにしている。

（４）汚泥処理リアクターでは生物学的な安定化を受けておらず、メタンガス生成能の大きい前段固液分離汚泥が大量に得られるほうが良い。

以上のような大略の方針のもとで、本年度はつぎの項目について調査を行った。

表－２　分画方法

分画点	使用するフィルター	備　考
2mm	JIS標準ふるい	かけ流し通過前後の成分濃度の差から各画分の濃度を求める。 原則として、メンブレンフィルターからの溶出分は補正する。
74μm	〃	
8μm	セルロース系メンブレンフィルター	
1μm	ガラス繊維ろ紙（ワットマン GFB 相当品）	

ａ．固液分離技術の評価のための測定分析項目とその方法。

ｂ．処理場流入下水の成分、粒径分布。

ｃ．開発中の下水処理用バイオリアクターの流入条件。

ｄ．固液分離技術の現況

２－１　測定分析項目と分析方法

物理化学処理の結果を評価するために必要な項目は開発中のバイオリアクターの流入条件と密接な関係がある。そこで、現在、当総合プロジェクトにおいて開発中の水処理用バイオリアクターの流入水質について整理した。その結果が表－１である。バイオリアクター流入水質とし

表－３　粒径分布測定方法の特徴

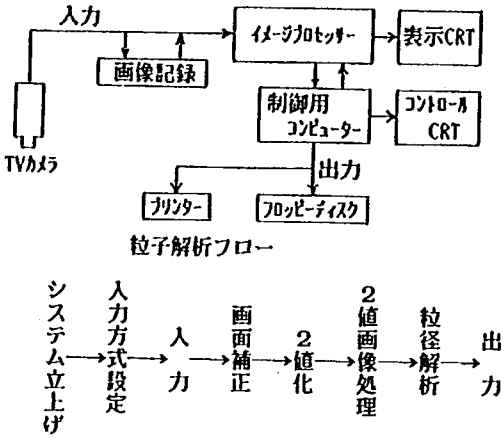
方法	測定原理	測定量	特　　徴
ふるい・ろ紙法	機械的阻止	重量	◎特殊な装置を必要としない ○目詰まりに対する配慮が必要 ○時間がかかる ○ふるい作用による粒子の微細化
電気抵抗法	電気抵抗の変化が粒径に比例	体積	◎迅速に測定できる ○広範囲の分布測定には問題がある ○粒子を分散状態で計るので機械的撹乱に弱い凝集性フロックは正確に測定できない ○電解液に分散させる機種の場合は荷電状態の変化による影響がありうるので注意が必要である
画像処理法	顕微鏡で拡大して直接測定	面積または直径	◎ありのままの粒子を測定できる ○微小な粒子の正確な計数が難しい ○個人誤差の入り込む可能性が大きい ○電気抵抗法より時間がかかる ○重量換算時に平板状の粒子を過大評価

て設定されていた項目としては、表の項目のほかにはTS，TOC，COD_{Cr}，VS等があったが、何れも表の項目でおよその代替が可能である。そこで、物理化学処理の評価項目としてはBOD，COD，T－N T－PおよびSSを一般的な水質評価項目にすることとした。

各水質項目の分析方法は下水試験方法によるものとし、SSはガラス繊維ろ紙法によることとした。

2－2　処理場流入下水の粒径分布調査方法

Asano[1]らによって下水中に含まれる有機物の分解性はその粒径によって異なり、10^{-6}mを境にして分解速度が1オーダー異ることが報告されている。一方、従来の初沈流出水中には10^{-4}m程度までの粒子が残留しており上記の報告にもとづけば初沈流出水程度の粒径成分を処理対象とするリアクターより10^{-6}m以下の粒子を処理対象とするリアクターのほうが、同一の生物密度では処理時間が10分の1 程度に短縮されることになる。このため、リアクター流入水の生物処理性を評価するためには、各成分の粒径別分布を把握することが重要になるものと考えられた。そこで、先の水質項目については粒径別の分画を行うこととし、固液分離前後の下水中に含まれる成分の組成変化を明らかにしていくことにした。



図－1　画像処理装置の概要

成分を粒径別に分画する方法は、ふるいとメンブレンフィルターを用いて行うこととし、2mmふるい通過試料について74μ，8μ，1μの3点で分画することとした。表－2に分画方法を示す。

ところで、粒径別成分の分布を知ることのほかに、固液分離法そのものの特性を知る上で、固液分離前後の下水中の浮遊物質の粒度分布を知ることは重要と考えられる。

水中に分散している様々な粒子の粒径分布を測定する方法としては、ふるいやろ紙による方法、電気抵抗法、光の散乱・回折等による方法、直接観測（画像処理装置による）法などが適用可能である。このうち、当所が装置を所有している、電気抵抗法、画像処理法及び一般的なふるいとろ紙による方法の3法について比較を行って、固液分離の特性を評価するために使用する方法としてどれが適しているかを検討することとした。これら3法の特徴を表－3に、画像処理装置の概要を図－1に示す。

3．研究成果

3－1　下水中に含まれる粒子の粒径分布測定

ふるい・ろ紙法、電気抵抗法、画像処理法によって得られた同一サンプルの粒径分布を、図－2に示す。図－2は、ふるい・ろ紙法と他の方法の粒径測定範囲が異なっているため（ふるい・ろ紙法は1μ

～2㎜，他は5μ～ 250μ）、ふるい・ろ紙法の5μ以下と 250μ以上につながるように測定結果を補正して示してある。本図より明らかなように、3つの方法で得られた結果の間にはかなりの隔たりがあり、特に、ふるい・ろ紙法と他の2法との差が大きく、何れの場合も、ふるい・ろ紙法のほうが小粒子の占める割合が大きいと言う結果になっている。このような違いが何故生じたかについては以下のような理由が考えられる。

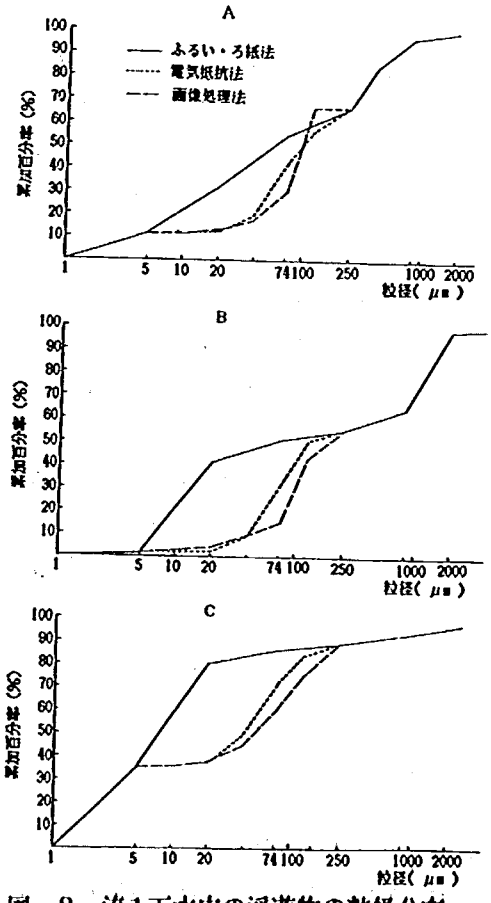
①ふるい・ろ紙法が重量を測定しているのに対して他の2法は面積または体積を測定しているので、比重の違いが反映されない。

