ＩＳＳＮ　0386－5878
土木研究所資料第2402号

土木研究所資料

昭和60年度下水道関係調査研究年次報告書集

昭和61年10月

建設省土木研究所

Copyright c 1986 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，複製は，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。

東海大学
62.1.26
図書館

土木研究所資料
第2402号　昭和61年10月

昭和60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
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	
地震防災部	耐震研究室	

要　旨

本報告書集は，昭和60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40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60年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果をすべて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60年度における新規課題は，①下水性状の生化学的特性に関する研究(b)，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(c)，③管内貯留に関する調査(a)，④下水道施設の耐震性に関する調査(a)，⑤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(a)，⑥下水処理水の再利用に関する調査(a)，⑦コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査(a)，⑧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(a)，⑨河川の富栄養化に関する調査(d)，⑩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(e)，⑪雪に強い都市づくりに関する総合技術の開発(e)であり，いずれも今日的な重要な課題である。

一方，終了課題は，①河床附着微生物群による浄化作用の研究(b)，②五ケ丘地区における回分式活性汚泥処理に関する調査(f)，③小規模処理場における処理特性に関する調査(a)，④２次処理水の土壌による高度処理に関する調査(a)，⑤下水汚泥の海洋還元に関する調査(a)，⑥浸出水・余水の処理に関する調査(a)，⑦建設事業への廃棄物利用技術の開発(e)であり，それぞれ貴重な成果を得ている。成果の詳細については課題毎に土木研究所報告又は同資料として刊行している。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①汚泥含有物質の流亡に関する研究(b)，②都市排水計画に関する調査(a)，③汚泥性状の改善に関する調査(a)，④湖沼の総合的水管理技術の開発に関する研究(e)など，すでに成果を活用できる域に達しているものもある。

昭和60年度末36％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。下水道整備を円滑に進めて行く上で技術上の問題は少くない。なかでも，①中小都市向け適正処理技術の開発，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系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重要な課題である。

また，各分野で脚光を浴びている先端技術についても下水道に導入することが強く要望されており，バイオテクノロジー，新素材，メカトロニクスなどの諸技術に関する研究も今後欠かせない課題である。

土木研究所では，こうした行政上のニーズに対応した調査を進めるとともに下水道や水質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。

最後に，昭和60年度の調査・研究に関係された各位に深湛なる敬意を表すとともに，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61年10月

下水道部長　安藤　茂

目　　次

序　文

要　約 …… 1

I　試験研究費による研究

1. 河床附着生物群による浄化作用の研究 …… (水質研究室) …… 41
2. 下水性状の生化学的特性に関する研究 …… (下水道研究室) …… 53
3. 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) …… 59
4. 汚泥含有物質の流亡に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 67

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) …… 75
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) …… 89

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 三次処理研究室) …… 111
2. 管内貯留に関する調査 …… (下水道研究室) …… 129
3. 小規模処理場における処理特性に関する調査 …… (下水道研究室) …… 135
4. 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) …… 179
5. 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) …… 187
6. 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) …… 193
7. 汚濁負荷の原単位に関する調査 …… (水質研究室) …… 203
8. 雨天時合流式下水の処理に関する調査 …… (下水道研究室) …… 211
9. リンの除去に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 219
10. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査 …… (水質研究室) …… 227
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) …… 237
12. 下水処理水の再利用に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 251
13. 下水汚泥の海洋還元に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 259
14. 浸出水・余水の処理に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 267
15. 汚泥性状の改善に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 275
16. 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) …… 285

Ⅳ　下水道事業調査費による他部の研究

1. 薬液注入工法の注入管理手法に関する調査 ……（施工研究室）……295

2. 都市排水計画に関する調査 ……（総合治水研究室）……301

3. 下水道施設の耐震性に関する調査 ……（緑化研究室）……307

4. 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）……313

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）……319

2. 河川の富栄養化に関する調査 ……（水質研究室）……325

Ⅵ　建設技術研究開発経費による研究

1. 建設事業への廃棄物利用技術の開発 ……（汚泥研究室）……331

2. 湖沼の総合的水管理技術の開発

2.1　水質予測モデルの改良 ……（水質研究質）……351

2.2　低湿地導入による河川水浄化 ……（水質研究室）……357

2.3　湖沼水質改善技術適用マニュアルの作成 ……（水質研究室）……363

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）……367

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 ……369

3.1.2　バイオリアクターに関する研究 ……381

3.1.3　バイオセンサに関する研究 ……391

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 ……399

3.2.2　酵素・微生物の保存および大量培養に関する研究 ……409

4. 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）……419

Ⅶ　地建依頼経費による研究

1. 宍道湖・中海水質予測調査 ……（水質研究質）……429

Ⅷ　受託研究費による研究

1. 五ケ丘地区における回分式活性汚泥処理に関する調査 ……（下水道研究室）……437

概　要　約　集

河床附着生物群による浄化作用の研究		本文41ページ	昭和60年度
全体計画	試験研究費　昭和57－60年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

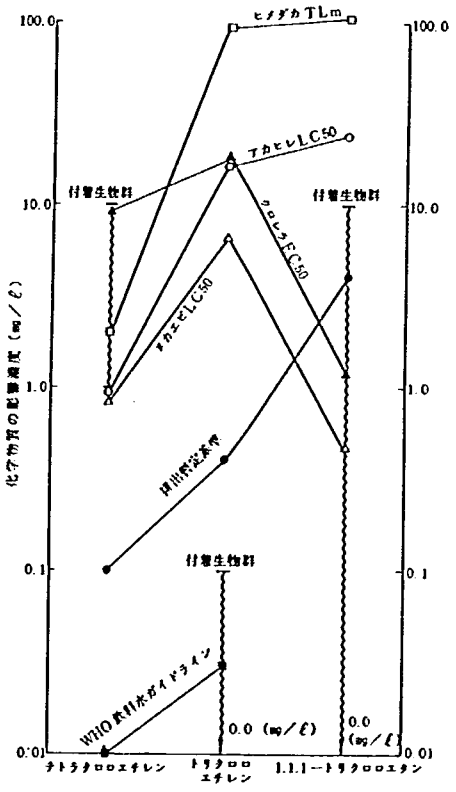
従来，河川は，流入する汚濁負荷を希釈，拡散，沈殿，化学的酸化・還元，生物的酸化・還元作用を通じて，浄化する能力を有している。これは，河川の自浄作用と呼ばれ，河川の物理的特性とともに河川に生息している様々な生物群が大いに貢献しているといわれる。従って，効率のよい自浄作用を期待するには，河川中に生息する生物群，すなわち，細菌－原生動物－付着性藻類－大型水生生物などが，バランスよく機能することが重要である。しかし，近年における都市域での急激な人口増加と，下水道整備の立遅れ等のため，河川の浄化能力をはるかに越えた，汚濁物質が流入している河川もいくつか存在している。流入する汚濁物質は，流域の人間活動を反映して様々なものがあるが，極微量でも河川の生態系を大きく乱し，河川の浄化能力を阻害する化学物質も多数存在している可能性がある。かつて，多量の農薬が農村地帯の水路から，多くの水生動物を駆逐したことは，まだ私たちの記憶に新しい。河川の自浄能力を有効に活用し，河川水質保全の一助とするためには，これら微量の有害化学物質が河川内の生態系にどのような影響を与えるかを定量に把握する必要がある。

（結　果）

図－1に，三種の化学物質に関する生物試験結果をとりまとめて示す。

テトラクロロエチレンとトリクロロエチレンは，付着生物群への影響を除けば，ほぼ似たような毒性の発現状況を示すが，1.1.1トリクロロエタンは，下位の生物により強くその毒性を発揮するように思われる。また，毒性を発現する範囲を考えると，範囲の大きい順（1.1.1トリクロロエタン＞トリクロロエチレン＞テトラクロロエチレン）に，毒性発現メカニズムが，複雑な可能性がある。

以上，最近飲料水汚濁物質として，注目されている三種の化学物質の急性毒性に関する生物試験を実施した結果について，若干の知見を報告したが，毒性を発現する濃度と現在環境中に検出される濃度（テトラクロロエチレン0.5～1.6μg／ℓ，トリクロロエチレン0.2～0.3μg／ℓ）の間には，おおむね1000倍以上の差があり，急性毒性の直接的影響は，それほど考慮する必要はないように思われる。今後，これらの物質の慢性毒性について検討を行う必要があろう。



図－1　化学物質の影響濃度

執筆者　安　中　徳　一
森　田　弘　昭
山　田　幸　男

下水性状の生化学的特性に関する研究		本文53ページ	昭和60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指標を探索する。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とする。

（結　果）

1）既往の研究に関する調査－固形物粒子径の分布と有機物負荷との関係を検討した研究は非常に少ない。Levin らは，最初沈殿池越流水中の固形物粒子径の分布と有機成分への寄与率および生化学的酸化反応速度係数，都市下水を沈殿処理したときの処理水中に含まれる有機成分と粒子径との一般的な関係，固形物粒子径の分布特性を調べる手法などを報告し，生化学的酸化反応速度係数は固形物粒子径が小さくなるに従い大きくなる等を明らかにしている。

2）流入下水および処理水の固形物特性調査

①予備調査－ふるい，ろ紙を用いた分画時におこる目詰まりによる孔径の減少を防ぐため，洗浄または交換の頻度とろ過水量を求めた。また，ろ紙に伴うろ紙からの溶出量を求め，分析時に大量のろ紙を使用することも考慮して，試料水ろ過前の洗浄水量を求めた。

②現地調査－終末処理場の流入水，最初沈殿池流出水，最終沈殿池流出水を，孔径 1000, 500, 125, 63, 20 μ（ふるい），1.0, 0.65, 0.1 μ（ろ紙）で分画，分析したところ，下表のような結果を得た。好気的な分解速度が比較的大きい炭水化物が，粗い固形物粒子に比較的多く含まれているのが大きな特徴である。

Table　Distribution of Various Constituents Associated with Filtrable Solids in Wastewater (Influent to grit chamber)

Constituent	Concentration mg/l	Percent retained in size range* <0.1	.1－.65	.65－1.0	1.0－5	5－20	20－63	63<
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
T S	449	80.4	－	11.1	－	－	2.7	5.8
VTS	134	22.4	－	11.2	26.1	13.4	17.2	9.7
Protein	61.2	62.9	－	－	8.0	12.7	4.7	11.6
Grease	47.2	28.6	－	11.0	1.3	6.6	12.9	39.6
Carbohydrates	48.9	3.7	2.7	1.2	6.7	3.7	4.3	77.7
Heterotrophs	547×10^{5}***	ND	ND	0.8	43.3	－	－	55.9
Volatile Org. Acids	37.9	53.8	9.0	－	－	－	－	37.2

* size in micron, ** erroneous, *** in count/ml

執筆者　中村栄一
落修一
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59ページ	昭和60年度
全国計画	試験研究費　昭和59－62年度	三次処理研究室	

（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を考える時，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) 高度処理を実施又は認可済の全国40処理場について，必要理由，処理方式，処理開始年度等を調査するとともに，供用開始済の587 処理場における高度処理計画・構想の有無を調査した。

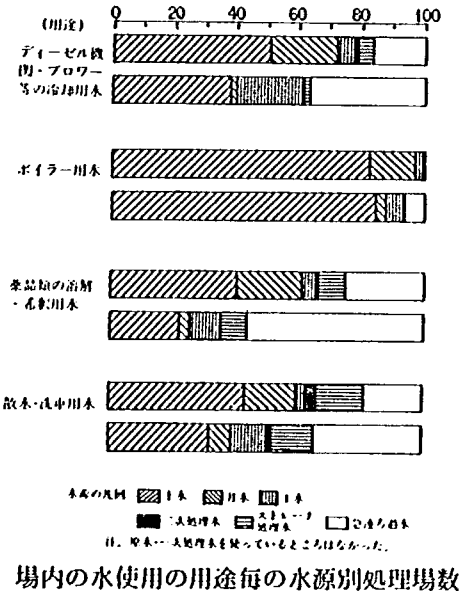
(2) 処理水の場内再利用の実態調査の結果，次のことが明らかとなった。

①全国合計で処理場の使用水量の85%に処理水が使われている。しかし，処理場の使用水量の50%未満しか処理水を使っていない処理場も30%あり，全く使っていない処理場も23%もあり，今後更に場内再利用を図る必要があると思われる。

②全国の全処理場と，既に高度処理を導入している処理場について，場内再利用状況を比較した結果，既に高度処理を導入している処理場では，上水・井水・工水等への依存率が低く，場内再利用化が進んでいることが明らかとなった。このことより，処理レベルの向上により，処理水の再利用化がさらに促進できる可能性が示唆された。（図参照）

(3) 処理水の場外再利用状況の年度別推移，料金徴収状況について実態調査を行った。

(4) 二次処理区域の拡大との財源上のトレードオフの中での処理レベル高度化プログラムの検討の前提として，下水道等集合処理システムによる整備区域の設定方法の提案及び，処理区の設定方法の提案を行った。



執筆者　佐藤和明
谷戸善彦
諏訪　守

図　場内の水使用の用途毎の水源別処理場数
（S 60. 1 現在）（上段のグラフ：全国587 処理場対象）
（下段のグラフ：既に高度処理を実施している17処理場対象）

汚泥含有物質の流亡に関する研究		本文67ページ	昭和60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，農地等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，汚泥は農地等に長期的に利用される可能性があるが，汚泥中の重金属等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，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資料を得ることを目的としている。

（結　果）

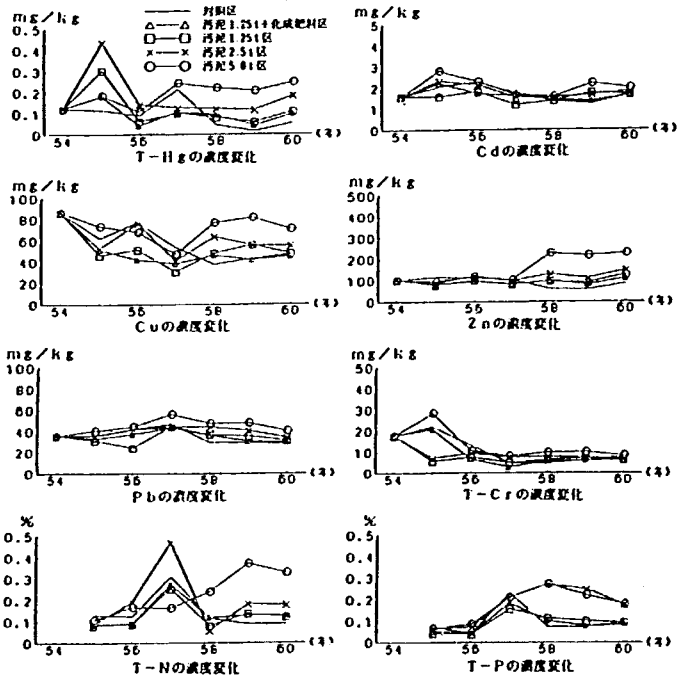
1）ライシメーター実験による汚泥含有物質の収支に関する実験（汚泥連用回数４回）

①前年度と同様に，汚泥由来物質は，土壌表層から20～30㎝程度の層に蓄積する傾向がある。

②施用した汚泥中重金属量の99％程度は土壌中に残留し，野菜の吸収とライシメーター底部からの流亡は非常に少ない。また，窒素は，野菜の吸収と流亡（降雨時のみ）が数％であり，リンは野菜の吸収のみ0.2～0.6％で，ライシメーター底部からの流亡はほとんどない。

2）屋外圃場での汚泥連用による重金属等の蓄積に関する実験（汚泥連用回数６回）

①汚泥中の含有量が多い，窒素とリン，重金属ではZnが，汚泥５t／10a連用区の土壌中濃度が高く，明らかに蓄積が認められるが，1.25t／10ａ連用区はどの元素も横ばい状態であり，明らかな蓄積傾向は現われていない。（図－１参照）



（図－１　汚泥連用による土壌中重金属等の濃度経年変化図）

執筆者　京　才　俊　明
　　岡　澤　邦　明

集落における下水処理に関する研究		本文75ページ	昭和60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３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パイロットプラント実験

１日４サイクルで運転した場合，Ｔ－Ｎ除去率平均は71％であり，１日２サイクルの場合は50％であった。また，リン除去率には，大きな差はみられなかった。

(2) 回分式活性汚泥法に関する実態調査

京都府Ｍ市で稼動中の回分式活性汚泥法の実施設の実態調査を行った。その結果，ＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳの除去率は，各々95，82，91％と高く，良好な処理が行われていた。窒素，リンの除去率は45，75％であり，リン除去率は，高い値を示していた。

(3) 嫌気好気式活性汚泥法に関する調査

実施設を用いて，１系は流入後の２槽のエアレーションを止め機械撹拌のみを行い，残りの４槽でエアレーションをするという嫌気好気式の運転，２系は６槽すべてでエアレーションを行う標準法の運転を行った。その結果は，以下の通りである。

①ＳＳ，ＢＯＤでは１系と２系の差がはとんどなかった。

②窒素除去率は，１系の方が高かった。

③１系におけるリンの挙動は，典型的な嫌気好気式のものであり，２系におけるリンの挙動は，リン除去能力の高い標準法のものと考えられた。

(4) バイオシェルフに関する調査

生物膜の付着した傾斜水路（バイオシェルフ）に酢酸または絶対嫌気処理水を薄層で流下させ，その処理特性を調べた。

①室内実験：基質除去活性はかなり大きい。（４ｍ流下で酢酸基質約80㎎／ℓ消費）

②屋外実験：有機物除去はゼロ次反応的であり，覆蓋系，開放型ともに同程度であったが，窒素・リン除去に関しては開放系の方が良好であった。

執筆者　佐藤和明
酒井憲司
小泉秀一
中村栄一
落　修一
中島淳子

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89ページ	昭和60年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和60－63年度	汚泥研究室・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段処理法の開発と，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

本年度は前段，後段いずれも生物処理を用いる２段生物処理について実験を開始した。（図を参照）この実験に先立って実施した予備実験（両段とも好気性処理）の結果では前段の汚泥の方が後段の汚泥より重金属濃度が高くなっており，２段処理により重金属濃度の異なる汚泥を得ることが可能であることが分った。

(2)　ＩＣＰ分析法における前処理方法の検討

各種重金属を同時に測定する方法としてＩＣＰ（誘導結合プラズマ）分析法が下水及び汚泥へ適用できるか否かについて検討し，溶媒抽出法によりCd,Cu, Ni, Pb, Zn 等の元素が測定できることが分かった。

(3)　汚泥焼却灰からの重金属の溶出実験

汚泥の焼却灰からの重金属の溶出について環境庁告示に基づく方法で測定したところ判定基準を十分満たしていた。また長期的影響を把握するため屋外ライシメータによる実験を開始した。

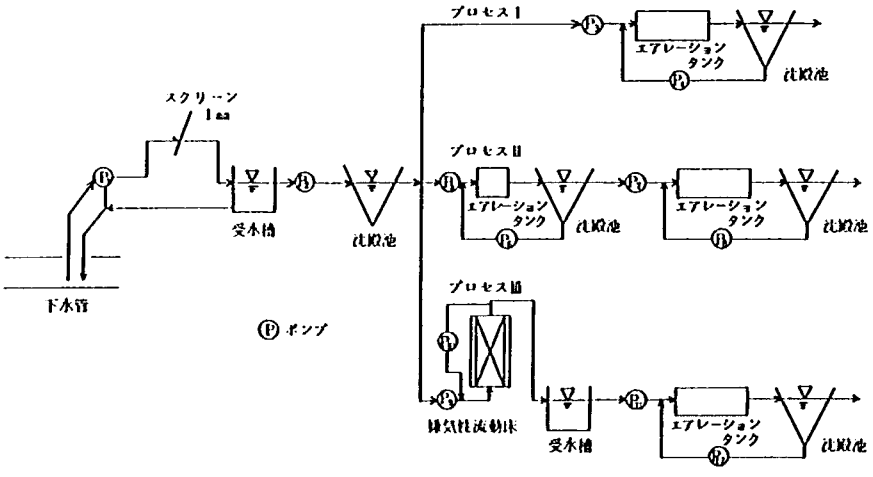


図　２段生物処理プロセスの概要

執筆者
安　中　徳　二
渡　部　春　樹
小　森　行　也
京　才　俊　則
岡　澤　邦　明
白　石　　隆
近　藤　次　夫

下水道整備効果の定量化及び評価に関する調査		本文111ページ	昭和60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・三次処理研究室	

（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）

60年度は上記課題の中から，①②を選び，下記調査を実施した。

(1) 下水道マップの策定手法に関する調査

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，i）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。

処理場に1番近い住居までの距離と苦情の有無

▨は苦情無の範囲
（数字は処理場数）

距離	悪臭		騒音		振動		水質		大気		景観		害虫		車の出入		危険性	
	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無
10m未満	85	65	40	110	10	140	26	124	9	141	25	125	27	123	17	132	5	145
10m以上～30m未満	68	92	26	134	6	154	17	143	2	158	14	146	20	140	8	152	2	158
30m以上～50m未満	7	27	3	34	1	33	0	34	1	33	0	34	1	33	1	33	0	34
50m以上～70m未満	13	19	4	26	0	32	4	28	0	32	3	29	0	28	1	31	1	31
70m以上～100m未満	6	11	1	16	0	17	0	17	0	17	1	16	1	16	0	17	0	17
100m以上～200m未満	12	42	3	51	0	54	5	49	1	53	3	51	1	53	2	52	0	54
200m～300m	7	17	2	22	0	24	3	21	0	24	0	24	0	24	2	22	0	24
300m～500m	3	15	1	17	0	18	2	16	1	17	0	18	0	18	1	17	0	18
500m～1000m	3	25	0	28	0	28	0	28	0	28	0	28	2	26	0	28	0	28
1000m以上	1	8	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9

執筆者　中村栄一
谷戸善彦

管内貯留に関する調査		本文129ページ	昭和60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）

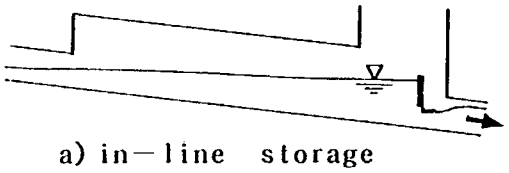
都市域における浸水問題，雨天時合流式下水道越流水問題に対処する一手法として管内貯留がある。管内貯留は流れの場に同時に貯留を起こさせるin－line storage方式とバイパスを設け貯留空間を別に設定するoff－line storage 方式がある。後者については実施設も数例あり設計法も確立されているが，前者については十分な検討が行われていない。そこでこのテーマでは，前者の設計法の確立を主目的とし，合わせて計画外力の不確定性，貯留時堆積物の影響などを調査する。

（結　果）

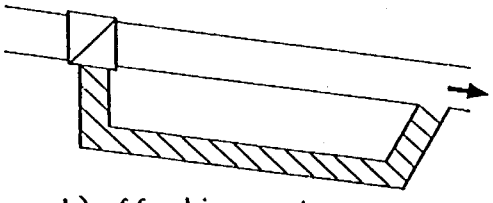
1）計画の不確定性に関する検討－降雨強度の確立分布推定における誤差の評価－－20年間の毎年最大降雨量を降雨継続時間Td （5, 10, 20, 30, 40, 50, 60分）毎に求め，Gumbel 法の極値分布対Thomas plot ，岩井法の対数正規分布対Thomas plot でそれぞれ相対誤差を求めたところ，前者ではTd による差は殆どなかったものの，後者ではTd の増加に伴い相対誤差も大きくなった。従って計画降雨強度の推定の際，下流側にいくほど推定精度が劣っていくことが判明した。

2）小型管渠装置を用いた放置実験－貯留後の最適な下水引抜き方法を得るため小型模型をもちいて種々の条件で実験を行ったところ，TS，VTS では底勾配4％が最適，TOCでは底勾配が大きい程より最適になることがわかった。引抜き速度の影響は顕著にはみられなかった。

3）下水性状の管渠内流下に伴う変化特性調査－途中出入のない区間4kmにおける下水性状の変化を調べるため現地採水，分析を行ったところ，BOD，SS など殆ど全ての項目で濃度は減少しており，又原水中の20μm 以下の粒子および溶液の全体に対する割合は増加している。しかし調査区間には落差（2.6 m）があり，その寄与率は不明である。



a) in－line　storage



b) off－line　storage

図　管内貯留の方法

執筆者　中村栄一
　　榊原　隆

小規模処理場における処理特性に関する調査		本文135ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55－60年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

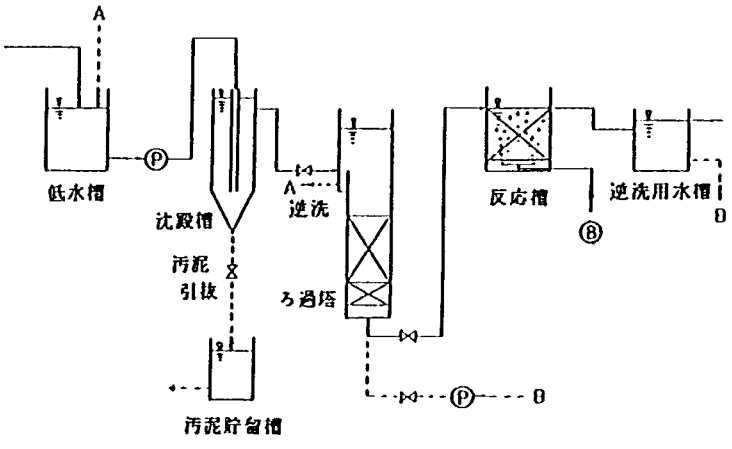
現在，下水道事業は大都市から地方の中小都市，農山漁村等の小集落へと拡大する段階にあり，今後は事業の小規模化と事業件数の増加が見込まれる。しかし，地方の中小都市にとっては財政，技術力の面で対応が困難な場合も想定され，とくに維持管理に高度な技術を修得した技術者を確保するのが難しくなってきている。

本調査は，以上の背景から，小規模下水道に適した簡易な運転管理のみで比較的高度な処理水質が得られる下水処理法を見い出すために実施したものである。

（結　果）

本調査は，昭和55年度を初年度として6ケ年間実施し，昭和60年度が最終年度である。この間に調査した内容は，活性汚泥法の処理特性に関する調査として4課題，生物膜法の処理特性に関する調査として5課題，絶対嫌気性処理法の処理特性に関する調査1課題であり，その他各種の処理法を対象に，実施設での現地調査を行った。

これらのうち，今年度行った調査は生物膜法の処理特性に関する調査として，れき間エアレーション法，ドレーン模型，コンパクト処理法，全酸化処理法の4課題と絶対嫌気性処理法の処理特性に関する調査である。今年度の成果をまとめると以下の通りである。1）れき間エアレーション法を設計する際の基本条件として，第1槽目の容積比を後段よりも大きくとり，負荷の上限を設定しておくのが望ましいことが判明した。2）ドレーン模型を好気性処理で行う場合，BOD_5 の空容積当りの負荷は 0.4kg/m³・日 程度が限界であり，そのときの汚泥発生率は除去BOD_5量当りで約0.3が見込まれる。3）1つの槽で水処理と汚泥の濃縮・貯留を図るコンパクト処理法では，低水温時に良好な水質が得られるが，高水温時に大量のスカムの発生があり，構造上の改善が必要とされる。発生した汚泥の濃縮・貯留性は良好であり，汚泥の脱水性の悪さも汚泥乾燥床の適用により対処できる。4）余剰汚泥の発生量を限りなくゼロにするために，前段固液分離型の全酸化処理方式を開発し，沪過槽での逆洗頻度や沪材径についての検討を行った。5）絶対嫌気性処理法を開発するために，嫌気活性汚泥法と絶対嫌気性の固定生物膜の調査を行ったが，現時点では満足できる処理成績は得られず，撹拌方式の改良や接触材の開発等が必要とされる。



図－1　全酸化処理法の処理フロー

執筆者　中　村　栄　一
高　橋　正　宏
落　　修　一
中　島　淳　子

下水中の難分解ＣＯＤ成分等の高度除去に関する調査		本文179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式の確立を目的としている。

（結　果）

本年度の成果は以下のとおりである。１）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。２）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。特にし尿を受け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。３）非イオン界面活性剤の添加実験で嫌気槽を設けても除去は良好であった。ＰＶＡ（ポリビニルアルコール）添加実験は，ＰＶＡの除去率９～18%，Ｄ－ＣＯＤの除去率31～45%と非イオン界面活性剤の時に比べて低い除去率であった。４）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，より長期間を要する結果となった。

処理工程別のD-COD，HB-CODの負荷量（kg／日）

		流入水	初沈流出水	２次処理水	返流水
Ｉ処理場	D-COD	714	475	291	50.5
	HB-COD	144	159	147	30.9
Ｙ処理場	D-COD	995	1,082	346	210
	HB-COD	238	299	(346)	164
Ｍ処理場	D-COD	6,767	6,384	1,640	1,515
	HB-COD	1,180	1,373	1,247	439
Ｋ処理場	D-COD	2,919	5,531	1,853	369
	HB-COD	1,673	1,610	1,640	218
Ｓ処理場	D-COD	5,634	4,856	2,045	306
	HB-COD	1,682	1,851	1,112	188

HB-COD：COD生分解度試験結果より
（　　）：マイナスを示した

執筆者　佐藤和明
酒井憲司
小泉秀一

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187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	水　質　研　究　室	

（目　的）

富栄養化した閉鎖的な水域では栄養塩による水域内での有機物の生産，いわゆる内部生産によって有機性汚濁が進行している場合が多く，これらの水域では栄養塩負荷の削減が必要である。内部生産の機構については明らかになりつつあり，これらを含めた水質のシミュレーションもいくつか実施されているが，下水道整備などの諸対策の効果の評価という観点からすれば，モデルの検証は極めて不十分である。このため，削減を実施した水域での水質観測も含めて効果の評価手法の調査を行い，手法を確立する必要がある。

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て，その周辺で進められている下水道の整備に伴って，栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，その削減によって閉鎖的な水域の水質がどのように改善されていくかを評価する。さらに，既に富栄養化している，あるいは進行している閉鎖的な水域の水質改善対策，及び富栄養化の防止対策の合理的な策定に結びつけていく予定である。

（結　果）

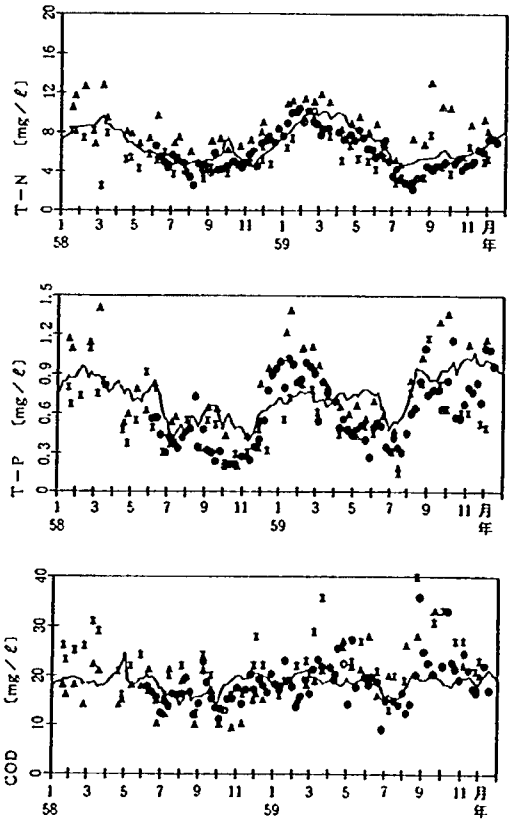
(1) 大堀川と大津川を対象として水質調査を行った結果，ＣＯＤ５～20㎎／ℓ，ＴＮ４～14㎎／ℓ，ＴＰ 0.1～2.0㎎／ℓであり溶解性成分は，それぞれ75%，95%，78%であった。

(2) 手賀沼湖内水質の水平及び鉛直分布を調査した結果，手賀大橋の水質は，手賀沼全体をほぼ代表している。

(3) 湖内の生産調査を行った結果，生産性は１年を通して活発であるが，特に夏季と秋季に表層で大きい。純生産量は，水深が深くなると著しく小さくなり，６割水深では，ほとんどの場合呼吸量が生産量を上回っている。

(4) 手賀沼富栄養化モデルとして，１ボックス４指標物質循環モデルを作成し，実測値と計算値とを比較した。図－１の様に大概ね良好な結果が得られた。

執筆者　安中徳二
渡部春樹
小森行也



図－１　水質再現計算結果と検証値の比較
（検証データ：●手賀大橋，▲根戸下，⧗手賀沼中央）
（計算値　　：――― 手賀大橋　　）

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193ページ	昭和60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）

60年度は，バッチ処理システムにおける四塩化炭素の挙動調査とトリクロロエチレンの挙動調査を行なった。また，連続処理システムでは，初沈流出水に2.5－DCA，O－CP，クロロホルム，四塩化炭素，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7化合物を添加し，それぞれの生物処理での除去率を求めた。また，下水処理場における全有機ハロゲン化合物の調査を実施した。以上の調査により下記のことが確認された。

1）バッチ処理システムにおける四塩化炭素の挙動

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，汚泥に濃縮されるものの割合は非常に小さく，曝気による揮散するものの割合が非常に大きいことが確認された。

2）バッチ処理システムにおけるトリクロロエチレンの挙動

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，四塩化炭素と同様に処理水中に残存するもの，汚泥に濃縮されるものの割合は非常に小さく，曝気により揮散するものの割合が非常に大きいことが確認された。

3）連続処理システムにおける化学物質の除去

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，水温の低い冬場の方が7%程度低くなっている。

4）全有機ハロゲン化合物の調査

3処理場において延べ7回調査した結果を右表に示した。

表　水質分析結果（平均値）　n＝7

	pH	SS (mg/ℓ)	BOD (mg/ℓ)	COD (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)	TOX (μg/ℓ)	NPOX (μg/ℓ)	POX (μg/ℓ)
流　入　水	6.9～7.9	99	142	85.3	27	98	89	9
二次処理水	6.9～7.9	6	5.7	10.3	7	67	66	1

流入水中のTOX濃度は98μg/ℓで二次処理水中の濃度は67μg/ℓであった。流入水の内訳は，NPOX 89 μg/ℓ，POX 9 μg/ℓではとんど不揮発生であった。処理水ではNPOX 66μg/ℓ，POX 1 μg/ℓ で流入水同様ほとんどが不揮発生である。これらの除去率を求めるとNPOX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不揮発性分の除去は困難であるが，揮発性成分は十分除去できることが示唆された。

執筆者　安中徳二
渡部春樹
小森行也

汚濁負荷の原単位に関する調査		本文203ページ	昭和60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１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している。本年度は茨城県研究学園都市で開催された科学万博会場において調査を実施した。

（結　果）

1）汚水量原単位（１日の汚水量を入場者数で除したもの）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20万人を超すと，ほぼ30ℓ／人・日程度に収束する。

2）汚濁負荷量原単位を調べると表－１の様な結果を得た。

3）場内の雨水管の水質を管出口と放流先のぽっちゃん池で調べた結果，かなり汚濁していることが分った。催し物会場における防災調整池を親水空間として利用する際には水質保全対策の検討が必要と思われる。

4）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

執筆者　安　中　徳　二
渡　部　春　樹
小　森　行　也

雨天時合流式下水の処理に関する調査		本文211ページ	昭和60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）

合流式下水道の雨天時越流水は，公共用水域の汚濁の原因のひとつであり，その抑制の方法としては，雨天時下水の貯留，地下浸透などが実施されている。

本調査の目的は，雨天時合流式下水を効率的に処理する方法を開発することであり，既存の合流式下水道の改善，新規の下水道計画に資するものである。

（結　果）

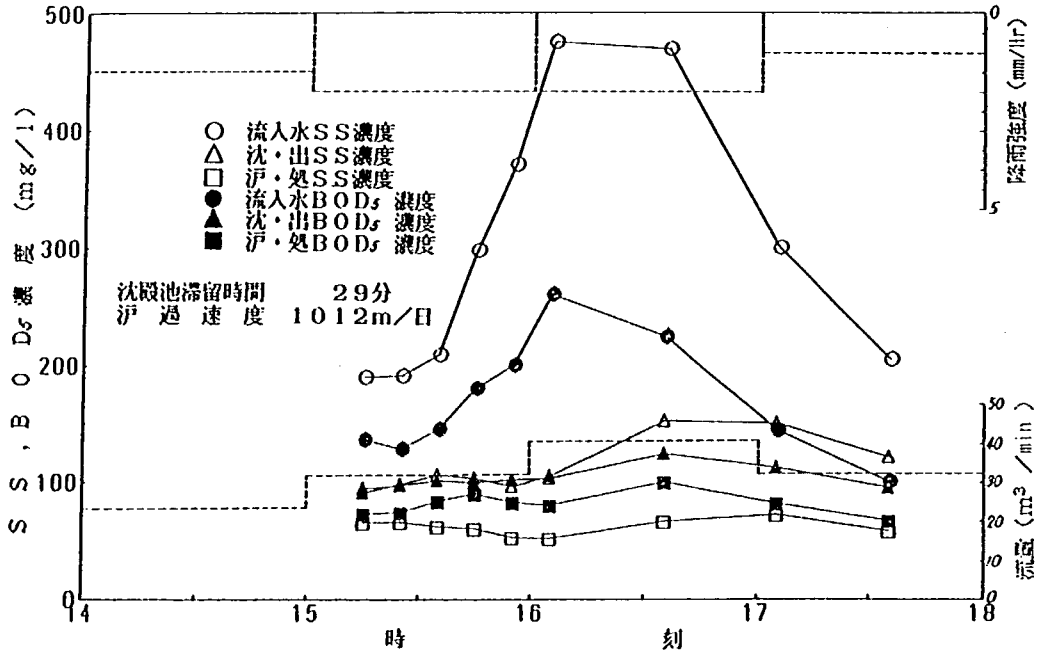
昭和60年度の調査は，昭和59年度に引き続き①雨天時合流式の性状調査，②雨天時合流式下水の2段処理法（沈殿池＋超急速濾過）による処理実験を実施し，以下のことが明らかになった。

① 雨天時合流式下水の流量ピーク時には，浮遊物質，粒子性のBOD_5の占有率が高くなり，逆に溶解性物質の占有率が低くなるが，SS 粒径分布との間に差異が認められた。

② 2段処理法において，SS の除去率は平均77%，BOD_5の除去率は平均54 %であり，SS については効率良く処理できるが，BOD_5 についてはあまり良好な処理結果は得られなかった。

③ 逆洗について検討した結果，逆流洗浄において空気と水を併用することにより逆洗効率は著しく向上し，有効な逆洗方法であると考えられた。

④ 沈殿池流入部に凝集剤としてPACを10㎎／ℓの濃度で添加したところ，晴天時下水であったがSS，BOD_5 ともに処理性の向上が認められ，濾材の粒径を細かくすることによって二段処理水質の向上が測れるものと考えられた。



執筆者　中村栄一
河井竹彦
小沢登

リンの除去に関する調査		本文219ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　　昭和46～60年度	三次処理研究室	

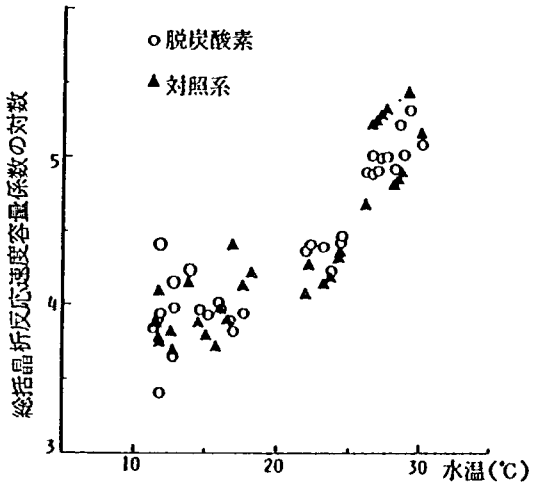
（目　的）

リンの除去は閉鎖性水域の富栄養化防止のための有効な方法の一つである。本調査は主として，種々のリン除去法を下水中のリン除去技術として適用する場合の諸特性を把握するために行っている。調査開始から55年度までは主に凝集沈殿法が検討された。56年度以降は生物学的窒素・リン同時除去法，凝集剤添加による窒素・リン同時除去法および晶析脱リン法の実用性について調査を行っている。昭和60年度は，晶析脱リン法に関する調査を行った。

（結　果）

京都パイロットプラントにおいて，4本のカラムを用いてベンチスケール実験を実施し，脱炭酸の効果等について検討した。その結果，下図に示すように，脱炭酸の効果は予想外に小さく，冬期の低水温による脱リン性能の低下を補うことができないということが明らかになった。また，長期にわたって使用した骨炭と新しい骨炭との比較の結果，長期使用したものは相当脱リン性能が劣化していることが明らかになった。一方，リン鉱石は前年度データとの比較の範囲内では劣化の進行は停止もしくは緩やかになっているものと考えられた。従って，様々な使用条件の下での経時劣化が残された重要な課題である。

一方，低水温あるいは劣化による脱リン効率の低下を補う方法を室内実験で検討を行った結果，低アルカリ度原水では，炭酸以外のアルカリ度成分の補給によって晶析反応の進行によるpH低下が緩和されリン除去率の向上が見られた。しかし，劣化した種結晶に対するフッ素の添加は効果が持続しないことが判明した。



脱炭酸効果の比較検討結果（リン鉱石）

執筆者　佐藤和明
小越真佐司
諏訪守

二次処理水の土壌による高度処理に関する調査		本文 227 ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　　昭和53～60年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

貯水池，湖沼等の閉鎖性水域を放流先とする場合には処理水中の栄養塩類を除去する必要がある。小規模な下水処理施設の場合の栄養塩類除去法としては（植生も含めた）土壌を活用する「土壌処理法」が効果的な方法と考えられる。本調査では栄養塩類等に対する土壌の浄化機構及び除去能力の把握を目的として実施した。主な検討項目は次の通りである。

① 窒素の土壌中での挙動と除去能力の評価
② リンの土壌中での挙動と除去能力の評価
③ 有機物除去量と目詰り発生負荷量の限界値
④ 細菌の除去特性
⑤ 重金属の除去特性

（結　果）

本年度は本課題の最終年度にあたるので過年度の成果のとりまとめを行なった。

(1) 基礎実験のまとめ

イ．窒素除去には有機炭素の供給と嫌気性状態の形成が必要である。汚水を土壌の表面から供給する方法は窒素の除去率０－10～30%程度である。

ロ．防水シートを敷いたトレンチに散水管から汚水を供給する毛管浸透法ではイの表面散布より窒素除去率が高くなるが，防水シートから地表面までの距離が短いと地表までの蒸発散が活発となり塩類の集積が顕著となる。

ハ．リンの除去は土壌中に存在する活性アルミナとの化学反応に基づいて行なわれ，pH が４～５の領域で最大の除去量を示す。リンの吸着量はラングミューア，フロイントリッヒの等温平衡吸着式で表現できる。

ニ．土壌中の有機物は土壌とリンの吸着反応を阻害する。リンの吸着量に対する温度の影響は小さい。

ホ．金属の挙動は土壌中のｐＨに大きく影響され，ｐＨが６以上になると吸着現象がみられた。

ヘ．大腸菌群，一般細菌に対する土壌の吸着能力は極めて大きい。細菌の土壌中の分布は，土壌の深さ方向に対し指数的に減少する。また吸着された菌は時間と共に指数的に減少する。

(2) 大型ライシメータ等を用いた実験のまとめ

イ．SS，BOD，COD，リン，大腸菌群等に対する除去能力は極めて高く，三次処理施設としての機能を有している。

ロ．現地施設のうち目詰り等を生じ失敗したものを調査した結果，原因として水量やＢＯＤの過負荷，油その他の分解性の悪い物質の事前の除去不足，難透水性土壌での設置，地下水位が高い，汚泥の引抜き等維持管理が不十分，などが指摘された。

執筆者　安中徳二
長谷川　清

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 237 ページ	昭和60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い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できるが，既存の処理施設においては現行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. 京都パイロットプラントにおける嫌気・好気活性汚泥法によるリン除去法に関する調査の結果，
   ① MLSS を低くして BOD・SS 負荷を高目に運転することでリン除去率を高く維持することができる。
   ② リン除去が良好に行われている時は処理水の NH_4-N が高く，NH_4-N が 1 mg／ℓ 以下になるとリン除去が不安定になる
   ことが明らかになった。
2. 京都パイロットプラントにおける好気・嫌気活性汚泥法による窒素除去に関する調査の結果，流入水量の変動が冬期の硝化反応に悪影響を及ぼし，窒素除去率を低下させることがわかった。
3. 浜松市湖東処理場における凝集剤添加好気・嫌気法に関する調査の結果，凝集沈殿と生物学的リン除去とが同時進行している現象が見出された。
4. 浜松市におけるパイロットプラント実験の結果，嫌気－好気－嫌気－好気という順の活性汚泥法では，窒素とリンを同時に高率で除去することが困難であることが判明した。また，このプロセスで得ることができる窒素除去率は対象とする下水が住宅地流入水のときに高く，都市下水の1次処理水の場合に低いことが判明した。

嫌気好気法の水質分析結果

系　列	A						B					
実験番号	A－1		A－2		A－3		B－1		B－2		B－3	
試　料	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	79	12	50	4.4	53	13	53	12	58	20	57	7.1
ATU-BOD	－	5.1	－	2.4	－	6.1	－	4.6	－	7.6	－	5.0
COD-T	61	16	47	15	43	16	49	15	45	16	47	14
COD-D	40	12	－	12	31	13	31	13	30	13	34	12
SS	54	11	43	10	36	13	40	9.2	38	7.7	41	10
T-N-T	22.4	11.1	17.9	10.6	17.3	7.9	17.2	10.5	18.3	10.8	18.0	12.2
T-N-D	19.0	10.6	14.9	9.9	14.2	7.3	14.0	9.6	15.1	10.2	15.8	11.7
NH_4-N	15.6	0.60	12.1	0.19	11.4	0.83	10.4	1.06	12.9	3.58	14.1	0.46
Nox-N	－	9.1	－	8.8	－	5.5	－	7.7	－	5.9	－	10.3
T-P-T	2.31	1.48	1.53	0.97	1.49	0.84	1.54	0.70	1.61	0.31	1.75	0.69
T-P-D	1.57	1.32	1.01	0.81	0.91	0.62	0.98	0.56	0.98	0.14	1.11	0.49
アルカリ度	137	41	112	46	132	55	110	51	130	68	121	41
汚泥のN/SS	7.4		7.6		7.7		7.3		8.1		7.6	
汚泥のP/SS	2.6		2.2		2.4		2.2		3.0		2.5	

注：単位は，汚泥のN/SS，P/SSは%，その他はmg/ℓ

執筆者　佐藤和明　酒井憲司　小泉秀一

下水処理水の再利用に関する調査		本文 251 ページ	昭和60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）

昨今の水資源のひっ迫と水需要の増大の中で，比較的近い将来，地域によっては，水需給のアンバランスが問題化すると考えられる。その場合，コンスタントにたやすく得られる水資源として，下水処理水が重要な役割を果すことは必至である。下水処理水を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化合物の影響，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。本調査では，これらの問題点の解決のための諸検討を実施する。

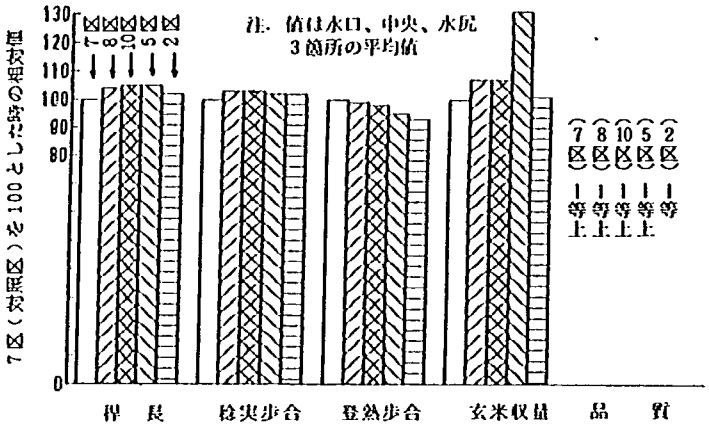
初年度である60年度においては，以上のうち，下水処理水の農業利用に関する調査を実施した。

（結　果）

60年度は，灌漑水中の窒素が稲作に悪影響を及ぼさない濃度及び施肥方法，下水処理水のかけ流し栽培の影響，水田による水質浄化効果，圃場における窒素収支等について検討した。その結果，次のことが確認された。

(1) 灌漑水として，平均T－N濃度 9.0 mg/ℓ程度以下でかつ，平均NO_3－N濃度 8.5 mg/ℓ 程度以下の下水処理水を用いた場合，水稲は灌漑水からの窒素の悪影響をほとんど受けない。

図　対照区（7区）と8，10，5，2区との比較



各区の実験条件

	灌漑水	平均T－N (mg/ℓ)	平均NO_3－N (mg/ℓ)	基肥	追肥	灌漑方法
□ 7区（対照区）	水道水	0.8	0.5	慣行量	慣行量	止水方式
▨ 8区	下水処理水	8.9	8.3	半　量	な　し	〃
▩ 10区	〃	9.1	8.5	〃	半　量	〃
▧ 5区	〃	9.0	8.3	慣行量	慣行量	〃
▤ 2区	〃	8.8	8.1	〃	〃	〃

(2) 平均T－N濃度 9 mg/ℓ程度（平均NO_3－N濃度 8.2～8.4 mg/ℓ）の下水処理水を用いてかけ流し栽培を行った場合，倒伏，稔実度合，品質に関してはやや悪影響がでるものの，収量は10～30%増となることが確認された。

(3) 下水処理水のかけ流し栽培により下水処理水が水田を通過する場合，慣行水量の 2.5 倍のかけ流しでは水口の 9.11 mg/ℓ から流出部では 4.21 mg/ℓ に，5倍のかけ流しでは 8.70 mg/ℓ から 5.07 mg/ℓ へ，10倍のかけ流しでも 8.90 mg/ℓ から 7.04 mg/ℓ へとT－N濃度が減少し，水田による水質浄化効果が確認された。

(4) 圃場における窒素収支の概略検討を行った。

執筆者　佐藤和明
谷戸義彦
小越真佐司
諏訪　守

下水汚泥の海洋環元に関する調査		本文 259 ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　　昭和53～60年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水道の普及率の向上と浄化程度の高度化にともなって，下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており，この汚泥を如何に処分するかは，現在および将来の下水道事業における大きな課題である。

汚泥の最終処分としては，陸上埋立，海域埋立，海洋環元，緑農地還元，資源化などがあるが，平地部が狭小で四方を海に囲まれ，海岸沿に大都会が発達した我が国では，海洋に還元する方法は有力と考えられる。しかし，下水汚泥を海洋還元する場合，汚泥中に含まれる有害成分の混入による海洋の汚染が問題とされ，特に，海洋生物によって営まれる食物連鎖サイクル中に有害物質を含む下水汚泥が投入されたときに，食物連鎖サイクルの各レベルの生物に対して，急性毒，有害重金属等の蓄積による慢性毒，産卵繁殖や生長に対する影響，魚病の発生やウイルス等病原菌の消長など多くの問題があると言われる。しかし今日まで，これらの問題に関する調査研究はほとんど行われていない。そこで本調査は，これらの海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響を明らかにすることを目的としている。

（結　果）

本年度は，①魚類（ボラ・クロダイ・テラピア・コイ）に対する下水汚泥（余剰汚泥）の飼料効果に関する実験　②下水汚泥処理プロセスで発生する消化脱離液を用いた植物性プランクトン（クロレラ）の増殖に関する実験を行い，次の結果を得た。

(1) 上記の魚類に配合飼料と余剰汚泥とを混合したものを投餌した結果，ボラ・クロダイでは成長（体重の増加）が見られなかったが，テラピア・コイでは約50日間で 1.1 ～ 1.3 倍程度成長した。

(2) テラピアの場合の飼料効果は15～ 68.5 %であったが，飼料中の配合飼料分を除いて考えると，余剰汚泥に飼料効果があるとは言えない。

(3) 余剰汚泥が飼料として効果を示さない理由としては，汚泥中のたんぱく質組成が配合飼料に較べ劣っているだけでなく，汚泥の臭い・色も関係していると思われる。

(4) したがって，下水汚泥の水産生態系への有効利用としては，下水汚泥を直接魚類に与えるよりも汚泥を用いて植物性プランクトンを培養し，食物連鎖により魚類を増殖する方法が適切だと考えられる。

(5) 消化脱離液を培養液としてクロレラの増殖を見た場合，脱離液 100 %の場合においてもクロレラは増殖する。

(6) 今回行ったバッチ増殖実験においては，クロレラの増殖は 7～10日の培養日数で定常期となる。

(7) 実験槽内のクロレラの量をコントロールし，かつ適正増殖日数を確保するならば，消化脱離液中のN，P，C 成分の除去も十分可能と考えられる。

表　テラピア・コイの平均体重増量比及び体長増加比

実験ケース / 計測時	T－1		T－2		T－3		T－4		コ　イ	
	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長
開 始 時	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
中 間 時	1.29	1.10	1.15	1.07	1.10	1.05	1.03	1.03	1.06	1.02
終 了 時	1.55	1.13	1.27	1.07	1.18	1.05	1.03	1.03	1.09	1.08

執筆者　京才　俊則
大嶋　吉雄
岡澤　邦明

浸出水・余水の処理に関する調査		本文267ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和58～60年度	汚泥研究室	

（目　的）

我国では下水汚泥の約8割を陸上埋立あるいは海上埋立している。埋立地において発生する浸出水および余水は，高濃度の水質であり，周辺環境に種々の影響を与える。この影響を未然に防止し，埋立処分を安全に行うためには，浸出水・余水を処理する必要がある。本調査は，浸出水および余水の水質特性を把握し，効果的かつ低廉な処理法の確立を目的としている。

（結　果）

本年度は，(1)埋立地における介在砂層による浸出水の浄化機構を調べるためのカラム実験，(2)埋立地における埋立汚泥である生脱水ケーキおよび消化脱水ケーキから発生するガスの量と質を把握するためガス回収実験を行い次の結果を得た。

① 生脱水ケーキの埋立地から発生する浸出水の場合，介在砂層通過後の浸出水の水質は，介在砂層と浸出水との接触日数が長い程浄化は進行する。

② 接触日数と浸出水中の有機汚濁物質（BOD_5）の除去率との間には直線関係が見られた。

③ 埋立地において，初期のガス発生が顕著な汚泥は消化汚泥であり，生汚泥あるいは生汚泥と消化汚泥との混合汚泥ではガス発生は少ない。

表－1　カラム実験における各水質項目の変化（5ケ月目）

水質項目				PH	BOD_5	COD (Mn)	TOC	NH_4-N	K-N	PO_4-P	T-P
浸出水投入平均濃度				7.2	13400	7910	10200	1850	2630	46.0	114
カラムNo	砂の種類	浸透量 (mm/年)	浸透量 (mℓ/週)		(mg/ℓ)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)
1	標準砂	1590	60	8.5	3640	3480	4320	2010	2220	3.22	36.9
2	洗浄海砂	1590	60	8.4	2140	3020	3420	2010	2380	1.33	21.7
3	海砂	1590	60	8.7	3050	2940	3440	2010	2030	1.12	16.6
4	海砂	3180	120	7.9	6660	5080	5940	2040	2230	23.5	73.1
5	海砂	6360	240	7.8	8720	5570	6200	2090	2490	13.1	63.3

執筆者　京才俊則
大嶋吉雄
近藤次夫

汚泥性状の改善に関する調査		本文 275 ページ	昭和60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。

（結　果）

本年度は，以下に述べる項目について調査を行った。また，前年度から検討を行ってきた濃縮性評価手法について，沈降実験装置の一部改良及び操作の見直しを行った。これについては，「汚泥性状の改善に関する調査報告書(1)－汚泥濃縮性評価のための実験手法の提案－」（土木研究所資料第2334号）にとりまとめた。

(1)　ガス発生特性と重力分離濃縮特性の把握

硝酸性窒素濃度が，1 mg/ℓ程度でも存在すれば発生するN_2ガスの汚泥粒子への付着等により濃縮に悪影響を及ぼす。しかし，濃縮前に放置してガスを発生させ脱気を行うことにより汚泥の浮上を抑制できた。また，腐敗によるガス発生特性及び汚泥粒子の特性の違いから，水温17～25℃程度では，初沈汚泥と余剰汚泥を別々に濃縮した方が汚泥浮上もなく濃縮が良好に行われた。下表参照。

(2)　物質添加による濃縮性の改善実験

汚泥の濃縮性を改善するため，高分子系焼却灰，コンポストを添加した実験を行った。焼却灰添加の場合に沈降性が大幅に向上する他は，大きな改善効果はなかった。下図参照。

(3)　重力濃縮における排水材の併用効果

排水材としてジオテキスタイルを重力濃縮プロセスに組み込んだ実験を行い，短時間で高濃度の濃縮汚泥が得られた。ただし，排水材上に濃縮汚泥が付着するので，その対策が必要である。

表　回分濃縮実験結果（C処理場）

記号	汚泥	実施時期	投入汚泥濃度(%)	投入量(ℓ)	※1 引抜汚泥濃度(%) 水温(℃) 15—20—25—30
a	初沈汚泥	6/13～	1.1	590	8.4
b	〃	7/5～	0.7	680	5.8
c	〃	7/8～	0.5	591	8.4
d	〃	7/26～	0.9	597	※2 2.0
e	混合汚泥	9/2～	0.9	555	※2 1.5
f	〃	9/5～	0.8	725	※2 0.8
g	〃	10/8～	1.1	650	※2 2.2
h	余剰汚泥	5/13～	0.4	721	1.8
i	〃	5/23～	0.5	630	1.9
j	〃	5/28～	1.1	738	2.1
k	〃	6/3～	0.8	655	1.7
l	〃	6/18～	0.9	682	2.1
m	〃	7/4～	0.7	664	3.0

※1　引抜汚泥温度
※2　汚泥が浮上した

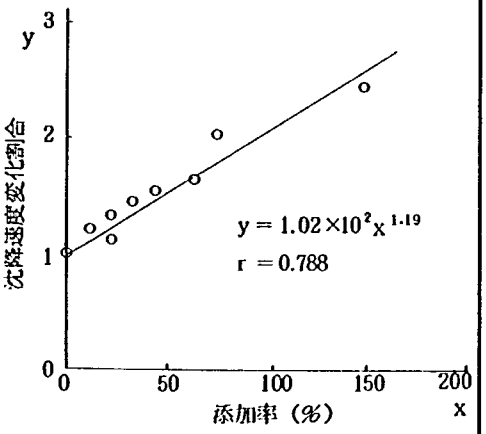


図　添加率と沈降速度（焼却灰）

執筆者　京才　俊則，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 285 ページ	昭和60年度
全体計画	下水道事業調査費　　昭和60～65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・汚泥処理・汚泥処分とも，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。特に，小規模下水処理場における汚泥の処理・処分の考え方については，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）

小規模下水処理場において発生する汚泥の質と量については，いくつかの指針に記載されているが，その根拠となる実態調査については数少ない。今年度は，上記の質と量および汚泥の輸送・維持管理・各ユニットプロセスについて，主に18ケ所の下水処理場を対象として調査している。

表－1　対象処理場の概要

処理場名	排除方式	水処理方式	汚泥処理方式
A	分流式（100ha）	ティッテ+終沈	汚泥濃縮（貯留）（移送）
B	〃　（205ha）	ティッテ+終沈+ラグーン	（ラグーン投棄）
C	〃　（27.6ha）	ティッテ+終沈	濃縮+無加温嫌気消化+脱水（緑農地）
D	〃　（40ha）	イムホフ槽+ティッテ+終沈+ポンド	イムホフ槽+天日乾燥（緑農地）
E	〃　（67ha）	初沈+回転円板+終沈	無加温嫌気消化+脱水+コンポスト（緑農地）
F	〃　（50ha）	イムホフ槽+回転円板+終沈	イムホフ槽+天日乾燥（緑農地）
G	〃　（123ha）	初沈+回転円板+終沈+急ろ	濃縮+脱水+コンポスト（緑農地）
H	〃　（50ha）	初沈+回転円板+終沈	濃縮+脱水（緑農地）
I	〃　（19ha）	調整槽+長時間曝気+終沈+凝沈	好気消化（移送）
J	〃　（29ha）	調整槽+嫌気好気槽+終沈	濃縮（移送）
K	〃　（20ha）	長時間曝気+終沈	濃縮+脱水+一部コンポスト（陸上埋立+緑農地）
L	〃　（95ha）	調整槽+長時間曝気+終沈	濃縮（移送）
M	〃　（57ha）	活性汚泥+終沈	濃縮（移送）
N	〃　（64ha）	活性汚泥+終沈	濃縮+好気消化（移送）
O	合流式（37ha）	活性汚泥+終沈+生物膜濾過	濃縮+好気消化+濃縮（移送）
P	分流式（82ha）	調整槽+活性汚泥+終沈	好気消化+濃縮（移送）
Q	合流式（24ha）	初沈+高速散水ろ床+終沈	（移送）
R	分流式（63ha）	初沈+高速散水ろ床+終沈	濃縮+嫌気消化+脱水（陸上埋立）

表－2　最終処分法および処分先等のまとめ

処理場名	処分法	汚泥形態	処分量	処分先（移送先）	処分費	備考
A	移送	濃縮汚泥	9 ㎥/日	TN－STP（バキューム20㎞）	1340円/㎥	
B	ラグーンへ投棄	沈殿汚泥	－	ラグーン	－	
C	－	（脱水ケーキ）	－	－	－	
D	緑農地利用	乾燥汚泥	0.06 ㎥/日	畑地	0円/㎥	利用者が取りにくる。
E	〃	コンポスト汚泥(700円/20kg)	0.09 t/日	水田，畑，樹園など	－	
F	〃	乾燥汚泥	0.05 ㎥/日	畑地	0円/㎥	利用者が取りにくる。
G	〃	コンポスト汚泥	0.02 t/日	－	－	運転開始直後である。
H	〃	脱水ケーキ	0.06 ㎥/日	畑地	－	
I	移送	消化+凝沈汚泥	4.2 〃	HT浄化センター（バキューム 14㎞）	－	
J	〃	濃縮汚泥	2.4 〃	〃（バキューム 14㎞）	－	
K	陸上埋め立て	脱水ケーキ	0.15 〃	山間埋立地（産＋一般）（ダンプ 7㎞）	7860円/㎥	
L	移送	濃縮汚泥	0.46 〃	NT浄化プラント（バキューム 20㎞）	7100円/㎥	
M	〃	濃縮汚泥	9.8 〃	F－STP（バキューム 33㎞）	2410円/㎥	
N	〃	好気消化汚泥	28 〃	HT浄化センター（バキューム 5㎞）	－	
O	〃	好気性濃縮汚泥	16 〃	M－STP（バキューム 6㎞）		
P	〃	〃	5.6 〃	〃（バキューム 6㎞）		
Q	〃	沈殿汚泥	10 〃	IY水質管理センター（パイプ，自然流下600m）	0円/㎥	自然流下
R	陸上埋め立て	脱水ケーキ	1.1 〃	山間埋立地（産廃）（ダンプ 2㎞）	－	

執筆者　京才　俊則，大嶋　吉雄，近藤　次夫

薬液注入工法の注入管理手法に関する調査		本文 295 ページ	昭和60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法などによる下水道管路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，本工法は，地盤状態，注入材料および注入工法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，昨年度に継続してコーンによる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 ロッドを注入固結供試体に回転貫入する際に得られる貫入推力，貫入速度及び強度などのパラメータ相互の関係について検討するため，様々な強度の固結供試体を対象にした室内試験を実施した。

② 大型土槽実験により，実際の注入地盤に対する回転貫入法の適用性を調査した。また，回転貫入法と他のサウンディング方法の結果を整理し，それらの比較を行った。

(結　果)

(1) 貫入推力，貫入速度は注入固結供試体の一軸圧縮強さと対応しており，特に貫入速度と一軸圧縮強さとの間には良い相関性が得られた。さらに，互層状の供試体に対する実験では，貫入速度によって固結部と未固結部の判定が可能であった。

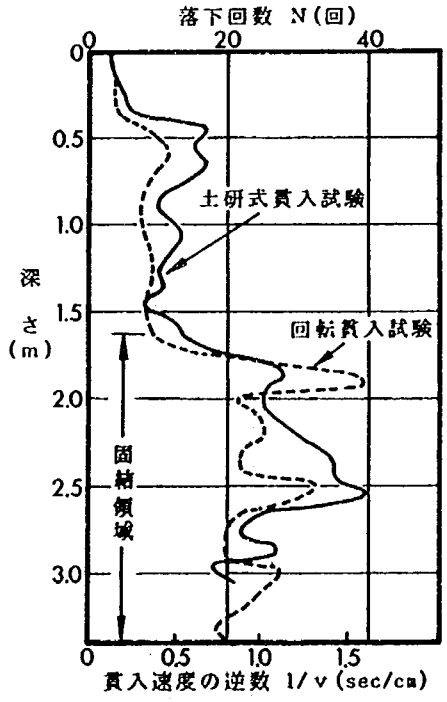


図　回転貫入試験と土研式貫入試験の対応例

(2) 回転貫入法はコーンの切削を伴うため，比較的強度の高い固結体に対しても適用可能である。

(3) 薬液注入による固結領域は，貫入速度などで整理することにより判別できる。また，他のサウンディング方法による結果は回転貫入法による貫入速度の逆数と比較的良く対応している。(図参照)

(4) (1)～(3)の結果，回転貫入法は貫入速度などのパラメータを測定することにより，注入管理手法として十分適用可能であることを確認した。

執筆者　嶋津晃臣
塚田幸広
下坪賢一

都市排水計画に関する調査		本文301ページ	昭和60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）

都市化の進展に伴い，流出量の増加，下水道整備による排水量の増加等により，河川の流下能力とのアンバランスが顕著となり，相対的に治水安全度の低下が問題となってきており，個々の施設計画対応では十分対処できないことから，本調査では，流域全体の治水安全度向上を目指すべく，総合的な排水計画について検討するものである。

（結　果）

本年度は，下水道と河川の計画論の相違がどのような変遷を経て現在に至ったかを検討した。

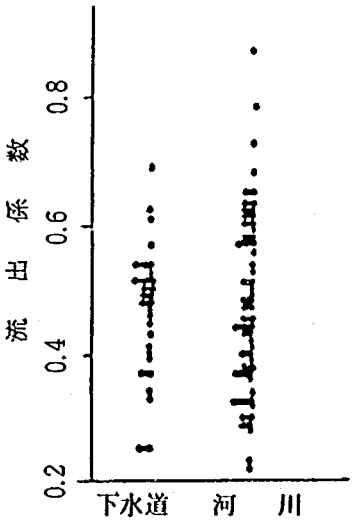
その結果，計画流量規模，施設規模において過去から差異が生じており，仮に同一流域を対象として考えた場合，河川として計画した方がより安全側の計画となるが，これらは両者の事業の性格，経過等から発生するものであり，本質的な問題とは言えないことが分った。

河川は，流域全体のバランスを勘案しつつ逐次安全度を向上させる形で改修が行われ，特に，都市域では多大な費用と時間を要するのに対し，下水道整備は比較的小規模な集水域を対象として，集中投資が可能であるから，排水能力の向上が著しい。

このため，下水道整備区域から排除される内水が河道能力の不足のため処理できないといった問題が生じてきており，暫定的には，吐口の縮小，排水調整等の対応がとられている。

今後，内水地域の排水計画を総合的に立案していく上で，下水道整備に伴う排水能力の向上ばかりでなく，流域からの流出抑制，流域内での貯留といった河川の流下能力と整合性のとれた形で，内水域の安全度の向上を検討する必要がある。

執筆者　浜口達男
鎌田照章
中島輝雄



図－1　河川・下水道における流出係数の実態

下水道施設の耐震性に関する調査		本文 307 ページ	昭和60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）

下水道施設は関東地震，新潟地震，宮城県沖地震，日本海中部地震など近年の地震の度ごとに被害を受けており，これらに対する有効な耐震対策が必要とされている。本調査は下水道施設のうちマンホール，沈殿池，大断面管渠などの地中構造物の耐震性評価法および耐震化対策方法を明らかにすることを目的とするものである。

（結　果）

本年度は，池状構造物およびマンホールを対象として既往地震による被害事例を調査すると共に日本海中部地震で被災した沈殿池を対象とした解析を実施した。また，池状構造物の地震応答解析プログラムの作成に着手した。その結果，次のような成果を得た。

(1) 池状構造物の被害事例（表１参照）より，被災は構造物基礎周辺地盤の箇所別の振動及び液状化による地盤変状に起因して発生していること，および，大規模な被害は液状化による大きな地盤変状と密接に関連していること，が分かった。

(2) マンホールの被害形態のうち頻度の多かったものは直壁の目地ずれおよび壁立上り部の亀裂であった。また，激しい液状化が生じた箇所では本体の浮上・周辺土の沈下などの被害も発生している。

(3) 沈殿池の浮上り解析は実際の被害状態と対応した結果となった。

表１　　既往地震による池状構造物の被害事例

地　震	被災地および被災施設	被　害　状　況
関東地震 M＝7.9 1923. 9. 1	東京市　三河島汚水処理場	沈殿池は盛土中に設置されており，常時においても沈下に伴い若干の亀裂が生じていた。地震により沈殿池の側壁，隔壁および底板各部に多数の亀裂が生じた。亀裂幅は６～15㎜で，最大では９㎝に達した。
新潟地震 M＝7.5 1964. 6. 16	新潟市　古信濃川ポンプ場，川端町ポンプ場，蔵所堀ポンプ場，船見町ポンプ場，早川堀ポンプ場 新潟市　臨海町ポンプ場，山辺堀ポンプ場，東大山町ポンプ場 新潟市　船見町終末処理場	沈砂池の浮上および傾斜。川端町ポンプ場および蔵所堀ポンプ場では沈砂池が目地部で「く」の字型に折れた。 沈砂池本体への亀裂 沈殿池の浮上および傾斜。沈下量は35㎝あり，傾斜の最大差は26㎝ほど生じた。
日本海中部地震 M＝7.7 1983. 5. 26	秋田市　土崎ポンプ場	沈殿池の浮上および傾斜が生じ，傾斜の最大差は30㎝であった。この沈殿池は直接基礎であり，同処理場内の他の直接基礎を有する池状構造物（塩素混和池および分水槽）においても沈下・傾斜が生じた。

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 313 ページ	昭和60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）

本研究では，コンポスト汚泥等を緑地利用する場合の施用効果に関する既往研究事例を整理し，コンポストの施用に関する技術上の課題をまとめるとともに，脱水汚泥を用いた簡易コンポストを供給する手法を開発するための基礎資料を得ることを目的とした。後者についての具体的な目的は，脱水汚泥を土壌に混入した後の日数のちがいに応じた土壌条件の変化の状態を明らかにするとともに，それが植栽された樹木の生育に与える影響について文献及び実験によって明らかにすることである。

（結　果）

1　コンポスト汚泥の施用試験事例にみる効果と問題点

これまでに報告されている試験例12例について，供試植物，土壌条件，試験区，測定結果などを中心に整理した。そして植物の生育に関する効果と問題点についてまとめた。

2　脱水汚泥による簡易コンポスト化のための基礎実験

2.1　文献からみた検討課題の抽出

各種汚泥を用いた施用試験において，本調査における検討課題を抽出するため，既往文献から，①汚泥混入後植付までの放置期間の長さと植付後の生育状態の関係，②汚泥混入後の土壌条件の変化に焦点をあてて検討した。

2.2　植栽試験

この実験で設定した条件は，以下のようである。

・試験場所
国営武蔵丘陵森林公園

・供試樹木
ケヤキポット苗
（H＝1 m）

供試土壌
マサ土（神戸市郊外産）

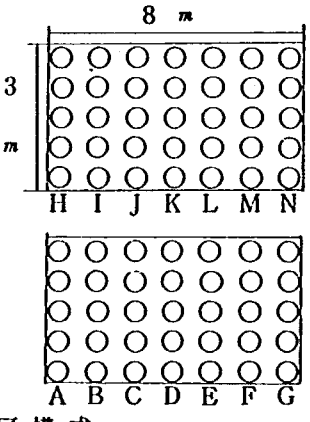
・供試汚泥
高分子系脱水汚泥（東松山市高坂終末処理場発生）
含水率：76 %
T－N：3.7 %
T－P：1.7 %
T－K：0.23 %

・処理条件の設定
混入量は15%区と45%区の2条件とし，放置期間を6条件とし，図に示したような内容とした。

A：汚泥15%16週間放置区
B：汚泥45%16週間放置区
C：汚泥15%12週間放置区
D：汚泥45%12週間放置区
E：汚泥15%8週間放置区
F：汚泥45%8週間放置区
G：畑土100%区
H：汚泥15%4週間放置区
I：汚泥45%4週間放置区
J：汚泥15%2週間放置区
K：汚泥45%2週間放置区
L：汚泥15%直区
M：汚泥45%
N：マサ土100%区

・試験区の構成
図に示したように縦3 m×横8 mの試験区を二つ造成し，図に示した形状のポットに汚泥混合土を入れ，それぞれ1ポット当り4本の苗木を植付た。またポットは約20cmの深さに埋め込んだ。

なお，樹木の生長の計測は次年度に行うことにしている。



ポットの形状　　試験区構成

執筆者　井上　忠佳　田代　順孝

河川の総合負荷量収支に関する調査		本文 319 ページ	昭和60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）

60年度は，58，59年度に負荷量調査を実施した都市型河川である大堀川での負荷量の流出率を検討した。また，農村型河川の涸沼川（右表参照）において24時間の負荷量調査を実施した。

① 大堀川は柏市を流れ，人口密度の高い市街地からの排出負荷量によって汚濁した都市河川である。大堀川流域での下水道普及率は約21%，また，流下距離も短いため自浄作用の効果は小さく，負荷流出率は高い。流出率はT－Nが95%，T－P，CODが70%，BODが40%程度であった。

② 農村河川である涸沼川を対象に負荷量調査を行なった。出水後の通日調査では，流入負荷量と土地利用別比率との間に相関のあることが認められた。

③ 涸沼に流入する負荷量を推定するには，河川の最下流部でのデータを採用すべきであるが，感潮区間においては注意が必要である。涸沼川新橋での水質データと上流部の流量データを用いて算出した負荷量は$L=aQ^n$の式に従わない項目もある。特に，SS，BOD，CLは無相関となり，上流側の流量データから負荷量を推定することはできない。このような現象は，河口部が感潮域であることによる海水の湖上，流速の急激な減少による沈殿，湖水中のSSの持込みなど複雑に作用しているからである。上流から持込まれるSS負荷量と下流側でのSS負荷量との差額分を流量に対してプロットすると図1になる。低流量では沈殿による減少傾向が卓越し，出水時等ある流量以上になると河道に堆積した底質の巻き上げが卓越している。

表　涸沼川流域の概要

流域面積	314 km²
流路長	46 km
流路延長	176 km
流域人口	103,400人
土地利用面積(%)	水田 74.4 km²（23.7）
	森林 120 km²（38.2）
但し，下水道普及率は0%である。	畑・宅地 107 km²（34.1）
	住宅地 11.4 km²（3.6）

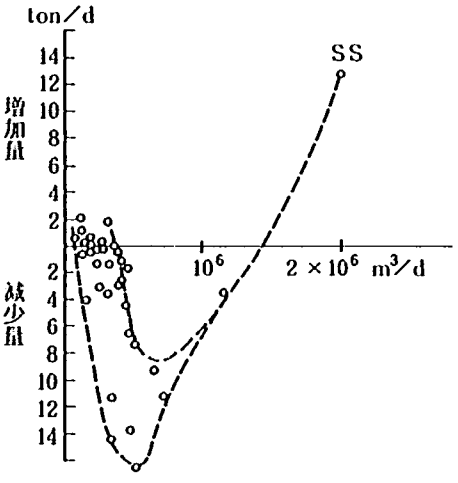


図1　SSの増減と流量との関係

執筆者　安中徳二，長谷川　清，小森行也，市村よし子

河川の富栄養化に関する調査		本文 325 ページ	昭和60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）

富栄養化湖沼において浮遊性の植物プランクトンが大発生するように，富栄養化した浅い河川でも付着性の微生物が河床に多量に増殖することが最近の調査研究で明らかにされつつある。多量に発生した付着性微生物は，死滅，剥離し，下流域の有機物濃度を増殖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濾過池の閉塞，上水の着臭味等の障害を惹起する。さらに付着性微生物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。

富栄養化した河川の付着性微生物の発生量＝有機物の合成量（以下，一次生産量）を求める方法として，大別すると現在，二つの方向がある。一つは，単位面積当りに増殖する付着生物量を実際に測定する方法で具体的には，河床を模した付着板やブロックを実河川や模型水路に設置し，適当なインターバルで回収し，その分析結果から実河川あるいは模型水路全体の一次生産量を推定するものである。この方法は付着生物の増殖過程を細かく追跡するためには有効な方法であるが，サンプルの代表性に問題がある。二つ目は河川内に生息する生物の一次生産量は，すべて流水中のある特定の水質項目に反映するとして，水質の時系列データから一次生産量を推定する方法である。本研究では，溶存酸素の収支モデルを用い，大型模型水路の時系列データから一次生産量を推定するとともにこの定量方法の精度を検討した。

（結　果）

水路内のＤＯの収支バランスによって，一次生産量を推定する方法の妥当性について大型模型水路を用いて検討し，表－１に示すように（計算値－実測値）／実測値×100≒11%なる結果を得，妥当であるという結論を導いた。

表－1　Comparison of culculated $\bar{\beta}$ and observed $\bar{\beta}$

	culculated	observed
$\bar{\beta}$ ($mg \cdot \ell^{-1} \cdot h^{-1}$)	1.80	1.99
difference	$\frac{\text{culculated } \bar{\beta} - \text{observed } \bar{\beta}}{\text{observed } \bar{\beta}} = 10.6\ (\%)$	

執筆者　安中徳二
森田弘昭
山田幸男

建設事業への廃棄物利用技術の開発		本文 331 ページ	昭和60年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和56－60年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

建設廃棄物（土砂，コンクリート廃材，アスファルト廃材等），下水汚泥，石炭灰などは毎年大量に発生しており，従来は主として埋立，または住民造成等により処分されてきた。しかし都市化等による適当な処分地確保の困難化及び省資源の観点から，これら廃棄物の有効利用を図るための廃棄物の再利用技術の開発ならびに使用基準に関する研究を実施した。

（結　果）

本年度は，プロジェクトの最終年度として実験結果を受け，下水汚泥の建設資材利用について評価（表参照）を行うとともに次に述べるようなマニュアル（案）等を作成した。

- 土質改良土を用いた埋戻しの手引き――土質改良材として下水汚泥焼却灰を利用することが考えられる。
- この他，地盤・盛土への再利用に関しては，石炭灰，下水汚泥焼却灰等の深層混合処理への利用技術及び下水汚泥焼却灰の地盤・盛土への利用技術等がまとめられた。
- 下水汚泥焼却灰等を利用した舗装の設計・施工マニュアル（案）（空冷汚泥スラグの利用を含む）
- 汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）
- 人工軽量骨材の品質基準（案）――汚泥から製造した人工軽量骨材を軽量コンクリートに使用する場合の基準

なお，これらの研究は，土質研究室，施工研究室，コンクリート研究室，舗装研究室，汚泥研究室において実施された。

表　下水汚泥の利用法

		地盤・盛土			路盤・舗装					土木構造物	建築
		盛土	土質改良材	埋戻し	切込砂利	安定処理	フィラー	表層加熱利用	その他	コンクリート用	コンクリート用
焼却灰	石炭灰	○	○☆1	○☆1	○☆1		○☆1			○☆3	
	汚泥灰	×	×	×						○☆3	
焼却スラグ	空冷				○☆1	(○)		×		○☆1	
	水冷				(○☆1)	(○☆1)		×		○☆1	
人工軽量骨材	焼成造粒材									○	
	焼成破砕材									○	
	焼成成形材								○		
	焼成粉末材										○

凡例　○……有効成分が利用されると目的を同等に使用できるもの
×……使用できない
○……条件付で使用できるもの
（）……別の処理による目的であり，今後施工実績必要
注……今後データーの蓄積が望ましいもの

☆1　比較的低強度への改良に利用可
☆2　強度発現が大きすぎる点が難
☆3　下層路盤，自動車道，歩道路盤への利用可
☆4　アスファルト盤の増加
☆5　細骨材としての混合使用
　　高強度を要しない二次製品等への利用
＊1　下層路盤，軽交通道路路盤への利用可
＊2　下層路盤への利用可
＊3　低温度コンクリートへの利用可

執筆者

京　才　俊　則

櫻　井　克　信

湖沼の総合的水管理技術の開発―水質予測モデルの改良―		本文 351 ページ	昭和60年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和57－60年度	水　質　研　究　室	

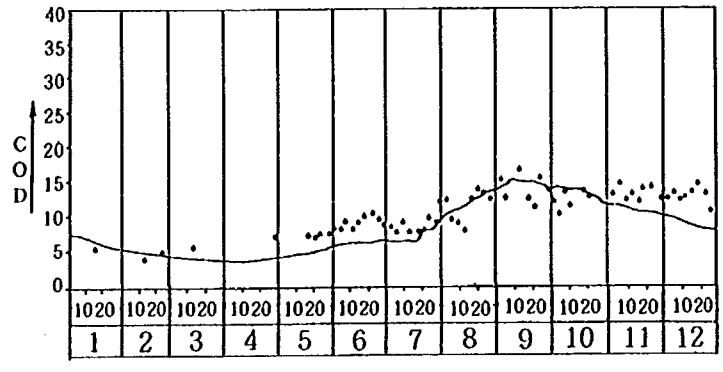
（目　的）

湖沼の富栄養化のシミュレーションまたは，予測手法についての調査研究は，近年非常に活発に行われるようになり，未だ手法が確立したという段階には至っていないものの，少なくとも，シミュレーションに関する限りは，相当な精度で計算が行われるようになってきた。この問題に関する従来の研究の多くは，富栄養化の中心的な問題である栄養塩の生物化学的な循環についての検討が主体となっており，移流，拡散など水理学的な機構については，特殊な場合を除くと二次的問題として取扱われている。しかし，湖沼の形状や規模によっては，水質の平面分布を知り，また予測することが，重要な場合もあり，湖流計算結果と組合わせて，少なくともブロック分割した程度の概略の平面分布を計算できるよう計算プログラムを改良することとした。

また，湖沼内での栄養塩の循環に関しては，特に水深の浅い湖沼においては底泥から栄養塩の回帰が大きな役割を持っており，将来水質の予測を行う際して，底泥からの回帰をいかに与えるかが予測手法上の一つの大きな問題になっている。底泥への栄養塩の移行（沈殿）と底泥からの回帰は，栄養塩の湖内での循環の回路の一つであり，これを計算過程に含め，底泥の量と質も状態変数とすることによって上記の問題を解決できる可能性があり，このような観点から計算手法の改良もあわせて行うことにした。さらに流域の汚濁機構を把握するために作成した水量水質循環モデルより，湖流入負荷量を算定し，湖水質モデルと連動させることによって，より総合的な富栄養化機構の解明を行なえるようにした。

（結　果）

５７年度は富栄養化シミュレーションまたは，予測を行った既存の例の文献的な調査を行った。58年度は計算プログラムの実際の改良を行った。改良の基礎とした計算プログラムとしては，当面の研究対象湖沼が霞ケ浦であることを考慮し，過去に霞ケ浦工事事務所と土木研究所とが共同して開発したモデルを利用することとした。59年度は，前年度に作成した底泥モデルを簡略化し，湖水モデルと連動させて，湖水質，底泥濃度の再現を行った。本年度は，最終年度であり，各モデルの結果ならびに，連動計算のチェックを行ない，モデルの妥当性を検証した。図－１に湖水質再現結果の一例を示す。



図－１　　湖水質再現結果

執筆者　安中徳二・森田弘昭・山田幸男

湖沼の総合的水管理技術の開発―低湿地導入による河川水浄化―		本文 357 ページ	昭和60年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和57－61年度	水　質　研　究　室	

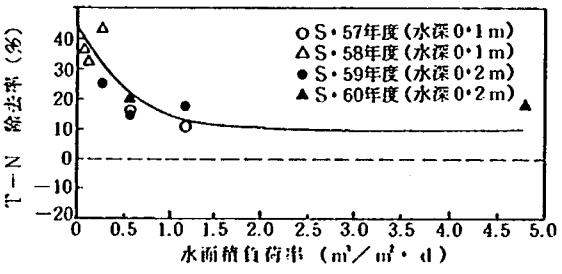
（目　的）

湖沼の水質改善対策のなかで，流入汚濁源の削減は，最も基本的なものであり，それは流域の下水道整備によって達成される。しかし，流域内で発生汚濁源の面的負荷が大きい場合には，下水道整備のみでは充分な削減効果が得られないことから，流入河川水を直接浄化することが重要となる。本テーマでは，流入河川水の直接浄化手法の中で，低湿地導入法について検討を行ない，「低湿地導入設計マニュアル」を作成することを目的とする。

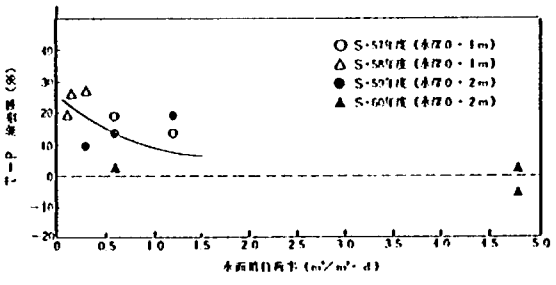
（結　果）

本格的な実験の始まった57年度から本年度までの実験結果をとりまとめ，栄養塩除去に関する機能評価を行った。滞留時間や水深等の要因を検討した結果，栄養塩の除去率は，試験低湿地の単位面積当りの水量負荷（以上水面積負荷率）と良い相関があることが明らかになった。検討結果を図－１・図－２に示す。

窒素，リンとも，水面積負荷率が小さくなると，除去率が増加する傾向が図－１，図－２から読みとれる。これは，試験低湿地における窒素，リンの除去が，粒子態成分の沈降によって，担なわれている分が大きいこと，および溶存性成分の除去が浮遊性の微生物群ではなく，底泥表面に生息する微生物群あるいは，底泥表面そのものに，よって行なわれていることを意味する。



図－１　窒素の除去率と水面積負荷率の関係



図－２　リンの除去率と水面積負荷率の関係

執筆者　安中徳二
森田弘昭
山田幸男

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 363 ページ	昭和60年度
全体計画	建設技術研究開発経費　昭和59－61年度	水　質　研　究　室	

（調査概要）

戦後の科学技術の急激な発展による高度経済成長と，国民の生活レベルの飛躍的向上による水利用の増加と使用する物質の量的質的増加は，排水量の増大と水質の悪化を招き，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てきた。

この問題を解決する為に，水の合理的利用の促進，排水規準の強化，下水道の整備等が進められ，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かいつつあるものの，周りの大部分を陸地で囲まれ，水の出入が極端に少くない閉鎖性水域と呼ばれる湖沼・内湾の多くにおいてはなお改善の傾向が見られない。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る。流入する窒素やリン等の栄養塩が蓄積し富栄養化状況となるためである。

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水域に係るいわゆる総量規制制度が導入された。環境庁は，昭和５７年１２月に水質汚濁に係わる環境基準項目にＴＮ．ＴＰを新に加え基準値を設定した。次いで昭和５９年１２月に湖沼水質保全特別措置法が成立し，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ている。

富栄養化による水質汚濁の改善のためには，下水道の整備等による流域内での負荷量の削減が有効かつ基本的施策であることは論をまたない。しかし原因物質である窒素，リン等の発生源は多岐にわたる為，現行の点的汚濁源の流域内での削減策である下水道整備その他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があること，あるいは下水道整備等の施策の実施が遅れている場合の代替対策の必要性等から，湖沼への流入河川内，湖沼内における自然浄化機能の促進，湖沼内条件の変更等も含めた巾広い水質改善技術の適用を含めた総合的水質浄化対策の作成が望まれている。以上のような背景のもとに，建設省では，土木研究所の関連６研究室およびに国土地理院による研究プロジェクトチームをつくり，昭和５７年度より必要な研究を実施してきた。本研究プロジェクトの目的は，我国の湖沼について汚濁物質の発生流入機構，湖沼流域での水循環機構および水質予測モデルを作成するとともに，汚濁発生源および湖沼への流入過程における負荷削減方策および湖沼内での直接浄化対策を開発し，これらの諸成果に基づいた最適の湖沼総合水管理手法を提案することであるが，本課題の研究では，このうち水質改善技術の適用のためマニュアルを作成することを目的として研究を行っている。

執筆者　安中徳二
森田弘昭
山田幸男

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 369 ページ	昭和60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中の微生物濃度を高くすることがまず必要である。また，各種バイオリアクターの処理目標に合わせ，特定の微生物を選択的にリアクター中に固定化する必要もある。従ってバイオリアクター開発には微生物の固定化方法の選択が重要となる。

本研究では，以上の要請により，各種処理微生物の固定化を図る技術について開発検討を行うとともに，各種の固定化方法が微生物群の活性や処理性に与える影響について調査を行うものである。

（結　果）

本研究では，バイオリアクター中で特定の微生物を高める手段として，包括固定化，結合固定化等の固定化方法とそれに用いられる担体材料の特性について評価，検討を行った。今年度の成果，ならびに今後の検討課題をまとめると以下のとおりである。

包括固定化においては，

① 合成高分子には包括固定化担体として利用できる素材が極めて多い反面，合成高分子およびその硬化剤が微生物活性を阻害することが認められた。この活性阻害の対策として，阻害作用の少ない担体素材のスクリーニングと阻害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である。

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。このため，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，濃度条件に関する検討の必要がある。

結合固定化においては，

③ 固定化担体の粒径が小さい程，リアクター内微生物の固定化率が高く，固液分離が良好である。この結果，リアクター内微生物を高濃度に保持できた。しかしながら，乱流撹拌下における付着微生物量の限界，細胞外粘着物（バイオポリマー等）の結合固定化への寄与と結合のメカニズムさらには，結合固定化した微生物フロックの沈降特性など基本的に解明しなければならない課題がある。

執筆者	中村栄一，河井竹彦，落　修一，小沢　登
	佐藤和明，小越真佐司，森山克美
	京才俊則，櫻井克信
	安中徳二，渡部春樹

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—	本文 381 ページ	昭和60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）

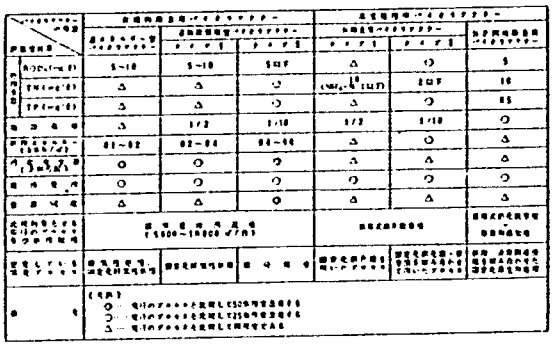
本研究は，近年発達の著しいバイオテクノロジーの活用によって，よりすぐれた水処理及び汚泥処理のバイオリアクターを開発し，設計および維持管理基準としてとりまとめようとするものである。

（結　果）

60年度は，研究対象とするバイオリアクターを選定し，研究開発の基本フロー及び開発目標を定めた。

開発するバイオリアクターを表－１に示す。また，それぞれの開発目標のうち主要な項目を表－２，３に示す。

表－１　都市下水処理用バイオリアクター
開発目標



表－２　開発の対象バイオリアクター

分　類		開発リアクター名称	概　要
大分類	中分類		
都市下水処理用	有機物除去用	省エネルギー型バイオリアクター 省施設面積型バイオリアクター	消費電力の節減を図るもの 施設のコンパクト化を図るもの
	高度処理用	窒素(N)除去用バイオリアクター 窒素(N)，リン(P)同時除去用バイオリアクター	有機物の他に窒素を除去するもの 有機物の他に窒素・リンを生物的に除去するもの
汚泥処理用	嫌気性消化	省エネルギー型バイオリアクター 創エネルギー型バイオリアクター	嫌気性消化の高度化によるエネルギー消費の減少 有機性固形物の一層の可溶化によるエネルギー回収の増大

表－３　汚泥処理用リアクター開発目標

	比較対象プロセス（中温嫌気性消化）	開発バイオリアクター	
		省エネルギー型	創エネルギー型（汚泥減量型）
消化率(VSS分)	混合汚泥　40～50% 初沈汚泥　50～60%	△	混合汚泥　60～75% 初沈汚泥　75～85%
分離汚泥質	——	△	△
消化日数	30日以下（実施設）20日	10日以下	△
維持管理性	（人　員） （維持・補修品）	△	△
処理エネルギー	（電気エネルギー） （熱エネルギー）	○	○
発生汚泥量（CH₄換算 Nm³/VSg）	混合汚泥　0.3 初沈汚泥　0.35	○	0.45 0.50
設定している開発プロセス	——	嫌気性消化に関する細菌群の固定化	固形性有機性物質を用いて，固形物の可溶化を進めるプロセス
備　考	（凡例） ○…現行プロセスと比較して25%以上改善する。 △…現行プロセスと比較して同程度である。		

執筆者：

下水道研究室	室　長	中村栄一
	主任研究員	河井竹彦
	研究員	落　修一
		小沢　登
三次処理研究室	室　長	佐藤和明
	研究員	小越真佐司
	研究員	森山克美
汚泥研究室	室　長	京才俊則
	主任研究員	大嶋吉雄
	研究員	櫻井克信
水質研究室	室　長	安中徳二
	主任研究員	渡部春樹

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 —バイオセンサーに関する研究—		本文 391 ページ	昭和60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，水環境（河川，湖沼）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用に多くの水質，汚泥質センサーを用いているが，その多くは物理及び電気化学量を測定するセンサーが使用されている。その他に化学分析を自動で行う装置も使用されている。この場合において，水温，電気伝導度，濁度，照度等のような化学反応を伴わない基本項目のセンサーは，水量，気象等のその他のセンサーとほぼ同じ精度の計測値が得られるが，水質，汚泥質等の本質に近づく物質（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。

本研究開発は，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）を開発実用化し，環境計測及び排水処理のプロセス監視制御への応用を計っていくことを目的として行う。

（結　果）

(1) 研究開発の基本フローを図－１の様に設定した。

(2) 理化学センサーの現況と問題点を調べた結果，従来型河川水質モニタについては，検出器よりもその周辺装置に改良すべき点が多く，その開発も重要であることが分った。

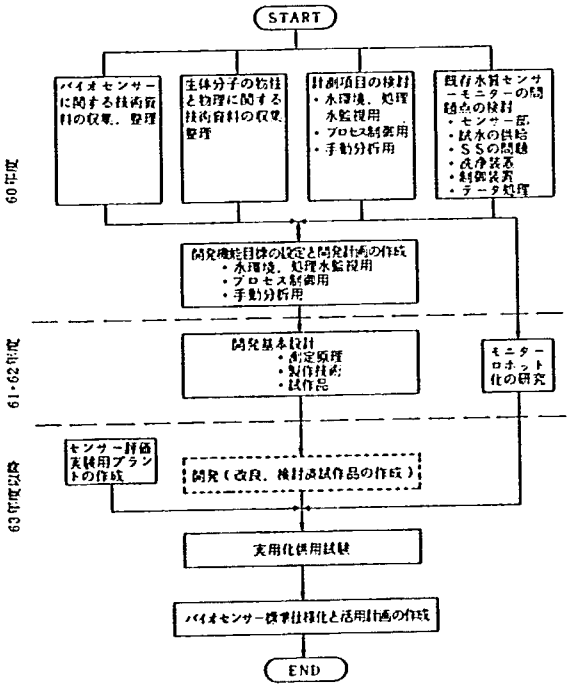
(3) バイオセンサーの開発動向を調査するとともに，研究開発目標の設定を行った。

(4) 市販されているＢＯＤセンサーの特性評価実験を行った結果，次の２点が分った。

①グルコース，グルタミン酸，酢酸についてはかなり良好な応答性を示すが，馬鈴薯でんぷん，スキンミルクについては応答性が悪い。

②　水については，ＳＳ成分をほとんど検知できない。

執筆者　安中徳二
渡部春樹



図－１　研究開発の基本フロー

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 399 ページ	昭和60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）

在来の排水処理においては，活性汚泥法に見られるようある条件下で自然発生的に築かれる生物生態系を利用している。このような系では，ウィルス，細菌のような下等な生物系から菌類，そう類，原生動物，後生動物に至るまで極めて多様な生物種が系を構成しており，その多様性が故に排水処理プロセスとしての安定性が保持されていると言える。

しかしながら，プロセスとしての安定性とともに求められている効率の観点からすると，このような自然発生的に築かれた系においては必ずしも特異的な機能を持つ微生物に有利に働いているとは限らず，純粋系あるいはそれに近く制御された系では起こり得る生化学的反応も不可能になっている場合もある。

本研究では，このような特異的な微生物及び活性汚泥の中で優占的な地位を占めている細菌を分離同定して，様々な環境での代謝特性を把握することを目的としている。

（結　果）

(1) 研究開発の具体的目標と研究対象を図－１の様に設定した。

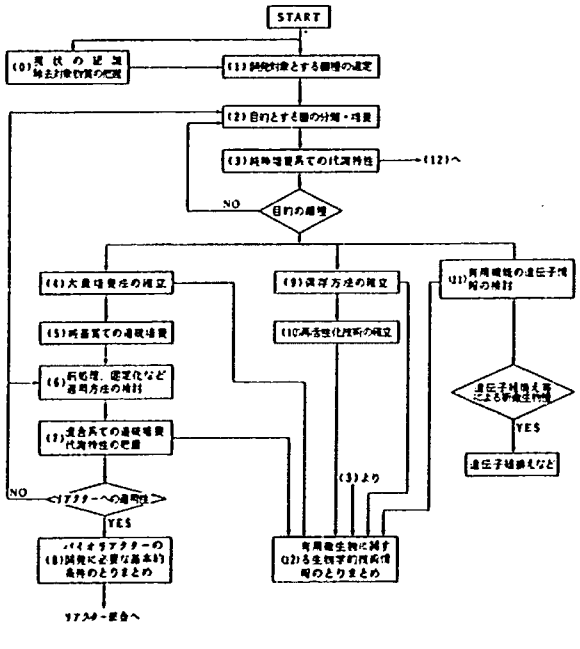
(2) 現行の下水処理システムの問題点を，水処理と汚泥処理ごとに，それぞれ経済性上の問題，信頼性や効率の上での問題，既存技術で解決が困難な問題の３つの類型に分類した。