②電気抵抗法では使用したセンサーの小粒子検出感度の低下の可能性、画像処理法では、低倍率対物レンズ（5倍）による測定だったため、相対的に大粒子の計数確率が増加したこと。

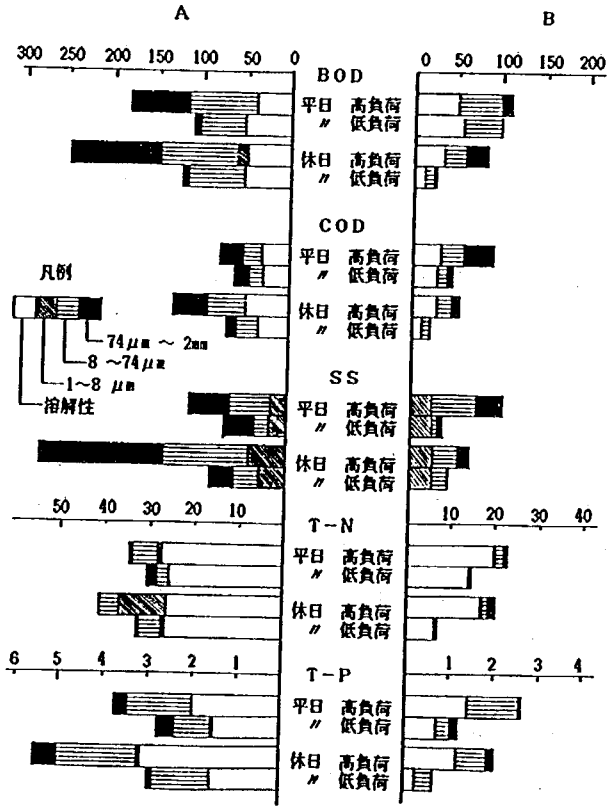
③ふるい通過時に脆弱な粒子が破砕されたため、ろ紙法では小粒子の比率が高くなった。

④ふるい・ろ紙法と他の2法との測定時点の差（試料採取後の経過時間の差）によって粒径分布が変化した。

実際にどのような要因によるものであったかは今後検討を加える予定であるが、成分の粒径別分画



図－2　流入下水中の浮遊物の粒径分布



図－3　流入下水の成分の粒径別分布（単位は㎎/l）

をふるいとろ紙による方法以外で行うことができないので、当面は、粒度分布の測定も同じ方法で行うことにした。

ここで、改めて図－２を見ると、流入下水中の粒子の分布状態が処理場毎に異なっていることがわかる。したがって、異なる流入下水を処理対象にして得られた前処理用固液分離装置の処理成績を単純にＳＳの除去性だけで評価することは危険で、処理前後の粒径分布の違いを含めて評価することが不可欠であると考えられる。

３－２　下水成分の粒径別分画

表－２に示した分画方法によって茨城県内のＡ，Ｂ２ケ所の下水処理場流入下水の粒径別成分を調査した。同一処理場について晴天の平日の高負荷時および低負荷時、同じく休日の高負荷時と低負荷時の計４回場内返流水を含まない流入下水を採取し、BOD_5，COD_{Mn}，Ｔ－Ｎ，Ｔ－ＰおよびＳＳの５成分を分析した。結果は図－３に示す通りである。Ｂ処理場の休日・低負荷時のデータは一時的な降雨の影響を受けたため全項目にわたり低い値となっているので、これを除外して比較すると、Ｔ－Ｎ，Ｔ－Ｐは溶解性成分の占める割合が高く、ＢＯＤは５０mg/l程度、ＣＯＤは３０mg/l程度が各々溶解性となっている。浮遊性成分のうち８μ～１μに分画されるＢＯＤ，ＣＯＤ，Ｔ－Ｐは極めて少なく、ＳＳの分布と異なっている。また、ＢＯＤ，ＣＯＤのうち２mm～74μに分画される部分は負荷変動に合わせて変動している。

以上のような結果が一般的に認められるかどうかは、今後、調査対象処理場を増やして調査を行った上で改めて検討する予定であるが、仮に、今回の調査結果の傾向が普遍的とすれば、８μ以上の粒子を除去すれば残りはほとんど溶解成分となり後段のリアクターの処理効率が増大すること、そのときＣ／Ｎ，Ｃ／Ｐ比が従来よりかなり低下することなどが予想される。

３－３　固液分離技術に関する資料調査

共同研究相手側機関である民間会社５社と共に、最近の固液分離技術に関する文献資料の収集を行った。収集された資料のなかから、水処理分野で研究・開発が行われているものを選び出した結果を表－４に示した。この結果によれば、ろ過処理の関係で様々な原水濃度に対応した技術の開発が多く行われており、本研究の対

表－４　研究開発中の固液分離技術

技　術	主な適用対象	備考
ウェッジワイヤースクリーン	・予備処理 ・細砂の除去 ・初沈代替 ・汚泥濃縮 ・粗大ＳＳ除去	
流体サイクロン	・雨天時下水の処理 ・土砂分離	
沈殿分離 ・傾斜板 ・造粒沈殿	・効率沈殿池 ・雨天時下水の処理 ・凝集沈殿	
ろ　過 ・２階床ろ過 ・粗砂ろ過 ・超急速ろ過 ・減速ろ過 ・連続移床式ろ過 ・長毛ろ過 ・パルスベッド ・加圧ろ過 ・向流式精密ろ過	・高濁度原水 ・再利用 ・雨天時下水処理 ・下・廃水処理 ・１次処理水 ・再利用	・浄水 ・特殊ろ材 ・浄水 ・洗浄工程不要 ・連続ろ過 ・精密ろ過膜
浮上分離 ・溶解空気浮上法 ・空気導入浮上法	・水中微粒子 ・油分等	・凝集剤併用 ・　〃

象となるものがかなり存在することが判った。

4．今後の検討課題

バイオリアクター組み合わせ用前段固液分離装置の開発もしくは選択を具体的に進める前に流入下水の成分の粒径分布について、さらに広範囲の処理場を対象に調査を行い、後段に組み合わされるリアクターに適した除去対象粒径範囲を明らかにする必要があると考えられる。その後、先の全体計画にしたがって、次年度以降の調査を進める予定である。その際、開発または選択された固液分離装置の性能評価のため、適切な浮遊物粒子の粒径分布測定法が必要であるが、ふるい・ろ紙法では迅速な測定が困難であるため、これに変わる方法についての検討も合わせて進めていかなければならないものと考える。

参考文献

1) T.Asano et al "Characterization of the size distrbution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications" JWPCF 57(7) 1985

3.4 物理化学処理との組み合わせ技術の開発
3.4.2 システム化に関する研究

新下水処理研究官　京才　俊則
三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
主任研究員　高橋　正宏
研　究　員　小越真佐司

1．研究概要

昨年度の研究において、本プロジェクトで開発される幾つかのユニットプロセス等を組合せた新排水処理システムのプロトタイプとして次の4システムが例示された。

汚泥処理無用型システム
エネルギー自立型システム
光利用型システム
有価資源回収型システム

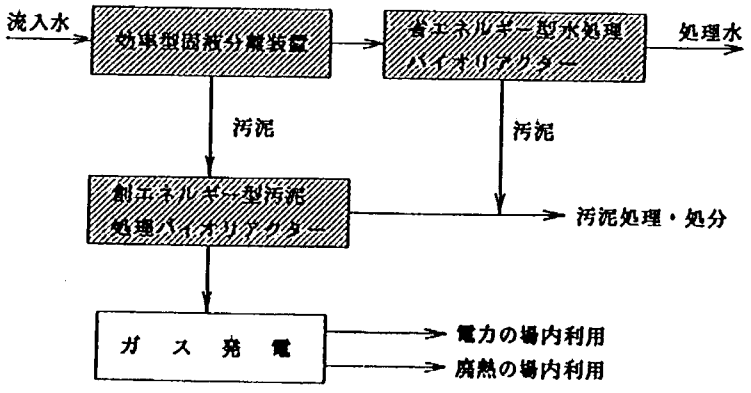
これらのプロトタイプのうち、本年度はエネルギー自立型システムの可能性の検討を行った。

検討は、標準活性汚泥法を従来型システムとし、従来型システムとエネルギー自立型システムのエネルギー自立率をシミュレーションモデルを作成して求め、その結果を比較、考察して行った。

その結果、従来型システムに比べてエネルギー自立型システムでは下水処理におけるエネルギー消費が大幅に改善される可能性が見いだされた。しかし、この結果は計算によって得られたものであるので、今後はシミュレーションモデルに用いた数値の妥当性や実現性などについて、実験的に検証する必要がある。

2．エネルギー自立型システム

エネルギー自立型システムの基本的なフローを図－1に示す。本システムではまず、流入下水中の固形物（初沈汚泥）を効率型固液分離装置で高率に分離する。このため、水処理への負荷は軽減し、溶解性成分を主体としたものとなる。一方、汚泥処理への負荷は流入下水中の固形



図－1　エネルギー自立型システム

物を主体としたものとなる。水処理では流入負荷の減少と共に、省エネルギー型水処理バイオリアクターを用いることにより、そのエネルギー消費量を大幅に削減する。汚泥処理における嫌気性消化では、投入固形物が、余剰汚泥に比べて消化ガス発生ポテンシャルの高い初沈汚泥をより多く含むこと、及び創エネルギー型汚泥処理バイオリアクターを用いることにより、消化ガスとしてのエネルギー回収量が大幅に増加する。エネルギー自立率は、これらのユニットプロセスの組合せにより、次節で定義されるエネルギー自立率を高めようとするシステムである。

3．エネルギー自立率

エネルギー自立率は次のように定義した。

エネルギー自立率（%）＝（回収電力）／（消費電力）×１００

下水処理場で消費されるエネルギーは、電力と重油等の燃料が主なものであるが、電力の割合が高いと共に下水処理場で消費されるエネルギーは電力で表されることが多いことから、ここでは消費エネルギー、回収エネルギーとも電力に換算した。

4．消費電力と回収電力の積算

燃料エネルギーの電力換算は次のように行った。

1 kWh =(1 kWh)×(860 kcal/kWh)/ 0.351 = 2,450 kcal

1,000 kcal =0.408 kWh

0.351: 一般電力における燃料エネルギーの電力変換効率

消費電力は次のように積算した。

消費電力（kWh／日）＝（水処理、汚泥処理の設備動力）×負荷率×運転時間（kWh／日）
＋消化槽加温熱量（千kcal／日）×0.408（kWh／千kcal）
＋焼却用燃料熱量（千kcal／日）×0.408（kWh／千kcal）

表－１に示すように処理水量50,000㎥／日、500,000㎥／日の場合は汚泥を焼却することとしたが、脱水機を高効率ベルトプレスとしたため脱水汚泥の含水率が、70～72%となり、脱水汚泥は自燃し、実際には焼却用燃料は不要となった。なお、管理棟や臭気対策にかかる電力は、積算外とした。

回収電力は次のように積算した。

回収電力（kWh／日）＝消化ガス発電量（kWh／日）
＋実回収熱量（千kcal／日）×0.408（kWh／千kcal）

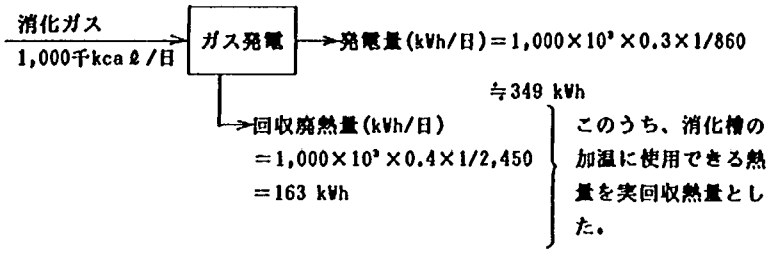
消化ガス発電効率は実績より30%とした。よって、消化ガスの電力換算は次式のようになる。

1 kWh =(1 kWh)×(860 kcal/kWh)/ 0.3 = 2,867 kcal

1,000 kcal =0.349 kWh

実回収熱量とは次のようである。

消化ガスエンジンの廃熱を消化槽加温用の熱に使用するが、この値（回収廃熱量）は、実績より消化ガス保有熱量の40%とした。回収廃熱量が消化槽加温に必要なエネルギーを上回る場合、上回った熱量は余剰熱量となる。このような時、消化槽加温用の熱に使用できる回収廃熱量を実回収熱量とした。