(3) 問題点解決のアプローチを，①既存プロセスの改良，②他分野からの技術導入，③未利用微生物の適用手法の開発，④遺伝子操作技術の応用の４つに分類し，解決手法をまとめた。

(4) 解決手法のうち，バイオテクノロジーに関連するものについて，具体的研究対象を示した。

執筆者：

下水道研究室	室長	中村　栄一
	主任研究員	河井　竹彦
	研究員	落　修一
		小沢　登
三次処理研究室	室長	佐藤　和明
	研究員	小越真佐司
汚泥研究室	室長	京才　俊則
	研究員	櫻井　克信
水質研究室	室長	安中　徳二
	主任研究員	渡部　春樹
		小森　行也



図－１　酵素・微生物バンクの開発標準フロー
（有用微生物の代謝特性，適正条件に関する研究開発フロー）

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 —酵素・微生物の保存及び大量培養に関する研究—		本文 409 ページ	昭和60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）

高濃度微生物による排水処理施設のコンパクト化，直接酵素利用法，有価物の回収などを支援するためにはそれらに関与している酵素・微生物の保存法と大量培養法の技術を確立しておく必要がある。このため保存法実験によって最適保存法を確立するための研究と，酵素・微生物の活性に関与する物理・化学的因子等を検討し大量培養法を開発するための研究を実施する。

（結　果）

(1) 活性汚泥中の細菌を分離し，代謝特性調査及び保存を行った。

(2) 好アルカリ性細菌を集積培養し，分離・保存を行った。

(3) 硫黄細菌を集積培養した。

(4) 硫酸還元細菌を集積培養し，分離を行った。

(5) 硫黄酸化細菌を集積培養した。

(6) メタン生成細菌を集積培養し，分離・保存を行った。

(7) 嫌気性セルロース分解細菌を集積培養した。

執筆者：

下水道研究室	室　長	中村栄一
	主任研究員	河井竹彦
	研究員	落　修一
		小沢　登

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 419 ページ	昭和60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）

積雪地帯における道路の除排雪には様々な手法がある。その中で下水道施設や下水処理水の果たす役割は小さかったが，近年その利用価値が注目され建設省においてもモデル事業として取り上げるようになった。

本研究は，下水管渠，都市下水路の流雪溝としての利用，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およびその解決を目的としている。

（結　果）

1）下水道施設利用実態調査—豪雪地帯かつ下水道を有する372の自治体にアンケートを依頼したところ，管渠，都市下水路への投雪(20)，下水処理水の処理場外利用（流雪溝導入，消雪水)(3)，場内利用（駐車場，搬路への散水）(12)，という結果を得た。ただし（　）内は自治体数。

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たところ，①融雪の状況，消雪水の下水管への流入の有無等で流量は大きく変動する　②時間流量が最小になるのは午前5時頃である。③冬期の日最小流量は1月1日におこる　④処理水の水温，SS，大腸菌群数の変動は顕著でない　等の知見を得た。

3）生物処理への水温低下の影響調査—水温を5℃，10℃，15℃，20℃に設定した活性汚泥を40日間培養馴致した後，硝化速度，呼吸速度，基質除去速度，脱水素酵素活性の経時変化を調べたところ，①水温が10℃を下回るとSRTを上げても硝化反応は進まない　②6℃の呼吸速度は18.5℃のそれの1／3である　③基質除去速度も水温低下な影響を受けるがCOD_{Mn}については結果のバラツキが見られる　④20時間経過しても5℃の場合基質は殆ど除去されず脱水素酵素活性は1／2程度しか落ちない　等の知見を得た。

表　下水処理水の利用例（処理場外）

道府県	市町村	利用形態	導入量 (t)	方式	寸法 幅×深さ (m)	投入口数	投入口寸法 たて×よこ 深さ(cm)	水質 (m³/分) 水温	最上流点 投入管量 (m³/分)	総投入管量 (m³/日)	投入時間 投入時間	投入口1コ当りの投入対象 道路 m² cm → cm 理想 m² cm → cm
青森	青森市	流雪溝に導入	100	ｵﾝﾌﾛｰ	0.7 ×0.6	37	100 ×70	7.0 9℃	0.12	2000	12/10 ～3/30 24時間	135 35 → 0
群馬	伊香保町	消雪消雪	600	ｵﾝﾌﾛｰ (降雪時のみ)				485m³/日			12/20 ～3/30 降雪時	50年度実績 22日 254 時間 10966m³/年
石川	金沢市	道路消雪 散水方式	405	ｵﾝﾌﾛｰ				130m³/日			12/20 ～2 月末 降雪時	
北海道（予定）	札幌市	都市下水路に排雪管理用水として下水処理水を送水し，せせらぎの回復と融雪槽の排雪を目的として計画を策定中であり，事業実施にむけて下水処理水を利用した実規模レベルの実験を予定している。										

執筆者　中村栄一
落　修一
榊原　隆

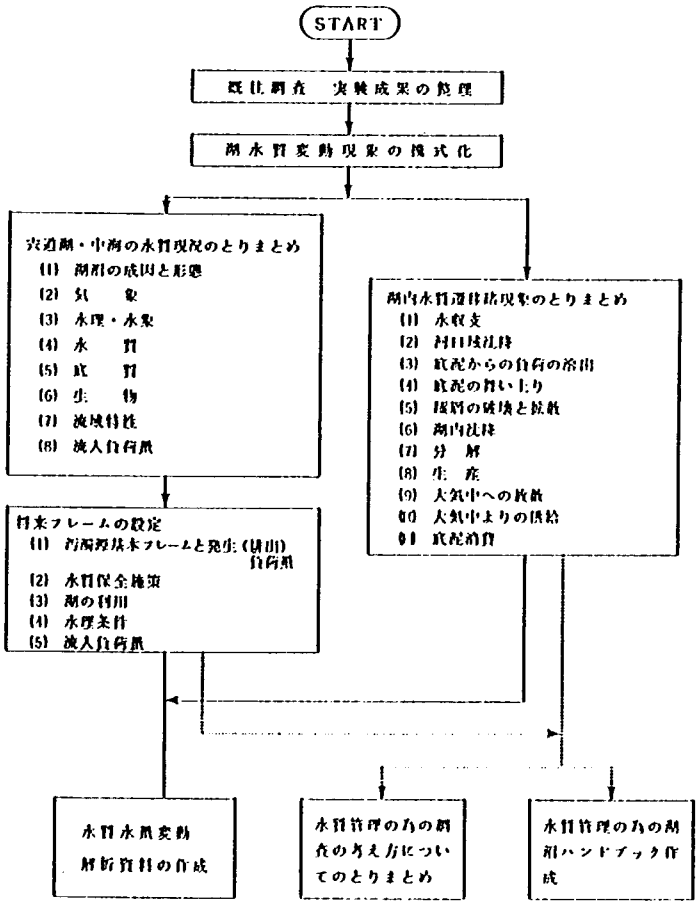
宍道湖・中海水質予測調査		本文 429 ページ	昭和60年度
全体計画	地建依頼経費　昭和60－61年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

本調査は，宍道湖・中海で実施した，水質，負荷量，底質，生物に関する調査及び各種の室内実験の成果を基に，水質変化とその特性を解析し，水質保全対策の基礎資料の作成を目的に行ったものである。

（結　果）

本調査は，主に出雲工事事務所が実施した，宍道湖・中海関連の調査・実験結果を中心に，図－1に示す。基本フローに基づいて行う。本年度は図－1の中で「既往調査・実験成果の整理」，「湖水質変動現象の模式化」，「宍道湖・中海の水質現況のとりまとめ」と「湖内水質遷移諸現象のとりまとめ」の一部を実施した。



図－1　宍道湖・中海水質現況解析調査の基本フロー

執筆者　安中徳二・森田弘昭・山田幸男

五ケ丘地区における回分式活性汚泥処理に関する調査		本文 437 ページ	昭和60年度
全体計画	受託研究経費　昭和59－60年度	下水道研究室	

（目　的）

回分式活性汚泥法は，単一の反応槽内で下水の流入，曝気，沈殿，上澄水の排出などの各処理機能を時間的に順番に繰り返して下水の処理を行う活性汚泥法であり，小規模処理施設向きの処理方法として注目されている。本処理方法は，一般に，①構造が簡単である。②自動運転による無人管理が可能である。③負荷変動に強い，などの長所を有している。しかし，本法に関する実務的な設計方法や維持管理手法については，不明確な点が残されている。

本調査は，住宅・都市整備公団より委託を受け，回分式活性汚泥法に関する設計，維持管理手法を明らかにする目的で実施したものである。

（結　果）

茨城県取手市戸頭終末処理場内に設置した回分式活性汚泥法のパイロットプラント実験及び五ケ丘浄化センターの実施設の実態調査の結果は，次のとおりであった。

① 溶解性BOD_5は，BOD－SS負荷 0.013～1　BODkg／SS kg・日の広い範囲で高い除去率で除去されていた。

② SSに起因するBODが処理水へ流出し，処理水のBOD_5濃度が高くなることがあり，反応槽内の汚泥管理や処理水の引抜き方法に留意する必要がある。

③ 窒素の生物学的除去は，運転条件の選定によっては，充分に可能である。

④ リンの除去は，吸着などにより除去されるが，その除去機構がまだ充分に解明されていないため，実際の運転条件を示すことは難しかった。

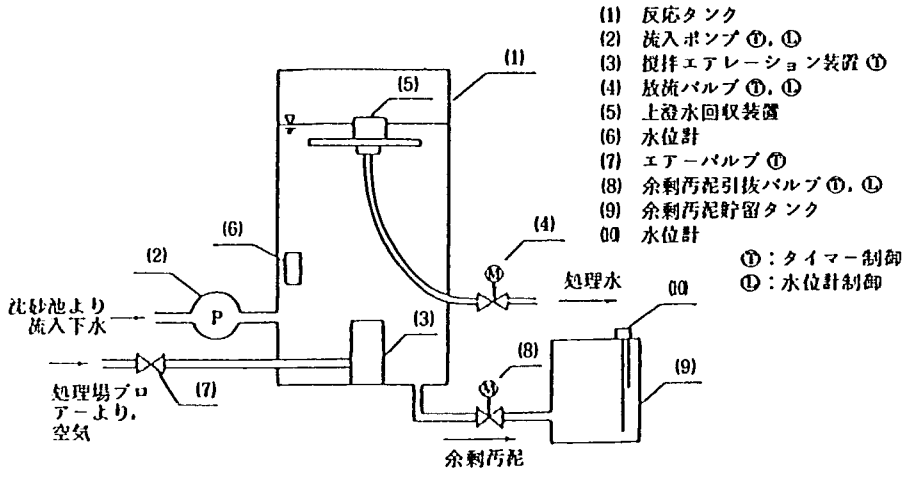


図　回分式活性汚泥法のパイロットプラント実験装置の概要

執筆者　中村栄一
河井竹彦
高橋正宏
中島淳子

Ⅰ 試験研究費による研究

1．河床附着生物群による浄化作用の研究

水質研究室　室　長　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男

1. はじめに

従来，河川は，流入する汚濁負荷を希釈，拡散，沈殿，化学的酸化・還元，生物的酸化・還元作用を通じて，浄化する能力を有している。これは，河川の自浄作用と呼ばれ，河川の物理的特性とともに河川に生息している様々な生物群が大いに貢献しているといわれる。従って，効率のよい自浄作用を期待するには，河川中に生息する生物群，すなわち，細菌－原生動物－付着性藻類－大型水生生物などが，バランスよく機能することが重要である。しかし，近年における都市域での急激な人口増加と，下水道整備の立遅れ等のため，河川の浄化能力をはるかに越えた，汚濁物質が流入している河川もいくつか存在している。流入する汚濁物質は，流域の人間活動を反映して様々なものがあるが，極微量でも河川の生態系を大きく乱し，河川の浄化能力を阻害する化学物質も多数存在している可能性がある。かつて，多量の農薬が農村地帯の水路から，多くの水生動物を駆逐したことは，まだ私たちの記憶に新しい。河川の自浄能力を有効に活用し，河川水質保全の一助とするためには，これら微量の有害化学物質が河川内の生態系にどのような影響を与えるかを定量に把握する必要がある。

2. 研究目的

はじめにでも述べたように，現在，膨大な種類と量の化学物質が生産されており，これらの物質は，流通，消費等の過程を経て，最終的には，廃棄物として環境に排出されている。本研究の目的は，河川環境中に排出された化学物質が河川の浄化能力にどのような影響を与えるかを明らかにすることにあるが，現在，世界中に存在しているといわれる数万種類の化学物質すべてについて河川環境中での挙動や安全性を検討することは，不可能に近い。この問題に対するアプローチは，種々考えられるが，最も効果的と考えられる方法は，ＯＥＣＤの調査にも採用されたように，化学物質の生産量，物質の拡散係数，急性毒性等のカテゴリーによって，化学物質を分類し，代表的な化学物質を選択してそれらの詳細な調査を，行ない，その成果をもとに他の化学物質の環境中での挙動と影響を予測することであろう。

3. 対象化学物質

本研究では，生産量も多く，急性毒性等の知見があり，近年地下水等の水域環境中に，よく検出される次の三つの化学物質（表－１）を選択した。

表－1　対象化学物質の性質

	テトラクロロエチレン（$CCl_2=CCl_2$）	トリクロロエチレン（$HCl=CCl_2$）	1.1.1－トリクロロエタン（CCl_3CH_3）
物　　性	無色透明のエーテル様芳香のある重い液体（比重1.62）で，エーテル，クロロホルム，ベンゼンと任意の割合で混合する。水への溶解度は0.015（g／100ml（20℃））である。	クロロホルム臭のある無色透明の揮発生不燃性液体で，水に対する溶解度0.1（100ml（20℃））	無色透明の揮発性液体で，クロロホルム類の臭気があり，水への溶解度は0.09（mg／100ml（20℃））である。
化学物質の使用状況	生産量（1982）59,874トン用途：主としてドライクリーニング用，金属の脱脂，洗浄，一般溶剤	生産量（1982）67,474トン用途：金属機械部品の脱脂洗浄剤，一般溶剤，塗料のシンナー，溶媒抽出剤，熱媒体ドライクリーニング	生産量（1974）45,600トン用途：金属機械部品の脱脂剤，洗浄剤，ドライクリーニング用洗浄剤，接着用溶剤
底質，水，大気中に於ける光分解，バクテリア分解加水分解の有無	エタン，エチレンの塩素化合物の中では最も安定	水と光により少しずつ分解する	データなし
哺乳類に対する経口毒性又は吸収毒性の強さ	急性毒性経口ラットＬＤ$_{50}$13g／kg，マウスＬＤ$_{50}$64g／kg，マウスＬＤ$_{50}$10.8g／kg，慢性毒性モルモット670～16,750 mg／m^3・7hr／日158回で肝臓の重要が増加し，脂肪変性がみられた。催奇性ラットマウス2,000 mg／m^3，7hr／日6～15日で認められた。発癌性マウス肝癌が認められた（マウスオス535,1,072，メス386,727 mg／kg，5日／W78W）	急性毒性経口ラットＬＤ$_{50}$7.2g／kg，マウスＬＤ$_{50}$2.85g／kg慢性毒性神経障害，催奇性ラット，マウス1,600 mg／m^3，7hr催奇性なし発癌性（米国立癌研究所）マウス肝癌発生，ラットでは証明できなかった。肝臓に対するＴＥＣの影響は非常に大きい。	急性毒性経口ラットＬＤ$_{50}$11g／kg，マウスＬＤ$_{50}$11g／kg，吸入ラットＬＣ$_{50}$98g／m^3・3hr，マウスＬＣ$_{50}$98g／m^3・3hr，催奇性異常なし（ラット4.7g／m^3・7hr／日6～15日）発癌性マウス2,000～6,000 mg／kg／日95Wで肝癌発生，ラット750～1,500 mg／kg／日78W癌発生認められず
魚類又はミジンコに対する急性毒の強さ	ヒメダカによる24時間ＴＬｍ＝2.0（mg／ℓ）	ヒメダカによる24時間ＴＬｍ＝93.3（mg／ℓ）	ヒメダカによる24時間ＴＬｍ＝109.0（mg／ℓ）
植物に対する毒性	イネの短期生育試験（供試化学物質を含む寒天培地上に，1群50個体の供試種子をならべ，29℃暗所において5日間観察した結果の平均値）の結果で，芽に対する成長阻害が，供試化学物質濃度10（mg／ℓ）で10%	イネの短期生育試験（供試化学物質を含む寒天培地上に，1群50個体の供試種子をならべ，29℃暗所において5日間観察した結果の平均値）の結果で，芽に対する成長阻害が供試化学物質濃度10（mg／ℓ）で3%	――
変異原性スクリーニングの陽，不明，陰性	Salmonella typhimuriumで変異原性活性　陽性	E.coli K12で変異原性認められていない　陰性	Cockによると代謝活性化に関係なく変異原性は認められない　陰性
ＷＨＯの飲料水ガイドライン	10μg／ℓ	30μg／ℓ	――
公共用水域への排出の抑制に関する管理目標	0.1 mg／ℓ	0.3 mg／ℓ	3 mg／ℓ

4. これまでの調査結果

昨年度は，河川の生態系を構成する要素の中でも，最も基本的な河床付着生物群を用い，これらに化学物質を投与し，その影響を検討した。実験は，大型ビーカー内に付着板を設置し，3種類の化学物質（テトラクロロエチレン，トリクロロエチレン，1.1.1トリクロロエタン）を数段階の濃度条件下で投与して，付着微生物群の構成，現存量等の変化ならびに水質変動について，観測を行った。その結果，次のような結果を得た。

1）テトラクロロエチレンは，水質に対して，BOD，T－Pの増加，付着微生群に対して，生育阻害，構成種の種類，細胞数変化等の影響があり，その影響濃度範囲は，1.0～10（mg／ℓ）であった。

2）トリクロロエチレンは，水質に対しては，顕著な影響をおよぼさなかった。付着微生物群に対して，生育阻害，優占種の変化（珪藻類→緑藻類）などの影響が認められ，影響濃度範囲は0～0.1（mg／ℓ）であった。

3）1.1.1－トリクロロエタンは水質に対して（BOD，CODcr，T－N，T－P）の増加をもたらし，その影響濃度は，0～0.01（mg／ℓ），付着微生物群に対しては，生育阻害，chl-a および一般細菌数の減少等の影響が見られ，その影響濃度範囲は，0～10（mg／ℓ）であった。

5. 本年度調査

5.1 調査目的

昨年度は，河川生態系内の最も低次の生物群と化学物質の関係について，実験を行い，若干の知見を得たが，冒頭でも述べたように，河川の自浄作用を論ずるためには，河川内に構成されている生態系全体を把握する必要があり，このような主旨から，本年度は，河川内に生息するより高次の生物を用いて化学物質の影響について検討を行った。

5.2 供試生物

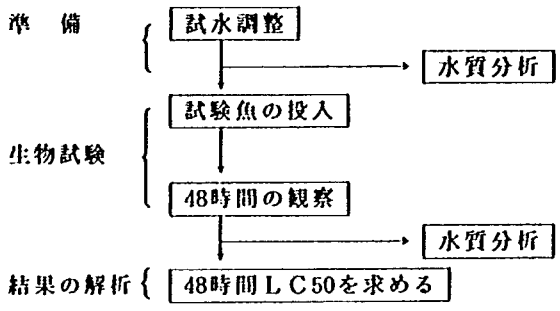
供試魚種は次の基本条件を考慮して決定した。水温，えさ，取り扱いなど，実験内の飼育管理条件に適していること，及び大きさがそろい，健康であり，一度に多数得られることなどである。また，個体間の共食いがないことも重要である。

各種の魚を検討した結果，mosquito fish と呼ばれる一群の体長の小さい魚のなかで，縦断組織標本のつくり易いこと，体重が小さく感受性の悪くないこと，一年中産卵し，飼育の楽なことからTanichthys albonubesという広東産熱帯魚（アカヒレと通称している）を選択した。アカヒレは，水温14℃以上で周年産卵するが，25℃程度が適温である。孵化後1月半で0.05ｇに達し，試験に使用することができる。0.05ｇ以上で生殖巣が発達しはじめるが，親魚としては体重0.3ｇ程度が望ましい。雌雄は鰭の形で識別することができる。卵は沈性卵で，放卵後25℃で，4～5日で稚魚として浮上する。現在は系統繁殖した試験魚を用いることができる。

今1つの試験生物としてヌカエビParatya compressa improvisaを採用した。アカヒレと全く同様に使用できる。ヌカエビでは48時間飼育ができるので，アカヒレと感受性の比較をすることができる。一般に重金属・フェノールなどの毒物ではアカヒレの方が感受性が鋭敏であるが，農薬類特に殺虫剤ではヌカエビの方がはるかに感受性がよくなる。

5.3　試験方法

試験のフローを図－1に示す。



図－1　試験のフロー

a）試水調整

精製水をみたした3ℓのガラス容器に各薬剤を所定の濃度となるようにマイクロシリンジを用いて滴下し，ガラス製の蓋ですばやく密封する。蓋をする時にかくはん子を入れスターラーを用いて一昼夜撹拌し，各薬剤を完全に溶解させた後に生物試験を用いる。

b）水質分析

生物試験開始時と終了時に少量の試水をガスクロ用サンプルビンに分取し，後にガスクロマトグラフによる定量を行った。

c）生物試験

調整後の試水中に10匹のアカヒレ又は，ヌカエビを収容し，アカヒレは25±1℃，ヌカエビは20±1℃に保った恒温器内で48時間までの観察を行う。この間は蛍光灯による照明を行う。観察は，供試生物の異常を初期に把握するため，試験開始後，30分後，1時間，2時間，3時間，6時間後に行い，その後，12時間，24時間，48時間後に行う。薬剤を含まない対照実験のアカヒレ又はヌカエビと比較して，動き・体色の変化を観察し，死亡個体は（－），異常のない個体を（＋），明らかに横転を示しているものは（±）で記録する。

また，試験開始時にはｐＨ・浸透圧のチェックを行い，試験終了後のｐＨを記載する。

d）48時間ＬＣ50の求め方

48時間後，半数以上死亡した試水の%濃度と，半数以上が生存した試水の%濃度から，Doudoroffの作図法によって48時間ＬＣ50を求める。すなわち，%濃度を対数で横軸とし，死亡率を縦軸として，死亡率50%をはさむ2点を結んで死亡率50%の線と交わる点の%濃度を48時間ＬＣ50とする。

5.4　試験結果と考察

試験結果の整理の1例を表－2，3，図－2，3に示す。

表－2　試験条件

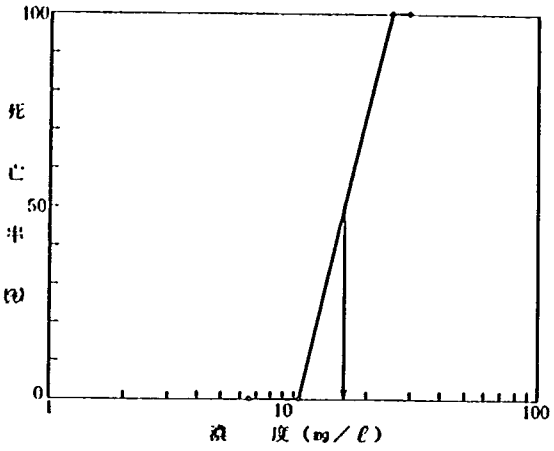
開始時濃度(mg/ℓ)	2.10	7.22	11.2	26.1	26.41
〃　pH	7.35	6.75	6.82	6.90	7.30
終了時濃度(mg/ℓ)	1.83	5.81	9.76	23.9	30.71
〃　pH	7.30	5.80	5.80	5.75	7.20
0 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●
1 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●
2 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●
3 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●----------
6 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	----------
12hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	
24hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●-	
48hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	----------	

供試薬；トリクロロエチレン
供試生物；アカヒレ
48時間半数致死濃度；48hrLC50＝16.2mg／ℓ

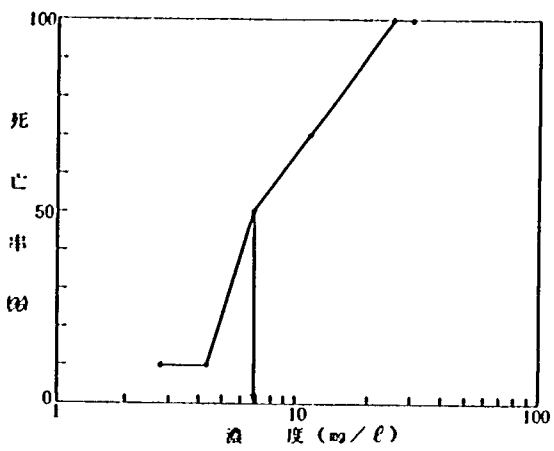
表－3　試験条件

開始時濃度(mg/ℓ)	2.84	4.36	7.22	11.2	26.1	26.41
〃　pH	8.30	8.30	6.75	6.82	6.90	7.30
終了時濃度(mg/ℓ)	2.74	4.17	6.31	11.9	23.9	34.65
〃　pH	6.00	6.10	6.20	6.11	6.00	7.31
0 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●
1 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	----------
2 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	
3 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	
6 hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	----------	
12hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●		
24hr	●●●●●●●●●●	●●●●●●●●●●	●●●●●●----	●●●-------		
48hr	●●●●●●●●●-	●●●●●●●●●-	●●●●●-----	●●●-------		

供試薬；トリクロロエチレン
供試生物；ヌカエビ
48時間半数致死濃度；48hrLC50＝6.77mg／ℓ



図－2　試験結果



図－3　試験結果

また，表－4に各実験ケースの48時間ＬＣ50を示す。

表－4　48時間ＬＣ50

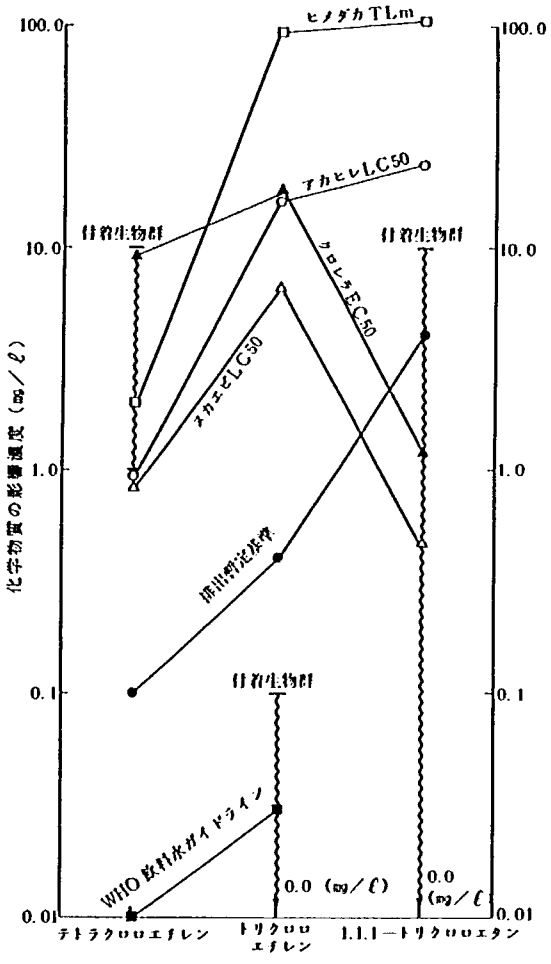
薬　剤	アカヒレLC50	ヌカエビLC50
テトラクロロエチレン	0.95mg／ℓ	0.85mg／ℓ
トリクロロエチレン	16.2mg／ℓ	6.77mg／ℓ
1.1.1トリクロロエタン	24.0mg／ℓ	0.48mg／ℓ

本実験で用いた3種の化学物質に対しては，ヌカエビはアカヒレよりも感度が高い傾向が観察された。

テトラクロロエチレンとトリクロロエチレンの毒性の発現状況はアカヒレ，ヌカエビとも同じような傾向が見られた。1.1.1トリクロロエタンは，アカヒレとヌカエビではかなり異なる結果が得られた。ヌカエビは国の排出暫定基準（3mg／ℓ）よりもかなり低い濃度で毒性が発現するのに対し，アカヒレは，暫定基準よりも高い濃度（24.0mg／ℓ）で影響が出た。

次に，図－4に，三種の化学物質に関する生物試験結果をとりまとめ示す。

テトラクロロエチレンとトリクロロエチレンは，付着生物群への影響を除けば，ほぼ似たような毒



図－4　化学物質の影響濃度

性の発現状況を示すが，1.1.1トリクロロエタンは，下位の生物により強くその毒性を発揮するように思われる。また，毒性を発現する範囲を考えると，範囲の大きい順（1.1.1トリクロロエタン＞トリクロロエチレン＞テトラクロロエチレン）に，毒性発現メカニズムが，複雑な可能性がある。

以上，最近飲料水汚濁物質として，注目されている三種の化学物質の急性毒性に関する生物試験を実施した結果について，若干の知見を報告したが，毒性を発現する濃度と現在環境中に検出される濃度（テトラクロロエチレン0.5～1.6 μg/ℓ，トリクロロエチレン0.2～0.3 μg/ℓ）の間には，おおむね1000倍以上の差があり，急性毒性の直接的影響は，それほど考慮する必要はないように思われる。今後，これらの物質については慢性毒性の検討を行う必要があろう。

6. 本年度調査II （植物プランクトン）

6.1 調査目的

近年における産業の発達にともない，水界へ流出されている微量化学物質は，種類・量とも，年々増加する傾向にある[2]。微量化学物質は，一般に水への溶解度は僅かであるが，生物細胞を形成する脂肪質には，容易に溶解することから，生物への潜在的影響が特に懸念されている[3]。このような新しい形の水質汚濁問題は，今後ますます多くなることが予想され，まず，これら化学物質の生物に対する機序を解明することが重要である。

本研究は以上の観点から，微量化学物質の河川環境への影響を調査するために，植物プランクトン（*chlorella*.sp）を用いて，化学物質の影響を調査した。

6.2 実験方法

6.2.1 供試試験生物

供試試験生物として，無菌状態の緑藻類，*chlorella*.spをもちいた。

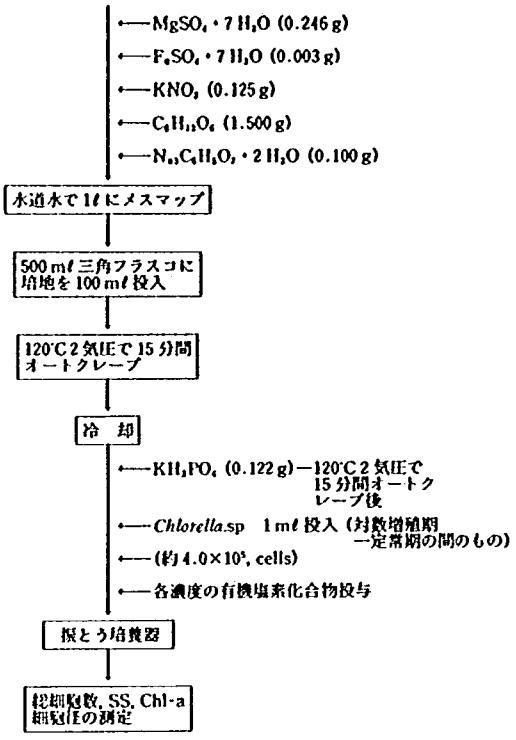
6.2.2 *chlorella*.sp培養条件

chlorella.spと培地100 mℓの入った500 mℓの三角フラスコを，藻類培養装置（㈱伊藤製作所製）に設置し，表—5に示す培養条件で振とう培養を行なった。

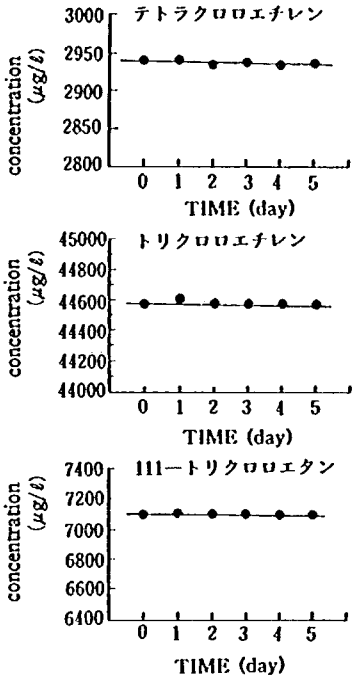
表—5 培養条件

項　目	
水　温	23±2℃
照　度	5300 Lux
振とう回数	30回/min

供試化学物質は，揮発性の大きい有機塩素溶剤を用いたため，三角フラスコを殺菌したパラフィルム数枚と，薄いポリエチレンの膜で完全密閉し，図—5に示す実験フローにしたがって実験を行った。なお，密閉した三角フラスコ内からの各有機塩素溶剤の漏れは，各物質の初期濃度100 mg/ℓに対して，図—6に示すように，減少率が2～3％で三角フラスコ内からの各有機塩素溶剤の漏れは，培養期間の60時間内では，無視できる量であった。



図—5 実 験 フ ロ ー



図—6 有機塩素溶剤の培養槽内からの揮発特性

6.2.3 培 地

培地は，一般に chlorella の培養に用いられている中村培地を10分の1に希釈したものを用いた。表—6に示す。

表—6 培地組成

成 分	濃度 (g/ℓ)
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.246
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.003
KNO_3	0.125
$C_6H_{12}O_6$	1.500
$Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$	0.100
KH_2PO_4	0.122

6.2.4 有機塩素溶剤の濃度条件

各有機塩素溶剤は，表—7に示す設定濃度であらかじめ溶解し，500 mℓの三角フラスコに100 mℓ投与した。しかし，液相内の有機塩素溶剤の濃度は，三角フラスコ壁面に吸着する量，気相に移動する量があるために設定濃度より低い濃度であることが考えられる。そこで，三角フラスコ内における液相の濃度を，本実験と同じ条件で，イオン交換蒸留水に溶解し，24時間振とうした後に測定した結果を表—8に示した。

この結果から，今回の実験における各有機塩素溶剤の液相濃度を表—8に示す値とし，以後の解析に，使用した。

表—7 有機塩素溶剤設定濃度

	RUN-1	RUN-2	RUN-3	RUN-4	RUN-5	RUN-6
テトラクロロエチレン(A)	0	10	100	1×10^3	1×10^4	1×10^5
トリクロロエチレン (B)	0	10	100	1×10^3	1×10^4	1×10^5
111-トリクロロエタン(C)	0	10	100	1×10^3	1×10^4	1×10^5

＊単位 (μg/ℓ)

表—8　三角フラスコの各有機塩素溶剤の溶液溶解濃度

	RUN-1	RUN-2	RUN-3	RUN-4	RUN-5	RUN-6
テトラクロロエチレン(A)	0	1.91	5.80	30.8	301.6	2935
トリクロロエチレン (B)	0	7.30	41.90	418.5	4668.4	44593
111-トリクロロエタン(C)	0	1.94	11.17	34.7	953.0	7086

＊単位 (μg/ℓ)

6.3　実験結果および考察

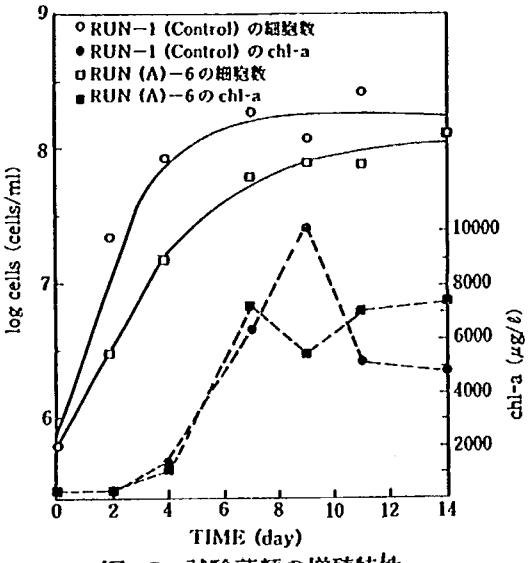
6.3.1　試験藻類の増殖特性

図—7 に，*chlorella*.sp の増殖に伴う総細胞数と chl-a の変化を示した。図中には，基本培地のみのコントロール（RUN(A)—1）実験結果と，テトラクロロエチレン：2935 μg/ℓ を含む培地（RUN(A)—6）による実験結果を示した。

総細胞数では，RUN(A)—1，RUN(A)—6 とも培養開始後 72 時間，対数増殖を続け，その後増殖速度が低下し定常期に移行した。

chl-a を指標とした場合には，総細胞数を指標とした場合と若干異なる現象が観察された。

以上のことから，今回の実験では増殖に関する指標のうち，比較的安定な増加傾向を示す，総細胞数を用い，解析を行った。また解析の範囲は，培養開始から 60 時間までの対数増殖期を設定した。

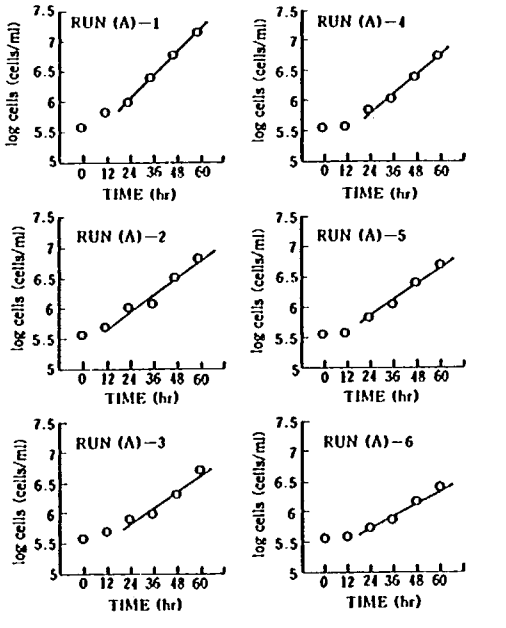


図—7　試験藻類の増殖特性

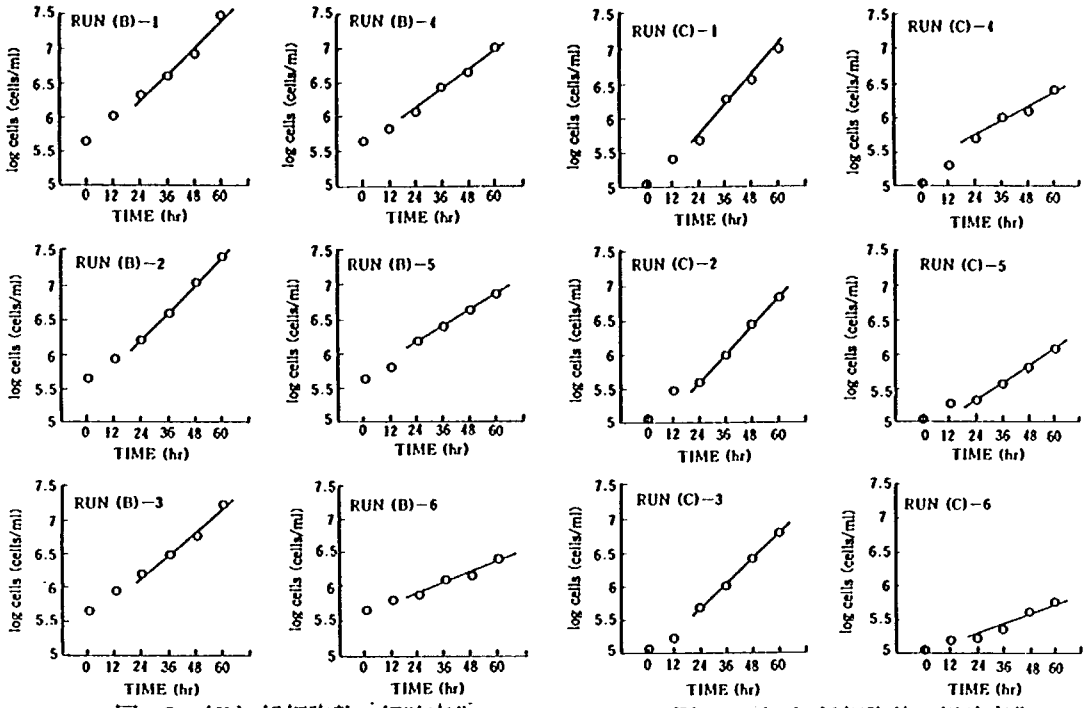
6.3.2　藻類の増殖におよぼす有機塩素溶剤の影響

図—8(A)～(C)は，*chlorella*.sp を表—7 に示す，各濃度で培養したときの 0，12，24，36，48，60 時間後における総細胞数の変化を示したものである。各実験毎の増殖速度を表—9 に示す。

各有機塩素溶剤による *chlarella*.sp に対する増殖阻害の影響は明らかで，対数増殖期の増殖速度の低下および誘導期の延長現象が現われている。また，各実験系おける増殖速度を対照（供試化学物質を含まない）培地の値と比較し，次式に従って阻害率を求め，表—10 に結果を示した。



図—8　(A) 総細胞数の経時変化（テトラクロロエチレン）



図−8 （B）総細胞数の経時変化
（トリクロロエチレン）

図−8 （C）総細胞数の経時変化
（111−トリクロロエタン）

$$\text{阻害率}(\%)=\left[1-\left(\frac{\text{供試化学物質を含む培地の増殖速度}}{\text{対照培地における増殖速度}}\right)\right]\times 100 \quad \cdots\cdots (1)$$

一般に，阻害率と供試化学物質濃度の関係は，柳田ら[6]の実験結果によれば，シグモイド形（ロジステック曲線）の関係が成立する。今回の実験についても，供試化学物質濃度−log 阻害率の間には，図−9(A)〜(C)のようにシグモイド形の関係が見られた。そこで，図−9(A)〜(C)の関係を(2)，(3)式で近似し，実験結果の解析を行った。

$$H=\frac{G^n}{\phi^n+G^n} \quad \cdots\cdots (2)$$

H；阻害率

ϕ；阻害率50%の時の供試化学物質濃度

G；供試化学物質濃度

n；係数

$$\log\left(\frac{H}{1-H}\right)=n\log G-n\log\phi \quad \cdots\cdots (3)$$

表−9 *chlorella*.sp の増殖速度 (hr^{-1})

(テトラクロロエチレン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	1.91	5.80	30.8	301.6	2934.7
増殖速度 (hr^{-1})	0.033	0.032	0.031	0.029	0.027	0.023

(トリクロロエチレン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	7.30	41.9	418.5	4668.4	41593.3
増殖速度 (hr^{-1})	0.031	0.031	0.028	0.025	0.019	0.016

(111−トリクロロエタン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	1.94	11.17	34.7	953.0	70863
増殖速度 (hr^{-1})	0.035	0.034	0.031	0.025	0.019	0.015

表−10 *chloella*.sp の増殖阻害率 (%)

(テトラクロロエチレン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	1.91	5.80	30.8	301.6	2934.7
増殖阻害率 (%)	0	2	4	12	18	30

(トリクロロエチレン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	7.30	41.9	418.5	4668.4	41593.3
増殖阻害率 (%)	0	0	3	19	39	48

(111−トリクロロエタン)

溶液濃度 ($\mu g/\ell$)	0	1.94	11.17	34.7	953.0	70863
増殖阻害率 (%)	0	3	11	29	46	57

(3)式は，(2)式を対数で展開したもので，$\log\{H/(1-H)\}$ と logG との間に直線関係があり，この直線の傾斜からn値が，直線と logG との交点から ϕ 値が得られる。表−11にn値，ϕ 値，r値（相関係数）の計算結果を示した。

ここで得られたn値は，濃度変化に対する阻害率の変化の割合を示す恒数であり，ϕ 値は，供試化学物質に対する *chlorella*.sp の50%増殖阻害率濃度 EC_{50} (effective concentration) を示している。

3種の化学物質の *chlorella*.sp に対する影響を ϕ 値から判断すると，1.1.1−トリクロロエタン＞テトラクロロエチレン＞トリクロロエチレンなる関係が得られた。

6.3.3 藻類の生理活性に及ぼす有機塩素溶剤の影響

chlorella 等の藻類の活性は，単位藻体量に含まれたクロロフィルの含有量で評価できると考え，本節では，単位SSに含まれるクロロフィル量を測定し，*chlorella*.sp の生理活性を検討した。

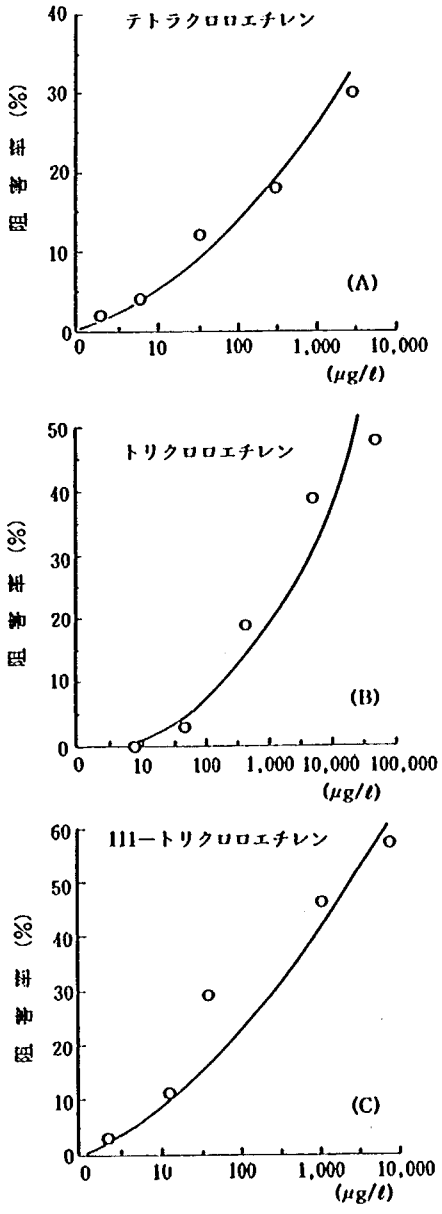
図−10に，コントロール系の RUN(A)−1，RUN(B)−1，RUN(C)−1と，影響が最もよくあらわれている RUN(A)−6，RUN(B)−6，RUN(C)−6 の SS 当りの chl-a (chl-a/SS) の変化を示した。

RUN(A)−1，(B)−1，(C)−1（コントロール系）では，chl-a/SS 比は，*chlorella*.sp 植種後12〜36時間でピーク (3.5×10^{-3}〜4.2×10^{-3}) を示し，その後減少しながら一定値 (2.0×10^{-3}) に近づいた。化学物質を添加した RUN(A)−6，(B)−6，(C)−6では，コントロール系よりも小さい値を示し，規則的な増加，減少は見られなかった。各有機塩素溶剤が *chlorella*.sp に与える活性阻害の影響は，1.1.1−トリクロロエタン，テトラクロロエチレンにおいて明確に表れており，特に，1.1.1−トリクロロエタンについては，植種後，chl-a/SS が低下し，48時間後において 1.3×10^{-3} と RUN(A)−1，(B)−1，(C)−1（コントロール系）の1/3に低下した。トリクロロエチレンについては，影響は明確には認められず，植種後，36時間

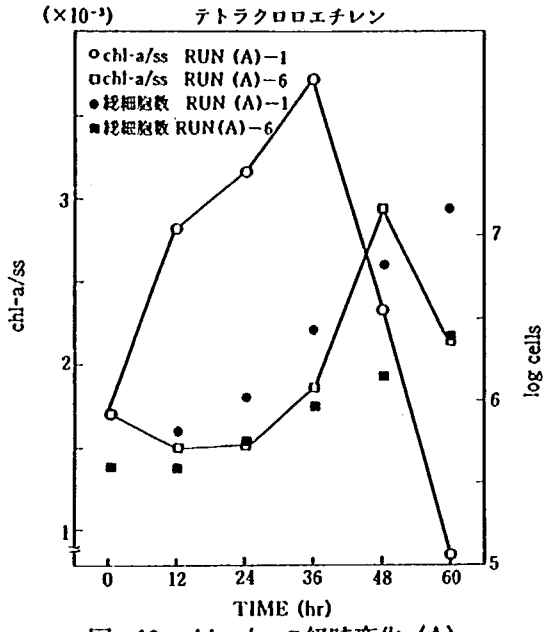
表−11 n値，ϕ 値，r の計算結果

	n 値	ϕ 値(EC_{50})*	r
テトラクロロエチレン	2.31	9332.5	0.86
トリクロロエチレン	1.88	17782.7	0.81
111-トリクロロエタン	2.06	1203.0	0.79

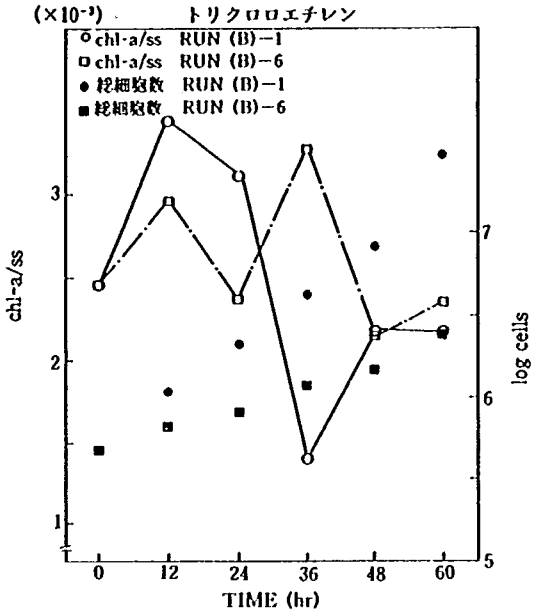
*単位 (μg/ℓ)



図−9 化学物質濃度と阻害率の関係

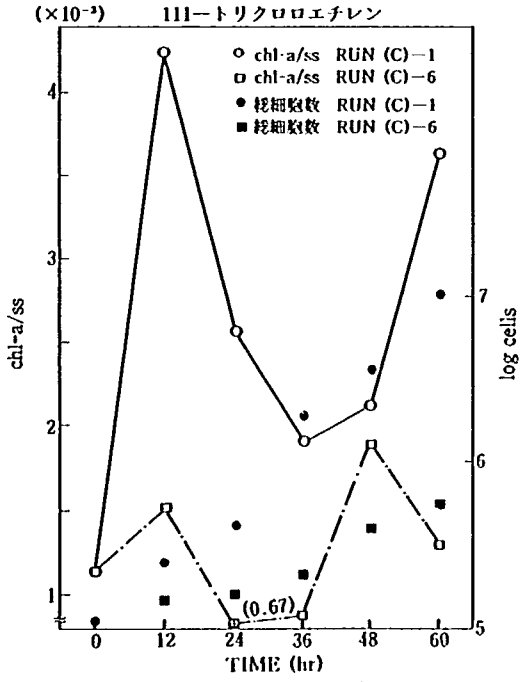


図−10 chl-a/ssの経時変化 (A)



図−10 chl-a/ssの経時変化 (B)

でRUN(A)−1, (B)−1, (C)−1 (コントロール系) より遅れてピークが表われたが, chl-a/SS値はほぼ同じ値を示し, 活性阻害の影響は僅かであった。また, 図−10にchl-a/SS変化と同時に, 各実験ケースの総細胞数の変化を (・…・RUN(A～C)−1：RUN(A～C)−6) で示した。各有機溶剤のRUN(A)−1, (B)−1, (C)−1, RUN(A)−6, (B)−6, (C)−6とも活性が増大するのは, 植種後対数増殖期に移行する前の段階で, 対数増殖期に移行してからは, 活性が急激に減少している。これは, 誘導期 (細胞の分裂がおこらない期間) の終わりに多くの細胞が成熟し, 分裂直前の状態において, 最も大きい活性を示すためと考えられる。成熟細胞 (分裂直前) と幼若細胞 (分裂直後) の種々の細胞が混在する対数増殖期においては, 活性が平均化されるために誘導期より活性が低下する。

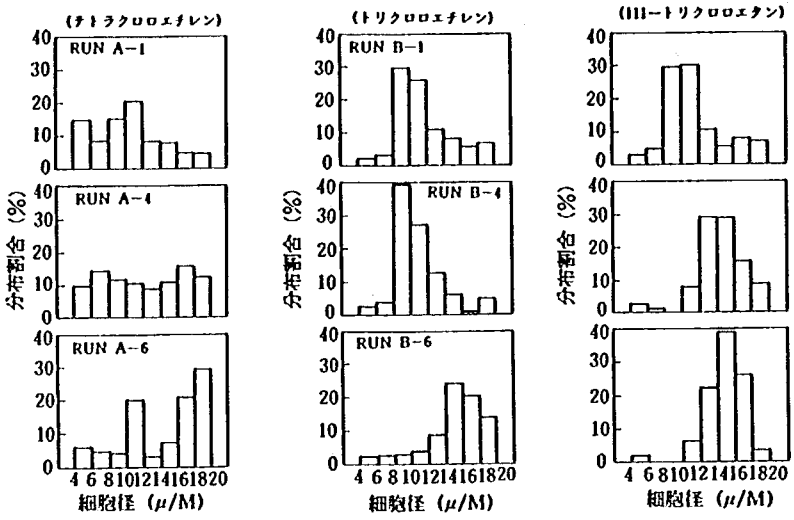


図−10 chl-a/ssの経時変化 (C)

以上の結果, 各有機塩素溶剤の生物活性に対する阻害は, 先に述べたϕ値 (EC_{50}) の結果と同様1.1.1−トリクロロエタン>テトラクロロエチレン>トリクロロエチレンの順であった。しかし, 今回の実験における濃度範囲では, 近藤ら[7]がLASで行なった実験結果のように, chl-aが完全に消滅し, 細胞が破壊されるようなことはなかった。

6.3.4 有機塩素溶剤による藻類の細胞径の変化

図—11 に，各実験の RUN (A～C)—1，RUN(A～C)—4，RUN(A～C)—6 の植種後 60 時間の *chlorella*.sp の細胞径の分布を示した。一般に *chlorella*.sp は，球形で細胞径が 5～12 μM といわれている。しかし，成長段階によって，その形状がかなり異なる。例えば，誘導期から加速期において，細胞系が最大となり，対数増殖期では，一定径で細胞が分裂し，定常期では，最少となる。また，細胞径は，培地当りの条件によっても径の大きさが，かなりことなることが報告されている[6]。本実験では，植種後 60 時間の対数増殖期の細胞径は，RUN(A～C)—1 で 8～12 μM に分布が集中していた。有機塩素溶剤を添加した RUN (A～C)—4，RUN(A～C)—6 では，16～20 μM に細胞径の分布が集中していた。



図—11 細胞径の分布

参考文献

1) 化学物質による環境汚染（第 2 回）講演資料集 昭和 61 年 6 月
2) 化学物質と環境（52～58 年度）環境庁 保健調査室
3) 加須屋 実 環境毒性学（下巻）日刊工業新聞社
4) 化学工業年鑑（58 年度）
5) 藻類実験法 南江堂
6) 柳田 友道 微生物科学 2 学会出版センター
7) 近藤，山本，荒川「藻類の増殖と生理活性に及ぼす洗剤の影響」水質汚濁研究 Vol.9 No.9 1984

2．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　中村　栄一
研究員　落　修一
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，非特定の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。勿論，放流先の条件から富栄養化の一因となっている窒素（Ｎ）や燐（Ｐ）といった，物質として特定される項目も重要な指標となる場合もあるが，一般的にはＢＯＤ，ＳＳの重要性を上回ることはない。下水中，さらにそれが何らかの処理を施された処理水中においても，それらに含まれる物質の種類は濃度を問題としなければ際限無く多いと言える。従って，特に重要な物質（例えば，前述のＮ，Ｐ，あるいは場合によっては有毒物質，重金属等）でない限りは個々の物質の濃度は，下水処理施設の設計及び維持管理にとって意味を持たないと言える。

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体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，酸素の無い嫌気的条件下で下水処理を行う方法が新しい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及び維持管理においては，そのプロセスで除去あるいは分解され得る有機物量の単位時間・単位反応槽量当りの量（これを容積負荷と言い，kg／m³・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・維持管理に用いられてきた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持っている。

本研究では，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の探索を行うと同時に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，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. 研究方法

2.1 既往の研究に関する調査

本年度は研究の初年度であり，文献によって流入下水中の固形物粒径分布と有機物負荷に関する既往の研究を調査した。

2.2 流入下水及び処理水の固形物特性調査

主として家庭排水を標準活性汚泥法によって処理している終末処理場において，流入下水，最初沈殿池越流水及び最終沈殿池越流水に含まれる固形物粒径分布と有機物負荷に関する調査を行った。最初沈殿池及び最終沈殿池からの越流水の採水は，流入下水の採水時刻から各々の施設での滞留時間分を考慮して時刻を設定した。

採水試料（原水）は，1000 μ，500 μ，125 μ，63 μ，20 μのふるい，及び5 μ，1 μ，0.65 μ，0.1 μのろ紙を順番に通過させ（Fig. 1），各々の径のふるいあるいはろ紙のろ液（Filtrate）を分析試料とした。1000 μから20 μの間のろ過作業においては100 mlのサンプルをろ過する毎に使用するふるいを蒸留水で洗浄し，捕捉した固形物を洗い流した。また，5 μ以下のろ紙によるろ過作業においては後述する予備調査の結果から，一枚のろ紙によるろ過試料の量を次のように決め（5 μ：50ml，1 μ：50ml，0.65 μ：20ml，0.1 μ：10 ml），その都度イオン交換蒸留水で洗浄した新しいろ紙と交換した。

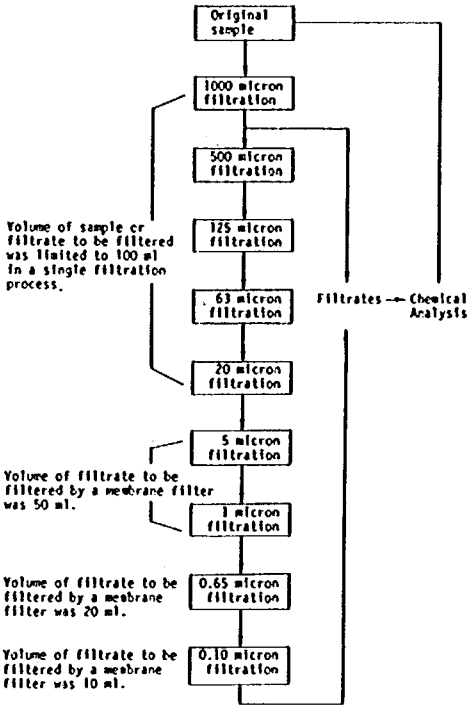


Fig. 1 Filtration Procedure For Testing Particle Size

本調査を実施する前に予備調査を行い，とくにろ紙からの溶出の影響及び捕捉された固形物の原ろ紙径に与える影響等を把握した。予備調査に用いた試料の採取は，終末処理場への流入幹線において行った。採水試料は，Fig. 1に示されるような方法でろ過され各々のろ液試料を得たが，捕捉された固形物の影響を調査する実験においては累積通過サンプル量とろ液の全有機炭素量（TOC）との関係を適時求め，捕捉された固形物が原ろ紙径に影響のない範囲のサンプル量を決定した。ろ紙からの溶出の試験は，ミリポアろ紙（日本ミリポア社製，酢酸セルロースと硝酸セルロースの混合物）及び東洋ろ紙（東洋ろ紙社製，硝酸セルロース）の2種類のメンブレンフィルターを用いた。溶出試験は，採水試料の他に，蒸留水及びpHを7に調製したバッファーの3種類の水を用いて行い，TOC，蒸発残留物（TS），強熱減量（VTS）に与えるろ紙からの溶出の影響を調べ，所要洗浄水量の決定を行った。

なお分析はすべて下水試験方法.（1984 日本下水道協会）によって行った。

3. 研究結果と考察

3.1 既往の研究に関する調査

下水中に含まれる固形物粒子径の分布の重要さにもかかわらず，固形物粒子径の分布と有機物負荷の関係を検討した研究は非常に少ないが，Levine 他[1] の研究は下水の処理性と固形物粒子径の分布を把えた唯一の研究として評価される。この他には宗宮他の研究があるが，全般にこの分野の研究は低調であったといえる。

Table 1 Composition of organic materials in wastewater.

Table 1—Composition of organic materials in wastewater.

Item	Classification: Soluble	Colloidal	Supracolloidal	Settleable
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 solids)				
Grease	12	51	24	13
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

Table 1[1] は，最初沈殿池越流水中の固形物粒子径の分布と有機成分への寄与率及び生化学的酸化反応速度係数を示している。これによると，化学的酸素要求量（ＣＯＤ）やＴＯＣの構成に特に重要な働きをしている特定の固形物粒子径群の存在は無いと言える。反応速度係数は，固形物粒子径が小さくなるに従い大きくなる傾向にあり，炭水化物（Carbohydrates），脂質（Grease），たん白質（Protein）の構成と何らかの関係があることを示唆している。

都市下水を沈殿処理したときの処理水中に含まれる有機成分と粒子径との一般的な関係を示したものが Fig. 2[1] である。有機物負荷という点では食物かすのような完全に粉砕されていない有機物片（Organic debris）の占める割合が高いと考えられるが，粉砕等が進めば炭水化物等の粗成分に変化したり，あるいは微生物による分解で生物体に変換された形となる。

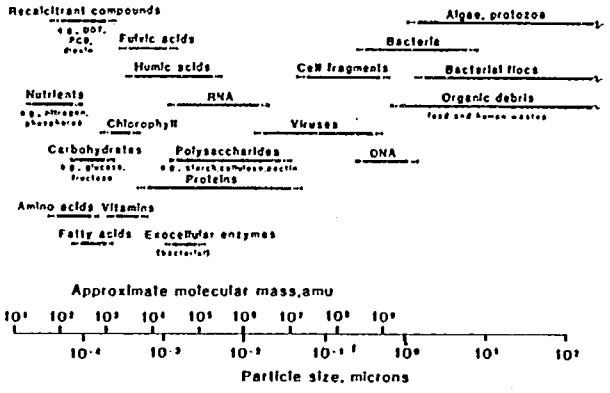


Fig. 2 Typical Organic Constituents in Municipal Wastewater

固形物粒子径の分布特性を調べる手法についてまとめたのが Fig. 3[1] である。１μを越えるような粒子については様々な手法の適用が可能であり，粒子を分画して捕集するか否かで適用方法の選択判断ができる。１μを下回る粒子の径別の分布特性を調べる手法は数が限定されてくるが，逆に分画した粒子を捕捉して，別々にそれらの特性を調べるという点ではむしろ１μ以上の場合よりも手法の数は多くなる。装置等の利用可能性，分析の費用，時間，対象径等の

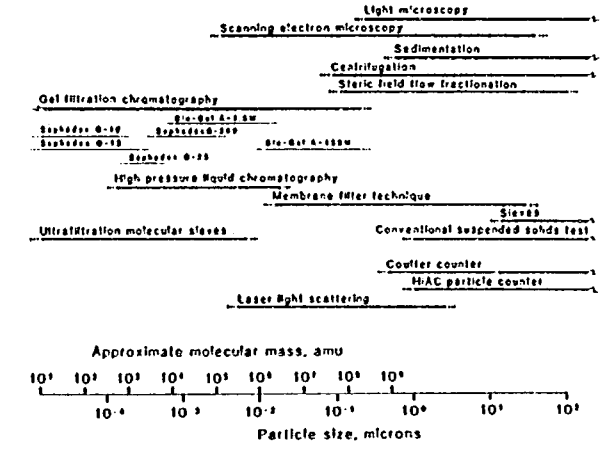


Fig. 3 Various Analytical Techniques

要因から手法の選択判断をすべきと考えられる。

3.2　流入下水及び処理水の固形物特性調査

3.2.1　予備調査

(1)　捕捉固形物の影響

一般に，ろ過操作が進むに従って捕捉された固形物は層をなし，ろ過装置におけるろ材と同じ働きを持つようになる。この時点では，もともとのろ紙が有している孔の径（原ろ紙径）は意味がなくなり，原ろ紙径よりも小さい径の固形物粒子もろ紙を通過出来なくなる場合がある（捕捉効果）。このような捕捉効果が顕著になると，ろ液が有す特定の指標の濃度は徐々に減少してくると考えられる。ふるいの場合には20ml毎にろ液のＴＯＣを分析し100mlまで，ろ紙の場合には同様に10ml毎に50mlまでろ過し捕捉効果の影響を調べた結果がFig. 4 である。ふるいの場合には一例しか示していないが，一回のろ過水量が100ml以内では捕捉効果の影響は無視し得ると結論できる。ろ紙の場合には５μ及び１μ径のろ紙は50mlのろ過水量で問題はないが，0.65μ径のろ紙では20ml以上で，また0.1μ径のろ紙では10ml以上で捕捉効果の影響が現われている。従って，捕捉効果の影響が無視できるようなろ過を行うためには，ふるいの場合は100mlのろ過水量毎にふるい洗浄が，５μ，１μのろ紙では50ml毎，0.65μのろ紙では20ml毎，0.1μのろ紙では10ml毎にろ紙の交換が必要と考えられる。

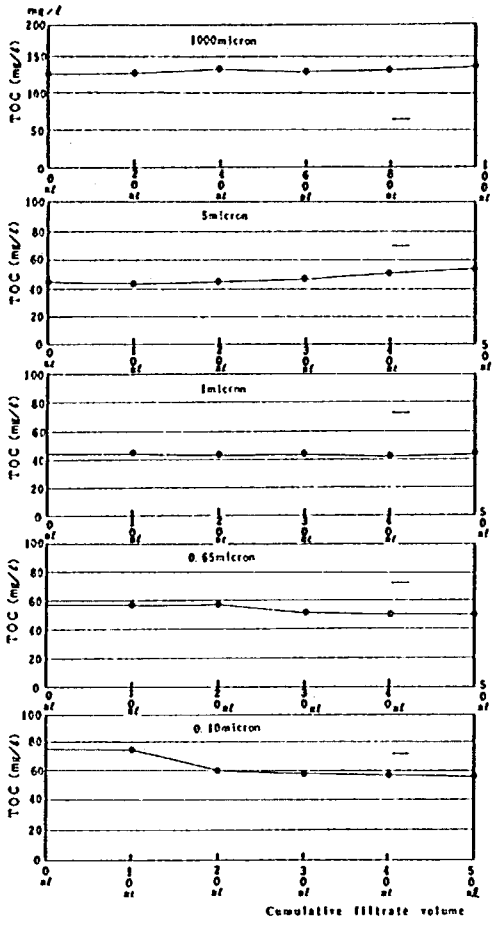


Fig. 4　Capturing Effect of Solids on Filtrate TOC

(2)　溶出の影響（ろ紙洗浄水量の決定）

直径47㎜のミリポアろ紙を各々別々に蒸留水を通水させたとき，10ml毎にろ液のＴＯＣを求めた結果がFig. 5 である。この結果から，洗浄水量が多い程ろ液のＴＯＣは減少するが，その反面，洗浄に要す時間が長くなり大量試料のろ過が困難となる。従って，５μと１μのろ紙については洗浄水量を50ml，0.65μと0.1μのろ紙については20mlとしてさらに実験を行った。

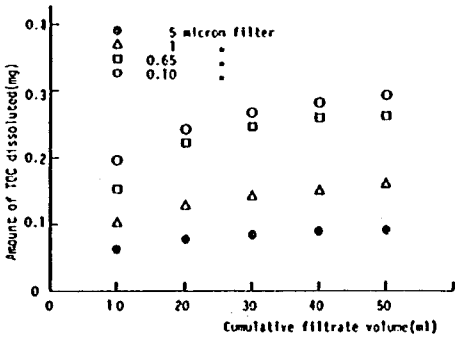


Fig. 5　Elutriation Effect of Membrane Filter（TOC）

先ずリン酸二水素カリウム，リン酸二水素ナト

リウム，pH標準液，リン酸溶液でpH＝7.0 のバッファー（ＴＳで約300 ㎎／ℓ）を試料として調整した。この試料を所定の洗浄水量で洗浄したろ紙に通し（洗浄水のろ液のＴＯＣはTable 2 を参照），試料を別々に各ろ紙に通水した場合と，Fig. 1 に示す方法による場合との差異を検討した。試験は各々３回ずつ行い，Fig. 6 及び Fig. 7 のような結果となった。バッファーはもともと１㎎／ℓのＴＯＣであったので，図には１㎎／ℓを差引いた値を載せてある。Fig. 6 は試料を別々に各ろ紙に通水した場合であり，径の小さいろ紙からの溶出は大きい。さらに，Fig. 7 は径の大きいろ紙でのろ液を順次小さな径のろ紙に通す方法の結果であるが，溶出の影響が積み重ねられていくことがうかがえる。なおミリポアろ紙と東洋ろ紙との差はろ液をＴＯＣで測定する限り認められなかったが，ＴＳ及びＶＴＳの溶出はミリポアろ紙の方が大きかった。

3.2.2　現場調査

調査を行った終末処理場は，現在約 90,000 m³／日の下水を処理しており，処理施設の能力は102,000 m³／日である。流入下水は大半が家庭下水であり，一部工場排水が流入している。

処理場流入水の固形物粒子径別の有機物等の分布調査結果を Table 3 に示す。１μ以下のＴＯＣ，ＴＳ，ＶＴＳについてはろ紙からの溶出の影響があり，かなり幅を持たせた推定しかできない。たんぱく質，脂質，及び炭水化物の測定への溶出の影響は定かでないが，溶出の影響が小さいと判断された硝酸セルロース製ろ紙を用いた為，もし影響があるとすれば５μ以下の炭水化物測定値が大きめに出るはずである。しかしながら，炭水化物の５μ以下の測定値は全体の炭水化物の約15％程度であり，Table 1 との比較を考慮すれば溶出の影響は小さいと判断

Table 2　TOC of Elutriated Filtrate of Membrane Filter

(㎎／ℓ)

No	Pore size (μ) 5	1	0.65	0.10
1	0.9	1.2	3.8	7.0
2	4.4*	2.6	4.5	6.5
3	1.1	2.3	4.1	6.6
Mean	1.0	2.0	4.1	6.7

* Omitted
** Volume of elutriation : 50ml for 5 and 1 micron
20ml for 0.65 and 0.10

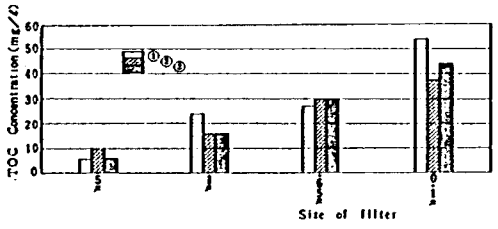


Fig. 6　Concentration of buffer solution filtrate (Separate filtration)

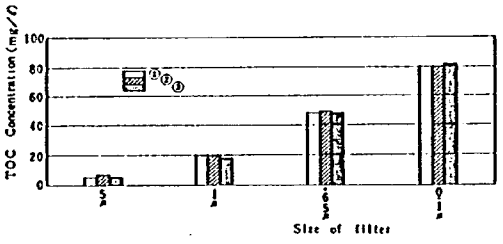


Fig. 7　Concentration of buffer solution filtrate (Step by step filtration as shown in Fig. 1)

Table 3　Distribution of Various Constituents Associated with Filtrable Solids in Wastewater (Influent to grit chamber)

Constituent	Concentration mg/l	Percent retained in size range* <0.1	.1-.65	.65-1.0	1.0-5	5-20	20-63	63<
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
T S	449	80.4	-	11.1	-	-	2.7	5.8
VTS	134	22.4	-	11.2	26.1	13.4	17.2	9.7
Protein	61.2	62.9	-	-	8.0	12.7	4.7	11.6
Grease	47.2	28.6	-	11.0	1.3	6.6	12.9	39.6
Carbohydrates	48.9	3.7	2.7	1.2	6.7	3.7	4.3	77.7
Heterotrophs	547×10^5***	ND	ND	0.8	43.3	-	-	55.9
Volatile Org. Acids	37.9	53.8	9.0	-	-	-	-	37.2

*size in micron, **erroneous, ***in count/ml

される。

ここの処理場流入下水で特徴的なことは，好気的な分解速度が比較的小さいたんぱく質が細かい固形物粒子に比較的多く含まれ，逆に分解速度の比較的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るということである。

BOD_5の場合には63μ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，多分炭水化物性のTOCが大きいと思われる。

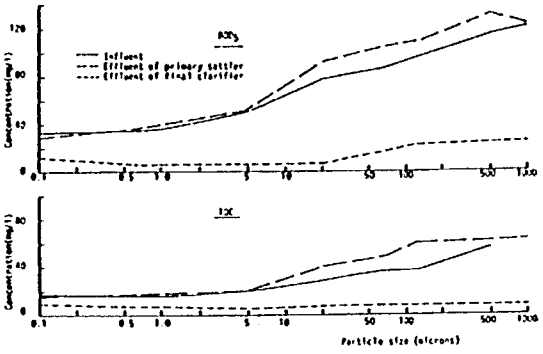


Fig. 8 Distribution of BOD_5 and TOC Associated with Particle Size

揮発性有機酸（Volatile Org. Acids）の濃度はそれほど高くないが，63μ以上の固形物粒子に吸着されている割合が約37%以上もあることは特記すべきことであろう。

流入下水，初沈越流水及び終沈越流水の固形物の粒子径別分布と対応するBOD_5及びTOCの濃度割合を示したのがFig. 8 である。

汚泥返送水が沈砂池に入っているためか，処理場流入水よりも初沈流出水の中に含まれている有機物量は若干高めになっている。とくに，5μから20μの範囲の固形物粒子によるBOD_5及びTOCの上昇が顕著になっている。

処理水のBOD_5に関しては，20μから125μの間の固形物粒子が原因で若干水質が悪化している傾向があるが，この粒子径間のTOCの上昇があまり無いことから判断すると，この間の固形物粒子は極めて生物分解性が高いのかも知れない。

4. あとがき

今年度は研究の初年度でもあり，調査法の選択にかなりの時間を費した。生化学的特性という点では，有機物を酵素反応別に分画するということも必要であり今後の課題として残されよう。

参考文献

1) Levine, A.D., et. al., : Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater : treatment and reuse implications, J. WPCF, pp. 805−816, Vol. 57, No 7, July 1985

3．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
主任研究員　谷戸善彦
諏訪　守

1. まえがき

昭和60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」，即ち，処理水の目標水質レベルについては，排水基準・水質環境基準といった規制から決まる値を満足させるとい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過ぎない。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。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財源上のトレードオフの中での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。

2. 研究目的

本研究では，具体的な研究目的を以下の三点にしぼった。

(1) 個々の処理場にとって，下水処理水の水質レベルは如何にあるべきか，（どれだけのレベルの処理をすれば処理水の価値はどれだけ高まるか）の検討
　① 処理場内において処理水を再利用するにあたっての要求される水質，水量，経済性の検討
　② 処理水を場外再利用するにあたっての，需要量，要求水質，経済性の検討
　③ 放流先の水環境（利水状況など）から判断しての処理水質レベルの検討（質及び経済性の観点より）

(2) 下水道普及の拡大（二次処理区域の拡大）との財源上のトレードオフの中での処理レベルの高度化（高度処理化）のプログラムの検討
　① 本検討の前提として，下水道等集合処理システムによる整備エリアの設定方法の検討（下水道マップ策定方法の検討）
　② 二次処理区域の拡大と高度処理化との費用効果の比較検討（トータルとしての費用効果及び，例えば，河川における一定の負荷削減における費用比較など）

(3) 高度処理の第1段階プロセスとしての「急速ろ過法」導入の費用効果の検討

60年度は以上のうち，(1)①，(1)②，(2)①を中心に研究を進めた。

3. 研究結果

3.1 高度処理の現状

昭和60年1月現在，高度処理（二次処理水の半量以上を高度処理しているものとした。）を実施中又は高度処理の事業認可を既に受けている40処理場に関して整理したものを表－1～表－3に示す。地域別では，関東・中部・北陸・近畿に集中しており，事業種別では，流域下水道は箇所数の少ない割には多い。高度処理方式としては多種あるが，急速砂ろ過プロセスを持つものが多いことが目につく。また，昭和60年1月現在の高度処理水量は全国で195,000㎥／日であり，全処理水量の0.9％にすぎない。上記40処理場について，高度処理理由により分類したものを図－1に，昭和60年1月現在で高度処理を実施済あるいは既可済あるいは構想ありの処理場（有効回答数109）について同じく分類したものを図－2に示す。図－1，2より，現在実施中あるいは構想中の高度処理は，ほとんど規制クリヤーのための高度処理（これを「受身の高度処理」とよぶ。）で，費用効果，経済

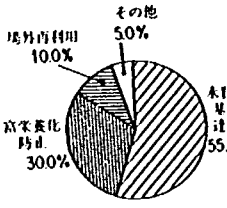
表－1　高度処理実施・認可済処理場数（地域別）
S60.1現在

	公共下水道	流域下水道	特環下水道	計
北海道	0	0	0	0
東北	0	0	0	0
関東	8 (1)	6 (4)	1	15 (5)
中部・北陸	3 (2)	2	3 (2)	8 (4)
近畿	7 (5)	6 (2)	1 (1)	14 (8)
中国・四国	2	1	0	3
九州・沖縄	0	0	0	0
全国計	20 (8)	15 (6)	5 (3)	40 (17)

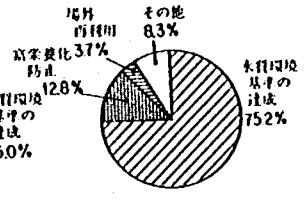
注1．土木研究所の実態調査結果による
2．（）は高度処理供用開始済処理場数（内数）

表－2　高度処理開始年度別処理場数（表－1の40箇所の内訳）　S60.1現在

S.50以前	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61以降	未定	計
1	1	1	0	0	2	5	4	1	2	3	11	9	40



図－1　高度処理必要理由別処理場数
（S60.1現在高度処理実施又は認可済の40処理場の内訳）



図－2　高度処理必要理由別処理場数
（S60.1現在高度処理実施又は認可済又は構想有の供用開始済処理場の内訳（有効回答109））

表－3　高度処理方式及び二次処理方式別　処理場数（表－1の40箇所の内訳）　S60.1現在

高度処理方式 ＼ 二次処理方式	標準活性汚泥法	エラクトレーション法	長時間エアレーション法	オキシデーションディッチ法	回転円板法	計
急速砂ろ過法	8 (2)	1			2 <2>	11 (2) <2>
急速砂ろ過法＋活性炭吸着法	1 (1)			1		2 (1)
急速砂ろ過法＋晶析脱リン法				1 <1>		1 <1>
凝集剤添加活性汚泥法	1					1
凝集剤添加オゾネーション法＋急速砂ろ過法				1 <1>		1 <1>
凝集沈殿法	1 (1)					1 (1)
凝集沈殿法＋急速砂ろ過法	7 (2)					7 (2)
凝集沈殿法＋急速砂ろ過法＋活性炭吸着法	5 (3)	1				6 (3)
嫌気好気法	1					1
凝集剤添加硝化脱窒式硝化脱窒法＋急速砂ろ過法	2 (2)					2 (2)
循環式硝化脱窒法＋凝集沈殿法＋急速砂ろ過法	5 (4)					5 (4)
凝集剤添加生物学的内生脱窒法＋急速砂ろ過法			1 <1>			1 <1>
嫌気好気生物学的内生脱窒法＋急速砂ろ過法	1					1
合　計	32(15)	2	1 <1>	3 <2>	2 <2>	40(15) <5>

注．（）は流域下水道処理場の内数　＜＞は特環下水道処理場の内数

表－4　供用開始済587処理場における高度処理計画・構想の有無（地域別）
S60.1現在

	高度処理供用開始済	高度処理認可済供用未	高度処理構想有認可未	高度処理構想無	合計
北海道	0	0	4	39	43
東北	0	0	1	39	40
関東	5	9	38	92	144
中部・北陸	4	1	11	97	113
近畿	8	2	12	88	110
中国・四国	0	1	11	50	62
九州・沖縄	0	0	13	62	75
全国計	17 (2.9%)	13 (2.2%)	90(15.3%)	467(79.6%)	587 (100%)

注．数字は処理場数，（ ）は 587処理場に対するシェアー

表－5　供用開始済587処理場における高度処理計画・構想の有無（事業別）
S60.1現在

	高度処理供用開始済	高度処理認可済供用未	高度処理構想有認可未	高度処理構想無	合計
公共下水道	8	11	71	416	506
流域下水道	6	2	16	30	54
特公下水道	0	0	1	8	9
特環下水道	3	0	2	13	18
計	17 (2.9%)	13 (2.2%)	90(15.3%)	467(79.6%)	587 (100%)

注．数字は処理場数，（ ）は 587処理場に対するシェアー

性を考えて積極的に高度処理（これを「能動的高度処理」とよぶ。）を行い，処理水の付加価値を高めて再利用していくといったものはほとんどないことがわかる。

表－4，5に，60年1月現在，供用開始している587処理場における高度処理の計画・構想の有無を示す。

3.2　処理水の場内再利用実態の解析

処理水の場内再利用は，処理水という貴重な資源を比較的容易に活用できる方法であり，処理場における維持管理費の低減という経済的側面から見ても重要なものである。今後，徹底的な場内再利用を図るためには，要求水質，場内再利用のための高度処理導入の費用効果等について検討する必要があるが，その第1段として，場内再利用の全国実態調査を実施し，解析を行った。調査は建設省土木研究所より全国の下水処理場宛に調査票を送付し，回収した。調査時点は昭和60年1月現在である。



図－3　処理場内における使用水量の水源別内訳　（S60.1現在全国計）

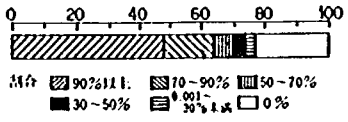
表－6　処理場への流入下水量に対する場内再利用水量の割合　（S60.1現在）

	①流入下水量 m³/日	②場内再利用水量 m³/日				
		原水	一次処理水	二次処理水	再処理水	小計
全国計の水量	18037171	784	24937	397947	1012041	1435572
①に対する割合（②/①）		0.0043	0.143	2.23	5.71	8.03

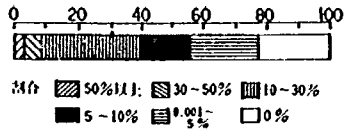
注．再処理水とは，高度処理水，ストレーナ・砂ろ過等による再処理水をさす

図－3は，処理場内の使用水を何に依存しているかの内訳を示したものである。全国合計で処理場の使用水量の85％に処理水が使われている。この数字だけだと相当，場内再利用が進んでいるように見えるが，表－6に示すように，処理場への流入水量に対しては，場内再利用率は8％である。また図－4に示すように，処理場の使用水量の50％未満しか処理水を使っていない処理場も30％程度あり，全く使っていない処理場も23％ある。場内再利用の理由としては，ほとんどの処理場が上水経費の節減を上げている。

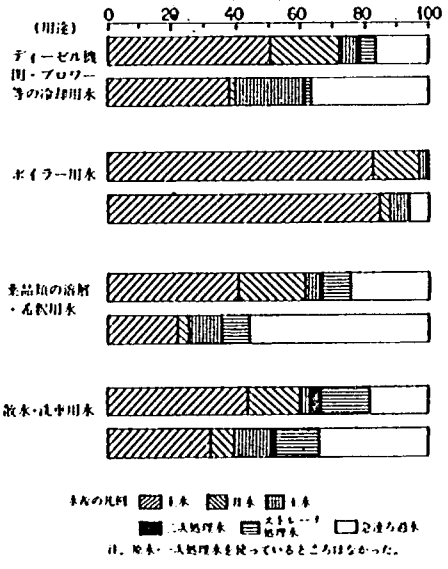
処理場内における水使用の用途別に代表例についてどのような水に依存しているかを示したものが図－6である。上段が全国の処理場全体の内訳，下段は，昭和60年1月現在，既に高度処理を実施している処理場（17箇所のうち通水直後で有効回答のなか



図－4　「処理場内使用水量に対する場内再利用水量の割合」別処理場数
（S60.1現在　供用開始済の587処理場対象）



図－5　「処理場への流入下水量に対する場内再利用水量の割合」別処理場数
（S60.1現在 供用開始済の587処理場対象）



図－6　場内の水使用の用途毎の水源別処理場数
（S60.1現在）
（上段のグラフ：全国587処理場対象）
（下段のグラフ：既に高度処理を実施している17処理場対象）

った1処理場を除く16箇所が対象）における内訳である。図－6の上下段の比較より，規制等の制約から高度処理を既に実施している処理場においては，上水・井水・工水等の依存率が低く，場内再利用化が相当進んでいることがわかる。即ち，処理レベルの向上により，処理水の場内再利用化をさらに積極的に進めうる可能性がはっきりと示唆されたといえよう。また，生活用飲用水，手洗水及び水質試験用水は，すべての処理場で上水・井水等に依存していた。

3.3　処理水の場外再利用実態の解析

処理水の場外再利用は，利用者側の要求水質を担保でき，かつ代替水源（上水，工水など）のコストより安ければ需要が発生するものであり，潜在的なニーズは相当あるものと考えられる。建設省土木研究所において実施した全国実態調査によると，60年1月現在で全国で60処理場で場外再利用が行われているが，供用開始済の全処理場（587箇所）に対する率は，まだ10.2％にすぎない。また水量的に見ると1日あたりの場外再利用水量は全国で175,000㎥／日であり，これは全処理場の流入水量の約0.8％，場外再利用を実施している60処理場の流入水量合計の3.1％にすぎない。

年度別に場外再利用実施処理場数及び場外再利用水量の推移を示したものを表－7に示す。表－7に示すように処理場数はここ数年，毎年5カ所程度ずつ着実に増加している。箇所数が増加しているにもかかわらず，水量が横ばいであるのは，工業用水に多量に再利用していた大都市の処理水の利用量が落ち込んでいるためである。しかし，その落ち込みも峠を越えた感があり，今後は多用途に処理水が再利用されていくものと思われる。特に，処理レベル別で見た時，54年度以降，急速砂ろ過水の場外再利用量が急速に増加している点には注目する必要がある。

場外再利用を実施している60処理場の中で，料金を徴収しているところ（処理水を販売しているところ）は表－8の9処理場である。現在のところ，供給水としては二次処理水が多いため，料金は10円／㎥以下が大部分である。しかし，利用者側にとってみれば，要求水質・水量を満足するのであれば代替水源（例えば上水など）の料金との比較となるわけであり，昨今の上水道料金の高さ

表－7　場外再利用実施処理場数及び場外再利用水量の年度別推移

		年度	S46	S46	S47	S48	S49	S50	S51	S52	S53	S54	S55	S56	S57	S58	現況 S60.1
全国の処理場計		通水処理場数	233	254	283	316	337	349	363	384	406	438	466	505	529	548	587
		日処理水量①千m³	9773	11419	12479	14295	15517	16516	17109	17557	17588	18435	19280	19623	20608	21157	
場外再利用処理場	二次処理水	場外再利用処理場数	6	7	7	7	8	10	12	13	17	20	23	25	28	31	33
		日場外再利用水量 m³	132966	127673	129019	151122	130550	140760	143961	137528	138242	138424	132780	121222	144588	149183	148783
	オストレー処理水	場外再利用処理場数	-	-	-	-	-	-	1	2	2	3	3	3	4	4	5
		日場外再利用水量 m³	-	-	-	-	-	-	4320	4520	4520	5416	5932	5685	2807	2453	2474
	急速砂ろ過処理水	場外再利用処理場数	2	2	2	3	5	5	6	6	7	10	10	12	13	15	21
		日場外再利用水量 m³	3000	3000	3000	3000	3200	3200	3200	3200	3204	3928	6026	9648	11406	14415	23538
	急速砂ろ過オゾン	場外再利用処理場数	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1
		日場外再利用水量 m³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33	53	103	120	103
	計	場外再利用処理場数	8	9	9	10	13	15	19	21	26	33	37	41	46	51	60
		日場外再利用水量 ②m³	135966	130673	132019	154122	133750	143960	151481	145248	145966	147768	144771	136808	158904	166171	174898
		場外再利用 ②/①	1.391	1.144	1.058	1.078	0.861	0.871	0.891	0.831	0.831	0.801	0.751	0.701	0.771	0.791	

注1．全国の通水処理場数は年度末の数，全国の処理場の日処理水量は年度平均値，2．場外再利用処理場数は年度末の数，日場外再利用水量は再処理方式等の1日当り再利用水量の全国計

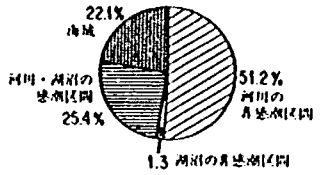
表－8　場外再利用実施処理場の内，料金徴収をしている処理場

S60.1現在

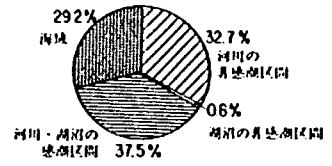
都市名	処理場名	利用者名	用途	①利用水量 m³／日	②処理場流入水量m³／日	①／②（%）	供給水レベル	料金	備考
東京都	芝浦	中央卸売市場	洗浄用	120	571710	0.09	二次処理水	7.5 円/m³	供給水質BOD 9ppm SS 5ppm
		国鉄	洗車	300					
	三河島	水道局・工業用水事務所	工業用水	29000	518000	5.60	二次処理水	0.5 円/m³	
	森ヶ崎	清掃工場	場内雑排水	370	739000	0.05	砂ろ過水	7.7 円/m³	供給水質BOD 3ppm SS 1.1ppm COD 8ppm
横浜市	鶴見	未利用埋立業者	防塵用散水用水	18	5750	0.30	二次処理水	10 円/m³	上水料金 102円/m³ 工水料金12円/m³
横浜市	中部	青果協同組合	通行の洗浄用水	968	89380	1.10	二次処理水	10 円/m³	上水料金 63円/m³ 工水料金13円/m³
名古屋市	下水管理センター	通行洗浄業者	通行の洗浄用水	740	4100	18.00	二次処理水	10 円/m³	上水料金 30円/m³
名古屋市	塵芥埋立地	民間業者	散水・修景用水	6	89	6.70	二次処理水	2.5 円/m³	上水料金 33円/m³ 工水料金10円/m³
北九州市	皇后崎	民間化学工場	冷却水・雑用水	1615	161700	1.00	二次処理水	5.5 円/m³	
福岡市	中部	市民センター・地下鉄駅等	便所の水洗用水	103	181012	0.06	砂ろ過オゾン	275 円/m³	上水料金 275円/m³ 供給水質BOD2ppm SS1ppm

を考えると，費用をかけて利用者側の求める水質にまで処理レベルを向上させても，上水道料金との比較で十分採算のあうケースは多いものと考えられる。事実，福岡市では，再利用料金を上水料金と同じ275円/m³と設定している。

次に放流先の水環境から処理水質レベルを検討する前段として，全国の処理場の放流先を4区分して，その処理場数，処理水量を示したものを図－7，図－8に示す。感潮区域及び海域へ全国の処理水の67%が放流されているが，こうした再利用の価値の少ない処理水と，利水の多い河川の上流部へ放流される処理水とはその処理レベルについて，明らかに異なった考え方を導入すべきであろう。



図－7　処理水放流先別　処理場数の内訳
（S59.11現在）
（土木研究所実態調査結果）



図－8　処理水放流先別　処理水量の内訳
（S59.11現在）
（土木研究所実態調査結果）

3.4　下水道等の集合処理システムによる整備エリア（下水道等集合処理区域設定方法の検討

3.4.1　下水道等集合処理区域の設定方法の提案

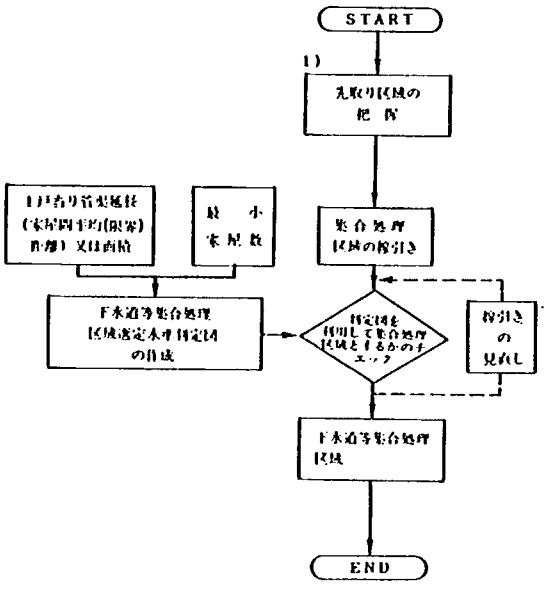
図－9に本研究で提案する下水道等集合処理区域設定フローを示す。1）の「先取り区域」は，次の①～④のいずれかの区域とする。

① 市街化区域又は用途地域

② 人口集中地区（DID）

③ 流域別下水道整備総合計画調査で定められた下水道の整備対象区域

④ 都市計画決定，事業認可，承認等の手続きにより，下水道等の整備が公的に認められた区域およびこれと一体となった全体計画区域



図－9　下水道等集合処理区域設定フロー

具体的な区域設定法としては，家屋間の限界距離（又は設定しようとする下水道等集合処理区域面積）と集合処理の最小家屋数により判定する「下水道等集合処理区域選定水準判定図」により行う手法を提案する。

基本式は以下である。

$$C_T/N+M_T/N+C_p\times L/N\leqq C_J+M_J \quad \cdots\cdots\cdots\

M_I：個別処理施設のY年間の維持管理費（万円）　Y：維持管理費を見込む期間（年）

なお，維持管理費を見込む期間（Y）は，各施設の耐用年数を考慮して決定するものとする。

式1に各施設の標準的な費用または費用関数を代入して，家屋間の限界距離（L/N）と家屋数（N）の関係式を作成し，グラフ化したのが，判定図である。

以下，標準的な計算例を提示する。

〔計算例〕

式1において $C_T=4.8\,Qm^{0.497}$ 百万円（費用関数の一例）　Qm：日最大汚水量（m^3/日）

$Qm=0.37\,m^3$/人・日×4人/戸×N戸とする。

$M_T=30$年×$0.051\times Qa^{0.862}$ 百万円（費用関数の一例）　$Y=30$年とした。

Qa：日平均汚水量（m^3/日）　$Qa=0.31\,m^3$/人・日×4人/戸×N戸

$C_p=3.25$万円/m　（管径250㎜以下の単価の一例）

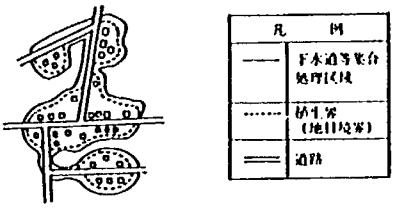
$C_I=70$万円/戸×2＝140万円/戸　（70万円はメーカー見積り。×2は耐用年数15年間の為30年間では倍となるため）

$M_I=6.5$万円/戸・年×30年≒200万円/戸（見積り）　を代入すると，

$$L/N \leqq 104.6-179.5N^{-0.503}-56.7N^{-0.188} \quad \cdots\cdots\cdots\

るので，それに沿って線引きするのを原則とする。

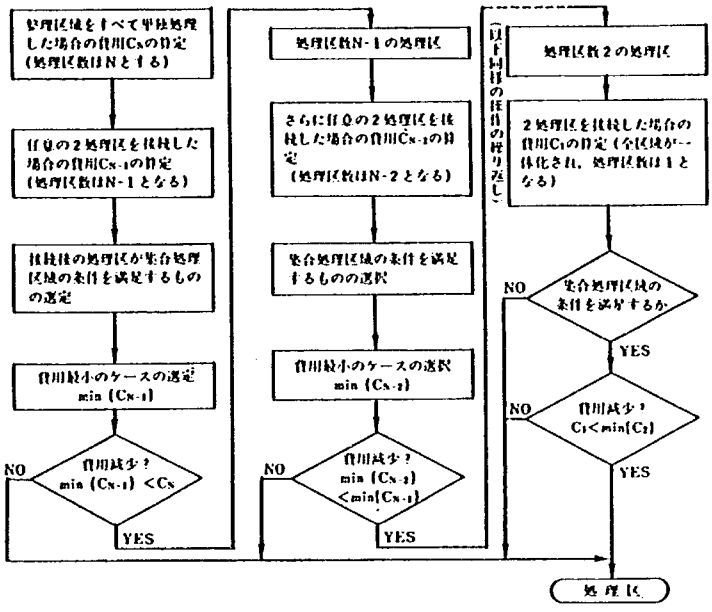
(2) 少し離れた２箇所の家屋集合区域が一体となるように線引きする場合においては，管渠が一般に道路の下に埋設されることから，２地区は道路に沿って線引きを行うことを原則とする。



図－12　家屋を囲む線引き要領

3.4.2　処理区の設定方法の提案

下水道等集合処理区域のうち，同一の処理場で下水を処理する区域を一つの単位として，これを「処理区」と呼ぶ。処理区を設定することにより，市町村に何箇所の処理場が設置され，それぞれの処理場がどの区域の処理を受けもつかが示される。処理区の設定は一般に，①自然的社会的条件②経済性等を考慮して設定される。ここでは主として②を重視した「費用低減を考慮した設定法」の設定フローを図－13に示した。本法は，個々の集合処理区域のうち，隣接する２つを接続して１処理区とした時に，判定図により集合処理区域の条件を満たすもののうち，接続前に比べた費用低減額が最も大きなものから順次接続していき，接続による費用低減がなくなった時点の処理区を採用するものである。



図－13　費用低減を考慮した処理区の設定フロー

4.　今後の課題

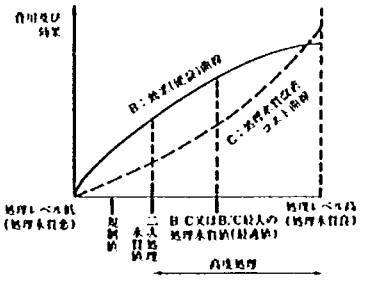
61年度以降の課題は以下である。

(1) 処理水の場内再利用における用途別の要求水質，要求水量とそのために必要な処理レベルと処理コストの検討

(2) 処理水の場外再利用の拡大にあたっての問題点，需要の所在，要求水質，要求水量，必要処理レベル，経済性の検討

(3) 放流先の水環境による適正な処理レベルのあり方の検討

(4) 二次処理区域の拡大と高度処理化の費用効果の検討。この一環として，例えば，河川における一定の負荷削減における費用比較のケーススタディ等の実施。



図－14　処理水質レベルの最適値の概念図

(5) 日本の下水処理水の資源としての価値評価

(6) 高度処理の第1段階プロセスとしての「急速ろ過法」導入の費用効果，問題点

(7) 以上の検討を実施するための，①高度処理，二次処理の費用関数の作成，②下水道及び高度処理の効果の定量化手法の開発

(8) 下水処理水の水質レベルの最適値の決定手法の開発及び条件による最適値の算出。（図－14参照）

4．汚泥含有物質の流亡に関する研究

室　長　京才俊則
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77%が，陸上埋立，海面埋立等で処分されているが，埋立処分地の確保には限度がある。

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年度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。