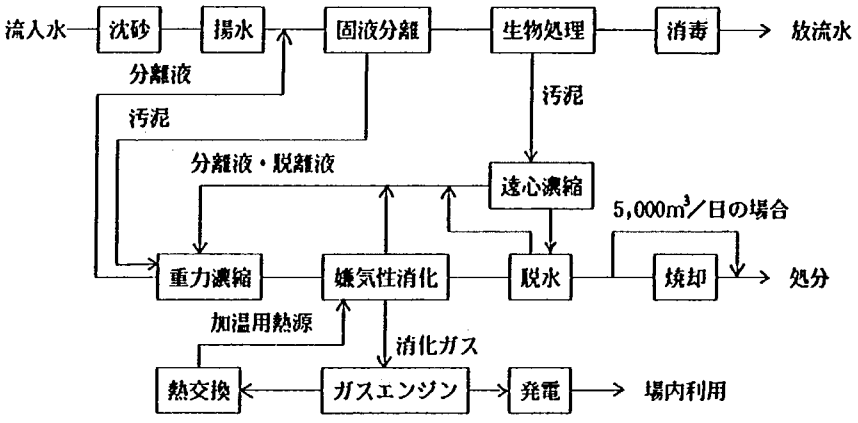
図－２　消化ガス発電回りの熱収支

実回収熱量(kWh／日)＝(消化ガス保有熱量×0.4－余剰熱量(千kcal／日))×0.408(kWh／千kcal)

消化ガス発電回りの熱収支を整理すると図－２のようになる。

５．エネルギー自立率の検討条件

エネルギー自立率の検討の対象とした下水処理システムを図－３に、検討条件を表－１に示す。エネルギー自立型システムに含まれる開発プロセスのうち、省エネルギー型水処理バイオリアクター、及び創エネルギー型汚泥処理バイオリアクターの値は、バイオリアクター開発部会で６０年度に立てた開発目標値を参考にして定めた。効率型固液分離装置の値は固液分離に関する共同研究の開発目標値を参考にして定めた。その外は、下水道施設設計指針と解説（1984年版）、及び、消化ガス発電システム計画マニュアル（案）（再生と利用、Vol.7, NO.24, 1984）に準拠して定めた。消費電力を求める際に用いた負荷率や運転時間は、経験的な値とした。なお、主ポンプの揚程は15mとした。



＊　従来法では余剰汚泥も混合して重力濃縮するケースも検討，

図－３　エネルギー自立率検討対象下水処理システム

６．エネルギー自立率の計算結果と考察

従来型システム、エネルギー自立型システムのエネルギー自立率、及び、エネルギー消費原単位の計

算結果をまとめて表－２に示す。エネルギー自立型システムでは、流入下水の溶解性BODは、計算上、余剰汚泥発生量のみに効いてくるとしたため、溶解性BODを60～100mg／ℓに変化させても、それぞれの値に大きな変化はなかった。また、従来型システムのエアレーションタンク、及び最終沈殿池のエネルギー消費原単位は0.121kWh／㎥（50万㎥／日）、0.154（5万）、0.208（5千）となり、省エネルギー型水処理バイオリアクターのエネルギー消費原単位が0.15kWh／㎥以上は必ずしも省エネルギー型とならない。これらより表－２にはエネルギー自立型システムの計算結果のうち、溶解性BOD100mg／ℓ、水処理バイオリアクターのエネルギー消費原単位0.05，0.10kWh／㎥のみの結果を示している。

表－２は、単にユニットプロセスに数値を与えて計算したものであり、今後これらの数値の妥当性を検証していく必要があるが、計算結果からはつぎのようなことが考察される。

表－１　エネルギー自立率の検討条件

	従来システム	エネルギー自立型システム
1.流入水量　(m／日)	5,000 , 50,000 , 500,000	
2.流入水質　(mg/l)	BOD = 180,　溶解性 BOD=100,80,60 , SS=130	
3.放流水質　(mg/l)	BOD = 10 ,　SS= 20	
4.処理フロー　水処理	沈砂－揚水－固液分離－生物処理-(固液分離）－消毒	
汚泥処理	濃縮－嫌気性消化－脱水－焼却（50,000m³ ／日以上）	
消化ガス発電	ガスエンジン－発電－電力及び廃熱	
5.施設設計条件		
a．水処理		
1) 沈砂池	重力式，水面積負荷＝ 1,800m／㎡・日	
2) 主ポンプ	揚程　15m	
3) 固液分離	最初沈殿池（矩形） 水面積負荷=40m³／㎡・日 滞留時間＝ 1.5時間 除去率(%):BOD 30% SS 40%	効率型固液分離装置 消費動力(kWH/m³) = 0.02, 0.04, 0.06 SS除去率(%) =40,70,90
4) 生物処理	標準活性汚泥法 空気倍率＝ 7 BOD 負荷率=0.25 最終沈殿池 水面積負荷=20m³／㎡・日 滞留時間＝ 2.5時間	省エネ型バイオリアクター 消費動力(kWH/m³) = 0.2 ,0.15 ,0.1 ,0.05
b．汚泥処理	消化前の汚泥の有機物含率＝70%	
1) 濃縮	分離濃縮　（初沈汚泥は重力濃縮，余剰汚泥は遠心濃縮），又は全量重力濃縮	分離濃縮
2) 嫌気性消化	二段消化	創エネルギー型バイオリアクター
	消化温度＝33℃，消化日数＝20日，気温＝15℃ 消化ガス発生率＝1Nm³ ／分解 VS･kg 消化汚泥回収率＝85%	
3) 有機物分解率（%）	50	50,75,80,85
4) 脱水	高効率ベルトプレス 回収率＝95%，脱水ケーキ含水率＝70～72%， 沪過速度＝ 110～120kg/㎡・時	
5) 焼却(50,000 ，500,000m³ ／日のみ	流動焼却炉 空気比　1.3	
c．消化ガス発電	消化ガス熱量＝5,500kcal/Nm³ 電力回収率=30% 消化槽加温用廃熱回収率=40%	

a．エネルギー自立型システムのエネルギー自立率、及び、エネルギー消費原単位は従来型システムに比べて大幅に改善される。5,000㎥／日における最も自立率の高いケースでは、従来型システムの22.4%が56.5%となり2.5倍以上向上する。同様に50,000㎥／日では、31.0%が73.5に、500,000㎥／日では39.4%が93.6%になっている。

b．エネルギー自立型システムのエネルギー自立率に大きな影響を及ぼす因子は、流入下水量、固液分離装置のSS除去率、嫌気性消化の消化分解率である。

c．エネルギー自立型システムにおける効率型固液分離装置、省エネルギー型水処理バイオリアクター、及び創エネルギー型汚泥処理バイオリアクターでは、流入下水量のスケールメリットを考慮していないが、今後この点について検討していく必要がある。

d．固液分離装置のSS除去率は直接、回収電力量に比例するためエネルギー自立率

表－2　エネルギー自立率、及びエネルギー消費原単位の計算結果

						固液分離装置のSS除去率 (%)											
						40				70				90			
						嫌気性消化の有機物分解率 (%)											
						50	75	80	85	50	75	80	85	50	75	80	85
エネルギー自立率 (%)	従来法	流入水量 ㎥／日	5千			22.4 (23.0)											
			5万			31.0 (31.6)											
			50万			39.4 (40.9)											
	エネルギー自立型システム		5千	水処理リアクターエネルギー消費原単位 kWh/㎥	0.05	固液分離装置エネルギー消費原単位 kWh/㎥ 0.02	19.1	27.1	28.5	29.9	29.9	42.3	44.5	46.7	38.1	51.8	55.8	58.5
						0.04	17.9	25.4	26.7	28.2	28.2	39.9	41.9	44.0	34.1	48.2	50.8	53.4
						0.06	16.9	23.9	25.1	26.7	26.7	37.7	39.6	41.6	32.4	45.8	48.2	50.6
					0.1	0.02	16.4	23.2	24.4	25.5	26.0	36.7	38.6	40.5	31.6	44.6	47.0	49.3
						0.04	15.5	21.9	23.0	24.1	24.7	34.8	36.6	38.4	30.1	42.5	44.7	46.9
						0.06	14.7	20.8	21.8	22.8	23.5	33.2	34.9	36.6	28.8	40.5	42.6	44.7
					0.05	0.02	25.4	35.1	37.0	38.8	39.7	55.6	58.7	61.8	48.0	67.6	71.5	75.3
						0.04	23.3	32.2	33.9	35.6	36.3	51.4	54.2	57.0	44.6	62.7	66.2	69.7
						0.06	21.5	29.7	31.3	32.8	34.2	47.7	50.3	52.9	41.7	58.1	61.7	64.9
					0.1	0.02	20.7	28.6	30.1	31.6	33.1	46.1	48.6	51.1	40.3	56.5	59.7	62.8
						0.04	19.3	26.6	28.0	29.4	31.0	43.1	45.4	47.8	37.9	53.0	56.0	58.9
						0.06	18.1	24.9	26.2	27.5	29.1	40.5	42.7	44.9	35.8	49.9	52.7	55.4
				50万	0.05	0.02	30.4	42.3	44.6	46.8	48.7	68.5	72.3	76.0	59.6	84.1	88.9	93.6
						0.04	27.4	38.0	40.1	42.1	44.2	62.0	65.4	68.8	54.5	76.5	80.8	85.0
						0.06	24.9	34.5	36.4	38.2	40.4	56.6	59.7	62.8	49.8	70.1	74.0	77.9
					0.1	0.02	23.8	33.0	34.8	36.5	38.8	54.3	57.3	60.2	47.9	67.3	71.0	74.7
						0.04	21.9	30.4	32.0	33.6	35.9	50.1	52.9	55.6	44.4	62.3	65.8	69.2
						0.06	20.3	28.1	29.6	31.0	33.4	46.6	49.1	51.6	41.4	58.0	61.2	64.4
エネルギー消費原単位 kWh/㎥	従来法	流入水量 ㎥／日	5千			0.512 (0.498)											
			5万			0.357 (0.362)											
			50万			0.261 (0.268)											
	エネルギー自立型システム		5千	水処理リアクターエネルギー消費原単位 kWh/㎥	0.05	固液分離装置エネルギー消費原単位 kWh/㎥ 0.02	.298	.299	.293	.292	.334	.327	.325	.324	.356	.347	.345	.343
						0.04	.318	.313	.313	.312	.354	.347	.345	.344	.376	.367	.365	.363
						0.06	.338	.333	.333	.332	.374	.367	.365	.364	.396	.387	.385	.383
					0.1	0.02	.348	.343	.343	.342	.384	.377	.375	.374	.406	.397	.395	.393
						0.04	.368	.363	.363	.362	.404	.397	.395	.394	.426	.417	.415	.413
						0.06	.383	.383	.383	.382	.424	.417	.415	.414	.446	.437	.435	.433
					0.05	0.02	.224	.220	.219	.218	.248	.241	.240	.239	.263	.254	.253	.251
						0.04	.244	.240	.239	.238	.268	.261	.260	.259	.283	.274	.273	.271
						0.06	.264	.260	.259	.258	.288	.281	.280	.279	.303	.294	.293	.291
					0.1	0.02	.274	.270	.269	.268	.298	.291	.290	.289	.313	.304	.303	.301
						0.04	.294	.290	.289	.288	.318	.311	.310	.309	.333	.324	.323	.321
						0.06	.314	.310	.309	.308	.338	.331	.330	.329	.353	.344	.343	.341
				50万	0.05	0.02	.180	.178	.177	.177	.195	.191	.191	.190	.205	.200	.199	.198
						0.04	.200	.198	.197	.197	.215	.211	.211	.210	.225	.220	.219	.218
						0.06	.220	.218	.217	.217	.235	.231	.231	.230	.245	.240	.239	.238
					0.1	0.02	.230	.228	.227	.227	.245	.241	.241	.240	.255	.250	.249	.248
						0.04	.250	.248	.247	.247	.265	.261	.261	.260	.275	.270	.269	.268
						0.06	.270	.268	.267	.267	.285	.281	.281	.280	.295	.290	.289	.288

1) 分離装置（全量重力濃縮）
2) 従来法よりエネルギー自立率大，又は従来法よりエネルギー消費原単位小

に大きな影響をもつが、今後、ＳＳ除去率と固液分離装置のエネルギー消費原単位の関係について調査検討する必要がある。

ｅ．嫌気性消化の消化分解率も直接、回収電力量に比例する。嫌気性消化の消化分解率を高めるためには、汚泥の可溶化を促進させることが必要であるが、そのためには、エネルギー消費量も大きくなることが予測される。今回の試算では、これを考慮していないが、この点も開発に応じて加味していく必要がある。

ｆ．従来型システム、エネルギー自立型システムとも主ポンプの揚程を15mとしたために、従来型システムでは5,000㎥／日、50,000㎥／日、500,000㎥／日における主ポンプの全消費エネルギーに占める割合はそれぞれ、21.4%、22.6%、26.0%（分離濃縮の場合）とかなり大きな値になっている。同様にエネルギー自立型システムの各水量における割合は、22.5%～36.7%，23.9%～36.0%，23.6%～37.5%となっている。主ポンプの揚程には、流入下水を放流させるための揚水と、水処理プロセスにおける損失水頭が含まれるが、処理に必要な損失水頭は1～3m程度であり、処理だけを考慮すればエネルギー自立率は更に改善される。

Ⅶ 地建依頼経費による研究

1．河川浄化施設の排泥方法に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　　酒井　憲司

1. 調査の目的と必要性

水質汚濁の進んだ河川においてその浄化を図るための方策として河川水を直接浄化する工法があり，すでに一部の河川で実施に移されている。浄化のための工法としては沈殿，エアレーション，植生や接触材の利用などがあげられるが，確実な効果が期待でき，しかも比較的安価ということで礫を用いた工法（以下礫間浄化法と呼ぶ）が検討対象とされるケースが多い。