2．59年度までの研究成果

1)　土壌を充填したカラムによる重金属蓄積と流亡に関する実験

14元素の重金属混合液（K, Ca, Na, Mg, Mn, Zn, Cr, Fe, Cd, Ni, Pb, As, Cu, Hg）で濃度は各元素とも10 mg/ℓをカラム上部より注入して，各元素の蓄積と流出について検討してきた結果，a）流出しやすい元素は，K, Ca, Na, Mgであり，つぎに流出しやすい元素は，b）Mn, Ni, Zn, Hg, Cdのグループであった。流出しにくい元素として，c）Cu, As, Cr, Pb, Fe等のグループに分れる傾向があった。

2)　ライシメーターを用いた汚泥施用による物質収支に関する実験

①汚泥由来の多くの物質は，90%以上，土壌表層（20～30 cm程度）に蓄積する傾向がある。②ライシメーター底部からの流出水の水質は，農度が低くμg/ℓ（mg/ℓの1/1000）のオーダーであり，地下水汚染の心配はないものと考えられる。③作物体による土壌系外へ持出される物質は，リン，窒素，カリウム，炭素が主体であり重金属の吸収量は極めて少なく1%以下であること等の傾向があった。

3)　屋外試験圃場による重金属等の蓄積に関する実験

3段階の汚泥施用区（10 a当り，1.25 t区，2.5 t区，5 t区），対照区には化学肥料区，および，化学肥料＋汚泥1.25 t区の合計5区について，汚泥連用実験を行っているが，施用量が少ないのでライ

シメーター実験ほど明確な差はないが，汚泥由来物質の土壌中においての濃度は，汚泥施用量の増加に伴って高くなる傾向を示している。

4) 試験圃場（果樹）内の地下水採水用井戸の水質調査

井戸は，化学肥料区内，汚泥施用区内，原地の3箇所に設置してあり，各々の水質を定期的に採水し分析しているが，各区とも大きな差はなく，特別な傾向は認められていない。

5) ポット栽培と圃場栽培でのZnが野菜類の成長と，重金属の吸収に与える影響に関する実験

ポット栽培の結果では，①Zn添加量が多くなると収量が低下するが，供試土壌の種類によって異なった傾向が示され，一般傾向はみられなかった。②土壌中のZn添加量の増加に比例して，野菜中のZn濃度が高くなるのは400～800 mg/kgまでの範囲であり，1600 mg/kgでは低下している。③Zn以外の重金属吸収については，Znの添加量に関係なく，対照区のものと同じ程度であった。一方，圃場での供試野菜の収量とZnの吸収量は全く逆の傾向が示された。この原因は，土壌に添加したZnの形態が全く異っていることに大きな要因があると考えられる。ポット実験は，液状（溶解性）で添加したので植物に吸収され易く，野菜に高濃度になるまで吸収され，その結果生育阻害を起して枯れ死したり，生育阻害により収量が低下したものと考えられる。圃場実験は，汚泥中に含まれたZnであり，有機物や無機物と何らかの結合をした形態で，植物には吸収され難く，また，阻害や障害は非常に小さいと考えられる。この両実験結果の傾向から，重金属を溶液状で添加した実験で，汚泥由来の重金属の野菜に対する影響を検討することは適切でないと考えられる。

3. 60年度の実験結果の要旨

1) カラム実験による重金属の蓄積と流出に関する実験

カラム実験のその後の変化はほとんどないが，重金属混合溶液を23.7ℓ注入した時点でCuが破過した。14元素中破過せずに残っている元素は，Pb, As, Cr, Feの4元素で，29.0ℓ注入後も土壌中に蓄積し続けている。40ℓ注入時点では，Pbの破過が起り始めた。（注入量は乾土1kg当りの量）

2) ライシメーター実験による収支に関する実験

①前年度と同様に，汚泥由来物質は，土壌表層から20～30 cm程度の層に蓄積する傾向がある。②重金属の99%程度は土壌中に蓄積し，窒素，リンは野菜類による持出しが主体と考えられる。③多降雨時(20～30 mm/hr)には，対照区，汚泥施用区とも，NO_3-Nの底部からの流出が認められた。

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

①汚泥施用量の多い5t区では明らかに土壌中Zn濃度が高くなる傾向があるが，汚泥1.25t区では，ほぼ横ばい状態である。②6回の連用で収量と土壌中への重金属蓄積などを考えると，汚泥1.25t＋化学肥料区が安全で，効果的であった。

4) 試験圃場内の地下水採水用井戸の水質については，前年度と同様に，化学肥料施用区，汚泥施用区，原地での水質の変化は同じ程度であり特別な傾向はみられない。

4. 60年度の実験結果

60年度は，57年から行っている，1) カラム実験，2) ライシメーター実験，3) 圃場実験，4) 果樹試験圃場内の地下水水質調査を継続して行っている。

なお，カラム実験と地下水の水質変化は，ほとんどないため要旨のみとした。

4.1　ライシメーターを用いた汚泥含有物質の収支に関する実験

1)　実験条件は，前年度と同様，対照区は化学肥料を施用し，汚泥施用区は10アール当り5tと10t区の2区で，各区とも2基のライシメーターを使用した。

表—1　供試野菜の分析結果　　単位(mg/hg·dry)　＊は(%)である。

	区	No	収量	＊T-N	＊T-P	＊T-C	T-Hg	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Mn	＊K
小松菜	対照区	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		2	5.8	7.96	0.56	30.06	0.012	4.36	14.08	213.6	6.02	0.58	3.09	1146	2.14
	5t区	3	13.2	4.92	0.50	37.33	tr	1.48	9.47	89.4	11.05	0.89	5.25	132	1.81
		4	12.6	6.76	0.46	36.29	tr	1.71	10.69	82.2	12.43	1.41	5.92	115	1.83
	10t区	5	10.0	7.06	0.47	36.32	0.011	1.41	10.08	97.4	9.61	1.04	5.26	131	2.42
		6	11.4	7.12	0.49	36.25	0.004	1.47	10.05	98.7	12.00	0.65	5.31	154	2.58
供試汚泥-M-				2.13	1.23	18.18	1.545	3.39	312.3	1548	125.6	35.20	20.99	1447	3870

供試汚泥は，表—1に示したM処理場の石灰系の脱水汚泥であり，前年度に採取した汚泥を風乾保存して使用した。施用方法は，表層20cmまでの土壌と混合した。

給水は，汚泥施用後から蒸留水を散水し，約1ケ月間汚泥の土壌中での安定化をはかり，小松菜の種子を播種した。播種の間隔20cmで，5～6粒の種子を播種した。

2)　実験結果

小松菜の収量と重金属等の分析結果を表—1に示した。対照区のライシメーターNo 1の小松菜は，栽培途中で枯れてしまったため空欄となっている。

①　小松菜の生育と収量の傾向

収量の多い順位は，汚泥5t区，10t区，対照区の順であった。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No 1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だしたためと考えられる。

通常の畑地での給水は降雨等によるか，農業用水路から引き入れる方法であり，雨水や農業用水中に植物に必要な微量元素が含まれているので，化成肥料のみによる連用栽培でも極端な収量低下はないものと考えられる。これに対して汚泥施用区は，過剰施用にならない様に連用すれば蒸留水だけの給水であっても健全に野菜が生長しており，汚泥中には窒素やリン等の多量元素と同時に植物に必要な微量元素も充分に含まれている事が示されたものと考えられる。

②　供試野菜（小松菜）の重金属吸収の傾向

対照区と汚泥施用区の小松菜が吸収した重金属濃度の傾向をみると，Cd, Cu, Zn, Mn, Fe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。

Pb, Niは，汚泥施用区の方が対照区のものよりわずかに高い値であり，Cr, Hg, Kは，対照区と汚泥施用区が同じ程度である。以上の傾向から汚泥施用による有害重金属の異常蓄積はないものと考えられる。

③　栽培跡地土壌中の重金属濃度変化

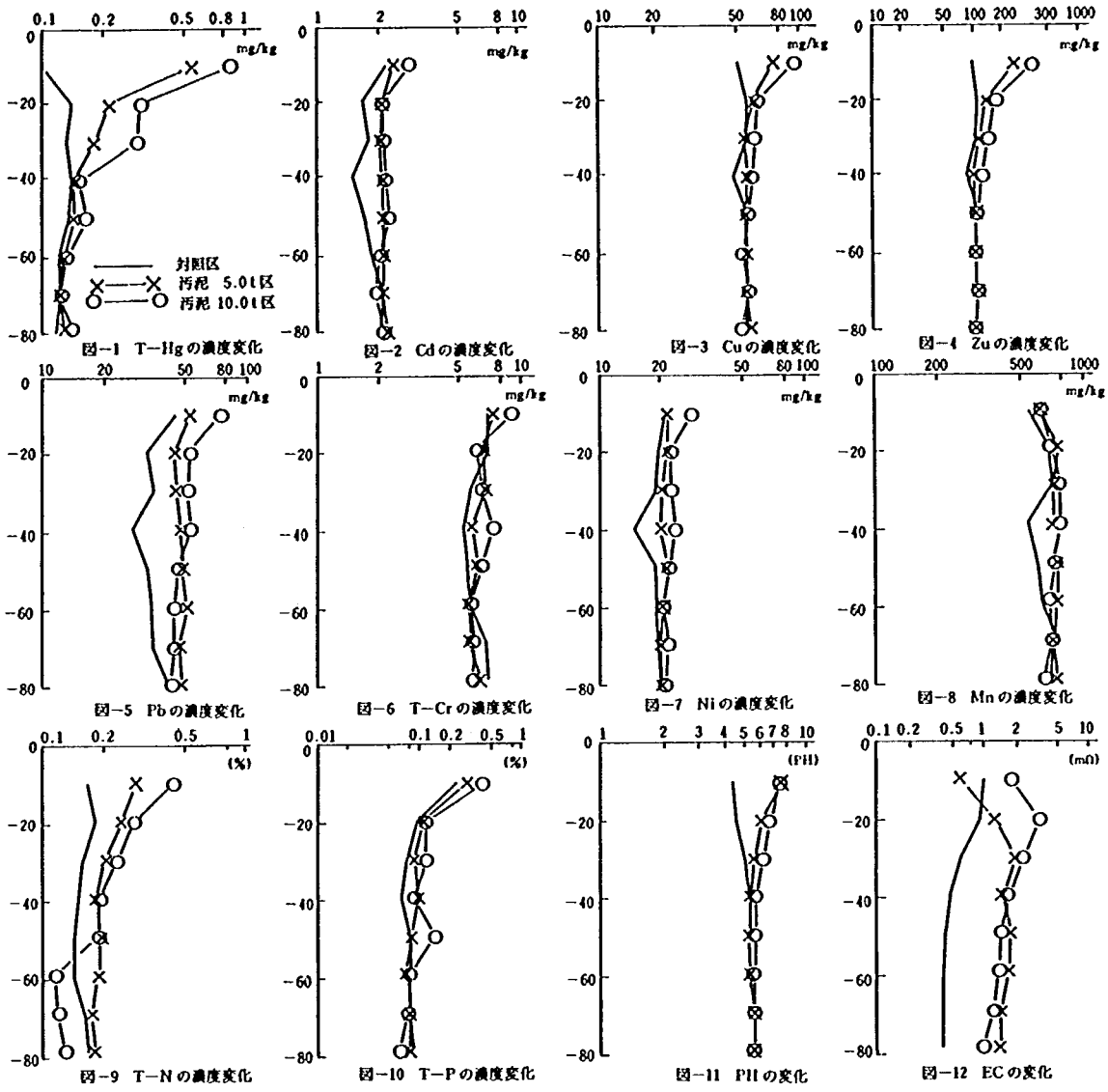
汚泥連用4回目の栽培跡地土壌の対照区，汚泥5t区，10t区について，各々表層10cm～80cmまでの土壌中重金属濃度を分析した結果を表—2に示した。また，汚泥連用による有害元素等の土壌中への蓄積状態と傾向を見るために，各区の元素ごとに比較したものを図—1～図—12に示した。

表—2　ラインメーター実験の栽培跡地土壌の重金属濃度　(60年度)

	Cm	T-Hg	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Mn	Fe	Ca	Mg	Na	T-K	T-N	T-P	T-C	PH	EC
対照区	10	0.038	2.208	49.21	94.19	45.13	6.920	20.90	537	29,913	1,318	1,986	1,177	2,470	0.170	0.238	1.692	4.35	0.99
	20	0.140	1.681	54.43	104.25	32.67	6.774	19.55	668	30,900	1,754	1,912	1,403	3,290	0.186	0.095	1.832	4.51	0.94
	30	0.132	1.810	53.52	98.88	35.29	5.571	18.89	686	30,700	1,979	2,034	1,722	2,980	0.161	0.075	1.760	5.00	0.60
	40	0.140	1.511	45.47	82.37	28.27	5.117	16.62	521	26,500	1,830	1,774	1,188	2,650	0.153	0.066	1.748	5.25	0.48
	50	0.137	1.698	52.39	97.02	33.47	5.336	18.87	570	30,700	2,094	2,042	1,719	3,050	0.146	0.078	1.693	5.35	0.43
	60	0.122	1.830	52.47	94.89	34.89	5.447	18.89	595	30,030	1,774	2,025	1,634	2,460	0.144	0.075	1.639	5.43	0.41
	70	0.124	2.098	52.03	92.16	35.11	6.534	19.31	693	28,980	1,293	1,906	854	1,590	0.163	0.075	1.681	5.56	0.41
	80	0.121	2.023	51.01	97.32	42.10	6.725	20.23	670	28,930	1,695	1,996	841	1,790	0.168	0.085	1.705	5.56	0.41
汚泥5t区	10	0.557	2.434	73.67	241.92	53.65	7.302	21.61	609	30,290	4,210	2,404	1,200	2,196	0.302	0.295	2.637	7.58	0.58
	20	0.211	2.136	57.97	127.66	44.71	6.507	21.36	734	29,880	1,875	2,038	809	1,640	0.256	0.108	1.862	6.12	1.26
	30	0.181	2.061	53.46	107.66	45.52	6.597	20.34	699	29,630	1,433	1,960	807	1,587	0.209	0.092	1.645	5.62	2.07
	40	0.144	2.121	53.92	96.19	48.84	5.635	20.08	689	27,770	1,293	1,970	791	1,657	0.188	0.097	1.623	5.33	1.56
	50	0.146	2.141	53.13	97.09	49.29	6.074	21.41	720	30,130	1,345	2,060	833	1,817	0.196	0.081	1.686	5.27	1.79
	60	0.129	2.119	53.25	96.10	52.74	5.471	20.31	700	29,380	1,362	1,995	773	1,608	0.192	0.078	1.705	5.37	1.73
	70	0.121	2.104	52.01	95.40	47.95	5.626	20.06	676	29,430	1,348	1,975	819	1,706	0.176	0.078	1.659	5.36	1.46
	80	0.133	2.154	54.24	98.66	49.08	5.559	20.63	709	30,130	1,380	2,046	796	1,906	0.162	0.078	1.693	5.36	1.46
汚泥10t区	10	0.850	2.868	92.87	347.93	75.52	8.891	28.11	613	31,350	15,100	2,610	970	2,010	0.450	0.411	3.831	7.32	1.77
	20	0.306	2.118	60.98	153.05	52.94	6.064	22.19	687	30,260	2,510	2,200	630	1,900	0.289	0.116	2.174	6.60	3.35
	30	0.292	2.137	58.49	132.19	51.68	6.361	22.41	732	29,220	1,650	2,000	650	1,210	0.236	0.115	1.899	6.14	2.43
	40	0.153	2.187	56.65	113.30	54.17	7.156	23.21	734	31,520	1,530	2,140	810	1,720	0.193	0.088	1.736	5.61	1.74
	50	0.169	2.282	53.22	100.20	47.62	6.349	21.88	703	29,660	1,350	2,000	800	1,660	0.190	0.138	1.844	5.57	1.48
	60	0.133	2.039	50.61	93.44	45.53	5.597	20.44	656	28,490	1,350	1,940	810	1,640	0.116	0.078	1.618	5.45	1.40
	70	0.122	1.949	52.61	99.93	45.47	5.746	21.53	666	29,150	1,320	1,980	820	1,690	0.120	0.074	1.566	5.44	1.25
	80	0.144	2.072	49.22	95.84	43.52	5.699	21.14	627	28,630	1,560	1,960	830	1,670	0.128	0.061	1.590	5.44	1.25

図—1は，T-Hgの各区の濃度化図である。最も高い濃度を示しているのは，汚泥10t区の表層10cmが，0.85 mg/kg.dry(以下ppmとする)であるが，農用地利用する汚泥中の重金属で，Hg, Cd, Asの3元素は特殊肥料取締法で含有量が規制されており，Hgは2ppm以下，Cdは5ppm以下，Asは50ppm以下となっているので，汚泥施用によるHgの蓄積は，最高でも2ppmである。Hgの農作物に対する生育阻害発生濃度に関して，環境庁土壌農薬課編の一公害と防止対策「土壌汚染」中には，40～50ppmで生育阻害を受けるという報告があることを記述しており，大平らりは水稲と大豆の生育阻害に対する重金属(Hg, Cd, Zn, Pb, Cu)の濃度と，毒性の強弱について実験を行った報告の中で，大豆は重金属に弱く，水稲より低濃度で生育阻害を受け，沖積土壌での阻害作用の強さの順位は，Cd-Zn, Cu>Hg>Pbであり，腐植質火山灰土壌では，Cd-Hg>Zn>Cu>Pbである，Cdは特に強い阻害を示し，50ppmでは生育が止まるという結果が報告されている。これらの例から，Hgによる農作物への阻害は40～50ppm前後と考えられるので，土壌中のHg濃度が2ppm以下であれば，農作物に対する生育阻害はなく，作物等のHg吸収量は非常に少なく，二次汚染の心配もないと考えられる。図—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。

Cdと同様に，土壌中濃度上昇がほとんどない元素は，T-Cr (図—6)，Ni (図—7)，Mn (図—8) の3元素である。図—3は，Cuの濃度変化である。汚泥施用区の表層10cmのみ蓄積が認められるが，供試土壌(対照区)の1.8倍程度である。図—4は，Znの濃度変化である。他の元素と同様に汚泥施用区の表層10cmが高い値である。汚泥5t区は，対照区の約2.5倍，10t区では，約3.5倍であり，表層に蓄積する傾向が認められる。なお，下層への影響は，汚泥5t区は30cm，10t区は50cm程度まで認



図−1 T−Hgの濃度変化　図−2 Cdの濃度変化　図−3 Cuの濃度変化　図−4 Znの濃度変化

図−5 Pbの濃度変化　図−6 T−Crの濃度変化　図−7 Niの濃度変化　図−8 Mnの濃度変化

図−9 T−Nの濃度変化　図−10 T−Pの濃度変化　図−11 PHの変化　図−12 ECの変化

められることから，表層に施用した分の一部は，わずかではあるが下層に移行している。図−5は，Pbの濃度変化である。傾向はCuと同様で，表層のみに蓄積する傾向であり，汚泥10t区で対照区の1.7倍程度であり，大きな蓄積ではない。図−9にT-Nの濃度変化を示した。汚泥施用区は対照区より高く，10t区の表層10cmでは対照区の約2.6倍になっている。窒素（N）は植物の必須元素であり最も要求量が多い元素であるが，極端に濃度が高いと窒素過剰障害になり逆効果となる。分析値はT-N（総窒素）であり，有機物中に含まれたNが大部分であるため直接野菜に吸収される形態ではなく，極端な障害は起きていない。図−10はT-Pの濃度変化を示した。リンは，土壌中での移動は非常に小さい元素として知られているが，表層に施用した肥料及び汚泥中のリンは表層10cmの土壌中濃度が高く，20cmでは下層土壌中濃度と同じ程度になっている。図−11は，pHの変化を示してある。対照区は，化成肥料で窒素成分を施用したが，土壌中でのNO_3-N（硝酸態窒素）に変化して表層土壌の

pH 値を下げているものと推定される。 汚泥施用区は，脱水助剤として添加してある石灰分の影響で pH 値がアルカリ性側に少し傾いている。なお，pH の測定値は IN-KCl 抽出液によるものである。図—12 は EC の濃度変化を示してある。EC は，土壌中の電解質の総和値を示すもので，植物の生長に適した値は 1～2 mU（ミリモー）前後である。野菜の種類によって EC の影響は異なるが，3 mU を越えると植物の生長に障害が生じる可能性があり[2]，汚泥 10 t 施用区の 20 cm の土壌のみが 3.35 mU で植物の生長に影響を与える範囲に入っており，今後の栽培には生育障害の発生が予想される。

以上，汚泥連用 4 回後の栽培跡地土壌の重金属濃度変化の傾向を見たが，有害重金属では，汚泥中の含有量が多い Zn の表層蓄積が一番高く，汚泥 10 t 区は約 350 ppm であり，汚泥 5 t 区でも約 250 ppm になっている。また，Cu と Pb の濃度も表層 10 cm が，対照区の約 1.8 倍程度になっている。その他の元素は，大きな変化はない。このように，汚泥連用により Zn 等の重金属濃度が高くなった状態での野菜の生育状況を見ると，汚泥 5 t 区は生育，収量とも一番良好であり，何らの障害もなく，重金属等の吸収についても異常はない。次が，汚泥 10 t 区であり，幼植物期には，窒素過剰障害の傾向が見られたが，中期には回復し，収量も対照区の約 2 倍であり，重金属の異常吸収もなかった。対照区では，生育障害が生じて，収量は最も悪く，重金属の Zn と Mn の吸収が汚泥施用区より極端に高くなっている。対照区の生育障害は，必須微量元素の不足が原因と考えられる。また，対照区の Zn と Mn の異常吸収は，化成肥料の連用で，土壌の pH が酸性化したことと，必須元素の不足，重金属を固定化する腐植質（有機物の低分子化した物質や，土壌生物の排泄物等）等の補給が無いことが，相剰的に作用した結果と考えられる。

④ 収支に関する傾向は，59 年度の傾向と同様であり，汚泥中の含有量が少ない Hg, Cd 等は，97%程度が土壌に残留し，Zn, Cu 等含有量が多い元素は，99%が土壌中に残留している。

4.2 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

屋外圃場実験は，昭和 55 年度から開始しており，60 年度で 6 回目の連用となる。

1) 実験条件

① 施肥量，対照区は，複合化成肥料で 10 アール当り N：15～20 kg，P_2O_5：15～20 kg，K_2O：15～20 kg 施用し，汚泥施用区は，10 アール当り 1.25 t，2.5 t，5.0 t 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 1.25 t を併用した区も設定した。

区画の大きさは，20 m² (2 m×10 m) 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—3 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であり，56 年度からは T 下水処理場の石灰系脱水ケーキを使用した。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ので，重金属濃度は前年度と同じである。

2) 実験結果

① 各年度の供試野菜と収量は，表—4 に示した。収量の傾向をみると，初年度（55 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出来ず，植物が吸収可能なアンモニア態窒素，硝酸態窒素等の生成が不十分であったと考えられる。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。

表—3　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
Zn	102.5	840.0	480.0	48.0	595.0	340.0	340.0
Cu	86.5	303.0	135.0	172.0	75.7	75.7	75.7
Cd	1.59	1.10	4.77	3.61	3.21	3.21	3.21
T-Hg	0.124	--	0.367	0.367	0.643	0.467	0.467
Pb	36.0	150.0	56.6	56.6	24.5	53.8	53.8
Cr	18.0	198.0	23.9	17.7	18.2	18.2	18.2
K	0.16%	—	0.09%	0.09%	—	0.08%	0.08%
T-N	0.11%	2.4%	3.6%	1.6%	2.8%	2.8%	2.8%
T-P	0.06%	2.0%	0.8%	0.9%	2.2%	2.2%	2.2%

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1.25t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1.25t＋化成肥料区の収量が，白菜，大根とも良好であった。

表—4　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
(A地域)	さつま芋	白菜	さつま芋	辛菜	大根	白菜
対照区	23.35	26.52	26.17	0.65	9.7	77.1
化＋1.25t区	20.09	25.12	20.45	1.33	20.7	83.8
1.25t区	18.53	24.40	31.95	2.15	17.7	53.2
2.5t区	16.48	20.03	44.98	2.26	13.6	68.0
5.0t区	16.58	31.77	33.05	2.44	7.6	74.3
(B地域)	さつま芋	さつま芋	キャベツ	京菜	白菜	大根
対照区	20.42	29.70	1.77	冷収	41.8	33.8
化＋1.25t区	20.96	38.50	18.62	害獲	47.9	41.0
1.25t区	12.39	39.10	4.03	にな	51.3	26.2
2.5t区	14.64	58.00	41.97	よし	54.2	31.3
5.0t区	14.09	44.10	49.41	り	58.4	32.4

② 栽培跡地土壌の重金属濃度変化

表—5に栽培跡地土壌の分析結果を示し，変化の様子を図—13～20に示した。

図—13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

表—5　栽培跡地土壌の分析結果

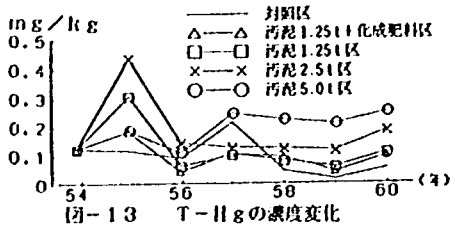
	年度	T-Hg	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	T-N	T-P
	初期値	0.124	1.590	86.52	102.5	35.86	17.82		
対照区	55	0.117	2.055	62.23	117.4	36.11	22.02	0.132	0.070
	56	0.090	2.270	77.60	113.0	42.78	13.33	0.124	0.045
	57	0.212	1.773	53.80	102.9	46.50	4.92	0.308	0.230
	58	0.044	1.370	38.20	60.8	30.01	4.60	0.115	0.074
	59	0.015	1.251	43.70	58.1	29.68	6.08	0.090	0.074
	60	0.054	1.658	47.40	85.8	28.57	6.45	0.090	0.084
化成肥＋1.25t	55	0.163	2.219	51.86	81.8	33.28	20.80	0.088	0.050
	56	0.043	1.736	42.50	95.0	37.62	6.68	0.092	0.045
	57	0.104	1.623	38.70	83.6	43.50	2.85	0.272	0.184
	58	0.092	1.435	46.70	98.0	36.40	5.40	0.119	0.102
	59	0.042	1.360	42.50	81.0	31.05	6.10	0.131	0.079
	60	0.096	1.655	45.50	111.8	30.07	6.02	0.130	0.091
汚泥1.25t	55	0.307	1.590	46.64	78.2	31.80	5.64	0.083	0.044
	56	0.062	1.831	51.90	102.0	24.97	7.64	0.089	0.039
	57	0.101	1.190	31.20	81.9	44.80	5.05	0.251	0.158
	58	0.080	1.387	48.80	99.3	37.19	6.00	0.081	0.115
	59	0.058	1.785	56.50	92.0	36.00	7.37	0.139	0.102
	60	0.108	1.680	48.50	130.1	31.80	6.36	0.123	0.095
汚泥2.50t	55	0.437	2.332	53.06	86.0	35.86	7.20	0.089	0.066
	56	0.143	2.144	76.40	122.0	41.85	9.50	0.193	0.072
	57	0.125	1.560	41.40	98.1	44.30	7.70	0.468	0.212
	58	0.122	1.548	64.00	133.2	44.38	7.90	0.059	0.274
	59	0.115	1.672	56.20	113.0	41.20	7.40	0.183	0.249
	60	0.184	1.840	55.80	150.4	34.45	7.24	0.178	0.179
汚泥5.00t	55	0.187	2.807	73.60	95.1	40.85	28.38	0.109	0.056
	56	0.108	2.303	68.30	120.9	41.69	10.56	0.168	0.085
	57	0.242	1.680	47.50	101.8	56.20	8.27	0.154	0.212
	58	0.221	1.582	77.00	230.2	47.57	9.90	0.239	0.274
	59	0.207	2.214	82.00	220.0	48.20	10.08	0.371	0.222
	60	0.249	1.995	71.20	231.3	40.82	8.50	0.323	0.180

する傾向はなく，0.1～0.3 ppm の範囲であり，通常の土壌中濃度の範囲内にある。

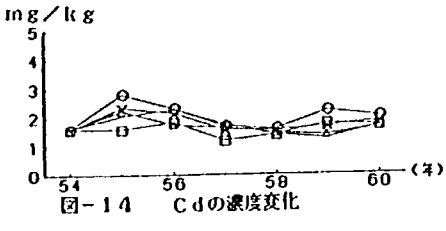
図－14 は，Cd の経年変化であるが，汚泥中の含有量が少ないため，各区の濃度差は，ほとんどなく，経年変化もない。

図－15 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い。

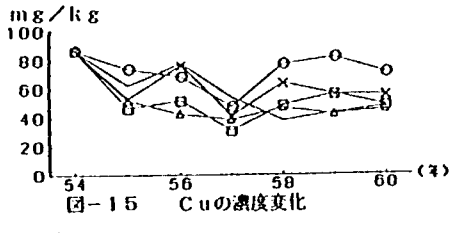
図－16 は，Zn の濃度変化である。Zn は汚泥中の含有量が多く，汚泥5t区は，初期値の2倍を越えており，明らかに土壌中濃度の上昇が認められる。汚泥1.25t区は，ほとんど変化がない。対照区では，濃度が少し低下する傾向があるが，これは，化成肥料の連用により，土壌が弱酸性化しているため，溶解して一部は下層に移行したものと考えられる。



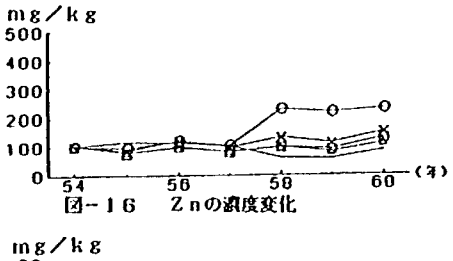
図－13　T－Hgの濃度変化



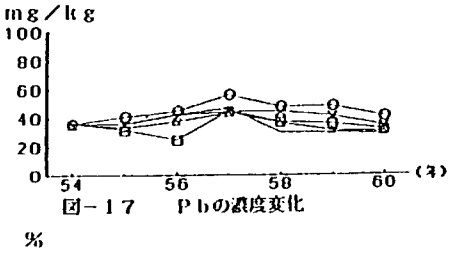
図－14　Cdの濃度変化



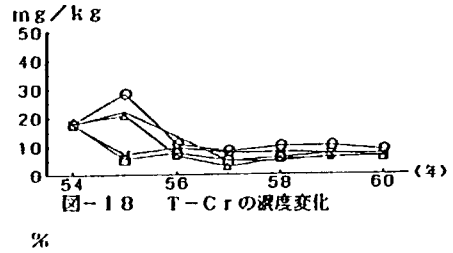
図－15　Cuの濃度変化



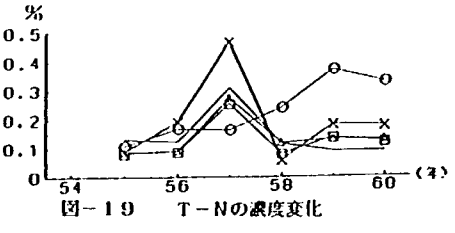
図－16　Znの濃度変化



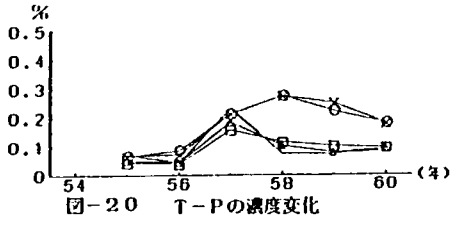
図－17　Pbの濃度変化



図－18　T－Crの濃度変化



図－19　T－Nの濃度変化



図－20　T－Pの濃度変化

図－17 は，Pb の濃度変化である。大きな変化はなく，横ばい状態である。

図－18 は，Cr であるが，濃度変化はほとんどない。

図－19 は，T-N の変化である。施用量の多い5t区は，明らかに蓄積する傾向が認められるが，2.5t区，1.25t区では，横ばい状態である。

図－20 は，T-P の濃度変化であるが，汚泥5t区と2.5t区は，蓄積する傾向があるが，1.25t区は，わずかに濃度が高くなる程度である。

以上の結果から，収量の安定性と重金属の蓄積が少ない汚泥の施用量は，1.25t程度で化成肥料との併用が最も望ましいと考えられる。

参考文献　1)　大平幸次ほか「水稲・大豆の生育におよぼす重金属(Cu, Zn, Cd, Hg, Pb) 土壌添加の影響」日本土壌肥料学会講演要旨集，VOL.17, P.169 (1971)
2)　杉山直儀編著「野菜の栄養生理と施肥技術」最新園芸技術 P.65～70 誠文堂新光社

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　中村　栄一，高橋　正宏
落　修一，中島　淳子
三次処理研究室　佐藤　和明，酒井　憲司
小泉　秀一

Wastewater Treatment in Small Communities.

(FY 1984－1987)

E. Nakamura, M. Takahashi, S. Ochi, J. Nakajima
K. Satoh, K. Sakai, 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 the study is to develop the most appropriate treatment system for small communities. The summary of the study in 1985 is as follows.

1. Batch Treatment Process

A. Pilot plant research is done in a sewage treatment plant in Ibaraki pref. The results are as follows.

a. To keep effluent quality (BOD, SS) excellent. MLSS must be maintained higher than 1000mg/l.

b. To increase removal ratio of nitrogen, nitrification must be promoted.

c. Under the condition that the hydraulic relention time is 24 hrs, 4 cycles per day is beter than 2 cycles per day, from the standpoint of nitrogen removal.

B. The invertigation on the full scale batch treatment plant is done in Kyoto pref. The results are as follows.

a. MLSS is about 1000mg/l, and effluent quality is excellent according to BOD, SS.

b. NH_4-N is hardly nitrified, so removal ratio of nitrogen is not good.

c. The SVI of the sludge is high, 260-460. The sludge contains a lot of filamentous bacteria. But sludge settles well in the tanks.

2. Anaerobic-Oxic Treatment Process

The research of full-scale treatment plant is done in Ibaraki pref. The results are as follows.

a. Phosphorus is removed efficiently all through the year. T-P of the effluent is 0.45-0.71mg/l.

b. To use frequency control, we can reduce 43% of electric power of mechanical agitator.

Bioshelf process is aimed at treating wastewater with low organic intensity such as the effluent of anaerobic treatment. The microorganisms grown on the bottom of the bioshelf utilize and decompose the organic content in the influent.

To keep the wastewater in aerobic condition, and also to avoid the loss of biofilm by shear stress, the bioshelf is to be designed so that the Reynold's number of the flow is under 1000.

Sloughing of biofilm is found an important problem to cope with.

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３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60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．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

本年度はパイロットプラントによる実験と稼動中の実施設の実態調査を実施した。前者は茨城県取手市の戸頭処理場に設置した２台のパイロットプラントを用いて実施し，後者は京都府舞鶴市の野原処理場を対象として実施した。

2.1　パイロットプラント実験

実験にもちいたプラントは円筒型で内径1.4m，有効水深2.0m，容量3.0m³のものであり，そのフローシートを図-2-1に示す。プラントの流入水としては戸頭処理場の流入下水（沈砂池後）を用いた。なお戸頭処理場には主に住宅地の下水が流入している。

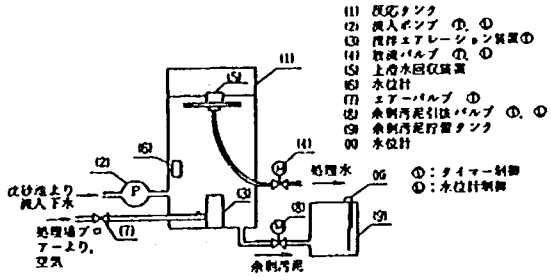


図-2-1　プラントフローシート

本年度は運転サイクル数の影響を把握するため両プラント（各々１系，２系と呼ぶ）の水理学的滞留時間を24時間とし，１系を１日４サイクル，２系を１日２サイクルで運転した。運転条件の詳細を図-2-2に示す。運転を開始する時刻は午前８時とした。

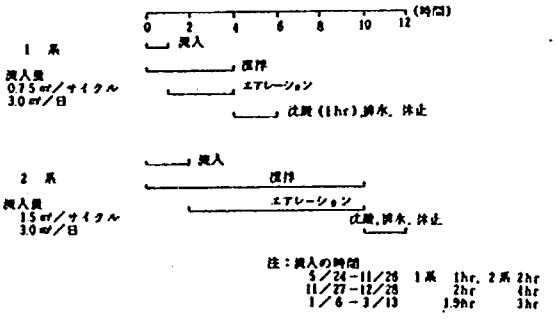


図-2-2　回分式実験装置の運転条件

パイロットプラントには１年間に種々のトラブルが発生した。そのうち主なものを表-2-1に示す。これらのうち「エアー量の低下」を除く他の項目は運転が連続ではなく回分式であることと何らかの関連を有していると思われる。

表-2-1　回分式実験装置の主なトラブル

トラブル	原　因	対　策
原水ポンプ空運転	原水受水槽の水位低下による原水量の低下	原水受水槽に投込電極棒
沈殿槽のエアー漏れ	エアー配管の電磁弁が自動下良で全閉とならず	弁の交換
エアー量の低下	処理槽のブロアーの吐出量の低下	エアーを処理槽のエアーリフトからもらわずに独立のブロアーを設置
原水ポンプ故障	ポンプに異物したまの詰り	モーターを取り代
余剰汚泥用バルブの詰り交換	バルブに異物したまの詰り	掃除を行った
処理水放流用ホースのとび割れ	ホースに異物した水の詰り	ホースの切起を大きくしまぼきを完全にした
原水の停止	原水装置が水位計にひっかかって下へおりず	原水装置の一部をとりはずし水位計との接触をなくす

次にパイロットプラント実験の水質分析結果を表-2-2, 表-2-3に示す。これらの表は午前8時に下水の流入を開始したサイクルの流入水と処理水の水質をまとめたものである。流入水質は流入時間の関係で1系の方が2系より少し高目である。処理水質は良好とはいえずBODが20mg／ℓを越えているケースが多い。この原因として表-2-1にあげたトラブルが深く関係している。7月～8月にかけて処理水のSSが高いのは沈殿排出時にエアー漏れがあったためであり，両系列ともMLSSが極端に低くなっている。1系で1月以降に処理水のBOD，SSが高いのは原水ポンプの空運転，凍結等が起きたため活性汚泥の馴養が不十分であったことが原因と考えられる。

硝化は7月～12月の間はエアレーション不足と思われ

表-2-2　回分式実験装置の水質分析結果（1系列）

単位：水温は℃，その他はmg/ℓ

測定日	水温	MLSS	BOD		BOD-D		SS		COD		T-N		T-N-D		NOX-N	T-P		T-P-D		アルカリ度	
	ML	ML	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	E F	IN	EF	IN	EF	IN	EF
60. 7.18	28.1	797	205	9.9	56	4.3	410	40	119	29	37.8	13.2	27.7	9.8	8.41	5.21	3.13	2.86	2.39	157	57
8. 8	30.3	923	184	31	75	1.5	148	46	110	28	35.6	13.1	27.1	8.66	7.89	4.81	2.27	2.88	1.35	172	76
8.22	29.2	406	204	51	85	2.1	169	58	178	53	44.0	17.8	38.1	12.1	9.62	6.08	2.53	4.28	0.86	201	69
9. 5	30.1	1020	170	22	59	2.7	236	19	117	24	38.9	12.4	31.3	10.1	9.08	5.20	1.54	3.20	0.94	181	67
9.26	24.7	1180	213	6.6	93	1.5	404	12	166	18	43.8	11.3	32.5	9.59	9.12	5.35	2.24	3.20	1.95	167	59
10.17	21.1	1260	194	11	76	2.6	198	6.1	175	18	60.2	13.7	46.7	13.0	10.8	6.65	2.63	3.90	2.38	157	39
10.31	20.6	1400	279	6.0	104	1.3	312	10	185	15	64.1	13.9	49.6	12.7	11.7	7.55	1.94	4.60	1.66	192	51
11.14	17.6	2170	239	6.4	104	0.6	197	5.8	168	15	49.7	10.4	37.7	9.69	8.73	6.20	1.28	3.64	1.07	160	56
12. 5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
61. 1.16	9.1	595	274	96	179	31	238	48	177	59	67.1	45.4	48.0	30.3	0.33	7.40	3.80	5.60	2.55	153	197
2.13	9.0	1420	175	43	87	14	237	34	137	48	123	44.4	41.3	27.4	0.22	6.30	2.90	4.05	1.75	143	182
2.27	9.3	740	283	59	108	17	302	68	177	59	58.6	72.6	52.6	27.9	0.46	7.90	3.70	4.80	1.86	172	202
3.13	11.9	808	216	36	96	10	280	54	155	56	48.8	25.7	40.6	25.6	0.20	6.85	3.40	4.08	1.54	148	173

注：表中のML，IN，EFは各々混合液，流入水，処理水を指す。

表-2-3　回分式実験装置の水質分析結果（2系列）

単位：水温は℃，その他はmg/ℓ

測定日	水温	MLSS	BOD		BOD-D		SS		COD		T-N		T-N-D		NOX-N	T-P		T-P-D		アルカリ度	
	ML	ML	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	IN	EF	E F	IN	EF	IN	EF	IN	EF
60. 7.18	29.7	1400	156	8.2	115	3.2	174	24	105	17	29.8	17.5	20.0	16.0	15.1	4.04	2.67	2.36	2.21	135	37
8. 8	31.4	650	209	40	65	6.5	199	19	109	36	28.3	15.6	22.9	12.7	11.3	4.32	2.24	2.44	1.72	164	69
8.22	29.7	419	192	33	73	2.1	189	46	129	34	35.0	19.3	30.3	16.5	14.0	4.80	3.05	3.56	2.62	178	56
9. 5	31.0	321	163	16	54	1.2	149	26	117	29	32.5	14.5	24.9	12.7	11.0	4.60	1.50	2.68	0.88	160	54
9.26	25.2	1310	167	47	75	7.8	220	25	126	36	33.9	21.0	20.0	16.8	0.03	4.40	5.12	2.29	4.16	160	143
10.17	21.4	2470	164	66	70	9.9	113	35	138	28	50.4	28.0	37.3	23.4	0.04	5.30	2.16	3.24	1.28	141	140
10.31	21.3	1000	232	49	94	5.9	296	39	138	43	44.7	23.8	39.2	18.5	6.24	6.10	1.38	3.54	0.28	176	108
11.14	18.3	2010	197	26	87	2.9	229	11	141	18	36.6	11.1	30.9	9.81	0.18	5.10	1.06	3.04	0.72	144	109
12. 5	16.2	2620	202	16	93	2.0	189	17	135	18	45.0	16.2	38.4	14.2	13.1	5.02	1.54	3.24	1.08	161	56
61. 1.16	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2.13	10.1	1320	172	19	85	4.5	258	21	128	35	96.5	21.4	36.7	21.4	1.22	5.90	1.35	3.60	0.57	134	150
2.27	10.7	1480	229	83	109	21	253	71	138	75	44.7	26.7	37.6	25.6	0.20	6.60	3.60	3.94	1.40	153	192
3.13	13.5	1540	184	23	91	4.2	239	32	128	42	38.7	21.1	33.6	18.7	0.34	5.50	1.70	3.36	0.46	142	151

注：表中のML，IN，EFは各々混合液，流入水，処理水を指す。

る数例を除いて順調に進んでいるが，１月以降は両系列ともほとんど硝化がおきていない。冬期は水温が低いことに加え，種々のトラブルのため汚泥の馴養が不十分であったことが硝化にとって致命傷となったものと思われる。

処理が良好に進められている時のパターンがどのようなものかについて図-2-3に示す。図には下水流入開始からエアレーションの終了までのＢＯＤ－ＤとＮＯｘ－Ｎの変化を示した。この図をみると午前８時から９時の下水流入中にＢＯＤ－Ｄがほとんどふえないにも拘らずＮＯｘ－Ｎが減少し脱窒が起きていることが分かる。またエアレーション開始後にはＮＯｘ－Ｎの濃度が速やかに上昇している。なおデータを示してはいないが，下水流入完了時のタンク内のＢＯＤ－ＤはＭＬＳＳが高いほど低くなる傾向がみられた。

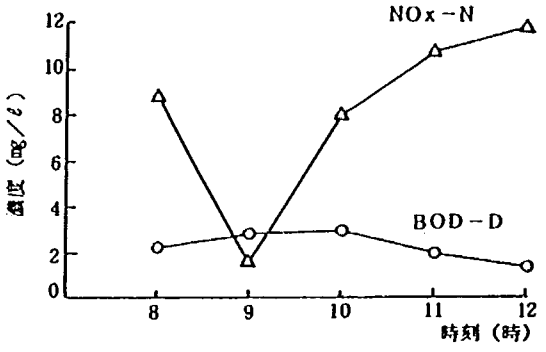


図-2-3　回分式実験装置におけるＢＯＤとＮＯｘ－Ｎの経時変化

次に栄養塩類の除去について表-2-2と表-2-3の結果をまとめてみよう。窒素の除去については１系と２系で少し異なった挙動をしている。１系では硝化が進み，処理水のＮＯｘ－Ｎが高い時ほど窒素の除去率が高い傾向がある。硝化の進んだ７月～12月では60～79％（平均71％）であるのに対し，硝化がとまっていた１月～３月は49～54％（平均52％）にとどまっている。溶解性窒素の除去率でも同様の傾向を示しており，７月～12月が65～74％（平均70％），１月～３月が34～47％（平均39％）で，両者の差は全窒素の場合より大きい。

２系では窒素の除去率と硝化との関係は明瞭ではない。窒素除去率は38～78％（平均51％），溶解性窒素の除去率は16～68％（43％）となっている。

硝化が良好に進んだ時期のデータから水温と硝化速度（mg･N／g･vss･hr）の関係を求めたのが図-2-4である。水温21℃以上では硝化速度はほぼ一定となっているが，21

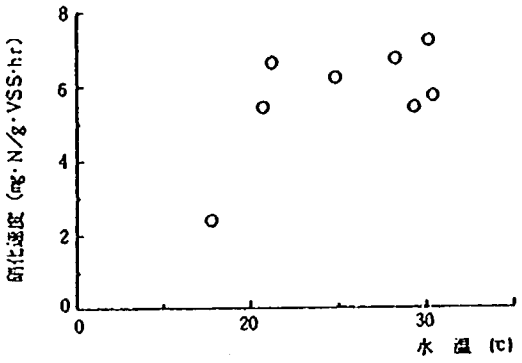


図-2-4　回分式実験装置における硝化速度と水温の関係

℃以下では水温の低下と共に硝化速度が急に低くなっている。

リンの除去率は１系がＴ－Ｐ，Ｔ－Ｐ－Ｄで各々40～79，16～71％，２系では各々－16～79，－82～92％となっており，２系の方がバラつきが大きい。２系でマイナスの除去率となっているのはエアレーション不足時のデータであり，これを除くと両系列似たような結果となっている。

本年度のテーマである運転サイクル数の影響については，両系列とも順調に稼動した期間が短かったため断定することはできないが，窒素，リンの除去の面ではサイクルの多い方がやや効果的という傾向がみられた。

2.2　実施設の実態調査

現在，公共下水道の処理場で回分式で運転されている唯一の例が京都府舞鶴市の野原処理場である。野原処理場の処理区は海辺に立地し，定住人口380人で漁業，農業，民宿を主な産業とする集落である。処理場は定住人口の他に学校関係40人，民宿への宿泊客1,670人の計2,090人を想定し，計画水量660m³／日（日最大）で設計されている。

流入水量が計画水量近くに達するのは夏の民宿シーズンのみで，その他のシーズンは定住人口分の水量を処理している。昭和59年度には９月中旬という民宿シーズンのオフに実態調査を行なったが，本年度は夏期で水量の多い時期（８月上旬）に調査を実施した。

本処理場は反応槽を３つ有しており，その諸元は各々たて13ｍ，横6.5ｍ，有効水深４ｍで，放流終了時の水深は２ｍで運転されている。調査期間中は３槽全てを使って運転されていた。各槽の工程を図-2-5に示す。なおエアレーションは間欠的に行なっていた。

各槽の各サイクルの調査結果を表-2-4に示す。表を見

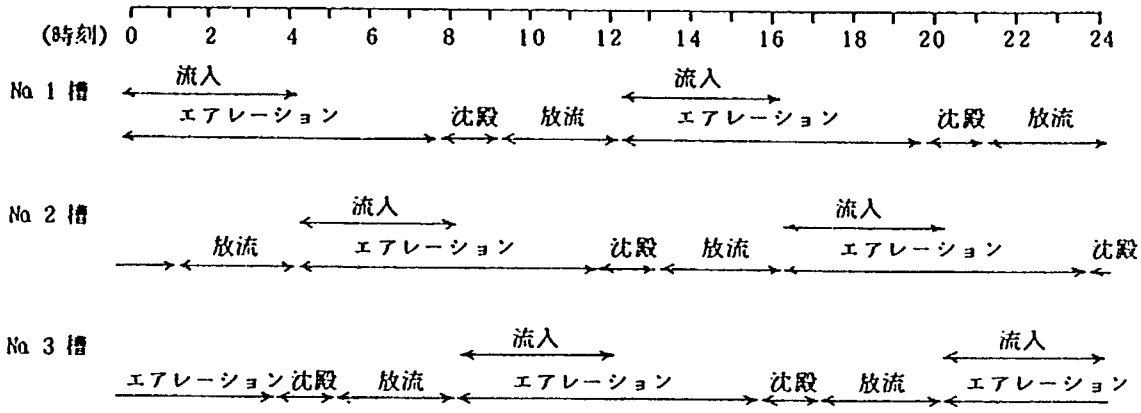


図-2-5　木原処理場の運転のフローシート

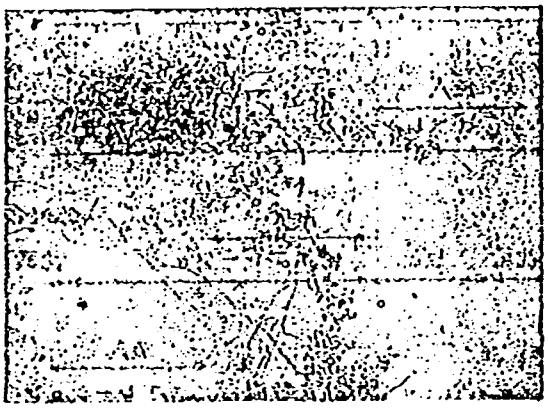
表-2-4　野原処理場の調査結果

槽	流入時刻	水量 (m³)	MLSS (mg/ℓ)	水温 (℃)	SVI	水質：上段が流入，下段が放流(mg/ℓ)					
						BOD	COD	SS	T-N	NOx-N	T-P
No 1	12－16	77.0	697	25.8	436	131	57	76	17.4		2.53
						15	22	22	6.0	1.88	1.88
	0－ 4	5.3	977	25.4	413	165	55	51	18.1		3.02
						34	19	25	7.5	0.18	2.18
No 2	16－26	120.4	986	25.8	260	179	79	91	13.0		2.21
						5.6	9.8	5.6	11.7	0.03	0.90
	4－ 8	67.4	1,310	25.7	372	110	52	75	30.3		4.70
						7.6	13	12	16.4	0.03	1.06
No 3	8－12	111.0	937	25.7	376	176	82	141	22.8		8.12
						4.7	9.7	3.8	9.9	0.59	0.48
	20－24	68.6	1,170	25.3	460	125	54	81	16.5		2.97
						7.0	11	6.7	10.3	0.06	1.30
全体		449.7				151	68	97	19.4		4.23
						7.8	13	9.2	10.7	0.49	1.06

注：No 3 槽の 8 －12時では汚泥貯留槽からの返流分18.1m³の流入あり

ると処理場全体としての除去率はＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳで各々95，82，91％と高く，良好に処理が行われていることが分かる。窒素，リンの除去率は各々45，75％であり，リンの除去が優れていることが分かる。運転時のＭＬＳＳが1,000mg／ℓ前後であり，処理水のＮＯｘ－Ｎが１例を除き１mg／ℓ以下であったことを考え合わせると表-2-4の結果は硝化抑制型の活性汚泥処理が良好に機能した時のものと評価することができる。野原処理場ではＭＬＳＳを上げるとスカムの発生が起こること，エアレーションを連続して行うと電力費がかかることなどから低ＭＬＳＳで硝化抑制型の運転方式を選択している結果となっている。

表-2-4の結果で特徴的なのはＳＶＩが260－460と高い値を示していることである。活性汚泥を検鏡した結果，写真－１にみられるように各槽とも糸状性細菌が多数存在していることが判明した。ＳＶＩの高いこと及び糸状性細菌の生育が流入水量の多い時の一時的なものか，一年を通じてのものかについてはデータがなく現在では何



写真－1

とも言えない。

沈殿時における活性汚泥の沈降特性を汚泥界面の動きとして示したのが図-2-6である。流入水量の違いにより沈殿開始時の界面高は若干違いがあるが，90分後にはほぼ同じレベル（1.1m）に到達している。処理水として放流するのは水深2mまでの部分であるので，図に示した全てのケースで汚泥は十分沈降しており，キャリオーバーの恐れは少ないと思われる。

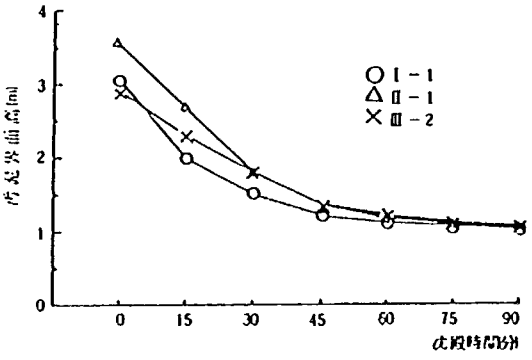


図-2-6　汚泥界面の沈降特性（野原処理場）

2.3　回分式活性汚泥法の運転に関する考察

2.1と2.2で得られた結果から提案事項をまとめると次のようになる。

イ．水の流れ，撹拌の動きが連続ではなくon-offを繰り返すことになるので，その点を考慮した装置とする必要がある。

ロ．最初沈殿池を通さずに流入下水をそのまま処理する場合にはＢＯＤ，ＳＳの負荷が高いので，安定した処理を行うためにはＭＬＳＳを高く維持することが望ましい。

ハ．窒素はＳＳ由来のものが多いため硝化がほとんどおきていない場合でも40%前後の除去率が得られているが，硝化がすすんでいる場合にはさらに除去率が高くなっている。このことから高率の窒素を得るための必要条件として硝化の促進をあげることができる。

硝化を促進するためには活性汚泥のＳＲＴ（汚泥滞留時間）の維持と反応時間の確保が必要である。最初沈殿池なしでＳＳ150～400mg／ℓの下水を処理する場合は硝化に必要なＳＲＴを維持するためには次の３つの方策が考えられる。

イ－１．ＭＬＳＳを高めて運転する。

イ－２．１日当たりの入れ替え水量比（１サイクルにおける引抜水量と反応槽容量の比）を小さくする。

イ－３．微生物量を保持するための接触材を充填する。

イ－４．最初沈殿池に替わるＳＳ分離装置を設けて極力ＳＳを除去する。

イ－１の高ＭＬＳＳ運転が可能であれば問題は少ないのだが，昨年度の調査では汚泥の沈降性の面からＭＬＳＳは3,000mg／ℓを上限とすべしという結果を得ており，これ以上に高めるのは難しいと考えられる。イ－２～イ－４はいずれも施設を拡大するか，付加施設を設けるというアイデアであり，各々長所短所を有している。

ニ．硝化が100%進むという前提で考えると流入水のＢＯＤが脱窒に十分である限り入れ替え水量比が小さいほど窒素除去率は上昇する。本年度の結果では入れ替え水量比が1/2と1/4では，後者の方が窒素除去率が高かったことから，もう少し小さい値を選択することが可能と予想される。

ホ．リンの除去についてはＮＯｘ－Ｎの動きの影響を受けるため，結果は不安定になりやすい。窒素と同時にリンを効率的に除去するための運転条件を明らかにするためにはさらに研究が必要である。

ヘ．回分式の運転では流入した下水が直ちに希釈されるため槽内の基質濃度があまり上昇しない。そこで活性汚泥中の微生物の中では基質が低濃度であっても摂取能力の高いタイプが優占になる可能性がある。また流入水中のＳＳに由来する基質が多いことからＳＳ成分を摂取できるタイプの生物にも有利な環境

といえる。

3．嫌気好気式活性汚泥法に関する調査

本年度は前述した戸頭処理場の実施設を用いて実験を行った。同処理場の処理フローを図-3-1に示す、エアレーションタンクと最終沈殿池は各々独立した２つの系列

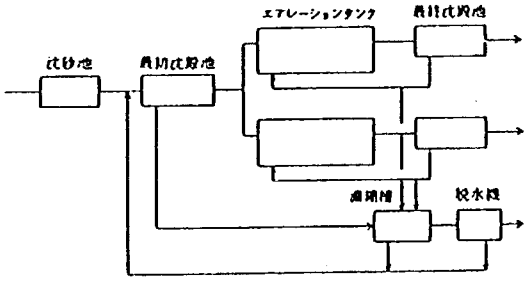


図-3-1　戸頭処理場のフローシート

となっているが他は各１池ずつである。エアレーションタンクは5.6 m^{W}×10 m^{L}×3.5 m^{H}の槽が６槽直列につながった形となっており，１系は流入後の２槽でエアレーションを止め機械撹拌（上吹出し型の水中機械式の装置による）のみを行ない，残り４槽でエアレーションをするという嫌気好気式の運転，２系は全槽でエアレーションを行なう標準法の運転を行なった。なお１系と２系への流入水量は同量になるよう設定している。

昭和60年７月から61年２月の運転条件と水質分析結果を表-3-1，表-3-2に示す。ＭＬＳＳやＳＶ$_{30}$で見る限り両系列ともほぼ同じ状態で運転されていることが分かる。

水質分析結果をみると初沈流出水の値，特にＳＳの値が流入水に比べてかなり高いことが分かる。これは最初沈殿池に汚泥をため込む運転をとっているためであり，１月と２月はエアレーションタンクのＭＬＳＳ並みの値となっている。溶解性成分は窒素は最初沈殿池で少し低くなっているが，リンでは逆に増加しており，初沈流出水のＴ－Ｐ－Ｄは流入下水の1.5～４倍となっている。

こうしたハンディを背負いながらも処理水ではＳＳは低い値を示している。ＢＯＤは７月－10月は良好に除去されているが11月以降両系列とも処理水の値がやや高くなっている。

ＳＳとＢＯＤでは１系と２系の差はほとんどないのに比べ，窒素，リンでは若干差が見られる。処理水のＮＯｘ－Ｎは常に２系の方が高く，１系より硝化が進んでいることが分かる。窒素の除去率では61年の２月を除き１系の方が高く，硝化とは逆になっている。

リンでは１系がＴ－Ｐ，Ｔ－Ｐ－Ｄ各々0.45－0.71mg／ℓ，0.26－0.58mg／ℓと低く，良好に処理されている。２系では７月－12月は１系より少し劣っているが61年１月－２月は逆に１系より良好な処理水を得ている。

両系列の処理を比較するため，図-3-2－図-3-4にエアレーションタンク追跡調査の結果を示す。これは午前９時に流入した下水がエアレーションタンクを流下する間にどう変化するかを調べたものである。

エアレーションタンクのＤＯ（溶存酸素）は１系，２系共に前半の２槽では0.1－0.4mg／ℓと低く，後段で少し高くなっている。エアレーション後段のＤＯは概して１系の方が高く，２系ではエアレーションタンクの流入部から末端まで１mg／ℓ前後かそれ以下という状態である。これは本処理場では散気及び送気装置の性能からＤ

表-3-1　戸頭処理場における実施設調査の運転条件

		60. 7	8	9	10	11	12	61. 1	2
全体									
流入水量	m^3/d	4,450	3,520	3,560	3,490	3,180	3,150	2,920	3,080
ＡＴ滞留時間＊	hr	13	16	16	16	18	18	19	18
終沈水面積負荷	m^3/m^2·d	22	18	18	17	16	16	15	15
１系									
ＭＬＳＳ	mg/ℓ	2,250	3,030	2,940	3,070	2,820	3,250	2,890	3,080
ＳＶ30	%	35	75	67	76	63	85	77	77
ＳＶＩ		156	248	228	248	223	262	266	250
２系									
ＭＬＳＳ	mg/ℓ	2,090	2,550	2,800	3,280	2,830	3,210	2,930	3,290
ＳＶ30	%	32	56	60	72	63	81	74	73
ＳＶＩ		153	220	214	220	223	252	253	222

＊：ＡＴ滞留時間は場内返流水を考慮せず

注：返送汚泥量は両系列とも720m^3/日，定量である。
ＭＬＳＳ，ＳＶ30の測定時刻は午前10時である。

表-3-2　戸頭処理場における実施設調査の水質分析結果

単位：汚泥のP／SS以外，その他mg/l

	50 7		8		9		10		11		12		61 1		2	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	110	110	110	120	130	190	870	510	190	580	200	870	220	1,790	210	2,010
BOD－D	45	－	47	－	46	－	51	－	60	－	62	－	93	－	82	－
SS	450	280	140	220	130	260	140	1,150	150	1,050	130	1,550	160	2,830	140	2,950
T－N	23.9	31.0	29.8	25.0	27.0	35.9	29.8	70.7	32.2	107	32.1	153	32.6	148	33.7	310
T－N－D	19.0	15.5	23.8	13.8	20.0	15.9	23.6	16.1	25.2	16.0	25.7	16.1	27.8	24.8	27.8	28.9
K－N	23.5	30.8	29.7	25.0	26.9	35.8	29.7	70.6	31.9	107	31.6	153	32.3	148	33.4	310
K－N－D	18.4	15.3	23.7	13.8	19.9	15.8	23.5	16.5	24.9	15.9	25.2	15.9	27.5	24.7	27.5	28.5
NOX－N	0.36	0.23	0.05	0.04	0.13	0.10	0.14	0.09	0.31	0.14	0.51	0.16	0.30	0.07	0.26	0.41
T－P	2.63	5.68	3.54	6.69	3.87	10.9	3.06	20.3	3.61	26.9	3.66	40.5	3.94	77.3	3.74	61.1
T－P－D	1.99	2.58	2.31	3.68	2.16	4.92	2.07	5.68	2.20	4.98	2.32	6.71	2.64	12.1	2.45	9.88
	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2	系－1	系－2
BOD	5	5	16	12	15	12	15	8	19	20	20	20	19	17	20	20
BOD－D	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－
SS	10	9	9	6	6	7	5	8	11	15	10	31	8	5	15	70
T－N	10.1	12.1	7.06	9.40	10.0	14.3	8.81	11.2	11.7	14.3	12.5	14.9	17.3	17.7	21.6	19.0
T－N－D	8.91	11.2	6.19	8.27	8.67	10.2	7.56	10.6	10.4	11.9	11.1	12.3	16.0	17.0	18.8	17.5
K－N	8.13	36.8	4.06	3.28	5.83	5.98	4.58	2.14	6.29	7.51	6.58	8.49	15.0	13.9	18.1	15.1
K－N－D	6.98	2.75	3.21	2.15	4.47	1.84	3.33	1.48	4.97	5.13	5.11	5.93	13.7	13.2	15.3	13.6
NOX－N	1.93	8.46	2.98	6.12	4.20	8.31	4.23	9.09	5.45	6.75	5.95	6.36	2.31	3.81	3.45	3.91
T－P	0.45	1.28	0.53	1.06	0.61	1.19	0.71	1.06	0.56	1.34	0.49	0.97	0.66	0.39	0.73	0.49
T－P－D	0.39	1.19	0.37	0.92	0.48	0.59	0.58	0.75	0.37	0.85	0.26	0.33	0.30	0.30	0.32	0.25
汚泥のP／SS	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－	2.9	2.8	3.4	4.7	3.4	2.5

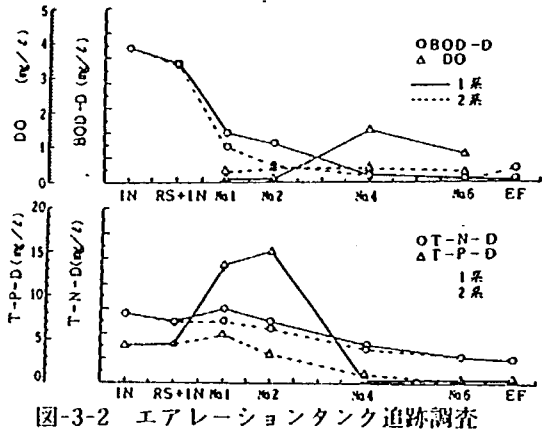


図-3-2　エアレーションタンク追跡調査
(60. 9. 5)

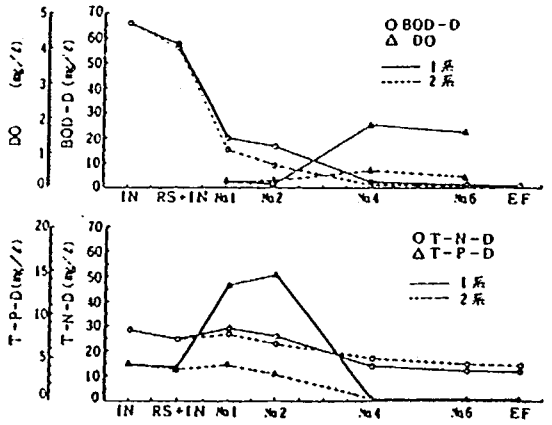


図-3-3　エアレーションタンク追跡調査
(60.11.14)

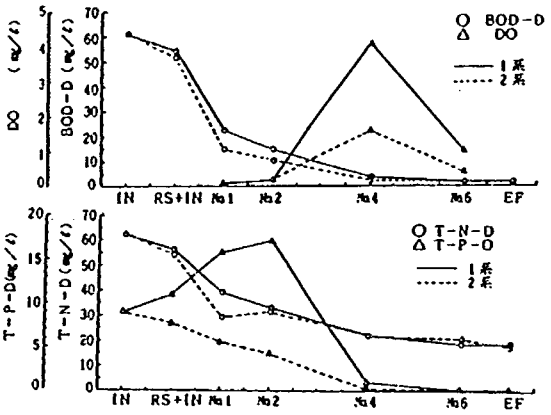


図-3-4　エアレーションタンク追跡調査
(61. 2.13)

Oを十分上げられないという制約があるためである。

次にBOD－Dをみると流入水と返送汚泥の混合した時点で50－60mg／ℓであったものが，1，2槽目で20mg／ℓ前後まで低下し，後段でさらに減少して1－5mg／ℓとなっている。このことはDOの低い状態でBOD－Dの約2/3が流中からなくなっていることを示している。

窒素の動きをみると流入から放流までなだらかに減少している。この減少は窒素の除去のためか，希釈のためかよく分からないが，流入水の採取時刻が1日の中でも濃度の高い時間帯であることを考えると希釈である可能性も大きい。

BOD－D及び窒素に比べてリンでは両系列に顕著な

違いがみられる。1系では1，2槽目で高濃度のリンの放出があり，後段で急速に濃度が低下しており，典型的な嫌気好気法の挙動を示している。2系では1槽目でわずかにリンの放出がみられるが2槽目以降で急速に濃度が低下しており，リン除去能力の高い活性汚泥で運転されている標準法とでも表現できる方法による運転となっている。本処理場では濃縮槽経由でかなりの活性汚泥が最初沈殿池，エアレーションタンクへ流入しており，両系列の活性汚泥が混合している可能性がある。

図-3-1～図-3-3の結果からリンの放出と吸収を分けるＤＯ値を求めると少し不明瞭ではあるが0.2～0.3mg／ℓとなる。

エアレーションを止めて撹拌のみを行なっている槽において撹拌に必要な動力を求めるため周波数制御式の出力制御機械を設けて実験を行なった。実験では周波数を50，40，25Hzの3段階に変化させ，変化後1日の槽内の汚泥堆積状況を測定した。結果を図-3-5に示す。図を見

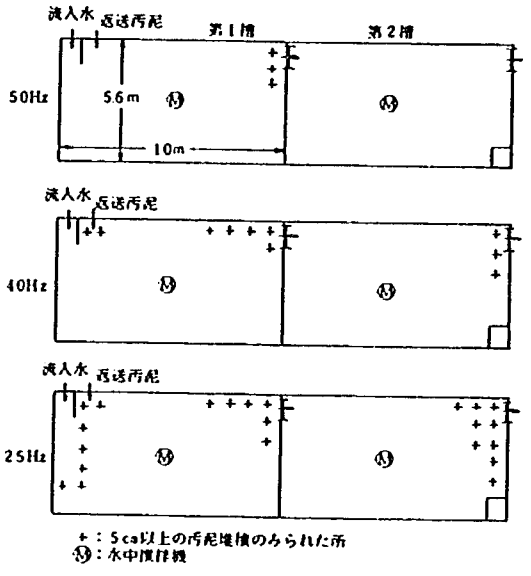


図-3-5　撹拌機の周波数を変化させた時のエアレーションタンク内の汚泥堆積状況

ると50Hzの時は第1槽と第2槽の間のゲート付近のみに汚泥の堆積がみられたが，40Hzでは返送汚泥の流入部，第2槽と第3槽の間のゲート付近にも堆積が拡がり，25Hzではこの範囲がさらに拡がっている。堆積の厚み，拡がり等から25Hzは不可，40Hzは可と判断し，40Hzで運転を継続している。周波数変換に伴なう消費電力と出力の変化を表-3-3に示す。表から40Hzに下げることで消費電力が43%削減できることが分かる。

表-3-3　周波数を変化させた時の撹拌機の消費電力出力の変化

周波数 (Hz)	消費電力 (Kw)	出力 (Kw)
50	4.22	3.46
40	2.42	1.87
25	0.88	0.51

4．バイオシェルフによる排水処理実験

バイオシェルフは，低濃度排水をレイノルズ数が小さな薄層流状態で水路上を流下させ，その間に水路上の生物膜中の微生物の働きで基質除去を行う方法である。この方法によれば非常に大きな再曝気係数が得られるので水路上を流れる排水を好気状態に維持することができる。従って，嫌気的な下水処理とバイオシェルフを組み合わせた場合には，エネルギー消費量を大幅に低減させる排水処理システムの構築が可能となる。

今年度は，酢酸イオンを有機物基質とした人工下水を用いた室内実験を行ったので報告する。

4.1　実験方法

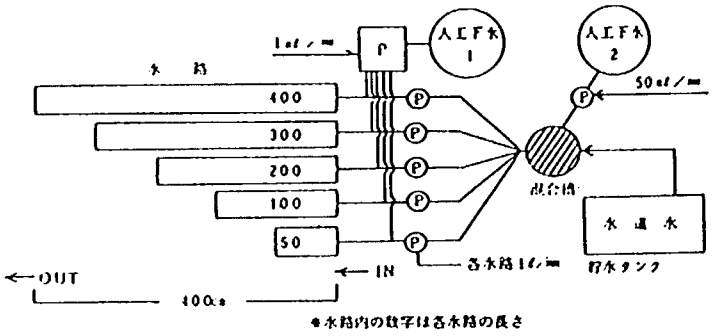
処理実験は，20℃の恒温実験室内に図-4-1に示す実験装置を組み立て，水路勾配を0.02，0.01及び0.001の3段階に変化させて行った。水路はアクリル樹脂製で，水路幅は15cmである。

人工下水はあらかじめ高濃度のものを用意し，それを表-4-1に示した濃度に希釈されるように注入量を調整した。即ち，水道水1ℓ／minに対して人工下水1を1mℓ／min，人工下水2を10mℓ／minで注入し表-4-1の設定濃度を得た。

実験装置の運転管理は，原則として毎週月，水，金曜日に行い，表-4-2に示す項目を測定した。水深の測定は，各水路3～5点で行った。

採水及び水質分析は毎週水曜日に行い，さらに実験終了時には，精密調査を行った。

採水は，流入部，流出部の2ヶ所でサイホンによって行い，所定の水質項目の分析を行った。精密調査においては，生物膜の付着している状態でウラニンによるトレーサー試験を行い，さらに付着生物総量（ＶＳＳ，ＳＳ），付着生物の呼吸速度，基質除去速度を生物膜をはがして浮遊状態で測定した。酢酸の分析はDionex社製イオンクロマトグラフィーを用い，イオン排除分配クロマトグラフィー法（溶離液0.001MHCl）で行った。他の項目の分



＊水路内の数字は各水路の長さ

図-4-1　バイオシェフ実験概要図

表-4-1　人工下水成分表

	投入薬品名	設定濃度（水道水1ℓ中）	人工下水の濃度と水道水との混合比	備考
人工下水1	CH_3COONa	85mg	左の設定濃度の10^3倍下水1ml/minに対し，水道水1000ml/minで	BOD≒50mg/ℓ
	K_2HPO_4	35mg		P≒3.5mg/ℓ
	KH_2PO_4	14mg		
人工下水2	$(NH_4)_2SO_4$	6mg	左の設定濃度の100倍濃度の人工下水50ml/minに対し，水道水5000ml/min	N≒7.5mg/ℓ
	$MgSO_4\cdot7H_2O$	5mg		
	$MgSO_4\cdot7H_2O$	1mg		
	$CaCl_2\cdot2H_2O$	0.2mg		
	NaCl	0.7mg		
	KCl	13mg		

表-4-2　各勾配における測定項目

勾配 / 測定項目	0.02	0.01(1回目)	0.01	0.001
PH	○	○	○	○
DO	○	○	○	○
水深（生物膜厚）	○	○	○	○
SS	○	○	◐	◐
Mアルカリ度	○	○		
透視度	○	○		
BOD_{Atus}	○	○		
TOC	○	○	○	○
T-N，NH_4^+等	○	○	○	○
T-P，PO_4^{3-}等	○	○	○	○
CH_3COOH	○	○	○	○
トレーサー実験		実験中途で生物膜はく離が生じたため中断	○	○
MLSS，MLVSS			○	○
呼吸速度			○	○
精密調査	○		○	○
基質除去速度	○			
呼吸速度	○		○	○
トレーサー	○		○	○
付着生物量	4，1，0.5m		4，3，2，0.5	○
付着生物分析	4m水路		4，3，2，0.5	○
流下方向分析	4m水路		4，3，2，0.5	○

◐：流出部のみ測定

析は原則として下水試験法によった。

4.2　実験結果と考察

4.2.1　生物膜の特性

生物膜の増殖の状況は写真-4-1～3に示すように，水路横断方向及び縦断方向に一様な形で増殖するものではなく，同じ流況かつ基質濃度条件下でも局所的には生物膜を形成する微生物の増殖に差があることがわかる。従って，生物量を推定するための生物膜厚の測定は困難な

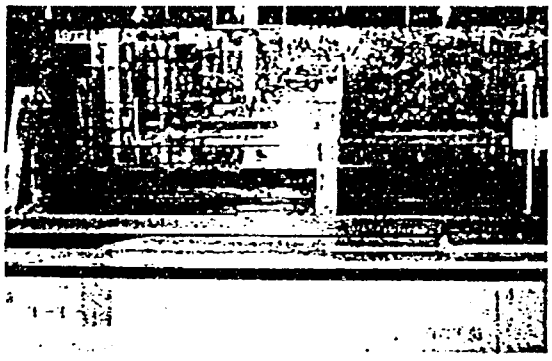


写真-4-1　付着生物膜を側面から見たところ

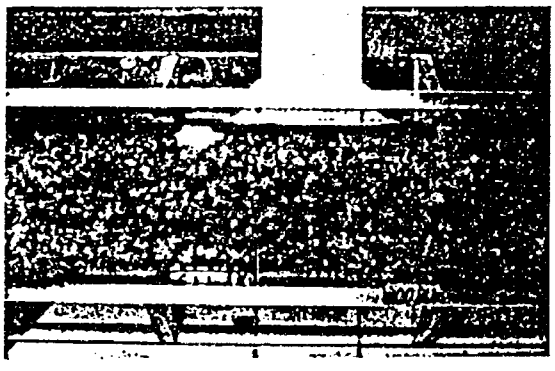


写真-4-2　付着生物膜を上方から見たところ

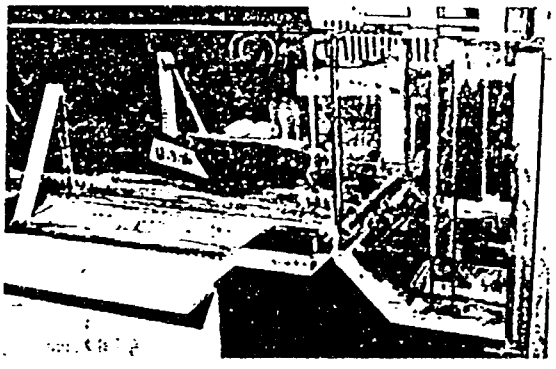


写真-4-3　流末の生物膜の状況

わけであり，必ずしも再現性のある方法が確立されているわけではない。この実験では定常状態に達したと考えられる時点で生物膜のＶＳＳおよびＳＳ量を測定するので，基質投入開始から定常状態に達するまでの間の見掛け生物膜厚を次のように推定した。

先ず，水面からバイオシェルフ底面までの水深Ｈｘをポイントゲージによって測定し，さらにこのときの流量を流末地点でメスシリンダーで測定した流出量Ｑと等しいと仮定する。また，バイオシェルフは下方に若干のたわみを有しているので，測定地点のたわみδｘをあらかじめ測定しておく。見掛けの生物膜厚Ｌｆは

$$Lf = Hx - \left(\frac{3\nu Q}{g S_0 B} \right)^{1/3} - \delta x \qquad (4.1)$$

ν：水の動粘性係数，ｇ：重力加速度，

Ｓ₀：水路勾配，　Ｂ：水路幅

によって推定することが出来る。

図-4-2～5は，水路勾配Ｓｏ＝0.02のときの各水路の見掛け生物膜厚の変化を示したものである。凡例の数値は，流入端から測定点までの流下距離を表わしている。生物膜厚の真の値はともあれ，見掛けの厚さの変化量か

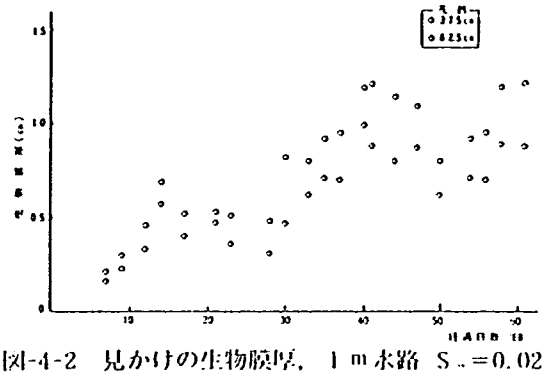


図-4-2　見かけの生物膜厚，１ｍ水路　Ｓ₀＝0.02

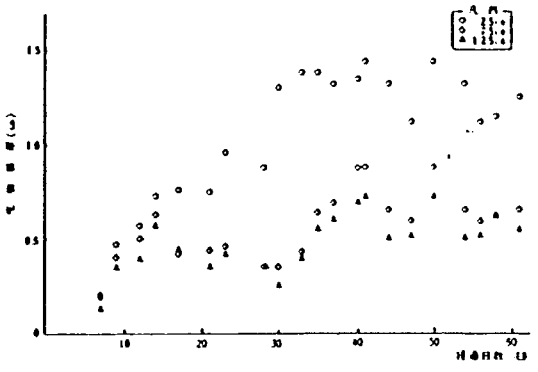


図-4-3　見かけの生物膜厚，２ｍ水路　Ｓ₀＝0.02

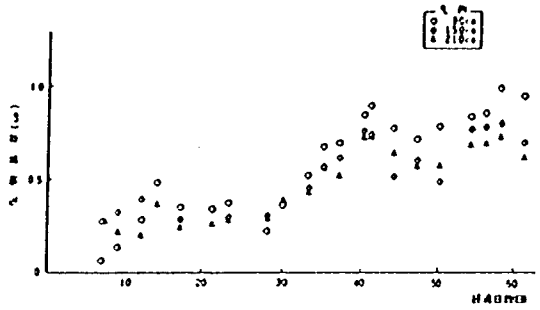


図-4-4　見かけの生物膜厚，３ｍ水路　S。=0.02

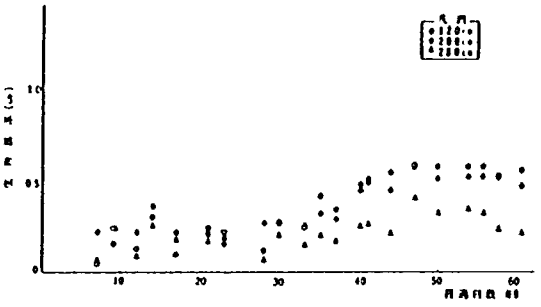


図-4-5　見かけの生物膜厚，４ｍ水路　S。=0.02

ら，基質投入開始から35～40日で定常状態に達すると推定される。図-4-6は定常時における縦断方向の見掛け生物膜厚を，また図-4-7はこのときの４ｍ水路の生物量分布をＳＳ，ＶＳＳ，ＫＮ，ＴＰで示したものである。図-4-6及び図-4-7の結果より生物膜中の見掛け生物密度は，ＳＳ，ＶＳＳ，ＫＮ及びＴＰ量で次のようになる。

$X_{f,SS}$ = 11.00 mgSS/cm²

$X_{f,VSS}$ = 10.18 mgVSS/cm²

$X_{f,KN}$ = 1.00 mgK-N/cm²

$X_{f,TP}$ = 0.14 mgT-P/cm²

4.2.2　基質除去

基質除去に関しては前述の生物膜の厚さと同時に，生物膜を構成する微生物の酸素消費速度が重要因子である。生物膜を構成する微生物による酸素消費速度は，各水路流末の生物膜を適当量はがし，浮遊状態で測定した。水路長が異なると酸素消費速度も異なるが，一定の傾向は見られず100～150mg O_2／g VSS・hrの範囲であった。この値は通常の活性汚泥の酸素消費速度に比較して10倍程度高い値となっている。このときのＴＯＣ除去速度も1.4～1.9g TOC／g VSS・dayとかなり高く，非常に大きな活性を持つことがわかる。

定常時での流下方向の基質濃度変化の一例を図-4-8に

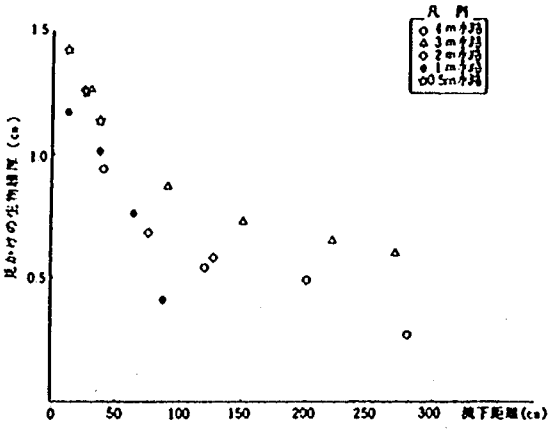


図-4-6　定常時における流下方向の見かけ生物膜厚，S。=0.02

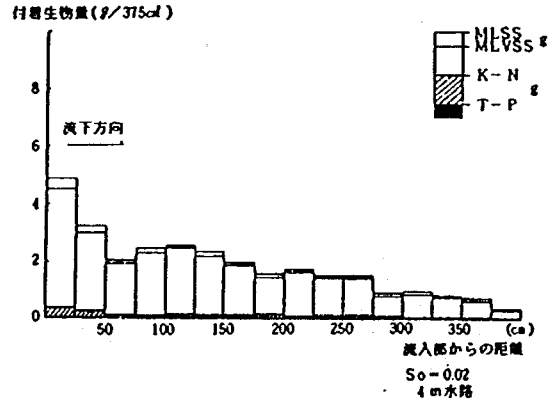


図-4-7　流下方向の付着生物量

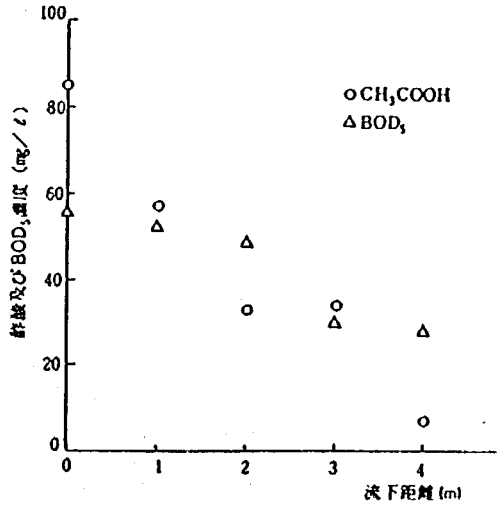


図-4-8　流下に伴う有機成分の変化，S。=0.02

示す。酢酸濃度は4mの流下の間にかなりの減少を示すが，生物膜からの死滅微生物による有機物の溶出の影響か，BODtの減少はゆるやかである。

4.2.3　その他

生物膜の増殖とともに，底面部が嫌気化し，これが進むと生物膜の剥脱(sloughing)が生じる。これを防止する方法は，1)底面部の形状を工夫して生物膜の移動を抑止する，2)底面部の嫌気化を防ぎ，好気性微生物の増殖・維持を図る，ことなどが考えられる。

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

水質研究室　安中　徳二，渡部　春樹
小森　行也
汚泥研究室　京才　俊則，岡沢　邦明
白石　　隆，近藤　次夫

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

(FY 1985-1988)

T. Annaka, H. Watanabe, K. Komori
Water Quality Division
S. Kyosai, K. Okazawa, T. Shiraishi, T. Kondoh
Ultimate Disposal Division
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

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 three sub-themes.

1. Development of Two-Stage Wastewater Treatment Process for Heavy Metal 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. Development of Analytical Methods of Heavy Metals in Wastewater and Sludge by ICP (Inductively Coupled Plasma)

The atomic absorption method, usually used for heavy metal analysis, requires a lot of times and labor when many elements in many samples have to be analyzed. On the other hand, many elements can be analyzed simultaneously by the ICP method. One of the problems of the ICP method for the practical use is that the results are not necessarily accurate if samples contain a lot of Ca, Al, Mg and Fe. This study aims at solving this problem.

3. 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 leachare from incinerated ash is to be performed in this study.

Followings are the summary of this study in FY 1985.

1. Two-Stage Wastewater Treatment Process

a. It was revealed by the preliminary experiment that a two-stage wastewater treatment process with aerobic-aerobic combination could concentrate heavy metals in influent more in the first stage sludge than in the second stage sludge.

b. A pilot plant of two-stage wastewater treatment was constructed and put into operation. The processes adopted are:
conventional activated sludge process (control).
two-stage process with aerobic-aerobic combination, and
two-stage process with anaerobic-aerobic combination.

2. ICP Method

a. Optimum pretreatment method of wastewater and sludge was proposed for the heavy metal analysis.

b. Optimum analytical conditions of ICP were proposed.

c. Concentrations of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in wastewater and sludge determined by ICP well agreed with those determined by the atomic absorption.

3. Assessment of Leachate from Incinerated Ash

a. Two extraction tests of two incinerated ashes, two soft soils and their mixtures were conducted. The test methods adopted were prepared by the Japan Environment Agency and US Environmental Protection Agency. All of the test results were far below their maximum contamination limits.

b. Outdoor lysimeters of the above-mentioned samples were set for the long-term obsevation of leachates.