礫のみならず他の接触材を利用する場合も同様であるが，浄化の進行に伴なって汚泥が生成し，ある程度以上汚泥が堆積すると浄化機能に支障をきたすようになる。そこで適当な時期に余分な汚泥を引抜く必要がある。接触材の種類によっては汚泥を引き抜きやすいものもあるが，礫は決して引き抜きやすいタイプではない。礫を用いた処理施設では従来この点を配慮したものは少なく，汚泥が堆積すれば礫を取り出して洗浄し再使用するか新しい礫と交換するという方法で対応してきたものが多い。

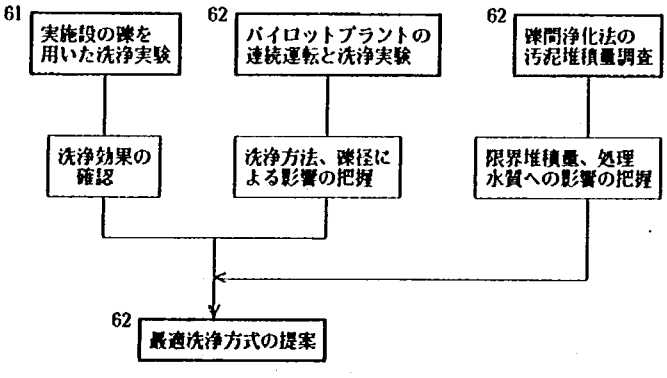
河川水を浄化する河川浄化施設では施設を高水敷の下や防災調整地の下に設けるケースが多く，数年に１度とはいえ礫を取り出す作業を行うことは容易ではない。そこで何らかの手段で汚泥を礫から剝離させて施設から引抜く必要がある。本調査は近畿地方建設局（大和川工事々務所）の依頼により実施しているもので，礫を用いた河川浄化施設における効果的な排泥方法について調査することを目的としている。

2. 昭和６１年度の調査内容と調査結果

まず本調査の全体計画を図－１に示す。本年度実施したのは「実施設の礫を用いた洗浄実験」である。

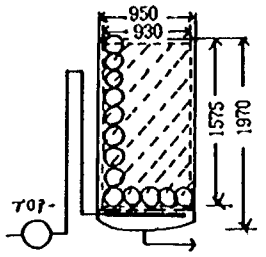
以下に調査内容と調査結果を報告する。

礫間に堆積した汚泥を引抜くためにはまず汚泥を礫から剝離させ，その後液状となった汚泥を系外へ出す必要がある。河川浄化施設の実施設を想定する場合に考えられる洗浄方法としてはエアレーションを利用する。



図－１　調査の全体計画
（枠外の小数字は実施予定年度）

方法と排水を繰り返す方法及び水切り後乾燥させる方法等がある。そこで礫収容容量として0.9 mϕ × 1.5 mH = 0.95 m^{3}を有する洗浄実験用のパイロットプラントを製作し，実施設である程度汚泥の堆積が進んだ時期の礫を用いて実験を行った。プラントの概要を図－2に示す。実験に供する礫はなるべく流入条件の異なった施設のものが適当と判断し以下の3カ所のものを選定した。



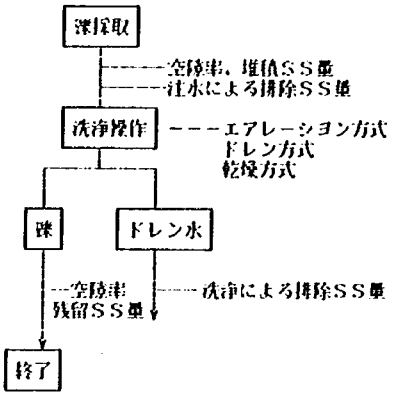
図－2　パイロットプラントの概要（単位：mm）

イ．富士市吉原下水処理場　礫径10～15 cm，処理原水は同処理場初沈流出水

ロ．新潟市神道寺排水路浄化施設　礫径20～30 cm，処理原水は同排水路の排水

ハ．荒川上流工事々務所浄化実験施設　礫径5～15 cmと2～3 cmの2種類，処理原水は荒川左岸下水処理場終沈流出水

実験のフローと内容を図－3に示す。洗浄操作のうちエアレーション方式とドレン方式については前述したパイロットプラント，乾燥方式についてはポリバケツで実験した。



図－2　実験のフローと内容

まず富士市吉原下水処理場における結果を表－1に示す。

表－1　実施設の礫による洗浄実験結果　（富士市　吉原下水処理場）

洗浄方式	実験条件			洗浄前の汚泥量		排除汚泥のSS量			洗浄後の汚泥量		空隙率（%）			SS排除率	(A)/(B)
	空気量 m^3/分	散気密度#2	曝気時間（分）	SS量 Kg/m^3	VS比（%）	総量(A) Kg/m^3	注水分#1 Kg/m^3	洗浄分#1 Kg/m^3	SS量 Kg/m^3	VS比 %	洗浄前	洗浄後	変化(B)	%	
エアレーション方式	0.5	2	30	2.05	56.3	0.42	—	—	1.36	54.8	51.4	52.2	+0.8	20	0.53
	0.5	2	60	2.31	59.7	0.60	—	—	—	—	51.4	52.5	+1.1	26	0.55
	0.5	2	120	2.63	54.6	0.75	—	—	0.85	62.1	53.1	52.5	−0.6	29	−
	0.2	2	60	1.47	68.6	0.34	0.24	0.10	0.88	72.6	50.8	51.1	+0.3	23	1.1
	1.2	2	60	1.76	57.0	0.66	0.33	0.33	0.96	61.7	51.2	52.1	+0.9	38	0.73
	0.5	1	30	2.22	58.2	0.21	0.14	0.07	1.54	52.2	54.2	54.4	+0.2	9	1.1
	0.5	1	60	3.17	59.6	0.78	—	—	1.01	60.3	51.2	52.0	+0.8	25	0.98
	0.5	1	120	1.73	58.6	0.33	0.23	0.10	0.96	60.3	51.9	52.4	+0.5	19	0.66
	0.2	1	60	2.22	59.0	0.36	0.22	0.14	1.24	52.8	52.7	52.9	+0.2	16	1.8
	0.75	1	60	1.30	66.7	0.59	0.34	0.25	0.61	61.4	51.2	52.0	+0.8	45	0.74
ドレン方式	上下動		5回	1.42	63.2	0.53	0.23	0.30	0.62	84.9	52.3	52.6	+0.3	37	1.8
	上下動		10回	1.86	65.1	0.62	0.37	0.25	0.91	75.4	53.0	52.4	−0.6	33	−
	水注入		1回目	1.48	68.6	0.32	—	—	—	—	52.2	—	—		
			2回目			0.10	—	—	—	—		—	—		
			3回目			0.045	—	—	0.91	77.2		52.3	+0.1	31	4.7
乾燥方式	乾燥期間 #3		10日	0.058	59.7	0.010	—	—	0.062	57.9	48.1	48.5	+0.4	17	−
			30日			0.008	—	—	0.032	54.9		48.2	+0.1	14	−