1．はじめに

下水道普及率34％（昭和59年度末）の現在，下水汚泥最終処分量（220万m³／年）の約76％は海面および陸上での埋立てにより行われているが，下水道普及率の増加，下水処理の高度化に伴って今後処分汚泥量の増加が見込まれる一方，処分地確保には十分な見通しが立たないのが現状である。このため，汚泥処分の代替法の確立が強く望まれているが，その一つが緑農地利用，および建設資材化等の有効利用である。汚泥の有効利用は省資源の観点からも推進されるべきものである。

現在の下水汚泥の有効利用は最終処分量の約15％と低い。有効利用の進まないひとつの大きな原因は，下水中に微量に存在する重金属の汚泥への濃縮に対する危惧である。水中での存在濃度では特に問題ないと考えられている微量重金属の挙動が解明でき安全性が確認されれば，汚泥の緑農地利用技術，建設資材化技術はすでに実用レベルに達しているものが多いため，汚泥の有効利用量は飛躍的に増加するものと考えられる。

本研究は，水処理過程を２段に分け，前段は重金属を汚泥中に分離，濃縮する系とし，後段は重金属濃度の低い汚泥を発生する系とする２段処理法の開発を行うとともに，汚泥を建設資材として有効利用する場合の汚泥中の重金属等の環境への影響について研究し，汚泥の有効利用を推進させるため実施するものである。また，本研究では，重金属類の分析を効率的に行うため，誘導結合プラズマ発光分析法（以下，ＩＣＰ法と略。）による重金属分析手法を確立し，その実用化を行う。

2．二段生物処理法による微量重金属の分離

2.1　まえがき

流入水中の重金属は極めて低濃度であるが，重金属は下水を浄化する過程で活性汚泥に吸着，濃縮される。下水中の濃度に対する活性汚泥中の濃度の比で表わされる濃縮倍率は，10^{3}～10^{4}オーダーとなる。このため，下水汚泥を緑農地へ特殊肥料として利用する場合には，特殊肥料として設定されている重金属規制値，すなわち乾燥重量１kg当り水銀２mg，カドミウム５mg，ヒ素50mgを満足するのが難しいケースもみられる。

本研究はこのような問題を解決し，下水汚泥の有効利用を促進させるため，水処理過程を２段階に分け，前段は重金属を汚泥へより多く分離濃縮する系とし，後段は有機物を分解除去し，重金属濃度の低い汚泥を生成する系とする２段処理法を開発するものである。

2.2　予備実験の結果

2.2.1　処理プロセス

図－1.1 は処理プロセスの概要を示したものである。

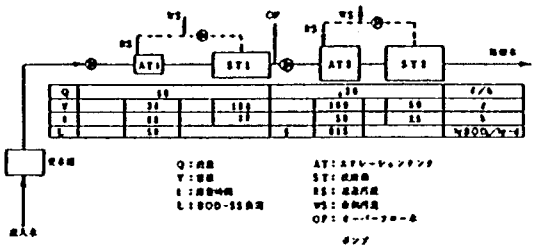


図1.1　処理プロセスの概要

流入水は実施設の曝気油脂分離槽流出水をポンプで汲み上げ，1㎜のスクリーンで粗大ゴミを除去したものである。この採水位置では汚泥処理系からの返流水の影響を受けるので，流入水のＳＳが異常に高くなることもあった。

このプロセスは，好気―好気条件での二段活性汚泥法で運転されており，前段のエアレーション時間は約30分，ＢＯＤ－ＳＳ負荷約３kg／kg・日という高負荷に設定されている。後段のエアレーション時間は約５時間，ＢＯＤ－ＳＳ負荷が約0.15kg／kg・日に設定した。このプロセスでは，前段の活性汚泥処理で下水中の微量重金属をより多く吸着分離し，後段の活性汚泥処理で残留する有機物を分解除去することを目ざしている。

2.2.2　維持管理，及び水質測定

処理施設は６ヶ月間運転された。エアレーションタンク，沈澱池，ポンプ類などの点検，及び余剰汚泥の引き抜きは日祭日を除きほぼ毎日行った。ＭＬＤＯ，ＭＬＳＳ，ＳＶＩ，処理水の透視度，水温，処理水量などは週１回の頻度で測定した。

流入水と処理水のＰＨ，ＳＳ，Ｃ－ＢＯＤ などは週１回の頻度で，午前10時頃のスポットサンプルについて測定した。ここで，Ｃ－ＢＯＤ とは，フランビン内での硝化作用を抑制するために，アリルチオ尿素を２㎎／ℓの濃度になるよう添加して測定したＢＯＤのことで，測定値は有機物だけに由来する酸素消費量を表わすものと考えられている。

また，活性汚泥中にどのような原生動物が生息しているかを調べるために，検鏡を行った。

下水，及び汚泥中の重金属類は，誘導結合型高周波プラズマ装置（以下，ＩＣＰと略）を用いて測定した。ＩＣＰについては，測定条件が下水などに対して最適な条件とはなっていないが，ある程度の精度で測定可能なものについてのみ記載した。なお，ＩＣＰの原理や精度などの詳細については次章で述べる。

2.2.3　結果と考察

表－1.1 は本処理プロセスの運転結果を示している。

表－1.1　運転結果

	処理プロセス	
	ＡＴ１－ＳＴ１	ＡＴ２－ＳＴ２
流量（ℓ/hr）	71.9	21.8
エアレーション時間（hr）	0.5	4.6
ＳＲＴ（日）	3.6	19.0
ＢＲＤ－ＳＳ　負荷（kg／kg・日）	2.19	0.13
ＭＬＳＳ（㎎／ℓ）	2640	3300
ＳＶＩ	53	55

ＡＴ１－ＳＴ１系はエアレーション時間が 0.5時間と短かく，ＢＯＤ－ＳＳ負荷も2.19と，非常に高く保持された。汚泥の沈降性は良好で，ＳＶＩで53となっている。

ＡＴ２－ＳＴ２系は，ＭＬＳＳが3300㎎／ℓと，やや高目であったが，エアレーション時間 4.6時間，ＢＯＤ－ＳＳ負荷0.13となっており，かなり低負荷で運転された。ＳＶＩは55となっており，活性汚泥の沈降性は良好であった。

表－1.2 は活性汚泥中の原生動物を検鏡した結果を示している。ＡＴ１の活性汚泥には，原生動物がほとんど生息していない。これは，この系のＳＲＴが平均 3.6日と，非常に短かくなっているので，原生動物がほとんど増殖できないためと考えられる。ＡＴ２の活性汚泥には原生動物が5160個／ml生息しており，鞭毛虫類のMonasと繊毛虫類のVorticellaが優先種となっている。

流入水と処理水の水質を示したのが表－1.3 である。ＡＴ１－ＳＴ１系での除去率は，ＳＳ38％，Ｃ－ＢＯＤ 41％，Ｄ－ＴＯＣ17％となっている。一方，流入水に対するＡＴ２－ＳＴ２系での除去率はＳＳ84％，Ｃ－ＢＯＤ89％，Ｄ－ＴＯＣ53％となっている。Ｃ－ＢＯＤの除去率は約90％となっているので，標準活性汚泥処理で得られる程度の処理成績は得られている。

活性汚泥の活性度を調べるために，酸素利用速度（以下，ＯＵＲと略）を測定した。ＯＵＲは，ＢＯＤ 500㎎／ℓ溶液に活性汚泥を投入して，その時の溶存酸素の減

表－1.2　活性汚泥中の原性動物

原生動物＼活性汚泥	ＡＴ１	ＡＴ２
鞭毛虫類		
Monas spp.		2,160
肉質虫類		
Amoeba spp.		50
Centropyxis aculeata		10
Cochliopodium bilimbosum		160
Difflugia sp.	30	
Euglypha sp.		40
Pseudodifflugia sp.	10	10
Pyxidicula sp.		10
繊毛虫類		
Acineta sp.		30
Epistylis sp		40
Opercularia spp.		190
Podophrya sp.		230
Stylonychia sp.		
Vaginicola sp		10
Vorticella spp.	80	1,890
V. convallaria		110
V. microstoma		150
Unidentifed Ciliata		70

表－1.3　処理成績

	流入水質	処理水質	
		ＳＴ１	ＳＴ２
ｐＨ	7.2－7.7	7.2－7.9	6.5－8.1
ＳＳ (mg／ℓ)	172	107(38)	27(84)
Ｃ－ＢＯＤ (mg／ℓ)	114	67(41)	12(89)
Ｄ－ＴＯＣ (mg／ℓ)	77.8	64.4(17)	36.5(53)

（ ）内は除去率

少速度を測定した。水温が20℃程度の場合には，ＡＴ１の活性汚泥が38mg・Ｏ／ℓ・hr，ＡＴ２の活性汚泥が28mg・Ｏ／ℓ・hrという結果が得られており，前段の活性汚泥の方が活性度が高くなっている。また，水温が10℃程度まで低下した場合のＯＵＲは，ＡＴ１が8mg・Ｏ／ℓ・hr，ＡＴ２が12mg・Ｏ／ℓ・hrとなっており，その活性度は大巾に低下するのがわかる。

図－1.2は，流入水中の重金属類の溶解性成分とＳＳ成分の平均的な割合を示している。この処理場へ流入してくる下水のＣａ濃度は，通常の都市下水に比べてかなり高くなっている。主として溶解性の形態で流入してく

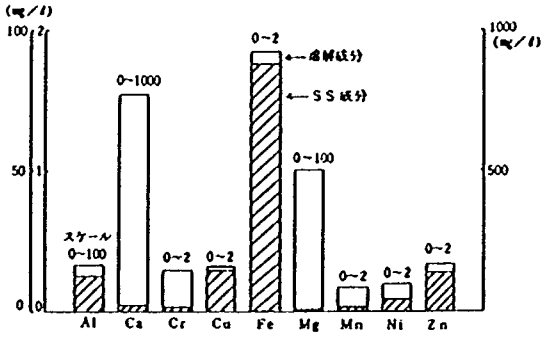


図1.2　流入水中の重金属の溶解成分とＳＳ成分

る金属には，Ｃａ，Ｃｒ，Ｍｇ，Ｍｎがあり，主としてＳＳの形態で流入してくる金属には，Ａｌ，Ｃｕ，Ｆｅ，Ｚｎがある。Ｎｉは，溶解性成分とＳＳ成分の割合がほぼ同程度である。

表－1.4は，この実験で得られた汚泥中の重金属類を測定した結果を示している。生物処理系を二段に分けることによって，ＳＴ２の余剰汚泥中の重金属類はＳＴ１に比べて，濃度が低くなっており，この方法が重金属の分離に有効であることが確認された。この分離効率をさらに高めるためには，表－1.3の処理成績から，ＳＴ１系からのＳＳ除去をより効果的に行う必要があると考えられる。

2.3　二段生物処理施設の設置

二段生物処理に関する予備実験の結果と，文献調査などから，図－1.3のような施設をＡ下水処理場に設置し，60年度後半から一部運転を始めている。

流入水は下水管から汲み上げ，スクリーンによって大

表－1.4　汚泥中の重金属類の測定結果

mg/kg

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Zn
ＳＴ１	41600	278000	276	1420	4530	8340	171	369	940
ＳＴ２	31900	166000	160	624	3040	4720	124	249	656
ST1／ST2	1.3	1.7	1.7	2.3	1.5	1.8	1.4	1.5	1.4

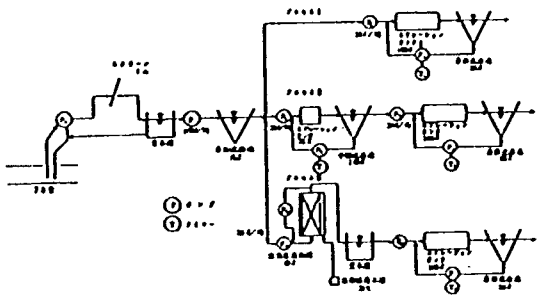


図1.3　2段生物処理プロセスの概要

きなゴミを除去した後，最初沈殿池でＳＳを除去している。

最初沈殿池の処理水は，3種のプロセスへ導入される。

プロセスⅠは，標準となる活性汚泥処理プロセスで，有機物の除去効果や，重金属の分離効果などはこのプロセスが比較の対象となる系（コントロール系）である。

プロセスⅡは，予備実験でも検討した好気—好気の二段生物処理プロセスとなっている。ただし，前段でのＳＳ除去効果を高めるために，中間沈殿池の容積を大きくしている。

プロセスⅢは，嫌気—好気の二段生物処理プロセスである。下水の嫌気処理については，松井　，依田　，原田　などの報告があり，このプロセスは，生物担体として，石川ライトを用いた嫌気性流動床である。

なお，実験条件については，まだ確立されていないため，ここでは記載していない。

参考文献

1）渡部春樹「下水処理過程における有機塩素化合物の挙動」下水道協会誌，Vol.20，No.233，1983/10

2）松井三郎　他「嫌気性流動床におけるプロピオン酸分解—硫酸塩還元—酢酸生成に関する理論反応式とその検証」第22回下水道研究発表会講演集，pp271-273，1985

3）依田元之　他「嫌気性流動床における下水中の浮遊物質の挙動について」第22回下水道研究発表会講演集，pp313-315，1985

4）原田秀樹　他「多段槽型上昇流スラッジベッド反応器による高効率脱窒素プロセスの処理特性」衛生工学研究論文集，Vol.21，pp153-163，1985

3．ＩＣＰ法による下水，及び汚泥中の重金属の分析

3.1　まえがき

重金属類の分析は通常，原子吸光法を用いて行われている。原子吸光法では1元素づつ分析するため，多量の試料について多元素を分析するには多大の時間と労力を要する。これに対し，ＩＣＰ法では多元素を同時に分析できる利点がある。ＩＣＰ分析はすでに清澄な試料に対しては実用レベルにあるが，ある種のイオンを多量に含むと分析精度が低下するという問題点がある。このため，本調査ではＩＣＰ法を下水，及び汚泥の重金属分析に応用する場合の問題点を解決し，その実用化を図ることを目的に実施する。

3.2　ＩＣＰの原理と特徴

発光分光分析とは，電気的エネルギーやフレームにより原子，分子を励起させ，元素が発する特有の波長の光を測定する方法である。

この方法では温度が高い程，励起状態の原子数が増加して感度が向上する。このため，高温で安定な励起源を用いて開発されてきたのが，プラズマ発光分析である。

この発光分光分析に用いられる“プラズマ”とは核物理学等の方面で使われる核融合の内部とか高温の恒星における状態とは異なり，“自由に運動する正・負の荷電粒子が共存して電気的中性になっている物質の状態のうち，中性粒子も存在する弱電離気体”を意味する。

プラズマ内では荷電粒子の自由運動により良好な電導性を示し，また，磁界や電界と強い相互作用を有する。この性質を利用してプラズマを作る方法として，種々の励起方法が開発されている。これらのプラズマ発生光源の中で，実用化され一般に普及しているのが高周波誘導結合プラズマ（ＩＣＰ）である。[1),2)]

ＩＣＰ法の主な特徴は次の点にある。

① 検出感度，精度が良い。

② 定量範囲が広い。

③ 多元素同時定量が可能である。

図－2.1にＩＣＰのガス流系を示す。

キャリヤーガスとネブライザーにより試料液が吸い上げられ，噴霧室に霧ふき状に送られ，そのうちの一部（約３％）がプラズマへ導入される。

プラズマ内では5000～6000°Kまで加温されて解離した元素が酸化物を生成することもなく，高感度で検出される。

3.3　調査方法

本調査において対象となる試料は，流入下水や下水汚

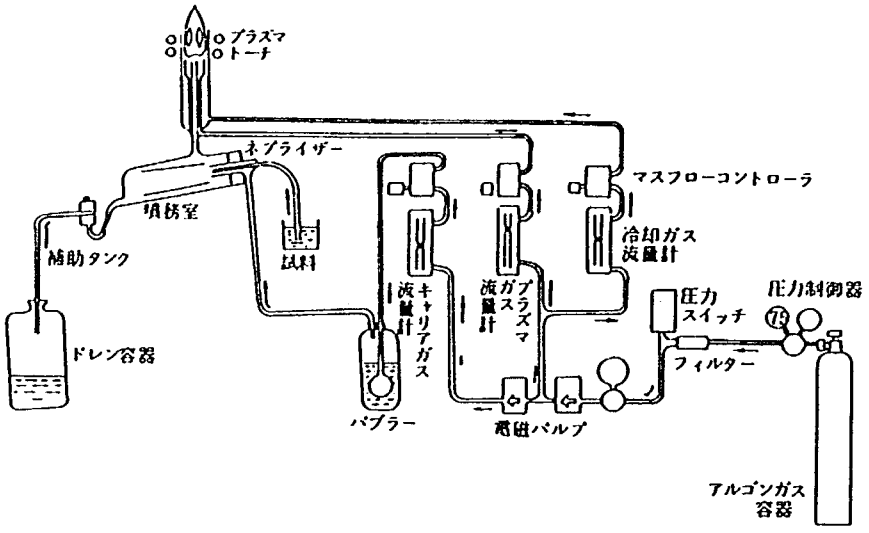


図2.1　ＩＣＰのガス流系

泥とし，測定したい元素（目的元素）は，Ｃｄ，Ｐｂ，Ｃｕ，Ｚｎ，Ｎｉ，Ｃｒの６元素である。

また，下水や下水汚泥中には多量のＣａ，Ａｌ，Ｍｇ，Ｆｅ，Ｍｎを含んでおり，分解液をそのままＩＣＰ法で測定した時に，これらのマトリックス元素による影響をうけ，下水や汚泥中の上記目的元素の濃度把握に問題が生ずる場合がある。

したがって，本調査は下水や下水汚泥中の重金属の測定にＩＣＰ法を適用する場合に対象となる試料の分解法やマトリックス元素の分離方法について検討する。

調査の内容は以下のとおりである。

① 文献調査で前処理法や問題点を整理することにより，マトリックス元素の除去方法の選択を行い，検討すべき，実験指針を作成する。

② 実試料として，下水下水汚泥を用い，試料分解法を検討する，

③ 標準物質でマトリックス元素の分離法を検討し，分離方法（案）を暫定的に定める。

④ ＩＣＰ発光分析装置の諸条件の検討を行う。

⑤ ①，②で検討した方法を実試料に適用して検討する。

⑥ 以上の実験結果をとりまとめ，前処理法（案）を作成する。

3.4　結果及び考察

3.4.1　文献調査の結果

(1) 試料の分解法

下水汚泥の分析方法として，公的に指定された方法はみあたらないが，準公的な方法として，「下水汚泥分析方法」3)が刊行されている。この書によると，重金属の試料液調製方法としては，次のような方法があり，各元素ごとに選択枝が記載されている。

① 硝酸—過塩素酸分解法

② 王水分解法

③ 王水煮沸法

④ 加圧ボンベ法

⑤ 乾式灰化—酸分解法

一般に試料の分解方法は，試料の種類（マトリックス元素組成や有機物量等），加熱温度，加熱時間，試料の採取量，および酸の量等の様々の条件により，最終的な分析結果に影響を及ぼすことが考えられるため，最適な方法を指定することは難しいのであろう。

分解方法の相違により，極端に分析結果が異なる例をあげると，黒沢ら[4]は乾式灰化—酸分解と湿式酸分解とを比較した結果，前者の値は約50％の低値になったが，これはＺｎが乾式灰化中に揮散したためと考えられると報告している。

また，渡辺ら[5]はＣｒは硝酸—過塩素酸の加熱分解では，沸点116.6℃の塩化クロミルを生成し，分解中に揮散することにより，50％前後の低い回収率しか得られなかったと報告している。

(2) ＩＣＰ測定上の問題点

内田[6]は工場排水中の重金属のＩＣＰ発光分析を検討した結果，Ｎａが300ppm以上存在すると，粘度の増加に

表−2.1　目的元素に対するマトリックス元素の影響

単位：mg/ℓ

目的元素 / マトリックス元素の濃度	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ca　200ppm					0.17	
Ca　1363ppm					0.52	
Mg　100ppm		0.61			0.45	
Mg　1000ppm		2.45			1.99	0.32
Al　1000ppm					1.06	0.10
Mn　1000ppm		1.52		0.56	3.09	0.14
Fe　1000ppm	0.20	0.32		0.12	0.74	

表−2.2　試料の粘性による影響

単位：mg/ℓ

目的元素 / 分解液の希釈率	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
原　液	0.44	4.61	6.79	4.52	4.45	11.80
5　倍	0.73	5.96	7.80	6.60	8.57	15.14
10　倍	0.97	6.65	8.37	8.07	12.8	15.87
33　倍	1.84	8.65	9.88	13.2	29.3	19.14

伴って，重金属の発光強度が低下したと報告している。

同様なことで，杉前[7]もＩＣＰ発光分析の正確度は共存する塩濃度の影響をうけ，塩濃度が5000ppm以上の試料は定量値の補正がいると指摘している。

しかし，分光干渉補正量が50％を越える場合は，分析値の精度に問題があるという意見[4]もある。

さらに杉前[7]は試料の酸濃度は硫酸＞硝酸＞塩酸の順に影響があり，その濃度もできるだけ低くすると共に，厳密に調製すべきであると示唆している。

具体的にマトリックス元素や試料の粘性がどの程度影響するかを示した例が表−2.1，表−2.2[4]である。

(2)　マトリックス元素の分離方法

1)　溶媒抽出法

垣山ら[9]はＤＤＴＣ−ＭＩＢＫ，ＡＰＤＣ−ＭＩＢＫの抽出法のマトリックス元素の影響，ＰＨによる抽出率の変化等を詳細に検討している。この方法ではＣｄ，Ｃｕ，Ｚｎ，Ｎｉ，ＰｂはＰＨ８～９前後で同時抽出ができ，特にＤＤＴＣ−ＭＩＢＫ法は“JIS K 0102”や建設省技術管理業務連絡会の“河川水質試験方法（案）”等にも採用され，広く，一般に使われている方法である。しかし，抽出した溶媒中でのキレートの安定性は悪く，８時間以内の測定が望まれる。

寺島[11]はキレート試薬として，１−ニトロソ−２−ナフトールとＤＤＴＣを使用し，酒石酸ナトリウムを含むＰＨ10の溶液から，酢酸ブチルで抽出するという方法により，除鉄操作を必要としないＣｕ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｚｎの同時抽出法を提案しているが，この方法はＣｄの抽出率がやや低くなり，本調査の目的には合わないと考えられる。

Ｔａｏ[12] et al.はキレート剤として，ＡＰＤＣとＨＨＤＣを使用し，ＰＨ5.2でキシレンで抽出することにより，11種類の金属を同時抽出でき，ＩＣＰ発光分析で測定できると報告している。

また，この方法の利点は抽出溶媒中の金属キレートが−12℃で保存することにより，少なくとも，10日間は安定しているという点にもある。

2)　キレート樹脂法

キレート樹脂による方法は，いくつかの元素についてマトリックス元素からの分離や目的元素の濃縮に有効であることが確認されている。しかし，キレート樹脂はＡｌやＦｅとの結合力が強いため，本調査の目的には合致しないことがわかった。

3.4.2　試料分解方法

Ｋ処理場の流入下水と汚泥を用いて，試料分解方法について検討した。なお，汚泥については，風乾後，粉砕し，420μ目のふるいを通した試料を用いた。

分解方法としては，王水分解法と硝酸・過塩素酸分解法を検討した。また，重金属等の測定は原子吸光光度法

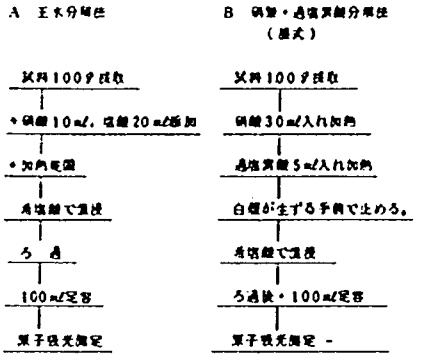


図2.2　汚泥の分解方法

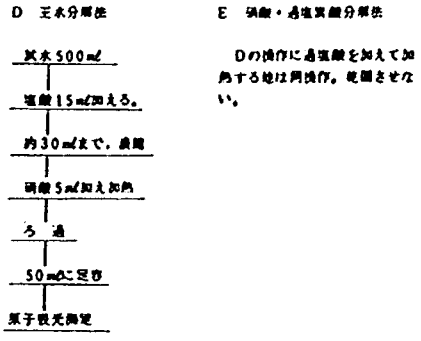


図2.3　下水の分解方法

表－2.3　各種分解法による試料の測定値

単位：μg/ℓ

区分	元素名 / 分解法	Mg	Fe	Mn	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
汚泥	A	43400 (96)	18900 (96)	183 (92)	17 (77)	129 (103)	695 (86)	556 (96)	75 (90)	564 (96)
	B	45300 (100)	19700	199	22	125	811	580	83	580
	C	45300 (100)	19600 (99)	197 (99)	20 (91)	96 (77)	724 (89)	644 (111)	81 (97)	568 (96)
下水	D	32	0.30	0.23	0.02	0.04	0.16	0.46	0.15	0.40
	E	32	0.23	0.23	0.02	0.03	0.16	0.48	0.15	0.41

（ ）内の数字はBの硝酸・過塩素酸法（湿式）の分析結果を100として時の相対値である。

（以下，ＡＡ法と略）で行った。その方法について，図－2.2 と図－2.3 に示す。

その結果を表－2.3 に示す。同表から，次のようなことが明らかとなった。

① Ｃ法はＡ，Ｂ法に比べ，Ｃｒの測定値が20％以上低い。これは過塩素酸の存在下で強熱・乾固まで行うと，Ｃｒが沸点 116.6℃の塩化クロミル（CrO_2Cl_2）を生成し，一部が揮散し，低値を示すものと考えられる。Ａ，Ｂ法間ではＣｒの値に大差はないことから，過塩素酸を入れた場合は，白煙が生ずる前に分解を止めれば，問題はなくなると考えられる。

② Ａ法はＢ，Ｃ法に比べると，Ｃｒを除いて全体に各金属の定量値が低い。このことはＡ法では汚泥の分解が十分になされていないためと考えられる。

③ 下水では王水分解，硝酸・過塩素酸分解とも，各金属の測定値に差はみられない。

以上の結果から試料の分解方法は硝酸・過塩素酸により，過塩素酸の白煙が生ずる前で分解を止める方法が推奨される。

3.4.3　マトリックス元素の分離方法

マトリックス元素の分離方法については，ＡＰＤＣ－ＨＨＤＣ／キシレン抽出法について検討した。

その方法は，純水50mlに各金属60μg 添加し，クエン酸アンモニウム溶液２mlを加えたのち，塩酸とアンモニウム水で，ＰＨを調製し，ＡＰＤＣ溶液２ml，ＨＨＤＣ溶液２ml加え，キシレン20mlで10分間振とう抽出し，キシレン層を原子吸光法で測定した。

その結果を図－2.4 に示す。同図から明らかなように，ＰＨを10付近に設定すれば，Ｍｎ，Ｆｅのマトリックス元素はほとんど抽出されないことがわかる。その他のＣａ，Ａｌ，Ｍｇについても抽出されないことを確認している。しかし，ＰＨ10付近の抽出条件では，Ｃｒが抽出できないため，Ｃｒについては別途測定する必要がある。

3.4.4　ＩＣＰの測定条件の検討

ＩＣＰ分析では，試料が水溶液か有機溶媒かで，各ガ

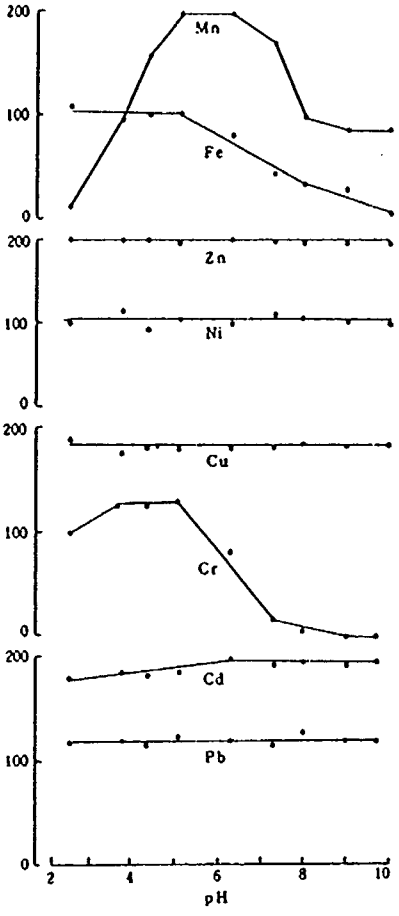


図2.4　ＡＰＤＣ－ＨＨＤＣ／キシレン抽出におけるpHの影響（縦軸はピーク高さ）

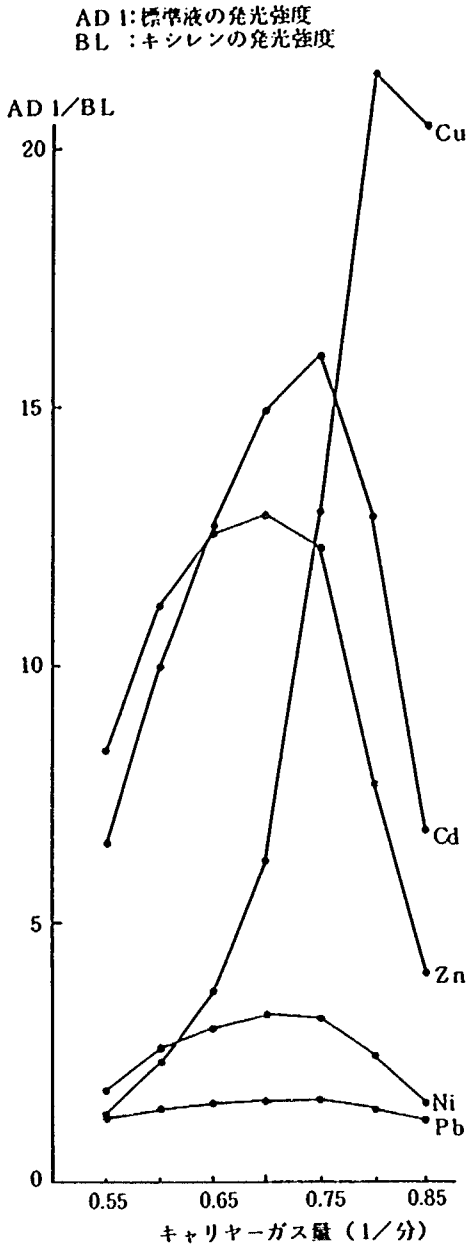


図2.5　キャリヤーガス量を変化させた時の発光強度
冷却ガス量：15 ℓ／分
プラズマガス量：1.2 ℓ／分
観測位置：14 ㎜
Foward Power：1.45kW

ス量，観測位置等の最適条件は変化する。本実験ではキシレンを溶媒として選定したので，キシレンにおける装置の諸条件の検討を，島津製作所製ＩＣＰＱ－ 100型を用いて行った。

ＩＣＰの発光強度は，特にキャリヤーガス量に影響される。図－2.5 は発光強度とキャリヤーガス量の関係を示したものである。この結果，キャリヤーガス量は0.70 ℓ／分とした。

3.4.5　試料前処理方法

3.4.1～3.4.4までのような検討から，ＩＣＰを用いた重金属類の分析に適用可能な前処理方法として，図－2.6 のような方法を確立した。なお，本法では，Ｃｒについては適用できない。

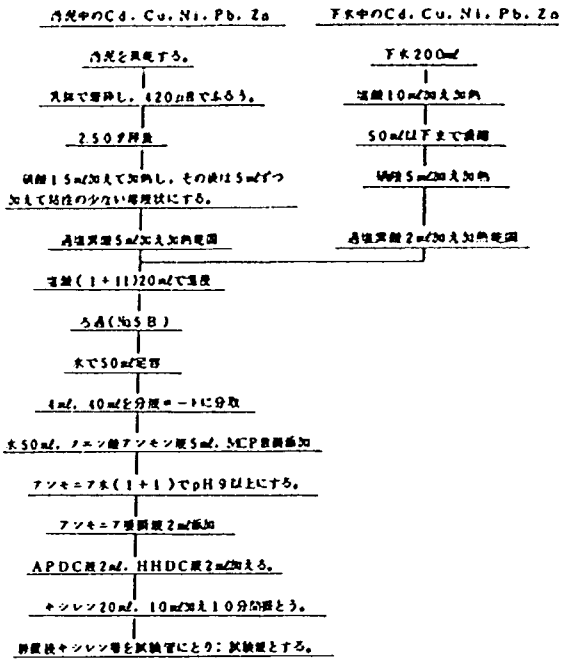


図2.6　試料前処理法のフロー図

3.4.6　ＩＣＰ法とＡＡ法の測定値の比較

実試料として，K，M，Tの各処理場の流入下水と汚泥を用い，ＡＡ法とＩＣＰ法により測定し，両者の値を比較した。

ＡＡ法はＰＨ９～10のＤＤＴＣ／ＭＩＢＫ法抽出液を，ＩＣＰ法はＡＰＤＣ・ＨＨＤＣ／キシレン抽出液を測定した。

その結果を図－2.8～図－2.12に示す。Ｐｂについて，ややバラツキがみられるものの，全体としては良く一致している。

3.5　ま と め

高周波誘導結合プラズマ（ＩＣＰ）法は，検出感度や精度が良いこと，定量範囲が広いこと，多元素同時定量が可能であること，などの特徴をもっているため，多量の試料について多元素分析する場合には非常に有効である。このため，本調査ではＩＣＰ法を下水，及び汚泥の重金属類の分析に適用するため，その分析方法の確立について検討し，次のような結果を得た。

① 下水中のＣｄ，Ｃｕ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｚｎを分析する場合の前処理法としては，塩酸―硝酸―過塩素酸分解の後，ＰＨ10に設定して，ＡＰＤＣ－ＨＨＤＣ／キシレン抽出する方法が適当である。

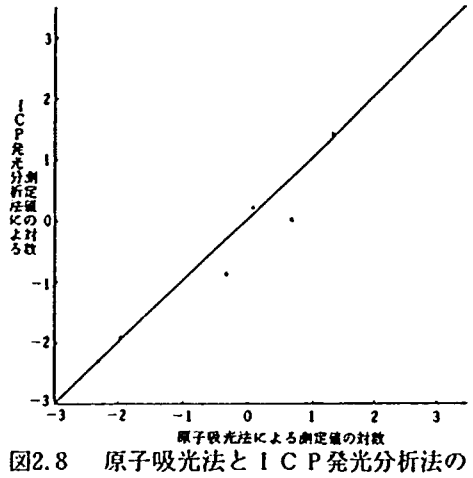


図2.8　原子吸光法とＩＣＰ発光分析法のＣｄの測定値の比較

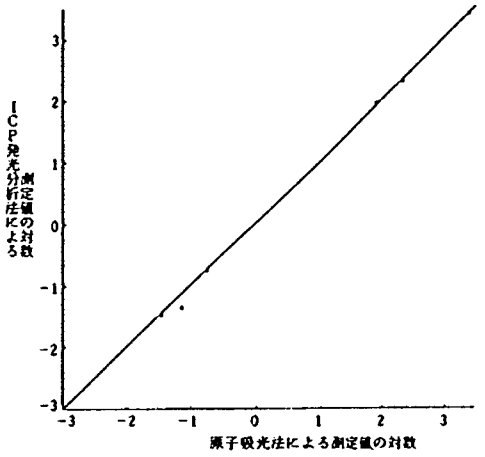


図2.9　原子吸光法とＩＣＰ発光分析法のＣｕの測定値の比較

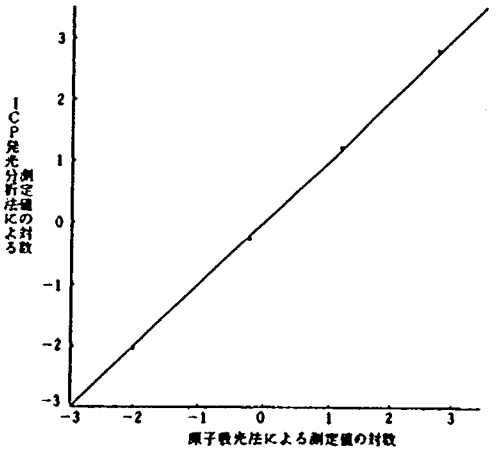


図2.10　原子吸光法とＩＣＰ発光分析法のＮｉの測定値の比較

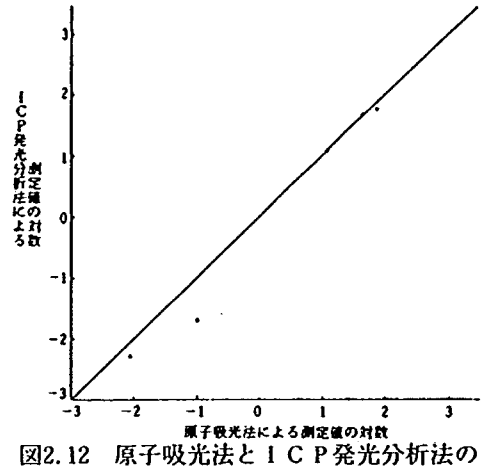


図2.12　原子吸光法とＩＣＰ発光分析法のＺｎの測定値の比較

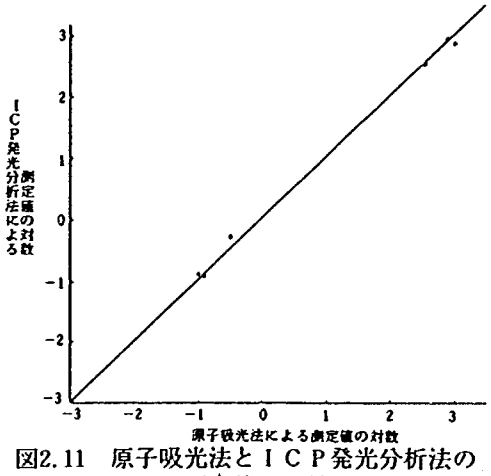


図2.11　原子吸光法とＩＣＰ発光分析法のＰｂの測定値の比較

② 汚泥中のＣｄ，Ｃｕ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｚｎを分析する場合の前処理としては，硝酸－過塩素酸分解後，ＰＨ10に設定して，ＡＰＤＣ－ＨＨＤＣ／キシレン抽出する方法が適当である。

③ ＡＰＤＣ－ＨＨＤＣ／キシレン抽出液をＩＣＰ法で測定する場合の測定条件は，冷却ガス15ℓ／分，プラズマガス1.2ℓ／分，キャリヤーガス0.7ℓ／分，Forward Power 1.45Kwが適当であった。

④ 実試料を用いて，ＩＣＰ法とＡＡ法の測定値の比較を行った結果，Ｃｄ，Ｃｕ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｚｎについて，良く一致していることを確認した。

参考文献

1）不破敬一郎ら編：ＩＣＰ発光分析（1980）（南江堂）

2）高橋　傍ら編：液体試料の発光分光分析（1983）（日本分光学会）

3）下水汚泥分析方法（下水汚泥資源利用協議会）

4）黒沢雅夫ら：分析化学 Vol.34, p.252～（1985）

5）渡辺　卓ら：下水道協会誌 Vol.17, No.199, p43～（1980）

6）内田　弘：分析化学 Vol.28, p.244～（1979）

7）杉前昭好：分析化学 Vol.28, p.556～（1979）

8）建設省土木研究所　水質研究室内部資料

9）垣山仁夫ら：工業用水 No.154, p.21～（1971）

10）藤野　治：水処理技術 Vol.20, No.3, p.201～（1979）

11）寺島　滋：分析化学 Vol.32, p.500～（1983）

12）Tao et al. ： Analytica Chimica Acta., 156, p.159～（1984）

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　下水道の整備，及び汚泥処分の現況

昭和59年度末の下水道普及率は34％で，行政人口12,001万人に対し，処理人口は4,128万人となっており，ここ数年は毎年約１％づつ増加している。[1] その結果，汚泥の発生量も増加しており，昭和58年度末では濃縮汚泥の固形物換算で 112.5万ｔ／年となっている。[2] 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いるが，58年度の処分状況，及び処分の経年変化は表－4.1，図－4.1,4.2 のようである。これらの図表より汚泥処分の現状をまとめると次のようである。

a. わが国で処分されている下水汚泥量は，昭和53，54年の約240万m³をピークに年々減少しており，昭和58年には約220万m³になっている。下水道普及率が増加しているにも拘わらず汚泥処分量が減少していることは，脱水の効率化，焼却量の増加などによる汚泥の減量化が進んでいるためである。

b. 発生汚泥の約56％は焼却されている（昭和58年度）が，[2] 焼却により汚泥量は1/7～1/10に減少するため，処分量の75％は脱水汚泥で，焼却灰は15％にすぎない。

c. 処分方法でみると，陸上，海面合わせて76％の汚泥が埋立てられている。有効利用は14％である。

表－4.1　下水汚泥の処分状況（58.4.1～59.3.31）

（単位：千m³／年）

処分形態 ＼ 処理性状	陸上埋立	海面埋立	有効利用	その他	計（%）
脱水ケーキ	1,241	127	246	44	1,658 (75)
焼却灰	229	75	30	0	334 (15)
乾燥汚泥	10	0	30	0	40 (2)
消化・濃縮汚泥	2	0	4	168	174 (8)
計（%）	1,482 (67)	202 (9)	310 (14)	212 (10)	2,206 (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（58.4.1 59.3.31）

（単位：千m³）

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
緑農地用	自治体で実施	193	3	5	18	4	223
	肥料社会等引渡し	53	6	0	7	0	66
	小計	246	9	5	25	4	289
建設資材等利用		0	21	0	0	0	21
合計		246	30	5	25	4	310

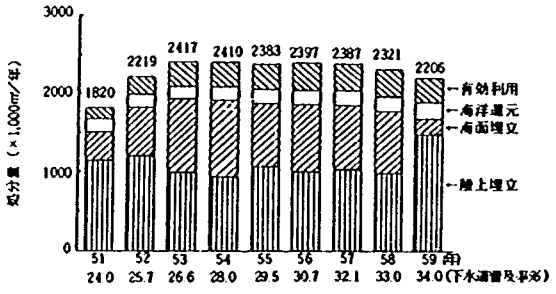


図4.1　汚泥処分方法の経年変化

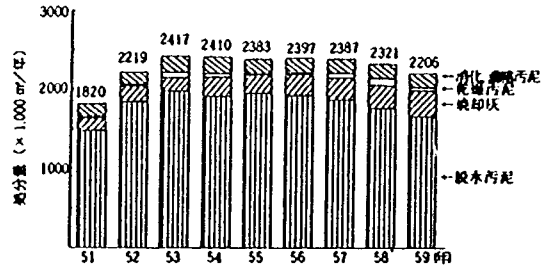


図4.2　処分時の汚泥形態の経年変化

4.1.2　下水汚泥処分の課題

処分量の76％は陸上埋立，海面埋立で処分されているが，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，環境衛生上の問題など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，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。これらより，長期的に見た場合は，汚泥の循環利用型無限処分，即ち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図－4.2に見られるように全体の15％程度で推移しており，増加の傾向はない。昭和58年度の有効利用の内訳を表－4.2に示す。全有効利用量は31万m³／年で，その殆ど（93％）は緑農地利用，残りが建設資材利用となっている。緑農地利用については，利用技術，利用体系も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ことが重要であろう。

4.1.3　下水汚泥の建設資材としての利用

昭和58年度における建設資材利用量は2.1万m³／年と全処分量の１％に過ぎないが，建設資材は，使用量が多い，都市域でも多量に使われる，さらに下水道工事でも

表－4.3　下水汚泥の建設資材としての利用方法

汚泥形態	焼　却　灰	溶　融　ス　ラ　グ	軽　量　骨　材
性状	下水汚泥を800～900℃で焼却した無機分からなる残渣で，主成分はSi，Ca，Fe，Alの酸化物。Caの含有率は脱水に用いる調質剤により異り，石灰－塩化第２鉄を用いると重量比で25～50%，有機高分子凝集剤を用いると３～８%程度となる。粒度は焼却方法により異りシルトから細砂まで分布する。真比重は2.5～3.1，みかけ比重は１前後。	下水汚泥を1,200～1,500℃に熱し，汚泥中の無機物を融解し，冷却したもの。冷却方法，熱処理方法から次のように分類される。 水砕スラグ：融滓を水で冷却。砂状でガラス質。 空冷スラグ：融滓を大気中で冷却，砕石状でガラス質。 結晶化スラグ：上記スラグの表面性状や強度改善を目的として，結晶化を進めたスラグ。ガラス質スラグを熱処理して行う。	結結力を補うために少量の有機物を加え造粒した焼却灰を1,000～1,150℃で焼結しもの。このようにすると，表面は半溶融となり，内部では気泡が発生して造粒物全体が膨張する。乾燥した脱水汚泥からくる技術も開発されている。
利用方法	・盛土材，埋戻し材 ・土質改良材 ・路床材，路盤材，アスファルトフィラー等路盤・舗装材 ・セメント原料，コンクリート細骨材 ・陶管，タイル等の窯業原料	・コンクリート骨材 ・路盤材 ・その他砂，砕石の代替材	・既存の人工軽量骨材の代替材

多量に必要とする等から汚泥の建設資材利用方法，体系がまとまれば，そのポテンシャルは極めて高い。このため，最近，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おり，利用可能な汚泥形態，利用分野，利用方法などの技術的課題に対し，室内実験，実証実験，現場施行実験を通し解決の方向が明らかになってきている。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，他の廃棄物とともに汚泥の建設資材利用に関する調査を，土質，舗装，コンクリート，建築等の専門家が行っている。

現在，提案されており一部実施されている下水汚泥の建設資材としての利用方法をまとめると表－4.3のようである。緑農地利用が汚泥中の有機物，及び窒素，リン等の肥効成分に着目したものであるのに対し，建設資材利用は，有機物を分解した残りの無機物利用であることが対照的である。

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。一方，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。このうち，焼却灰の土，及び土質改良材としての利用をまとめると次のようである。

図－4.3は石灰系焼却灰と高分子系焼却灰の一軸圧縮強度の経時変化をみたものであるが，石灰系焼却灰の経

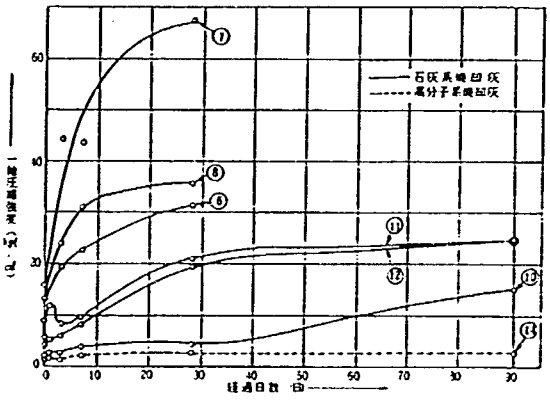


図4.3　一軸圧縮強度の経時変化

時的強度増加が著るしい反面，高分子系焼却灰は殆ど変化はない。これは，焼却灰中の石灰含有率の差による。石灰には表－4.4に示すような作用と効果があり，土質改良材として用いられてきているが，石灰系焼却灰に多量に含まれる石灰も同様の作用と効果があるため，石灰系焼却灰を単味で使用しても，土質改良材として軟弱土と混合して使用しても強度を増すことができる。以上のことから，土，及び土質改良材として用いられる焼却灰は高分子系でなく，石灰系のものである。

4.1.4　下水汚泥の建設資材利用の課題と本研究の目的

今後下水汚泥を広く建設資材として利用していくため

表－4.4　石灰安定処理の作用と効果[4]

	短　期　間	長 期 間（数カ月～数年）
安定作用	1）水和による吸水（消化）作用*	1）ポゾラン反応による硬化作用
	2）水和による発熱作用*	2）炭酸化反応
	3）サクションによる吸水作用	
	4）土粒子凝集，団粒作用	
処理効果	1）含水比の低下	1）せん断強度の増加
	2）塑性の低下	2）圧縮強度の増加
	3）粘性の低下	3）剛性の増加
	4）作業性の向上	

注）石灰安定処理に用いられる石灰には，生石灰〔CaO〕と消石灰〔Ca(OH)〕と２種類あるが，*印は生石灰使用時特有の作用をす。

の課題として，

a．品質管理技術の確立

b．実績の積み重ね

c．安全性の確認

があるが，このうち本研究はc.の課題について検討しようとするものである。すなわち，建設資材として利用される下水汚泥中に微量に含まれている重金属が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。研究対象としている汚泥形態は土，及び土質改良材として用いる石灰系焼却灰である。これは，溶融スラグ，軽量骨材からの重金属の溶出はないことがすでに多くの機関によって確認されているためである。

4.2　基礎的考察

石灰系焼却灰を土，及び土質改良材として使用した場合の，焼却灰中に含まれる微量重金属の溶出を検討するにあたり，以下の点について文献により調査した。

a．影響因子

b．溶出試験法

c．許容濃度

d．関連文献

4.2.1　影響因子

影響因子として，酸性雨の現状，土壌による重金属の吸着を調査した。一般に焼却灰中の重金属は周囲の水のpHが低くなる程溶出し易くなるため，また，焼却灰から溶出した重金属も土壌により再び吸着されれば水には出てこないためである。

(1)　酸性雨の現状

酸性雨とは[5][6]，化石燃料などにより大気中に放出された硫黄酸化物（SO_x）や窒素酸化物（NO_x），および大気中で生成した硫酸，硫酸塩，硝酸塩などがレインアウト(rain out,雨の核として取込まれる，雲内洗浄）やウォッシュアウト(wash out,降下する雨滴に取込まれる)の過程を経て，雨滴に取込まれpHが低下して，地上に落下する雨をいう。一般に，雨水は大気中の二酸化炭素を吸収するためpH５～６程度を示すので，pHがこれ以下になったものを酸性雨と称している[7]。酸性雨は，北米やヨーロッパにおいて，湖沼や森林等の生態系に深刻な影響を与え，国際的な問題ともなっており[8]，国際的モニタリングが実施されたり，国際条約が結ばれたりしている[7]。

我が国においては，湖沼や森林等の生態系への深刻な影響の発生は報告されていないが，過去において眼の刺激等を訴える事例が報告されている[5]。この10年間，我が国の自治体の研究機関などが中心になって行われた各地の雨水実態調査で得られた成果から，我が国の都市部周辺の雨水の性状などについてまとめると次のようである[6]。

a.我が国の都市部周辺の雨水のpHは主に３～６の範囲に出現し，平均値は 4.5に近い。観測されたpHの最低値は 2.6である。図－4.4[6] 参照。

b.夏期に低いpHを有する降雨の出現率が高い。また夏期を中心として，雨水の酸性化に及ぼすNO_x系汚染物質の影響は大きい。

c.最近10年間では，明確なpHの低下傾向は示されていない。

d.雨水中のSO_4^{2-}濃度は季節的にも地域的にも変動は小さいが，NO_3^-濃度の変動は大きい。

e.一雨内の雨水中成分濃度は，降雨量の増加と共に減少し，とくに，NO_3^-，Na^+，Cl^-の減少量は大きい。pH（H^+）は必ずしもそのような傾向を示さない。

f.主に測定されている９種のイオン（SO_4^{2-}，NO_3^-，

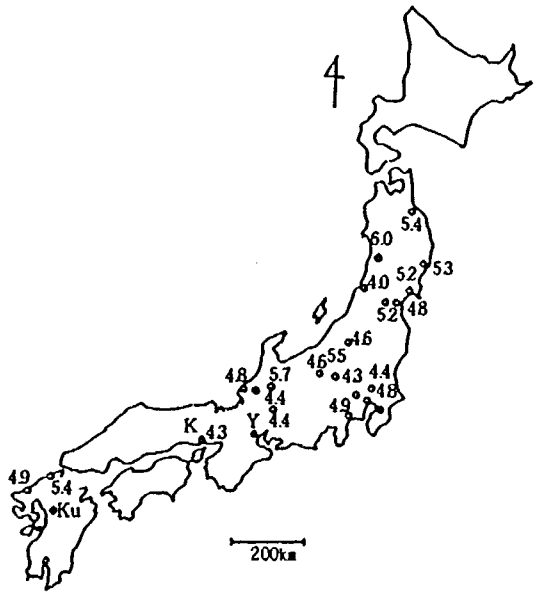


図4.4　雨水のpHの分布（昭和50～54年）

Cl^-, H^+, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}）で，雨水中のアニオンとカテオンのバランスはほぼとれている。

g.都市部の雨水の汚染は，NH_4^+ や SO_4^{2-} によるよりは，NO_3^- や H^+ により正確に評価される傾向がある。またpHとＥＣとの関係から雨水の地域特性を示しうる。

h.雨水中の Ca^{2+} イオンは都市部で高く，汚染の一つの指標となりそうであるが，酸性を中和する役割を説明するには，まだデータ不足である。

i.都市部の後背地の雨水でも，NH_4^+ などの成分は都市部なみの濃度で出現する。

J.大気中の粒子状物質は降雨により除去されるが，その除去率は化学成分によって異なる。

k.SO_x は降雨時，濃度が減少するが，NO_x は見かけ上増加傾向を示すことが多い。

土壌への影響の観点からは，酸性雨とともに酸性物質が直接地表へ降下する乾性沈着も重要である。酸性雨，乾性沈着による土壌への影響の仕方は次のようである。[5]

最初 H^+ の大半は土壌粒子に保持された塩基性陽イオンとのイオン交換反応によって消費され，その結果，Ｃａ，Ｍｇ，Ｋ，Ｎａ等のイオンが土壌溶液へ溶解して失われる。土壌のpHは塩基性陽イオンの枯渇後は急激に低下すると考えられる。塩基性陽イオンが消費された土壌では，さらにＡｌ，Ｃｕ，Ｚｎ等の金属イオンが溶離される。しかし，実際の雨水にはＨのほかに塩基性陽イオンも含まれること（たとえば我が国では中国からの黄砂の飛来がある），塩基性陽イオンとＨの交換は完全でないこと，風化等を伴うこと，土壌中では生態系による塩基性陽イオンの再循環が活発に行われているなどの理由により，pHの低下は緩慢であろうとの見方もある。

(2)　土壌による重金属の吸着

土中水に含まれる陽イオンが土壌により吸着され，反対に土壌中の陽イオンが土中水に放出される陽イオン交換により，焼却灰から土中水に溶出した重金属が土壌に再び吸着することが考えられるので，ここでは土壌の陽イオン交換について考察する[9,10]。なおこのイオン交換は比表面積の大きい粘土鉱物について著しい。

1）陽イオン交換容量

交換性陽イオンとして A^a を保持している陽イオン交換体（土壌）に B^m を含む溶液を加えると，次式で表わされる陽イオン交換平衡が成立する。

$$m \cdot A^a\ (R) + n \cdot B^m\ (S) \rightleftharpoons n \cdot B^m\ (R) + mA^a\ (S) \quad \text{(4.1)}$$

ここで（R）はイオン交換体，（S）は溶液，m，nは係数及び電価数を表わす。

イオン交換体がどれだけのイオンを交換，あるいは保持できるかは，交換体表面にある荷電の量，すなわちイオン交換基の数により決定される。粘土鉱物表面に発生する負荷電量は，その化学組成，構造に基づく重要な属性の一つであるが，これらはまた溶液のpH，イオン種と濃度，温度などによっても影響される。例えば，荷電には永久荷電（同形置換に起因する）とpH依存荷電　（破壊原子価に起因する）があり，前者はpHが変化してもその量は変らないのに対し，後者は変化する。しかし一定条件下でイオン交換体の陽イオン交換容量（ＣＥＣ，cation exchange capacity）を測定する方法[11]がある。表－５に粘土鉱物のＣＥＣを示す。

2）選択係数

(4.1) 式に示す平衡に達している場合，この反応の濃度平衡定数 K_A^B は次のように与えられる。

$$K = \frac{[B_R^m]^a [A_S^a]^m}{[A_R^a]^m [B_S^m]^a} \quad \text{(4.2)}$$

ここで $[A_R^a]^m$，$[B_S^m]$ は交換体表面の交換性 A^a，B^m の濃度(mol／ℓ)，$[A_S^a]$ $[B_S^m]$ は平衡溶液中の A^a，B^m の濃度(mol／ℓ）である。

表－4.5　粘土鉱物の構造型，粒子の形・大きさ，比表面積およびイオン陽イオン交換量（ＣＥＣ）[10]

粘土鉱物	構造型	粒子の形・大きさ	比表面積 (m^2/g)	ＣＥＣ (me/100g)
カオリナイト	1:1層状；非和水型	板－薄板	10～55	2～10
ハロイサイト	1:1層状；和水～非和水型	中空管；長さ数μm	60～1100	5～15
		外(内)径＝100(50)nm		10～40
	1:1層状；和水型	球；外径＝0.1～1μm	1100	60～100
スメクタイト（モンモリロナイト）	2:1層状；和水型	薄膜；1×1×0.01μm	770	
バーミキュライト	2:1層状；和水型	板～薄板	770	100～150
雲母（イライト）	2:1層状；非和水型	板～薄板	10～55	10～15
緑泥石	2:1:1層状；非和水型	板～薄板	10～55	2～10
イモゴライト	準晶質，和水型	中空管；長さ数μm	1540	20～30
		外(内)径＝100(50)nm		
アロフェン	非晶質，和水型	中空球；外(内)径(4.3)nm	2210	30～135

＊　板－杆板粒子の大きさ；1×0.1×0.1×0.02μm。
　　単位ケイ酸塩層の厚さ；1:1型鉱物，0.7nm；2：1型鉱物，1.0nm。
＊＊　ＣＥＣ；pH7.0，10　～10　M塩溶液中で保持し得る交換性陽イオンの総量。

表－4.6　土壌の微量重金属吸着特性

	主要イオン交換物質	選択性交換基（$K_{c_1}^{M}>100$）の割合（％）					選択性交換基（ＣＥＣの20％）が示す最低$K_{c_1}^{M}$値				
		Pb	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cu	Zn	Co	Cd
黒ボク土(B)	A，Im	>50	>52	46	0	0	2600	2200	480	7	12
火山灰風化物	A	>48	43	12	0	0	>1800	340	46	3	5
火山灰風化物	Ht	>43	>43	31	2	0	5400	3800	220	19	2
赤黄色土B	Ht，Fe-Ox	>72	78	38	1	0	>8900	6900	275	12	4
オキシソルB	Kt，Fe-Ox	>78	68	32	19	14	>11000	>11000	460	87	55
赤黄色土B	Kt，Vt-Ch	33	31	21	3	0	500	340	140	5	4
赤黄色土B	Mt	13	11	2	0	0	22	9	3	2	1
灰色低地土	Vt，腐植	>22	>22	0	0	0	780	410	9	4	3
黒ボク土A_1	Al-腐植，A，Im	>33	>34	12	0	0	1700	1700	51	8	7
黒ボク土A_1	Al-腐植	>18	>18	5	0	0	1100	660	17	6	8

$K_{c_1}^{B}$は選択係数とも呼ばれ，イオン交換体表面にA^aにくらべB^mがどの程度選択的に保持されるかを示す数値でA^aを基準にしたB^mの値となる。A，Bが荷電数の等しい陽イオン相互間の交換反応の場合は，$K_{c_1}^{B}>1$のときBはAより選択的にイオン交換体に吸着され，$K_{c_1}^{B}<1$のときはその逆となる。A，Bの荷電数が等しくない場合の取扱いは多少複雑である。

一般的なイオン交換の選択性には次のような傾向がある。[12]

a.1価のイオンより2価のイオン，2価のイオンより3価のイオンの方が選択性が高い。

b.同価のイオンでは水和したイオン半径が小さい程選択性が高い。

c.外部溶液の塩濃度が高いと選択性は減少する。

このうちb.は1価の陽イオンについては認められ，

$$Li<Na<K,(NH_4)<Rb<Cs$$

の順に選択性が増加するが，2価の陽イオンについては明らかな差異が認められていない。[10]

3）重金属の特異吸着

水銀，カドミウム，クロム，鉛，銅などの重金属は土壌に蓄積され易い。例えば，鉛と銅のカルミウムに対する粘土への選択係数は10^3～10^5にもなり，このような場合は逆にカルミウムイオンをいくら高めても銅や鉛が出てくることはない。このような強い吸着は重金属の特異吸着といわれている。

表－4.6 に土壌の重金属吸着特性を示す。一般に，Pb，Cu＞Zn＞Co，Cdの順に選択性の強い交換基の割合が減少している。この選択吸着の序列は，重金属

イオンの大きさの序列，あるいは元素としての電気陰性度の序列とは対応しないが，重金属イオンの加水分解の起こり易さの指標となる加水分解定数（p*K　），およびその水酸化物沈殿が重金属イオンを保持する強さの指標となる重金属の溶解度積（p K_{s_0}）とはかなりよい対応を示す。すなわちp* K　が小さく，低いpHで加水分解する重金属イオン，またp K_{s_0}が大きく，難溶性の水酸化物をつくる重金属イオンほど選択吸着性が著しい。

4.2.2　溶出試験法，及び判定基準

一般に下水汚泥の溶出試験は図－4.5にフローを示す「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，昭和57年環境庁告示第44号として改正，以下環

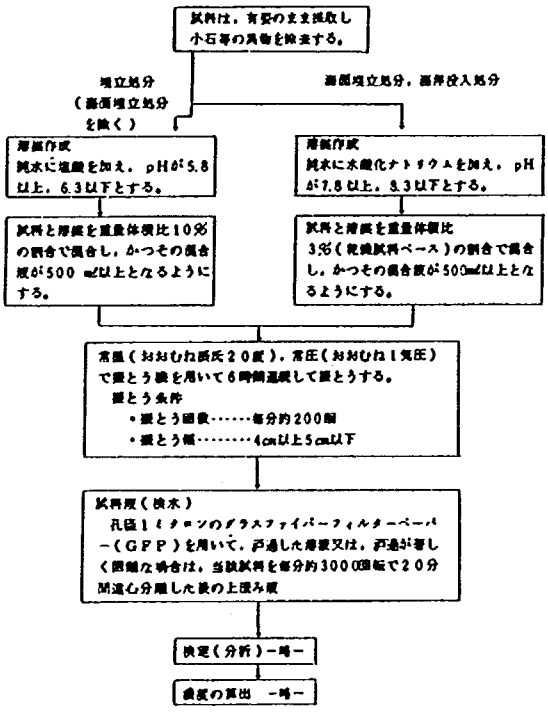


図4.5　産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法

告法という）」によって行われている。この方法では純水に塩酸を加えpHを 5.8～6.3 にした溶媒を用いることとなっているが，石灰等アルカリ分を多量に含む試料の場合，混合液のpHがアルカリ側に傾き，金属等の溶出が抑えられると指摘されている。[3,4]　このため，石井ら[4]はごみ埋立処分地における浸出水の実態を考慮して，酢酸濃度を 1.0M (60.000mg／ℓ) 以上にしてpHを4に調製した溶媒を用いた溶出試験を行うことを提案している。しかし，このようにpH 4で溶出試験を行った場合，許容濃度は始めに述べた環告法による場合の値（表－4.8）とは別次元のものと考えられる。[4]

米国等における溶出試験法を表－4.7に示す。[5]　このうち米国環境保護庁の抽出法（以下ＥＰ法という）による溶出試験フローを図－4.6に示す。[6]　本法は溶媒として0.5Nの酢酸を用いて，混合液のpHを5.0±0.2に制御し24時間混合する。しかし，酢酸添加量が4 mg／g固形物以上になった場合は，酢酸添加をストップする，即ち酢酸添加量に上限をもうけているところに特徴がある。

表－4.8は，環告法及びＥp 法によって溶出試験を行う場合の判定基準である。

4.2.3　汚泥焼却灰からの浸出水等の調査事例

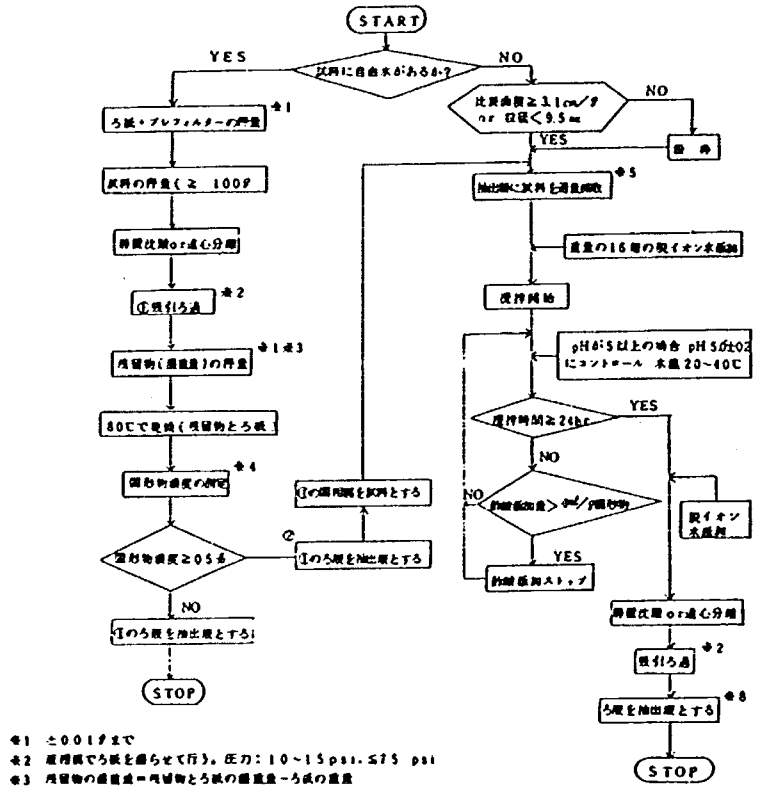
福知ら[7]は，焼却灰をつめたカラムで水道水，３％食塩水，１Ｎ酢酸アンモンによる溶出実験を約４年間に渡り行った。その結果，水道水を用いた浸出水のpHは当初約13で，約４年後も10.5前後であったこと，酢酸アンモニウムの場合は，当初10前後であったが，約４年後もほとんど変化しなかったこと，Ｃａの他全Ｃｒが溶出したことを報告している。また，カラム実験結果を上記３溶媒を用いた環告法による重金属溶出割合の方が約４年間の結果より高くなったと述べている。Ｃｒの溶出については岡久ら[8]も報告している。埼玉県[9]では脱水ケーキ，焼却灰，還元灰をpH７（１Ｎ酢酸アンモニウム溶液），酸溶液(0.1Ｎ塩酸溶液)，純水（イオン交換水）を用いて振とう溶出実験を行い次のような結論を得ている。脱水ケーキ，焼却灰，還元灰からの溶出はＣａ分が

表－4.7　米国等における溶出試験法[5]

機関	試験名	主たる溶媒
米国環境保護法	抽出法 (Extraction Procedure)	酢酸
米国材料試験協会	A法	H_2O
	B法	酢酸
国際原子力機構	浸出試験	H_2O

表－4.8　判定基準

溶出試験法	環告法			EP法
処分方法 ＼ 汚でいの性状 ／ 項目	埋立処分	海洋投入処分 (1)非水溶性の無機性汚でい (2)水銀を含む汚でいをばい焼したもの	海洋投入処分 (1)有機性汚でい (2)水溶性無機汚でい	
アルキル水銀化合物	不検出	不検出	不検出	－
水銀又はその化合物	0.005mg/ℓ以下	0.005mg/ℓ以下	2mg/kg以下	0.2mg/ℓ
カドミウム又はその化合物	0.3 〃	0.1 〃	5 〃	－
鉛又はその化合物	3 〃	1 〃	50 〃	5 mg/ℓ
有機リン化合物	1 〃	1 〃	5 〃	－
六価クロム化合物	1.5 〃	0.5 〃	25 〃	－
ヒ素又はその化合物	1.5 〃	0.5 〃	25 〃	5 mg/ℓ
シアン化合物	1 〃	1 〃	5 〃	－
PCB	0.003 〃	0.003 〃	0.15 〃	－
有機塩素化合物		40mg/kg以下	40 〃	－
備考	金属等を含む産業物に係る判定基準を定める総理府令（昭48.2.17，総令5，昭55，総令48で改正）			この他バリウム(100mg/ℓ)，セレニウム(1.0)，銀(5.0)，クロム(5.0)，及び有機塩素系の農薬について基準がある。



※1　±0.01gまで
※2　減圧濾でろ紙を通らせて行う。圧力：10～15 psi，≦75 psi
※3　残留物の重量＝残留物とろ紙の重量－ろ紙の重量
※4　固形物濃度(%)＝初期の試料重量×100
※5　自由水がない場合は100g
※6　0.5Nの硝酸溶液
※7　添加硝イオン水量＝20×固形物量(g)－1.6×固形物量(g)－添加前の重量
※8　自由水がある場合は②と異なる
　　試料の固形物濃度が0.5%以下である可能性がある場合の入行う。

図4.6　米国環境保護庁の溶出試験方（抽出法，ＥＰ法）

表－4.9　供試試料の土質工学的特性及びＣＥＣ

		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 流動炉	石灰系焼却灰 多段炉	有機質粘土	シルト質細砂	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			
自然含水比，W（%）		JIS A1203	0	0	36.8	38.8	36.6	12.5	12.4	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	37	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，w_{opt}.（%）		JIS A1210	47.7	63.8	43.5	30.5	48.2	32.5	52.0	36.0
最大乾燥密度，ρ_{dmax}（t/m³）		但し，混合土については KODAN 104－1975	1.079	0.966	1.118	1.630	1.098	1.234	1.071	1.340
ρ_{dmax}90%締固め	含水比，w_{90}（%）		63.0	80.0	59.0	29.0	61.0	50.0	65.0	46.0
	乾燥密度，ρ_d		0.971	0.869	1.006	1.467	0.988	1.111	0.964	1.206
一軸圧縮強度，q_u（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
CEC（me／100g・乾重）	1N酢酸アンモニウム pH＝5	セミミクロ Schollenberger法（土壌養分分析法，養賢堂）	6.8	40.3	101	309	116	85.8	20.3	55.1
	pH＝7		7.2	12.4	45.6	21.3	36.7	34.5	42.3	18.7
	pH＝9		11.0	10.5	52.0	22.0	10.1	25.3	33.7	8.5
	pH＝11		8.3	2.6	61.4	22.4	8.5	1.33	95.0	9.9
	8.2%硝酸カルシウム pH＝5		32.1	6.4	7.5	5.7	17.8	10.1	8.5	5.2
	pH＝7		33.1	4.2	5.6	2.8	9.2	14.7	6.6	5.2
	pH＝9		17.7	5.6	11.2	4.7	6.1	3.9	3.7	5.2
	pH＝11		17.7	5.6	9.4	4.7	10.8	7.7	5.6	3.7

＊　ρ_{dmax}90%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

ほとんどであった。又，溶出元素の種類が多く，溶出量及び溶出率の高い汚染は，脱水ケーキと乾燥余剰汚泥であった。Ｃａ，Ｆｅ，Ｔ－Ｎを除いた汚泥間の総溶出量の差は，乾燥余剰汚泥＞脱水ケーキ≫還元灰＞焼却灰であった。溶媒の種類による総溶出量の差は，pH７溶液＞酸溶液＞純水であった。

渡辺ら[20]は，10種類の土壌を供試し，これに各種濃度の重金属溶液を加え，土壌による重金属吸着量を測定し次の結論を得た。土壌の重金属吸着量はＰｂ≫Ｃｄ＞Ｃｕ＞Ｚｎの順であった。供試土壌の吸着量は砂含量とは負の関係があり，粘土，全炭素，ＣＥＣとは正の相関があった。また渡辺らは各種重金属き共存における土壌の重金属イオン吸着量についても報告している。[21]

4.3　60年度の実験結果

本研究の初年度にあたる昭和60年度は以下の実験を行った。

a.　環告法，及びＥＰ法による溶出試験

b.　浸出水の長期観測のための屋外ライシメータ実験の開始

以下に，これらの実験に用いた試料の概要を述べた後各実験結果をまとめる。

4.3.1　実験に用いた試料

実験に用いた８種類の試料の土質工学的特性と陽イオン交換容量（ＣＥＣ）を表－4.9に示す。試料１，２は石灰系焼却灰で前者は流動炉（粒度が細い），後者は多段炉（粒度が粗い）で焼却したものである。また前者は加湿していないが，後者は処分時の飛散防止のための加湿を行っている。しかし，試料２も加えた水分は焼却灰中の酸化カルシウムと反応して水酸化カルシウムになっているので，自然含水比は０となっている。試料３は霞が浦の底質である。試料４は下水管渠の工事現場から採取したものである。

試料５～８は試料３，４を試料１，２の焼却灰で土質改良することを想定して，それぞれを乾燥重量で１：１になるよう十分に混合したものである。石灰系焼却灰には生石灰が含まれているため，これらの混合においては発熱反応が伴うが，その程度は試料１との混合において大きく，すでに述べたように試料２は加湿してあったため，その混合時の発熱は試料１の場合程ではなかった。

焼却灰による試料３，４の土質改良効果を一軸圧縮強度（ｑｕ）でみると次のようである。なお，一軸圧縮強度測定用の試料は，最大乾燥密度の90％値が得られる湿潤側の含水比で作成した。これは，現場施工において，最大乾燥密度を目標にして含水比調製を行っても実際にはこの程度の変動があるためである（図－4.7）。試料１で土質改良を行うと試料３はｑｕ＝0.43kgf/cm²から1.72kgf/cm²へ(3.5倍)，試料４は0.41kgf/cm²から4.18kgf/cm²(10倍）と大巾にｑｕが増加している。これに対し試料

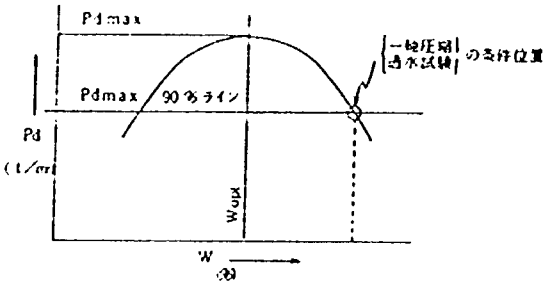


図4.7　一軸圧縮試験，透水試験用供試体の作成

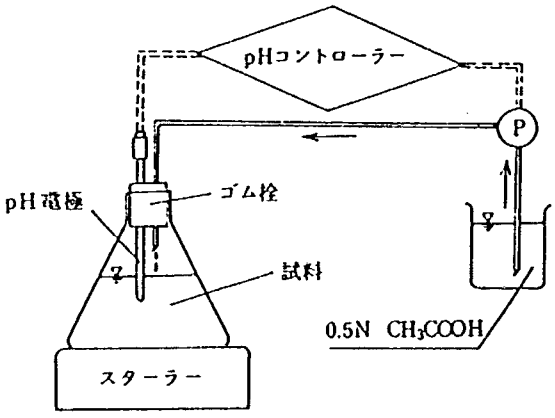


図4.8　ＥＰ法による溶出試験装置

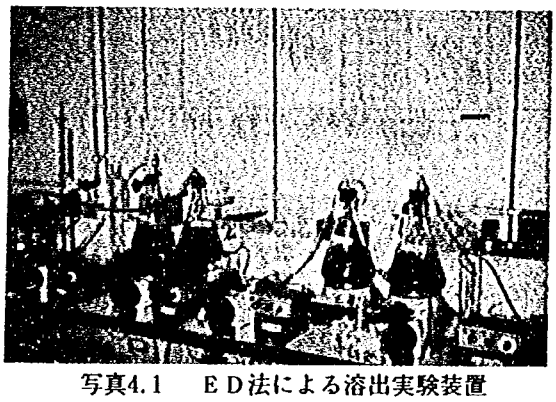


写真4.1　ＥＤ法による溶出実験装置

2による改良効果は試料1による程大きくなく，試料3，4に対しそれぞれ1.8倍，2.2倍にとどまっている。

図－4.3 に示すように石灰系焼却灰のｑｕは長期的に増加するので，各試料のｑｕを長期的に測定するように供試体を作成している。

透水係数はライシメータ実験における浸出水量の考察に，またＣＥＣは浸出水中の重金属濃度の比較の考察に用いるために測定したものである。

4.3.2　環告法，及びＥＰ法による溶出試験

環告法，及びＥＰ法による溶出試験をそれぞれ図－4.5，図－4.6に示すフローに従って行った。ＥＰ法に用いた装置を図－4.8，写真－4.1に示す。

溶出試験の結果を表－4.10に示す。別に行ったそれぞれの試料の含有量試験から，有機りん，ＰＣＢ，有機塩

表－4.10　溶出試験の結果

試験法	試料No	試験終了時のpH	0.5N酢酸添加量(cc)*	溶出液の分析結果 (μg/ℓ) Cd	Pb	Cr	As	Cu	Zn	Fe	Ca	Mg	Cr
環告法	判定基準値**			0.3	3	1.5	1.5	—	—	—	—	—	—
	1	12.3		0.008	0.062	0.002	0.031	ND	0.015	0.19	98.0	ND	0.023
	2	11.8		0.019	0.032	ND	0.030	0.003	0.009	ND	72.4	0.013	0.043
	3	7.1		0.009	0.011	-	0.024	0.005	0.019	0.95	16.1	6.93	0.071
	4	8.6		0.005	0.074	-	0.060	0.028	0.031	4.92	ND	0.927	0.111
	5	11.3		0.007	0.075	ND	0.025	0.181	0.004	ND	146	0.051	0.126
	6	12.1		0.028	0.023	ND	0.051	0.037	0.010	0.19	60.5	0.006	0.083
	7	11.4		0.003	0.040	ND	0.015	0.165	0.005	0.01	134	0.100	0.129
	8	11.5		0.010	0.035	ND	0.056	0.033	0.004	ND	58.6	0.076	0.212
ＥＰ法	判定基準値			—	5	—	5	—	—	—	—	—	5
	1	8.8	400	0.001	0.454	ND	ND	0.007	0.002	0.02	1390	3.6	0.216
	2	6.1	400	0.006	0.465	ND	0.010	0.061	0.021	0.39	1320	56.4	0.222
	3	5.2	20	0.003	0.052	ND	0.007	ND	0.004	0.78	10.6	5.6	0.061
	4	4.8	35	0.021	0.048	0.306	0.007	0.010	0.096	2.04	1.6	2.1	0.247
	5	7.7	400	0.002	0.446	ND	0.002	0.043	0.003	0.01	1310	64.5	0.105
	6	7.0	400	0.007	0.454	ND	0.007	0.005	0.008	0.48	1290	96	0.074
	7	5.2	305	0.005	0.348	ND	0.011	0.057	0.141	0.20	900	52	0.099
	8	5.2	310	0.004	0.345	0.152	0.008	0.051	0.171	0.02	986	63	0.142

＊　ＥＰ法のみ
＊＊　埋立処分

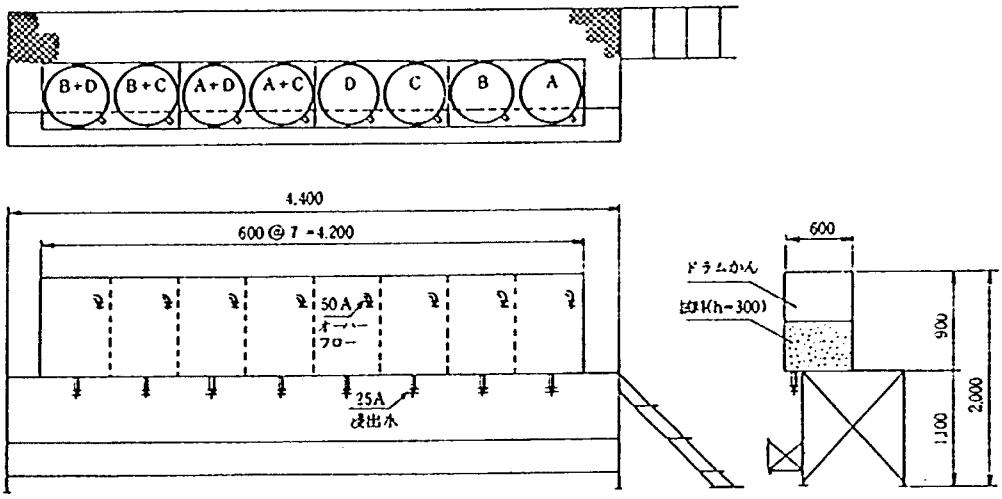


図4.9　屋外ライシメータ実験装置

素化合物は含まれていないこと，また焼却灰には水銀が含まれていないことが確認されたので，溶出試験においてはこれらの項目の分析は省略することとした。表－4.10より環告法，ＥＰ法による溶出試験結果は，それぞれの判定基準を大巾に下まわっていることが確認される。

4.3.3　屋外ライシメータ実験

降雨により８種類の試料からどのような浸出水が出てくるかを長期的に観測するために，屋外ライシメータ実験装置を土木研究所の湖北総合実験場に設置した。装置を図－4.9，写真－4.2に示す。この装置は試料を最大乾燥密度の90％値が得られる湿潤側の含水比でドラムかんに30cm充填したもので，浸出水の他，オーバーフロー水，雨水を採取する。実験開始が昭和61年３月となったため現時点ではデータが得られていないが，今後１ヶ月に１度の割合で約４年間にわたりそれぞれの試料の分析を行っていく予定である。

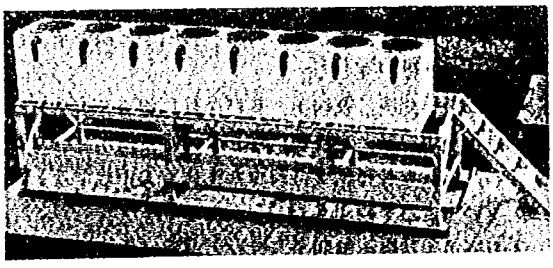


写真4.2　屋外ライシメータ実験装置

4.4　ま と め

石灰系の下水汚泥焼却灰を土，及び土質改良材として用いた場合の浸出水中の重金属等に関する昭和60年度の研究結果は次のようにまとめられる。

①我が国の都市部周辺の雨水のpHは主に３～６の範囲に出現し，平均値は4.5に近い，また最近10年間では，明確なpHの低下傾向はない。

②重金属は土壌に吸着され易い（重金属の特異吸着）

③我が国における溶出試験の公定法は環境庁告示第13号「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」であり，米国では環境保護庁の「抽出法（ＥＰ法）」である。前者は混合液のpH調製を行わないのに対し，後者は酢酸でpHを５±0.2に保つようにしている。

④汚泥焼却灰からの浸出水調査事例は少なく，特に焼却灰を土質改良剤とした場合の事例は皆無である。

⑤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種類の試料を用いて環告法，ＥＰ法による溶出試験を行った結果は，それぞれの判定基準値を大巾に下まわっていた。

⑥上記８種類の試料をドラムかんに充填したライシメータ実験を開始した。この実験は今後４年間に渡り継続する予定である。

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60年―，日本下水道協会，昭60.9

2．京井俊則，下水道技術の動向―汚泥の処理・処分，87 下水道年鑑，水道産業新聞社
3．廃棄物の建設事業への利用可能性に関する調査報告書（地盤・盛土分科会），財団土開発技術研究センター，昭58.3
4．日本石灰協会石灰安定処理委員会編，石灰による路床路盤の安定処理工法，理工計論出版，昭60.8
5．環境科学辞典，東京化学同人，昭60.9
6．大喜多敏一，酸性雨，環境情報科学，13―4，1984，pp.11～20
7．平石尹彦，酸性雨に係る国際的動向，第24回大気汚染学会講演要旨集，昭58．pp.135～141
8．玉置正則，我が国の雨水の化学的性状，環境技術，Vol.14，No12，1985，pp.132～143
9．岩田進午，土のはなし，科学全書 17，大月書店，昭60.5
10．和田光史，土壌年度によるイオンの交換・吸着反応，日本土壌肥料学会編，土壌の吸着現象，博友社昭56.3
11．農林省農林水産技術会議事務局監修，土壌養分測定法委員会編，土壌養分分析法，養賢堂，昭50．pp.33～41
12．宮原昭三，大曲隆昭，酒井重男，実用イオン交換，化学工業社，昭47.1
13．西山雅洋，甲賀喜夫，岸田早苗，下水汚泥に含まれる重金属の溶出に関する研究，公害と対策，Vol.16，No8．pp33～38
14．石井営次，井上善介，本多淳裕，産業廃棄物溶出試験法の検討，水処理技術，Vol.17，No3，1976，pp.1～12
15．Notre Dame Univ.，Analysis and Assessment of Incinerated Municipal Sludge Ashes and Leachates，PB 84-155563，Feb.，1984
16．USEPA，Test Methods for Evaluating Solid Wasts，SW-846，2nd．Edition，1982
17．福知真和，福田　純，鳩岡忠敬，下水汚泥埋立処分に伴う重金属類の挙動について，第19回下水道研究発表会講演集，昭57．pp.703～705
18．岡久宏史，石川忠男，下水汚泥埋立地における浸出水の水質特性，第19回下水道研究発表会講演集，昭57．pp.703～705
19．埼玉県下水汚泥処理対策調査研究委員会，下水汚泥処理処分に関する調査研究報告書，昭57.3
20．渡辺紀元，早川　修，各種土壌の重金属吸着特性について，水
21．渡辺紀元，早川　修，各種重金属イオンの共存における土壌の重金属イオン吸着量について，水処理技術，Vol.20，No7，1979，pp23～29

5．まとめ

本研究は，「二段生物処理法による微量重金属の分離」，「ＩＣＰ（誘導結合プラズマ）法による下水，及び汚泥中の重金属の分析」，及び「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」の３つのサブテーマから成っている。各サブテーマの今年度の成果の概要は次の通りである。

5.1　二段生物処理法による微量重金属の分離

①好気―好気法の二段生物処理法により，前段の汚泥中により多くの重金属が濃縮することを予備実験で確認した。

②二段生物処理法による重金属の分離法を確立するために，以下に示す３種のプロセスから成るパイロットプラントを設置し，運転を開始した。

Ⅰ．標準活性汚泥法（コントロール系）
Ⅱ．好気―好気二段生物処理法
Ⅲ．嫌気―好気二段生物処理法

5.2　ＩＣＰ法による下水，及び汚泥中の重金属の分析

①汚泥，及び下水中の重金属分析のための前処理方法を提案した。

②ＩＣＰ法の測定条件を提案した。

③実試料を用いて，ＩＣＰ法と原子吸光法の測定値の比較を行い，Ｃｄ，Ｃｕ，Ｎｉ，Ｐｂ，Ｚｎについて良く一致していることを確認した。

5.3　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

①石灰系汚泥焼却灰を土，及び土質改良材として用いた場合の浸出水中の重金属濃度に影響する因子として，酸性雨の現状，及び土壌による重金属の吸着について文献調査した。

②溶出試験法，及び重金属の溶出に関する調査事例について文献調査した。

③石灰系焼却灰，軟弱土，及びこれら組合せた土質改良土を用いて，環告法，ＥＰ法による溶出試験を行い，それぞれの結果は判定基準値を大巾に下まわっていることを確認した。

④石灰系焼却灰，軟弱土，及びこれらの改良土を充填した屋外ライシメータ実験装置を設置し，今後４年間の測定を開始した。

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　中村　栄一
三次処理研究室　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，昨今の財政事情の悪化により，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幅増加は，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59年度までの調査結果

初年度の昭和59年度は，下記三課題を調査し，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・暫定処理場を取り上げ，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幅が大きければ，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。

(3) 下水道終末処理場の周辺環境対策計画に関する調査

全国の処理場において，周辺住民より受ける苦情の内容・苦情を言ってくる住民の距離・周辺環境対策の導入の有無等について実態をまとめた。

3. 昭和60年度の調査結果

昭和60年度は，1で述べた①～④のうち，①②に関して調査を実施した。具体的には，次の二課題である。

(1) 下水道マップの策定手法に関する調査

(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（59年度より継続）

3.1 下水道マップの策定手法に関する調査

農山漁村地域を含めて，下水道整備を計画的・効率的に実施していくためには，地域の自然的社会的条件を考慮した下水道整備の指針となるべき全体計画を策定することが必要である。この全体計画が「下水道整備構想エリアマップ」（略称「下水道マップ」）であり，現在，その早期の策定が望まれている。本調査では，下水道マップの目的・意義等を整理した上，その策定手法に関する検討を実施した。

3.1.1 下水道マップの内容

下水道マップで定める事項としては，以下が考えられる。

① 集合処理の対象区域

行政区域のうちどの範囲を下水道等による集合処理の対象とするか。

② 処理区

下水道等による集合処理対象区域のうち，同一の処理場で下水を処理する区域を一つの単位として，これを「処理区」とよぶ。

③ 適用事業種別

下水道等の整備を行う場合，現在，制度化されている事業のうちのどの事業で実施するか。

④ 整備順位

下水道等による集合処理対象区域内における整備の順位づけ。

3.1.2 下水道マップの利用者と利用目的

下水道マップの利用者と利用目的を表－1に示す。表－1に示すように利用者により利用目的が異なり，それにより，マップの内容及び詳細度も変わってこよう。

表－１より，下水道マップの利用目的は大きく２つに分類されることがわかる。一つは，国及び県が，行政施策決定のための情報入手と施策推進に向けての布石のひとつとしてマップを活用しようとするものであり，表－１の1)がこれにあたる。これに対して他の一つは，事業主体者が，事業実施にあたって，関係者の合意形成のための調整材料として活用しようとするものであり，表－１の2) 3) がこれにあたる。本調査においては，前者のタイプの下水道マップを「行政施策決定型」，後者を「全体整備構想型」と名づけた。(図－１)

表－１　下水道マップの利用者と利用目的

利用者	利用目的
1)国及び県	1)-1 投資箇所の把握 1)-2 新規採択箇所の合理的選定 1)-3 未着手・無関心市町村への啓蒙
2)市町村 県（主に流域下水道事業主体としての県）	2)-1 長期ビジョンに立脚した目的・具体的な下水道整備 2)-2 議会・住民からの質疑に対する対応
3)住民	3)-1 下水処理方法の将来見通しを踏まえた住宅の新築要望

下水道マップ
- 行政施策決定型 ―― 表－１の１)
- 全体整備構想型 ―― 表－１の２) ３)

図－１　利用目的による下水道マップの分類

3.1.3　利用目的に応じた下水道マップ策定の一般的考え方

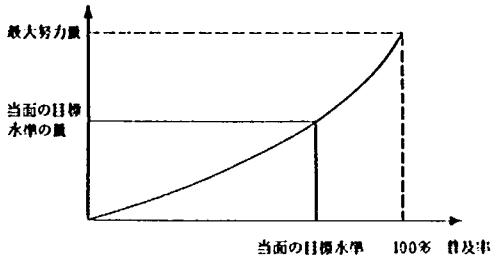
上で述べた２種類のマップについて策定にあたっての一般的考え方を考察する。

(1)　行政施策決定型の下水道マップの場合

要整備量の把握や新規採択箇所の選定におけるポイントは，一定の水準値を満足する区域を選別することであるから，まず満足すべき水準値が統一的かつ合理的に設定され，それを用いて多数の区域の取捨選択を行う作業が主体となる。また，水準値を種々に変えたい場合や，地区毎の特性値が変化する場合には，それに応じて迅速に見直しを行い，行政施策の軌道修正が行えることが望ましい。従って，策定方法としては，トップダウン方式が良く，また区域の単位は，利用目的にかなった範囲内で，大まかなとらえ方を採用し，作業の簡略化を図ることも必要である。

(2)　全体整備構想型の下水道マップの場合

議員や住民等，直接の利害関係者を納得させることのできる下水道マップが求められる。そのために重要なことは，まず，当事者の位置づけが全体計画の中で明確にされ，自ら，評価を下せるような材料が提示されることである。例えば，市町村の全家屋を強引に集合処理区域に取り入れるとした場合にどの程度の努力（＝費用・実現可能時期・効果等）を要するかを具体的に示し，その中で実現性，費用効果等を考慮した当面の目標が設定され，それが区域の選別指標に投影されていることが望ましい。（図－２参照）このような策定方法をとれば，ナショナルミニマムとしての位置づけを残しつつ，当面は優先順位の高い区域を選定するという考え方が明確になり，関係者の合意を得やすいと思われる。この型のマップは，集合処理区域選別のための水準値が地域の特性に応じて選定されるので，ボトムアップ方式での策定が良い。また，区域設定については，対象地域の実情に合った方法で，できるだけ精度良く，合理的に行うことが必要である。



図－２　最大努力量と当面の目標水準

3.1.4　下水道マップの策定手法

下水道マップで定める事項は，先に述べたように，①集合処理の対象区域　②処理区　③適用事業種別　④整備順位　等である。このうち，最も重要で必須である①について，主に検討を加える。

〔集合処理対象区域の決定法〕

行政区域のうち，どの範囲を下水道等（公共下水道の他，農山漁村集落排水施設，地域し尿処理施設等を含む）による集合処理の対象区域とするかを決めるもので，下水道マップの基本である。下水道等集合処理方式で行うのが適当か，個別合併浄化槽等による個別処理方式で行うのが適当かという区域の仕分けにあたっての勘案事項には以下がある。

④　個別合併浄化槽との費用比較

②　集落の形成状況，学校区等の区域界，各種行事等の社会的背景，自然的条件

(1)　線引きによる標準的な区域設定法

高い精度と合理的設定を要求される全体整備構想型のマップ策定にあたっては，本法が基準となろう。本法による設定フローを図－3に示す。

本法は，集合処理施設と個別処理施設（個別合併浄化槽等）との費用比較により，経済的に集合処理施設の方が安くなる範囲内を「下水道等集合処理区域」とするものであり，上記勘案事項のうち①のみに注目したものである。

基本式は以下である。

$$C_T/N + M_T/N + C_P \times L/N \leqq C_J + M_J \quad \cdots\cdots (式1)$$

C_T：集合処理施設の建設費（万円）

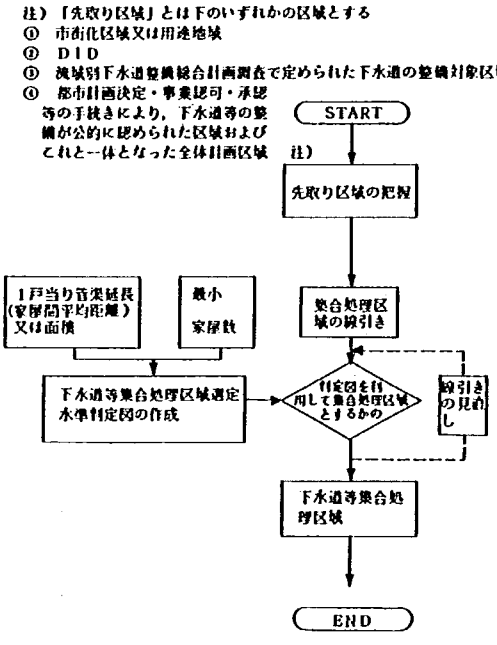
M_T：集合処理施設のY年間の維持管理費（万円）

L：家屋間の総距離(m)（集合処理区域内の全家屋の下水を集めるのに必要な管渠の総延長）

N：集合処理する家屋数(戸)　L/N：家屋間の平均（限界）距離（m/戸）＝1戸当り平均管渠延長

C_P：管渠の建設単価（万円/m）　C_J：個別処理施設（個別合併浄化槽等）の建設費（万円）　M_J：個別処理施設のY年間の維持管理費（万円）

Y：維持管理費を見込む期間（年）なお，維持管理費を見込む期間（Y）は，各施設の耐用年数を考慮して決定するものとする。



図－3　線引きによる標準的な区域設定法フロー

式1に各施設の標準的な費用または費用関数を代入して，1戸当り平均管渠延長（L/N）と，家屋数（N）の関係式を作成し，グラフ化したのが「下水道等集合処理区域選定判定図」である。

一例として，$C_T = 4.8 Q_m^{0.497}$百万円（費用関数）　$Q_m = 0.37\,m^3$/人・日×4人/戸×N戸　Q_m：日最大汚水量（m^3/日）　$M_T = 30$年×$0.051 \times Q_a^{0.862}$百万円（費用関数）　$Q_a = 0.31\,m^3$/人・日×4人/戸×N戸　Q_a：日平均汚水量（m^3/日）（Y＝30年とした）　$C_P = 3.25$万円/m　$C_J = 70$万円/戸×2＝140万円

（70万円は見積り。×２は耐用年数15年間とし30年間で２倍としたもの）

M_J＝6.5万円/戸・年×30年＝200万円（見積り）として，１戸当り平均管渠延長（L/N）と家屋数（N）の関係式を求めると，

$$L/N \leqq 104.6 - 179.5N^{-0.503} - 56.7N^{-0.138} \quad \cdots\cdots \text{（式２）}$$

ここで１haあたりの管渠延長を200ｍで一定とするとL＝200×A（ここでA：集合処理区域面積（ha））　式２を変形すると

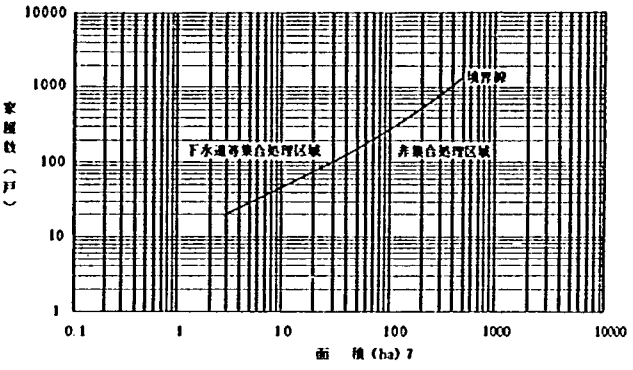
$$A \leqq 0.523N - 0.897N^{0.497} - 0.283N^{0.862} \quad \cdots\cdots \text{（式２′）}$$

ここで，集合処理施設の最小家屋数を，農山漁村集落排水施設の最小採択基準より20戸とすると

$$N \geqq 20 \quad \cdots\cdots \text{（式３）}$$

式2′及び式３より判定図を作成すると図－４となる。

この線引きによる標準法は，理論的ではあるが図面上で家屋の位置を確認しながら線引きを行い，その後，判定図により集合処理区域とするか否かをチェックし，その結果を見て，次々と線引きの見直しを行っていくという非常に煩雑な作業を伴なう。



図－４　家屋数と面積による下水道等集合処理区域選定判定図

(2)　既分割区域を活用した簡略法の提案

上記(1)の手法は，相当の作業量を伴なう

表－２　既分割区域の特徴

項目		地域メッシュ	農業集落	字・町丁目
区域分割	分割方法	緯度・経度方向にそれぞれ等間隔で分割線を引き、矩形に分割	家と家とが血縁的・地縁的に結びつき各種の集団や社会関係を形づくってきた農村の基礎的地域単位を農業集落という，具体的には，行政区や組合の重なり方，集団の活動状況等を調べて区域設定	行政区ともよばれる，行政上の最小単位の区域であるが，統一的な基準は明確ではない
	大きさ	1km×1km（ＤＩＤ地区は500m×500m）	大小各種	大小各種
	形　状	ほぼ正方形	不定形	不定形
	区域変更の有無	無	ほとんど無	ほとんど無
存在するデータ	主な項目	1)国勢調査 ・人口　・世帯数 2)事業所統計 ・事業所数　・就業者数 3)国土数値情報 ・行政界　・土地分類　・土地利用等	1)農林業センサス ・農村集落の戸数　・農業集落と行政区の関係　・農業集落の土地利用等 2)農村地域整備状況調査 ・総戸数　・し尿の処理方法等	・面積 ・人口 ・世帯数
	調査時期	1)国勢調査　5年毎 2)事業所統計　毎年 3)国土数値情報　不定期	1)農林業センサス　5年毎 2)農村地域整備状況調査　5年毎	毎月末
	入手方法	1)国勢調査　市販の磁気テープにより入手 2)事業所統計　同上 3)国土数値情報　公的機関のみ入手可	1)農林業センサス　磁気データ一般利用困難 2)農村地域整備状況調査　磁気テープ利用困難　調査票は県で転写可能	市町村または県の担当部局で転写可能
長　所		・区画の規模が同一であるため，規模に関しては標準化されたデータとなり区域間の相互比較がしやすい ・データの入手が容易	・行政的・地縁的なまとまりの区域のため集合処理区域設定単位としてなじみやすい ・排水処理状況等のデータがあり生活環境をある程度把握できる	・行政的なまとまりの区域のため集合処理区域設定単位としてなじみやすい ・月単位で集計されるため随時更新されたデータが得られる
短　所		・区画線が行政界と一致しないので市町村や県単位での集計に若干の誤差がでる	・農業集落のみを対象とした調査のため市街化区域等についてはかなり抜かれている	・人口・世帯のみのデータが主でありデータ内容に多様性を欠く ・全国的に統一された基準による区域分割でないため区域設定が不均質

こと及び整備基準の変更に柔軟に対応できないことより，行政施策決定型の下水道マップとしては使いにくい。そこで，行政施策決定型の下水道マップにおいて要整備量を求める場合等に用いることのできる簡易な手法として既分割区域を活用した手法を提案する。

1）既分割区域の種類と特徴

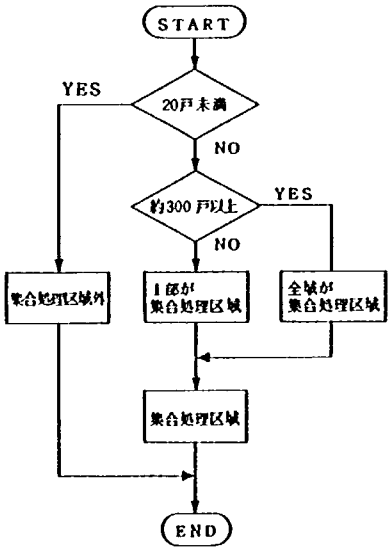
既分割区域とは，地域メッシュ，国勢調査区のように日本全国を分割している既存の区のことである。永続性のある調査等に付随した利用可能な既分割区域としては，次の５種類がある。

(1)地域メッシュ　②農業集落　③字・町丁目　④小学校区　⑤国勢調査調査区

このうち，国勢調査区は，区域が変更されやすいこと，小学校区は分割が大まかすぎることより除外し，残り３つについて，内容と長所・短所を表－２に整理した。

2）既分割区域を活用した手法の考え方

行政施策決定型の下水道マップにおいて，要整備量（戸数）を求めたい場合等は，線引き自体を行う必要がない。すなわち，既分割区域のいずれが，下水道等による集合処理対象区域になるか，また集合処理の対象となるのは区域の全体なのか一部なのかを明らかにすることが主な作業となる。その判断は，集合処理の効率や区域の規模がポイントとなろう。集合処理の効率は，区域内の戸数密度に左右されよう。戸数密度は，区域内の汚水を収集するのに必要な管渠の建設費に係わってくる。また区域の規模は汚水量の大小に影響を与え，結果的に処理場の建設及び維持管理単価を左右する。この「戸数密度」と「区域の規模（面積）」は，先述の３つの既分割区域，即ち地域メッシュ，農業集落，字・町丁目のいずれにおいても容易に得ることのできる指標である。そこで，各既分割区域毎に面積と戸数のデータを得て，先述の図－４の「下水道等集合処理区域選定判定図」を用いれば，１次的判別が可能である。図－４を用いて，地域メッシュについて，下水道等集合処理区域となるか否かの判別フローを考えると図－５のとおりである。すなわち，地域メッシュの大きさは，1km×1kmで100ha であることより，図－４により，300戸を上回る場合には集合処理区域となる。また，20戸未満は，先に述べた農山漁村集落排水施設の最小採択基準より，集合処理区域外とする。それ以外の20戸以上300戸未満の場合は，地域メッシュ内の１箇所に家屋が集中していれば集合処理区域となる可能性があり判断が難しい。さらに20戸未満や300戸以上のメッシュについても，実際の家屋分布をもとに線引きした場合には，全体が集合処理区域になるのではなく，一部のみが集合処理区域となる可能性がある。



図－５　地域メッシュが集合処理区域となるか否かの概略判定フロー

これらの点を解明するため，本調査においては，具体的な都市におけるケーススタディにより，先に述べた(1)の線引きによる標準的区域設定法に基づいて，集合処理区域の設定を行い，その結

果，既分割区域との関係を明らかにする。それに基づいて，既分割区域について面積と戸数から集合処理区域を把握する方法を提示するものとする。具体的なケーススタディーは，埼玉県東松山市で実施した。

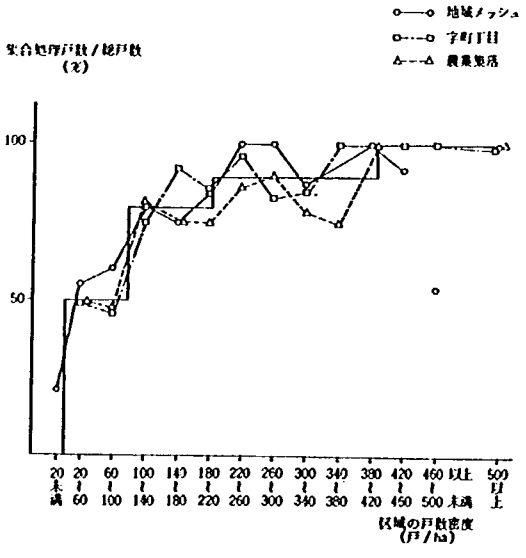
3）東松山市におけるケーススタディー

東松山市は，行政区域面積6609haであり，地域メッシュ数は66（東松山市以外の面積が1/2以上を占めるメッシュは除いた。），農業集落数は92，字・町丁目数は58である。そのうち，(1)の線引きによる標準的区域設定法による集合処理区域を含む既分割区域数を表－3に示す。表－3に示すように比率B/Aは，地域メッシュにおいて最も低く，字・町丁目が最も高い。

各分割区域に含まれる集合処理戸数を分割区域毎の戸数密度と関連づけて整理すると，図－6，7，8となる。これによると，いずれの場合も，戸数密度が高く

表－4　既分割区域における平均的な集合処理戸数比率

区域内戸数密度（戸／100ha）	集合処理戸数比率（%）
19以下	0%
20～99	50%
100～199	80%
200～399	90%
400以上	100%



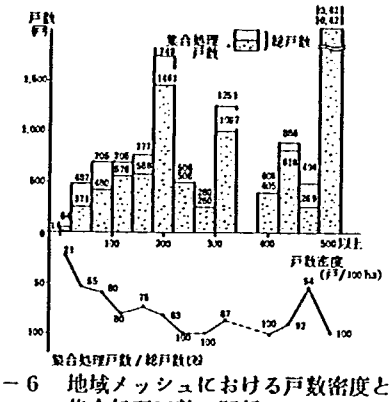
図－9　三種類の既分割区域における戸数密度と集合処理戸数比率の比較

（東松山市）

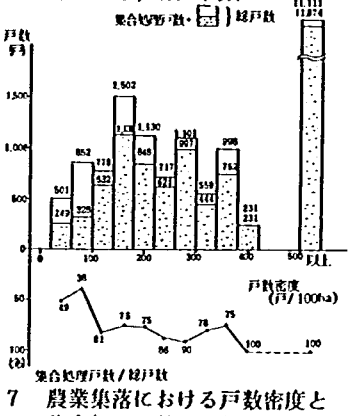
表－3　集合処理区域を含む既分割区域数

種別	全既分割区域数 A	集合処理区域を含む既分割区域数 B	集合処理区域を含むものの比率 B／A(1)
地域メッシュ	66 ha	53 ha	80.3
農業集落	92	84	91.3
字・町丁目	58	57	98.3

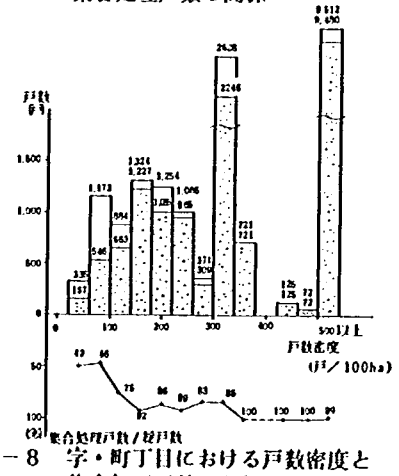
注：東松山市以外の面積が1／2以上を占めるメッシュは除いた



図－6　地域メッシュにおける戸数密度と集合処理戸数の関係



図－7　農業集落における戸数密度と集合処理戸数の関係



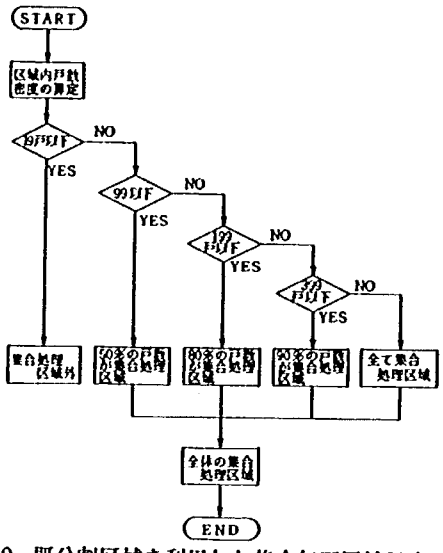
図－8　字・町丁目における戸数密度と集合処理戸数の関係

なるほど総戸数のうちで集合処理戸数の占める比率が高まる傾向が見られ，しかもその上昇カーブは，図－9に示すように3種類の既分割区域においてほぼ一致している。このことから，図－9に基づき，集合処理戸数の平均的な比率を区域の戸数密度との関係で表－4のように設定することができる。

4）既分割区域を活用した手法の提案

以上をもとに，図－5に示した判定フローを修正した図－10の判定フローを提案した。

図－10に示したフローに従って，三種類の既分割区域の集合処理戸数を算定すると，表－5に示す結果となった。



図－10　既分割区域を利用した集合処理区域設定フロー

表－5　図－10のフローによる集合処理戸数算定結果

区域の種別	集合処理戸数（戸）	指引きによる標準的区域設定法による集合処理戸数との差（％）
地域ブロック	17265	－0．2
農業集落	17570	＋1．5
字・町丁目	17838	＋3．1

注．指引きによる標準的区域設定法による集合処理戸数は 17301戸である

3.1.5　今後の検討課題

下水道マップ策定手法の開発にあたっての今後の検討課題は以下である。

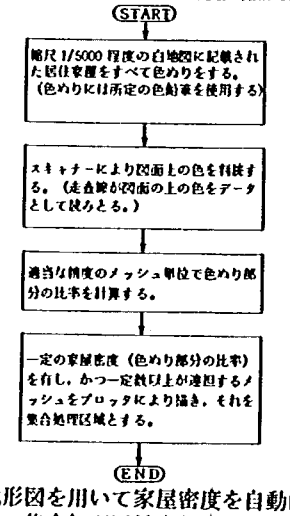
(1)　簡略法の他市町村における適用性の検討

上で示した既分割区域を活用した簡略法は東松山市において適用可能なことが示されたものの，他市町村においても適用可能であるかは現段階では検証されていない。

集合処理区域となるか否かを左右する要素は家屋の連担状況であり，それらを戸数密度のみで把握するのは自ずと限界がある。従って，東松山市と家屋の連担状況の異なる市町村で適用性を確認しておく必要がある。しかし，一般的にいえば戸数密度による判定法はおおむね的を得たものと考えられる。

(2)　新たな策定技術の開発

今後，迅速に高精度な集合処理区域設定を行うために，次のような手法が考えられる。



図－11　地形図を用いて家屋密度を自動的に判別し，集合処理区域を設定する方法フロー

1）地形図を用いて，家屋密度を自動的に判別し，集合処理区域を設定する方法

2）航空写真又はランドサット等の衛星写真を用いて，家屋密度を自動的に判別し，集合処理区域を設定する方法

このうち1）については現在でも十分実用可能と思われる。1）の作業フローを図－11に示す。

この手法の難点は，色ぬり作業に手間を有することであるが，結果として得られる集合処理区域は目視による線引きとは違って主観の入らない高精度のものとなることが予想される。一方，2）の手法は，地形図への色ぬりをせず，写真をスキャナーにかけて家屋密度を解析するもので，作業は簡便だが，実用化のためには以下の技術革新が必要である。

① 航空写真の場合，現在では赤外線写真でも土地利用形態による色彩の差が十分出ず，使いにくい。技術革新が待たれる。

② 衛星写真は，現在，写真撮影の縮尺が小さいため，家屋密度の判別は困難である。使用可能な写真として，大きな縮尺の精度の高いものが入手できるようになることが必要である。

3.2 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

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を目標とした調査（1の調査課題の②）の一環として，「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」を59年度に引き続き実施した。

下水道は，生活環境の改善，公共用水域の水質保全を図る都市の根幹的施設であり，下水道終末処理場はその構成要素の中で中核的位置を占める環境保全施設である。しかし，処理場は全くクローズドされた施設ではなく，処理場外に，換気，音，放流水負荷等を排出しており，これらによる周辺環境への影響に対しては，十分の配慮が必要である。特に，近年の都市への人口集中，住民の環境意識の増大及びこうした社会的背景の下での下水道整備の急速な拡大という情勢下において，処理場の周辺環境問題は，重要な検討課題となっている。下水道終末処理場環境問題の背景を図－12に示す。今後は，地域特性等に応じて適切な対策が（それも計画段階から）望まれるところである。本調査は，以上の背景をふまえて，下水道終末処理場における周辺環境問題及び周辺環境対策の実態を調査，分析し，周辺環境対策計画のあり方を提示しようとするものである。

3.2.1 処理場における環境問題と環境対策

(1) 処理場における環境問題

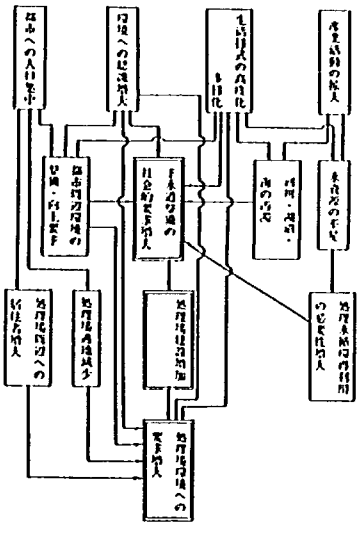
処理場が周辺地域へ与える可能性のある環境悪化要素としては，以下がある。

① 悪臭

悪臭は主として，沈砂，スクリーン室，最初沈殿池，エアレーションタンク，濃縮槽，汚泥脱水機棟，汚泥焼却炉等から発生する。影響度合を左右する条件としては，発生源との距離，周辺土地利用，風向，覆蓋の有無等がある。

② 騒音，振動

処理場内における発生源は，ブロワ，エアレーションタンク，汚泥脱水機棟，放流口，自家発電機等である。影響度合を左右する条件は，悪臭とほぼ同じである。



図－12 下水道終末処理場環境問題の背景

(3) 放流水質汚染

処理場放流水の色，浮遊物，発泡が周辺住民に不快感を与えたり，放流先の水利用に影響を与える場合がありうる。エアレーションタンクにおける発泡も問題となることがある。

(4) 大気汚染

主として汚泥焼却炉のある場合に問題となる。

(5) 景観

(6) 害虫発生

(7) 車の出入り（搬出入車・バキューム カー等）

(8) 危険性

表－6 処理場における環境対策

対策		内容	環境悪化要素への対策の有効性					
			悪臭	騒音振動	放流水質	大気汚染	景観	害虫
立地面	周辺土地利用	住家から離れた環境問題の生じにくい地域に立地	○	○		○	○	○
	面積及びしゃ断帯	十分な面積としゃ断帯の十分なオープンスペースの確保	○	○			○	○
施設面	場内緑化，公園化	景観保全のため，場内緑化を行う					○	
	覆蓋化	施設（主に池）に覆蓋を行う	○	○			○	○
	脱臭・防音・防振	臭気・音・振動に対して発生源対策をほどこす	○	○				
	大気汚染防止	大気汚染防止対策（NO_x SO_x 等の除去）を行う				○		
	その他	放流水の発泡対策，高度処理，汚泥搬送車の整備	○		○			

(2) 処理場における環境対策

下水処理場における環境問題に対する対策は，立地面と施設面に大きく分類できる。処理場における環境対策を表－6にまとめた。立地面における対策は工事が始まってからでは不可能で，計画策定当初から考慮する必要があり，この点特に留意する必要がある。

3.2.2 処理場における環境問題と周辺環境対策の実態

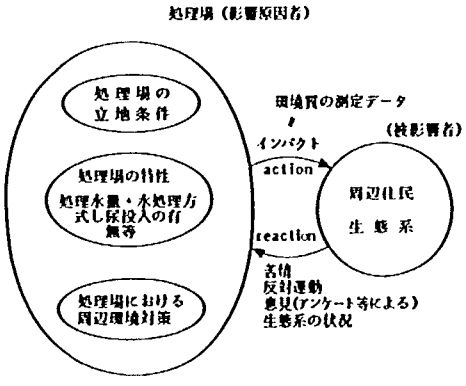
影響原因者たる処理場と被影響者（主として住民）との相互関係を示したものが図－13である。

図－13に示すように，処理場が周辺環境へ与えるインパクトの大小を左右する要素として重要なものは次の3項目である。

(1) 処理場の立地条件

(2) 処理場の特性（例えば，処理水量，水処理・汚泥処理方式，し尿投入の有無等）

(3) 処理場において実施済の周辺環境対策



図－13 処理場（影響原因者）と被影響者との相互関係

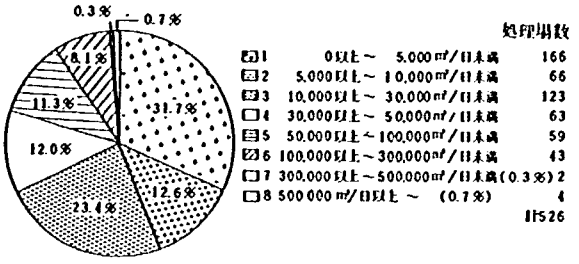
一方，処理場が，周辺環境へどの程度の悪影響を与えているかを示す指標として，客観的な指標としては，種々の環境質の測定データ（臭気成分の濃度，騒音測定値，放流河川の水質等）がある。しかし，これらの一部には遵守すべき基準値があるものの，大部分は，処理場の敷地境界等による値のみであり，各住家における許容値といったものはなく，必ずしも環境質は，周辺環境への影響を示す妥当な指標とはいえない。周辺環境への影響を示す指標としては，むしろ住民等被影響者からの「reaction」指標が妥当である場合も多いと思われる。即ち，図－13の「周辺住民からの苦情」「周辺住民の反対運動」「アンケート等による周辺住民の意見」「生態系の状況」等の指標である。

以上をふまえ，土木研究所では，全国526箇所の処理場への実態調査票による調査（処理場の立地

条件・特性，苦情，反対運動，環境対策，アセスメントの実態を調査）と，H市・F市における処理場周辺住民アンケート調査を実施し，分析した。

(1) 実態調査票による全国処理場調査

処理場の立地条件・特性，住民からの苦情，反対運動の実態，処理場における周辺環境対策の実態，環境アセスメントの実施状況等を調査するため，建設省より，全国の下水処理場宛に実態調査票を送付し，回収して分析を行った。対象処理場は，58年3月末現在供用中の処理場526箇所とした。調査は，59年11月時点の実態を調査した。59年11月に送付し，12月に回収した。回収率は100%である。526箇所の内訳は，公共下水道463箇所，流域下水道42箇所，特定公共下水道8箇所，特定環境保全公共下水道13箇所である。



図－14 現在処理水量別の処理場数のシェアー
（昭和59年11月現在の処理水量による）

1）処理場の立地条件・特性

ア）現在処理水量

調査対象の526処理場を昭和59年11月現在の処理水量（日平均）で分類したものを図－14に示す。10,000㎥/日未満を小規模，10,000～100,000㎥/日を中規模，100,000㎥/日以上を大規模とすると，そのシェアは，44%，47%，9%である。

イ）二次処理方式（表－7）

標準活性汚泥法とステップエアレーション法で全体の82%を占めている。

表－7 二次処理方式別の処理場数
（昭和59年11月現在）

二次処理方式	処理場数	シェアー(%)
凝沈法	1	0.2
高速散水ろ床法	11	2.1
高速エアレーション法	11	2.1
標準活性汚泥法	355	67.5
ステップエアレーション法	79	15.0
回分式エアレーション法	9	1.7
コンタクト・スタビリゼーション法	3	0.6
純酸素曝気法	0	0
オキシデーションディッチ法	7	1.3
回転生物円板法	7	1.3
その他	43	8.2
計	526	100

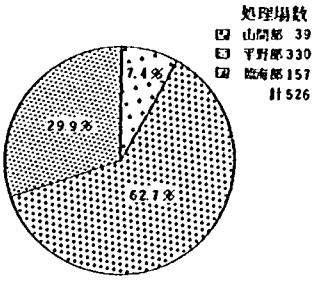
ウ）し尿処理場の併設状況及びし尿投入の有無

526処理場中，し尿処理場が併設されているところは80箇所(15%)，またし尿投入が行われている処理場は102箇所(19%)である。し尿投入の行われている処理場のうち，し尿投入場所は，消化タンクが46%，管渠・沈砂池が40%でこれらで大半を占める。

次に既設の処理場の立地条件を概観する。

エ）地理的分類（図－15）

処理場の立地位置は，平野部が全体の63%を占め，次いで臨海部30%，山間部7%となっている。



図－15 処理場の立地位置の分類
（昭和59年11月現在）

表－8 処理場周辺の現況土地利用

土地利用	処理場数	シェアー (%)
宅地	269	51.1
工場	86	16.4
商業地	12	2.3
農地その他	159	30.2
計	526	100

オ）処理場周辺の現況土地利用（表－８）

処理場の周辺が宅地のところが過半数を占め，次いで農地，工場となっている。

カ）ＤＩＤ区域

処理場がＤＩＤ区域内にあるものは57％とかなり高率を占めている。

キ）都市計画法による指定

526処理場のうち，都市計画区域内の処理場は，96.0％（505処理場），都市計画区域外の処理場は2.1％（11処理場），都市計画区域の指定のない市町村に立地する処理場が1.9％（10処理場）である。また，全処理場のうち，市街化区域内の処理場が68％，市街化調整区域の処理場が17％，市街化区域の線引きのない市町村に立地している処理場が13％（残り２％は回答無）である。

ク）最も近い住居までの距離（図－16）

最も近い住居までの距離は，30ｍ未満が過半数を占め，下水処理場が住家に接近していることを裏づけている。

ケ）建設前の処理場用地の土地利用（表－９）

処理場用地の建設前の土地利用は農地が51％で，次いで宅地12％，山林12％の順である。

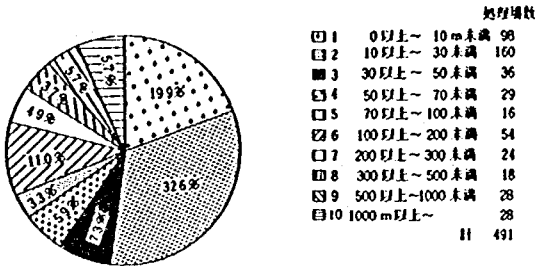
コ）放流先の状況（図－17）（図－18）

放流先は，河川の非感潮区間が全体の51％を占め，次いで，河川等の感潮区間が25％，海域が22％となっている。

放流先の水質環境基準類型指定状況は，河川ＡＡ・Ａと河川Ｂがそれぞれ18％と多く，海域Ａも10％と厳しい類型指定状況になっている。なお，指定なしは，全体の５％である。

サ）処理場位置の選定理由（図－19）

処理場位置の選定理由として特に決め手となったものとしては，69％の処理場が機能上の理由を，18％の処理場が用地買収上の理由を，９％の処理場が周辺環境対策上の理由を

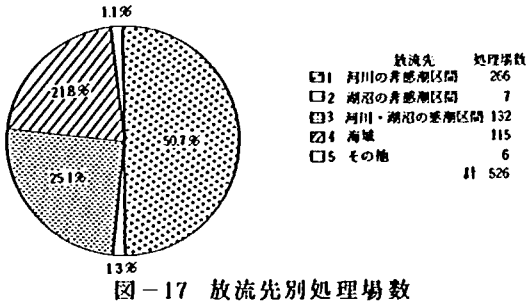


(注) 全国526処理場のうち，有効回答のあった491処理場に関して整理した。

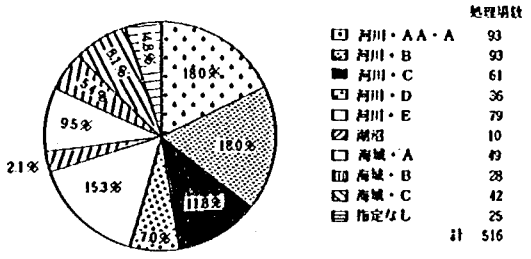
図－16　処理場から最も近い住居までの距離別処理場数

表－９　建設前の処理場用地の土地利用

土地利用	処理場数	シェアー（%）
宅　地	65	12.4
工　場	9	1.7
商業地	1	0.2
農　地	269	51.1
山　林	64	12.2
その他	118	22.4
計	526	100



図－17　放流先別処理場数



(注) 526処理場のうち有効回答のあった516処理場に関して整理した。

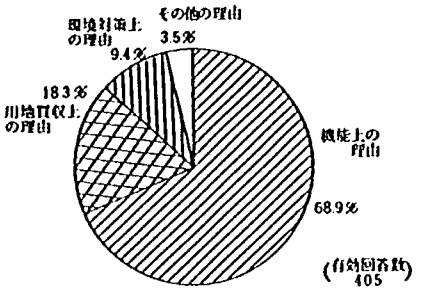
図－18　放流先の水質環境基準類型別の処理場数

上げている。

以上エ)からサ)より，全国の既設処理場の立地条件を総括すると，次のとおりである。

① 下水処理場の立地場所の平均的な姿としては，「平野部で，周囲に宅地が隣接しており，しかもその人口密度は40人/ha（ＤＩＤ）と比較的高密度である。市街化区域内の立地が多い。最も近い住居までの距離は30ｍ未満である。」

② 処理場の位置は，機能上の理由から選択されたものが多く，周辺環境を第１に考慮して選択されたものは少ない。



図－19 処理場位置の選定理由（特に決め手となったもの）

③ 処理場の用地は，建設前は，農地であったところが多い。しかし，現在，処理場の周辺は開発されて，宅地になっているところが多い。

④ 放流先は，河川の非感潮区間が過半数を占め，その水質環境基準の類型指定状況は意外に厳しい。

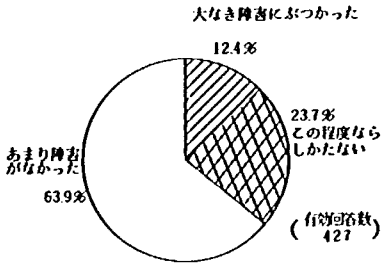
以上より，我が国の下水処理場は，国土が狭隘なことを反映して，いわゆる人間の生活空間に隣接あるいは，内包された形で立地しており，周辺環境対策が必要となる状況にあることが浮き彫りにされた。

2）住民からの苦情の実態（詳細は59年度調査報告書参照）

要約すると以下である。

① 苦情内容としては，圧倒的に悪臭が多く，次いで騒音，放流水質，害虫，景観，車の出入の順である。悪臭は，全処理場の39%が苦情を受けたことがあるとしている。

② 苦情を言ってきた住民の家と処理場敷地境界との距離については，いずれの環境要素も，50ｍ未満に住んでいる住民からの苦情が最も多い。最長距離は，振動では100ｍ，騒音は500ｍ，景観・害虫は1000ｍであり，この距離は，それぞれの環境要素の影響限界と判断できる。悪臭，放流水質，大気，車の出入はその特性上，やむをえないことであるが1,000ｍ以上離れた住民からの苦情も見られる。



図－20 運転開始までの障害状況

表－10 地主及び周辺住民の処理場建設反対理由

地　主	周辺住民
1．買収価格が安い（60処理場）	1．公害の不安：悪臭（185処理場）
2．祖先伝来の土地（40処理場）	2．周辺のイメージ低下（150処理場）
3．公害の不安：悪臭（32処理場）	3．公害の不安：騒音振動（95処理場）
4．公害を恐れる周辺住民の圧力（30処理場）	4．公害の不安：放流水質（90処理場）
5．周辺のイメージ低下（30処理場）	5．公害の不安：大気（82処理場）
6．地価の低下に対する不安（29処理場）	6．公害を恐れる周辺住民の圧力（62処理場）
7．生活の再建に不安（25処理場）	7．地価の低下に対する不安（62処理場）

注．（ ）内は526処理場のうち当該反対理由を挙げた処理場数

3）処理場の設置時の反対運動の実態

ア）運転開始までの障害状況

図－20のように，64%の処理場が「あまり障害がなかった」としているものの，12%の処理場は大きな障害を受けている。

イ）反対理由

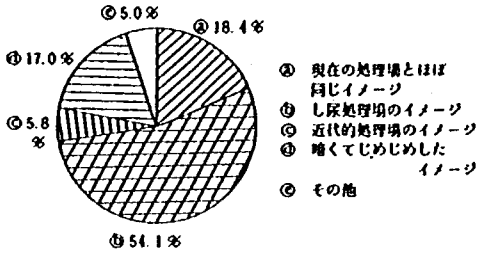
地主及び周辺住民の反対理由の上位7番目までを列挙すると表－10のとおりである。表－10よりわかるように，両者で反対理由は大きく異なっているものの周辺のイメージ低下，公害の不安等の環境面の問題は，共通の反対理由となっていることがわかる。

ウ）建設前の周辺住民の処理場のイメージ

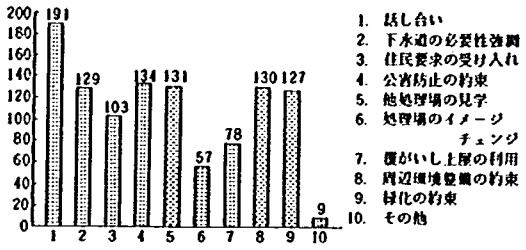
建設前に周辺住民が処理場に関して抱いていたイメージを図－21に示す。有効回答342処理場のうち，70%強が，周辺住民がし尿処理場のイメージや暗くてじめじめしたイメージをもっていたとしている。

エ）住民説得のために講じられた方策及び決め手

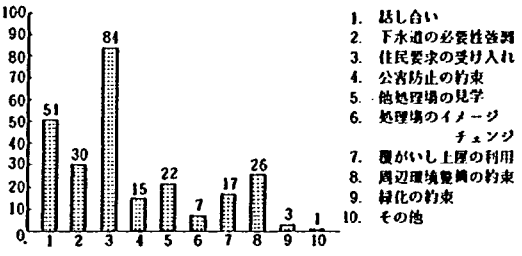
講じられた方策は，図－22のとおりで，多様な手だてがなされている。一方，決め手については「住民要求の受け入れ」が目につく。(図－23)



図－21 建設前の周辺住民の処理場のイメージ



図－22 住民説得のために講じられた方策
(複数回答有。有効回答数1,089)



図－23 図－22のうち，住民説得の決め手となったもの（有効回答数256）

以上より処理場の設置時の反対運動はかなり一般的で，無視することはできず，反対理由の中で環境問題のしめるウエイトは相対高く（特に周辺住民にとって），また建設前に住民のもっている処理場のイメージは良くないことが明らかとなった。

4）周辺環境対策の実態（59年度調査報告書参照）

要約すると以下である。

(1) 全国526処理場のうち，既に悪臭対策を講じている処理場は全処理場の73%と非常に多い。次いで景観対策，騒音対策となっている。

(2) 悪臭対策としては，覆蓋等による密閉化を実施している処理場が308箇所あり，そのうち74%が効果有りとしている。また，脱臭装置を設置している処理場が269箇所あり，そのうち75%が効果有りとしている。

5）環境アセスメント実施状況

下水処理場建設に伴う環境アセスメントの実施状況（昭和59年11月現在）を表－11に示す。この時点では，実施箇所数はまだ10箇所にすぎないが，今後は，増加するものと思われる。

表－11　下水処理場建設に伴う環境アセスメント実施状況

処理場名	市町村名	実施の動機	実施時期	調査結果の有無	住民説明会の有無	備考（対象環境項目等）
H処理場	K市	要綱・条例に基づいて	基本計画後	有	有	終末処理施設建設に対して行った。 大気質・騒音・振動・悪臭・景観調査
T処理場	K市	公有水面の埋立申請	基本計画後	有	有	大気汚染・水質・底質・生物・騒音・振動・悪臭調査
H処理場	K市	内部資料	認可計画後	無	無	焼却炉建設に伴うアセスメント 大気・悪臭・騒音調査
M管理センター	M町	公有水面の埋立申請	基本計画後	無	無	水質・底質・組成・気象・大気質・騒音・悪臭・ 埋立用土砂調査
T下水処理場	T市	内部資料	実施設計後	無	無	放流水の水底質に与える影響に関する調査
S下水処理場	K市	住民対策	実施設計後	無	無	放流海域の水質・生物調査
K浄化センター	K町	内部資料	認可計画後	無	無	関係水域の現況水質調査・放流水の影響予測
S処理場	M県	内部資料	実施設計後	無	無	放流先の水質予測
E終末処理場	C県	要綱・条例に基づいて	実施設計後	有	有	大気汚染・騒音・振動・悪臭調査
K浄化センター	S県	住民対策	建設開始後	無	有	住民の環境保全意識の高まりのなかで工事を一時中止して実施した

(2)　H市・F市における実態調査

関東地方の2箇所の処理場（H市I処理場及びF市N処理場）を選定し，処理場周辺住民のアンケート調査及び環境質（臭気濃度）の実態調査を実施した。ここでは住民アンケート調査について報告する。

住民アンケート調査は両処理場とも，処理場敷地境界より500m以内に住んでいる住民に対して実施した。アンケートは，I処理場周辺は60年12月に，N処理場周辺は61年2月に実施した。アンケートは調査員が各戸を訪問して，その場で回答をもらう方式とした。有効回答数はI処理場が152件，N処理場が237件である。

1）処理場の存在の認知

処理場敷地境界からの距離別に認知度を示したものを表－12に示す。特にN処理場の場合，距離が離れるほど処理場の存在をしらない住民の割合が増加する傾向がみられる。

表－12　「処理場の存在を知っていますか」に対する回答数（件）

＊距離m		0-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
I処理場	知っている	7	10	23	24	44	35	143
	知らない	1	0	0	1	0	2	4
N処理場	知っている	13		31	49	52	56	211
	知らない	0		1	2	8	14	25

注＊　距離：処理場敷地境界からアンケート回答者の家までの距離

2）周辺環境の悪化認識

「処理場からの悪臭，騒音等で周辺環境が悪化していると感じますか」という質問に対する回答を表－13に示す。距離が遠くなるほど感じない人の割合は増加するものの，強くかんじる人も依然として残る。

表－13　「処理場からの悪臭・騒音等で周辺環境が悪化していると感じますか」に対する回答数(件)

距離m		0-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
I処理場	感じない	0	4	16	13	31	20	84
	まれに感じる	2	3	4	4	5	8	26
	やや感じる	3	0	4	3	5	7	22
	強く感じる	2	3	0	0	1	1	7
N処理場	感じない	4		18	26	50	54	152
	まれに感じる	1		3	8	11	9	32
	やや感じる	3		5	10	8	6	32
	強く感じる	5		6	6	1	1	19

3）悪臭の認知

「最近家にいて悪臭を感じることがありますか」という質問に対する回答を表－14に示す。I処理場から300～500mの距離の住民が比較的強く臭気を感じているのは，現地踏査の結果，処理場からの臭気ではなく，近く

表－14　「最近，家に居て，悪臭を感じることがありますか」に対する回答数（件）

	距離m	0-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
I処理場	全然感じない	2	2	17	22	25	16	85
	かすかに感じる	3	5	6	1	6	9	28
	やや感じる	0	0	2	2	5	8	17
	強く感じる	1	3	0	0	2	2	8

	距離m	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
N処理場	全然感じない	6	14	29	52	54	155
	かすかに感じる	0	5	9	7	5	26
	やや感じる	3	10	10	7	2	32
	強く感じる	1	3	1	0	0	11

の排水路の雑排水滞留による臭気と思われる。N処理場では，距離とともに悪臭の感じ方が低減する傾向がみられる。

4）騒音の認知

騒音について，最近，家にいて感じたことがあるか否かをきいた結果を表－15に示す。騒音については，300m程度をこえるとほとんど感じられないことがわかる。

5）下水処理場のイメージ

処理場の供用開始前から住んでいる住民に対して，処理場計画が発表されたときにどういうイメージを持ったか，又，そのときのイメージと現在ではイメージに変化があったか否かをきいた結果を表－16，17に示す。イメージに変化のあった人に対し，現在のイメージを尋ねたところ次のような回答が得られた。

- 思っていたより清潔である。（I処理場）
- 計画時の不快なイメージがなくなった。（同上）
- できる前不安感を感じたが，出来てみたらよいと思っている。（同上）

表－15　「最近，家に居て，処理場からの騒音を感じることがありますか」に対する回答数（件）

	距離m	0-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
I処理場	A	3	5	20	21	34	27	110
	B	1	0	2	2	1	4	10
	C	0	1	1	0	1	0	3
	D	3	1	0	0	0	0	4
N処理場	A	8		30	69	64	58	209
	B	4		3	1	0	0	8
	C	1		0	0	0	0	1
	D	0		0	0	0	0	0

注．A：全然感じない　B：耳ざわりでない程度に感じる　C：やや，うるさい
D：非常にうるさく感じる

表－16　「下水処理場の計画が発表された時，下水処理場にどのようなイメージを持ちましたか」に対する回答数（件）

イメージ	I処理場	N処理場
a.上が公園になっている近代的な下水処理場のイメージ	11(30%)	1(8%)
b.処理施設が見え、悪臭の発生する下水処理場のイメージ	13(35%)	3(24%)
c.バキューム車が出入りし、悪臭の発生する不衛な施設のイメージ	4(11%)	1(8%)
d.具体的なイメージはなかったが、暗くじめじめしたイメージ	6(16%)	0(0%)
e.処理場計画を知らなかった	1(3%)	4(30%)
f.その他	2(5%)	4(30%)

表－17　「下水処理場計画時と現在ではイメージに変化がありましたか」に対する回答数(件)

	距離m	0-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	合計
I処理場	あった	0	1	2	5	2	2	12
	ない	1	5	5	4	6	4	25
N処理場	あった	0		0	1	1	2	4
	ない	0		2	2	1	1	6

3.2.3　考察

図－12の「reaction」のうちの「周辺住民からの苦情」に注目し，苦情がなくなる又は，著しく少なくなる，「処理場の立地条件」「処理場の特性」を求めるべく考察を行った。

(1)　処理場から最も近い住居までの距離

処理場に最も近い住居までの距離により，全国の処理場を分類し，各環境悪化要素毎に苦情のあった処理場数と苦情のない処理場数を求めた。

表－18　処理場に1番近い住居までの距離と苦情の有無

（数字は処理場数）

距離	悪臭		騒音		振動		水質		大気		景観		立地		その他人		危険性	
	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無
10m未満	85	65	40	110	10	140	26	124	9	141	25	125	27	123	17	132	5	145
10m以上～30m未満	68	92	26	134	6	154	17	143	2	158	14	146	20	140	8	152	2	158
30m以上～50m未満	7	27	3	31	1	33	0	34	1	33	0	34	1	33	1	33	0	34
50m以上～70m未満	13	19	4	28	0	32	4	28	0	32	3	29	0	28	1	31	1	31
70m以上～100m未満	6	11	1	16	0	17	0	17	0	17	1	16	1	16	0	17	0	17
100m以上～200m未満	12	42	3	51	0	54	5	49	1	53	3	51	1	53	2	52	0	54
200m～300m	7	17	2	22	0	24	3	21	0	24	0	24	0	24	2	22	0	24
300m～500m	3	15	1	17	0	18	2	16	1	17	0	18	0	18	1	17	0	18
500m～1000m	3	25	0	28	0	28	0	28	0	28	0	28	2	26	0	28	0	28
1000m以上	1	8	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9	0	9

なかった処理場数を示したものが表－18である。表－18より次のことがいえる。

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。

② 同じく200m以上の処理場では景観に対する苦情がない。

③ 同じく500m以上の処理場では，騒音，大気，水質に対する苦情がない。

以上と，59年度の調査結果より，各環境悪化要素の影響限界は，おおむね振動50～100m，景観，騒音500mといえよう。

(2) 処理場の敷地面積

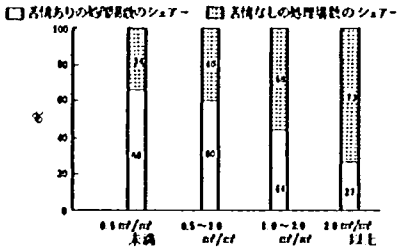
処理水量1㎥あたりの敷地面積原単位により，全国の処理場を分類し，苦情の有無で整理したものが，図－24，図－25である。悪臭に対する苦情の有無(図－24)，騒音に対する苦情の有無（図－25）とも，敷地面積原単位との間にはっきりとした相関関係が認められた。1.0㎡/㎥以上になると，苦情のあった処理場数は大きく減少することが認められる。

(3) 処理場から最も近い住居までの距離及び処理場のオープンスペース比率（オープンスペース面積/処理場全体面積）

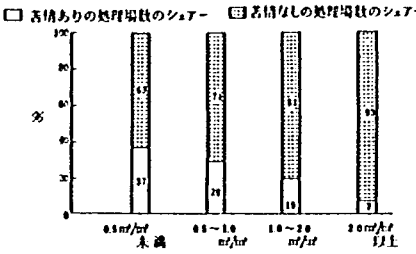
全国の処理場を「処理場から最も近い住居までの距離」と「処理場のオープンスペース比率」により分類し，悪臭に関する苦情の有無で整理したものが表－19である。表－19を苦情有の割合で示したものが表－20である。表－20のように苦情が完全になくなる境界線は不規則であるが「苦情率（表－20の割合）15%，処理場件数が2以上」及び「苦情が最初に0%になる境界」で線を引くと，図－26のように一定の傾向が見られた。

(4) し尿処理併設状況

し尿投入を行っている処理場，し尿処理場と併設の処理場では，し尿投入も併設もない処理場と比べ，悪臭に対する苦情のあった処理場数は増えている傾向が見られた。（図－27）



図－24 処理水量1㎥あたりの敷地面積原単位別の悪臭に対する苦情の有無



図－25 処理水量1㎥あたりの敷地面積原単位別の騒音に対する苦情の有無

表－19 悪臭に対する苦情の有無による処理場数

単位：処理場数

※距離 / ※オープンスペース比率	10m未満		10-30m		30-100m		100-200m		200-500m		500-1000m		1000-1500m		1500m以上	
	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無	有	無
0.5未満	9	13	7	11	1	3	2	2	2	3	0	1	-	-	-	-
0.5-0.6	11	15	5	17	3	6	2	2	0	1	-	-	-	-	-	-
0.6-0.7	10	20	10	23	6	9	1	6	0	3	1	3	-	-	1	0
0.7-0.8	9	24	12	32	3	18	0	11	4	11	1	6	0	1	0	1
0.8-0.9	5	22	6	31	6	21	2	17	0	14	0	12	-	-	0	2
0.9-1.0	5	7	1	3	0	8	1	7	0	3	0	4	0	2	0	2

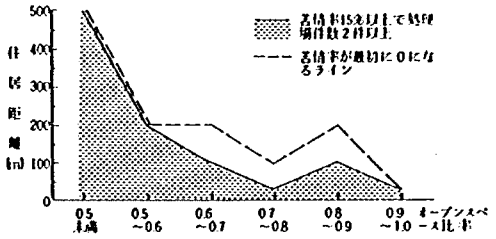
注．※距離：処理場の敷地境界から最も近い住居までの距離
※オープンスペース比率：オープンスペース（ひより上に建物のない部分）面積／処理場全体面積

表－20 悪臭に対する苦情有の処理場数の率(苦情率)

単位：%

※オープンスペース比率 ＼ ※距離	10m未満	10-30m	30-100m	100-200m	200-500m	500-1000m	1000-1500m	1500m以上
0.5未満	41	39	25	50	40	0	—	—
0.5-0.6	42	23	33	50	0	—	—	—
0.6-0.7	33	30	33	25	0	25	—	100
0.7-0.8	27	27	14	0	27	14	0	0
0.8-0.9	19	16	22	11	0	0	—	0
0.9-1.0	42	25	0	13	0	0	0	0

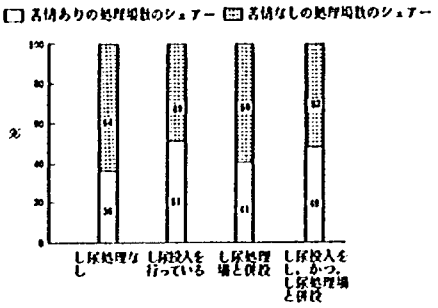
注 苦情率15%以上で処理場件数2件以上 ----- 苦情率が最初に0になるライン
—·—·— 苦情が完全に0になるライン



図－26 苦情有無（悪臭に対する）の境界線

3.2.4　今後の検討課題

終末処理場の環境問題と周辺環境対策の現状について，実態調査により整理を行い，その後，苦情の有無に注目して，苦情をなくすための処理場の立地条件，設計条件に考察を加えた。今後のアプローチとしては，苦情ではなく，アンケートによる住民意見をもとに分析する方法，客観的で測定可能な環境質のデータに注目し，簡易なアセスメント手法を導入してシミュレーションを行い，周辺環境対策計画のあり方を求める方法等が考えられる。



図−27　し尿投入及びし尿処理場との併設状況別の悪臭に対する苦情の有無

4.　本調査における今後の検討課題

昭和61年度以降は，今回報告した両課題の他，1で調査課題として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．管内貯留に関する調査

下水道研究室　室　長　中村　栄一
研究員　榊原　隆

1. はじめに

1.1 研究の目的

都市域に降った雨水を適切に排除し，都市機能の維持を図ることは下水道の重要な役割の一つである。雨水を排除する下水道施設は，分流式下水道雨水管路，合流式下水道管路及び都市下水路に大別される。これらの施設は，「すみやかに雨水を集めて排除する」という基本的な考え方を基として計画・設計されてきたが，場合によってはこの基本的な考えを修正する必要が生じている。すなわち放流先河川改修が遅れているため，下水道と河川との間で計画外力の規模に逆転現象がみられる場合である。このような場合には，排除する側，即ち下水道サイドで何らかの流出抑制措置を取らざるを得ない状況にある。合流式下水道の場合には，さらに雨天時越流水による汚濁の問題も対処すべき課題として残されている。この課題に対する一つの有力な答えは，雨水流出量の抑制であり，これによって雨天時汚濁の問題を軽減化することが可能となる。

また，雨水排除のための既存管路施設が，老朽化のため，あるいは計画を上回る市街地の発展のため雨水排除機能に十分な適性を保持し得ない場合もある。この場合にも管路施設の新設の他に雨水流出量の抑制が即効性のある対策であり，又経済性も優れている。

以上のように，「すみやかに雨水を集めて排除する」という基本的考えを一歩譲り，「雨水を適切に排除する」という基本的姿勢から生じた方策の一つが雨水流出の抑制である。

本調査は，雨水の流出抑制策の一つである「管内貯留」に焦点を絞り，昭和60年度より4か年の調査によって管内貯留施設の設計法の確立を図ることを目的としている（表1）。60年度は，

1）計画の不確定性に関する検討 — 降雨強度の確率分布推定における誤差の評価

2）貯留による管渠内堆積物の特性調査 — 小型管渠装置を用いた放置実験

3）貯留による管渠内堆積物の特性調査 — 下水性状の管渠内流下に伴う変化特性調査

を行った。

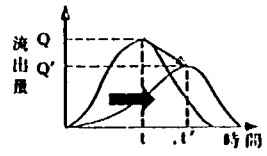
1.2 研究の背景

雨水流出抑制は，降雨による流出量の絶対量の減少，ピーク流出量の削減，流出の遅延化を図るもので，その効果は図1のように表わされる。

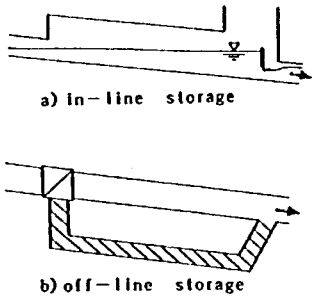
管内貯留は，そのことば通り，管中に雨水を溜めて上記の効果を発現しようとするものであるが，その手法に2通りある。一つは現に水が流れている管そのもののスペースに貯留を図るもの(in-line storage)，今一つは別の管を設けてそちらへ雨水を導いて貯留を図るもの（off-line storage)である(図2)。

表－1　管内貯留に関する調査

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		
貯留施設の設計法の確立		概念設計と水理特性	模型実験による検証	
貯留による水理水門学的効果・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



図－1　流出抑制の効果

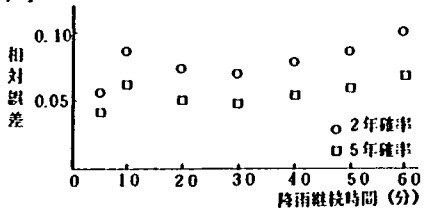


図－2　管内貯留の方法

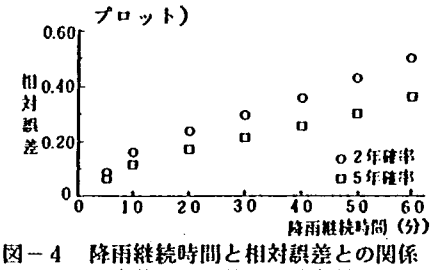
後者の方式については，従来の技術基準にあるものと基本的に考え方は一致している。又実施設もいくつかの例がある。しかし前者の方式に関する研究は殆どなく，実施設も東京都下水道局による実験施工例が数箇所あるのみである。そこで今回の調査では，in－line storage設計マニュアル作りを最終目標として，調査，実験，解析等を進める予定である。

2.　計画外力の不確定性に関する検討

一般に雨水排除システムの設計に当っては，T年確率の降雨強度を過去のデータから推定し，合理式を用いて計画降雨量を求めている。しかしこの方法では使用データ及び解析手法に起因する誤差がそのまま計画外力にも伝播してしまう。このような計画外力の持つ誤差構造を一般に不確定性と呼ぶ。施設設計における安全率の決定は施設の重要性と共に不確定性の大小によって判断するのが科学的である。今年度は不確定性に大きな寄与をしていると考えられる降雨強度の確率分布の解析法に焦点をあて到達時間毎の不確定性の大きさを定量化した。使用データは昭和37～56年の20年間の毎年最大降雨量データである。



図－3　降雨継続時間と相対誤差との関係（Gumbel法の極値分布対Thomasプロット）



図－4　降雨継続時間と相対誤差との関係（岩井法の対数正規分布対Thomasプロット）

先ず Gumbel法及び岩井法により降雨の確率分布が極値分布と対数正規分布と仮定した場合の分布を求めた。他方実データをThomas法で解析しplotting positionを求めると，同一の降雨継続時間で同一の生起確率を有していると考えられる降雨強度は理論的分布から求めたものと差が生ずる。この差を確率分布の理論曲線のあてはめに伴う誤差と考え，各降雨継続時間毎の相対誤差を求めたものが図3，4である。Gumbel法では相対誤差の分布が滑らかであるが，岩井法による対数正規分布のあてはめでは降雨継続時間が大きくなるほど相対誤差も大きくなり，計画降雨強度を推定する際下流側にいけばいく程推定精度が劣っていくことが判明した。

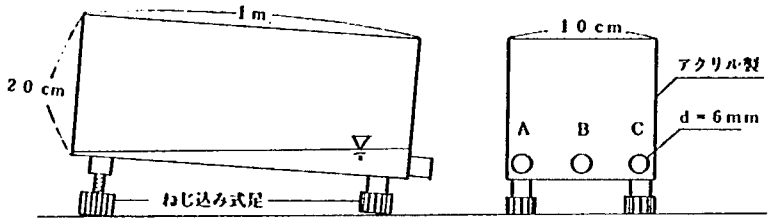
3. 小型管渠装置を用いた放置実験

3.1 実験の目的

管内貯留を行うことにより，下水中の固形物は沈降し管底に堆積する。管内貯留のための構造物設計の際，堆積により何が起こるか，どのような問題が生ずるかを予め調べておく必要がある。そこで最初に，何が堆積するか，貯留により下水の性状はどのように変化するかを調べることとする。前者については61年度以降の課題とし，60年度は後者について調査する。

3.2 実験の方法

貯留による下水性状の変化を調べるため，小型の管渠装置を用いた実験を行った。装置の概要を図－5に示す。装置の底勾配を或る値にセットした後，採水したばかりの下水1ℓを注入し(水深1cm)，15分放置した後，コック（ＡＢＣ）を開け流出量を測定する。実験条件を表－2に示す。注水前の下水と流出した下水について水質分析を行った。分析項目は，TOC，TS，VTS，硫酸イオン濃度の4つである。用いた下水は，神奈川県相模川流域下水道柳島管理センターの茅ケ崎幹線沈砂池流入口にて1986年3月12日午前10：00に採水したものである。前日の降雨の影響で流量は増加していた。



図－5　小型管渠装置の概要

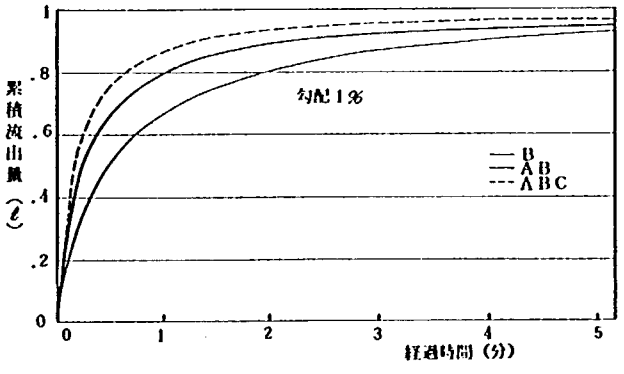
表－2　実験条件

勾配	1%，2%，4%，6%，8%
コック(流出口)	B開，AB開，ABC開
計	5×3＝15ケース

3.2 実験の結果と考察

勾配1%，4%，8%に対する累積流出量を図－6，8に，注水下水水質，(残存率)＝(流出水の濃度)／(注入水の濃度）と勾配との関係を図－9に示す。

累積流出量の結果をみると，勾配1%を除けば，ＢＣ開とＡＢＣ開の流出速度の差はわずかである。このことから，ＢＣ開とＡＢＣ開の水質は殆ど差がないことが予測される。



図－6　経過時間と累積流出量

残存率に関する理想的な実験結果を図－7に示す。この図は次の仮説をもとに作られた。

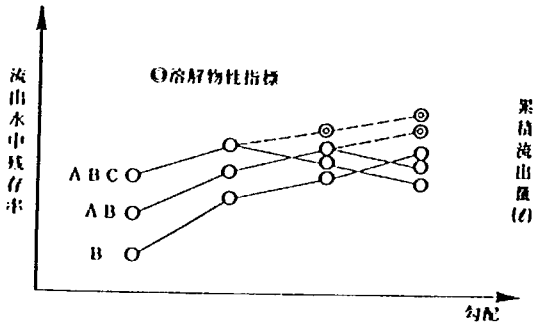
- 勾配が大きくなるにつれ，底面への液の付着量は小さくなり，残存率は大きくなる。
- しかし流出速度が一定値を超えると，液に連行されずに底面に残される固形

物があらわれる。従って固形物性指標では勾配大，流出速度大で残存率が小さくなる。

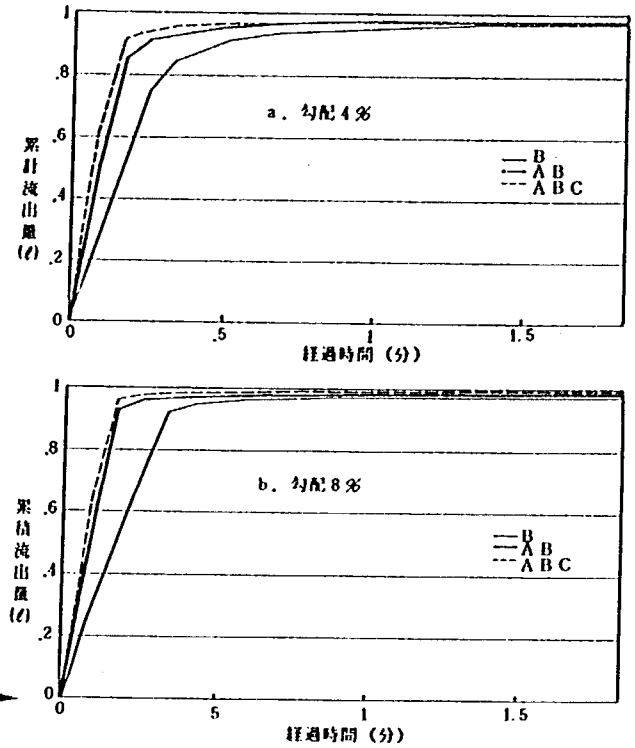
図－7と図－9を比較すると，TOC，硫酸イオンが溶解物性指標の動向を示し，TS，VTSが固形物性指標の動向を示す。

全般的に次のことがいえる。

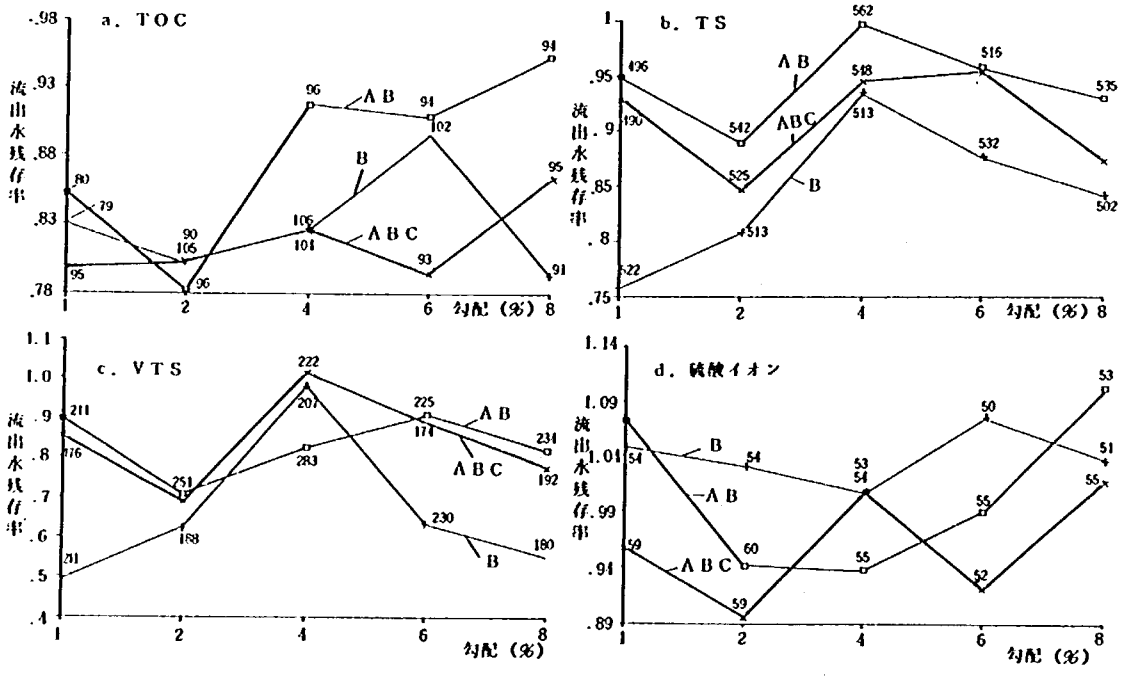
・AB間の方がABC間より残存率が高い。これは累積流出量の結果からの予



図－7　理想的な実験結果



図－8　経過時間と累積流出量（図－6の続き）



図－9　流出水残存率と勾配との関係（ポイントの数字は濃度（mg／ℓ））

測と矛盾する。これはＡＢＣ間ではＣ側の隅に残存しやすくなったためと推測される。

・１％と２％の値が逆転しているケースが多いが，原因不明である。

・ＴＳ，ＶＴＳに関しては，各ケース共勾配４％で残存率が最大となる。従ってこの装置においては貯留による影響を最も受けなくてすむのは勾配４％の場合と云える。

全体として，分析結果はどれも実験誤差の範囲と云えなくもない。もう少し顕著な結果を出すためには，沈殿時間の延長化，初期流出と終期流出を分けた採水等を考える必要がある。

4. 下水性状の管渠内流下に伴う変化特性調査

4.1 調査の目的

管内貯留は，下水を何らかの形で強制的に一時溜めておく技術である。管内貯留を考える際は，貯留時の堆積作用について考慮する必要がある。一方下水が管渠内を継続して流下中にも沈降，堆積，付着現象がみられる。今回の調査では，堆積物，付着物に直接アプローチせずに，ある管渠区間の境界条件をおさえることによって流下中の堆積現象をとらえることを目的とする。

4.2 調査の方法

調査は，或る管渠区間の両端で同一水塊の採水を行い，堆積現象の程度を調べるものである。流出入がないなるべく長い区間として，神奈川県相模川流域下水道左岸幹線の一部（図－10のＢＣ間）を選んだ。管渠の諸元を表－３に示す。現在の流況では，Ａでの流量が全体の７割近くを占めている。

4.2.1 採水日時

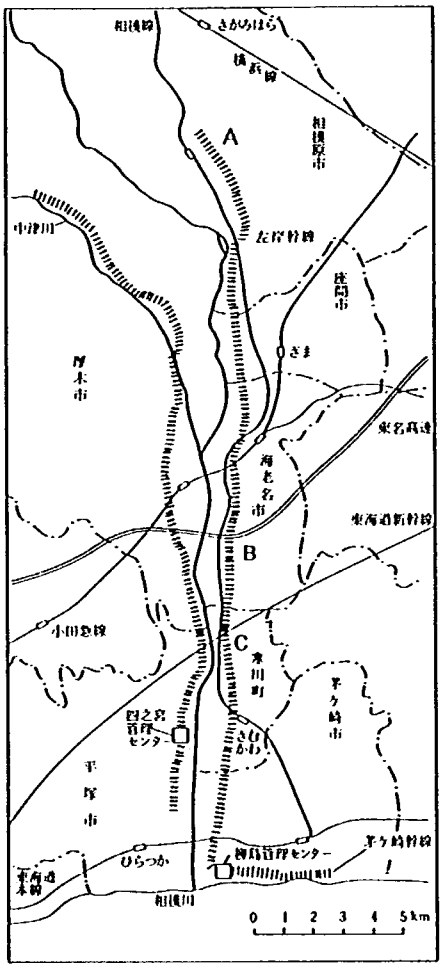
1986 年３月12日に採水を行ったが，後述の分画操作中のろ紙の前洗浄が不十分のため孔径が小さくなる程濃度が高く出てしまった。1986年４月17日に再調査を行った。採水はＡ：8：00，Ｂ：12：30，13：00，13：30，Ｃ：14：30，15：00，15：30と行い，ＢＣについては１：２：１の量比でコンポジットサンプルとした。

4.2.2 採水時間

Ａ，Ｂ，Ｃと同一水塊を得るよう考慮した。計算は，Ａでの流速から流量を求め，縦断面図から区間毎の区間長，管径，勾配を知りマニング式より流速を求め，区間毎の流下時間を求め足し合わせていった(途中流入，落差の影響は無視)。

4.2.3 分画操作

サンプルは直ちに分析場所に移送され，分画が行われた。



図－10 調査地点

表－3　管渠の諸元

		A～B	B～C
区間距離L	(m)	15247	4011
管径	(mm)	2400～3600	3600～3700
主たる落差工の数		5	1(2.6m)
管底の高低差H	(m)	68	6.7
管底勾配	(‰)	1.1～0.8	0.8
みかけの勾配H／L	(‰)	4.5	1.7

表－4　管渠内の堆積調査－流入水のない2点における水質

項　目		A地点	B地点	C地点
流量	(m³／秒)	0.59	0.99	0.79
流速	(m／秒)	1.51	1.30	0.98
水温	(℃)	15.8	16.9	17.0
pH		7.4	7.4	7.5
DO	(mg／ℓ)	6.2	0.0	0.4
SS	(mg／ℓ)	296	263	133
COD(Mn)	(mg／ℓ)	132	120	62
BOD	(mg／ℓ)	339	272	132
TOC	(mg／ℓ)	162	138	70
TS	(mg／ℓ)	674	633	470
VTS	(mg／ℓ)	395	330	165
硫酸イオン	(mg／ℓ)	34	43	54
蛋白質	(mg／ℓ)	185	184	72
脂質	(mg／ℓ)	70	56	29
炭水化物	(mg／ℓ)	229	159	75
揮発性有機酸	(mg／ℓ)	41	38	29
大腸菌群数	(個／ml)	110×10^4	149×10^3	173×10^3
一般細菌数	(個／ml)	240×10^5	520×10^4	140×10^4

表－5　(20μふるい通過水濃度)／(原水濃度)

	A	B	C
TS (mg/ℓ)	.61	.67	.91
VTS (mg/ℓ)	.40	.48	.84
TOC (mg/ℓ)	.23	.42	.74
BOD (mg/ℓ)	.36	.51	.74

分画の区分は，1000μ，500μ，125μ，63μ，20μ（口径20cmのふるい），5μ，1μ，0.65μ，0.1μ（口径4.7 cmのろ紙）である。目詰り防止のためのふるいの洗浄，ろ紙の交換，溶出防止のためのろ紙の使用直前洗浄を行ったため，時間と労力を多く費した。

4.3　調査の結果と考察

表－4に分析結果を示す。水温，pH，DO，大腸菌群数，硫酸イオンを除く全ての項目において，AからCに進むにつれ濃度の減少がみられる。又，4つの項目に関して細かい粒子，溶解性成分の寄与率をみるため（20μふるい通過水濃度）／（原水濃度）を求めてみると，これはAからCにかけて増加している。このことより，1)固形物の微細化，2)固形物の補捉が起こったことが推定される。しかしこの現象が堆積，付着によるもの，落差工の影響によるもの，単なる流下の作用によるものとしてそれらの寄与がどの程度であるかについては不明である。更に言うならば，同一水塊を得られずに，BCにおいては濃度の低い下水を採取した可能性もある。従って今後の手法としては，落差の影響，堆積，付着の影響を個々に直接的にとらえることが必要となる。

謝辞　2，3の実験，調査にあたって，神奈川県下水道課，神奈川県下水道公社の方々にお世話になったことを記し感謝致します。なお2，3の実験，調査(採水，分析)は㈱日水コンが分担した。

参考文献

1）中村栄一他「下水性状の生化学的特性に関する研究」建設省土木研究所土木研究所資料(本資料)(1986)

2）D. Levine, G. Tchobanoglous, T. Asano "Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater : treatment and reuse implications", J. of Water Pollution Control Federation, Vol 57, No 7pp 805～816 (1985)

3．小規模処理場における処理特性に関する調査

下水道研究室　室長　中村　栄一
主任研究員　高橋　正宏
研究員　落　修一
中島　淳子

1. 調査の目的と必要性

現在，下水道事業は大都市から地方の中小都市，農山漁村等の小集落へと拡大する段階にあり，今後は事業の小規模化と事業件数の増加が見込まれる。しかし，これから新たに下水道事業に着手する地方公共団体にあっては，住民のニーズ等に対して既存の技術では対応が困難な場合が想定される。特に下水処理場の維持管理に高度な技術を修得した技術者を確保することは困難であると思われる。さらに，下水処理水（放流水）が農業用水やリクレーション用水となる場合も多くなり，処理水の水質はかなり高いレベルのものが要求されてくると考えられる。

本調査は，以上の背要から，小規模下水道に適した簡易な運転管理のみで比較的高度な処理水質が得られる下水処理法を見い出すために実施したものである。調査では，基礎的な実験やパイロット規模の実験，現地調査等を通じて既存下水処理法の改善法を見出すとともに，新しい下水処理法の開発を手掛けた。

2. 調査の概要

本調査は，昭和55年度を初年度として６ヶ年間実施し，60年度が最終年度である。この間，調査した内容は以下の通りである。この中の多くは現在活用されているものや直ちに活用，実用化できるものであるが，絶対嫌気性処理法と全酸化処理法については現在も開発段階にあり継続した調査が必要と考えられる。

1）活性汚泥法の処理特性に関する調査
- ① オキシデーションディッチ法
- ② 長時間エアレーション法
- ③ 回分式活性汚泥法
- ④ 活性汚泥に対する土壌覆蓋の効果

2）生物膜法の処理特性に関する調査
- ① 循環式接触酸化法
- ② れき間エアレーション法
- ③ ドレーン模型

④　コンパクト処理法

⑤　全酸化処理法

3）絶対嫌気性処理法の処理特性に関する調査

4）現地調査

①　小集落排水

②　長時間エアレーション法

③　散水濾床法

④　れき間エアレーション法

3. 調査結果

3.1　活性汚泥法の処理特性に関する調査

活性汚泥法は，好気的条件下でしかも微生物群を浮遊させて排水処理を行う方法であり，一般的には表－1に示すような操作条件下で運転されている。

表－1　各種活性汚泥法の操作条件

操作条件 / 処理方式	BOD負荷		エアレーションタンク内混合液浮遊物濃度 (MLSS) (mg/ℓ)	汚泥日令 (日)	送気量 (倍下水量)	エアレーション時間 (時間)	汚泥返送比 (%)
	BOD-SS負荷 (L_s) (kg/SSkg·日)	BOD容積負荷 (L_v) (kg/m³·日)					
標準活性汚泥法	0.2～0.4	0.3～0.8	1,500～2,000	2～4	3～7	6～8	20～30
ステップエアレーション法	0.2～0.4	0.4～1.4	2,000～3,000	2～4	3～7	4～6	20～30
コンタクトスタビリゼーション法	0.2	0.8～1.4	2,000～8,000	4	12以上	5以上	50～100
長時間エアレーション法	0.03～0.05	0.15～0.25	3,000～6,000	15～30	15以上	16～24	50～150
モディファイドエアレーション法	1.5～3.0	0.6～2.4	400～800	0.3～0.5	2～4	1.5～2.5	5～10
高速エアレーション沈殿池	0.2～0.4	0.6～2.4	3,000～6,000	2～4	5～8	2～3	50～150
オキシデーションディッチ	0.03～0.05	0.1～0.2	3,000～4,000	15～30		24～48	50～150

ここでは，小規模下水処理に適していると考えられる

1）オキシデーションディッチ法

2）長時間エアレーション法

3）回分式活性汚泥法

について調査検討を行った結果を報告する。なお，活性汚泥法における土壌覆蓋の効果についてその実験を行ったので合わせて報告する。

3.1.1　オキシデーションディッチ法に関する調査

1）概　　要

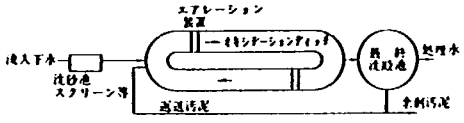
本法は活性汚泥の一種であり，一般的な通常のフローシートは図－1に示すとおりである。特徴はエアレーションタンク（ディッチ）の形状，及びエアレーション装置にあり，無終端の水路内に

何基かのエアレーション装置を設置して，エアレーション，及び混合撹拌を行う方式である。固液分離は最終沈殿池で行う型式とディッチ内で行う回分式の型式とがあり，又最終沈殿池をディッチに接して作り，半回分運転を行う例もある。一般的な操作条件を表－２に示す。

2）維持管理の特性

本法の水処理性能の例を表－３に示す。この時の運転条件はおおむね表－２に示すとおりである。このプラントの管理は１日１回の見廻りにより行っており，処理水の透視度と最終沈殿池の汚泥界面高さを指標として，エアレーション強度と余剰汚泥の引き抜きを行うのみである。これらの操作条件の変更はほぼ数ケ月に１度の頻度で十分であった。実質的な維持管理作業は最終沈殿池におけるスカムの始末と余剰汚泥の処理・処分となろう。

余剰汚泥の発生量を冬期と夏期とで比較した例を図－２に示す。除去ＳＳ当りの汚泥発生量は夏期は冬期の87%となっているが，冬期においても除去ＢＯＤ当り0.758kg－SS/kg－BOD，SS当りで0.542kg－SS/kg－SSであり，標準活性汚泥法と比較すると余剰汚泥の発生量は少ないと考えら



図－１　オキシデーションディッチ法のフローシート

表－２　オキシデーションディッチ法の標準的操作条件

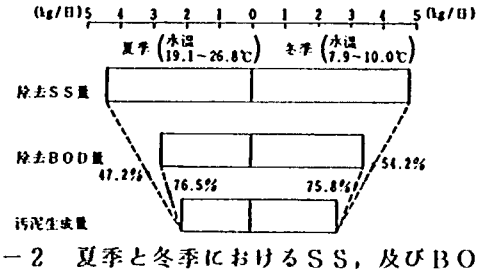
操作条件	ＢＯＤ負荷		混合液浮遊物濃度	汚泥滞留時間	エアレーション	返送汚泥率
	BOD－SS負荷	BOD容積負荷	(MLSS)	(SRT)	時間	
単位	kg-BOD/kg-SS・日	kg-BOD/m³・日	mg/ℓ	日	時間	%
範囲	0.03～0.05	0.13～0.2	3,000～6,000	20～40	24～36	50～150

表－３　ディッチテストプラントの年間平均処理成績

		ＢＯＤ	ＳＳ	Ｔ－Ｎ	Ｔ－Ｐ	Ｄ－Ｐ
流入水 (mg/ℓ)	平均	147	195	23.3	4.75	1.16
	範囲	68-354	49-1077	11.9-66.0	1.48-21.9	0.41-2.52
処理水 (mg/ℓ)	平均	3.9	5.3	9.4	0.90	0.76
	範囲	0.9-10.1	0.9-12.9	1.1-16.1	0.16-2.03	0.12-1.14
除去率(%)		97.3	97.3	59.7	81.1	31.9

表－４　ディッチ　テストプラントの運転条件

エアレーション時間	２４時間
ＢＯＤ－ＳＳ負荷	0.028kg-BOD/kg·MLSS·日
ＢＯＤ－容積負荷	0.147kg-BOD/m³·日
ＭＬＳＳ	平均 5,200mg/ℓ(2330－8620)
ＳＲＴ	56日　又は　汚泥引き抜きなし
返送汚泥率	100％　一部150％
最終沈殿池滞留時間	3.5時間
最終沈殿池水面積負荷	13.8 m³/m²·日

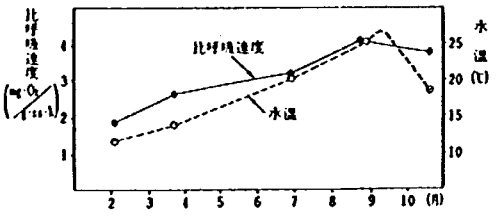


図－２　夏季と冬季におけるＳＳ，及びＢＯＤの見かけ上の汚泥転換率

れる。このため汚泥処理作業の頻度を週に1度，又は月に1度程度まで低減させることができる。

3）設計上の留意点

本法はディッチ本体の土木構造をできるだけ簡単なものとすることで建設費を低減させることができる。（但し用地は広くなる。）エアレーション装置も簡易なものを使用すべきであろうが，必要な酸素量を過不足なく供給できる機能を有していなければならない。図－3はテストプラントにおける汚泥の比呼吸速度の年間の変化を示しているが，夏季は冬季の2.2倍の値となっている。



図－3　水温と比呼吸速度の年間の変化

又，余剰汚泥の間欠的な引き抜きによりディッチ内のＭＬＳＳ濃度が変動する場合もエアレーション装置の調整が必要である。強度が不足するとまずアンモニア性窒素の硝化が停止し，やがて処理水が白濁してくる。強すぎる場合には，処理水pHが低下し，汚泥の微フロックが流出し透視度が低下する。テストプラントの結果によると適正な酸素供給量はＭＬＳＳが5,000㎎／ℓ程度の時，（除去ＢＯＤ量）＋（除去アンモニアの酸化に必要な酸素量）の約1.5倍程度であった。

窒素の除去は，硝化が完全に起る酸素量を供給したうえで，ディッチ内に部分的に溶存酸素が0となる箇所を確保するか，あるいはエアレーション強度をタイマー等で変更して，溶存酸素が0となる時間を確保することにより，通常70～90％の除去率が期得できる。但し，いずれの場合も，エアレーション強度をディッチ内ＤＯ濃度に追従して変化させ得る装置構成とすることが必要である。最も簡単な方法は，タイマー制御によって複数のエアレーション装置の運転台数を調整する方法である。但し，安定した除去率を得るためには，経験を積まなくてはならない。ＤＯメータによるシーケンス制御は，装置の構成が若干複雑となるが，信頼できる機器を使用すれば確実な方法と言えよう。

テストプラントの運転結果によると処理水中のリンは0.16～2.03㎎／ℓ，平均0.9㎎／ℓ，除去率81.1％となっており，リンの除去能力もかなり期待できる。これは生下水を投入しているため，流入水中の固型性リンの割合が高いこと，汚泥処理系からの返送水がないことなどのためと思われる。実際の処理施設においても余剰汚泥を機械的に濃縮，脱水すればこの程度の除去率を期待できよう。

3.1.2　長時間エアレーション法の改善に関する調査

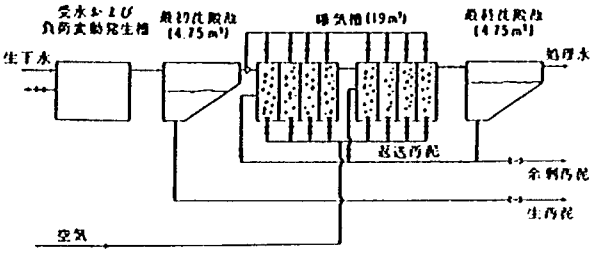
二次処理施設としての長時間エアレーション法は，標準活性汚泥法と比較した場合，余剰汚泥の発生量は幾分減少するものの処理水質はその規模の割には同等レベルか或いは水質項目によってはそれ以下でしかない。しかし，現状はすでに本法により稼動しているもの或いは供用初期に有り結果的に長時間エアレーション法となっているもの等が有り，それらについては高度な処理水質が望まれてしかるべきである。

本調査は，長時間エアレーション法の施設の余裕と活性汚泥法の機能を生かし，そこで窒素を除去することにより，処理水質の高度化を図ったものである。

1) 調査方法

調査は，図－4に示した大型の活性汚泥実験装置を流域下水道の処理場内に設置し，循環方式の一段階硝化脱窒法で連続運転を行なった。

そこでの基本的な運転法は，長時間エアレーションに見合った条件として，循環水は返送汚泥ポンプによるものとし，脱窒過程での撹拌は，既存の散気装置を用いた空気撹拌とした。エアレーション時間は実施設における硝化の進行状況と一段階硝化脱窒法の適用範囲等を考慮して16時間とした。又，調査では表－5に示した運転条件を設定し，定期的に処理成績とエアレーションタンク内の硝化と脱窒の進行状況を調べ，定常状態下において解析した。尚，ケースⅠは対照としての運転法である。



図－4　大型活性汚泥実験装置フロー

表－5　一段階硝化脱窒法による運転条件

運転条件 / 調査ケース	流入下水量 (ℓ/min)	循環率 (%)	空気供給量(N·ℓ/min/槽) 脱窒ゾーン (4槽)	空気供給量(N·ℓ/min/槽) 硝化ゾーン (4槽)	脱窒ゾーン(4槽)への下水の流入方式
Ⅰ	20	100	50×(4)	50×(4)	先端部第1槽へ全量流入
Ⅱ	〃	〃	30×(4)	〃	〃
Ⅲ	〃	〃	10×(4)	〃	〃
Ⅳ	〃	〃	〃	〃	全槽へ等量ずつのステップ流入
Ⅴ	〃	200	〃	〃	〃

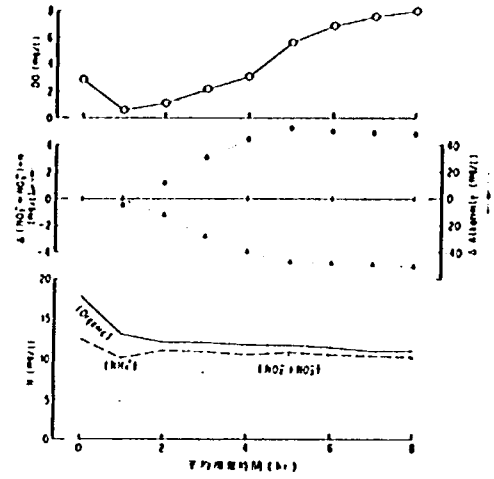
表－6　一段階硝化脱窒法の運転法の違いと処理成績

調査項目 / 調査ケース		Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ
曝気槽	水温 (℃)	86 ~ 168	78 ~ 120	88 ~ 120	125 ~ 228	197 ~ 247
	MLSS (㎎/ℓ)	4530	5160	3810	2940	2380
	MLVSS (〃)	2640	3090	2210	1840	1530
	SRT (day)	30				
曝気槽流入水	SS (㎎/ℓ)	817	1242	705	364	295
	BOD_{Atu} (〃)	840	1007	844	642	776
	COD_{Mn} (〃)	424	621	507	330	335
	K-N (〃)	181	268	195	154	148
	NH_4^+-N (〃)	870	1132	1095	983	1056
	$(NO_2^- + NO_3^-)$-N (〃)	036	117	135	042	008
	T-P (〃)	280	375	255	155	167
	PO_4^{3-}-P (〃)	045	081	056	062	099
処理水	pH	684 ~ 736	701 ~ 735	695 ~ 719	692 ~ 730	736 ~ 750
	透視度 (㎝)	32 ~ >50(66%)	31 ~ >50(52%)	49 ~ >50(92%)	>50(100%)	>50(100%)
	SS (㎎/ℓ)	55	118	68	46	62
	BOD_{Atu} (〃)	22	43	40	46	30
	COD_{Mn} (〃)	33	92	85	66	70
	K-N (〃)	12	14	14	13	10
	NH_4^+-N (〃)	040	041	050	052	038
	$(NO_2^- + NO_3^-)$-N (〃)	1136	843	632	670	523
	T-P (〃)	035	047	038	044	036
	PO_4^{3-}-P (〃)	009	011	016	029	056

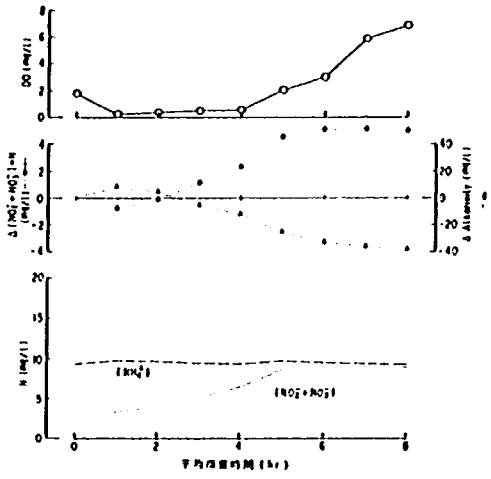
2) 調査結果

各運転条件下における平均的な処理成績を表－6に示した。長時間エアレーション法から一段階硝化脱窒法への運転法の変更に伴う処理水質の変化は酸化態の窒素を除いて殆んどないと言ってよく，本法の適用により処理水質が悪化することはないであろう。

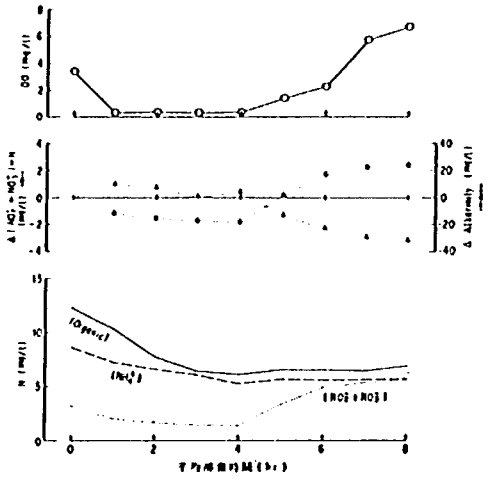
循環方式の一段階硝化脱窒法における窒素の除去率は流入水量に対する循環水量比で決定されるものであるが，その前提として充分な硝化率と脱窒率が得られていなければならない。図－5～9には各調査ケース別のエアレーションタンク内における溶解性窒素の変化をそこでのDOとアルカリ度の変化と合わせて示した（これらは定常状態下における平均値を表わしたものである）。硝化は全てのケー



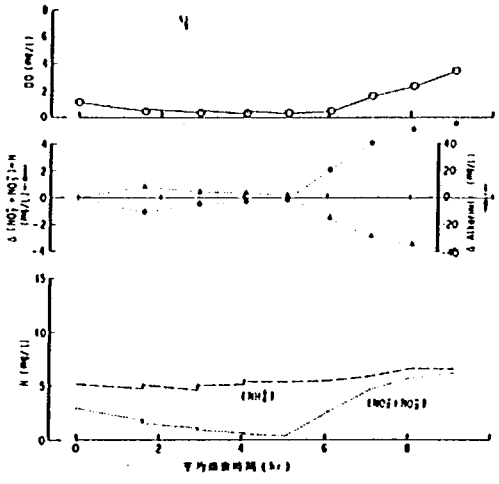
図－5　ケースⅠにおける槽内窒素の変化



図－6　ケースⅡにおける槽内窒素の変化



図－7　ケースⅢにおける槽内窒素の変化



図－8　ケースⅣにおける槽内窒素の変化

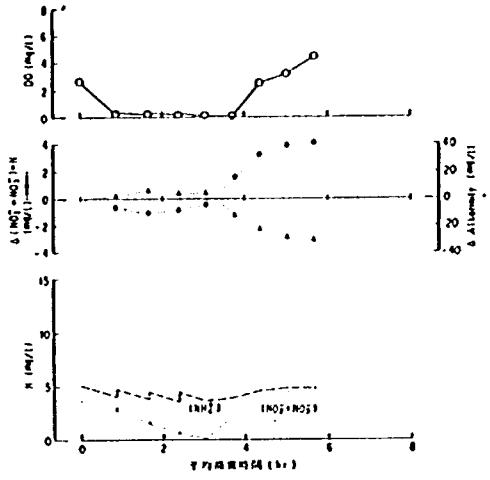
スで充分な域まで達していると言えるが，脱窒は各ケースにより異なり，対照運転で殆んど起こっていないものが，空気の供給量を減らす程活発となり，ステップ方式では充分なものとなっている。従って，本法により窒素除去を図るには脱窒槽の運転法が重要となることがわかる。

活性汚泥中の脱窒菌群は，大部分が通性嫌気性の他栄養細菌群であるものと思われ，その生息数は一般細菌に匹適するものである。これらの脱窒菌の活性は基質（電子供与体）濃度に大きく左右される。又，活性汚泥の脱窒速度は活性汚泥の呼吸速度に比例する。

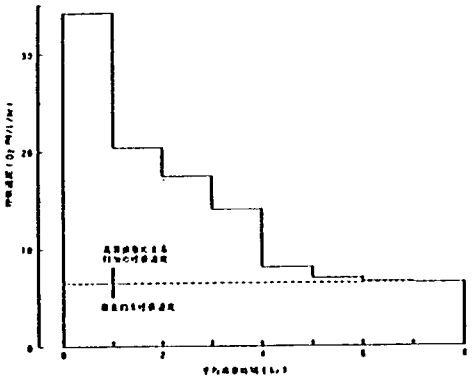
本調査のように好気的な雰囲気での脱窒を期待する場合は，脱窒菌の活性が重要となり，その活性が基質摂取において他の細菌群との競合に競り勝つＤＯ濃度レベルにあることと，呼吸活性による酸素要求量が既存のＤＯ濃度レベルでは不足するようなＤＯ濃度レベルにあることの２つが主な

因子として満足されなければならない。そのためには，脱窒ゾーンを可能な限り低いＤＯ濃度に保つことと，そこでの活性汚泥の呼吸速度を可能な限り高く保つことである。

図－10にはケースⅠにおけるエアレーションタンク各槽の呼吸速度の測定結果を示した。エアレーションタンク末端部の呼吸速度をそこでの運転条件による潜在的な呼吸速度とすると，それ以上が基質の摂取により要求された付加の呼吸速度とすることができる。この付加分の呼吸速度による呼吸量は，第１槽で４５％，第２槽目までで６８％，エアレーションタンクの前半量目までで９８％と，大部分が流入側に片寄っている。良好な脱窒を期待するにはこの片寄った部分を脱窒ゾーン内で平均化してやることが有効な手段となり，プラグフローとなっている長時間エアレーション法では脱窒ゾーンで下水をステップ流入させた方が良いことになる。本調査のケースⅣとⅤがこれに当り，流入下水のＢＯＤ濃度が低いにもかかわらず200％の循環率でも充分な脱窒が得られたものである。



図－９　ケースⅤにおける槽内窒素の変化



図－10　ケースⅠのエアレーションタンクにおける呼吸速度の変化

3）結　論

長時間エアレーション法の施設で，その機能を生かしたまま循環式の一段階硝化脱窒法による高度処理化は可能である。そこでは脱窒ゾーンに留意する必要があり，好気的雰囲気での脱窒となるため，散気方式を粗大気泡曝気とし酸素溶解効率を落すことと，下水をステップ方式等で流入させ，活性汚泥の呼吸速度の均一化を図ることにより安定した高度処理が図られるであろう。

3.1.3　回分式活性汚泥法に関する調査

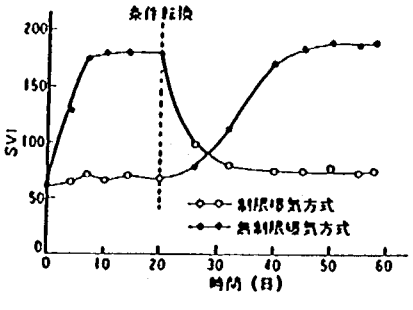
回分式活性汚泥法は，活性汚泥法の最初の実規模プラントとして英国のSalfordで採用された処理方式である。その後，処理場規模が大型化するに従い連続流式の標準活性汚泥法が主流を占めるに致った。回分式活性汚泥法に再び注目したのはPasveerであり，小規模な家庭排水や工場排水の処理施設として回分式オキシデーションディッチを適用した。さらにバルキングを起した回分式オキシデーションディッチの運転条件を変更することにより，バルキングが改善されると同時に窒素除去も行われたと報告している。この時の運転条件は，水理学的滞留時間（ＨＲＴ）３Ｈ，１サイクル６時間で，

4時間がエアレーション，沈殿・排水が各1時間である。下水は1サイクル当りタンク容量の約8%分が投入された計算であり，変更前はエアレーション工程時に下水を均等流入させていたものを，排水時間の終り頃に一時に流入させるよう変更したものである。

1970年代後半よりIrvineらが回分式活性汚泥法を種々の排水に適用し，その効果を確認した。集落排水向けの施設ではHRT 3.5日，1サイクル24時間，うち流入7～10時間，エアレーションは流入開始より5時間が経過した後に始まり6時間行われた。反応タンクは撹拌機によって流入開始より22時間撹拌されており，沈殿・排水は各1時間である。Irvineらの報告では，14℃の水温において，流入水，処理水のBOD$_5$はそれぞれ132.7㎎/ℓであり，流入水のアンモニア性窒素（NH_4^+-N）(12.4㎎/ℓ)はほぼ完全に硝化され，処理水中の酸化態窒素（NO_2^--N＋NO_3^--N）は4.3㎎/ℓであった。また，エアレーション時間6時間，沈殿・排水を各1時間，BOD・SS負荷を0.3（kg－BOD/kg－SS・日）とした3台の実験装置において下水の流入時間をそれぞれ2，4，5時間とした実験では，処理水質に差はなく汚泥の沈降性が大きく異なったとしているが，流入時間との間に明確な関係は見い出せなかったとしている。さらに流入水量1200㎥/日の実規模プラントにおける報告では，HRT 9.4時間，BOD－VSS負荷0.3kg－BOD/kg－VSS・日という高負荷運転も行っている。この時の1サイクルは6時間で，流入が約3時間，エアレーションは流入開始と同時に始り約3.6時間，沈殿・排水が各々0.7時間ずつ，休止が1時間である。エアレーション時間中にMLDOが2㎎/ℓに達するような運転を行うことにより，硝化・脱窒が冬期でも起き，流入NH_4^+－Nが約20㎎/ℓの時，処理水中の（NH_4^+＋NO_2^-＋NO_3^-）－Nが3㎎/ℓ程度と報告されている。但しタンク水面上に厚いスカムが生成され，処理水には影響ないものの厳冬期にスカムが凍結し，上澄水回収装置が作動しないことが運転上のトラブルとして報告されている。

日本においては太宰らが精力的に研究を継続している。太宰らによると，現在主に中小の産業排水処理に用いられている回分式活性汚泥処理は，運転管理が簡単で，建設費や用地も少なくてすむが，バルキング現象の抑制が困難であることが欠点であった。彼らは，排水の注入時には曝気を停止して一時的に嫌気状態を作ることでバルキングを抑制できるということを見出した。このような方法を制限曝気方式と名付け，注入開始と同時に曝気を行う方法を無制限曝気方式として区別している。

図－11は流入BOD$_5$ 1000㎎/ℓの澱物排液を，BOD－SS負荷0.5kg－BOD/kg－SS・日となるように2系列の同様の培養槽で処理したときのSVIの変化を示している。1つの系列は制限曝気法で，他は無制限曝気法で処理をし，20日目に曝気方式を互いに転換したものである。図に示されるように，曝気方式とSVIは非常に密接な関係にあることがわかる。



図－11　曝気方式とSVIの関係

また，制限曝気方式の回分処理においては，リンおよび窒素の除去が標準活性汚泥処理（完全混合型）と比較して非常にすぐれていると述べている。すなわち，標準活性汚泥法でのリンおよび窒素の除去率はそれぞれ28%，14%であったが，制限曝気方式回分処理では同

一の原水に対してそれぞれ99%，77%の除去率を得ている。このときのBOD－SS負荷は0.5，MLSS 4,000～5,0000mg／ℓである。ただし，太宰らは主に産業排水を対象としており，都市下水とはBOD濃度，BOD_5：窒素：リンの比率，排水の流入パターン等が大きく異なっている。これらの結果を下水処理に応用するためには，さらに検討が必要であろう。

都市下水処理の分野での回分式活性汚泥処理に関する報告としては早川らのものがある。これは，下水の流入は連続的に行われるが，曝気，沈殿，排水の各工程を回分式で行うものであり，団地下水を用いて18㎥槽の規模で実験を行った。この結果，BOD_5，COD_{Mn}，浮遊物質とも良好な処理成績を得，また50～70%の脱窒率を得ることができた。ただし，SVIは大部分が100～180mℓ／gの範囲内にあり，同じ下水を処理している連続流式活性汚泥処理施設の汚泥と大差なかった。本法において沈殿工程時に下水が流入する場合，連続流入式の沈殿槽と同様の水理状態になる可能性があるのではないかという疑問が残る。また，雨天時等に流入水量パターンが急変する場合の対策等が求められよう。

土木研究所では1980年より回分式活性汚泥処理のパイロットプラント実験を行った。この実験プラントは容積160㎥，深さ2m（1982年よりは容積225㎥，水深2.8m）のオキシデーションディッチ型装置であり，タテ軸型，および横軸型の2種類のエアレーション装置が設置された。

1サイクルは12時間であり，流入2時間，反応6.25時間，沈殿0.75時間，排水3時間で構成されている。反応時間中に，エアレーターを15分運転，30分停止の繰り返しを行うことにより，90%の窒素除去率と0.22kwh－エアレーター／㎥－処理水という良好な消費電力効率を得た。ただし，この時のHRTは48時間，MLSSは5,000～10,000mg／ℓであり，かなりの低負荷運転と言える。

岡田らも室内実験にて本法の脱窒・脱リン機構の解明に取り組んでおり，窒素，リンの除去率としてそれぞれ87,90%という良好な値を得ている。ただし，1サイクル内の嫌気・好気時間の配分，MLSS濃度，BOD容積負荷を変化させると，除去率が低下する現象が見られ，安定した処理条件の解明にはさらに検討が必要である。

オキシデーションディッチ型の回分式活性汚泥法で生物学的脱窒とPACを利用した同時凝集法によるリン除去を小規模な実施設に適用した例について報告がある。中村らは，窒素除去のための管理指標として，硝化に対してはDOが，脱窒に対してはpHが有効であること，同時凝集法に用いる凝集剤として，pHを比較的低下させないPACが硝化を阻害しないため優れていること等を述べている。

以上の報告から，現在のところIrvineらの報告を除くと，いずれも低負荷条件での運転が主であり，この場合は窒素除去は生物学的に行われるが，リン除去は期待できない。生物学的リン除去が生じている例は早川らと岡田らの報告であり，比較的高負荷条件で運転されている。本研究では，低負荷より高負荷までの幅広い運転条件において，リン・窒素除去を含めた処理性能の評価と設計・運転管理手法を明らかにすることを目的としている。

1）パイロットプラント実験

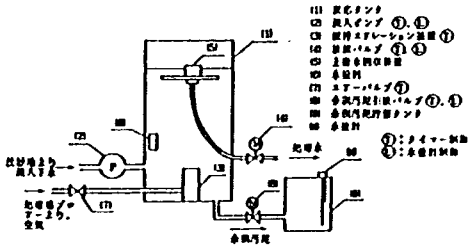
本実験は昭和59年8月より運転を開始したNo 1プラントと昭和60年1月よりのNo 2プラントについての調査結果である。両プラントは茨城県取手市戸頭終末処理場内に設置してあり，処理場の沈砂池流出水を原水として使用している。当処理場は，処理人口約10,000人の団地処理場であり，

流入下水のほとんどが生活系排水である。処理場の場内返送水は原水採取位置より下流にあるため，本実験に影響はない。

パイロットプラント（以下プラントと呼ぶ）は，高水位時の容積3㎥，水深2ｍの鋼製円筒型の反応タンクと余剰汚泥貯留タンク（V＝0.5㎥）より構成されている。プラントのフローシートを図－12に示す。また，設計諸元を表－7に示す。昭和59年度の運転条件は図－13に示すように，No 1がHRT12時間，1サイクル6時間，1サイクル当りの排水量はタンク容量の50％であり，No 2がHRT24時間，1サイクル12時間，排水量はタンク容量の50％である。No 1は嫌気・好気を交互に30分単位で繰り返し，No 2は流入時間を嫌気，流入終了後を好気としている。

2) プラントの運転実績

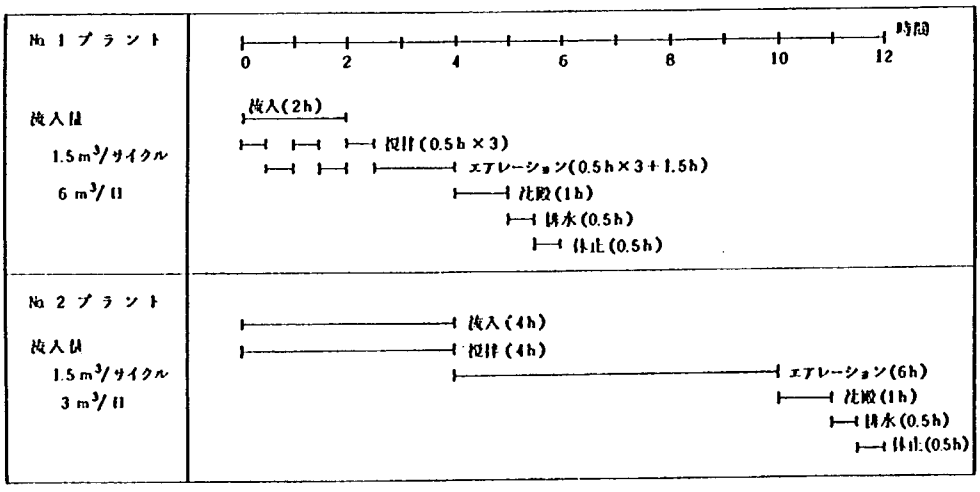
No 1プラントは昭和59年7月より運転を行ったが初期故障が生じたため実際に安定した処理が行えた期間は昭和59年9月～11月と昭和60年3月中旬以降



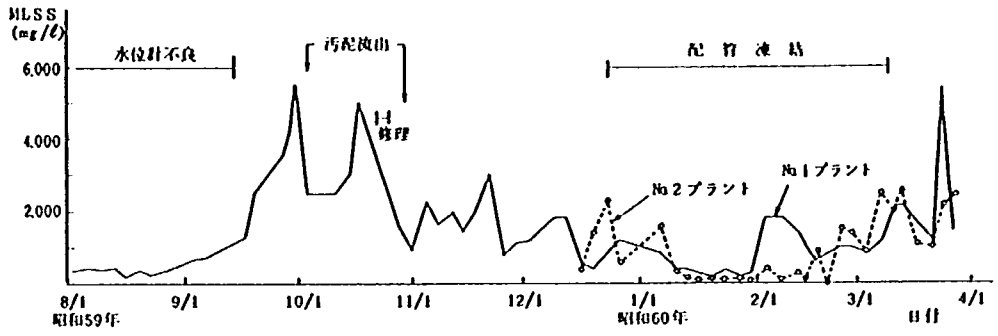
図－12　プラントフローシート

表－7　プラントの設計諸元

反応槽容量	3 m^3
流入水量	300 ℓ ～ 3,000 ℓ/h 可変速スネークポンプによる任意設定
1サイクル当りの排水量	0～2 m^3/サイクル，水圧検知型水位計により任意設定
上澄水排除方式	フロート式　水面下20 cmのスリット付パイプによる
水面積	1.5 m^2
排水パイプ長さ	0.37 ～ 2.96 m　8段階調整可能
送風量	0～100 m^3/H　処理場の送気管より分岐
エアレーション・撹拌装置	水中撹拌機　200 W



図－13　運転条件



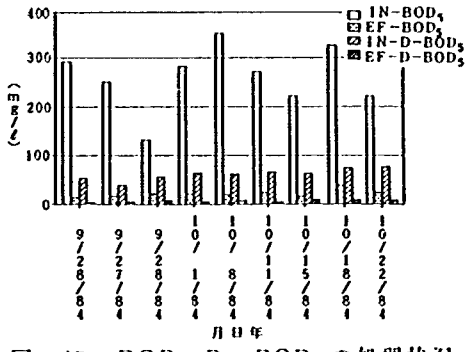
図－14　プラント・ＭＬＳＳの変動

である。図－14は全期間のＭＬＳＳの変動であるが，運転開始当初と冬期はＭＬＳＳが極端に低く，処理水質も悪化した。故障の主な原因は水位計と配管の凍結であり，12月末より３月始めまでは正常な運転ができなかった。

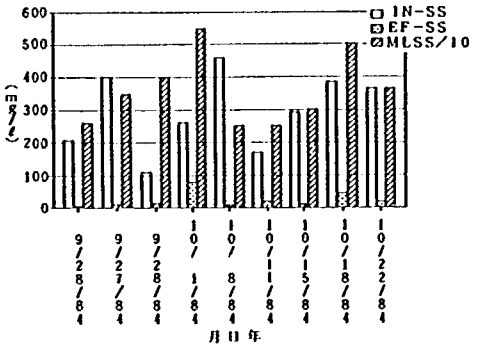
ここでは，比較的安定した運転が行われた９月19日～10月24日のデータを扱うものとする。図－15はＢＯＤ$_5$，溶解性BOD$_5$（Ｄ－ＢＯＤ$_5$）の処理状況を示したものである。流入BOD$_5$濃度はかなり高く，ＢＯＤ容積負荷（エアレーション時間ベース）で0.39～1.05 kg－ＢＯＤ／m^3・日と標準活性汚泥法と比較して１～３倍程度高い負荷をかけているにもかかわらず，処理性能は安定している。ただし，後述するようにＭＬＳＳ濃度が設定値より上昇すると汚泥の流出が生じるため，処理水のBOD$_5$も悪化する。（10月１日，10月18日）

図－16はＳＳの処理状況とＭＬＳＳ濃度との関係を示したものである。処理水ＳＳが悪化したのは10月１日と10月18日であり，いずれの場合もMLSSが5,000㎎／ℓ以上となっている。他の報告によると，5,000㎎／ℓ以上の場合でも安定した処理成績を挙げているケースもあるが，いずれも低負荷条件での運転であり，本プラントの条件とは異なる。高負荷で運転を行う場合には，MLSS 3,000㎎／ℓ程度を目安として管理を行うことが望ましい。

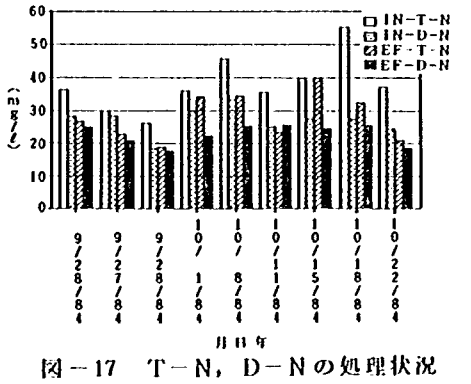
窒素の処理状況を図－17に示す。図－17より窒素の除去はあまり行われていないことがわかる。詳細な分



図－15　BOD$_5$，Ｄ－BOD$_5$の処理状況

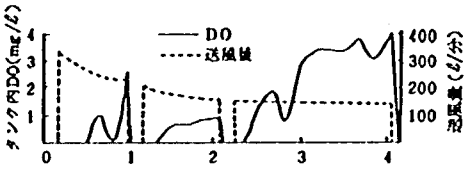


図－16　ＳＳ除去とＭＬＳＳの関係

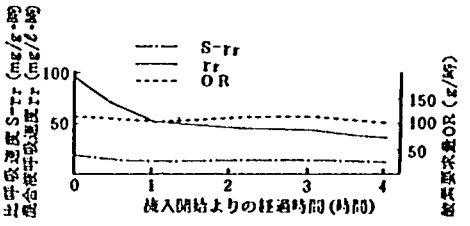


図－17　Ｔ－Ｎ，Ｄ－Ｎの処理状況

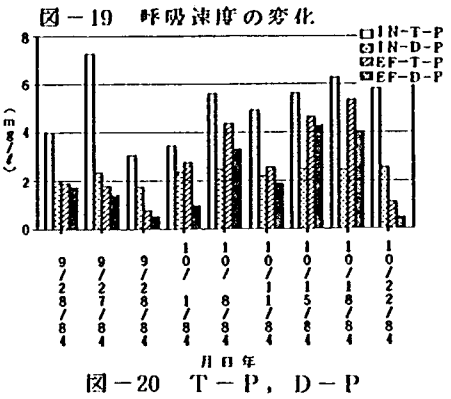
析結果として表－8に示すように，アンモニア性窒素が残留しており硝化が起らなかったためである。この期間，硝化を促進させるため反応工程中の好気時間を3.5時間としている。図－18は9月28日に実施した精密実験時におけるタンク内DOの変化を示しており，下水が流入している2時間目までは，1㎎／ℓ以下であったが，流入が停止してからは急激にDOが上昇しており，酸素不足のため硝化が抑制されることはなかった。図－19は同時に測定した混合液および汚泥単位重量当りの呼吸速度と酸素要求量を示したものである。混合液1ℓ当りの呼吸速度は減少しているが，下水の流入によって汚泥濃度が希釈されたためであり，汚泥1g当りの呼吸速度（比呼吸速度）は1サイクル中ほとんど一定である。通常，比呼吸速度は基質摂取時に最大となり，内生呼吸時に最小，硝化反応時はその中間の値をとる。戸頭処理場の本施設活性汚泥の比呼吸速度はエアレーションタンク流入部で15～20㎎／g・時であるが，本プラントの汚泥は常に同程度の呼吸活性を有していることとなり，かなりの過負荷となっていることがうかがわれる。昭和60年3月末現在でも硝化率（処理水中NO_3^-－N濃度／流入水中NH_4^+－N濃度）は約10%である。



図－18　タンク内DO，送風量の変化

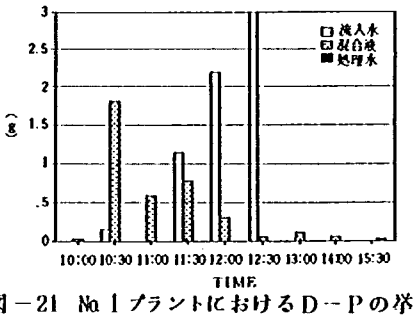


図－19　呼吸速度の変化

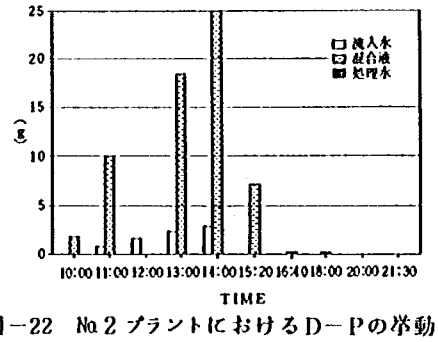


図－20　T－P，D－P

図－20はリンの処理状況である。処理水中のリンの形態は，汚泥の流出がない場合には溶解性リン（D－P）が大部分を占めるが，その除去率は日によって大きく変動した。9月22日，および10月22日はD－P濃度が1㎎／ℓ以下となっており，生物学的リン除去が起きているものと思われる。昭和60年3月末に，リン除去能が安定して起きている時に，流入水，混合液，処理水中のリン負荷量を経時的に調査した結果を図－21，および図－22に示した。図－21は1サイクル6時間運転のNo.1プラントのもので，運転条件は図－13に示した通りである。スタート時，混合液中のD－Pは総量で0.03gであったが，嫌気状態で下水が流入した最初の30分間に1.8gまで上昇した。この間の流入下水によるD－Pの持ち込み分は0.3gであるので1.5gが汚泥より放