注　#1：排除汚泥のSS量で注水分とは初期の空隙率測定のために注水したことにより排除されたSS量
洗浄分とは注水後の洗浄操作により排除されたSS量　を指す．
#2：散気密度の1，2は散気管の本数を指している．実験装置には同心円状に内外2本の散気管があり1は内側の1本のみ使用，内外の2本とも使用
#3：乾燥方式の汚泥量の単位は　kgである．

表中で洗浄前の礫中のＳＳ量をみると1.30～3.17kg/m³と約2倍半のひらきがあり，サンプリングの場所によりバラツキがあることが分かる。また洗浄前後の礫中のＳＳ量はパイロットプラント中の礫から一部（約２５ℓ）をとって測定したものから計算により求めた値であるため誤差は大きいものと思われる。ここでは場所によるＳＳ量のバラツキを無視して調査結果について考察を加えた。

まず詳細な検討に入る前に実験におけるＳＳ収支の状況についてみると表中の洗浄によって排除した汚泥量（排除汚泥のＳＳ量）と洗浄後の礫中に残留したＳＳ量の和と洗浄前の礫中のＳＳ量の比を回収率として求めると５６～９４％（平均６７％）という結果が得られる。前述したようなＳＳ量の求め方という条件のもとでは比較的良い精度といえる。

本実験で礫から水へ移るＳＳのうちかなりの部分は注水（初期の空隙率測定のために水を入れたあと礫の入った槽を引き上げると水中にＳＳが出ていく。これを注水分によるＳＳ排除と呼ぶ）によるものであることが分かる。排除されたＳＳ総量に占める注水分の割合は４３～７１％（平均６０％）となっており，注水という水の入れ替えでかなりのＳＳが排除されている。では水の入れかえを繰り返すとどうなるかについてドレン方式の中で２種類の実験を行った。１つは水の注入＋ドレンを３回繰り返す実験，もう１つは礫を入れた槽を水面から上にゆっくり吊り上げ，その後ゆっくり下げて元の状態に戻すという作業を５回及び１０回繰り返す実験である。前者の実験の結果，１回目には他のケースの注水分に相当する程度のＳＳ（0.32kg/m³）が排除されているが，２回目は１回目の３分の１，３回目は１回目の７分の１となっており，水の入れかえの効果は回数を増やす毎に急激に低下する。礫を入れた槽を上下に動かす実験では洗浄分と注水分とでほぼ等しい量のＳＳが排除できている。３回ドレンを繰り返す方式に比べると上下に動かす方がＳＳの排除の点ではやや効率的といえる。上下に動かす方がドレンをするのに比べて水と礫との相対速度が大きいことが理由の１つと考えられる。この結果から上下に動かす方式をドレン方式の一種の極限値とみなせることから新潟市，荒川浄化実験施設での実験ではドレン方式では上下に動かす方式のみを対象とした。

エアレーション方式では空気量，散気密度，曝気時間によって効果は異なっている。空気量0.5m³/分で散気管２本の条件で実験したところＳＳ排除率（洗浄前の堆積ＳＳ量に対する排除ＳＳ量の比）は曝気時間３０，６０，１２０分で各々２０，２６，２９％となっており，６０分以上では曝気時間を長くしてもあまり効果のないことが分かる。空気量の影響に関しては曝気時間６０分，散気管２本の条件では空気量0.2，0.5，1.2m³/分でＳＳ排除率は２３，２６，３８％となっており空気量が増えるほどＳＳ排除率が高くなっている。

しかしながらこの傾向は散気管１本の場合には若干異なっており，曝気時間では６０分と１２０分で後者の方がＳＳ排除率が低くなっている。空気量では２本の場合と同様で空気量を上げることによりＳＳ排除率はかなり高まっている。

散気密度に関しては散気管１本と２本の場合の結果を比較するとほとんどのケースで２本の方がＳＳ排除率が高くなっており，散気密度を上げることは洗浄効果を高めるものであるといえる。

表－2　実施設の例による洗浄実験結果　　（新潟市　神道寺排水路）

洗浄方式	実験条件			洗浄前の汚泥量		排除汚泥のSS量			洗浄後の汚泥量		空隙率（%）			SS排除率 %	(A)/(B)
	空気量 m^3/分	散気密度#2	曝気時間（分）	SS量 Kg/m^3	VS比（%）	総量(A) Kg/m^3	注水分#1 Kg/m^3	洗浄分#1 Kg/m^3	SS量 Kg/m^3	VS比 %	洗浄前	洗浄後	変化(B)		
エアレーション方式	0.2	2	60	2.56	25.1	0.71	0.50	0.21	1.75	22.2	50.3	50.6	+0.3	28	2.4
	0.5	2	60	3.13	23.3	1.14	0.69	0.45	1.39	20.6	49.8	50.7	+0.9	36	1.3
	0.2	1	60	5.05	26.6	0.74	0.66	0.08	1.94	25.3	50.2	50.7	+0.5	15	1.5
	0.5	1	60	4.24	25.5	0.85	0.53	0.32	1.48	24.2	48.8	50.6	+1.8	20	0.47
ドレン方式	上下動		5回	2.95	26.6	1.16	0.61	0.55	1.03	23.2	49.5	50.6	+0.9	39	1.3
乾燥方式	乾燥期間 #3		10日	0.19	25.5	0.017	—	—	0.093	23.7	47.0	48.1	+1.1	9	—
			30日			0.011	—	—	0.088	21.8		46.3	−0.7	6	—

注　#1：排除汚泥のSS量で注水分とは初期の空隙率測定のために注水したことにより排除されたSS量
洗浄分とは注水後の洗浄操作により排除されたSS量　を指す．
#2：散気密度の1，2は散気管の本数を指している．実験装置には同心円状に内外2本の散気管があり1は内側の1本のみ使用，内外の2本とも使用
#3：乾燥方式の汚泥量の単位は　kgである．

エアレーション及びドレン方式による洗浄により空隙率は－0.6～＋1.1％変化しており，変化はかなり小さいといえる。空隙率変化1％増当りのSS排除量は空隙率の減少した2例を除くと0.53～1.8 kg／m^3（平均0.99 kg／m^3）となっており，SSの堆積1 kg／m^3が空隙率約1％に相当していることが分かる。

乾燥方式では乾燥期間を10日及び30日とった場合，注水・ドレンにより16，12％のSS排除率が得られている。

次に新潟市神道寺排水路浄化施設における結果を表－2に示す。洗浄前の堆積SSは2.6～5.1 kg／m^3と富士市の場合と比べ同程度ないしは若干高い値となっているが，VS比は23～27％でかなり低い。洗浄実験におけるSS回収率は53～96％（平均72％）であった。