図－21　No.1プラントにおけるD－Pの挙動

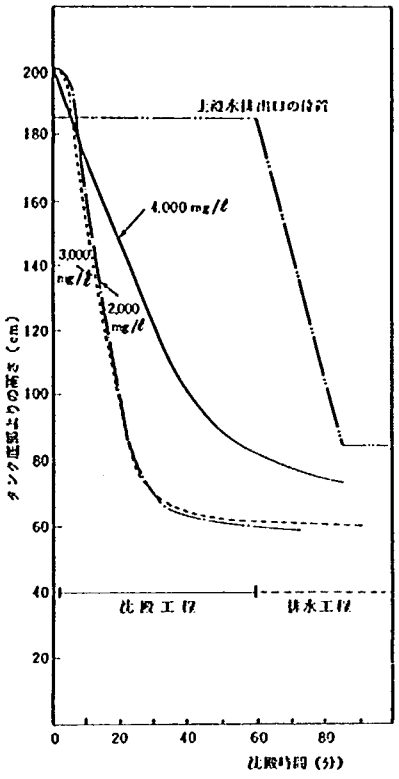


図－22　No.2プラントにおけるD－Pの挙動

出されたことになる。３０分毎に嫌気・好気状態を繰り返し，１２時30分までに３ｇのＤ－Ｐが流入したが，混合液中には0.06ｇのＤ－Ｐしか残留していなかった。

図－２２は，図－１３の運転条件におけるNo.２プラントの結果である。スタート時より４時間が嫌気状態で下水を流入させる工程であり，下水よりの持込みＤ－Ｐが３ｇであるのに対して，混合液中では1.9ｇから24.8ｇと22.9ｇも増加している。１４時より好気状態に入り，約４時間で混合液中Ｄ－Ｐは0.3ｇに減少し，最終的に放流された量は0.03ｇであった。なお，昭和59年９月20日より10月22日までの詳細な水質分析結果を表－８に示した。

本プラントにおける汚泥の沈降状況を図－23に示す。図には高水位時のＭＬＳＳがそれぞれ2,000，3,000，4,000㎎／ℓの時の場合，沈殿・排水工程における汚泥界面の経時変化を示した。また，上澄水排出口の位置も同時に示してある。図よりＭＬＳＳが3,000㎎／ℓ以下では，汚泥の沈降性に影響がないことがわかる。4,000㎎／ℓでは沈降速度も減少し，排水工程に入っても界面



図－23　汚泥の沈降状況

表－８　分　析　結　果

月 日 年	経過日数	IN-BOD₅ (mg/l)	IN-D-BOD₅	IN-SS	IN-VSS	水温 ℃	pH	IN-T-N mg/l	IN-D-N	IN-K-N	IN-D-K-N	IN-NH4-N	IN-NO3-N
9/20/84	1	290	55	210	200	23.5	7.64	36.51	28.41	36.4	28.3	23.8	.07
9/27/84	8	250	39	400	360	23	7.95	29.92	28.42	29.9	26.4	4.09	.02
9/28/84	9	130	57	110	97	22	8.17	26.15	18.75	25	17.6	2.08	1.11
10/ 1/84	12	280	63	260	240	24	7.71	30.04	29.04	36	29	25.7	.02
10/ 9/84	19	350	61	460	420	20	7.23	45.86	33.46	45.8	33.4	25.3	.04
10/11/84	22	270	65	170		20	7.58	35.45	25.05	35.4	25	24.9	0
10/15/84	26	220	62	290	270	21	7.75	39.86	25.46	39.8	25.4	24.9	.03
10/18/84	29	320	73	380	370	21	7.55	55.65	27.25	55.6	27.2	26.7	.03
10/22/84	33	220	73	360		19	7.32	37.44	24.44	37.4	24.4	24.1	.03

0

IN-NO2-N	IN-T-P	IN-D-P	IN-PO4-P	EF-BOD₅	EF-D-BOD	EF-SS	EF-TN	EF-DN	EF-K-N	EF-D-K-N	EF-NH4-N	EF-NO3-N
.04	3.98	2.04	1.57	15	7	5	26.72	25.12	24.2	22.6	21.1	1.17
0	7.26	2.4	2.03	17	6	5	22.89	20.89	22.4	20.4	2.85	.43
.04	3.02	1.76	1.48	20	8	7	18.97	17.77	16.4	15.2	1.85	1.97
.02	3.44	2.36	2.19	21	8	3	34.25	22.45	32.8	21	14.6	0
.02	5.6	2.48	2.19	19	12	5	5	34.49	25.29	34.2	25	18.8	.15
.05	4.9	2.18	1.93	23	9	3	20	23.4	25.29	23.4	20	19.6	.02
.03	5.58	2.5	2.24	14	12	7	9	40.04	24.64	39.8	24.4	24.2	.02
.02	6.22	2.44	2.22	38	26	7	45	32.52	25.52	32.4	25.4	24.6	0
.01	5.74	2.48	2.13	20	18	6	16	21.12	18.72	20.8	18.4	17	.28

EF-NO2-N	EF-T-P	EF-D-P	EF-PO4-P	MLSS	MLVSS	MLSS/100
1.35	1.92	1.73	1.42	2600	2100	260
.06	1.78	1.39	1.04	3500	2900	350
.6	.8	.52	.32	4000	3300	400
1.45	2.76	.98	.79	5500	4500	550
.14	4.32	3.3	3.07	2500	2100	250
.22	2.56	1.83	1.64	2500	2100	250
.22	4.6	4.24	3.81	3000	2500	300
.12	5.28	3.96	3.8	5000	4300	500
.04	1.11	.46	.37	3600	3100	360

が安定しておらず，汚泥が流出する危険性がある。

3) 結　論

パイロットプラントの実験結果から，回分式活性汚泥法について次のことが明らかとなった。

(1) 1サイクル6時間，BOD容積負荷1kg－BOD／m³・日という高負荷条件において，BOD，SSの処理は良好であった。

(2) 上記の運転条件にて，MLSS濃度は急激に上昇するため，MLSS 3,000㎎／ℓを上限とするタンク内の汚泥管理が重要である。

(3) 高負荷条件下ではアンモニア性窒素の硝化は不十分であり，脱窒はほとんど行われなかった。

(4) リンについては，生物学的脱リンが十分行える見通しを得た。

(5) 高負荷条件における酸素要求量は高く，40㎎－O_2/ℓ・時程度の呼吸速度を示した。これはほぼ流入水のBOD負荷に相当する酸素要求量である。

(6) 水位の変動による酸素供給量の変動は，適当なエアレーション装置を選ぶことにより解消できる。

(7) 汚泥の沈降性の面からも，MLSSは3,000㎎／ℓを上限とするべきである。

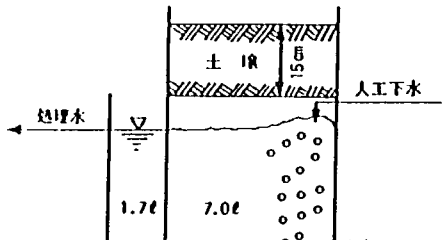
3.1.4　活性汚泥法における土壌覆蓋の効果に関する調査

活性汚泥法のエアレーションタンクを土壌覆蓋することにより，臭気等の拡散防止と同時に脱臭が図れることが挙げられているが，処理水質や汚泥発生量等に対する効果については，いまだ不明な部分も残されている。そこで，処理水質や汚泥発生量等に対する土壌覆蓋の効果について実験的に調査，検討を行った結果を報告する。

1) 実験方法

実験は，覆蓋した土壌から供給される微生物の効果を調べるために，20℃の恒温室において人工下水を用いた活性汚泥法により実施した。

もし，土壌から有用な微生物が供給されるとするならば，それによる効果は活性汚泥法でも現われるはずであり，活性汚泥中で生息できる条件は基本的にSRT（槽内における活性汚泥の平均滞留時間）に依存するはずである。そこで本実験では，反応槽内部が生物学的に比較的均一な系が保



図－24　実験装置の概要

表－9　実　験　条　件

実験区分	第1回				第2回			
エアレーション時間(時間)	4		24		4	8	12	24
土壌覆蓋	有	無	有	無	有	有	無	有	有

表－10　人工下水の組成

成分	混合比	成分	混合比
ペプトン	1	KH_2PO_4	0.29
肉エキス	1	KCl	0.20
酵母エキス	1.14	$MgSO_4$	0.10
デキストリン	0.47	NaCl	0.06

表－11　細　菌　の　定　量　法

対象細菌		他栄養細菌	キチン分解菌	セルロース分解菌	硝化菌
計数法		平板培養法	平板培養法	MPN法	MPN法
培養温度(℃)		27	27	27	27
培養日数(日)		10	14	30	40* 60**
培地	他栄養細菌とキチン分解菌は水道水1ℓに，セルロース分解菌と硝化菌は蒸留水1ℓに溶かす。または，混合する。	トリプトン 2g グルコース 1g 寒天 9g	コロイドキチン懸濁液 (キチン含量1.5～2.0g)500mℓ $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.01g K_2HPO_4 0.7g KH_2PO_4 0.3g 寒天 15g	$NaNO_3$ 0.5g KCl 0.5g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5g $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 7H_2O$小量 K_2HPO_4 1.0g	KH_2PO_4 100mg EDTA－Fe 6mg $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 50mg $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 20mg $NaHCO_3$ 20mg $(NH_4)_2SO_4$* 6mgN $NaNO_2$** 6mgN
相成	pH	中性	7.0～7.2	7.5	7.5～8.0
	その他の添加物			東洋ろ紙No.2を短冊に切り，試験管内でろ紙の一部が液面から出るようにする。	$CaCO_3$ 少量と石英砂少量をあらかじめ試験管に入れ，乾熱滅菌を施しておく。(170℃－1時間)
滅菌法		オートクレーブ 121℃－20分	オートクレーブ 121℃－20分	オートクレーブ 121℃－20分	ろ過 0.2μのメンブレンフィルター
試料の前処理		試料中の菌を分散させるために，超音波処理を施す。 (本実験では，蒸留水100mℓ中にテフロン試験管に7mℓの試料を入れたものを浸し，100W－2分の間接処理とした。)			

＊亜硝酸菌に適用，＊＊硝酸菌に適用。

て，かつ実験条件の設定や微生物の取扱いが容易であること等から土壌被覆を連続式の完全混合型活性汚泥法に適用し，ＳＲＴを変えた活性汚泥の連続培養を行った。

実験は，図－24に示した実験装置を延べ9台用い，2回に分けてそれぞれ90日間実施した。実験条件（表－9）は，同一のエアレーション時間で土壌被覆した場合としない場合のケースがあり，エアレーション時間を4種類に設定した。また，各装置には$BOD_{5 \cdot ATU}$が100～150mg／ℓになるように水道水で調整した人工下水（表－10）を連続的に供給した。

実験期間中は，定期的に水質分析と汚泥引抜き（目標ＭＬＳＳ 1,500mg／ℓ）を行い，2回目の実験では活性汚泥中と被覆土壌中の他栄養細菌やキチン分解菌，セルロース分解菌，硝化菌等の生息状況も調べた。これらの微生物の定量法は，従来の知見を参考にして予備実験から定めたものであり表－11に示す。なお，実験では水面と土壌とは接触していないが，エアレーションによる飛散水滴のため土壌は常時湿潤状態にある。

2）実験結果

(1) 処理水質

土壌被覆した場合と，しない場合の平均的な処理水質を，活性汚泥中の微生物の浄化活性を表わす指標として有効な溶解性の水質に着目し，エアレーション時間を加味して比較したのが表－12である。なお，ここで取り上げる図表等の数値は，すべて定常状態にあると思われた期間のデータに

よるものである。

溶解性の処理水質は，エアレーション時間の違いに関係なく，土壌覆蓋してもしなくても変わらない。この結果には，活性汚泥に資化されやすい人工下水を用いたという実験的な制約が含まれるものの，実下水を用いた屋外実験でも同一の結果が示されており，下水処理においては，土壌覆蓋することにより処理水質が著しく向上することは望めないと言える。

表－12　土壌覆蓋の有無と平均処理水質の関係

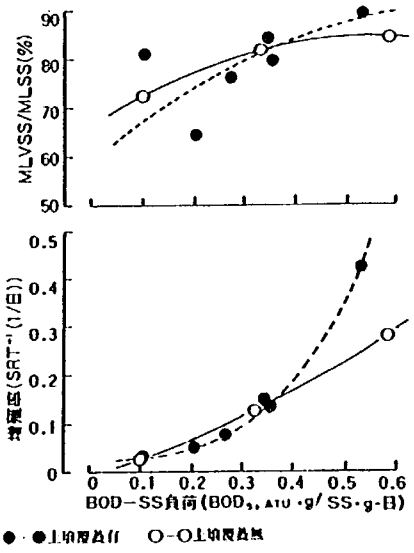
	エアレーション時間(時間)	23.2		3.86	
	土壌覆蓋の有無	無	有	無	有
流入水	$BOD_{5,ATU}$ (mg/ℓ)	115.6			
	COD_{Mn} (mg/ℓ)	78.2			
	K－N (mg/ℓ)	20.5			
	T－P (mg/ℓ)	6.59			
処理水(溶解性)	$BOD_{5,ATU}$ (mg/ℓ)	2.66	3.14	4.58	4.22
	COD_{Mn} (mg/ℓ)	12.67	12.36	12.57	13.45
	NO_{2+3}－N (mg/ℓ)	12.79	13.37	13.64	11.02
	NH_4－N (mg/ℓ)	2.79	2.49	2.73	3.95
	PO_4－P (mg/ℓ)	4.32	4.32	5.37	5.64

(2)　活性汚泥の性状

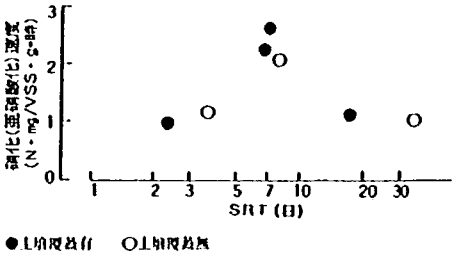
土壌覆蓋の有無による$BOD_{5,ATU}$－SS負荷とMLVSS／MLSS，$BOD_{5,ATU}$－SS負荷と活性汚泥の増殖率の関係を図－25に示した。

活性汚泥中の強熱減量の割合は，土壌覆蓋しない場合は$BOD_{5,ATU}$－SS負荷と良好な関係が認められるが，土壌覆蓋した場合は値の分散が大きい。全体的な分布からみると，土壌覆蓋の有無により，発生する汚泥中の強熱減量の割合が大幅に異なることはなさそうである。もし，異なるとすれば，覆蓋土壌の落下に起因するものであろう。

一方，活性汚泥の増殖率は$BOD_{5,ATU}$－SS負荷と良好な関係が認められ，$BOD_{5,ATU}$－SS負荷が低い場合は土壌覆蓋の有無による差はほとんどないといえるが，$BOD_{5,ATU}$－SS負荷が高くなると土壌覆蓋した方の増殖率が著しく高くなる傾向を示している。活性汚泥を検鏡したところ，土壌覆蓋した活性汚泥には菌類の生息が認められ，とくに負荷の高い活性汚泥では大量に確認されたから，増殖率の相異は菌類の生息によるところが大きいものと思われる。



図－25　BOD負荷とMLVSS／MLSSおよび増殖率の関係



図－26　SRTと硝化速度の関係

SRTと硝化速度の関係を図－26に，$BOD_{5,ATU}$－SS負荷と呼吸速度および基質の摂取速度の関係を図－27に示した。

全体的な傾向として，硝化速度は6～8日のSRTでピークを示し，呼吸速度と基質の摂取速度は$BOD_{5,ATU}$－SS負荷が高くなるほど大きなものとなっている。土壌覆蓋した場合としない場合を比較すると，SRTが比較的短い場合で土壌覆蓋した方の硝化速度がいくぶん高いものと

なっている以外は，双方の有意な差は認められなかった。

(3) 細菌相

活性汚泥中と覆蓋土壌中の他栄養細菌，キチン分解菌，セルロース分解菌，亜硝酸菌，硝酸菌等の生息状況を，活性汚泥のＳＲＴをベースに比較したのが図－28である。

土壌覆蓋したことにより，活性汚泥中で明らかに増加した細菌はキチン分解菌と亜硝酸菌であり，逆に，セルロース分解菌と硝酸菌は相対的に減少している。一方，覆蓋土壌においては，実験開始時の土壌より減少したのはセルロース分解菌だけであって，他の細菌においては多少の差はあるものの増加している。このことから，土壌覆蓋の効果は，キチン質の分解の促進と亜硝酸化の促進にあると考えられる。また，亜硝酸化に関しては，前述の硝化速度の結果を裏付けるものである。

なお，活性汚泥中のセルロース分解菌の減少は，人工下水中にセルロース成分が入っていなかったことにもあると思われ，実験後期にエアレーションタンク部に東洋ろ紙No.2を細かく切って混入し，実験を延長して１カ月ほど様子をみたが，セルロース分解菌の生息状況に有意な変化は認められなかった。

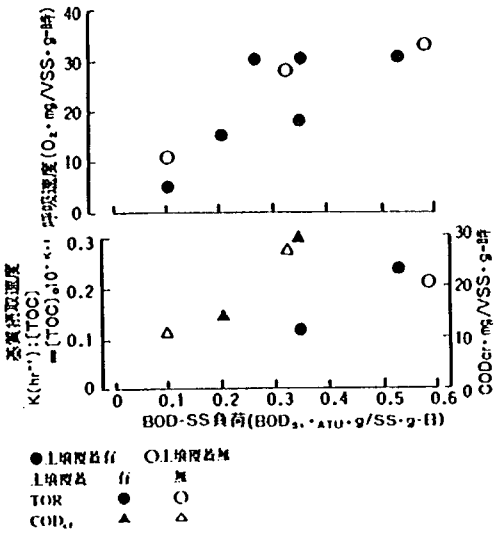
3) 結　論

下水処理を対象として活性汚泥法における土壌覆蓋の効果を，実験的に検討した結果，次のことが明らかとなった。

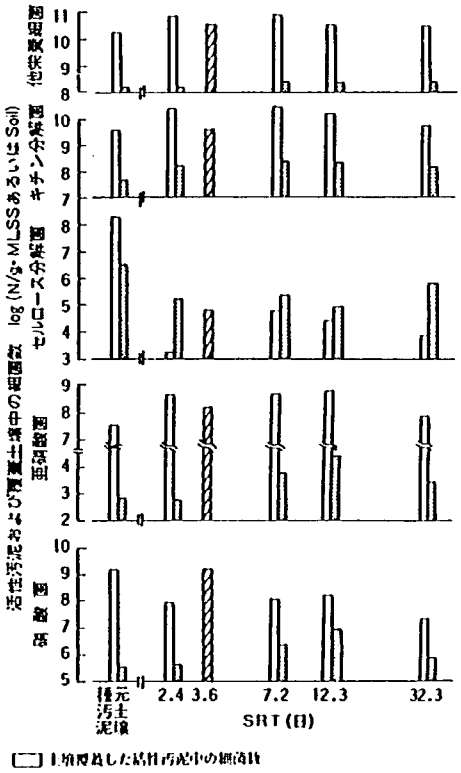
(1) 処理水質に対して

全般的に，土壌覆蓋することによる処理水質の明らかな向上はなさそうである。とくにSSや$BOD_{5\cdot ATU}$，COD_{Mn}等に対する効果は認められなかった。

若干の効果として上げるならば，エアレーション時間が短い（有機物負荷が高い）処理法の場合に硝化作用に係わる水質項目が確認されやすくなることと，逆にエアレーション時間が長い処理法の場合にリンの除去能が高いことである。



図－27　ＢＯＤ負荷と呼吸速度および基質摂取速度の関係



図－28　活性汚泥および覆蓋土壌中の細菌の種類および個体数

(2) 活性汚泥の性状に対して

活性汚泥の性状に対する土壌覆蓋の効果は，呼吸速度や基質の摂取速度等に対してはほとんど効果がないといえるだろう。土壌覆蓋することにより，活性汚泥中の強熱減量の割合も大きく変化することはなさそうである。一方，亜硝酸化速度に対しては，ＳＲＴが比較的短いところで効果がみられた。

(3) 細菌相に対して

土壌覆蓋したことにより明らかに増加していた細菌は，キチン分解菌と亜硝酸菌であり，逆に相対的に減少したのはセルロース分解菌と硝酸菌である。また，処理成績に明らかに反映されたのは亜硝酸菌の増加による硝化作用の促進だけである。

3.2 生物膜法の処理特性に関する調査

生物膜法は，何らかの担体表面に形成された微生物膜内に生棲する微生物によって排水処理を行うものであり，古くは散水濾床法，回転円板法などが知られている。ここでは，生物膜法の中でも新しい方法として開発したいくつかの方法について調査した結果を報告する。具体的には以下に示す通りである。

1）循環式接触酸化法
2）れき間エアレーション法
3）ドレーン模型
4）コンパクト処理法
5）全酸化処理法

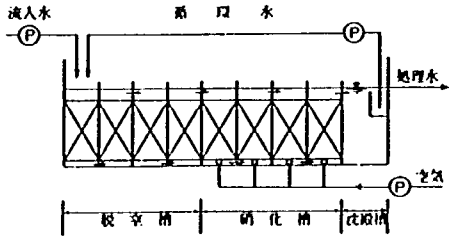
3.2.1 循環式接触酸化法による処理特性に関する調査

本調査は，有機物濃度が低い下水を対象とした好気性固定生物膜法に，窒素の除去を目的とした循環式硝化脱窒法を適用した場合の処理状況を調べたものである。

1）調査方法

調査は，全容量が235ℓの装置（図－29）を屋内に設置し，茨城県霞ケ浦浄化センターの最初沈殿池流出水を流入水として，処理水量14.4ℓ／hr，循環率100％で昭和58年1月12日から265日間連続運転した。

装置の脱窒槽と硝化槽および沈殿槽の容量比は1：1：0.42とし，脱窒槽と硝化槽にはモール状に加工してある市販のヒモ状接触材を36cm／ℓの割合いで縦方向に敷設している。



図－29 装置の概要

2）調査結果

調査期間中における流入水の平均的な水質を表－13に，処理水の経日変化を図－30に示す。処理水質は，$BOD_{5\cdot ATU}$ 20㎎／ℓをクリアーするのに約2ケ月，硝化が確認されるまでに約3ケ月，その効果が現われるまでは約5ケ月を要している。このように，長期にわたって処理水質が安定しないのは，通水開始が冬季であったことにもよるが，良好な生物膜が形成されるまでには相当の期間

表－13　流入水の平均水質

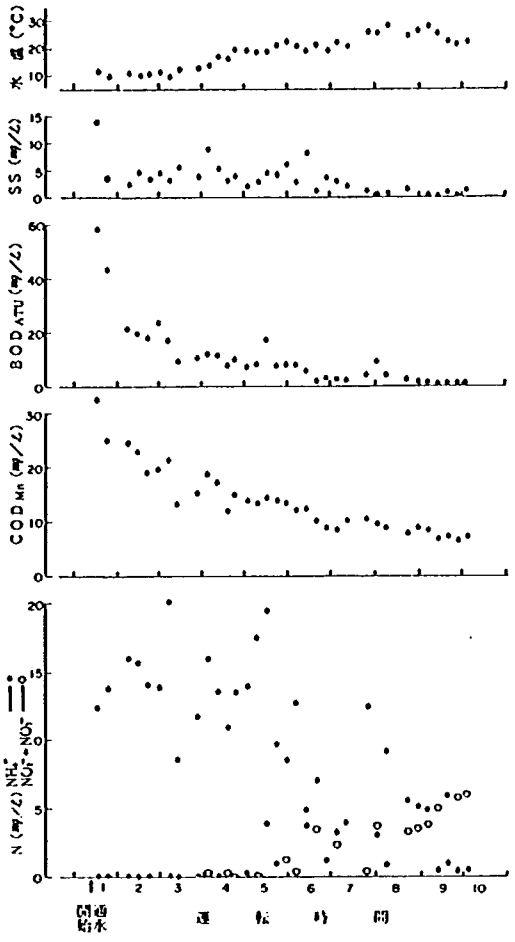
水温 (°C)	12.5~25.7	T－N	15.60 (6.38~26.26)
pH	6.94~7.65	K－N	15.13 (6.11~25.90)
Mアルカリ度	150.3 (52.8~188.0)	NH_4^+－N	9.79 (1.95~16.66)
SS	31.7 (10.5~81.0)	T－P	1.74 (0.82~2.83)
BOD_{ATU}	59.4 (19.8~119.0)	PO_4^{3-}－P	0.93 (0.35~1.63)
COD_{Mn}	37.7 (24.6~52.8)		

（単位 mg／ℓ，但し，水温，pHは除く。）

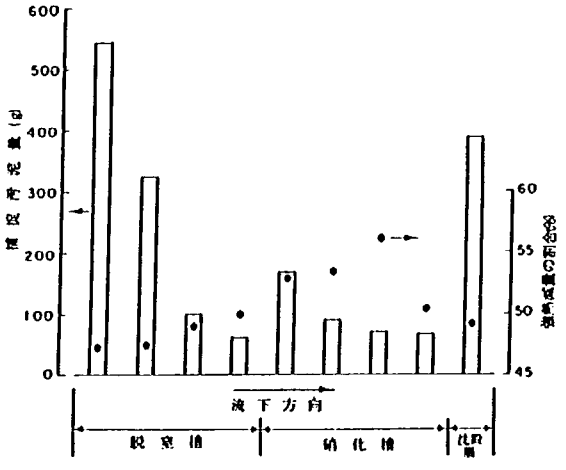
を必要とするためである。

また，全体的な処理性の安定という観点からは，生物膜を構成する生物群の流下方向における種や量的な分布が食物連鎖上ある周期をもって安定していなければならない。本調査では，このことを判断するひとつの指標として，硝化作用に着目することができる。処理水中のＳＳや$BOD_{5\cdot ATU}$，COD_{Mn}等は，硝化の進行に伴ない安定してきており，硝化作用が十分に進むようになれば，処理系は生物学的に安定してきたとみて良いであろう。

循環式硝化脱窒法による窒素の除去成績は，硝化量と循環率に応じて定まるものであるが，本調査では脱窒過程に対する影響はほとんどなく，硝化の進行状況のみに左右されていた。硝化への障害となったのは，高濃度の$BOD_{5\cdot ATU}$の流入や硝化対象量の窒素が増えた時に，ＤＯが制限因子となったことである。ＤＯの制御は空気供給量を変えることにより可能であったが，供給量を増加すると生物膜の剝離が容易に起こり，処理系を良好に維持することが困難であったため，供給量の変更は行わなかった。このような生物膜の剝離を考えると，好気性の固定生物膜法においては流入水の負荷変動に曝気槽のオペレーションで対処するこ



図－30　処理水質の経日変化



図－31　流下方向の各槽における汚泥の発生状況

とは困難と思われ，大きな負荷変動が予想される場合は，施設の容量等に十分配慮した設計が必要である。

調査期間中における汚泥の発生状況を図－31に示す。調査期間中は一度も汚泥の引き抜きを行っておらず，各槽の捕捉汚泥量には，そこでの生物膜量も含んでいる。汚泥の発生量は，一般的には下水が浄化されるに従い減少する傾向を示すものであるが，脱窒槽と硝化槽の間に不連続点がみられ，浄化に関与する生物相の違いがうかがわれる。また，沈殿槽の効果も大きいものとなっている。

汚泥中の強熱減量の割合いは，好気性となっている硝化槽の方が高くなっており，ここでも環境の違いによる構成生物の違いがうかがわれる。また，流入側と流出側が少なくなっているのは，前者は捕捉された汚泥の嫌気分解によるものであり，後者は関与している生物の内生呼吸が卓越していることによるものであると思われる。

調査期間中に処理系内に捕捉されていた総汚泥量を，流入ＳＳ量当りと除去$BOD_{5\cdot ATU}$量当りで表わすと，それぞれ65％と42％となり，活性汚泥法等よりも幾分少ない発生率となっている。しかし，流入水質や処理時間，汚泥の引き抜き頻度等の諸条件を考慮すると，これによって汚泥発生量の少ない処理法と考えることは尚早である。

3）結論

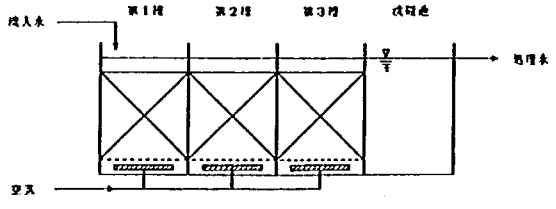
好気性固定生物膜法に循環式の硝化脱窒法を適用することは可能である。その場合の主な留意点として，供用開始時点から硝化作用が確認されるまで約３ケ月の猶予をみておく必要があることと，生物膜法は負荷変動に対してオペレーションで対処できないため，施設の設計に際し，設計水量のとり方や付加施設の要否等について，十分検討する必要があること等が挙げられる。

3.2.2　れき間エアレーション法に関する調査

れき間エアレーション法は，小規模下水処理施設の処理方式として各地で採用されているが，反応槽内における汚泥の発生状況や堆積汚泥の除去方法，効率的なエアレーション法等の未解決の部分が多い。本調査は，実下水を用いた実験により処理水質や汚泥発生量等について検討したものである。

1）調査方法

パイロットプラントの概要を図－32に示す。装置は深さ 1.8 m，水面積 1.25㎡の鋼製水槽であり，れきの代替として直径15cmのプラスチック球を 1.5 mの厚さで充填した。れき層の下にエアレーション装置が設置してあり，Run 1では第１槽が粗大気泡式散気ディスク１個を中央に設置した方式，第２槽が散気管１本を側壁寄りに設置した片面せん回流式，第３槽が散気管４本を均一に設置した全面エアレーション方式の３通りで実験し，Run 2では３槽とも散気管４本による全面エアレーション方式に統一した。処理のフローは，Run 1は図－32に示したように直列３槽に分かれ，最後に沈殿池を配置した多段連続処理方式で行ったが，Run 2



図－32　プラントの概要

表－14　プラントの主仕様

項　目	第1槽	第2槽	第3槽	沈殿池
水槽容積（m3）	2.25	2.25	2.25	1.63
	(2.42)	(2.42)	(2.41)	
プラスチック球充填容積（m3）	1.01	1.01	0.96	—
有効容積（m3）	1.24	1.24	1.29	1.63
	(1.41)	(1.41)	(1.45)	
空隙率（%）	45	45	43	—
	(42)	(42)	(40)	

（　）はRun 2

表－15　実験条件（Run 1）

処理水量	6.46 m3／日
水理学的滞留時間	14 時間
空気量	72 Nm3/日
空気倍率	11.1
BOD 容積負荷(*)	0.18～0.33kg/m3･日
	平均0.27(0.09)

(*) 第1槽に対する容積負荷を示す．（）内は全容積当たりの負荷

表－16　実験条件（Run 2）

項　目	第1槽	第2槽	第3槽
処理水量(m3/日)	33.8	11.2	4.4
水理学的滞留時間（時間）	1	3	8
空気量（Nm3/日）	72	72	72
空気倍率	2.1	6.4	16.4
BOD 容積負荷（kg/m3･日）	0.51－1.43	0.19－0.73	0.01－0.23
	（平均1.05）	（平均0.38）	（平均0.12）

では各槽を独立させ，それぞれに滞留時間を設定して一段での処理効率を検討した。各槽の有効容積並びに空隙率はプラスチック球の数量により異なり，表－14に示す通りである。

プラントは茨城県霞ケ浦浄化センター内に設置し，流入水は最初沈澱池流出水を用いた。実験条件は表－15，16に示す通り，Run 1が第1槽～第3槽全体を通しての有効容積に対する水理学的滞留時間（ＨＲＴ）12時間で行い，Run 2は第1槽が1時間，第2槽が3時間，第3槽が8時間のＨＲＴで行った。Run 1は昭和60年4月から7月までの約4ケ月間の調査データであり，Run 2は昭和60年10月から昭和61年3月までの結果である。

2）調査結果

(1)　処理水質

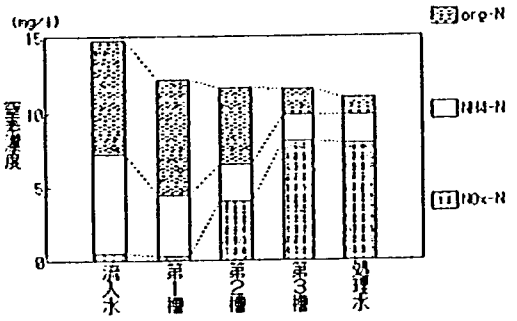
Run 1における平均的処理成績として，流入水並びに各槽流出水の平均水質を表－17に示す。調査期間中の処理水質は，流入水が薄いこともあったが運転当初から安定し，第1槽目でのＳＳや溶解BOD_5の処理水質は，実験開始後2週目位から表に示す平均値をほぼ維持していた。本調査では流入水と処理水のみしかBOD_5の分析を行っていないため，各槽におけるBOD_5の処理成績は不明であるが，溶解性BOD_5の除去率から推測すると，第1槽流出水のBOD_5は20mg／ℓ以下になると思われる。すなわち，ＣＯＤや窒素の除去は別として，ＳＳやBOD_5のみについては1段でも負荷条件さえ適当にとれば十分な処理効率が得られることがわかる。また，第2槽目以降では低濃度，低負荷となるため，除去率は1段目と比較すると非常に低くなっている。以上のことから，低負荷，長時間滞留時間を設定したとしても，第

表－17　平均的な処理成績（Run 1）

項　目	流入水	第1槽	第2槽	第3槽	処理水
水温　(℃)	16.0～22.5	15.0～24.0	15.0～24.0	15.5～24.0	15.5～25.5
PH	6.7～ 7.0	6.9～ 7.4	6.9～ 7.6	6.6～ 7.9	6.9～ 7.7
透視度 (cm)	11	31	52	57	80
SS (mg/l)	57.2	12.3	12.1	12.3	5.2
BOD(mg/l)	55.6	—	—	—	8.9
S－BOD(mg/l)	27.1	8.5	6.0	4.8	4.1
COD(mg/l)	50.0	—	—	—	16.0
S－COD(mg/l)	29.5	17.5	14.8	13.8	13.9
S－K－N(mg/l)	17.3	14.3	11.8	6.8	7.9
NH_4 －N(mg/l)	7.4	5.7	4.8	3.7	4.0
(NO_2 +NO_3)･N(mg/l)	0.24	0.14	3.13	8.91	7.56
S－T－P(mg/l)	1.28	1.20	1.26	1.26	1.28
PO_4 －P(mg/l)	0.87	0.87	1.01	1.13	1.12

1槽では必然的に高負荷条件が形成されるため，槽を構成するときの設計条件としては，第1槽に対するBOD$_5$容積負荷の上限を設定し，さらにその容積を第2槽以降の各容積よりも大きくしておくことが好ましいと考えられる。

図－33に，定常状態下における各処理過程での窒素の形態変化を示す。窒素の除去はほぼ第1槽で終了しており，第1槽目で除去率約18%，処理水でも25%程度であった。硝化反応は第2槽以降で起っており，最終的には有機性窒素（org－N），NH_4－Nの70～80%が除去されていた。



図－33　窒素の形態別の変化

Run 2での実験条件は調査期間中すべて同一であったが，水温が大きく変動しているため，その分布によって処理成績を2つに区分した。表－18，19にまとめた結果を示す。Run 2－1は昭和60年10月～12月，Run 2－2は昭和60年12月～昭和61年3月の期間の調査データである。

表－18　平均的な処理成績（Run 2－1）

項　目	流入水	第1槽	第2槽	第3槽
水温　(℃)	17.5~23.0	17.0~23.0	16.0~22.5	13.5~22.0
PH	6.9~ 7.3	7.1~ 7.5	7.2~ 7.6	7.2~ 7.7
透視度　(cm)	13.1	18.7	21.2	39.9
SS　(mg/l)	37.6	23.3	24.2	16.5
BOD(mg/l)	41.6	33.5	29.7	10.7
S－BOD(mg/l)	16.9	14.5	13.2	4.8
COD(mg/l)	37.4	35.7	34.6	21.1
S－COD(mg/l)	23.8	23.0	21.6	16.3
S－K－N(mg/l)	15.3	15.9	15.5	12.7
NH_4－N(mg/l)	9.3	10.6	10.5	8.2
(NO_2＋NO_3)-N(mg/l)	0.04	0.06	0.07	4.31
S－T－P(mg/l)	1.19	1.23	1.22	1.38
PO_4－P(mg/l)	0.79	0.97	0.86	1.12

Run 2では各槽を独立させ，それぞれに負荷条件を設定して一段での処理効果を比較したが，BOD$_5$容積負荷の増大（第3槽→第1槽）にともないBOD$_5$除去率は減少している。第3槽のBOD$_5$容積負荷はRun 1の第1槽よりも低負荷となっており，水温がほぼ同じRun 2－1とRun 1の処理成績を比較すると，同程度か低負荷になった分だけ高い除去率となっている。

表－19　平均的な処理成績（Run 2－2）

項　目	流入水	第1槽	第2槽	第3槽
水温　(℃)	11.0~15.8	10.0~16.0	9.5~16.0	7.5~16.0
PH	7.0~ 7.5	7.1~ 7.5	7.2~ 7.6	7.4~ 7.9
透視度　(cm)	9.8	12.1	15.7	19.5
SS　(mg/l)	51.4	45.6	47.4	37.7
BOD(mg/l)	57.8	52.2	46.5	25.0
S－BOD(mg/l)	30.1	24.9	21.2	6.7
COD(mg/l)	50.1	49.0	46.8	35.0
S－COD(mg/l)	31.0	30.7	28.3	19.4
S－K－N(mg/l)	18.3	19.0	18.5	16.6
NH_4－N(mg/l)	13.0	13.8	15.0	14.0
(NO_2＋NO_3)-N(mg/l)	1.53	0.49	0.47	0.55
S－T－P(mg/l)	1.57	1.66	1.66	1.60
PO_4－P(mg/l)	1.03	1.12	1.12	1.16

Run 2－2はRun 2－1と比べて処理成績は大分劣っている。これは，低水温による活性低下の影響もあるが，槽内に堆積した汚泥により処理に有効に機能する部分が減少し，処理機能に支障を来している可能性がある。

(2)　汚泥発生量

Run 1において，通水開始後約3.5ケ月の時点で槽内の洗浄，汚泥排除を行い，汚泥排除方法の効果や汚泥発生量等について調査した。

①　汚泥排除に関する調査

調査は第1槽において行い，まず空気逆洗による撹拌と通水による押し出し流れ（3.2㎥）で排除される汚泥量を調べ，次に逆洗ポンプ（循環ポンプ）を併用した場合，さらに槽内の水を全

量引き抜いた場合の排除汚泥量を調べ，最後に槽内から玉（プラスチック球）を取り出し，付着生物膜汚泥や槽内に残存堆積した汚泥量を調べた。表－20に調査結果を示す。

その結果，空気逆洗と押し出し流れや逆洗ポンプ併用による方法で約40%，槽内水の引き抜きによってさらに約40%が排除されており，空気逆洗による撹拌で槽内汚泥の大半が排除できていた。これは，従来の接触材にれきを用いたときの結果と異なっており，れきの代替にプラスチック球を用いたことにより，表面の付着生物膜や球と球の間に捕捉されていた剝離生物膜がスムーズに排除できたためと考えられる。

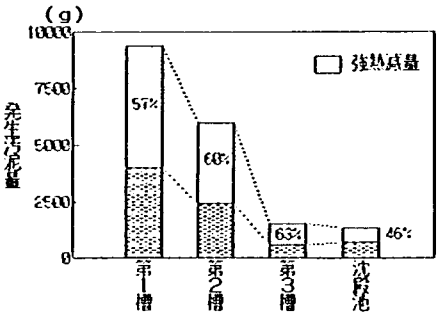
表－20　汚泥排除方法の効果

逆洗方法	排除汚泥量	
	g	%
空気逆洗＋押し出し流れ		
空気量　50 ℓ/min	793	8.9
空気量　200 ℓ/min	637	7.2
空気量　300 ℓ/min	400	4.5
空気量　500 ℓ/min	572	6.4
小　計	2402	27.1
空気逆洗（500 ℓ/min）＋押し出し流れ，逆洗ポンプ併用	1089	12.3
水　抜　き	3796	42.8
玉および槽内洗浄		
玉　洗　浄	94	1.1
槽内洗浄	1495	16.8
小　計	1589	17.9
合　計	8876	100.0

② 汚泥発生量

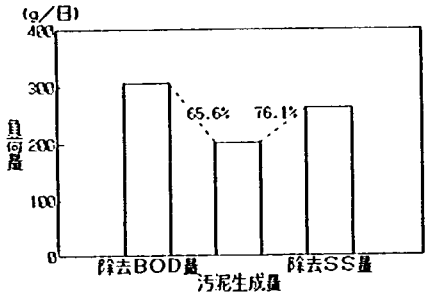
各槽における汚泥の発生状況を図－34に示す。第2，3槽および沈殿池の汚泥量は，直接玉の洗浄や槽内の洗浄を行って求めた。なお，各槽の汚泥量には堆積汚泥の引き抜き分も含まれている。

汚泥の発生は下水が浄化されるに従って減少する傾向を示し，第1槽だけで全体の約50%，第2槽も含めると約85%を占めていた。この結果からも多段構成の有利性がうかがわれ，槽の構成条件の考え方で示したように，各槽の容積比を第1槽から順に変化（小さく）させるのが，より効果あるものと思われる。



図－34　汚泥発生状況

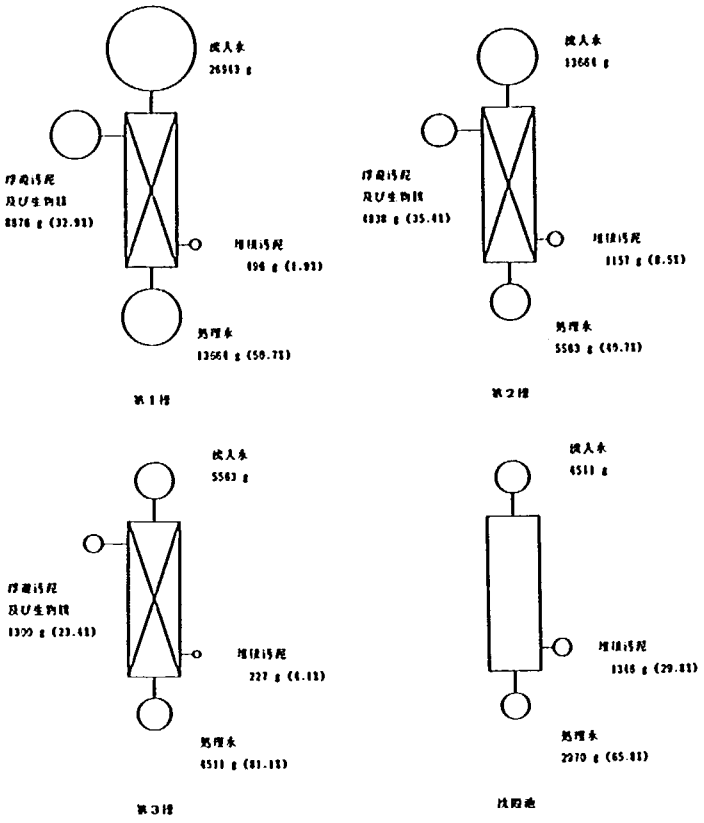
調査期間中に槽内に捕捉されていた総汚泥量を，除去BOD_5量当りと除去ＳＳ量当りで表わすと，図－35に示すようにそれぞれ65.6%，76.1%である。一般に活性汚泥法にあっては，除去BOD_5量と余剰汚泥生成量とはほぼ同程度とみなされており，本調査の汚泥発生量は幾分少ないものとなっている。



図－35　BODおよびＳＳの見かけ上の汚泥転換率

図－36に，堆積汚泥を含めた各槽の汚泥発生量をもとに作成した汚泥（ＳＳ）収支を示す。各槽の底部に堆積した汚泥は，玉や槽内の洗浄とは別に各槽からの引き抜きによって求めたものであり，沈殿池を除くと流入ＳＳ量当り2～9%，除去ＳＳ量当りでも15%以下と非常に少なかった。堆積汚泥を除く汚泥発生量から，浮遊汚泥も含めて生物膜として換算すると，第1槽が7,141㎎／ℓ，第2槽が3,892㎎／ℓ，第3槽が1,007㎎/ℓであり，第1槽が他と比較しても非常に高濃度となっているのがわかる。

なお，第３槽の収支が一致してないのは，本調査の試料が午前10～11時のスポットサンプルであり，必ずしも一日の平均値を表してないためと思われる。第１，第２槽についても収支の不一致があるが，これはスポットサンプルの影響だけでなく，汚泥の自己分解による減少分も含まれていると考えられる。



図－36　汚泥（ＳＳ）の物質収支

３）結論

れき間エアレーション法を多段構成として設計する際の基本条件として，有機物除去や汚泥発生量等から，第１槽目の曝気槽に対する負荷の上限を設定し，容積比を後段よりも大きくとっておくのが望ましいとされた。汚泥の排除方法は，接触材として用いるれきの大きさ・形状等により排除しやすさが異なるため，十分に検討する必要がある。

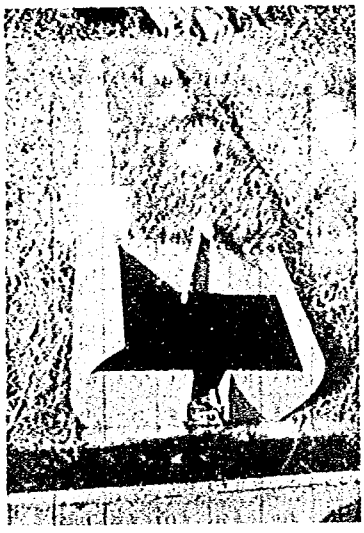
3.2.3　ドレーン模型の開発に関する調査

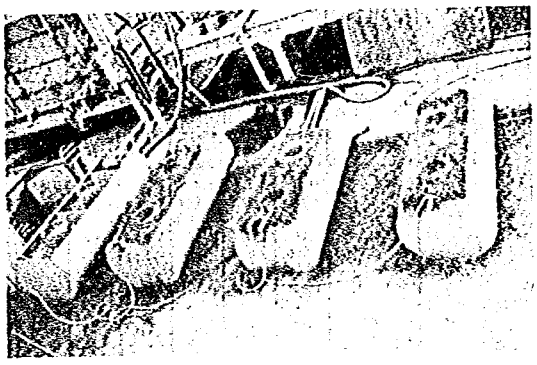
現在の下水処理場は，下水処理方式の関係から機能上，面的に広がったスペースを必要としている。しかし，今後は下水道事業の小規模化にともない，集落の規模や地形，用地の制約等によっては線形の下水処理場が必要となってくるだろう。ドレーン模型は，このような背景から下水管を処理施設とした線形の下水処理方式である。

１）調査方法

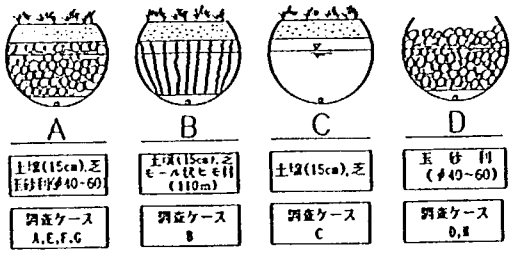
調査は，茨城県霞ケ浦浄化センターの屋外にドレーン模型８台を設置して，最初沈澱池流出水を昭和57年から連続的に処理しているものである。ドレーン模型の設置状況を写真－１に示す。ドレーン模型は，下水道用塩化ビニル管（ϕ 700×ℓ 4,000㎜）を全容量が385 ℓ（流出側沈澱部77 ℓ），全長が２ｍになるよう加工したものである。ドレーン模型は内部構造が異なる４種類（図－37）がある。

調査は基本的に各年度毎に通水量を変えた運転を行い，好気性処理法と絶対嫌気性処理法について実施した。これらの条件は，図－37のドレーン模型の内部構造と関連づけて表－21に示した。





写真－1　ドレーン模型の設置状況



図－37　ドレーン模型の内部構造

表－21　運転条件

調査ケース	運転法	ドレーン模型内部構造（図－　）	反応部分空隙容量（l）	日両通水量（l／日）
A	好気性	ドレーン模型 1	102	216.432,
B	〃	〃 2	297	792.1440
C	〃	〃 3	200	の各4種類
D	〃	〃 4	147	
E	絶対嫌気性	ドレーン模型 1	113	216
F	〃	〃 1	118	432
G	〃	〃 1	128	792
H	〃	〃 4	123	792

通水期間中は，流入水と処理水の定期的な水質分析を行った。その間に発生し，ドレーン模型内部に貯留された汚泥は，好気性処理法のグループと絶対嫌気性処理法のグループ毎に，各グループのどれかひとつのドレーン模型内が汚泥で満杯となり処理機能が失われた時点で，そのグループのドレーン模型すべてについて同時に汚泥引抜きを実施した。

2）調査結果

各通水量における水質の平均値を表－22，23に示した。また，これらの結果をもとに接触材の充填容積を考慮した実容積当りのBOD_5負荷と，接触材充填を無視した空容積当りのBOD_5負荷について，それぞれの負荷と処理水質の関係を図－38，39に示した。

これらの結果から，好気性処理法においては放流基準のBOD_5 20㎎／ℓを満足するであろうBOD_5容積負荷の限界が，どのドレーン模型においても空容積当りで0.4 BOD_5 kg/㎥・日付近にあることがわかる。また，本結果でBOD_5容積負荷と処理水のＳＳとの関係が明確に表われていないのは，沈殿部の構造によるものと，温暖期には沈殿部において多量のミジンコが発生したこと等によるものである。一方，絶対嫌気性処理法における処理水の$BOD_{5\cdot ATU}$やCOD_{Mn}，ＳＳ等は，BOD_5容積負荷と良好な関係が認められるものの，好気性処理法にははるかに及ばず，引き続きの調査により

表－22　平均的な処理水質（その１）

単位：mg/l(水温、pHを除く)

計画通水量	216 l/日					432 l/日					792 l/日				
通水期間	昭和 57.9.1 ～ 昭和 58.3.9					昭和 58.3.12 ～ 昭和 59.2.28					昭和 59.6.4 ～ 昭和 59.12.31				
試料 / 水質項目	流入水	処理水 A	処理水 B	処理水 C	処理水 D	流入水	処理水 A	処理水 B	処理水 C	処理水 D	流入水	処理水 A	処理水 B	処理水 C	処理水 D
水温 (℃)	11.6 ～23.5	6.2 ～23.0	6.0 ～23.0	6.3 ～23.0	6.7 ～23.0	9.4 ～25.9	5.2 ～26.5	5.2 ～26.6	6.0 ～26.1	4.5 ～26.6	17.2 ～27.2	12.1 ～27.1	12.5 ～27.1	13.0 ～26.4	12.2 ～27.1
pH	7.27 ～7.40	7.60 ～8.18	7.61 ～7.92	7.40 ～7.97	7.55 ～7.95	7.04 ～7.76	7.20 ～8.02	7.42 ～8.23	7.33 ～8.24	7.35 ～8.43	6.59 ～7.22	7.10 ～7.58	6.94 ～7.57	6.90 ～7.47	7.18 ～7.73
アルカリ度	163.3	97.5	98.5	120.9	100.9	151.3	98.5	130.3	91.9	105.9	169.4	108.4	98.1	116.6	127.2
SS	41.7	4.1	4.0	9.1	3.7	34.6	2.8	2.2	35.0	2.0	47.5	23.1	29.6	26.0	18.9
$BOD_{5,ATU}$	77.8	4.5	4.1	9.7	5.2	55.2	3.6	4.0	13.3	3.3	95.3	11.1	14.1	12.2	11.4
COD_{Mn}	34.0	10.6	10.6	15.7	11.5	42.3	10.1	10.3	22.8	9.3	69.0	31.7	28.1	26.1	23.3
K－N	15.43	2.14	2.98	4.69	3.25	15.16	1.84	3.70	3.68	2.56	20.1	8.37	8.13	9.25	11.03
NH_4－N		0.73	1.52	2.79	1.15		0.88	2.77	1.20	1.76		6.45	5.51	8.25	9.86
(NO_2+NO_3)-N		9.59	8.35	6.59	9.22		6.92	6.08	8.70	6.33		5.27	8.72	5.29	3.34
T－P	1.96	0.98	0.98	1.06	1.16	1.73	0.97	1.09	1.65	1.10	2.40	1.82	2.65	1.94	1.89
PO_4－P		0.86	0.86	0.78	1.03		0.82	0.95	0.72	0.97		1.28	1.03	1.30	1.18

単位：l/日

実平均通水量		212	233	228	221		413	419	421	412		732	720	732	766

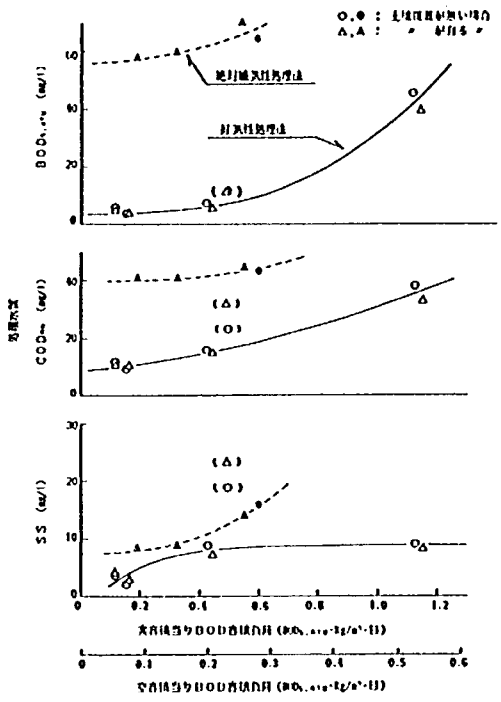
表－23　平均的な処理水質（その２）

単位：mg/l(水温、pHを除く)

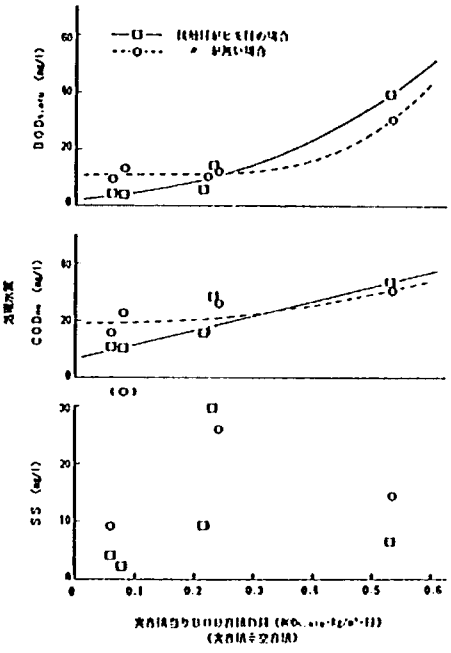
計画通水量	792 l/日					1440 l/日					l/日	216	432	792	792
通水期間	昭和 60.4.3 ～ 昭和 60.10.23					昭和 60.10.29 ～ 昭和 61.2.28					昭和 60.4.4 ～ 昭和 61.2.28				
試料 / 水質項目	流入水	処理水 A	処理水 B	処理水 C	処理水 D	流入水	処理水 A	処理水 B	処理水 C	処理水 D	流入水	処理水 E	処理水 F	処理水 G	処理水 H
水温 (℃)	18.5 ～26.3	12.7 ～26.5	13.1 ～26.4	13.1 ～26.4	12.2 ～26.9	13.5 ～21.1	10.1 ～17.9	10.0 ～17.7	9.6 ～17.6	7.3 ～17.6	13.5 ～26.3	3.9 ～28.8	5.4 ～28.7	8.1 ～27.7	6.4 ～29.0
pH	6.74 ～7.30	6.93 ～7.75	7.00 ～7.60	7.00 ～7.87	6.82 ～7.98	6.98 ～7.91	7.12 ～7.79	7.17 ～8.04	6.80 ～7.73	7.16 ～7.80	6.74 ～7.91	6.93 ～7.66	6.77 ～7.60	6.63 ～7.50	6.85 ～7.51
アルカリ度	158.0	140.0	132.7	150.9	149.2	183.8	190.6	193.0	182.4	190.5	167.7	198.6	195.4	183.5	182.7
SS	40.3	7.1	9.2	9.3	8.7	37.1	8.3	6.5	14.4	9.0	39.1	8.3	8.7	13.8	15.8
$BOD_{5,ATU}$	86.7	5.3	5.9	10.5	7.3	113.3	39.5	39.4	30.3	45.8	96.7	57.9	59.8	70.6	64.9
COD_{Mn}	47.7	14.8	15.7	16.2	16.0	60.4	33.0	33.5	30.4	38.1	52.5	40.7	40.8	44.3	43.3
K－N	18.6	10.5	11.6	10.9	11.4	24.6	21.8	20.7	19.0	20.1	17.7	16.9	16.4	16.3	16.3
NH_4－N		7.6	7.1	8.9	9.9		19.9	19.4	17.5	19.0		14.2	14.3	12.8	13.1
(NO_2+NO_3)-N		4.5	5.1	3.9	3.2		0.1	0.04	0.04	0.04		trace	trace	trace	trace
T－P	2.3	1.7	1.9	1.8	1.5	2.8	2.1	2.3	2.1	2.3	2.3	1.9	1.7	1.9	1.9
PO_4－P		1.2	1.2	1.2	1.2		1.5	1.6	1.2	1.6		1.3	1.1	1.3	1.2

単位：l/日

実平均通水量		727	732	737	716		1443	1393	1369	1462		222	399	728	764



図－38　接触材がれきの場合のＢＯＤ容積負荷と処理水質の関係



図－39　接触材がヒモ材の場合とない場合のＢＯＤ容積負荷と処理水質の関係

その実用性を確かめる必要がある。土壌覆蓋の有無による処理水質への影響は，好気性，絶対嫌気性の双方の処理法にかかわらず，ほとんどないと言える。

本調査における各ドレーン模型での汚泥の発生状況を運転結果とともに表－24に示す。理論上は好気性，絶対嫌気性の処理法を問わず，汚泥発生量はBOD_5容積負荷に比例して増減するものである。しかし，ドレーン模型では発生した汚泥がそのまま貯留される形式をとるため，反応槽での貯留状況や貯留日数等により発生量が異なってくる。とくに，本調査では定期的な汚泥引き抜き法をとっていないため，負荷量との関係は明確でない。従って，ここでの好気性処理法においては，ドレーン模型の内部構造の違いによる調査ケース間の比較のみが可能である。

好気性処理法においては，接触材がヒモ材である調査ケースＢでの汚泥発生率が他のケースより幾分低いようである。しかし，他のケースでも同じエアレーション時間を有する活性汚泥法と比べた場合，発生率で0.2～0.3程低いものとなっており，貯留の効果が表われている。絶対嫌気性処理法においても，貯留日数が同じであるにもかかわらず，汚泥発生率とBOD_5容積負荷の間には明確な関係が認められないことから，汚泥発生率には発生した汚泥の貯留日数が大きく影響していることがうかがわれる。

従って，ドレーン模型における汚泥発生量は，基本的にはBOD_5容積負荷の大小により増減するが，そこでの発生率は発生した汚泥が受ける消化の日数，言い換えれば系内での貯留日数によって大き

表－24　運転結果および汚泥の発生（貯留）状況

運転法	ケース	反応部・平均滞留時間（hr） 空容積当り	反応部・平均滞留時間（hr） 実容積当り	BOD容積負荷（BOD_5, kg/m³・日） 空容積当り	BOD容積負荷（BOD_5, kg/m³・日） 実容積当り	除去SS量当りの汚泥発生率	除去BOD量当りの汚泥発生率	貯留汚泥中強熱減量の割合(%)	貯留日数(日)
好気性処理法	A	17.9	8.3	0.074	0.161	0.581	0.357	48.7	353
		10.1	4.7	0.227	0.491	0.693	0.201	49.0	59
		10.2	4.7	0.205	0.444	0.518	0.211	55.2	204
		5.1	2.4	0.531	1.151	0.791	0.309	74.7	52
	B	17.6	17.0	0.075	0.078	0.319	0.202	48.7	353
		10.3	9.9	0.223	0.231	0.525	0.116	53.7	59
		10.1	9.7	0.206	0.218	0.404	0.155	59.3	204
		5.3	5.1	0.512	0.531	0.700	0.290	72.8	52
	C	17.6	16.5	0.076	0.080	0.773	0.303	46.1	353
		10.1	9.5	0.227	0.241	0.721	0.187	46.8	59
		10.0	9.4	0.208	0.221	0.413	0.168	62.6	204
		5.4	5.1	0.504	0.535	0.938	0.257	76.5	52
	D	17.9	8.6	0.074	0.155	0.551	0.346	50.6	353
		9.7	4.6	0.237	0.497	0.819	0.289	47.9	59
		10.3	4.9	0.202	0.423	0.451	0.179	55.7	204
		5.1	2.4	0.538	1.127	0.909	0.379	74.8	52
絶対嫌気性処理法	E	33.4	12.2	0.070	0.190	0.372	0.295	53.4	204
	F	18.5	7.1	0.125	0.327	0.455	0.374	49.1	204
	G	10.2	4.2	0.229	0.550	0.346	0.336	53.3	204
	H	9.7	3.9	0.240	0.601	0.459	0.338	54.7	204

く左右されることになる。

3）結　論

ドレーン模型は，線形の下水処理方式として適用が可能である。その場合の留意点として，好気性処理法の場合は，連続した1槽で処理する場合にはBOD_5の空容積当りの負荷0.4 kg／m³・日が限界であろう。ただし，中間に沈殿槽等を設けて反応槽を不連続とすれば，部分的には負荷が高くなっても対処できると思われる。

絶対嫌気性処理法の場合は，処理水質が悪く，現段階では直接の適用は不可能である。もし，適用するとするならば，不連続の二段処理として後段に好気性の仕上げ処理を設けなければならない。その場合の絶対嫌気性処理水のBOD_5は60㎎／ℓを下回らないことに注意すべきである。また，上限のBOD_5は100㎎／ℓを想定した方が安全だろう。

汚泥の発生率は，発生した汚泥の貯留日数が長い程低いものとなる。好気性処理法の場合は，BOD_5の空容積負荷を0.4 kg／m³・日とした場合，2～3ケ月の貯留が可能と思われ，その時の発生率は除去SS量当りで約0.7，除去BOD_5量当りで約0.3が見込まれる。一方，絶対嫌気性処理法の場合は，槽内が無撹拌となるため，発生した汚泥の流亡は起こりにくくなる。従って，可能な限りの貯留日数を確保するようにする。そうすると除去SS量当りの汚泥発生率は0.3位になるものと思われる。

土壌覆蓋の有無による処理水質や汚泥発生率への影響は，好気性，絶対嫌気性の処理法を問わず，ほとんどないと言える。

3.2.4　コンパクト処理法の開発に関する調査

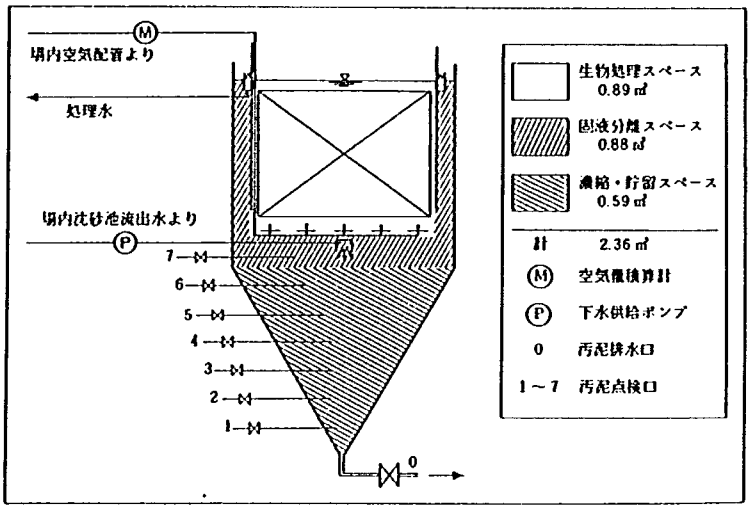
小規模下水道の下水処理施設においては，既存の大規模下水道の場合にも増して維持管理の簡素化が要求される。そのためには，複雑な操作なしでも安定した処理水質が得られる水処理法とそこで発

生する汚泥の取扱いを簡略化した汚泥処理法の機能とを合わせ持った下水処理を開発する必要がある。

コンパクト処理法はこのような目的から開発しているものであり，水処理法に複雑，且つ高頻度の操作を必要としない好気性の固定生物膜法を適用し，そこで発生する汚泥と流入下水中の固形分は同一槽内で固液分離され，同一槽内に濃縮・貯留されるというような一つの槽で水処理から汚泥処理までを行う下水処理法である。

1）調査方法

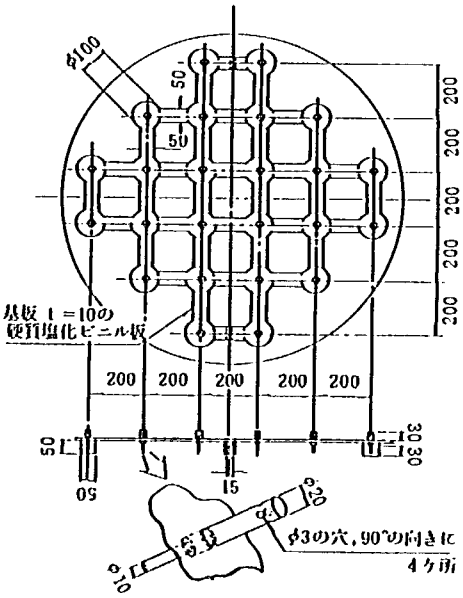
装置は，既存の円形沈殿槽に目的に応じた改良を加えたものであり，概要を図—40に示す。槽は鋼板製でφ1,400×H1,150㎜の円筒とφ1,400×H1,150㎜の円錐体容器の組合せ構造となっており，全容量が約2.4㎥である。



図—40　装置の概要および機能の説明図

槽の内部は，機能上主に生物学的な水処理を行うスペースと，固液分離を図るスペース，汚泥の濃縮・貯留を図るスペースに分けられる。下水は最初固液分離スペースに入り，そこで沈殿処理され，さらにその上部の生物膜により好気的に処理されて流出する。また，生物処理スペースで剥離した生物膜や固液分離スペースで除去された下水中の固形分等は，そのまま落下し，最下部のスペースに濃縮・貯留される。

生物処理スペースには，接触材としてモール状のヒモ材が，長さ80㎝のものを5㎝間隔で縦方向に合計314m敷設してある。また，その下部には図—41に示すような塩化ビニル製の散気装置が設置してあり，散気装置には気泡の上昇に伴う上下方向の水流ができるだけ固液界面にまでおよばないような工夫がなされている。



図—41　散気装置の概要

調査は，装置を住宅団地下水処理場の屋外に設置し，昭和59年9月から実施している。そこでは，沈砂池流出水を約6㎥／day の流量で連続処理しながら定期的な水質分析と必要に応じて汚泥引き抜きを行った。この間の生物処理スペースの平均滞留時間は約3.5時間であり，水面積負荷は約4㎥／㎡・day である。

2）調査結果

(1) 処理水質

季節別の流入水と処理水の平均的な水質を表－25に示す。装置は冬期に最も良い成績を示し，十分高級処理の範疇に位置付けられるが，水温の比較的高い時期に悪化する傾向を示している。

表－25 流入水と処理水の季節毎の平均的な水質

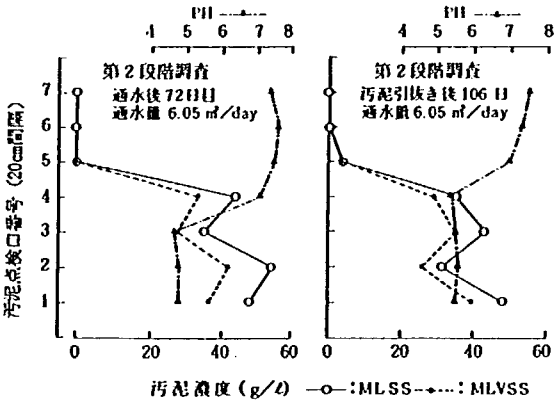
	12～2月		6～9月		10～11月	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温 (℃)	4.0~18.0	3.0~15.5	18.5~29.5	17.5~32.5	16.0~25.0	14.5~25.0
SS	220	10.8	143	68	146	61
BOD_{5ATU}	172	13.0	124	50	179	56
D-BOD_{5ATU}		5.4		17.0		13.0
K－N	30	28	27	22	29	25
NH_4^+-N		27		16.7		18.8
$(NO_2^-+NO_3^-)-N$		1.5		0.4		0.3
T－P	3.6	3.7	3.1	2.5	3.1	2.4
$PO_4^{3-}-P$		2.5		1.5		1.7

単位：mg/l

この結果は，装置内温度の季節変化を反映しているものである。装置内の温度は貯留されている汚泥の嫌気性醗酵に大きく影響するため，温度が高い時期は貯留汚泥の嫌気性醗酵が活発となり，その上層部分が頻繁に浮上してくることによるものであり，温度が低い時期にはこの現象が抑えられ処理水質が良好に安定したものである。

(2) 汚泥の濃縮・貯留性

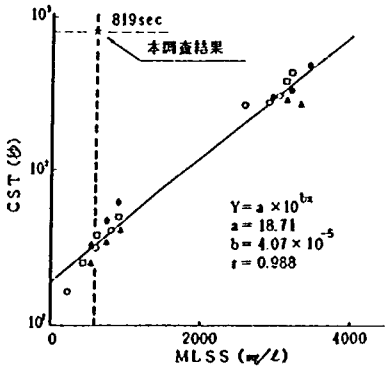
汚泥引き抜きを通水開始から49～106日の間隔で5回程実施した。引き抜き直前の汚泥の濃縮・貯留状況を調べた一例が図－42である。汚泥の濃縮状況はすべての引き抜き時において4%前後の値が得られたことから本装置の汚泥の濃縮・貯留性に関しては十分満足できるものであった。また，引き抜き時の固形分量を装置内で除去された固形分量当りで求めたところ，25～60%であり貯留期間中に汚泥の顕著な減量化が図られていた。



図－42 汚泥の濃縮・貯留状況の一例

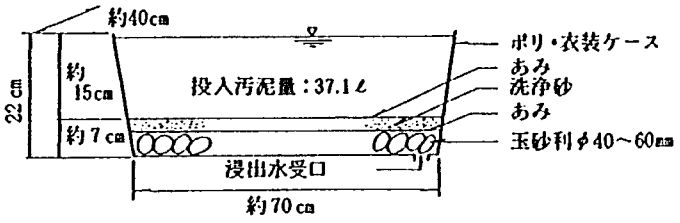
(3) 汚泥処理

引き抜いた汚泥の脱水性を調べるためにCST(Capillary Suction Time)を測定したところ，非常に脱水性が悪いであろうことが示された（図－43）ため，乾燥床による汚泥処理実験（図－44）を屋外と屋内で試みた。

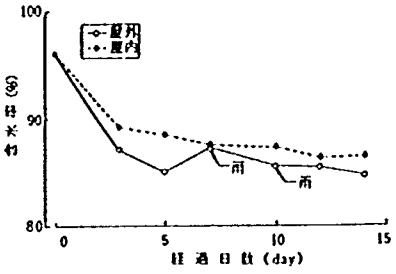


図－43 長時間エアレーション法余剰汚泥とのCST比較

実験の結果を図－45，46，表－26に示す。汚泥の乾燥日数は，乾燥の程度は別にして，屋内でも屋外でも15日程度で十分と思われる。この結果は，装置の汚泥



図—44　乾燥床実験装置の概要

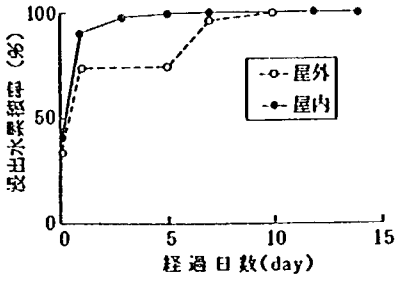


図—45　汚泥含水率の経日変化

表—26　浸出水の浸出率と平均的水質

	浸出水量*(%)	SS (mg/ℓ)	BOD_5-ATU (mg/ℓ)	COD_{Mn} (mg/ℓ)	K－N (mg/ℓ)	T－P (mg/ℓ)
屋外	90.3	426	1,826	414	253.6	34.7
屋内	80.8	613	1,974	507	265.7	31.4

*：投入量に対する浸出水量の割合



図—46　浸出水量累積図

貯留日数が十分であった（49日以上の実績）ことを考慮すると，汚泥乾燥床と一体化したシステムも有効であることを示唆している。一方，浸出水は全水量の約８割が１日目までに浸出してくる結果となっており，この割合の水量と表—26の結果等が乾燥床からの負荷として実用上の目安になるものと思われる。

3）結　論

小規模下水道用の下水処理法として，一つの槽で水処理と汚泥の濃縮・貯留とを図る装置の開発を試みた結果，以下のようにまとめられる。

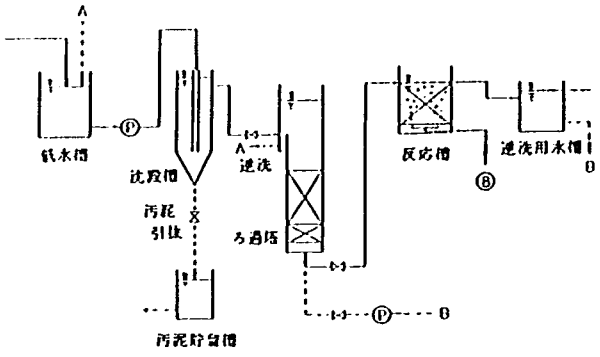
(1)　処理水は，水温の低い時期に安定した良好な水質が得られる。しかし，試作の装置では水温が高い時期に貯留汚泥の浮上に起因する処理水質の悪化があり，構造上何らかの改善が必要であろう。

(2)　汚泥の濃縮・貯留性は良好であり，貯留日数30日以上と汚泥濃度４％は確保できる。また，貯留している間に，下水から除去された固形物を60％以下に減量化することが可能である。

(3)　発生する汚泥は脱水性が悪いであろう結果が得られたが，汚泥乾燥床の適用により対処できる。

3.2.5　全酸化処理法の開発に関する調査

全酸化処理という言葉は一時着目を浴びたが，その意味するところは生成する汚泥量と分解される汚泥量とが平衡を保ち，見かけのうえで余剰汚泥の発生がないような排水処理ということである。しかし，下水中に含まれる有機物を酸化・分解して増殖した汚泥は必ずしも100％生物分解されるわけではないので，厳密には全酸化は「永久機関」のように不可能である。本調査での全酸化処理は，余剰汚泥の発生量が極めて小さく，比較として全酸化に近いという意味である。



図－47　処理フロー

表－27　主要諸元

機器及び装置	諸　元
原水ポンプ	0.05㎥/分,200v,0.75kw,φ50
原水槽	10㎥
沈殿槽	φ1,530×H3,775,3㎥
ろ過塔	400×400×H3,200　3槽
生物反応槽	800×800×H1,600　8槽 4槽/系列×2系列,2㎥/系列
逆洗水槽	1.3 ㎥
汚泥貯留槽	0.9 ㎥
逆洗ポンプ	0.2㎥/分,200v,0.75kw,φ40
ばっ気用ブロワ	ルーツ型ブロワ　0.38㎥/分 200v,1.5kw,φ40

1）調査方法

調査は昭和60年から着手され，図－47に示すようなフローで排水処理を行うシステムの開発を目ざした。このシステムの特徴は，生物反応槽に排水を導く前に，沈殿－濾過の固液分離プロセスによってできる限り流入下水中の固形物を除去することであり，固形物除去が成功すれば生物反応槽への流入水有機物濃度をかなり低減することができると考えられる。装置の主要諸元を表－27に，運転状況を表－28に示す。生物反応槽には，接触材として貝ガラ（サザエ）を充填した。

本年度は装置の製作が主であり，わずかな期間しか運転を行っていないが，運転条件設定に必要な基礎データとして，濾過槽に重点をおいて調査した。

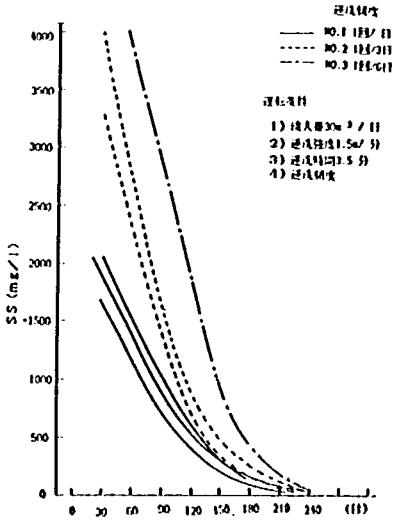
表－28　運転状況

流入水量		30m³/日
沈殿槽	滞留時間	2.4 時間
	汚泥引抜	2日に1回程度
沪過槽	沪過速度	82.6m/日
	逆洗速度	1.6m/分
	逆洗時間	3.5分
生物反応槽 滞留時間		3.2時間 (実容積当り)

2）調査結果

(1)　濾過槽関係

逆洗時間と逆洗頻度の違いによる逆洗排水ＳＳへの影響を図－48に示す。逆洗頻度が１日１回から６日に１回の範囲で図のような洗浄効果を示し，ＳＳが逆洗時間3.5分で約200㎎／ℓ以下に低下した。いづれの場合にも濾過槽の水面上昇により逆洗に入ることはなかった。逆洗頻度は逆洗時間と強度をそれぞれ，3.5分，1.5ｍ／分とした場合，３日から６日に１回の逆洗頻度ではＳＳが200㎎／ℓ程度になっているが，濾過水質等から検討すると不十分であり，１日１回の逆洗が適当と考えられる。



図－48　逆洗時間と逆洗排水のSS

逆洗頻度と濾過水質の関係を図－49に示す。溶解性成

分（D－BOD，D－COD）は，逆洗間隔を長くした場合に濾過槽内での嫌気性分解による増加が予測されたが，結果はほとんど変化がなかった。すなわち，濾過条件によっては溶解性成分の変動はほとんどなく，流入原水中の溶解性成分と同程度であることがわかった。

以上のことから，濾過条件としては１日１回の逆洗が適当と考えられる。また，濾材の大きさについては，生物反応槽にかける負荷条件にもよるが，濾過効果からみて現状の平均径５～10㎜では少し粗過ぎる傾向にある。

(2) 各処理工程での水質変化

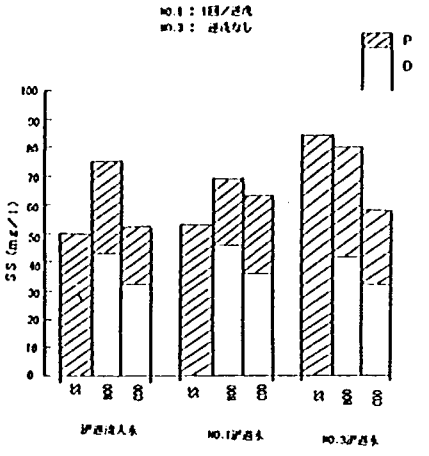
図－50に結果を示す。この場合の生物反応槽流入水（濾過槽流出水）はNo.１，No.２，No.３の濾過水の混合であるため，ある逆洗頻度での値とは異なる。従って，各処理工程での水質変化の概要を示したものといえる。

溶解性成分は濾過槽流出水までほとんど変化なく，生物反応によりBOD_5で60～70%，CODで35%程度除去された。SSは沈殿と濾過で約60%，生物反応槽で約65%除去され，P－BOD_5，P－CODも同様の傾向がみられた。これらのことから，濾過槽でのSS成分の除去率が低く，そのため生物反応槽への負荷が高くなりすぎて，全酸化処理が良好に行われなかったと考えられる。

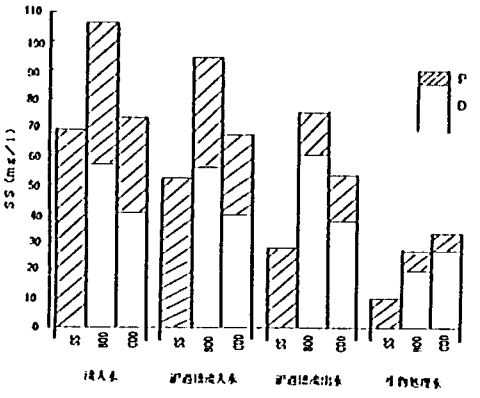
表－29に，生物反応槽において発生した生物を検鏡した結果を示す。生物相は糸状細菌，遊泳性生物，線虫等が優占的で，黒色の付着も比較的多くみられた。貝ガラの形状からデッドスペースも多くなり，滞留時間が計算値より短くなることも考えられる。また，生物相からみても，全酸化を目標とする場合，負荷が高すぎるようであり，濾過条件の再検討が望まれる。

3) まとめ

基礎調査は短期間で不十分ではあったが，次のことが判明した。まず，濾過槽での調査により逆洗頻



図－49　逆洗頻度の違いによる濾過水質



図－50　各処理工程での水質

表－29　生　物　相

生物種	A	B	C	D
Zoogloca	＋＋	＋	＋	＋＋
糸状細菌	＋＋＋	＋＋＋	＋＋＋	＋＋
Amoeba				
Paramecium	＋＋	＋＋	＋＋＋	＋
Pseudomonas		＋		＋＋＋
Litonotus		＋		＋＋
Aspidisca			＋	
Vorticella	＋		＋＋	＋＋
Epistylis	＋			＋＋
Nematoda	＋＋	＋＋	＋＋	＋
黒色ﾌﾛｯｸ	＋＋	＋		

度は1日1回程度が適当であると考えられた。濾過水の溶解性成分は，いづれの濾過条件によっても流入原水と同程度であった。また，濾過水質をどの程度に維持するかによって，濾材の大きさ等を再検討する必要があった。

各処理工程での水質変化から，溶解性成分は流入水から濾過槽流出水までほとんど変化なかった。SS性成分は濾過工程で除去されるが，その程度は低い。この結果からも濾過条件を重点的に調査する必要性がみられる。生物相は糸状細菌，遊泳性生物，線虫等が優占的となり，全酸化法としては負荷が高すぎるものと思われる。

3.3　絶対嫌気性処理法の開発に関する調査

本調査は，既存の好気的な処理方式が抱えている問題点（例えば，処理システム内で消費される多くのエネルギー，発生する汚泥の量とその処理処分法，汚泥処理系から水処理系への返流水，維持管理技術等）を解消するような下水処理システムを開発するための調査の一環として，下水の絶対嫌気性処理法を開発するために実施しているものである。

下水の絶対嫌気性処理法は，昭和56年度から実施してきた予備調査の中から，その可能性が示唆されたものである。本調査は，昭和58年度に着手したものであり，絶対嫌気性処理用の実験装置を取手地方広域下水道組合戸頭終末処理場の屋外に設置して，実際の下水を連続的に処理しながら進めているものである。

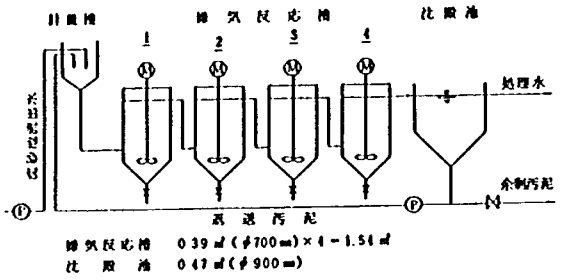
3.3.1　調査方法

調査に用いた装置は，図－51に示すように直列4槽の嫌気反応槽と沈殿池で構成されている。昭和58年度と59年度は，嫌気活性汚泥法（絶対嫌気性処理法が活性汚泥法と同じフローとなっている処理方式）により実施した。その中で，昭和58年度は反応槽内部の撹拌を槽内ガスを利用したガス撹拌で実施したものであり，昭和59年度は機械撹拌で実施したものである。このときの実験装置の運転条件は表－30の通りである。

本年度は，処理方式を絶対嫌気性の固定生物膜法に変更して実施した。また，流入水も最初沈殿池流出水に変更した。従って，図－51に示した実験装置の撹拌機は取り外し，沈殿池と返送汚泥ラインは使用していない。嫌気反応槽には，図－52に示すようなポリエチレン製のガス吸収用充填材を敷設した。また，処理水量は前年度と同じ1.44㎥／日とした。

表－30　運転条件

処理水量	1.44 ㎥/day
嫌気反応槽設計滞留時間	25.7 hr
設計沈殿時間	7.8 hr
沈殿池水面積負荷	2.26 ㎥/㎡·day
返送率	100%



図－51　実験装置の概要およびフロー



φ 45 × h 19 ㎜
比表面積 160-210 ㎡/㎥
空隙率 86-90 %

図－52　固定生物膜法用の充填材

3.3.2　調査結果

1）嫌気活性汚泥法の調査結果

嫌気反応槽内の撹拌をガス利用撹拌で実施した調査では，当初間欠撹拌の方法をとっていたが，第１槽目に流入水中ＳＳ成分の堆積が起り，槽間の連結管（φ50㎜）が閉塞したため運転不能となった。このようなことから，各槽のガス供給倍率を流入水量に対して約18倍とした連続撹拌に変更したが，必ずしも充分な撹拌が得られている状態になく，各槽間での微妙な曝気量の相違によると思われる，一部の槽に片寄ったＭＬＳＳの蓄積が生じ，ガス利用撹拌による調査では，嫌気反応槽を定常的なものとして運転することは困難であった。

表－31　平均的な処理成績

		流入水(㎎／ℓ)	処理水(㎎／ℓ)	除去率(%)
昭和58年 ガス撹拌	(T) BOD_5-ATU	273	141	48
	(D) 〃		850	69
	SS	258	529	80
昭和59年 機械撹拌 (3/23～5/31)	(T) BOD_5-ATU	174	113	33
	(D) 〃		544	68
	SS	233	842	64
昭和59年 機械撹拌 (6/13～8/31)	(T) BOD_5-ATU	116	146	12
	(D) 〃		607	63
	SS	241	104	57

(T)：Total　(D)：Disolubed

以上の結果から，次年度は機械撹拌による調査を実施した。撹拌は，282 rpm で 7.5 分間に 0.5 分作動する間欠撹拌とした。このときの撹拌状況は良好なものであり，各槽間のＭＬＳＳも均一に保たれていた。しかし，運転初期に約 1,500㎎／ℓあったＭＬＳＳは徐々に薄くなり，最終的には２００㎎／ℓ前後に落ち着いた。このことから，機械撹拌の調査では余剰汚泥は引き抜いていない。

ガス撹拌と機械撹拌の調査における平均的な処理成績を，BOD_{5}-ATUとＳＳについて表－31に示した。全 BOD_{5}-ATU の処理成績は非常に悪いものとなっているが，溶解性では除去率が60～70%と撹拌方式に関係なく比較的良好な成績を示している。この結果は，嫌気活性汚泥法では，沈殿池での固液分離に難があることを示唆しているものである。

絶対嫌気性処理に関与する微生物群が形成するフロックは脆弱なものであるため，リアクター内を撹拌する必要がある処理方式では，フロックが微細化し流亡する可能性が大きいと言える。特に，本実験装置は処理状況を把握しやすくするために，リアクターを４槽に分けたことから機能的に充分な撹拌が必要であった。そのために，フロックの微細化と流出は避けられなかったものである。これは，機械撹拌での処理水中のＳＳが非常に多くなっていることの大きな要因となっている。

処理水中に多量のＳＳが含まれるということは，絶対嫌気性処理に関与する微生物群の流亡による処理能力の低下を意味する。従って，嫌気活性汚泥法においては，完全な混合状態が不可欠となる分割型のリアクターには不向きであり，単一槽のリアクターとすべきであろう。また，その場合でもリアクター内は常に混合状態が保たれている必要があり，嫌気活性汚泥法の成否は，撹拌強度が低く，且つ充分な混合状態が得られる撹拌方式の開発にかかっていると言える。

2）絶対嫌気性の固定生物膜法による調査結果

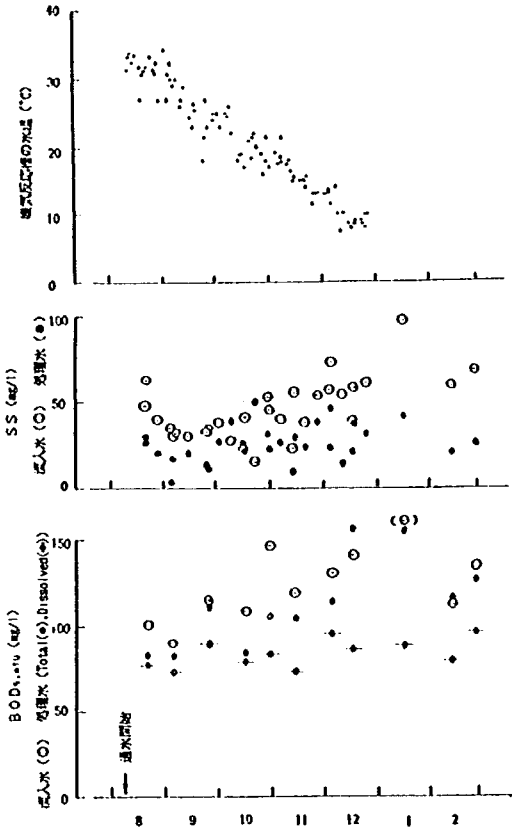
実験装置は８月に運転を開始した。その後の実験装置は何のトラブルもなく正常に稼動しており，また一度も汚泥は引き抜いていない。

処理水質の経時変化を反応槽の水温とともに図－53に示す。この結果を嫌気活性汚泥法での結果と比較すると，ＳＳは流入水中の量が少ないこともあるが，かなり改善されて比較的良好なものとなっている。しかし，BOD_{5}-ATU はほとんど改善されておらず，特に溶解性では20～30㎎／ℓも悪

化している。

表－32には，嫌気反応槽内の調査結果の一例を示した。この結果は，反応槽内では効果的な浄化がほとんど起っていないものとなっており，推察されることは，反応は酸醗酵が主体であり，処理水質に反映されるメタン醗酵はほとんど起っていないということである。これらのことは各反応槽流出水のクーロメータ試験からも推察できる。その一例を図－54に示した。各反応槽流出水は明らかに流入水とは異なっており，成分組成の変化をうかがわせる。各反応槽流出水は類似した傾向を示し，その中で末端部の反応槽流出水ほど酸素消費量が多いものとなっており，酸醗酵が進行中であったことが推察される。また，各反応槽流出水の瞬時の酸素消費も高くなっており，絶対嫌気性処理による還元物質の蓄積が多くなっていることを示している。この値は，メタン醗酵が良好に進行してくると，処理水のBOD_5値に対して相当の比重を占めることになる。

絶対嫌気性の固定生物膜法で，良好な処理成績が得られなかった原因の一つに，関与する微生物群の増殖が遅いため立ち上りの時期が低水温期と重なったことにある可能性がある。従って，本法を評価するには少なくともあと一年の継続した調査が必要である。



図－53　処理水質の経日変化

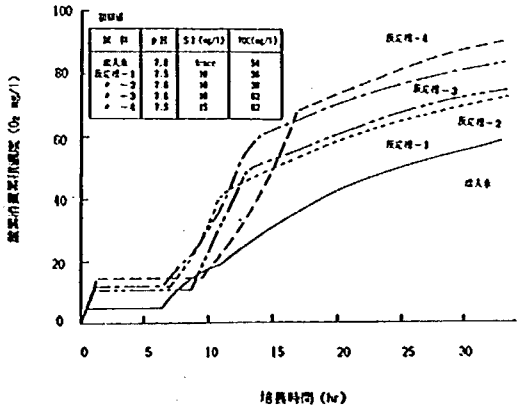
3.3.3　まとめ

絶対嫌気性処理法を開発するために，嫌気活性汚泥法と絶対嫌気性の固定生物膜の調査を実施した。その結果，現段階では双方とも満足できる処理成績

表－32　嫌気反応槽内調査の一例

項目	水温 (℃)	pH	アルカリ度 (mg/l)	D-$BOD_{5,atu}$ (mg/l)	D*-TOC (mg/l)	D*-CODcr (mg/l)	CH_3COOH (mg/l)
流入水	26.9	6.86	151	(110)** 68.8	48	77.0	--
反応槽－1	25.4	6.90	193	101	48	60.9	56
〃　－2	24.8	6.98	190	85.6	45	61.8	72
〃　－3	24.6	6.96	183	81.4	44	63.7	76
〃　－4	23.8	7.02	183	96.2	41	58.5	69

* D:Dissolved　** ():Total-$BOD_{5,atu}$



図－54　嫌気反応槽流出水溶解性試料のクーロメーター試験の一例

は得られず，その根本的な原因は絶対嫌気性処理に関与する微生物群の増殖速度が，好気性処理に関与するそれよりも非常に遅いことにより，微生物密度を高く維持できなかったことにある。

従って，双方の処理法の課題は，まずバイオリアクターの工学的なところによるものである。嫌気活性汚泥法については，撹拌強度が低く，且つ充分な混合状態が得られる撹拌方式の開発であり，固定生物膜法については，関与する微生物群が高密度に生息できる充填材の開発である。なお，固定生物膜法については調査期間が短かかったため，現状の充填材での調査を1年間程継続する必要があると思われる。

3.4　現地調査

小規模処理における処理特性を把握するために，各種の処理方式についてパイロット実験等により調査・研究を行ってきたが，実施設に対しても処理水質，汚泥発生量，管理上の問題点等を解明すべく，現地での実態調査を行った。

調査対象としたのは小集落排水，長時間エアレーション，散水濾床法，れき間エアレーション法の4つであるが，ここではいくつかの現地調査の中から，代表的なものについて結果をまとめた。

3.4.1　小集落排水調査

農村等の小規模集落で下水道計画を策定する場合に，基礎的な項目として発生する排水の水量および水質を把握するとともに，排水が側溝等を流下する間での自浄作用，雨天時のフラッシュ効果などを明らかにし，下水道完成後の効果を予測することも重要であり，小集落排水の流達率の季節変化，および側溝における雨天時流出汚濁物量について調査を行った。

1）調査方法

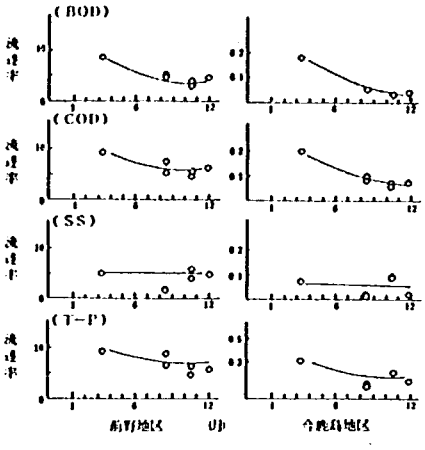
流達率調査は24時間連続で流量を観測するとともに，コンポジットサンプルを作成し，発生負荷量とセキでの流達負荷量から流達率を求める方式をとった。雨天時の流出汚濁物量についても同じ地点で降雨開始より6時間流量を測定するとともに，降雨開始初期は10分間隔，中期30分，後期は1時間の間隔で試料を採取し，グラブサンプルとして分析を行った。

2）調査結果

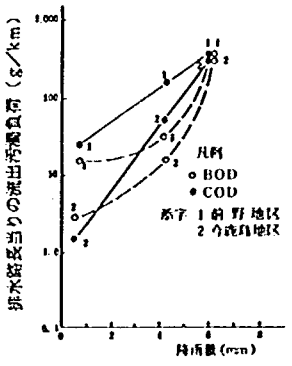
図—55に流達率の変化を示す。前野地区は排水路延長855m，全線U字側溝であり勾配もかなりある。これに対して今鹿島地区は4,975mであり，滞水している箇所，桝溝部等が含まれている。このため両地区の流達率はBOD_5で5～10倍の開きがある。しかし，季節変化としては3月に流達率が最も高く，8月から12月にかけてはほぼ同様の値に落ち着く（SSを除く）という傾向が共通してみられる。12月の水温が7～11℃であり，両者の流達率がこのように異なるのは奇異な感じを受けるが，側溝中の生物膜が12月の時点でまだ活性を保っており，長期間低温下にあった3月の時点では，まだ浄化能力が低下したままであると考えられる。

図—56は雨天時の観測結果をもとに降雨量と排水路長当りの雨天時流出汚濁物負荷の関係をまとめたものである。排水路長当りに換算したのは，都市域の下水道と異なり浸透地区の割合がかなり高いこと，および晴天時の自浄作用は側溝内での沈殿が大きな役割を果していると思われるためである。降雨量1～4mmの間では，前野地区の流出量が今鹿島地区を上回っているが，6mmでは両者はほぼ同じ流出量となる。今鹿島地区の側溝内沈殿物は前野地区より多いと考えられることから，

降雨量がさらに大きくなれば今鹿島地区での流出量も増大すると考えられる。ただし，晴天時の流出負荷量と比較して，雨天時にはBOD$_5$で0.016～2.9倍程度しか増加せず，6㎜以下の降雨で流出する汚濁負荷量はそれほど問題とならないと考えられる。



図－55　流達率の季節変化



図－56　雨天時流出負荷量と降雨量の関係

3.4.2　長時間エアレーション法の現地調査

長時間エアレーション法は汚泥発生量が少なく，負荷変動にも強いといわれており，多くの小規模処理場で採用されているが，その実態についての詳細な評価例は少なく，設計指針，維持管理指針等についても標準活性汚泥法との相違が今一つはっきりしていない。本調査は既設の長時間エアレーション法の処理場において汚泥発生量，処理の安定性，管理上の問題点等を解明すべく実施したものであり，夏季と冬季にそれぞれ精密調査を行ったものである。

1）対象施設

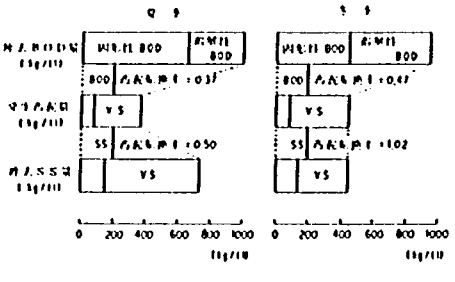
調査対象施設の概要を表－33に示す。本処理場は団地下水を主に受け入れている分流式の下水処理場であり，晴天時流入水量は冬季3,000㎥／日，夏季4,000㎥／日程度である。これはエアレーション時間に換算して13～18時間に相当し，長時間エアレーション法の範疇に含まれる。（なお15日／月の頻度で生活雑排水が40㎥／日程度バキュームカーにより搬入されている。）

表－33　施設の概要

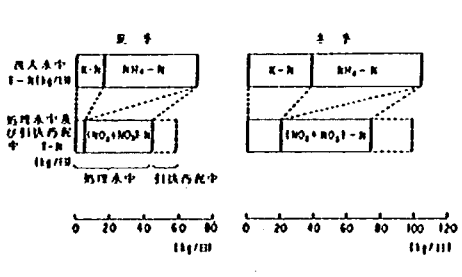
計画処理人口	22,000人
計画流入下水量	5,500㎥/日
平均流入下水量	4,114㎥/日
計画エアレーション時間	10時間
計画BOD-SS負荷	0.19
計画最終沈殿池水面積負荷	27㎥/㎡・日

2）物質収支調査結果

本処理場の流入水質はコンポジットサンプルのBOD$_5$で夏季235㎎／ℓ，冬季338㎎／ℓであり，わが国の下水道としてはかなり高濃度であるが，その除去率はそれぞれ98.6％，94.1％と良好な処



図－57　除去BOD$_5$・SS量と発生汚泥量との比較



図－58　窒素の収支

理成績を挙げている。

固形物の収支およびBOD_5の汚泥転換率は図－57に示す通りであり，除去BOD_5量はほぼ等しいが，発生汚泥量は夏季に少なく，一応好気性消化の効果がうかがえる。しかし，冬季のＳＳ・汚泥転換率はほぼ１であり，標準活性汚泥法の汚泥転換率とほぼ同様の値であった。

窒素の収支を図－58に示した。本処理場では冬季においてもNH_4－Ｎはほぼ完全に硝化されているが，全窒素の除去率は夏季30%，冬季29%であり，それらのほとんどは引き抜き汚泥として系外に抜き出されたものである。

3）曝気に関する調査

図－59は，活性汚泥１ｇ当りの酸素消費速度を曝気槽内の４測点で測定したものであり，９時と14時に調査期間中の毎日測定した値の平均値である。これによると，流入口近く，最も消費速度の高いところでは，夏季も冬季もほぼ同じ値を示しており，この位置での必要酸素量は変らないと言える。もし同一の送気量であった場合，酸素供給能（O.C.）は

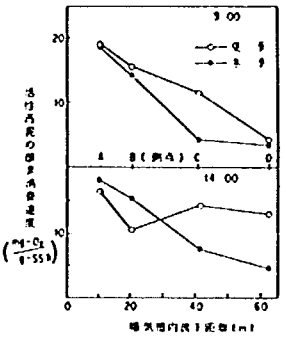
$$O.C. = K_{La_t} \cdot C_{s_t}$$

K_{La_t}：t℃における総括酸素移動係数

$$K_{La_t} = 1.024^{t-20} \times K_{La20}$$

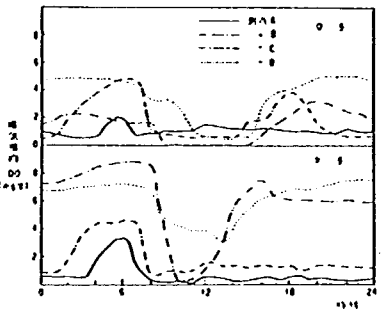
C_{s_t}：t℃における水中酸素飽和濃度

本処理場の夏季水温は27℃程度，冬季に15℃程度であり，夏季のO.C.を１とすると，冬季は0.93で７%の減であり，この程度では特に送気量を調整する必要は認められない。



図－59　活性汚泥呼吸速度

図－60は，４測点でのＤＯの経時変化を示したものである。夏季・冬季とも経時変化のパターンは類似しているが，冬季の方がＤＯは高めであり，かなり過曝気気味である。夏季の11時～15時にかけて，図－59に示されたようにＤ点での呼吸速度が高くなるため，Ｄ点のＤＯは１㎎／ℓ以下に低下するが，この程度のＤＯ低下は，水処理機能上何ら悪影響を及ぼさなかった。



図－60　曝気槽内溶存酸素濃度の経時変化

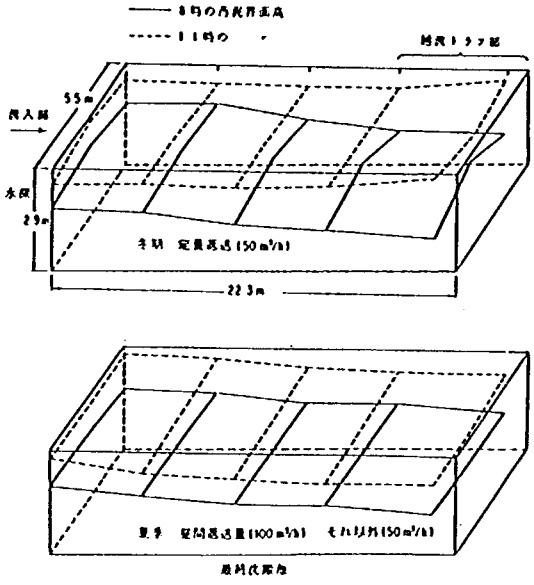
4）最終沈殿池の汚泥界面高調査

図－61は，返送汚泥量を一定とした場合（冬季），および汚泥界面高が高くなる10時～16時の間の返送汚泥量を通常（50㎥／ｈ）の２倍とした場合（夏季）の，８時と11時における汚泥界面高を示している。本処理場の流入水量のピークは９時から10時の間に出現し，８時は比較的流入水量が少ないのであるが，いづれの場合も沈殿池内にはすでにかなりの汚泥が滞留している。定量返送の場合，11時の汚泥界面高は水面下10～60cmにまで上昇しており，特に越流トラフ部では汚泥が越流する危険があった。

3.4.3　散水濾床法の現地調査

散水濾床法は従来，小規模処理施設に適した処理方式と考えられており，本調査においても，活性汚泥法の有力な代替案の一つに位置付けられている。調査した処理場は，場内に活性汚泥法と高速散水濾床法の２つの処理系列を有しており，両方式の比較に便利なことから24時間調査を行った。

両系列の水質分析結果を表－34に示す。リン・窒素については，両系列ともほぼ同様な傾向を示しているが，BOD_5，D－BOD_5，ＳＳ等は散水濾床法が劣っていることが明らかである。処理水中のＳＳおよびD－BOD_5とも改善の余地があると思われる。

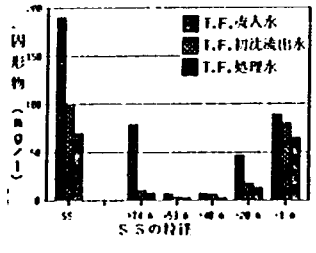


図－61　返送汚泥量と最終沈殿池汚泥界面高

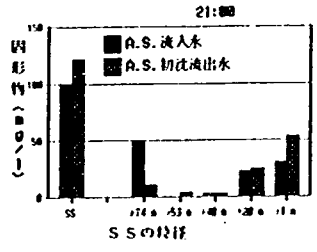
表－34　両系列の水質分析結果

採水箇所	水質項目	BOD (mg/l)	D-BOD (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	TS (mg/l)	VS (mg/l)	DS (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
活性汚泥法	流入水	135	76	106	131	439	215	305	14.75	.72
	初沈出	71	41	78	71	376	162	304	19.05	.64
	処理水	3	2	10	2	246	51	243	12.3825	.99
散水ロ床法	流入水	121	62	96	111	363	170	252	12.78	.73
	初沈出	54	34	46	267	109	221	11.5275	1.54
	処理水	27	12	29	27	233	77	206	13.2525	.69

採水箇所	水質項目	NO2-N (mg/l)	O-K-N (mg/l)	K-N (mg/l)	O-T-N (mg/l)	T-N (mg/l)	PO4-P (mg/l)	O-P (mg/l)	T-P (mg/l)
活性汚泥法	流入水	.13	21.75	28.7	22.6	29.5	1.7	1.08	3.05
	初沈出	.20	28.28	32.5	29.1	33.3	1.9	2.45	3.28
	処理水	.62	13.68	14.6	15.2	16.1	.9	1.04	1.26
散水ロ床法	流入水	.11	21.20	25.6	22.0	26.4	1.6	1.71	2.55
	初沈出	.09	15.45	19.0	17.1	20.6	1.2	1.38	1.87
	処理水	.36	14.69	19.2	11.3	15.0	1.6	.87	1.24



図－62　散水濾床系のSS粒径分布



図－63　活性汚泥系のSS粒径分布

1）ＳＳの処理性

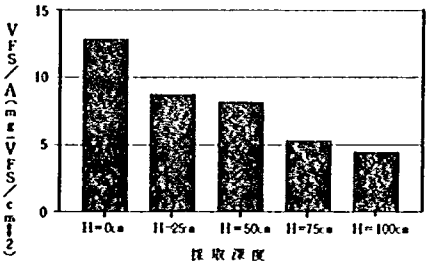
図－62，63は，散水濾床系（T.F）と活性汚泥系（A.S.）の流入水，最初沈殿池流出水，処理水（A.S.系はなし）のＳＳの粒径分布を示している。T.F系もA.S.系も流入水中のＳＳは74 μm以上，20～40 μm，１～20 μmの３つの区分が主要な要素となっており，最初沈殿池では当然粒径の大きな区分が除去される。A.S系では40 μm以下の区分が初沈流出水で増加しているのは，汚泥処理系よりの返送水の影響である。T.F.処理水では，前段の初沈流出水中に存在していた各区分が20%程度除去されるのみで，特に除去されやすい粒径区分は見当らない。これに対して，A.S.系ではＳＳは５mg／ℓ以下まで除去され，残存ＳＳのほとんどは20～１ μmの間に

あると考えられる。両系列の細菌試験結果を示した表－35によると，T.F系では大腸菌群は50%程度の除去率を示しているが，一般細菌はほとんど除去されていない。この結果と図－62から，散水濾床では微生物由来のＳＳの剥離が起っている可能性がある。

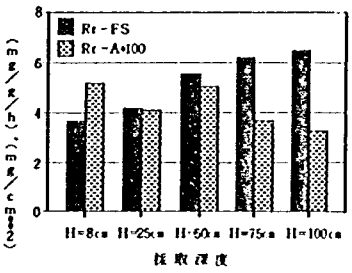
表－35　細菌試験結果

(N/mℓ)

細菌 / 試料	大腸菌群（デソ培地法）[1]						一般細菌（普通寒天培地法）[1]					
	新系列			旧系列			新系列			旧系列		
採水時刻	流入水	初・出	処理水	流入水	初・出	処理水	流入水	初・出	処理水	流入水	初・出	処理水
2/27 9:00	30×10^5	36×10^5	35×10^3	43×10^5	31×10^5	14×10^5	29×10^6	25×10^6	16×10^4	26×10^6	22×10^6	20×10^6
17:00	21×10^5	21×10^5	33×10^3	13×10^5	15×10^5	53×10^4	21×10^6	10×10^6	57×10^4	82×10^5	18×10^6	13×10^6
2/28 5:00	61×10^5	61×10^5	69×10^3	23×10^5	22×10^5	56×10^4	50×10^5	42×10^5	33×10^3	26×10^5	43×10^5	59×10^3
9:00	20×10^5	23×10^5	56×10^3	18×10^5	13×10^5	50×10^3	11×10^6	10×10^6	32×10^3	61×10^5	58×10^5	49×10^6



図－64　単位濾材面積当りの生物膜の強熱減量（ＶＦＳ）の深度分布



図－65　呼吸速度の深さ分布

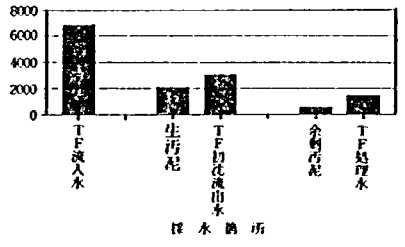
2）溶解性BOD_5の処理性

溶解性BOD_5の除去は生物膜によって行われるため，散水濾床内の生物膜量および呼吸速度を調査した。結果を図－64，65に示す。

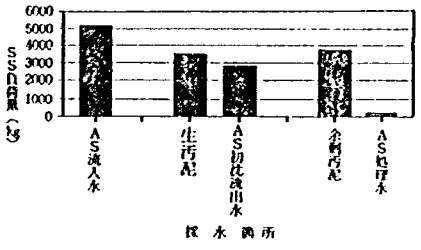
深度と生物量はかなり相関が高いことがわかる。ところが，これはミミズ・濾床バエといった大型動物が浅いところに大きな割合で生息することが原因であり，細菌レベルではやや様相が異なることが，図－65よりうかがえる。生物膜1㎎当りの呼吸速度（Rr－Fs）は，深いほど高くなっており大型動物と細菌類の存在割合が深さ方向に異なることを示している。また，図－65には濾材単位表面積当りの呼吸速度（Rr－A）も示しているが，これは濾材表面で高く，下部へ行くほど低下する傾向にある。Rr－Aは，各深度における利用可能な基質濃度平均値と平衡に達していると考えられる。しかし，表面より100㎝の位置でも，Rr－Aは表面に比べ40%程度の減少しかみられず，かなりの利用可能な基質が残存するものと思われる。

3）汚泥生成量

図－66，67にT.F.系，A.S.系の固形物収支を示す。処理水と余剰汚泥中の固形物を加えたT.F.系内での固形物の発生割合は，流入固形物に対して約67%であった。これに対して，A.S.系では133%と増加した。表－34より，エアレーションタンクでのVSの除去量が111㎎／ℓであるのに対し，散水濾床では32㎎／ℓと非常に少なく，これが汚泥生成量の違いとなって表われるものと思われる。



図－66　T.F.系固形物収支



図－67　A.S.系固形物収支

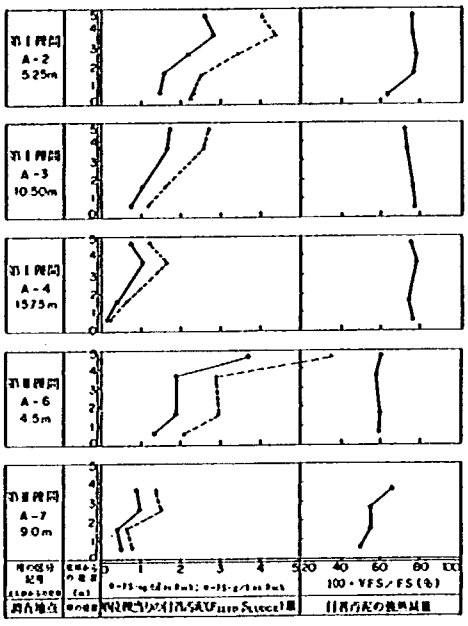
3.4.4　れき間エアレーション法の現地調査

1）計画処理水量 1,680㎥／日の施設における現地調査

調査した施設は，最初沈殿池流出水を土壌被覆式れき間エアレーション法により，計画処理水量 1,680㎥／日を２系列で処理するものであり，各系列の曝気槽は，流入側の第１曝気槽（420㎥）と流出側の第２曝気槽（270㎥）に仕切られている。そのうち，１つの処理系列の曝気槽には最深部まで達している点検桝が設けられ，れきを入れた点検籠が水深毎に設置してある。

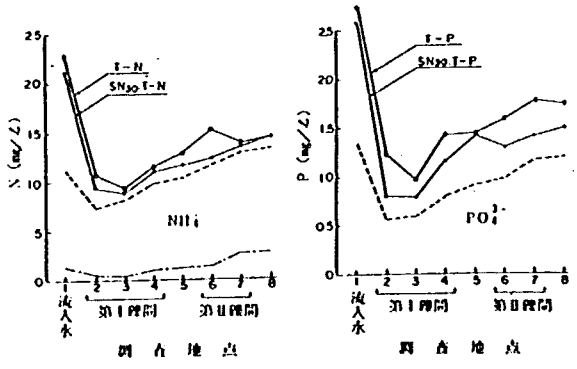
曝気槽内を逆洗，汚泥引き抜きした後３週間経過した時点における生物膜の性状と浄化水中の窒素やリンの流下方向の変化を図－68と図－69に示した。

生物膜量は，水深が深くなる毎に少なくなっており，また第Ⅰれき間と第Ⅱれき間に不連続性がみられるものの，下水の浄化にともなって流下方向に減少している傾向がうかがわれる。生物膜中の強熱減量の割合は，第Ⅰれき間と第Ⅱれき間に差がみられるものの同一槽内ではほとんど変わらないものと言える。この結果，第Ⅱれき間の生物膜量が多いのは，逆洗時に嫌気的な汚泥がれき間に捕捉されたままになっていたことによるものであり，強熱減量の結果にもその影響の可能性が表われている。



図－68　流下方向の各点検桝における生物膜の存在状況

下水の浄化過程における窒素とリンの変化をみると，一旦除去された後，再び増加する傾向にある。この現象は活性汚泥法のエアレーションタンクでみられる現象と類似しているものであるが，生物膜法の場合は生物が固定され，その移動がないため，このような現象は一般的とは言えない。この結果は多分逆洗，汚泥の引き抜きが充分でなかったために，れき間に汚泥が捕捉されたままになっており，それが嫌気化し，NH_4^+やPO_4^{3-}の溶出が起こっているものと思われる。



図－69　浄化水中の窒素・リンの流下方向の形態別変化

2）計画処理水量 158㎥／日の施設における現地調査

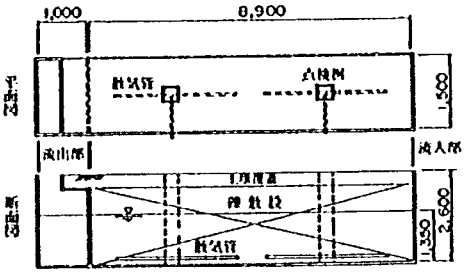
本調査は，処理水質が悪化し，曝気槽内が多量の汚泥で閉塞していることが示された小規模の施設において実施したも

のである。調査を行った槽の概要を図－70に示す。

(1) 汚泥排除に関する調査

集中曝気による撹拌と過大の通水による汚泥の押し出し流れを併用した方法と，槽の点検桝２ヶ所から水中ポンプにより排除する方法で汚泥量を調査した。（表－36）

総汚泥量から槽の空隙容量（空隙率50%）当りの汚泥量を求めると 12.8 kg／㎥となり，相当な汚泥量が捕捉されていたことになる。流入したＳＳや生物膜の剝離等により生じた汚泥が，一旦れき間に捕捉されると容易に排除できないことを示唆している。



図－70　れき間曝気槽の概要

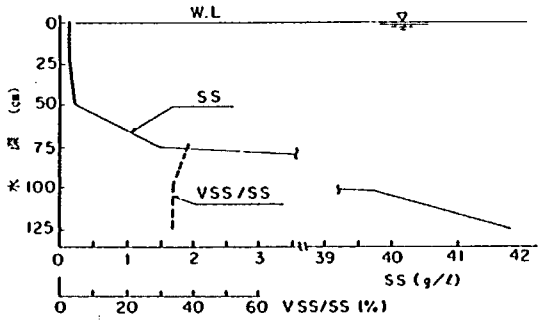
表－36　汚泥排除に関する調査結果

調査方法		排除汚泥量 kg	排除汚泥量 %
集中曝気（通常の3.9倍）押し出し流れ(10.4~12.3㎥/hr)		68	5.9
水中ポンプ汲上げ		220	19.0
槽内	槽および槽間	600	52.0
槽内	槽底部への堆積	267	23.1
合計		1155	100.0

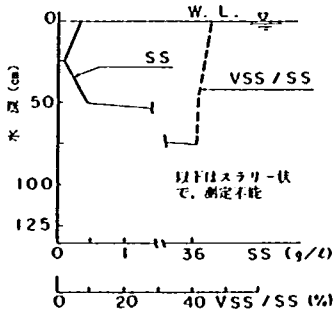
(2) 槽内の汚泥分布調査

(1)の調査を実施した後，同じ曝気槽全体を開削し，れきへの付着汚泥やれき間に捕捉されている汚泥，槽底部に堆積している汚泥等の分布を調べた。

れき間に捕捉されていた汚泥の水深方向の分布を，槽内の流れ方向の中間部と流出部について図－71，72に示す。槽の中間部では，水面下75cm以降急激に捕捉汚泥量が上昇しており，このことは，当槽に流入するＳＳは槽底部へ沈殿し，水深方向の撹拌がほとんど起きていないことを示唆するものである。また，槽の流出部では，水面下75cm以降はスラリー状の汚泥が堆積しており死水域となっていた。このスラリー状の汚泥は槽全体に分布していた。



図－71　槽中間部における水深方向の汚泥分布



図－72槽流出部における分布

4. 謝　辞

本調査の遂行に当っては，関係地方自治体の方々に種々の御協力をあおいだこと，また，木島年幸氏，飯田良子さん，中村勇雄氏，門倉伸行氏には，実験・分析に当り多大の労をおかけしたことをこ

とに記し，感謝の意を表するものである。

参考文献

1）「小規模処理場における処理特性に関する調査」，土木研究所資料第1709，1858，2010，2129，2243号 昭和55～59年度下水道関係調査研究年次報告書集
2）下水試験法，日本下水道協会，1984
3）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 昭和55年度
4）土壌微生物実験法，土壌微生物研究会編，1981
5）陸水生物生産研究法，陸水生物生産測定方法論研究会編，1969
6）落，中村，小沢，星間「生物膜法における土壌覆蓋の効果」用水と廃水，Vol. 28, №5 (1986)
7）岩井重久，植本正康，生物膜法，産業用水調査会（昭和55年）

4．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
研究員　酒井　憲司
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.　５９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。対象としたのは10都市、58処理場である。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１３mg/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２５mg/ℓであった。この結果、通常の生物処理での限界値は１３mg/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は、処理区域内の業種が単純になっており、その業種の地域性がみられ、そ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mg/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沪過池、活性炭吸着塔に通すことによってＣＯＤ－Ｔは 22.6mg/ℓから １２mg/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 mg/l、ＣＴＡＳ 3.1 mg/l、粉石けんの成分が 4.1 mg/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 100mg/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 20mg/l 、粉石けんの場合 30mg/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成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の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となった。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２００mg/l 以上の薬剤が９あったが、特定用途に片寄ることはない、繊維から溶出するＣＯＤもタオル生地の場合、100g 当り 152g 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 20mg/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 mg/l、生物膜法で 2.1～3.1 mg/l と良好な除去結果を示した。しかし、実際に生物学的に酸化、分解されたか、あるいは吸着等による除去であるのかは不明である。

3. ６０年度の調査結果

本年度は、処理場の水処理系と汚泥処理系の各処理プロセスから出てくる処理水について、流量、水質およびＣＯＤ生分解度試験を行い、処理場におけるＣＯＤの収支調査を行った。さらに、昨年度に引き続き、非イオン界面活性剤、ポリビニルアルコール（以下ＰＶＡという）を含む下水の処理実験を実施した。

3.1 ＣＯＤ収支調査

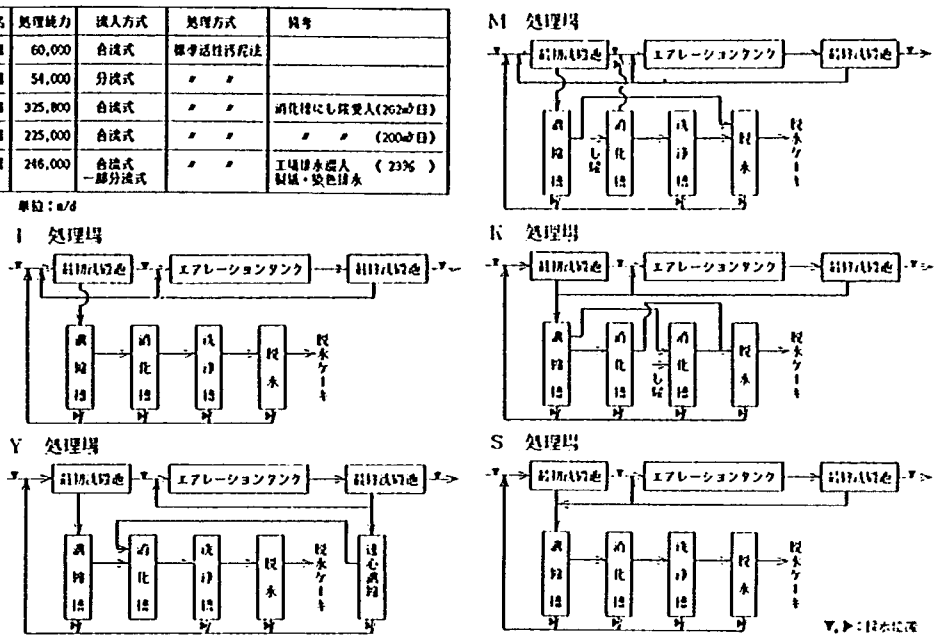
表－1. 図－1に調査を実施した５ケ所の処理場の概要とフローシートを示す。対象とした処理場はいずれも汚泥処理工程に嫌気性消化タンクを有するものである。処理規模に違いはあるが、処理場の特色として、家庭下水主体のＩ、Ｙ処理場、消化槽にし尿を受入れているＭ、Ｋ処理場、工場排水の混入しているＳ処理場である。なお、Ｍ処理場はし尿消化脱離液がエアレーション・タ

ンクに入っている。Y処理場は余剰汚泥の濃縮に機械濃縮が用いられている。

表－1　調査した処理場の概要

処理場名	処理能力	流入方式	処理方式	備考
I処理場	60,000	合流式	標準活性汚泥法	
Y処理場	54,000	分流式	〃　〃	
M処理場	325,800	合流式	〃　〃	消化槽にし尿受入(262m³/日)
K処理場	225,000	合流式	〃　〃	〃　〃　(200m³/日)
S処理場	246,000	合流式 一部分流式	〃　〃	工場排水濃入　(23%) 製紙・染色排水

単位：m³/d



図－1　処理場のフローシート

表－2 処理工程別の流量,D-COD,HB-COD,及び負荷量

I　処理場		流入水	初沈流出水	2次処理水	返流水
流量	m³/日	25,680	27,009	24,850	1,907
D-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	27.8 710	17.6 475	11.7 291	50.5
HB-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	5.6 144	5.9 159	5.9 147	30.9

Y　処理場		流入水	初沈流出水	2次処理水	返流水
流量	m³/日	27,650	29,890	27,650	2,232
D-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	36.0 995	36.2 1,082	12.5 345	210
HB-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	8.6 238	10.0 299	(12.5) (346)	164

M　処理場		流入水	初沈流出水	2次処理水	返流水
流量	m³/日	222,400	228,800	222,600	6,195
D-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	30.4 6,767	27.9 6,381	7.4 1,640	1,515
HB-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	5.3 1,180	6.0 1,373	5.6 1,247	870

K　処理場		流入水	初沈流出水	2次処理水	返流水
流量	m³/日	161,000	171,230	161,000	7,210
D-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	17.8 2,919	32.3 5,531	11.3 1,853	320
HB-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	10.2 1,673	9.4 1,610	10.0 1,640	218

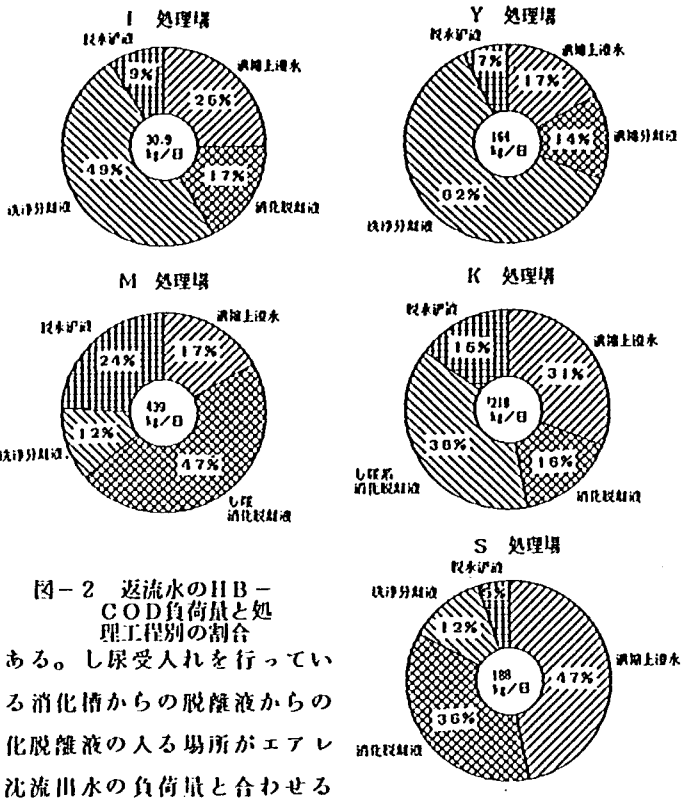
S　処理場		流入水1系	流入水II系	初沈流出水	2次処理水	返流水
流量	m³/日	113,200	13,000	12,6900	119,500	4,310
D-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	46.9 5,309	23.9 325	38.3 4,866	17.1 2,045	306
HB-CODMn 負荷量	mg/ℓ kg/日	14.0 1,585	7.1 97	14.6 1,851	9.3 1,112	188

HB-COD：COD生分解性試験より求めた　，(　)：一の結果を示した

表－2　処理場別の流量、D－COD、HB－COD及び負荷量

D－COD負荷量、HB－COD（下水道試験法によるCOD生分解度）、HB－COD負荷量を示す。これらの水質濃度および負荷量は24時間流量比例のコンポジットサンプルにより得た。流入水量は、処理能力の43～73%の水量である。返流水量は、処理能力の小さいI、Y処理場は流入水量比で7.4%、8.1%に対し、処理能力の大きいM、KおよびS処理場は、2.8%、4.4%および3.4%と前処理場の約1/2の水量比である。流入水のCOD値は、49.8～88.3mg/ℓであるのに対し、流入水のD－COD値は17.8～46.9mg/ℓと26～66%の構成比となっている。初沈流出水のCODで流入水の値より増加している処理場は、S処理場のみで、716→800mg/ℓとなっている。D－CODでは、Y処理場とK処理場であるが、Y処理場は流入水とほとんど変わらない程度である。K処理場は、流入水の1.8倍に増加しているが、濃度は323mg/ℓと他の処理場に比べ高い濃度ではない。COD

増加したS処理場は、D－COD では、減少している。2次処理水のCODは8.8～18.9mg/ℓと20mg/ℓ以下になっている。D－COD はS処理場の17.1mg/ℓの他は7.4～125mg/ℓである。返流水のD－COD負荷量は、流入水負荷に対し、5.4～224%、HB COD負荷量においては、112～689%の負荷の増加になっている。返流水の処理工程別に表わしたものを図－2に示す。家庭下水主体のI、Y処理場は、洗浄分離液の割合が49%、62%と高い。Y処理場は1処理場の負荷量309kg/日に比べ164kg/日と約5倍の負荷量である。し尿受入れを行っているM、K処理場は、し尿を入れている消化槽からの脱離液からの負荷量が多い。M処理場は、し尿消化脱離液の入る場所がエアレーションタンクの前になるため、初沈流出水の負荷量と合わせると1812kg/日になり、流入負荷の1.5倍が活性汚泥に負荷されている。K処理場は、消化脱離液が16%、38%を占めており、し尿の投入している脱離液は、2.4倍の負荷の増加になっている。工場排水の混入しているS処理場は、濃縮上澄水が47%、消化脱離液が36%と合計83%の大部分を占めている。返流水量は濃縮上澄水2,185m³/日に対し消化脱離液430m³/日と少ないが、HB－COD濃度では40.7mg/ℓに対し155mg/ℓで3.8倍濃度が高くなっている。水量で27%を占める脱水汚液は、HB－CODが8.8mg/ℓと2次処理水の93mg/ℓより低く、負荷量も5%と少ない割合になっている。さらに、初沈流出水のBOD、CODおよびSSが流入水より増加している。その原因として、返流水中の濃縮上澄水のSSが9090mg/ℓと高く、返流水量に占める割合が51%と多いためと考えられる。



図－2 返流水のHB－COD負荷量と処理工程別の割合

3.2 非イオン界面活性剤及びポリビニルアルコールを含む下水の処理実験

本年度は昨年度に引続き、非イオン界面活性剤とポリビニルアルコール（以下PVAという）に着目して、実下水を用いて実験を行った。

3.2.1 調査方法

家庭下水を主として受入れている処理場に表－3に示す小型実験装置2台（A系：浮遊法、B系：生物膜法）を設

表－3 小型実験装置概要

	A系（浮遊法）	B系（生物膜法）
容量	10槽×10ℓ	8槽×20ℓ
生物膜モジュール	－	ポリエチレン製網基材（13mmメッシュ） 180mm×170mm 1槽当り5枚
沈殿池容量	48ℓ	48ℓ

置して行った。原水は当処理場の初沈流出水を用い、これに非イオン界面活性剤又はＰＶＡを20 mg/lになるように添加した。非イオン界面活性剤は、ポリオキシエチレンアルキルフェノールエーテル、重合度ｎ＝17.5を用い、ＰＶＡは重合度ｎ＝500のものを用いた。実験条件は、表－4に示すように6ケースの条件で行い、非イオン界面活性剤添加の実験は1～4の実験区分で、窒素・リンの除去法に用いられている条件を入れ嫌気槽での処理状況を調査した。ＰＶＡ添加の実験区分5、6はＳＲＴ　日と　日の条件で行った。水質分析は、週1～3回の頻度で定時に採取したグラブサンプルについて行い、実験区分毎の最後にエアレーションタンク内の調査とＣＯＤ生分解度試験を行った。

表－4　実　験　条　件

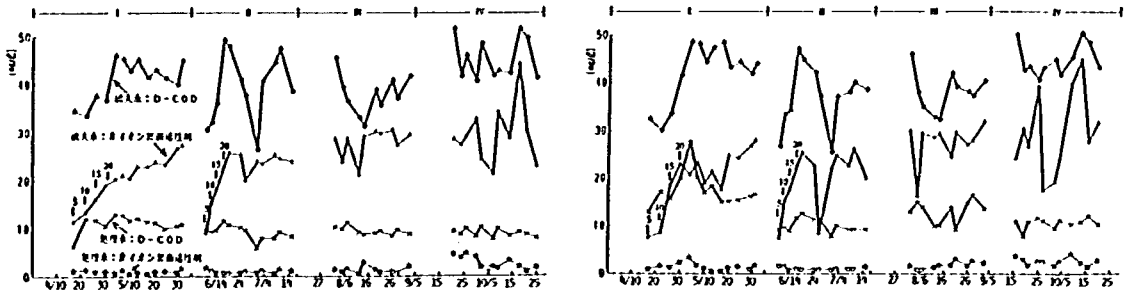
実験区分	系列	処理フロー	滞留時間 hr	嫌気時間 hr	好気時間 hr	返送率 %	備考
1	A	□□□□□□□□▽	8	-	8	25	
	B	⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙▽	8	-	8	-	
2	A	▨▨▨▨□□□□□▽	5	2	3	25	
	B	▨▨▨▨⊙⊙⊙⊙▽	5	2.5	2.5	25	
3	A	▨▨□□□□▨▨▽	12	6	6	25	
	B	▨▨⊙⊙⊙⊙▨▨▽	12	6	6	25	
4	A	▨▨▨□□□□□□▽	8	2.4	5.6	50	100%循環
	B	⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙▽	8	-	8	25	
5	A	□□□□□□□□□▽	8	-	8	25	SRT：10日
	B	⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙▽	8	-	8	-	
6	A	□□□□□□□□□▽	8	-	8	25	SRT：20日
	B	⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙⊙▽	8	-	8	-	

実験区分1～4は非イオン界面活性剤（ＡＰＥ）　20mg/l添加
〃　5，6はポリビニルアルコール（ＰＶＡ）20mg/l添加

□：好気槽（エアレーション）　⊙：好気槽・網羽目有り（エアレーション）
▨：嫌気槽（機械撹拌）　▨：嫌気槽・網羽目有り（撹拌ポンプ）

3.2.2　非イオン界面活性剤添加実験

図－3に流入水と処理水のＤ－ＣＯＤと非イオン界面活性剤の経時変化を示す。Ｄ－ＣＯＤは、浮遊法では安定した処理水質であり、嫌気槽を設けた条件の実験区分2～4は10mg/l前後で好気槽のみの実験区分1より低くなっている。生物膜法においては、実験区分2～4で返送汚泥を行い浮遊法との併用もあり、浮遊法の処理水質に近い濃度となっている。非イオン界面活性剤は、全般に良い除去であるが、実験区分3 4で両系ともにばらつきがみられ、平均濃度でも0.5～1.5mg/l高くなっている。実験区分1のＡＴ調査でＢ系の1～3槽にお



図－3　実験区分1～4の流入水と処理水のＤ－COD，非イオン界面活性剤の経時変化

いて、非イオン界面活性剤を除く水質が流入水より高くなっていた。その原因として生物膜量が34～56g/槽、浮遊している汚泥も7.6～9.4g/ℓとＡＴ４～８槽の15～22g/槽、2.3～4.4g/ℓに比べ２～３倍の汚泥量になっていること、さらに生物膜には、*Beggiatoa* やミミズ類が多く出現していたことから汚泥の嫌気化が進み、その内部からの生産によると考えられる。実験区分２の条件では、余剰汚泥の発生量が多く、両系列ともに約33g/日と実験区分４の浮遊法（16g/日）を除く３～５g/日に比べ多量に発生していた。

表－５　ＰＶＡ添加実験の水質分析結果

実験区分			5		6	
採取名			A	B	A	B
流入水	水温		18.0	18.0	15.1	15.1
	BODATU		160	182	117	111
	COD	T	97.0	95.5	71.6	77.0
		D	48.2	47.9	42.5	42.3
	PVA		18.8	18.2	19.0	18.7
	SS		128	118	81.9	90.9
	アルカリ度		212	200	222	221
	K-N・T		40.10	39.39	30.07	31.33
	NOt-N		0.06	0.01	0.07	0.05
	T-P・T		7.41	7.31	5.12	5.15
処理水	BODATU		7.2	6.9	7.8	11.8
	COD	T	33.6	36.4	29.0	31.3
		D	29.5	30.2	25.7	30.7
	PVA		15.9	15.5	17.0	18.1
	SS		4.3	12.5	7.8	6.2
	アルカリ度		80.9	130	50.5	167
	K-N・T		7.58	13.25	2.10	18.79
	NOt-N		11.82	9.46	9.16	13.61
	T-P・T		3.66	4.70	2.81	3.51

単位：水温℃，その他mg/ℓ
NOt-N：(NO2-N＋NO3-N)－N

３.２.３　ＰＶＡ添加実験

流入水と処理水の平均水質を表－５に示す。流入水質は非イオン界面活性剤添加時と同様にＰＶＡ添加分だけＣＯＤ値が上昇している。浮遊法の処理水は、非イオン界面活性剤添加に比べＤ－ＣＯＤはＳＲＴ10日では30mg/ℓ、ＳＲＴ20日は26mg/ℓと2～３倍高くなっている。ＰＶＡは、それぞれ16mg/ℓ 17mg/ℓとＣＯＤの除去とは一致していない。生物膜法も浮遊法と同様、処理水質は高くＰＶＡの除去は2mg/ℓ以下と低い。

３.２.４　ＣＯＤ生分解度試験

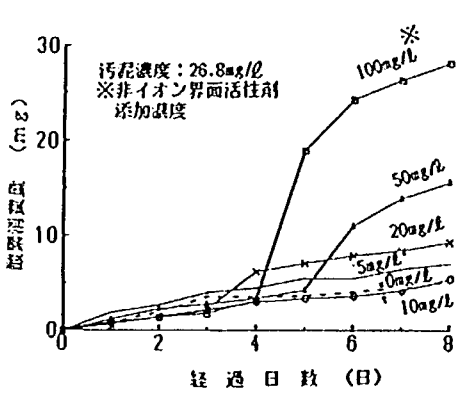
各実験区分終了前にＡＴの最終槽又は、その前槽で混合液を採取し、ＣＯＤ生分解度試験（下水道試験方法に準ずる）の汚泥に供した。表－６に示すように、初沈流出水、流入水および非イオン界面活性剤又はＰＶＡについて行い、実験区分毎の除去率を示す。両系列の汚泥による生分解度は同じ傾向を示している。難分解物質として使用した非イオン界面活性剤とＰＶＡの純物質では、初期濃度より生分解後の濃度の方が高くなる傾向が多く、除去が行われている場合でも最高30%の除去率である。この結果からは、非イオン界面活性剤およびＰＶＡは難分解であることがわかる。

表－６　ＣＯＤ生分解度試験結果

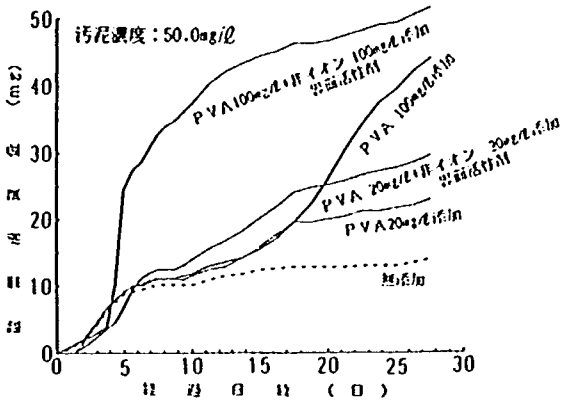
添加物質	実験区分	採取名	流入水			初沈流出水			非イオン界面活性剤orＰＶＡ		
			スタート(mg/ℓ)	24時間後(mg/ℓ)	生分解度(%)	スタート(mg/ℓ)	24時間後(mg/ℓ)	生分解度(%)	スタート(mg/ℓ)	24時間後(mg/ℓ)	生分解度(%)
非イオン界面活性剤	1	A	70.9	10.6	85.0	27.0	8.4	68.9	99.6	133	-33.5
		B	71.5	18.2	74.5	27.0	10.8	60.0	99.6	123	-23.5
	2	A	45.4	13.6	70.0	29.6	8.2	72.3	141	99.2	29.7
		B	40.2	13.8	65.7	29.6	8.3	72.0	141	107	24.1
	3	A	40.8	7.8	80.9	28.8	11.5	60.1	101	118	-16.8
		B	39.6	14.6	63.1	28.8	15.4	46.5	101	124	-22.8
	4	A	33.6	9.8	70.8	31.8	5.9	81.4	100	136	-36.0
		B	30.9	11.6	62.4	31.8	6.3	80.1	100	129	-29.0
ＰＶＡ	5	A	46.6	23.0	50.6	37.0	9.8	73.5	100	86.6	13.4
		B	47.8	26.8	43.9	37.0	12.0	67.6	100	83.0	17.0
	6	A	41.7	23.9	42.7	28.2	7.4	73.9	99.8	97.0	2.8
		B	40.3	23.8	40.9	28.2	8.3	70.5	99.8	102	-2.2

３.２.５　クーロメーターによる生物分解性試験

実験に用いた非イオン界面活性剤とＰＶＡについて、クーロメーターによりその生分解性を調



図－4　クーロメーターによる酸素消費量の変化



図－5　クーロメーターによる酸素消費量の変化

査した。結果を図－４、５に示す。非イオン界面活性剤は、３～５日の間に分解が始まり、濃度に応じて急激な分解が生じている。ＰＶＡは10日ごろから分解が始まり除々に分解されている。20mg/ℓの添加濃度で、ほぼ分解の終わるまでの期間は、非イオン界面活性剤は４日間、ＰＶＡは17日間を必要とし、ＰＶＡの分解性の悪いことがわかる。両物質を添加したものは、初期３日間程度の阻害がみられらが、その後非イオン界面活性剤の急激な分解が有り、その後除々にＰＶＡの分解が行われている。

4.　まとめ

１）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１１.２～689%の範囲であった。

２）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。

３）非イオン界面活性剤の添加実験で嫌気槽を設けても除去は良好であった。ＰＶＡ添加実験は、ＰＶＡの除去率９～18%、Ｄ－ＣＯＤの除去率31～45%と非イオン界面活性剤の時に比べて低い除去率であった。

４）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期間を要する結果となった。

5．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　安中　徳二
主任研究員　渡部　春樹

1. はじめに

富栄養化した閉鎖的な水域では栄養塩による水域内での有機物の生産，いわゆる内部生産によって有機性汚濁が進行している場合が多く，これらの水域では栄養塩負荷の削減が必要とされている。内部生産の機構については明らかになりつつあり，これらを含めた水質のシミュレーションもいくつか実施されているが，下水道建設などの諸対策の効果の評価という観点からすれば，モデルの検証は極めて不十分である。このため，削減を実施した水域での観測も含めて効果の評価手法の調査を行い，手法を確立する必要がある。

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て，その周辺で進められている下水道及び終末処理場の建設に伴って，栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，その削減によって閉鎖的な水域の水質がどのように改善されていくかを評価する。さらに，既に富栄養化している，あるいは進行している閉鎖的な水域の水質改善対策，及び富栄養化の防止対策の合理的な策定に結びつけていく予定である。

前年度までは手賀沼へ直接排出している区域からの汚濁負荷量の把握と手賀沼の湖内水質調査を中心に進めてきたが，今年度は，手賀沼の富栄養化モデルの作成と現況あわせを行った。

2. 59年度までの調査結果

本調査は55年度より開始したが，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 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，年間総流出負荷量の推定式は以下のようである。

BOD，D-COD，TN，D-TN，TP，D-TPについて

$$L = 365 \cdot L_D + \frac{R_1 \times f_1 \times C_1}{100} + \frac{R_2 \times f_2 \times C_2}{100}$$

SS，CODについて

$$L = 365 \cdot L_D + \frac{R_1 \times f_1 \times C_1}{100} + \Sigma a \cdot 10^{b \cdot R_{pn}}$$

L：年間総流出負荷量（kg／ha・y），L_D：晴天時1日当りの流出負荷量の平均（kg／ha・y）

R_1，R_2：それぞれ降水量20mm以下と21mm以上の降雨についての年間積算降水量（mm／y）

f_1，f_2：それぞれ降水量20mm以下と21mm以上の降雨についての平均流出率

c_1，c_2：それぞれ降水量20mm以下と21mm以上の降雨についての平均水質（mg／ℓ）

R_{pn}：n番目の降雨のR_p（mm／hr）（1降雨当りのピーク降雨強度），a，b：定数

(2) 下水道の完備していない住宅地から流出する汚濁負荷を調べると，ＳＳを除く水質項目については，晴天時に流出する負荷量の占める割合が大きく，ＢＯＤで約75％，ＣＯＤで約66％，Ｄ－ＣＯＤで約92％，ＴＮで約82％，Ｄ－ＴＮで約87％，ＴＰで約76％，Ｄ－ＴＰで約95％となっている。

3. 60年度の調査結果

手賀沼の水質将来予測を実施するために，これまで現地調査や文献調査を行ってきたが，その調査フローを示したのが，図－１である。同図のうち60年度は，大堀川などの流入河川の水質調査，手賀大橋における湖内水質の定期調査湖内水質の水平，及び鉛直分布調査，湖内の生産調査，富栄養化モデルを用いた水質再現計算，などを実施した。

3.1 流入河川の水質調査

大堀川と大津川を対象にして，昭和60年６月から毎月１回河川水を採取し，分析を行った。分析項目は，ＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳ，りん，窒素などの19項目である。

大堀川と大津川の水質はほぼ同程度であり，ＣＯＤで５～20mg/ℓ，ＴＮ４～14mg/ℓ，ＴＰ0.1～2.0 mg/ℓとなっている。

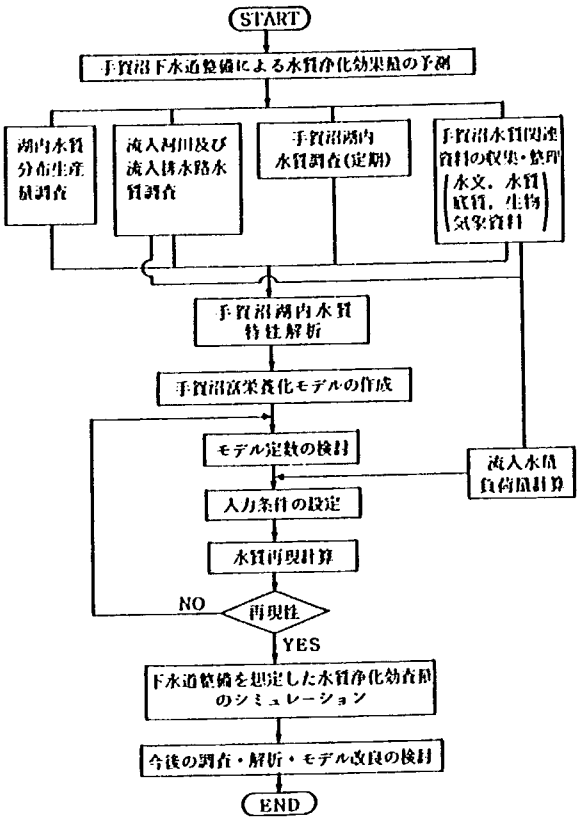
また，ＣＯＤの内，溶解性成分の占める割合は75％であり，同様に，ＴＮとＴＰについて溶解性成分の占める割合は，それぞれ95％と78％であった。

3.2 手賀大橋における湖内水質の定期調査

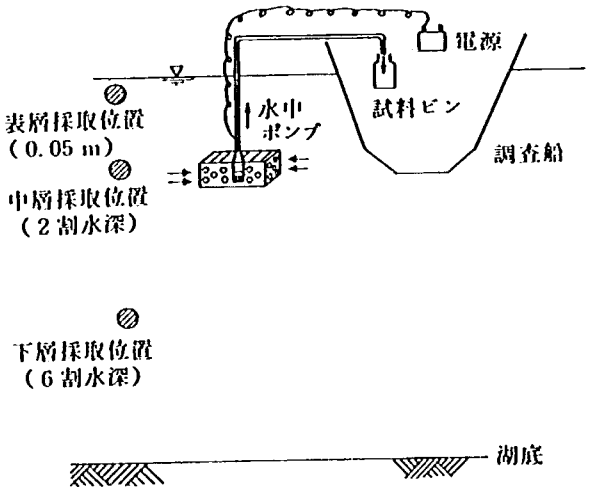
手賀大橋において，昭和58年度から週１回の頻度で湖内水質を定期的に測定してきた。

今年度の測定結果の概要は以下のようである。

1) ＣＯＤは6.9～34.7mg/ℓの範囲で観測された。７月～10月のＣＯＤは，おおよそ12～20mg/ℓ，11月～２月では18～25mg/ℓであり，



図－１ 手賀沼の水質将来予測の調査フロー



図－２ 湖内水質分布採水方法概略図

冬季の方が夏季や秋季より高い値であった。

2) クロロフィルａは 14.8～1022.4 ㎎／ℓの範囲で観測された。この時の最小値は台風がもたらした降雨の影響によるものである。

3) ＴＰは８月後半から９月初旬にかけて，１㎎／ℓ を超える値が観測されたが，その後 0.3～0.5 ㎎／ℓ 程度まで低下した。しかし，12月下旬以降になると再び１㎎／ℓ を超える値となった。

4) ＴＮは４月以降から８月にかけて漸次減少し，９月以降から２月にかけてしだいに上昇する傾向がみられた。

3.3 湖内水質の水平，及び鉛直分布調査

手賀大橋における水質が，手賀沼の水質を代表するものであるかどうかを検討するため，３回の水質分布を調べた。実施時期は，アオコの増殖が顕著な夏季，アオコが死滅し，その死骸が浮遊する秋季，及び，水温の低下する冬季の３回である。採水は，根戸下，手賀大橋及び手賀中央の３ケ所において，鉛直３層（表層，２割水深，６割水深）で行い，その他11ケ所において２割水深で行った。測定項目は，ＣＯＤ，ＴＮ，ＴＰ，クロロフィルａ，濁度，電気伝導度，水温などである。

図－２は調査船を用いた。湖沼水の採水方法を示している。採水前に水深を測定し，所定の水深において水中ポンプを用いて，横方向の湖沼水を採取した。

(1) 水質の鉛直分布

湖沼の水質は藻類の生産活動，底泥の影響，水温成層，流入水の影響などにより，鉛直方向に濃度勾配ができることがある。手賀大橋での定期水質調査では，２割水深から採水している。

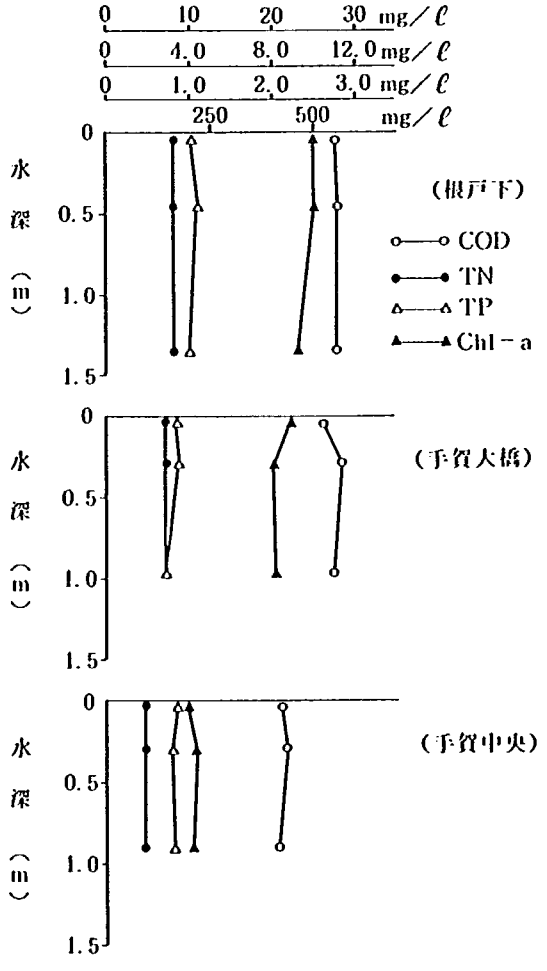
図－３は，根戸下，手賀大橋，及び手賀中央における夏季調査の結果を示している。この結果では，最も成層し易い夏季においても，濃度勾配は認められない。これは，手賀沼の水深が１～２ｍ程度と，非常に浅いので，鉛直方向での水温差がないためと考えられる。

秋季と冬季においても，夏季と同様に濃度勾配は認められなかった。

従って，鉛直分布については，２割水深からの採水が鉛直方向での値を概ね代表していると考えられる。

(2) 水質の水平分布

図－４は，手賀沼14ケ所における夏季水質の水平



図－３ 湖内の水質鉛直分布（夏季調査）

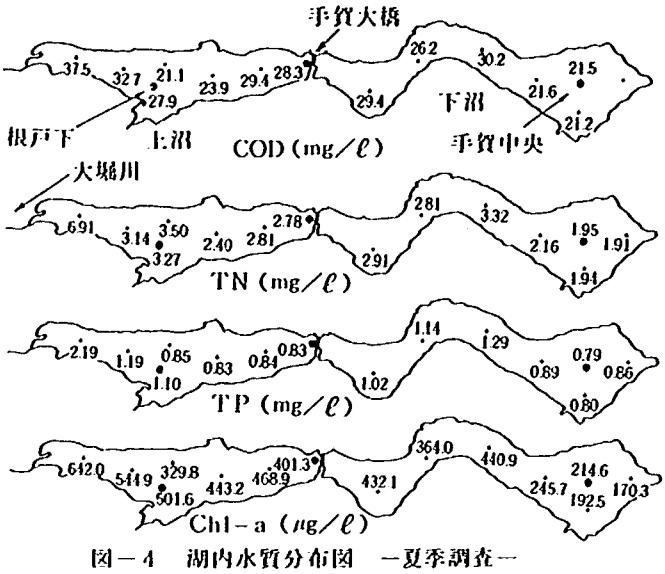
分布を示している。

大堀川河口部の水質（同図の左端）は，他地点に比べて，変動巾が大きく，全体的に大きな値が観測された。

上沼と下沼の水質を比べると，一般に上沼の方が大きい値となっている。

これらの傾向は，秋季及び冬季の調査においてもみられた。

湖内全体の平均水質と，手賀大橋における水質を，季節的や項目的に比較してみると，両者はかなり類似する値となることがわかった。このことから，手賀大橋の水質は，手賀沼全体のほぼ代表的な水質であるといえる。



図－4　湖内水質分布図　－夏季調査－
各地点2割水深での水質

3.4　湖内の生産量調査

湖内の生産量調査は，明暗ビン試験法によって，湖内の3地点で各3層について実施した。明暗ビンの設置は，早朝から日中までと，日中から夕方までについて行った。この調査は，湖内水質の水平及び鉛直分布調査と同一日に，夏季，秋季，冬季の3回実施した。

表－1は調査結果をまとめたものである。なお，同表のA1は根戸下，A2は手賀大橋，A3は手賀中央である。同表から，以下のようなことが明らかになった。

1)　手賀沼では，夏季と秋季の表層での生産が顕著である。冬季の表層における生産量は，夏季と秋季の50%程度である。

2)　冬季においても，湖内での藻類の生産があり，植物性プランクトンの活動は，一年を通して活発であると考えられる。

3)　3回の調査での全地点について，2割水深でも純生産量はあるものの，表層に比べるとその値は著しく小さい。

4)　6割水深では，ほとんどの場合呼吸量が生産量を上回っていた。

表－1　生産量調査結果

季節	地点（水深）	深度区分	半日当り水深別 O_2 変化量(mg／ℓ)		
			総生産量	純生産量	呼吸量
夏期	A 1（2.45m）	表層	21.01	16.24	4.77
		2割	6.38	2.05	4.33
		6割	－0.38	－3.60	3.22
	A 2（1.65m）	表層	19.65	12.77	6.38
		2割	5.11	－0.32	5.43
		6割	2.21	－1.87	4.08
	A 3（1.51m）	表層	20.78	19.22	1.56
		2割	3.74	2.03	1.71
		6割	0.18	－1.25	1.43
秋期	A 1（2.03m）	表層	21.82	18.75	3.07
		2割	10.83	8.44	2.39
		6割	3.35	1.07	2.28
	A 2（1.84m）	表層	21.80	16.88	4.92
		2割	8.84	3.74	5.10
		6割	－0.11	0.31	0.20
	A 3（1.40m）	表層	16.27	11.93	4.34
		2割	10.76	6.85	3.19
		6割	0.33	－0.78	1.11
冬期	A 1（2.14m）	表層	10.90	7.82	3.08
		2割	5.05	2.02	3.03
		6割	0.88	－1.56	2.44
	A 2（1.98m）	表層	13.22	9.55	3.67
		2割	7.71	4.42	3.29
		6割	0.38	－2.64	3.02
	A 3（1.36m）	表層	12.48	7.61	4.87
		2割	5.79	2.31	3.46
		6割	0.56	－1.80	2.36
夏期	3地点予約	表層	20.48	16.08	4.24
		2割	5.08	1.25	3.82
		6割	0.67	－2.24	2.91
秋期	3地点予約	表層	19.96	15.85	4.11
		2割	10.14	6.34	3.82
		6割	1.19	0.20	1.20
冬期	3地点予約	表層	12.20	8.33	3.87
		2割	6.18	2.92	3.27
		6割	0.61	－2.00	2.61

からなっている。窒素，りん及び炭素の生産量はそれぞれ摂取率で関連づけられている。

また，4指標モデルの計算結果と，TNあるいはTPとは，次のような相関式から計算されている。

$TN = TON + IN$

$= A_1 + B_1 \cdot COD + IN$

$TP = TOP + IN$

$= A_2 + B_2 \cdot COD + IP$

TON：全有機態窒素

TOP：全有機態りん

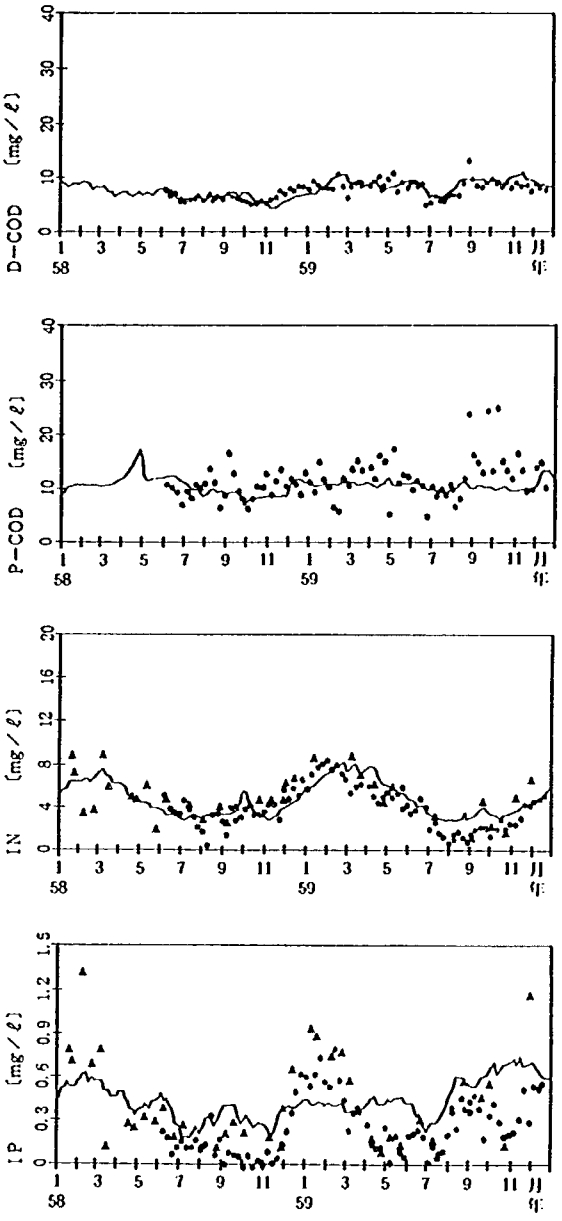
A_1，A_2，B_1，B_2：定数

なお，4指標を用いた富栄養化モデルの解析は，方程式を時間差分で置換え，各時間ステップ毎に数値解を求めるRunge－Kutta法を用いた。

計算時間のステップは5日間とした。

図－6，7は，手賀沼の富栄養化モデルを用いた計算結果と実測値との比較を示している。同図から明らかなように，IPとTPにやや差異が認められるものの，全体としてはかなり良好な結果が得られている。

今後は，4指標を用いた富栄養化モデルの精度をより高めるために，計算に用いた諸定数の見直しを行い，下水道整備などが手賀沼の水質改善にどの程度役立つかを定量的に明らかにしていくことになろう。



図－7　水質再現計算結果と検証値の比較（　）

（検証データ：● 手賀大橋，▲ 根戸下）

（計　算　値：—— 手賀大橋）

3.5　富栄養化モデルを用いた水質再現計算

(1)　手賀沼に関する資料の整理

昭和58，59年度を対象にして，手賀沼の水量と水質，大堀川の流量と水質，大津川の水量と水質，手賀沼の植物性プランクトンの変遷，手賀沼周辺の気象，手賀沼の底質などについて，実測と文献収集を行い，富栄養化モデルへの入力データとして整理を行った。

(2)　富栄養化モデルの作成

手賀沼の水質予測に利用する富栄養化モデルとしては，図－5に示したような，4指標物質循環モデルを適用する。また，湖内の水質分布，底質分布から，空間的に一様とみなす1ボックスモデルとした。

手賀沼における水収支は以下のように算出した。

（湖内貯留変動量）＝（流入河川水量）＋（湖面降水量）＋（残流域流量）－（湖外流出量）－（湖面蒸発量）－（取水量）

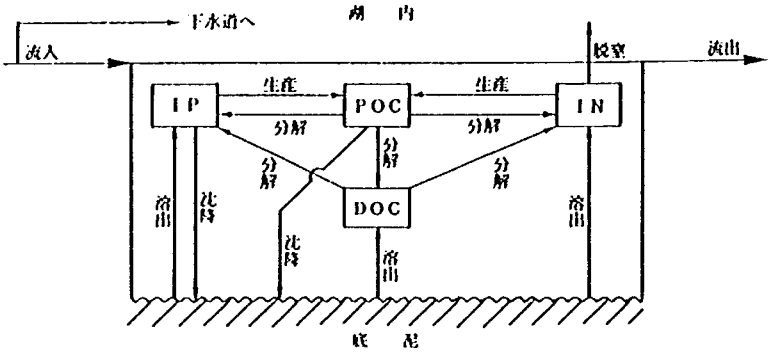
手賀沼における負荷量収支は以下のように算出した。

（湖内貯留変動量）＝（流入河川負荷）＋（残留域負荷）＋（湖内負荷量）－（湖外流出負荷）－（取水負荷）

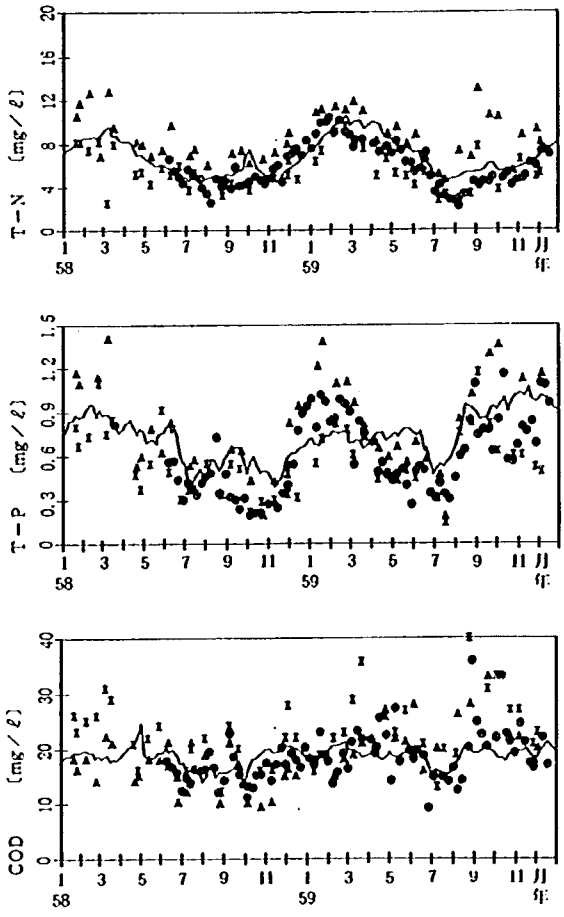
手賀沼の湖内における汚濁負荷量の変化量を4指標で次のように定式化した。

（変化量）＝（流入項）＋（静止溶出項）＋（浮上溶出項）＋（粒子態成分の無機化分解項）＋（溶解態成分の無機化分解項）＋（溶解化分解項）＋（生産項）－（沈降項）－（脱窒項）－（無機りん沈降項）－（流出項）

生産項は水温，日射量，ミカエリス定数など



図－5　手賀沼富栄養化モデル構造の概念図



図－6　水質再現計算結果と検証値と比較（　）
(検証データ：●手賀大橋，▲根戸下，I手賀沼中央)
(計　算　値：――― 手賀大橋)

6．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　安中　徳二
主任研究員　渡部　春樹
小森　行也

1. 調査の目的と必要性

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. 59年度までの調査成果

本調査は，57年度を初年度とし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，活性汚泥生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－ＤＣＡを添加した人工下水を流入水とした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0.71，0.14，1.43，14.3，71.4mg／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除去率はすべて90％以上を示した。しかし，Ｄ－ＣＯＤ除去率は1.43mg／ℓ添加のケースまでは90％以上の除去率を示したが，14.3，71.4mg／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。また，残りの46％は生物分解によるものと考えられる。

3)　原生動物に対する2.5－ＤＣＡの影響は14.3mg／ℓ添加で阻害の徴候が現われ71.4mg／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

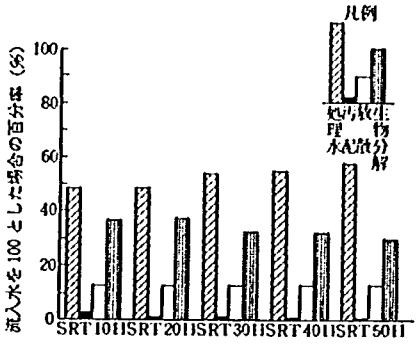
58年度は，一次処理水に2.5－DCAを添加したバッチ式活性汚泥処理実験装置と一次処理水に4種類の化学物質を添加した連続式活性汚泥処理実験装置を運転し下記の結果を得た。

1)　バッチ実験

一次処理水に2.5－DCAを5mg／ℓ添加し，SRTを10，20，30，40，50日と設定した実験を行ない図－1に示す結果を得た。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 (0.38mg／ℓ)，O－CP (0.55mg／ℓ)，クロロホルム (1.6 mg／ℓ) 四塩化炭素 (0.14 mg／ℓ) を連続添加した結果，二次処理水中の除去率はそれぞれ61.3％，94.3％，73.9％，89.7％であった。



図－1　各実験槽における物質収支

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四塩化炭素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)　バッチ実験（O－CP）

添加濃度が1mg／ℓ，10mg／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，50mg／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)　バッチ実験（クロロホルム）

揮発性物質のクロロホルムは，本実験で最高濃度の10mg／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)　大型実験

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300mg／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。

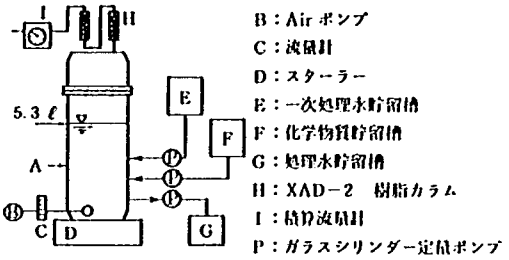
④　四塩化炭素は，一年間を通し95％以上の高い除去率を示した。

3. 60年度の調査成果

3.1 バッチ処理システムにおける四塩化炭素の挙動

3.1.1 実験方法

一次処理水と四塩化炭素を同時に添加する形式の図－2に示すバッチ式の活性汚泥処理実験装置を用い四塩化炭素の物質収支と，処理水質に与える影響を調査した。本装置は，タイマーコントロールによる自動運転になっており，流入水（一次処理水と化学物質）の添加，曝気，沈殿，処理水の引抜きを1サイクルとし，1日当り4サイクル繰り返すように設定している。実験ケースと装置の運転条件を表－1，2に示した。



図－2 活性汚泥処理実験装置（バッチ式）

表－1 実験ケース

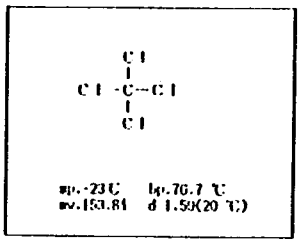
実験ケース	四塩化炭素添加量(mg/ℓ)	SRT (日)
No 1	コントロール	20
No 2	0.44	20
No 3	0.055	20
No 4	0.0066	20
No 5	0.0066	10
No 6	0.0066	30

表－2 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 四塩化炭素[3]（図－3）

四塩化炭素は，フロンガスの製造，溶剤として用いられている無色透明の不燃性液体で特有の臭気を有する。水には難溶であり各種有機溶剤，油に溶ける。



図－3 四塩化炭素

3.1.3 結果及び考察

1) 処理水質への影響

実験は，昭和60年5月27日～8月10日の75日間行なった。流入水，処理水の水質分析結果を表－3に示した。運転開始初期のデータは除き，30日経過以後のデータをまとめたものである。また，分析方法は下水試験方法（1984年版）によった。SS，BOD_5，COD_{Mn}，D－TOCの分析結果をみるかぎり，きわだって処理水が悪化しているケースはみられない。BOD_5，COD_{Mn}，D－TOC等の有機物除去に着目した場合，流入水中の四塩化炭素の濃度が0.44mg/ℓ程度では，活性汚泥処理に対する影響は小さく特に問題となることはない。

流入水，処理水，活性汚泥中の四塩化炭素をヘッドスペース法を用いて測定し，表－4に示した。活性汚泥処理での除去率はどのケースにおいても99%以上の高い値であった。また汚泥中に含まれる

表－3 水質分析結果（平均値）

	水温 (℃)	PH	SS (mg/ℓ)	BOD_5 (mg/ℓ)	COD_{Mn} (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	NO_X-N (mg/ℓ)
流入水	22.5	6.72 ～ 6.96	20.0	48.9	24.2	20.7	10.4	0.37
処理水1	26.0	7.02 ～ 7.43	10.8	4.5	9.9	6.1	0.35	10.3
〃 2	26.0	7.03 ～ 7.38	12.7	5.1	9.7	6.1	0.29	10.8
〃 3	26.0	7.05 ～ 7.40	10.5	4.5	9.0	5.7	0.28	10.9
〃 4	26.0	6.94 ～ 7.41	13.0	6.0	10.7	6.4	0.34	10.5
〃 5	26.0	7.12 ～ 7.58	8.8	5.8	10.4	5.6	0.33	11.0
〃 6	26.0	6.97 ～ 7.46	14.7	5.1	10.2	5.0	0.91	9.96

表－4 四塩化炭素の分析結果

	流入水	処理水	汚泥
No 2	440 (μg/ℓ)	0.52 (μg/ℓ)	2.2 (μg/g)
3	55 〃	0.047 〃	0.11 〃
4	6.6 〃	0.045 〃	1.80 〃
5	6.6 〃	0.035 〃	0.012 〃
6	6.6 〃	0.045 〃	0.087 〃

四塩化炭素は非常にバラツキがありデータの信頼性にかけるが濃縮率（汚泥中の四塩化炭素(μg/kg)流入水中の四塩化炭素(μg/ℓ)）はそれぞれ，5，2，270，1.8，13倍となっている。

表－5　混合液分析結果

	MLSS (mg/ℓ)	SVI
1	1,080	96
2	890	86
3	1,000	97
4	920	74
5	640	93
6	1,280	103

活性汚泥混合液のMLSS，SVIを測定し，表－5に示した。余剰汚泥の引抜きは曝気終了直前に行ない引抜量を一定とした。SVIはどのケースの汚泥も小さく74～103と沈殿性が良い汚泥であった。

2)　活性汚泥処理系内での四塩化炭素の物質収支

表－4に示した四塩化炭素の分析結果から物質収支を求め表－6に示した。曝気により揮散する四塩化炭素は，エアレーション容器の蓋に付けたXAD-2樹脂により回収し求めた。1サイクル当りの揮散量を各ケースそれぞれ2回測定し，この平均値より算出したものを表－6に示した。流入水として添加される四塩化炭素を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四塩化炭素の割合は1％以下である。また活性汚泥に吸着したまま余剰汚泥として系外へ出る四塩化炭素の割合も1％以下であり非常に少ないことがわかる。また，曝気により揮散する四塩化炭素の割合は16～69％と処理水余剰汚泥に比べ桁違いに大きいことがわかる。しかし，流入水に含まれ添加された四塩化炭素からこれらの処理水，余剰汚泥，揮散等により系外へ出る四塩化炭素を差し引いたものを不明として表現しているが，この割合は30～38％とかなり高い値である。この不明分については，生物分解，紫外線等による光分解，分析誤差による損失などが考えられるが現時点では確証はなく今後の検討課題である。

表－6　四塩化炭素の物質収支　　μg/day

	流入水	処理水	余剰汚泥	揮散	不明
ケース2	6,200	7.3	0.77	4,300	1,890
〃 3	770	0.66	0.04	440	330
〃 4	92	0.63	0.65	54	37
〃 5	92	0.49	0.004	43	49
〃 6	92	0.63	0.031	15	76

3)　四塩化炭素のショックロードについて

先の実験で四塩化炭素の添加濃度を0.055 mg/ℓ，SRT約20日で運転している実験ケース3に，四塩化炭素を原液のまま35mℓ（流入水量の1％）を添加し，処理水質の変化を調査した。ショックロードを与えた次のサイクルからは，通常の添加濃度に戻した。処理水質の分析は，ショックロードを与えたサイクルから25日経過まで行ない表－7に示した。添加直後と1日経過の処理水のSS，BOD_5，COD_{Mn}，D－TOCは通常の2～3倍の濃度になっており，明らかに処理水質は悪化している。また，処理水中の窒素化合物は，アンモニア態が平均0.28mg/ℓで，硝酸態＋亜硝酸態が平均10.9 mg/ℓで硝化が十分起っている状況であったが，ショックロード直後から，アンモニア態が増え逆に硝酸態＋亜硝酸態が減少しておりここでもショックロードによる影響がみられる。SS，BOD_5，COD_{Mn}，D－TOCは4日経過時点では通常の処理水質に戻っておりショックロードの影響がなくなっているように見えるが，窒素化合物は，まだアンモニア態のままであり影響が残っている。硝化が再び起こり，ショックロードを与える前の処理水

表－7　ショックロード後の水質変化（No.3）

	PH	SS (mg/ℓ)	COD_{Mn} (mg/ℓ)	BOD_5 (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)	CCl_4 (μg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	NO_x-N (mg/ℓ)	SVI
直後	－	13.4	14.6	11.6	10	3,760	11.4	5.35	－
1 日	7.81	20.3	17.8	20.7	13	1,710	15.9	0.14	83
4 日	7.77	3.1	10.4	3.2	8	29	12.1	0.01	121
8 日	7.52	3.8	8.2	5.8	6	5.4	9.66	1.34	143
18 日	7.08	7.2	8.4	3.0	5	1.25	0.11	8.57	235
25 日	7.17	3.4	5.8	2.0	4	0.39	0.20	8.07	155

質に戻ったのは，18日経過時点であった。また，ショックロードを与えた直後からＳＶＩの値が大きくなっており汚泥の沈降性が若干悪くなっている。

3.2　バッチ処理システムにおけるトリクロロエチレンの挙動

3.2.1　実験方法

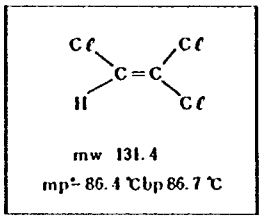
一次処理水に添加する化学物質をトリクロロエチレンとし実験を行なった。実験装置，運転条件等は，3.1の四塩化炭素の実験と同様である。実験ケースを表－8に示した。

表－8　実験ケース

	トリクロロエチレン (μg/ℓ)	SRT (H)
1	コントロール	20
2	14,300	20
3	1,560	20
4	186	20
5	186	10
6	186	30

3.2.2　トリクロロエチレン[3]（図－4）

トリクロロエチレンは，金属強械部品などの脱脂洗浄に使用されている無色の液体であり，クロロホルムに似た臭気がある。水には難溶（1100mg/ℓ）であり，アルコール，エーテル等の有機溶剤と混和する。



図－4　トリクロロエチレン

3.2.3　実験結果と考察

1)　処理水質への影響

実験は，昭和60年9月10日～12月4日の85日間行なった。流入水，処理水の水質分析結果を表－9に示した。運転開始初期のデータは除き50日経過以後のデータをまとめたものである。また，活性汚泥混合液の分析結果を表－10に示した。コントロールとトリクロロエチレンを添加した実験ケースの処理水質を比較するとSS，BOD_5，COD_{Mn} D－COD_{Cr}，D－TOCは，コントロールとほぼ等しい値である。これに対し，窒素化合物はコントロールでは，硝化が十分起っているがトリクロロエチレンの添加濃度が高くなるにつれて，硝化が抑制される傾向がうかがえる。

表－9　水質分析結果（平均値）

	水温 (℃)	PH	SS (mg/ℓ)	BOD_5 (mg/ℓ)	COD_{Mn} (mg/ℓ)	D-COD_{Cr} (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	NO_X-N (mg/ℓ)
流入水	18.9	6.7 ~ 7.1	29.5	65.2	39.0	63.8	29	15.6	0.01
処理水1	14.6	6.9 ~ 7.3	6.5	4.6	9.9	16.4	8	0.48	13.1
〃 2	14.5	6.9 ~ 7.6	5.3	6.2	9.6	16.9	7	6.55	7.54
〃 3	14.4	6.9 ~ 7.2	5.2	6.8	9.5	14.3	8	2.74	10.3
〃 4	14.3	6.9 ~ 7.4	6.8	8.5	9.1	14.2	7	1.74	11.6
〃 5	14.4	6.9 ~ 7.4	11.7	9.9	13.8	19.6	10	9.19	5.31
〃 6	14.4	7.1 ~ 7.6	5.8	6.9	9.0	14.1	8	1.30	11.4

表－10　混合液分析結果

	MLSS (mg/ℓ)	SVI
1	1,590	71
2	1,720	85
3	1,560	115
4	1,520	92
5	800	122
6	2,160	68

表－11　トリクロロエチレン分析結果

	流入水 (μg/ℓ)	処理水 (μg/ℓ)	汚泥 (μg/kg)
2	14,300	216	19,900
3	1,560	48.6	2,650
4	186	3.96	613
5	186	5.36	1,510
6	186	2.59	460

流入水，処理水，活性汚泥中のトリクロロエチレンを測定し表－11に示した。トリクロロエチレンの除去率はどの実験ケースにおいても97%以上であり，活性汚泥処理においてトリクロロエチレンは十分除去できることがわかる。またトリクロロエチレンの添加濃度を186μg/ℓでSRTを約10日，20日30日と変えた実験ケースで比較するとSRTを長くしたケースが除去率が高い傾向がうかがえる。更に活性汚泥中のトリクロロエチレン濃度もSRTが長いケースの方が低い値となっている。活性汚泥への

濃縮率は，SRTが約10日の実験ケースが8倍，20日の実験ケース2，3，4が，それぞれ1.4，1.7 3.3倍，30日の実験ケース6が2.5倍であった。

2) 活性汚泥処理系内でのトリクロロエチレンの物質収支

表－11に示したトリクロロエチレンの分析結果から物質収支を求め表－12に示した。流入水として添加されるトリクロロエチレンを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どの実験ケースにおいても小さく，1～3％程度である。活性汚泥に吸着したまま余剰汚泥として系外へ出る割合は，非常に小さくどの実験ケースにおいても0.03％以下である。また，曝気により揮散するトリクロロエチレンの割合は，四塩化炭素の場合と同様に，処理水，余剰汚泥に比べ桁違いに大きい。

表－12 トリクロロエチレンの物質収支

(mg/day)

	流入水	処理水	余剰汚泥	揮散	不明
ケース2	200	3.02	0.010	92.4	105
〃 3	21.8	0.680	0.001	17.9	3.22
〃 4	2.60	0.055	0.0003	0.584	1.95
〃 5	2.60	0.075	0.0009	0.382	2.14
〃 6	2.60	0.036	0.0002	0.940	1.62

(3) トリクロロエチレンのショックロードについて

表－13 ショックロード後の水質変化（No 4）

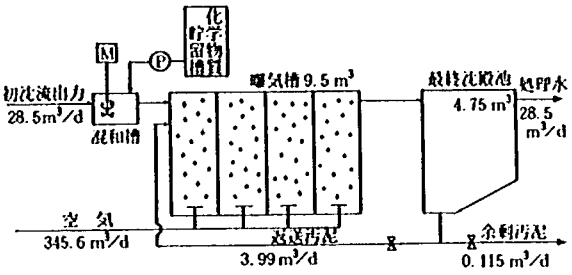
	PH	SS (mg/ℓ)	BOD_5 (mg/ℓ)	COD_{Mn} (mg/ℓ)	D-COD_{Cr} (mg/ℓ)	D-TOC (mg/ℓ)	トリクロロエチレン (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	NO_x-N (mg/ℓ)	SVI
直後	-	28.3	35.6	51.6	35.9	38	225	6.92	5.73	87
1 日	-	40.7	61.2	87.7	62.2	62	300	15.2	0.66	89
2 日	7.72	36.4	61.4	69.4	67.0	60	187	15.5	0.43	93
3 日	-	30.1	44.7	46.2	48.7	40	117	18.4	0.24	104
6 日	7.48	11.4	22.2	48.3	20.3	22	5.38	13.6	0.01	94
9 日	7.62	7.9	12.9	14.1	20.3	10	1.66	15.9	0.01	96
13 日	7.28	6.6	6.7	12.5	16.6	13	3.25	13.9	0.01	107

先の実験でトリクロロエチレンの添加濃度を0.186mg/ℓ，SRT約20日で運転している実験ケース4にトリクロロエチレンを原液のまま35mℓ（流入水量の1％）を添加し，処理水質の変化を調査した。ショックロードを与えた次のサイクルからは，通常の添加濃度に戻した。処理水質の分析はショックロードを与えたサイクルから13日経過まで行ない表－13に示した。ショックロードを与えた直後から処理水質は悪化しており，SS，BOD_5，COD_{Mn}，D-COD_{Cr}，D-TOCは通常の5～7倍の値になっている。また，硝化も完全に抑制されている。四塩化炭素のショックロードと比較すると，ショック直後の水質よりも，1日経過した方の処理水質が悪い結果になっておりこの現象が特徴的である。また，処理水中のトリクロロエチレンが3日目まで非常に高濃度で残留している。SVIの値に大きな変化はみられず汚泥の沈降性には影響がなかったようである。

3.3　連続処理システムにおける微量化学物質の挙動

3.3.1　実験方法

連続処理システムにおける実験は図－5に示す大型実験装置を用いて行なった。曝気槽の容積は9.5㎥となっているが4つに仕切られており経時的水質変化等を調査することができる。本装置の運転条件を表－14に示す。実験に供した化学物質は7化合物とした。添加濃度の約2万倍のメタノール溶液を調製し，この溶液を微量定量ポンプを用いて流入水量の2万分の1に当る1mℓ/minの流量で混和槽に添加した。



図－5　大型活性汚泥処理装置

表－14　連続処理システムの運転条件

・流入水量	28.5 ㎥／日	・添加化学物質（添加濃度）	
・曝気時間	8 時間	2.5－DCA	1㎎／ℓ
・沈殿時間	4 時間	O－クロロフェノール	1㎎／ℓ
・返送率	14％	クロロホルム	1㎎／ℓ
・送気量	12倍	四塩化炭素	1㎎／ℓ
・沈殿池水面積負荷	8.9㎥／㎡・日	トリクロロエチレン	0.3㎎／ℓ
・余剰汚泥引抜量	0.15 ㎥／日	テトラクロロエチレン	0.1㎎／ℓ
		1.1.1－トリクロロエタン	3㎎／ℓ

表－15　連続処理システムの運転管理状況

BOD－SS負荷 (kg／kg・day)	BOD容積負荷 (kg／㎥・day)	MLSS (㎎／ℓ)	汚泥日令 (day)	SRT (day)
0.08～0.26	0.16～0.55	1220～3010	13～23	11～21

3.3.2　実験結果と考察

昭和60年5月から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3物質を新たに加え合計7化合物を連続的に添加し実験を行なった。

1)　化学物質及び有機物除去

7化合物添加している本実験は，昭和60年5月より実施し，61年4月以降も継続中であるがここでは61年3月末日までの実験結果を報告する。実験期間中の運転管理状況と平均的な水質を表－15，16に示す。流入水のBODは平均102㎎／ℓであり，処理水は7.3㎎／ℓで除去率は93％である。COD_{Mn}，D－COD_{Cr}，D－TOCの除去率も，74％，80％，76％で処理は年間を通じ良好であった。流入水の化学物質濃度をみると，2.5－DCA，O－CPの不揮発性の化合物は添加濃度とほぼ等しい値を示しているが，揮発性物質は概ね添加濃度の1/3になっている。原因については現在調査中である。化学物質の除去率は，2.5－DCAが61％で最も近く，O－CP98％，クロロホルム76％，四塩化炭素93％，トリクロロエチレン89％，テトラクロロエチレン89％，1.1.1－トリクロロエタン94％であった。地下水中の汚染で問題となっている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3化合物は，活性汚泥処理システムで十分除去できることがわかる。また，処理水の水温が，25℃以上になる夏場と10℃以下になる冬場の除去率を計算すると，2.5－DCAは74％，50％，O－CPは99％，96％，クロロホルムは76％，68％四塩化炭素は，92％，90％，トリクロロエチレンは88％，81％，テトラ

表－16　水質分析結果

	流入水	処理水
PH	6.68～7.98	6.62～7.59
SS	31.5	7.9
BOD	102	7.3
COD_{Mn}	54.4	14.3
D-COD_{Cr}	96.6	19.8
D-TOC	42	10
2.5-DCA	1.12	0.434
O-CP	1.29	0.030
クロロホルム	0.397	0.0939
四塩化炭素	0.284	0.0205
トリクロロエチレン	0.120	0.0138
テトラクロロエチレン	0.0236	0.00267
1.1.1-トリクロロエタン	0.931	0.0601

単位：㎎／ℓ（但しPHを除く）

クロロエチレンは91%，83%，1.1.1－トリクロロエタンは93%，86%である。O－CP，四塩化炭素は除去率に，夏，冬の差がほとんどみられないが，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－トリクロロエタンでは7～8%冬場の除去率が低くなっている。また，2.5－DCAでは，夏場74%の比較的高い除去率を示しているが，冬場では50%と24%も低い除去率となっている。

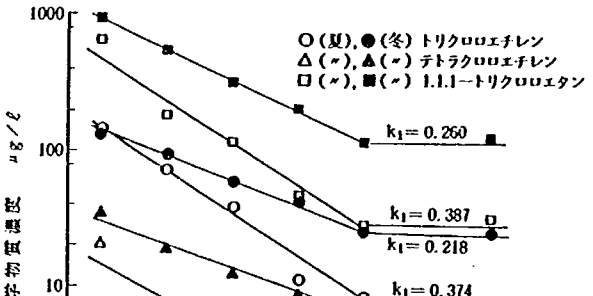
表－17に汚泥中に含まれる化学物質の濃度と濃縮率を示した。不揮発性物質で除去率が悪い2.5－DCAは約300倍に濃縮されている。これに対し，O－CP，クロロホルム，トリクロロエチレン，テトラクロロエチレン，1.1.1－トリクロロエタンの濃縮率は3.5～27倍であった。また，四塩化炭素は0.76倍であり濃縮されていない。

表－17　汚泥中の化学物質と濃縮率

	汚泥中の濃度 (mg/kg)	濃縮率
2.5-DCA	351	313
O-CP	20.3	16
クロロホルム	2.58	6.5
四塩化炭素	0.215	0.76
トリクロロエチレン	1.28	11
テトラクロロエチレン	0.631	27
1.1.1-トリクロロエタン	3.26	3.5

(2)　曝気槽（AT）内調査

AT内における化学物質の減少速度を求めるために，流入水，AT1，AT2，AT3，AT4，処理水をほぼ同時に採取し，化学物質の分析を行なった。この調査で分析した化学物質は，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3物質である。処理水の水温が20～27℃の夏場と9～10℃の冬場に各3回調査し，それぞれの平均値を求め図－6に示した。流入水，処理水はそのままヘッドスペース法により分析した。ATの混合液は採取後約30分間静置し，その上澄液をヘッドスペース法により分析した。処理水はAT4の上澄液とほぼ等しく，沈殿池（滞留時間が約2時間）での分解，揮散はほとんどないことがわかる。またAT内における化学物質の減少速度定数K_1（1/h）を(1)式より求め図中に示した。



図－6　AT内調査結果

$$\frac{dC}{dt} = -K_1C, \qquad K_1 = \frac{\ell n\, Co/Ct}{t} \quad \cdots\cdots (1)$$

各物質とも夏場のK_1が大きく（0.319～0.387）冬場のK_1が小さい（0.210～0.260）傾向がみられる。

3.4　下水処理場における全有機ハロゲン化合物の調査

近年，水道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等，環境中における有機塩素化合物の汚染が問題となっている。一般にこのような問題が生じた場合，下水処理水中，あるいは下水汚泥中のそれらの濃度についても関心の払われるのが通例であり，下水道分野においてはこれらの化学物質の挙動について調査が進められている。しかし，下水中に存在する化学物質は多種多様であり，前述した化学物質はその極く一部にすぎない。下水中に存在する化学物質すべてを同定し，これらについての挙動を調査することは不可能である。そこで本調査では，化学物質の中でも比較的毒性が強い有機ハロゲン化合物の調査を実施した。

3.4.1　調査方法

1)　調査対象とした処理場

一般生活排水と一部工場排水を受け入れている流域下水道のA，B処理場，団地生活排水を受け入れている公共下水道のC処理場について調査を行なった。表－18に各処理場の概要を示す。

2)　試料の採取

各処理場の流入水，二次処理水を人力又は自動採水器により24時間にわたり1時間から3時間間隔で採取する。これらを混合し一日のコンポジット試料を調製し，有機ハロゲン分析用試料とする。

表－18　処理場概要

流域下水道 A処理場	処理水量	23,000 ㎥／日
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	分流式，一部合流式
流域下水道 B処理場	処理水量	65,000 ㎥／日
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	分流式
公共下水道 C処理場	処理水量	5,500 ㎥／日
	処理方法	標準活性汚泥法
	排除方式	分流式

3)　分析方法

各処理場で採取し混合したコンポジット試料を東洋ろ紙5種Cでろ過する。このろ液についてＴＯＸ計（三菱化成TOX－10型)を用いTOX，POXを測定する。また，TOX－POX＝NPOXとする。

TOX：Total Organic Halogen

POX：Purgeable Organic Halogen

NPOX：Non Purgeable Organic Halogen

本装置の測定原理は，①有機ハロゲン化合物を酸素気流中で燃焼させ，ハロゲン化水素に酸化する②このハロゲン化水素を滴定セルに導き，電離させ電量的に発生させた銀イオンによりハロゲンイオンを滴定する，であるため燃焼しハロゲン化水素を発生する化合物はすべて測定される。また，本装置の結果の表示は塩素(Cℓ)換算で行なう。

3.4.2　調査結果と考察

表－19　水質分析結果　　n＝7

	PH	SS (㎎／ℓ)	BOD (㎎／ℓ)	COD (㎎／ℓ)	D-TOC (㎎／ℓ)	TOX (μg／ℓ)	NPOX (μg／ℓ)	POX (μg／ℓ)
流入水	6.9～7.9	99 (52～165)	142 (77～199)	85.3 (46.8～140)	27 (20～ 39)	98 (68～123)	89 (60～123)	9 (0～ 32)
二次処理水	6.7～7.9	6 (1.0～7.8)	5.7 (0.9～ 14)	10.3 (6.8～13.5)	7 (6～ 9)	67 (39～117)	66 (37～117)	1 (0～ 2)

前述した3処理場において延べ7回調査を実施した。その平均水質を表－19に示した。SS，BOD，COD，D-TOCの除去率の平均は，それぞれ95％，96％，87％，72％であり処理は良好であることがわかる。しかし，本調査で注目している有機ハロゲン化合物の不揮発性成分のNPOXは，流入水の平均値が89 μg／ℓで，処理水の平均値が66 μg／ℓであった。また，これらの除去率は，処理水の方が高い値を示したケースが2回あり，一番高い除去率を示したケースでも53であった。これらの除去

率の平均は23%と非常に低い値であった。また，揮発性成分のPOXは，流入水から検出されないケースもあったがその平均値は9μgCℓ/ℓで処理水の平均値は1μgCℓ/ℓであった。除去率の平均値は89%であり，NPOXに比べると非常に高い値である。これらのことから同じ有機ハロゲン化合物であっても通常の下水処理において不揮発性成分の除去は困難であるが，揮発性成分は十分除去できることが示唆された。

4. まとめ

60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 バッチ実験

1) 四塩化炭素

流入水中の四塩化炭素の濃度が0.44mg/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) 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14.3mg/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。

4.2 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。

4.3 全有機ハロゲン化合物の調査

流入水中のTOX濃度は98μgCℓ/ℓで二次処理水中の濃度は67μgCℓ/ℓであった。流入水の内訳は，NPOX 89μgCℓ/ℓ，POX 9μgCℓ/ℓでほとんどが不揮発性であった。処理水ではNPOX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不揮発性成分の除去は困難であるが，揮発性成分は十分除去できることが示唆された。

参考文献 1) 渡部，小森「下水の有機物組成と分解過程」土木技術資料 Vol 21，No 4 (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)

7．汚濁負荷の原単位に関する調査

水質研究室　室　　長　安中　徳二
主任研究員　渡部　春樹
小森　行也

1. 調査の目的と必要性

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1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。

下水道計画における汚濁負荷原単位には，点的汚濁源から発生する汚濁に対して用いられる発生負荷原単位と，面的汚濁源から発生する汚濁に対して用いられる比汚濁負荷原単位がある。発生負荷原単位が用いられるものには家庭汚水（g／日・人），工場排水（g／日・百万円），家畜排水（g／日・頭）などがあり，比汚濁負荷原単位が用いられるものは，都市域，田畑，山林などで，その単位はg／日・haまたはkg／年・haなどである。

面的汚濁源からの比汚濁負荷原単位を求める調査はこれまでにもいくつか報告されている。特に，都市域の下水道整備地区から雨天時に流出する汚濁負荷は，下水道が整備されたことによって主として点的汚濁負荷が下水処理場で除去されるため，相対的にかなり大きなウェートを占めることが知られている。しかし，都市域でもそれを土地利用形態別に比汚濁負荷原単位を調べた例はほとんどみあたらない。また，下水道未整備地区において，土地利用形態別に点的な汚濁源も含めて面的に流出する汚濁負荷，即ち比汚濁負荷原単位を調べた例も少ない。

これらのことから，本調査は文献調査及び現場調査を並行しながら土地利用形態別に面的汚濁源から流出する負荷量を明らかにし，下水道計画や水質汚濁防止計画の基礎資料を提供することを目的に実施するものである。

2. 59年度調査結果

2.1　住宅地からの汚濁流出特性

下水道の100％完備した諏訪地区と，公共下水道へのつなぎ込みが50％程度の常磐及び第2地区では汚濁流出濃度が著しく異なり，晴天時について，後者の濃度は前者の数倍から十数倍である。また，雨天時の溶解性成分は両者にあまり差はないが，BOD，COD，SS，TN，及びTPについては，後者の濃度は前者の数倍になる。雨天時に後者の濃度が高くなるのは，晴天時に堆積した汚濁物が流出するためと考えられる。

2.2　林地からの汚濁流出特性

山口川地区と築池堰地区において，晴天時及び雨天時に流出する汚濁濃度を調べた。林地からの汚濁流出では，ＳＳとＣＯＤ濃度が雨天時に高くなるが，ＢＯＤ，ＴＮ，ＴＰ，及び溶解性成分の濃度は晴天時と雨天時であまり差がなかった。

3.　60年度の調査結果

3.1　はじめに

昭和60年３月中旬から約６ケ月間にわたり，「人間，居住，環境と科学技術」をテーマに「国際科学技術博覧会」（以下，科学万博と略。）が開催された。その会場は，筑波研究学園都市の一角にある筑波西部工業団地であった。