3種類の洗浄方式のうちで最もSS排除率が高かったのはドレン方式であり39％という値が得られている。この時注水分と洗浄分の寄与率は53，47％とほぼ等しい結果となっている。

エアレーション方式では空気量による影響がはっきりと出ており散気管2本，曝気時間60分の条件で空気量0.2と0.5 m^3／分の時，SS排除率は28，36％となっている。この時洗浄分の寄与率は空気量0.2と0.5 m^3／分で各々30，39％で空気量の高い方が洗浄によるSS排除が多くなり全体としての排除率を高めていることを示している。散気管1本の場合はSS回収率が低かったためSS排除率の値は低い値にとどまっている。洗浄分の寄与率は空気量0.2 m^3／分ではわずかに11％であり，エアレーションの効果がほとんどみられない。空隙率1％増当りの排除SS量を計算すると0.5～2.4 kg／m^3（平均1.4 kg／m^3）となっている。

最後に荒川浄化実験場における結果を表－3に示す。荒川では洗浄前の堆積SS量は6～57 kg／m^3と富士市，新潟市に比べ1桁高い値となっている。またC－Ⅲ（礫径5～15 cm）とC－Ⅰ（礫径2～3 cm）を比較するとC－Ⅲでは6.2～27 kg／m^3，C－Ⅰでは28～57 kg／m^3となっ

表－3　実施設の津による洗浄実験結果　（荒川浄化実験施設）

洗浄方式	実験条件			洗浄前の汚泥量		排除汚泥のSS量			洗浄後の汚泥量		空隙率（%）			SS排除率 %	(A)/(B)
	空気量 m³/分	散気密度#2	曝気時間（分）	SS量 kg/m³	VS比（%）	堆量(A) kg/m³	注水分#1 kg/m³	洗浄分#1 kg/m³	SS量 kg/m³	VS比 %	洗浄前	洗浄後	変化(B)		
C－Ⅲ エアレーション方式	0.2	2	60	26.9	21.2	16.8	5.44	11.4	5.58	17.6	39.2	48.2	+9.0	62	1.9
	0.3	2	60	24.3	17.5	21.0	5.85	15.2	6.66	20.4	37.1	49.7	+12.6	86	1.7
	0.3	2	60	6.98	17.0	2.79	1.99	0.80	1.93	10.9	45.7	48.5	+2.8	40	1.0
	0.5	2	60	26.9	18.2	24.2	6.52	17.7	6.67	17.9	37.3	47.6	+10.3	90	2.3
	0.3	1	60	6.21	20.4	3.15	3.15	0	1.26	7.8	45.6	49.3	+3.7	51	0.85
ドレン方式	上下動		5回	19.1	18.2	14.6	5.22	9.38	3.20	18.6	39.2	47.6	+8.4	76	1.7
乾燥方式	乾燥期間 #3		10日	0.63	17.8	0.24	—	—	0.52	17.5	31.2	32.0	+0.8	38	—
			30日			0.25	—	—	0.49	17.8		31.4	+0.2	40	—
C－Ⅰ エアレーション方式	0.2	2	60	41.3	17.1	17.2	4.28	12.9	8.80	22.2	35.8	45.8	+10.0	42	1.7
	0.3	2	60	27.9	18.3	23.2	8.67	14.5	13.1	17.6	35.2	46.3	+11.1	83	2.1
	0.3	2	60	56.6	17.8	22.1	7.11	15.0	9.86	20.9	35.4	45.6	+10.2	39	2.2
ドレン方式	上下動		5回	31.5	17.5	20.9	4.62	16.3	14.2	23.0	32.5	42.3	+9.8	66	2.1

注　#1：排除汚泥のSS量で注水分とは初期の空隙率測定のために注水したことにより排除されたSS量
洗浄分とは注水後の洗浄操作により排除されたSS量　を指す。
#2：散気密度の1，2は散気管の本数を指している．実験装置には同心円状に内外2本の散気管があり1は内側の1本のみ使用，内外の2本とも使用
#3：乾燥方式の汚泥量の単位は　kgである．

ており，C－Ⅰの方が堆積量が高い。堆積した汚泥のVS比は17～21%でかなり低い。汚泥は茶色でほとんど腐敗臭がしないことから有機物の堆積は少なかったものと推定される。洗浄実験におけるSS回収率は57～130%（平均91%）であった。

洗浄実験における注水によるSS排除量は洗浄前のSS量が6～7 kg／m³という極端に低い2例を除くと4.3～8.7 kg／m³（平均6.0 kg／m³）となっており概ね安定している。SS排除率は39～90%でかなり高い。洗浄前のSS量の低かった2例ではSS排除量はかなりの部分が注水分であるが，その他の例では洗浄分による割合が高くなっている。空気量の影響をみるとC－Ⅲで散気管2本，曝気時間60分の条件で空気量0.2，0.3，0.5 m³／分でSS排除率は62，86，90%であり，0.3 m³／分で十分であることが分かる。碍径に関しては洗浄前の堆積SS量が似たようなケースにおけるSS排除率及び洗浄後の残留SS量から比較してC－Ⅲの方が洗浄効果がやや高いといえる。空隙率1%増当りの排除SS量は0.9～2.2 kg／m³（平均1.8 kg／m³）となっている。

以上の結果をまとめると次のようになる。

イ. 碍を入れた槽に水を注入してドレンすることにより碍中に堆積した汚泥がある程度水の方へ移動する。注水による排除率は汚泥の性状，堆積量により異なるがエアレーション方式による洗浄（注水分を除く）による排除率より高いケースが多い。

ロ. 洗浄方式としてはエアレーション，ドレン，乾燥の3方式を比較したが，エアレーション方式とドレン方式はほぼ同じ，乾燥方式は最も劣る結果となった。

ハ. 洗浄によるSS排除率は使う碍，汚泥の堆積量により異なっており，無機物が多く堆積量

の多いケースでは９０％にも達するが，有機物の割合が高く堆積量がＳＳで１～３kg／m³のケースでは最高で４５％であり，かなりの量がなお礫中に残留していることが分かる。

ニ．洗浄により排除されたＳＳ量と回復した空隙率の関係をみると空隙率１％当り1.0～1.8 kg／m³となっていた。

昭和61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2509号
昭和62年10月
下水道部

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，バイオテクノロジー

要　旨

本報告書集は，昭和61年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は全45編400ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

郵便はがき

40円切手をはって下さい。

3 0 5 −□□

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.

No.

差出先住所

差出先氏名

土木研究所資料第2509号　　部

上記のとおり受領しました。

所属(住所)

氏　名　　印

＊＊　御意見欄　＊＊