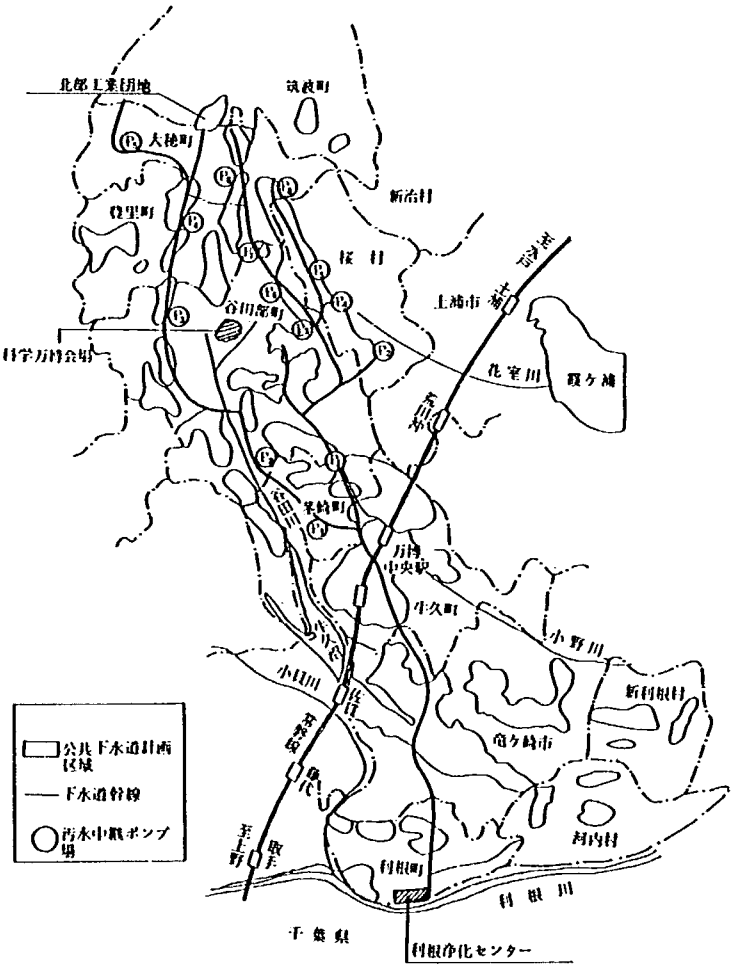
当工業団地に係る下水道として，科学万博開催中の多数の入場者に対処することも兼ね，汚水排除については，関連する流域下水道幹線の整備・促進を図り，また，雨水排水については，新しい方式として雨水浸透施設を公共下水道と一体的に計画，下流の河川への雨水流出を抑制することが図られた。これらの施設の整備については，山本ら[1]が詳細に報告している。

本調査は，汚水，及び雨水排除施設の整備と，科学万博の開催によって，実際にどの程度の汚濁負荷が排出され，その汚濁原単位はどの様であったかを明らかにするため実施した。

3.2　科学万博会場と関連する流域下水道

科学万博会場は，筑波研究学園都市の西約３km，国鉄常磐線の万博中央駅より12kmにあり，行政的には谷田部町に属している。その面積は 102 haで，ほとんど標高23～26mの平坦な台地であるが，中央を一級河川水堀川が流れている。

科学万博は，昭和60年３月17日から９月16日までの 184 日間，入場者数見込み 2000万人で，その基礎整備や会場の造成工事について

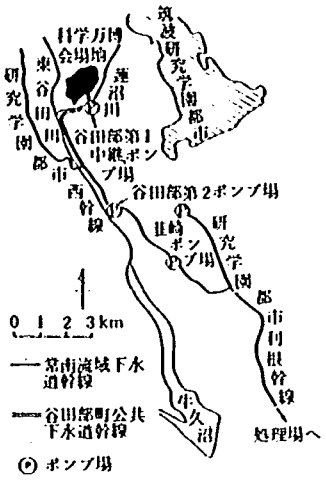


図－１　科学万博会場と関連する流域下水道

は，住宅・都市整備公団が，それぞれの関係機関から受託施工した。

(1) 汚水処理計画

筑波研究学園都市の建設を契機として，昭和48年度に霞ヶ浦常南流域下水道が計画決定された。計画区域は，本都市周辺６ヶ町村，及び竜ヶ崎市，牛久町等にまたがり，12500haの面積となっている。図－１は科学万博会場と関連する流域下水道を示したもので，利根浄化センターは昭和51年６月に処理を開始した。



図－２　国際科学万博会場と研究学園都市西幹線との位置関係

谷田部町公共下水道は当流域下水道関連公共下水道として，昭和56年度に事業採択がなされ，同年度より整備に着手した。科学万博会場と当該流域下水道との位置関係を示したのが，図－２である。科学万博開催期間中の計画汚水量は，上水の給水計画をもとに，入場者数(ピーク時に１日当り20万人を見込む。)や職員数(1600人)等から14,500㎥／日（日最大）とした。

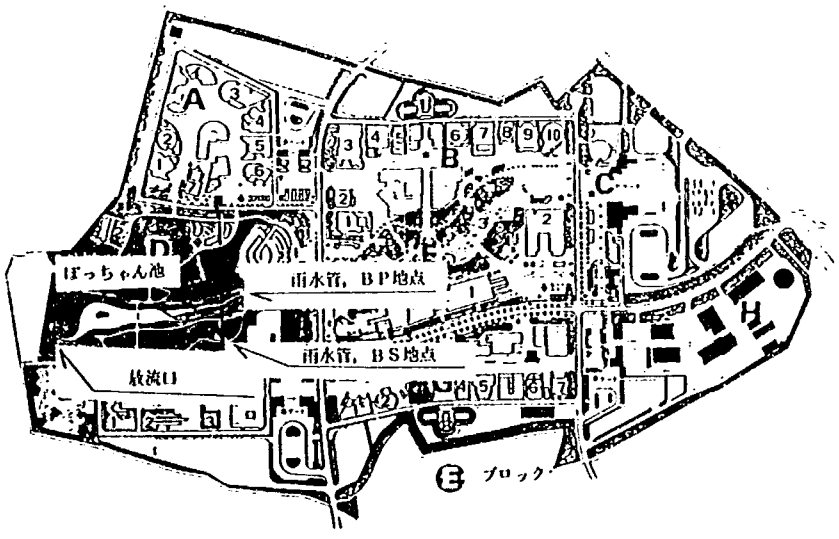
本調査において，汚水量とその水質に関する実測は，科学万博会場から直接排出される分として，谷田部第１中継ポンプ場，科学万博開催に伴う周辺地域の開発や宿泊客による汚濁負荷増加分として，利根浄化センターと霞ヶ浦の湖北処理場で実施した。

(2) 雨水排水計画

公共下水道雨水管については，計画降雨を研究学園都市に合せ５年確立のものとした。排水区域全体の流出制御には，浸透施設に加えて防災調整池を併設する計画とし，その計画降雨は50年確率とした。この場合，浸透能力をこえる降雨は公共下水道を経由し，最終的には調整池を経て，水堀川へ放流される。

図－３は，公共下水道雨水管から防災調整池（ぼっちゃん池）への放流口，ぼっちゃん池とその放流口の位置を示している。

本調査において，雨水量とその水質，及び，ぼっちゃん池の水質については，ＢＳ，ＢＰ，ぼっちゃん池の上，中，下流地点の計５ヶ所で実測した。



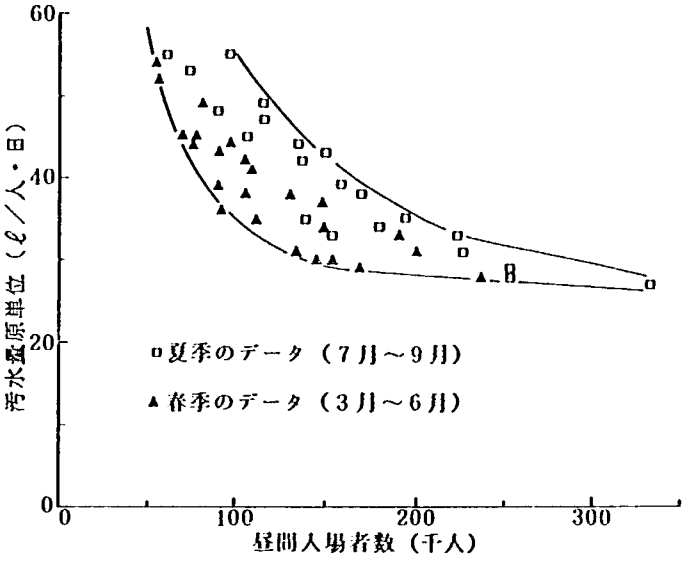
図－３　科学万博会場の雨水管と防災調整池（ぼっちゃん池）

3.3　科学万博における汚濁負荷原単位

汚濁負荷原単位の算出にあたって，入場者数を調べた。その結果，昼間入場者数は毎日のデータがあるものの，午後４時から入場す

る夜間入場者数と，コンパニオン，レストランやみやげ物店の店員などが利用するサービスゲートからの入場者数については月ごとの集計データであった。このため，１日の入場者数は，昼間入場者数と，その月の昼間入場者数に対する夜間入場者数の比率にその日の昼間入場者数を乗じて算出した夜間入場者数，及び，その月の昼間入場者数に対するサービスゲート入場者数の比率にその日の昼間入場者数を乗じて算出したサービスゲート入場者数の和とした。昼間入場者に対する夜間入場者数，及びサービスゲート入場者数の平均的な比率は，それぞれ約15％と約14％であった。

日平均の昼間入場者数は約11万人，最高は約34万人であった。汚水量原単位（１日の汚水量を入場者数で除したもの）と昼間入場者数の関係を示したのが，図－４である。同図から明かなように，昼間入場者数が同程度であれば，春季の方が夏季より汚水量原単位は小さくなる傾向がみられるものの，昼間入場者数が20万人を超えると，ほぼ30ℓ／人・日付近に収束することがわかる。従って，入場者１人当りの汚水量は，昼間，夜間あるいはサービスゲート入場者によらず，ほぼ30ℓ／人・日と見積られる。



図－４　汚水量原単位と昼間入場者数の関係

昼間入場者数が平均的な条件，すなわち，入場者数が15万人前後における汚濁負荷原単位を示したのが，表－１である。なお，この水質データは，谷田部第１中継ポンプ場で24時間の時間比例コンポジットサンプルを４回採取し，分析したものである。それぞれの値にかなり大きな変動巾がみられるものの，平均的な汚水量は45ℓ／人・日，ＢＯＤ15g／人・日，ＳＳ8.0ｇ／人・日，ＴＰ2.7ｇ／人・日となっている。

3.4　雨水管とぽっちゃん池の水質

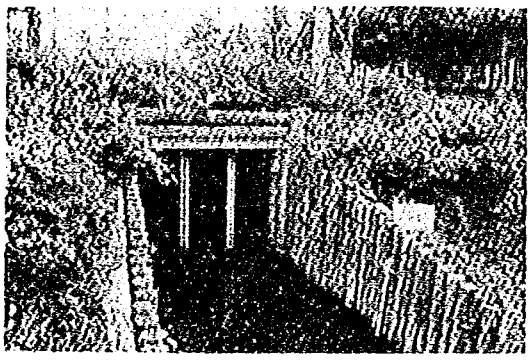
科学万博会場で発生する汚水は，すべて谷田部第１中継ポンプ場を経て，利根浄化センターへ送られるが，雨水については，雨水管からぽっちゃん池を経て，水堀川へ放流される。

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

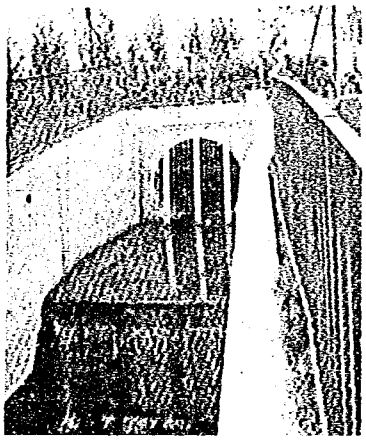
	入場者数*	汚水量	ＢＯＤ	ＣＯＤ	D-COD	ＳＳ	ＴＰ	D-TP	ＴＮ	D-TN
範囲	105千人 ～ 180千人	35 ～ 58	11.2 ～ 19.1	2.4 ～ 9.9	1.5 ～ 7.0	6.4 ～ 9.5	0.16 ～ 0.37	0.15 ～ 0.30	1.8 ～ 4.2	1.7 ～ 2.8
平均	148千人	45	15	5.7	3.6	8.0	0.26	0.20	2.7	2.0

* 入場者数は，昼間入場者と夜間入場者（昼間入場者の約15％）とサービスゲート入場者（昼間入場者の約14％）の和である。原単位は負荷量を入場者数で除して算出した。

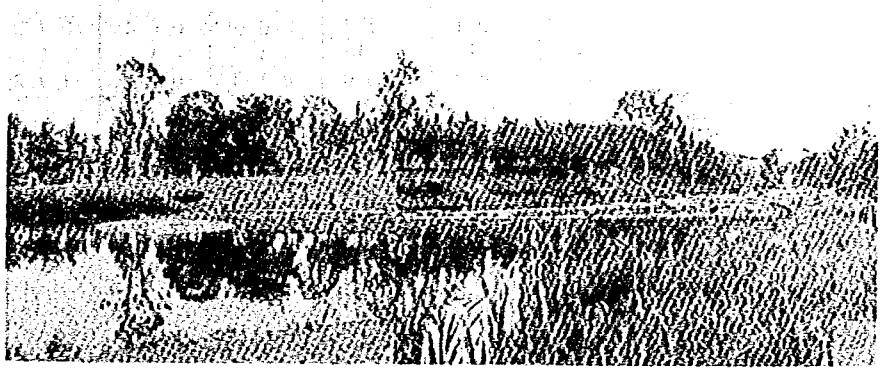
写真－１～３は雨水管の出口付近とぽっちゃん池である。雨水管の出口付近には水ワタの発生や汚濁物の蓄積がみられ，かなり汚れていた。また，ぽっちゃん池も，藻類の発生はみられなかったものの，流入部付近はかなり汚濁していた。



写真－1　ＢＰ地点



写真－2　ＢＳ地点



写真－3　ぽっちゃん池

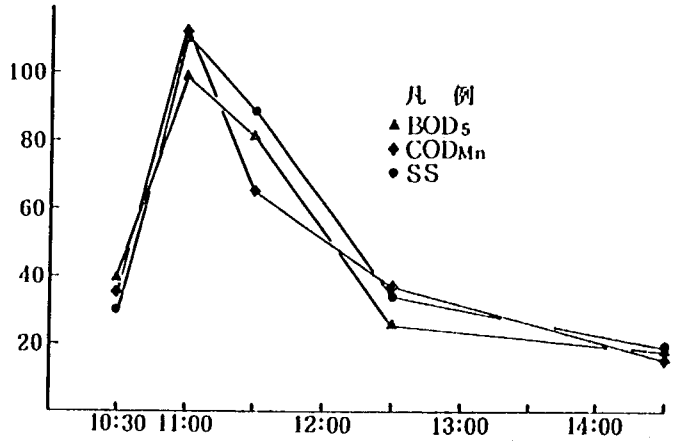
表－２は，雨水管出口付近とぽっちゃん池の水質を示したものである。ＢＳ地点から晴天時に排出される水は，特に著しく汚濁されている。このように，雨水管から排出される水が汚濁するのは，場内で池や噴水の水を繰り返し使用するため，その汚濁した水が排出されること，汚濁した路面の排水が流れ込むこと，などが考えられる。

図－５は，ＢＰ地点における雨天時水質の経時変化を示している。同図から明かなように，降雨初期では，かなり汚濁した雨水が流出してくるのがわかる。以上のことから，科学万博のような催し物において，防災調整池を親水空間として利用するためには，雨水管から排出される晴天時の排水と，降雨初期の雨水について，何らかの水質保全対策が必要であるといえる。

表－2　BPとBS地点，及びぽっちゃん池の水質（晴天時）

mg/ℓ

		測定回数	BOD	COD	D−COD	SS	TP	D−TP	TN	D−TN
BP	範囲	10回	2.5 ～ 11.3	2.8 ～ 8.3	2.3 ～ 7.3	2.9 ～ 8.4	0.10 ～ 0.24	0.08 ～ 0.17	1.07 ～ 3.43	1.07 ～ 3.34
	平均		6.0	5.6	4.6	6.5	0.19	0.13	1.94	1.68
BS	範囲	10回	6.7 ～ 68.2	5.3 ～ 85.6	4.9 ～ 84.5	1.6 ～ 14.6	0.05 ～ 0.21	0.03 ～ 0.16	0.38 ～ 3.90	0.29 ～ 2.88
	平均		23.4	20.8	19.4	7.0	0.15	0.11	1.51	1.14
池流入部	範囲	13回	1.3 ～ 9.8	2.6 ～ 8.6	1.7 ～ 7.7	2.9 ～ 14.6	0.05 ～ 0.23	0.01 ～ 0.22	0.73 ～ 3.08	0.22 ～ 3.06
	平均		3.7	4.9	3.6	8.6	0.19	0.15	1.61	1.30
池中央部	範囲	3回	2.1 ～ 4.6	3.5 ～ 5.2	3.2 ～ 4.4	7.3 ～ 18.7	0.09 ～ 0.15	0.02 ～ 0.13	1.34 ～ 2.12	1.00 ～ 1.77
	平均		3.7	4.5	3.6	14.2	0.12	0.08	1.61	1.35
池流出部	範囲	3回	2.7 ～ 4.4	2.7 ～ 5.3	2.1 ～ 4.0	7.3 ～ 9.9	0.06 ～ 0.13	0.04 ～ 0.12	0.72 ～ 1.72	0.55 ～ 1.28
	平均		3.7	4.0	2.9	8.5	0.09	0.08	1.18	0.96



図－5　BP地点における雨天時水質経時変化図

3.5　科学万博開催に伴い増加した汚濁負荷量

科学万博開催によって，汚濁負荷量はその会場からばかりでなく，その周辺の宿泊施設からの分も増加したはずである。この全体の増加分を調べるために，土浦市周辺を流域にしている湖北処理場と，万博会場や研究学園都市を流域にしている利根浄化センターにおいて，万博開催中３回，終了後1回，流入負荷量を実測した。その結果を示したのが，表－３である。万博会場で発生する負荷量（日平均的な値）を基準とすると，地域全体ではその1.7～2.8倍となっていることがわかる。

表－3　科学万博開催によって増加した汚濁負荷量

	流　量 (千㎥／日)	BOD (kg／日)	COD (kg／日)	SS (kg／日)	TP (kg／日)	TN (kg／日)
①*地域全体での負荷量増加量	21.6	5020	1630	3360	79	682
②**万博会場での負荷量	6.7	2220	844	1180	38	400
①／②	3.2	2.3	1.9	2.8	2.1	1.7

*　万博会場や周辺の宿泊施設などから排出される汚濁物を浄化している利根浄化センターと湖北処理場において，万博開催期間中３回，終了後１回流入負荷量を測定し，その差分を算出した。
**万博会場で発生する負荷量は表－１の原単位を使用した。

4.　謝辞

本調査にあたっては，住宅・都市整備公団，科学万博協会，茨城県，利根浄化センター，湖北処理場，谷田部町役場の関係各位の御協力をいただきました。ここに厚くお礼申し上げます。

＜参考文献＞

1）山本来迎他「筑波研究学園都市西部工場団地（国際科学万博会場）における下水道計画，下水道協会誌，PP83～93，Vol.22，No 252，1985／5

8．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　中村　栄一
主任研究員　河井　竹彦
小沢　登

1. まえがき

下水道の役割は，1）雨水排除（浸水の防除），2）汚水排除（生活環境の改善），3）公共用水域の水質保全の3点をあげることができる。生活環境の改善には，周辺環境の改善，便所の水洗化が含まれると考えられる。

下水の排除方式は，雨水と汚水を同一管渠で排除する合流式下水道，雨水と汚水を別々の管渠で排除する分流式下水道とに区別することができる。合流式下水道は，雨天時に未処理の下水を公共用水域に直接放流する構造を有しているため，公共用水域の水質保全の観点から新規の下水道計画では，この10年間ほとんど採用されていない。一方，分流式下水道は雨天時に未処理下水を放流することがなく，公共用水域の水質保全の観点から好ましい排除方式であると考えられてきたが，分流式雨水は都市形態，降雨状況によっては相当高濃度の汚濁物質量（浮遊物質）を含む場合も報告されており，また汚水管への雨水浸入の問題も指摘されてきた。

合流式下水道は，分流式下水道と比較して建設費が安く，浸水対策と汚濁対策を同時に解決できるなどの長所もあり，雨天時越流水対策を行えば下水道に求められる役割を充分に満足できるシステムであると考えられる。合流式下水道を古くから採用してきたわが国の大都市では，システムの改善のために雨天時流出水量の抑制を主体とした各種の越流水対策が実施されている。

本調査は，合流式下水道において雨天時に発生する下水を効率的に処理する手法を開発することを目的としており，既存の合流式下水道の改善，及び新規の下水道計画の立案に資するために，昭和57年度より実施している。

2. 昭和59年度までの調査結果

昭和57年度から昭和59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（以下，雨天時下水とする）を処理する場合の効果的な遮集容量を検討するために雨天時下水の実態調査を行った結果，晴天時時間最大下水量の3倍の下水量を越えて遮集容量を上げても，未処理の越流水による流出負荷量は減少するものの雨天時総流出BOD_5負荷量はほぼ一定となり，効率的ではないことがわかった。

(2) 雨天時下水の処理方法を開発するため，1）凝集沈殿法，2）ヘリカル分水装置，3）2段処理法（傾斜板沈殿池＋超急速濾過）の3処理法について実際の雨天時下水を用いて実験を行った。

凝集沈殿池は直径 1.7 m，高さ 1.5 m，有効容量 2.6 ㎥の円形沈殿池を用い，凝集剤としてＰＡＣ（ポリ塩化アルミニウム）を15㎎／ℓ 添加し，沈殿池滞留時間を60分として実験を行った。実験結果は，流入水BOD_5濃度が 120～400 ㎎／ℓ，処理水BOD_5濃度が30～110 ㎎／ℓ であり，BOD_5除去率は流入水BOD_5濃度が 200 ㎎／ℓ，400 ㎎／ℓ のときに60，70％であった。

ヘリカル分水装置は，雨水吐室と同様に一定量を越えた下水を分水すると同時に負荷削減を行う装置であり，負荷削減は，貯留，重力沈降，慣性力の３つの効果により得られる。実験結果は，滞留時間が15分の場合にＳＳ除去率が50～70％であり，滞留時間が長くなるに従ってＳＳ除去率は高くなる傾向にあった。

二段処理法は，傾斜板沈殿池が幅 2.0 m，長さ 5.6 m，深さ 3.35 m，超急速濾過塔がφ 500 ㎜×5.3 m の実験装置を用いて実験を行った。実験結果は，流入水ＳＳ濃度が 128～664 ㎎／ℓ のときに沈殿池流出水ＳＳ濃度が45～331 ㎎／ℓ，超急速濾過処理水ＳＳ濃度が29～103 ㎎／ℓ であり，全体のＳＳ除去率は73～91％であった。濾過塔のＳＳ捕捉量は 2.0～11.1kg／㎡であり，濾過速度は 542～1,093 m／日であった。

(3) 粒径を区分して雨天時下水の水質を調査した結果，流量ピーク時には粒径 210 μm 以上の浮遊物質が晴天時に比べて約３倍に増加し，全BOD_5のうち約半分を粒径 210 μm 以上のBOD_5が占めていた。

(4) ＳＳのうち沈降しにくいＳＳを示すＬ－ＳＳは，ＳＳ濃度 300 ㎎／ℓ までは 100 ㎎／ℓ 以下であり30分程度の滞留時間で相当のＳＳが除去され得ると推定された。ただし，Ｌ－ＳＳとは軽いＳＳ（Light ss）を意味し，下水試験方法[1]の30分沈殿性物質の分析方法における30分沈殿後の上澄液の浮遊物質量である。

3. 昭和60年度の調査結果

昭和60年度の調査は，①雨天時下水の性状の把握，②２段処理法について昭和59年度より継続して実施した。

3.1 雨天時下水の性状

3.1.1 調査目的

雨天時下水の性状については，汚濁ポテンシャルを把握するために数多くの調査が実施されてきたが[2]，雨天時下水の処理性を評価するための性状（例えば，粒径別のＳＳやBOD_5の濃度分布，沈降速度分布など）に関する調査は極めて少ない。一般に，下水の処理プロセスは対象下水の水質，発生状況に適したプロセスを選定すべきであり，雨天時下水の処理法を開発する際にも，まず当該下水の性状を充分に把握する必要がある。

本節においては，データの蓄積をはかるために昭和59年度に引き続きＴ市Ｋポンプ場において，雨天時下水の水質調査を行い検討した。

3.1.2 調査方法

Ｔ市Ｋポンプ場は，排水面積 177 haの合流式処理区の雨水ポンプ場であり，晴天時には流入下水量の全量が処理場へ自然流下で送水され，雨天時には流量が 2,000 ㎥／時（晴天時時間最大流量の４～

5倍）を越える分の下水が河川へポンプ排水される。

性状把握のための調査は，雨天時に実施し，測定，分析項目は表－1に示すとおりである。この調査項目のうちＳＳ粒径別水質調査は，試料を10μmのミリポア濾紙と4種類のふるいで分別し，それぞれの分別試料についてBOD$_5$，COD$_{Mn}$，蒸発残留物（ＴＳ）を求めた。

表－1　測定・分析項目

	項　　目	分析項目	現場測定項目	自記測測定	採水間
※雨天時調査 8/30	雨天時水質調査	BOD$_5$，S-BOD$_5$ COD$_{Mn}$，S-COD$_{Mn}$ SS，L-SS VSS，TS，VTS	水温 ｐＨ 透視度 （水位）	各採水時毎	降雨開始後1時間は10分毎 1時間から4時間は20分毎
	SS粒径別水質調査	BOD$_5$，COD$_{Mn}$ TS （5種類にろ別した各ろ液について）			

※調査日を降雨は，原則として5mm／hr，20mm／日雨量とし，ある程度の先行降雨日数を有する降雨とした。
(注1)　S-BOD$_5$，S-COD$_{Mn}$については，GF／Bろ紙でろ過した水を採水とした。
(注2)　L-SSは，試料をメスシリンダー（1ℓ）内で採水後30分静置させた上澄み液のSSとした。
(注3)　5種類にろ別するろ紙，ふるいは原則として下記のものを使用した。
自記計は，ポンプ場流入口のパーシャルフリュームにより測定した。

ろ　紙		ふ　る　い	
規　格	粒子保留能	規　格	粒子保留能
ミリポアろ紙	10.0μm	ＪＩＳ規格	20μm
		ＪＩＳ規格	53μm
		ＪＩＳ規格	105μm
		ＪＩＳ規格	210μm

3.1.3　調査結果

調査は，昭和60年8月30日18時より開始し，昭和60年8月31日6時に終了した。調査結果を図－1に示す。尚，晴天時のデータは昭和59年2月26日の調査で得られたものである。

調査の対象となった降雨は，台風14号によりもたらされたもので総降雨量83mm，時間最大雨量20mm（8月30日，23～24時）と，比較的大きな降雨であった。

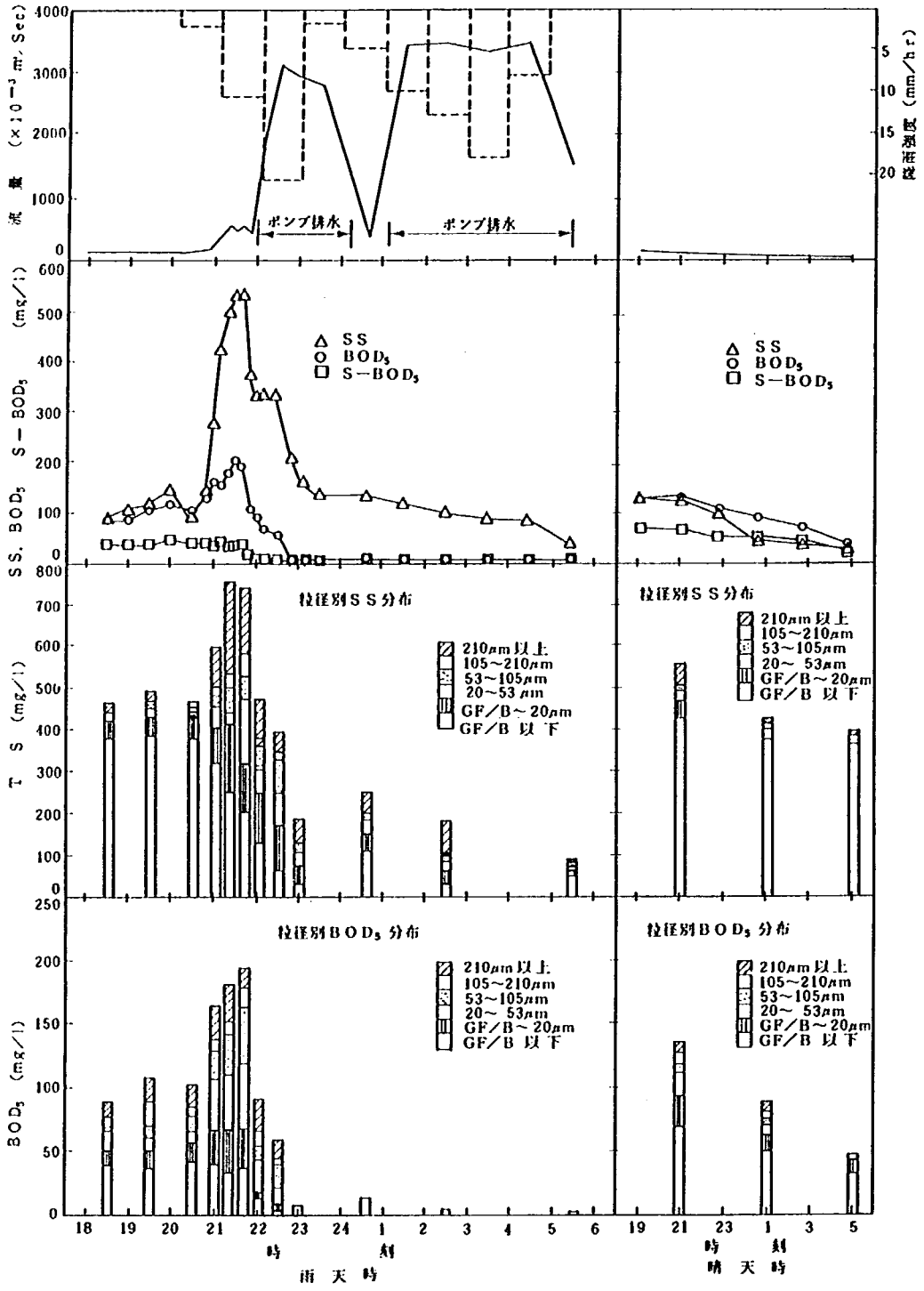
降雨量のピークは2つの山に別れ，それに伴ってポンプ場への流入下水量も2つのピークを形成しており，いずれも後半のピークが大きかった。水質の濃度ピークは，流入下水量のピークよりも早く観察され，また，第2の流入下水量のピーク前には，水質のピークは現れなかった。

流入水質は，ファーストフラッシュに伴う水質ピーク時に，ＳＳ濃度が531㎎／ℓ，BOD$_5$濃度が204㎎／ℓであり，晴天時同時刻と比較してＳＳ濃度で4.1倍，BOD$_5$濃度で1.5倍であり，特にＳＳ濃度において鋭い水質のピークが認められる。流量ピーク後の水質は，雨水の希釈効果により徐々に低濃度となり，23時より調査終了時においてはBOD$_5$濃度は，ほぼ10㎎／ℓ以下となっていた。しかし，ＳＳ濃度に関しては晴天時同時刻と比較して約2倍程度と，雨天時におけるＳＳ濃度の方が高く，道路の路面に堆積している砂等の無機成分の掃流が継続していたものと推測される。S－BOD$_5$は，水質ピーク時において晴天時同時刻と比較して約0.5倍の濃度であり，降雨に伴うS－BOD$_5$負荷量は増加しているものの，雨水の希釈効果により濃度としては低くなっている。

粒径で区分されたＴＳは，水質ピーク時には晴天時と比較して210μm以上とＧＦ／Ｂ～20μmの浮遊物質の占める割合が大きく，特に210μm以上の粒径で顕著であり，逆に溶解性物質の占める割合は小さくなっている。ピーク後のＳＳ粒径分布は濃度としては低くなるが，各粒径区分の占める割合は水質ピーク時と比較して大きな差は認められなかった。

粒径で区分されたBOD$_5$は，水質ピーク時に晴天時と比較してＳＳ粒径分布と同様210μm以上の粒子の占める割合が大きい傾向にあるが，ＳＳ粒径分布と比較して20～53μmの粒子の占める割合が大きいのが特徴的といえる。以上のことから，雨天時合流式下水の水質ピーク時のＳＳ粒径分布は，粒子性の浮遊物質，BOD$_5$の粒径分布との間に差異が認められ，雨天時合流式下水を処理する際にも処理性に影響を及ぼすものと推測される。

昭和59年度の雨天時下水の性状調査では，総降雨量5㎜と，今年度に比較して小さかったが，水質



図－1　雨天時合流式下水水質調査結果

濃度ピークの現れ方，粒径別のＴＳ濃度，BOD_5濃度の推移の状態は，降雨量の大小に関係なく同様の傾向を示していた。

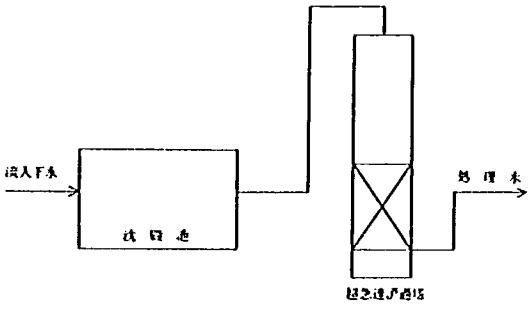
3.2　雨天時合流式下水の処理実験

3.2.1　実験目的

雨天時合流式下水の処理法の１つとして２段処理法（沈殿池＋超急速濾過）の事業化を図ることを目的として，処理効率を中心とした調査を昭和59年度に引き続いて継続し，検討を行った。

3.2.2　実験方法

２段処理法の実験装置は，Ｉ県Ｋ流域下水道Ｋ浄化センター内に設置し，雨天時に処理実験を行った。実験のフローシートを図－２に示す。



図－２　二段処理法実験フローシート

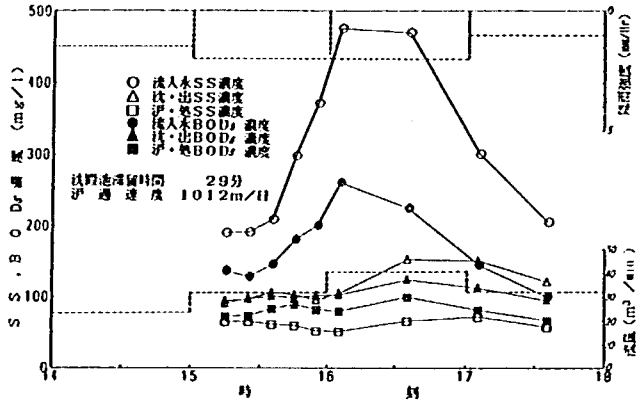
沈殿池の寸法は，巾800×長さ4,000×有効水深1,400㎜であり，超急速濾過塔は直径500×高さ5,300㎜の寸法で濾材を２ｍ充てんした。

使用した濾材は，膨張性頁岩を原料として焼成された建設用骨材（粒径４～15㎜，見掛け比重1.00，空隙率42%）を濾層上部に１ｍ，下水汚泥を原料に造粒，焼成された濾材（粒径２～４㎜，見掛け比重0.88，空隙率45%）を濾材下部に１ｍ充てんした。

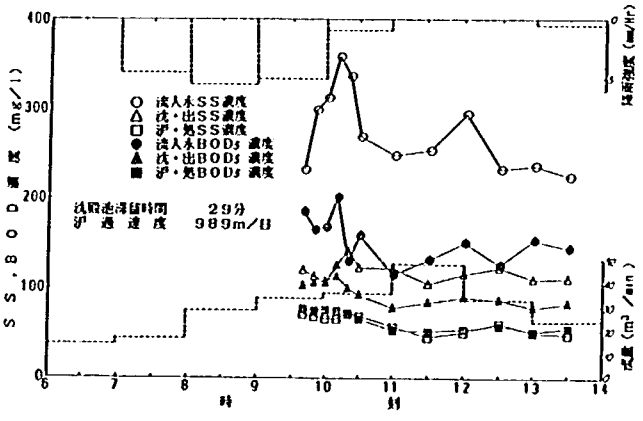
実験装置の運転は，原則として降雨の開始と共に開始し，濾過塔の損失水頭が2.6ｍ以上となった時点，または濾過継続時間が４時間を越えた時点で終了とした。また，処理実験終了後逆洗を行い，逆洗効果についても検討した。

3.2.3　実験結果

実験は合計８回実施したが，このうち昭和60年10月11日（実験№１）と昭和60年11月６日（実験№２）の２回の実験結果について検討した。実験結果を図－３，



図－３　二段処理実験水質経時変化
（昭和60年10月11日）

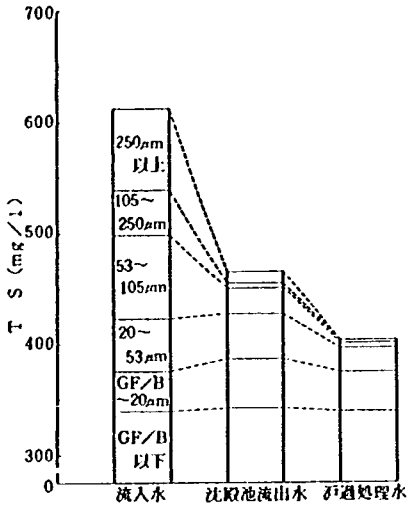


図－４　二段処理実験水質経時変化
（昭和60年11月６日）

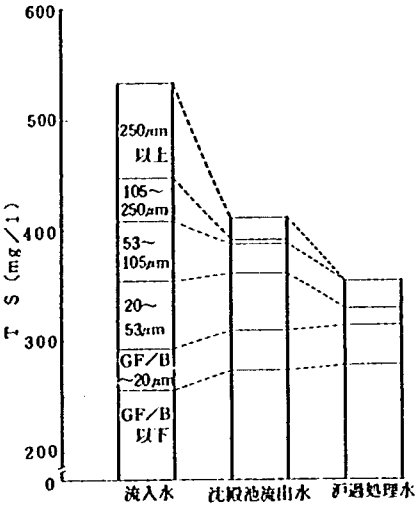
及び図－4に示す。両実験ともに開発目標とした，沈殿池滞留時間30分，濾過速度1,000 m／日をほぼ満足する実験を行うことができた。

(1) 処理成績

流入水質はＳＳで190～475 ㎎／ℓ（平均287 ㎎／ℓ），BOD_5で99.8～260 ㎎／ℓ（平均160 ㎎／ℓ）であった。沈殿池流出水水質は，ＳＳで90.7～152 ㎎／ℓ（平均117 ㎎／ℓ），BOD_5で79.5～124 ㎎／ℓ（平均96.9 ㎎／ℓ）であった。沈殿池での除去率は，ＳＳで41～78％（平均57％），BOD_5で5～60％（平均37％）であり，BOD_5除去率よりもＳＳ除去率の方が高い結果となった。また，沈殿池流出水のＳＳ，BOD_5濃度は流入水質の大巾な変動に対して100 ㎎／ℓ前後と，沈殿時間30分で安定した処理水が得られた。濾過処理水質はＳＳで47～74 ㎎／ℓ（平均62㎎／ℓ），BOD_5で53～100 ㎎／ℓ（平均72 ㎎／ℓ）であり，二段処理総合除去率は，ＳＳで66～89％（平均77％），BOD_5で33～69％（平均54％）と，沈殿池除去率と同様BOD_5除去率に比してＳＳ除去率の方が高かった。以上のことより，二段処理法においてＳＳは短時間で効率良く処理できるが，BOD_5については物理処理という特性上，あまり良好な処理結果は得られなかった。



図－5 二段処理実験ＳＳ分画結果（昭和60年10月11日）



図－6 二段処理実験ＳＳ分画結果（昭和60年11月6日）

(2) 粒径毎の除去特性

図－5及び図－6は，2回の処理実験において流入水，沈殿池流出水，濾過処理水のＳＳ粒径分布を示したものである。

試料は，実験期間中の12回のサンプリングの等量コンポジットサンプルとした。

流入水のＳＳ粒径分布は，粒子性成分のうち250 μm以上と20～105 μmの粒子の占める割合が大きく，前述の雨天時下水水質調査結果と同様な結果となった。沈殿池流出水のＳＳ粒径分布は，流入水に比して53～250 μm以上の粒子の占める割合が低くなっており，沈殿池では主に53 μm以上の粒子が除去される結果となった。超急速濾過処理水のＳＳ粒径分布は，沈殿池流出水と同様な傾向にあるが20～250 μm以上の粒子が沈殿池流出水よりも更に除去される結果となった。一方，20 μm以下の粒子

表－2 逆洗結果

実験年月日	逆洗条件			SS捕捉量	逆洗SS量	逆洗結果
60.10.11	空気洗浄		2015m／日・6分	1.357kg	0.509kg	37.51
	逆流洗浄		963m／日・10分			
60.11.6	空気洗浄		2011m／日・6分	1.932kg	1.712kg	88.62
	逆流洗浄	空気	1103m／日・30分			
	(空気＋水)	水	515m／日・30分			

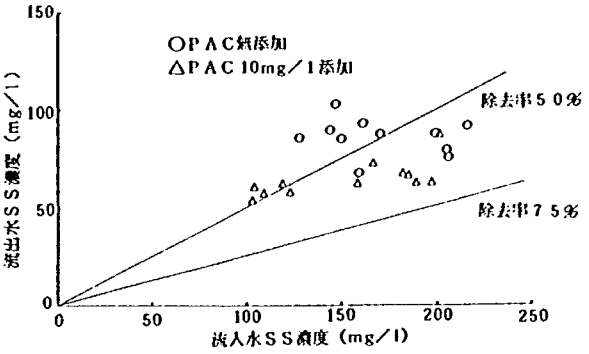
は沈殿池，超急速濾過いずれのプロセスにおいても除去されておらず，更に高度な処理水を得るには20μm以下の粒子を除去する必要がある。

(3) 逆洗効果

濾過実験終了後，空気と水により逆洗を行い，その効率について検討した。逆洗結果を表－2に示す。実験No 1において空気洗浄 2,015 m／H・5分，逆流洗浄 963 m／H・10分の逆洗条件で，濾過によるＳＳ捕捉量 1.357 kgに対して逆洗ＳＳ量 0.509 kgで逆洗効率 37.5％と良好な逆洗結果は得られなかった。実験No 2では，逆洗効率の高率化を目指し逆流洗浄を空気と水の同時逆洗とした。逆洗の順序は，空気洗浄 2,941 m／H・5分，次に逆流洗浄・空気 1,103 m／H，水 515 m／Hの同時逆洗30分の逆洗条件において，ＳＳ捕捉量 1.932 kgに対し，逆洗ＳＳ量 1.712 kgで逆洗効率 88.6％と良好な逆洗結果が得られ，空気と水による同時逆洗は極めて有効な逆洗方法だと思われる。

(4) 凝集剤の添加効果

二段処理法においてＳＳ，BOD_5の除去率を高めるために，晴天時下水を用い，沈殿池流入部に凝集剤としてＰＡＣ（ポリ塩化アルミニウム）をAl換算で10㎎／ℓ添加して沈殿実験を行った。沈殿池滞留時間は雨天時実験と同様30分とした。実験結果を図－7に示す。ＰＡＣ無添加時の流入水ＳＳ濃度は，143～215㎎／ℓ（平均170㎎／ℓ）であり，流出水ＳＳ濃度は68～103㎎／ℓ（平均86㎎／ℓ）となり，その除去率は29～63％（平均48％）であった。



図－7　ＰＡＣ添加時沈殿池流入水ＳＳ濃度と流出水ＳＳ濃度

一方，ＰＡＣ添加時の実験においては，流入水ＳＳ濃度 103～201㎎／ℓ（平均 153㎎／ℓ）であり，流出水ＳＳ濃度は54～88㎎／ℓ（平均65㎎／ℓ）となり，その除去率は42～68％（平均56％）と，ＰＡＣ無添加に比べて高い結果となった。以上のことから，沈殿池流入部にＰＡＣを添加する方法は有効であると考えられ，ＰＡＣ添加時沈殿池流出水のＳＳの粒径は，ＰＡＣ無添加時沈殿池流出水ＳＳの粒径と比較して小さくなっているものと推測され，超急速濾過の濾材の粒径を小さくすることにより，処理水質の向上が図れるものと推測される。

4. まとめ

昭和60年度の調査は，昭和59年度に引き続き①雨天時合流式下水の性状調査，②雨天時合流式下水の２段処理法による処理実験を実施し，以下のことが明らかになった。

① 雨天時合流式下水の流量ピーク時には，浮遊物質，粒子性のBOD_5の占有率が高くなり，逆に溶解性物質の占有率が低くなるが，ＳＳ粒径分布とBOD_5分布との間に差異が認められた。

② ２段処理法において，ＳＳの除去率は平均77％，BOD_5の除去率は平均54％であり，ＳＳにつ

いては効率良く処理できるが，BOD_5についてはあまり良好な処理結果は得られなかった。

③　逆洗について検討した結果，逆流洗浄において空気と水を併用することにより逆洗効率は著しく向上し，有効な逆洗方法であると考えられた。

④　沈殿池流入部に凝集剤としてＰＡＣを10㎎／ℓの濃度で添加したところ，晴天時下水であったがＳＳ，BOD_5ともに処理性の向上が認められ，濾材の粒径を細かくすることによって二段処理水質の向上が測れるものと考えられた。

＜参考文献＞

1）下水試験方法（1984年版），P77～78，日本下水道協会

2）例えば，建設省土木研究所：下水管路施設設計の合理化に関する調査報告書（Ⅳ）－合流式下水道の改良に関する調査－，土木研究所資料第1704号（昭和56年8月）

9．リンの除去に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　小越真佐司
諏訪　守

1. 調査の目的と必要性

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

2. 昭和５９年度までの調査結果

５５年度までの調査結果は、石灰凝集沈殿法および金属塩凝集沈殿法による除去に大別される。

石灰凝集沈殿法では主として有機物、リン等の除去状況を明らかにするとともに、凝集沈殿により生じた石灰汚泥からの生石灰回収法の調査を行った。また処理系へのリンの負荷の回帰が大きい汚泥系循環水や生下水への適用についての調査を行った。金属塩凝集沈殿では主として各種金属塩凝集剤の性能比較を行い、硫酸バン土が最も優れていることを明らかにするとともに、リン除去効率改善のためのモル比制御、ＰＨ制御の有効性、硫酸バン土汚泥の返送の有効性、固液分離方法等種々の因子を取り出しその効果を調査した。また再凝集法の実用性、および金属塩汚泥の脱水方法等についての調査も合せて行った。

５６年度以降は晶析脱リン法、凝集剤添加硝化脱窒法、生物学的窒素・リンの同時除去法に関する調査を行った。晶析脱リン法は汚泥の発生しない脱リン法として注目されている方法があるが、パイロットプラント実験および室内実験の結果、種結晶の性能が経時的に劣化し、初期の高性能を長期にわたって維持することが困難であること、処理水ＰＨが高いこと、水温の影響で反応速度が変化し、特に低水温期には除去が著しく困難になること、種結晶表層部には炭酸カルシウムが形成されること等の重要な問題点が見出された。凝集剤添加硝化脱窒法は化学的リン除去法と生物学的窒素除去法の組み合せによる窒素・リンの同時除去法であるが、最終沈殿池からのＳＳ流出が生じやすい点を除けば十分実用的な方法であることが判明した。生物学的窒素・リンの同時除去法は５８年度から調査を開始し、嫌気・好気法と内生脱窒法とを組み合わせた方法では窒素除去は安定して行われたがリン除去は降雨の影響等検討すべき点の多いことが判明した。

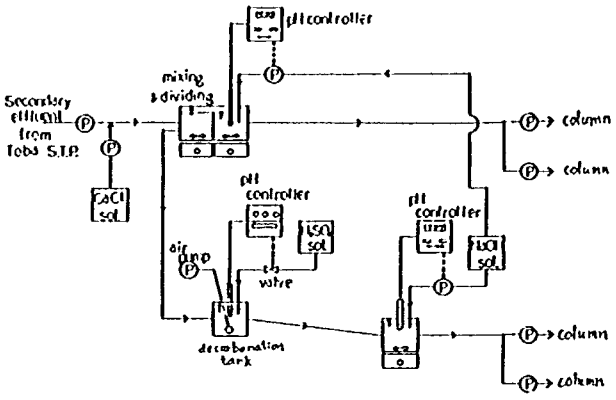
3. 昭和６０年度の調査結果

昭和６０年度は晶析脱リン法に関する調査を行い、生物学的リン除去法については新規課題の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の中で研究を実施した。

3.1 京都パイロットプラントにおける晶析脱リン法に関する調査

3.1.1 実験装置および原水

今年度は脱リンプラントの運転を停止し、代わって内径４６ｍｍ、長さ１ｍの透明アクリル製カラムを用いてベンチスケールの実験を行った。装置のフローシートを図－１に示す。カラムに充てんした種結晶は前年度末まで１年９ケ月間、晶析脱リンプラントで用いたリン鉱石および、京都市がパイロット実験等で約２年間使用していた骨炭である。カラム実験開始時点での累加通水倍量はリン鉱石が２３２８９ＢＶ（ℓ／ℓ－種結晶）、骨炭は推定で約３３０００ＢＶであった。なお、骨炭は都合により新炭も使用した。カラムへの充てん量は各々５００ｍℓで、リン鉱石２本、骨炭２本の計４本のカラムを設けた。２次処理水にリンおよびカルシウム濃度調整のためリン酸１ナトリウムおよび塩化カルシウムを適宜・適当量添加して原水とした。カラム流入水は原水は（一部は更に硫酸を加えて脱炭酸した後に）水酸化ナトリウムを加えて設定ＰＨに調整したものである。



図－１　カラム実験装置の概要

表－１　カラム実験の設定条件（京都パイロットプラント）

区分 大	区分 小	期間	累加通水倍量（BV） 脱炭酸系 リン鉱石	累加通水倍量（BV） 脱炭酸系 骨炭	累加通水倍量（BV） 対照系 リン鉱石	累加通水倍量（BV） 対照系 骨炭	指定SV	指定pH	Ca 添加量 (mg/ℓ)	P 添加量 (mg/ℓ)	脱炭酸 同指定 pH	その他
0	Ⅰ	'85. 5.17～ 8. 2	23289～24009				2	8.0	20	0	8.0	
	Ⅱ	'85. 8.11～ 8.23	24009～24585	0～ 576			2	8.0	20	0	8.0	脱炭酸系骨炭（新）を投入
	Ⅲ	'85. 7. 3～ 7.10	24585～25256	576～ 1248	23289～23961	0～ 672	2	8.0	20	0	8.0	対照系投入・脱しも骨炭は新炭
1	Ⅰ	'85. 7.10～ 8.11	25256～26264	33000～34008	23961～24969	33000～34008	2	8.0	20	0	8.0	投入（骨炭）交換
	Ⅱ	'85. 8.11～ 8.25	26264～26840	34008～34582	24969～25545	34008～34582	2	8.0	20	1	8.0	リン鉱石投入
	Ⅲ	'85. 8.27～ 9.20	26840～27680	34582～35022	25545～26385	34582～35022	2	8.0	20	1	8.0	脱炭酸系で微量炭酸 ラブル
2	Ⅰ	'85.10. 2～10.20	27680～28096	35022～35830	26385～27801	672～ 1480	2	8.0	20	1	8.0	骨炭入れ替え（新→対照→脱炭系）
	Ⅱ	'85.10.22～10.27	28096～28384	35830～36126	27801～28089	1480～ 1776	2	8.0	20	1	8.0	設定条件変更（pH 8→8.0）
3	Ⅰ	'85.10.29～11. 6	28384～28720	1776～ 2112	28089～28425	37126～ 37462	2	8.0	20	1	8.0	骨炭入れ替え（対照→→脱炭酸）
	Ⅱ	'85.11. 6～11.17	28720～30212	2112～ 3604	28425～30017	37462～ 37954	2	8.0	60	1	8.0	設定条件変更(pH 8 にCa 60mg/ℓ)
	Ⅲ	'85.11.19～11.29	30212～30692	3604～ 3036	30017～29397	37954～ 38434	2	8.0	60	1	8.0	設定条件変更(Ca 60mg/ℓに)
4	Ⅰ	'85.12. 3～12. 8	30692～30836	3036～ 3180	29397～29541	38434～ 38578	1	8.0	60	1	8.0	設定条件変更（SV 1に）
	Ⅱ	'85.12.10～12.23	30836～31124	3180～ 3468	29541～29829	38578～ 38866	1	8.0	60	1	8.0	設定条件変更（脱炭酸 pH 8 に）
5	Ⅰ	'85.12.24～'86 2. 2	31124～32724	3468～ 9068	29829～31029	38866～ 40066	2	8.0	60	1	8.0	ATU 1 mg/ℓ添加開始（原水に）
	Ⅱ	'86. 2. 6～ 2.16	32724～32852	9068～ 9196	31029～31557	40066～ 40594	2	8.0	60	1	6.5	設定条件変更（脱炭酸 pH 6.5 に）
6	Ⅰ	'86. 2.18～ 3.23	32852～33572	9196～ 9916	31557～32277	40594～ 41314	1	8.0	60	1	6.5	設定条件変更（SV 1に）

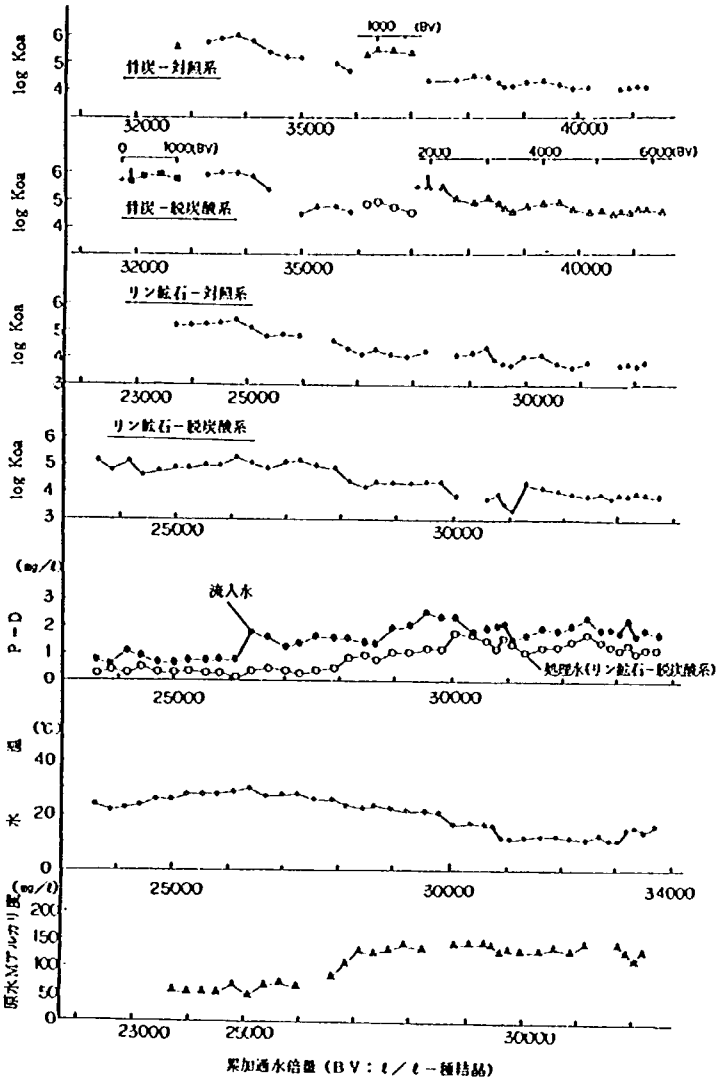
3.1.2 実験条件

今年度の実験は脱炭酸の効果と種結晶の違いを同時に検討するために行ったものである。しかし、前年度迄と同様に水温低下による処理効率の低下が生じたのでこれを補うためカルシウム添加濃度やＳＶの変更を行った。これらを含めた実験条件を表－１にまとめて示す。

3.1.3 実験結果

図－２は水温、原水リン濃度、原水アルカリ度の変化の他に、脱炭酸を行ったリン鉱石を種結

晶とするカラム処理水のリン濃度、および各カラムの総括晶析反応速度容量係数（Ｋｏａ 図ではｌｏｇ で表示）の変化を示したグラフである。横軸に累加通水倍量をとっているが、カラム間で実験開始時期が違い、また、開始時の種結晶のＢＶ値も異るため、流入水質と各カラムのデータが対応するよう各々の横軸の始点を移動させた。但し種結晶の交換を実施した骨炭の２本のカラムでは最も使用期間の長い種結晶のＢＶ値を横軸にとり、他は適宜、図中に示しておいた。なお、流入水質のうち、カラム流入時のＰＨは設定ＰＨより0.2ＰＨ程度低い値であり、カルシウム濃度は添加濃度＋２０ｍｇ／ℓ程度の値であった。次に、各カラム毎の脱リン状況の概要を述べる。



図－２　水質とlogKo・aの変化（週平均値）

①リン鉱石－脱炭酸系

運転は５月に開始し、最も長期の実験を行った。８月下旬（２６８４０BV時）に電磁弁故障による脱炭酸用硫酸の流入の為、一時、除去能力が低下した。しかし、低下したのは１週だけで、その後の３週間はむしろ性能が向上したと思われる。水温が２５℃以下に低下した秋以降は次第に除去能力が低下した。また、同時に処理水ＰＨも７以下に低下した。処理水ＰＨの低下はアンモニアの酸化によるものと考えられたため、原水中に硝化抑制剤としてＡＴＵを１ｍｇ／ℓ添加したところ、処理水ＰＨは次第に上昇し、わずかながらリン除去状況も改善された。しかし、全般的には冬期の除去能力は夏期に比較して著しく低下した状態となっており３月後半の水温上昇期でも向上する傾向は明確ではなかった。

②リン鉱石－対照系

運転は７月に開始した。①と同じ種結晶を使用したが、①の種結晶が前年度実験終了後４７日間の休止の後に使用を再開したのに対し、本カラムの種結晶の休止期間は９２日であった。休止期間があると種結晶のリン除去性能が回復することは従来からよく知られている現象であり、休止期間の長さと回復の程度との間には一定の関係が推察されている。一般的に、休止期間の長い方が回復程度は高

いと考えられているので、対照系の方が脱炭酸系よりも実験開始時の脱リン能力が高かったと推定される。実際に、実験開始後の６週間は脱炭酸系と同等以上の脱リン能力を示した。その後は水温の低下および原水Ｍアルカリ度の上昇の影響を受けて脱リン能力は急速に低下した。そして、冬期は脱炭酸系と同様に除去能力の低下した状態が続いた。

③骨炭　脱炭酸系

６月に新しい種結晶で実験を開始した後、７月中旬に京都市で長期使用した骨炭と交換した。８月下旬の硫酸が流出する事故によって除去能力が著しく低下し、その後幾分か回復したが、その程度が不明であった。そこで対照系で使用している骨炭と交換したところ、交換前と比較して高い除去効果を得た。このことから、硫酸流出事故によって本来の除去能力が失われたものと判断し、再び種結晶を交換した。交換した種結晶は対照系で一時的に使用していた新しい骨炭である。交換後は当初高い除去能力を示したが、その後、水温の低下と共に次第に低下し、冬期は除去能力が低下した状態が続いた。しかし、リン鉱石や対照系に較べ高い除去能力を示した。

④骨炭－対照系

リン鉱石－対照系と同時に新しい骨炭で実験を開始した後、脱炭酸系と同様、７月中旬に長期使用した骨炭と交換した。夏期の高水温期は高い除去性能を示したが、他のカラムと同様に、水温の低下と共に除去能力が著しく低下し、冬期は低下したままの状態が続いた。

3.1.4　脱炭酸の効果

表－２，３は、水温の異る３つの期間において脱炭酸系と対照系の処理状況を比較したものである。リン鉱石を種結晶として用いた場合、高水温期では脱炭酸の効果はほとんど認められず、水温２４℃の中間水温期で少し効果が認められ、水温１４℃の低水温期に至ってようやくその差があきらかになった。ただし、高水温期と中間水温期では脱炭酸系のＰＨ低下が大きすぎたためにリンが十分除去されなかった可能性がある。しかし、全般的に対照系との差は少く、水温低下による除去能力の低下を補い得るほどの効果は認められなかった。骨炭を種結晶として用いた場合は、実験

表－２　脱炭酸の効果比較（リン鉱石）

（高水温期）　（1－Ⅱ）

	流入水 Ｐ濃度 (mg/l)	流入水 Ｃａ濃度 (mg/l)	水温 (℃)	流入水 Ｍアルカリ度 (mg/l)
脱炭酸系	1.71	44	30	＊16
対照系	〃	〃	〃	60
	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	0.40	73.1	4.99	8.73
対照系	0.49	71.3	4.90	7.97

（中間水温期）　（2－1後半）

	流入水 Ｐ濃度 (mg/l)	流入水 Ｃａ濃度 (mg/l)	水温 (℃)	流入水 Ｍアルカリ度 (mg/l)
脱炭酸系	1.62	42	24	＊24
対照系	〃	〃	〃	130
	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	1.01	37.7	4.30	8.62
対照系	1.11	31.5	4.26	7.92

（低水温期）　（5－1後半）

	流入水 Ｐ濃度 (mg/l)	流入水 Ｃａ濃度 (mg/l)	水温 (℃)	流入水 Ｍアルカリ度 (mg/l)
脱炭酸系	2.00	77	14	＊41
対照系	〃	〃	〃	134
	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	1.40	30.0	4.12	8.60
対照系	1.67	21.6	3.93	8.93

＊はｐＨ８に調整後の値

表－３　脱炭酸の効果比較（骨炭）

（高水温期）　（1－Ⅱ）

	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	0.10	90.6	5.55	7.10
対照系	0.10	90.9	5.46	8.05

（中間水温期）　（長期使用の骨炭　2－Ⅱ，3－1）

	流入水 Ｐ濃度 (mg/l)	流入水 Ｃａ濃度 (mg/l)	水温 (℃)	流入水 Ｍアルカリ度 (mg/l)
脱炭酸系	2.00	40	22	＊36
対照系	2.59	43	21	135
	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	0.90	62.9	4.62	7.24
対照系	1.41	45.6	4.30	7.66

（新しい骨炭　3－1，2－Ⅱ）

	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	0.18	92.7	5.48	8.52
対照系	0.20	87.5	5.32	8.02

（低水温期）　（脱炭酸系は抵抗，5－1後半）

	処理水 Ｐ濃度 (mg/l)	Ｐ除去率 (%)	log Ko・a	処理水ｐＨ
脱炭酸系	0.66	66.7	4.90	8.44
対照系	1.35	31.0	4.16	8.02

途中で種結晶を交換したり、入れ替えを行ったため、リン鉱石の場合のように同一種結晶を用いて同時比較ができたのは高水温期だけであった。この時は脱炭酸系の方が少し高い脱リン能力を示した。中間水温期では対照系と脱炭酸系の種結晶を入れ替えて比較した。流入水質は入れ替え前後でほとんど同一であったため、脱炭酸の効果比較が可能であると考えられる。この期間では脱炭酸の効果がより明確になった。logKoaの差は低水温期のリン鉱石と同程度であった。低水温期では中間水温期のような種結晶の入れ替えを行わなかったので効果の程度は明確でない。高水温期と中間水温期の結果から、骨炭についてもリン鉱石と同程度の脱炭酸の効果があることは明きらかである。なお、表－３の中間水温期において新しい骨炭と長期使用中の骨炭との間に、脱炭酸効果の顕著な差は認められなかった。

表－４　前年度との比較（リン鉱石）

BV (昨年同期)	logKoa	水温 (℃)	流入水 Ca濃度 (mg/l)	流入水 M/Alk濃度 (mg/l)
16570	4.07	27	30	80
10044	4.77	22	66	97
22750	3.00	10	72	41
26479	4.00	20	43	80
27007	4.07	22	44	141
31002	3.93	13	77	134

3.1.5　経時劣化

表－３の中間水温期における新旧の骨炭を比較するとlog koa値が脱炭酸系・対照系で各々等しく約1.0違うことがわかる。新旧の通水倍量の差は約３５０００ＢＶであるから、単純に考えると、Koa値は35000 ＢＶで１０分の１に減少したことになる。ただし、新しい骨炭は初期の活性の高い状態にあったと思われるから、上記の割合で定常的に劣化が進行するとは考えられない。

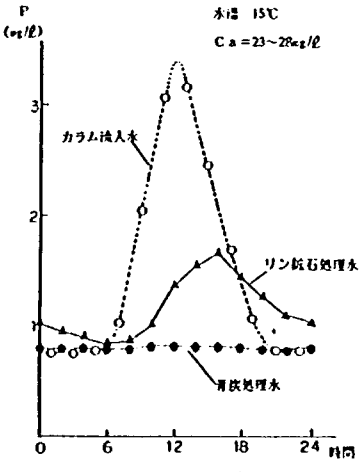
表－４は対照系のリン鉱石について、前年度の同水温期と比較したものである。logKoa値の差が最も大きい水温２２℃を除けば、ほぼ同程度の値となっている。２２℃の期間を例外と考えれば、リン鉱石では１６０００ ＢＶ以降の劣化の進行はほとんどないか、もしくは緩やかであると言うことができる。

上記のリン鉱石と骨炭のリン除去性能の経時劣化は脱炭酸を行わない状態で長期間使用した結果として生じたものである。脱炭酸を行った場合の経時劣化については、今年度調査の結果から、十分な知見を得ることはできなかった。しかし、今年度の実験全体を通じて見た時に、脱炭酸系と対照系との間に、リン除去性能の点でとりわけ大きな違いがなかったことから推測すると、脱炭酸系でも、劣化現象は生じると思われる。

経時劣化は種結晶の寿命を決定するうえで重要であるが、ある時点を境に劣化の進行が停止するか、極めて緩やかな進行になるということであれば、その状態で所定の水質を得ることができるような対応が可能である。しかし、現在のところ経時劣化について十分な知見がなく、対応策を検討する段階に至っていない。

3.1.6　リン濃度の変動の影響

流入水中のリン濃度の変動がある時と、そうでない時とではリン除去性能が異ることが見出されたため、研究室内でリン濃度の変動実験を行って検討した。その結果は図－３に示す通りで、リン鉱石では流入の変動に対して処理水の変動に相当遅れが現われ、変動のない場合に較べて除去能力も低下することが確認された。この



図－３　リン濃度変動の影響

実験結果では、骨炭の処理水リン濃度の変動はほとんど認められていないが、リン除去能力は濃度変動のない時に比較して低下した。なお、パイロットプラントの骨炭カラムでは、長期使用によって性能が劣化した骨炭を使用しているためか、リン鉱石と同様の処理水リン濃度の変動が常時認められた。このような濃度変動に対する応答の遅れや脱リン能力の低下現象の原因は未だ十分な検討がなされていないが実際の施設の設計では種結晶の脱リン能力の変動による減少分を見込む必要がある。

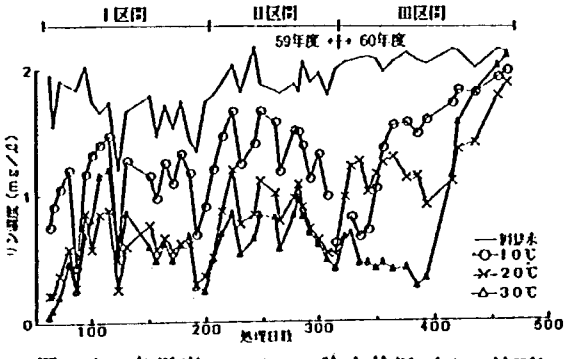
3.2　低温度および種結晶劣化時の除去率向上検討実験

昨年度に引き続き、晶析脱リン法における実用化のための影響因子を室内カラム通水実験において検討を行った。５９年度までの実験結果を示すと次のとおりである。①リン鉱石は骨炭に比べ処理水のリン濃度がやや不安定であった。②温度の影響は大きなものであり、炭酸イオンを低濃度しか含まない合成水を通水した場合１０℃のリン除去率は２０℃の除去率の約半分であったが、２０℃と３０℃はほとんど同じであった。③合成水に高濃度の炭酸イオンを含ませて通水した場合には、明らかにリン鉱石、骨炭両カラムとも全体的に除去率が低下し温度差が現れた。このことより、原水中に炭酸イオンが高濃度に含まれていると晶析活性が低下する傾向があり、さらに、活性が低下すると温度の影響が大きくなると考えられた。④ＰＨ調整用に消石灰などを用いると、溶解過程で空気中の炭酸ガスなどが取り込まれ、炭酸カルシウム等の不純物が生成され種結晶を被覆し、晶析反応に悪影響を及ぼしていることなどの問題点も考えられた。

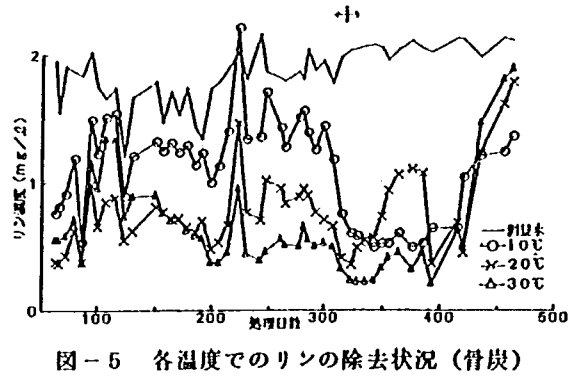
６０年度は昨年度の実験を継続して行い、低温度の場合と種結晶が劣化した場合のリンの除去効率の向上を計るためフッ素の添加を行い検討した。また、新たに別系列として脱炭酸を行いカラム通水実験を開始し、低温度での影響、除去効率の向上、種結晶の違いが長期使用におけるリンの除去効率に及ぼす影響などを検討した。

3.2.1　実験方法

リン鉱石、骨炭をそれぞれ内径３０ｍｍ長さ0.７５ｍの透明なアクリル製カラム３本に７５ｍℓずつ充填した。通水方法は下向流で通水速度はＳＶ４（３００mℓ/h）とした。原水は蒸留水にＫＨ₂ＰＯ₄、$CaCl_2$、$NaHCO_3$を溶解し、ＨＣｌによってＰＨを約７～7.5に調整したものを用いて、原水を約0.０５％濃度のＮａＯＨ水溶液で設定ＰＨ（9.0）に調整して各恒温室（１０℃、２０℃、３０℃）に設置したカラムへ通水した。採水のカラム洗浄は１週間に１回程度とした。



図－４　各温度でのリンの除去状況（リン鉱石）



図－５　各温度でのリンの除去状況（骨炭）

また、新たに別系列として脱炭酸を行い通水実験したものは上記と同様の原水（但し水道水使用）を用いた。通水方法は、原水をH_2SO_4によってPHを4以下にし、炭酸イオンを遊離炭酸に変え、空気を吹き込み大気中に放散させ除去した後、NaOH水溶液で設定pH（9.0）に調整してカラムへ通水した。通水速度はSV2（600 mℓ／h）で上向流とした。

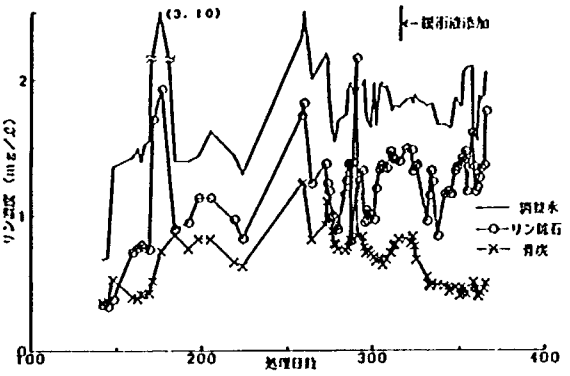
3.2.2　実験結果

(1)　フッ素添加検討実験

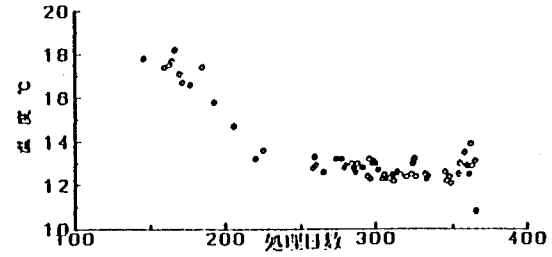
昨年度の室内通水実験を継続して行い、実験条件は昨年度のII区間の条件（設定アルカリ度50～100 mg／ℓ）にフッ素を1 mg／ℓ添加しこの区間を実験III区間とした。リンの除去状況を図－4、5に示す。フッ素添加開始直後はすべてのカラムにおいてリンが良く除去されている。しかし、処理日数の経過とともにしだいに効果がなくなり、II区間の処理水リン濃度よりも上昇してしまい、全体的に調整水のリン濃度と同レベルになってしまった。このことより、種結晶が炭酸イオンの影響を受けて著しく性能が劣化した場合には、フッ素を添加しても効果が持続しないこと、また、温度差に関係なくリンが除去されなくなってしまうことがわかる。よって昨年度の結果も含めて考えると、晶析脱リン反応は低温度では活性が低下し、ある程度種結晶の性能が劣化すると温度の影響が大きくなり、著しく劣化が進行すると温度差に関係なくリンが除去されなくなることが確認された。

(2)　脱炭酸系列での実験結果

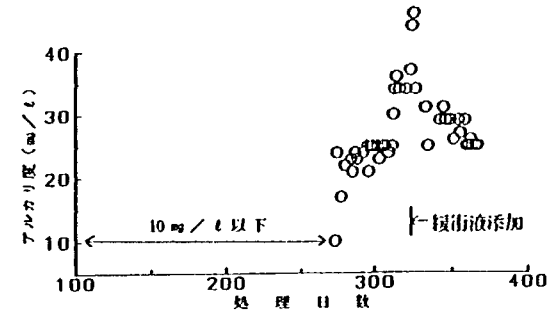
脱炭酸カラムのリンの除去状況を図－6に示す。リン鉱石、骨炭のカラムとも温度の低下に伴い（図－7参照）処理水のリン濃度が若干上昇している。調整水のリン濃度の負荷変動に対しては、リン鉱石に比べ骨炭の方がやや安定していること



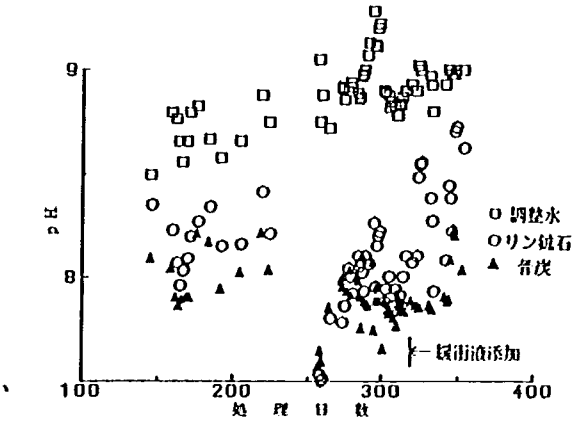
図－6　脱炭酸カラムのリンの除去状況



図－7　脱炭酸カラムの温度の経時変化

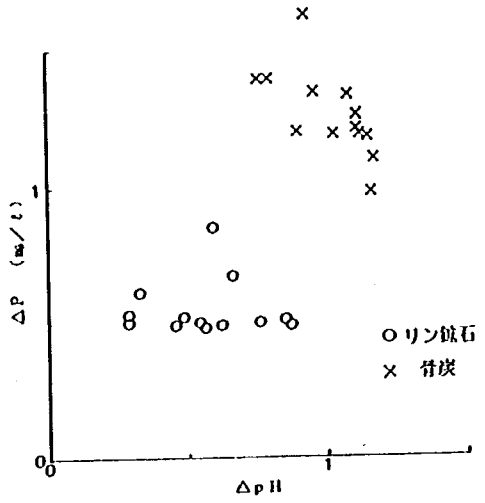


図－8　脱炭酸カラムのアルカリ度の経時変化



図－9　脱炭酸カラムの調整水と処理水のpHの推移

がわかる。また、脱炭酸を行っているのでアルカリ度不足による緩衝能力低下のため、処理水のｐＨの低下もおこりやすくリンの溶出なども考えられ、処理日数２７０日より脱炭酸の設定ｐＨを４から５に上昇させ、さらに３２０日よりホウ酸KCl－ＮａＯＨ緩衝液（50ｍＭ）の添加を行った。その結果リン鉱石は全く効果が現れなかったが、骨炭は添加開始直後より処理水のリン濃度が除々に低下していくのがわかる。図－８に脱炭酸カラムのアルカリ度の経時変化を示す。脱炭酸の設定ｐＨを４から５に変更させる前はアルカリ度が１０ｍg/ℓ以下であり、水酸イオンがｐＨ調整用に添加されるＮａＯＨ水溶液の分でしか補給されず少量であったと思われる。図－９に調整水と処理水のｐＨの経時変化を示す。緩衝液添加前はリン鉱石と骨炭の処理水のｐＨはあまり差はないが、緩衝液添加後は明らかにリン鉱石の方が高く、骨炭の方が水酸イオンの消費が大きいことがわかる。図－１０に緩衝液添加後の調整水と処理水のｐＨの差である△ｐＨと、リンの除去量である△Ｐの関係を示す。水酸イオンの消費の大きい骨炭は明らかにリン鉱石と比較したときリンの除去量も大きいことがわかる。このことより、水酸イオンの補給で骨炭は低温度でもリンが良く除去されているが、リン鉱石は緩衝液の添加前後でリン除去量を比較したときあまり差がない。これらに関しては今後の検討課題である。



図－10　緩衝液添加後の△pHと△P

4.　まとめ

京都パイロットプラントでは４本のカラムによるベンチスケール実験を実施し、脱炭酸の効果等について検討を行った。その結果、脱炭酸の効果は予想外に小さく、冬期の低水温による脱リン性能を補うことができないということが明らかになった。また、長期使用している骨炭と新しい骨炭との比較の結果、長期使用炭は相当脱リン性能が劣化していることが明らかになった。一方、リン鉱石は、前年度データとの比較の範囲内では、劣化の進行は停止もしくは緩やかになっているものと考えられた。従って、様々な使用条件の下で経時劣化の検討は今後検討されるべき重要課題である。

低温度あるいは種結晶が劣化した場合のリン除去効率の向上を検討した室内実験結果から次のことが確認された。(1)種結晶がある程度劣化した場合は低温時における除去率の低下が著しくなる。(2)炭酸イオンの影響を受けて性能が著しく劣化した場合にはフッ素の添加を行っても効果が持続しない。(3)アルカリ度が低い原水の場合は、アルカリ度の補給によって晶析カラム中のｐＨの低下を抑止することにより、リン除去率を高度に維持することができる。

10. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査

水質研究室　室　長　安中　徳二
研究員　長谷川　清

1. まえがき

土壌を利用した下水の処理は古くから行われてきたが，1940年代以降，①近代的な下水道技術の発達，②下水の散布による土壌，植生及び地下水の汚染に対する危惧などの理由により実施は増加していない。しかし，近年，貯水池，湖沼等での富栄養化が問題となってくるにつれ，小規模下水処理施設においても栄養塩類の除去が必要となってきており，このような場合，三次処理として土壌処理を行うことが経済的かつ実施可能な方法に成り得る可能性がある。このため，昭和53年度より本年度までの9年間に種々の実験・調査を実施してきた。本年度が本課題の最終年度であるため，別途土木研究所資料（第2231号）で成果のとりまとめを行った。ここで，調査結果の結論とこれまで具体に実施していなかった既応の論文，知見についてとりまとめた。

2. 基礎実験のまとめ

室内実験を基にした基礎的な土壌の浄化特性を調査した結果は次のとおりである。

1）窒素除去には硝酸の存在と共に，脱窒菌の活性を高めるために有機炭素の供給と嫌気性状態の形成が必要である。汚水を表面から供給する方法は，必要とする有機炭素の減少と酸素の土壌への侵入による嫌気性状態の不形成のため，窒素の除去率は低く，一般に10～30%程度である。

また，流出水中の窒素は硝酸態がほとんどで，しかも窒素濃度の流出は波形を呈し，流入水濃度よりも高い処理水が得られる場合がある。この現象は，汚水中のアンモニア態窒素の一時的な吸着と濃縮及び，アンモニア態窒素の酸化による硝酸態窒素への変換と溶脱が原因である。

2）窒素除去に影響する温度の効果は$D = N \times \theta^{(T-20)}$式から，温度係数$\theta = 1.1$となり，大きな影響を受ける。上式中のNは，土壌単位当りの脱窒菌数であるから，脱窒菌の増殖とその維持が保たれるような環境を作ることが大切である。

3）毛管浸透法においては，防水シートを敷いたトレンチに散水管より汚水を供給することから，トレンチ周囲の土壌中では汚水が毛管現象を起こして上昇運動を行うため，空気の侵入を防ぐことができるので部分的に嫌気性状態を形成することができる。このような汚水の供給方法は，表面散布の方法よりも窒素除去は改善されるが，防水シートから地表面までの距離が短いと，地表まで毛細管がつながり，地表面での蒸発散が活発となり塩類の集積が顕著となる。

4）リンの除去は土壌中に存在する活性アルミナとの化学反応に基づいて行われ，pHが4～5の酸性領域で最大の除去量を示す。吸着量が酸性側で増加するのは，反応で生ずるリン酸アルミニウムの溶解度がpH 4～5の領域で最小となることを反映している。リンの吸着量はラングミューア，フロイントリッヒの等温平衡吸着式で表現でき，ラングミューアの式においては最大吸着量B_{max}で評価することができる。

5）リンが実際に吸着される量は，リン酸溶液を用いた破過実験の結果で評価しなければならない。この破過するまでに吸着できる量はB_{max} の値の60%，リン酸吸収係数の10%に相当する。

6）土壌のリン吸着に影響する因子には，温度，湿度，有機物などがあるといわれている。有機物は吸着反応を阻害する役割を持っている。温度の場合，20℃設定で求めた値をB_{max} (20)とし，t℃で求めた値をB_{max} (t)とすると，$B_{max}(t) = B_{max}(20) \times \theta^{\exp(t-20)}$ の関係式が成立つ。温度係数θは1.0065と小さく，温度の影響は小さい。

7）金属の挙動は土壌中のpHに大きく影響され，pHが6以上になると吸着現象が認められた。pHが5～6の範囲では吸着量は半減し，pHが3～4程度まで低下するとほとんど吸着は認められない。また，pHが6以上では，吸着量はリン場合と同様，平衡吸着関係にあることを示した。

8）アルカリ土類金属は，一般に，汚水中にかなり含まれており，土壌への供給量と土壌からの溶出量とがほぼ同量であったことから，特に，土壌の劣化を問題にするようなことはない。

9）汚水中に含まれる細菌の土壌中での挙動を明らかにすることは，地下水の衛生上での観点から極めて重要な意義を持っている。大腸菌，球菌，桿菌に対する土壌の吸着能力は極めて大きい。細菌の土壌内での分布は，土壌の深さ方向に対して指数的に減少し，吸着した菌は指数的に減少（時間と共に）する。汚水中の菌濃度をCoとし，土壌中での濃度を$C_{1,t}$とすれば次式のように表現することができる。　　$C_{Z,t} = Co \exp(-K_1 t - K_2 Z)$

3. 大型ライシメータ等を用いて実験のまとめ

実際規模での処理能力を評価するには，物質収支を把握することが大切である。しかしながら，流入，流出の水量と各々の水質濃度，また，土壌中での物質の挙動も定量的に把握しなければならないので，困難な面が多いのも現状である。特に，水収支の把握できる実験施設を別にすれば，野外施設や各家庭の施設を調査する場合，極めて困難を伴う。すなわち，流量の時間変動，季節変動，浸透性など土壌の持つ特性の不均一性などがあり，解析に必要なデータを期間の限られた現地調査から得ることは難しいことである。しかし，これまでに調査したデータによれば，各施設からの土壌処理水は極めて良好な水質となっている。以下，結果を述べる。

1）大型土壌処理施設の運転結果から，SS，BOD，COD，リン，大腸菌群等に対する除去能力は極めて高く，三次処理施設としての機能を有している。しかし，有機物を十分に除去した2次処理水の散布では，窒素の除去が不十分となるので，土壌へ散布する前の段階で除去することが必要である。

2）現地施設のうち，すでに目詰り等を生じ失敗したものを調査した結果，有機物の許容負荷量は，BOD換算で2g／㎡／d前後である。その他，問題となる点は次のとおりである。①油，SS等分解性の悪い物質に対する事前の除去，②水量の過負荷，③粘土，シルトを中心とした難透水性土壌での設置，④地下水位が高く，水位ポテンシャルが小さい場合での設置，⑤汚泥の引抜き等維持管理が不十分なため，本来施設が有する浄化機能が発揮されていない。

3）失敗した施設での問題は，原因が上記に掲げた項目のいくつかを同時に発生させていることが多い。土壌処理法の基本的な考え方は，本来，土壌が持つ浄化能力を十分引き出し，活用することに

あるのであるから，浄化能力の限界を超えるような汚水の供給は厳に戒めなければならない。

4. 既応の研究成果

多くの物質が土壌，地下水との関わりの中で研究されている。しかし，土壌の浄化能力は化学的，物理的，あるいは生物学的に，しかもこれが複合的に作用しており，かつ，対象とする物質によってその作用する程度は異なるので，定量的に浄化能力を評価することは困難である。こうしたことから，既応の研究成果を収集，整理し，活用することは，土壌処理技術の確立のうえからも必要である。

4.1 窒素除去に関する文献レビュー

Lance は散水速度を制限し，植物へ十分に回収させるためには，年間負荷量は1200～4500㎜／年であり，この考えで運転するとすればあまりにも広大な用地が必要となるとしている。一般的には，作物の生産に資するというよりも多量の排水を処理するという考え方で実施されている。そして，こうしたシステムでの負荷量は30～80m／年の範囲で運転されていることが普通である。Lanceらはまた，栄養塩類の除去は負荷量と移動する距離によって異なり，流出水中に生じる硝酸ピークはカラム実験でも野外実験でも同じように出現すると述べている。彼らは，砂質ローム を用いたカラム実験での窒素除去率が30%であり，濃縮された硝酸ピークは有機炭素の不十分さも手伝って，脱窒は十分に行われないとしている。Avnimelech と Raveh は Hula Valley 流域から Galilee Sea に流出している硝酸塩を削減するために，有機物を10～20%含む湖沼の堆積物を利用し，温暖→乾燥（硝化）→湿潤（脱窒）サイクルにより，流出負荷量の50%を削減することができたと報告している。また，脱窒には Ehが,346 mV 以下の嫌気性条件が必要であり，脱窒量は上層ほど多く，散水量（1300㎥／ha）のほとんどが深さ60cmまでに存在し，それ以下への層へは約10%しか浸透していないと述べている。Lance らは，脱窒に必要な炭素量は化学量論的には 0.7 mgC／mgNO_3-Nであるが，ブドウ糖を 150 mgC／ℓ となるように添加しないと窒素は除去されず，高濃度にし過ぎると土壌の目詰りが生ずると指摘している。必要な炭素源としては，一次処理水中に含まれる有機炭素を有効に活用することを述べると共に，供給水中のC／N比を変える方法として二通りの案を提案している。1つは，浸透速度を制御する方法で15cm／日まで低下させれば窒素の除去率は80%まで達し，硝酸塩ピークは消滅するとしている（図1を参照）。別の方法は，カラム流出水のうち高濃度の硝酸塩を含む20～25%を分別し，循環散布させるもので，全体での除去率を75～80%に高めるものである。この方法は，浸透速度33cm／日で除去率75%，25cm／日で80%，逆に50cm／日に上げると40%まで低下したと述べている。しかしながら，高濃度の硝酸塩水を循環させると，脱窒に必要な有機炭素の補給と嫌気性条件の維持が必要なため，初めの土壌処理施設（硝化用）とは別に脱窒用の土壌処理施設が必要となろう。

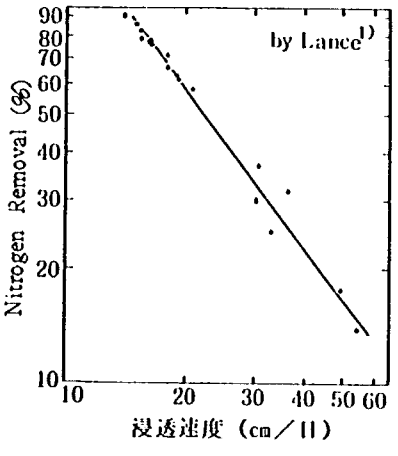


図1 窒素除去における浸透速度の効果

Gilleyは排水をスプリンクラーで散布し，102 ㎜／週での運転では除去率は平均58%であったと報告している。Crites は，主要な窒素除去は脱窒過程であり，アンモニア態窒素の吸着現象はその

中間的役割であるとしている。また，硝化は適度の湿度と温度条件のもとでは70kg／ha／日（7 g／㎡／日）に達するが，地下水の汚染を考慮すれば，このTN負荷量以上とならないようにすることが肝要である。硝化と脱窒は2～5℃に至ると極めてゆっくりとした速度となる。脱窒を十分に起こす条件はBOD／Nを3以上に維持することが大切である。湛水期間としては5～9日間程度を確保することが望ましいとしている。以上の論文から，土壌中で窒素除去を促進させるためには，硝化―脱窒過程の中の脱窒反応を促進させることがポイントとなっている。このための条件としては，①硝酸塩の存在，②脱窒菌の存在，③脱窒菌の活性を高めるための条件確保。③の条件とは，LancoやAvnimelechが指摘しているように，有機炭素の補給と嫌気性の維持である。ただし，炭素源として高価な有機物を用いるのではなくて，生下水又は一次処理水中の有機物を活用することが経済的にも妥当な結論であろう。

また，目詰り防止のうえから，一定の負荷量（許容負荷量）が制約因子として設定されなくてはならない。次に，土壌中での窒素の挙動についての論文を概観することにする。

土壌中に供給された窒素は，その形態にもよるが吸着，脱着，沈着，分解，合成（物質転換）など様々な現象を受けながら，土壌の間隙を移動していく。そしてまた，土壌中での窒素分布はこれらの現象に加えて，分散，拡散をともなって複雑な様相を呈する。今，物質収支とmass flowを基にして，次のような仮定をたてる。$\partial Si/\partial t + \partial Ci/\partial t = Di\ \partial^2 Ci/\partial Z^2 - Vi\ \partial Ci/\partial Z + \phi i$ ――― (1)

ここでiは対象とする物質，Cは溶液濃度，Sは土壌吸着濃度，Dは拡散係数，Vは間隙速度，ϕは非可逆的生物転換速度を表わす。物質iが低濃度で，吸着―脱着の反応系が簡単なHenry 型の等温吸着式に従うものとすれば，$Si = RiCi$と置ける。すなわち，Riは溶液と土壌に対するiの分配係数である。このため，$\partial Si/\partial t = Ri\ \partial Ci/\partial t$となることから，(1)式は(2)のように書き換えられる。

$\partial Ci/\partial t\ (1+Ri) = Di\ \partial^2 C/\partial Z^2 - Vi\ \partial Ci/\partial Z + \phi i$

$\therefore \partial Ci/\partial t = D\partial^2 Ci/\partial Z^2 - Vi\ \partial Ci/\partial Z + \phi i$ ――― (2)

窒素の生物転換量は$\phi = K_1C_1 \fallingdotseq 0$とし，アンモニア態窒素の生物酸化速度と硝酸態窒素の生成速度はほぼ等しいと考えられるので$d(NO_3^-)/dZ = -d(NH_4^+)/dZ$と表現することができる。すなわち，アンモニア態窒素の挙動は硝化の影響を受けて(3)式となる。

$\partial Ci/\partial t = D\partial^2 Ci/\partial Z^2 - V\ \partial Ci/\partial Z - K_1C_1$ ――― (3)

次に，硝酸態窒素の挙動であるが，(NH_4^+)の酸化速度と生成する(NO_3^-)の脱窒速度を考慮して(4)式のように表わすことができる。

$\partial C/\partial t = D_2\ \partial^2 C_2/\partial Z^2 - V\ \partial C_2/\partial Z + K_1C_1 - K_2C_2$ ――― (4)

ここで，アンモニア態窒素の濃度をC_1，初期濃度をC_1°，硝酸態窒素の濃度をC_2，最大濃度をC_2°として，(3)式と(4)式の解を求めると，$C_1 = C_1^\circ \times \{S_1(Z)\}$，$C_2 = C_2^\circ \times \{S_2(Z)\} + \frac{K_1C_1^\circ}{K_1 - K_2}\{S_2(Z) - S_1(Z)\}$

但し，$S_1(Z) = \exp\left\{\frac{Z}{2D_1}(V_1 - \sqrt{V_1^2 + 4D_1K_1})\right\}$ である。

$S_2(Z) = \exp\left\{\frac{Z}{2D_2}(V_2 - \sqrt{V_2^2 + 4D_2K_2})\right\}$

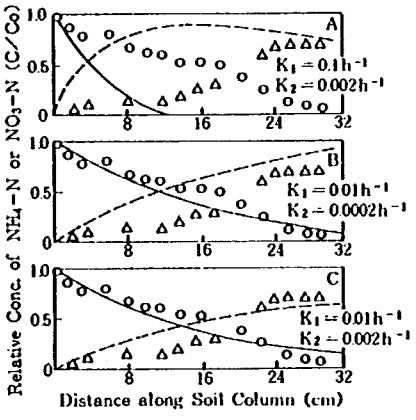


図2　土壌中でのNH_4^+(○印)とNO_3^-(△印)の挙動，Column；D.M=7.62cm，L＝35cm，$D_1 = D_2 = 0.1$ cm／hr，$V_1 = V_2 = 0.19$cm／hr

ここで，反応速度定数K_1，K_2の求め方であるが，Ardakaniらは散布中の土壌の深度別濃度と硝化菌の測定から，硝酸生成量が次式のMichaelis Menten式に良く従うことを見い出した。

$Km \cdot \ell n(C_1/Co) + (C_1 - Co) = -K_1 Z = -(\alpha_\infty + \beta K_1^{-1})\bar{m} \cdot Z \cdot v^{-1}$，ここで，$C_1 = (NH_4^+)$，$Co = (NH_4^+)$。$\bar{m}$は深さZでのアンモニア酸化菌の数，vは間隙速度，$(\alpha_\infty + \beta K_1)$は酸化菌の菌体維持と代謝反応での酸化定数である。$K_2$の場合は上式と同様の関係式を用い，供給原水に硝酸塩を含んだものを使用して実験的に求める。

図2は土壌カラムに100 mg／ℓとなるようにしたNH_4－N溶液をMisraらが行った結果で，(NH_4^+)と(NO_3^-)の挙動を示したものである。なお，(NH_4^+)の挙動では，土壌（CEC＝9 meq／100g-soil）と吸着反応を起こすため，分配係数を実測から求め$R_N = 9.41$した。D，V，Kは$(1 + R_N)$であらかじめ補正を行ってある。

一般に，土壌での脱窒速度は遅く，散布量は大巾に制約される。Lancoは植物による窒素吸収の効果をみるためのカラム実験を行った結果，植栽ありの脱窒量は13％で植栽なしの30％より少ないものの，植物の吸収量が35％にもなるので，結果的には48％と植栽なしの30％を上まわったと報告している。R.Overmanらは，飼料用穀物に対する2次処理水の灌漑効果を調査し，灌漑量（散布量）を増加すると摂取量は増加するが摂取率（吸収率）は低下し，摂取率は一般の農地では50～75％の範囲であることを報告している。なお，カリの摂取量は供給量を上まわるので，別途カリの施肥が必要であることも述べている。

脱窒のための最適条件による運転，植物による吸収などを配慮しても，冬期での低温，雨期における菌の流亡など，処理条件はけっして安定した状況にあるとは言えない。また，有機炭素源が十分に補給されれば，窒素除去はほぼ100％除去できることはNarkisらも述べているように可能であるが，目詰りの危険性を考えると，土壌処理の前段部分で，1次処理水中の有機汚濁物質を積極的に活用した方が得策である。

参考文献

Allen,R.Overman,et al., " Effluent Irrigation of Sorghum x Sudangrass and Kenaf " Proceeding of the A.S.C.E.,Vol.104,No.EE6,December,1978

C.Misra and D.R.Nielsen,J.V.Biggar, " Nitrogen Transformations in Soil During Leaching: I, II" Soil Sci.Soc.Amer.Proc.,Vol.38,1974

Gilley,J.R.," Wastewater treatment and reuse by the soil-plant System " Repl.No.A-041-NEB,Water Resources Center,Univ.of Nebraska,Lincoln,1977

J.C.Lance et al., " Nitrogen,Phosphate and Virus removal from sewage water during land filtration " Prog.Wat.Tech.Vol.9,pp.157-166,1977

J.C.Lance et al., " Simulation of denitrification in soil columns by adding organic carbon to wastewater" J.WPCF,Vol.48,No.2,1976

M.S.Ardakani,R.K.Schlutz,A.D.McLaren, " A kinetic study of ammonium and nitrite oxidation in a soil field plot" Soil Sci. Soc.Amer.Proc.,Vol.38,1974

M.S.Ardakani,R.K.Schlutz,A.D.McLaren, " Oxidation of Ammonium to nitrate in a soil column " Soil Sci.Soc.Amer.Proc.,Vol.38,1974

N.Narkis,M.Rebhun,C.N.Shrindor, " Denitrification at various carbon to nitrogen rations " Water Research,Vol.13,pp.93-98,1979

R.W.Crites, " Nitrogen removal in Rapid Infiltration Systems" J.Environmental Engineering,Vol.111,No.6,December,1985,ASCE

Y.Avnimelech and A.Raveh, " The control of nitrate accumulation in soil by induced denitrification" Water Research,Vol.8 ,pp.553-555,1974

4.2　リン除去に関する文献レビュー

リンと土壌との反応，リンの土壌中での挙動などを扱った論文は非常に多い。リンの除去機構を扱ったものを集約すると，次のような機構に整理される。①鉄，アルミニウム，カルシウムとの化学反応に基づく吸着現象，②粘土鉱物との反応，③有機物への吸着，④植物の根からの吸収，⑤吸着量は

pH の影響を強く受ける。Tofflemireらは，吸着現象を次のように分類している。⑥急速な吸着による除去，⑦ゆっくりした鉱物化と不溶化，⑧植物吸収，⑨生物学的固定

まず，反応のメカニズムであるが，Beekらは生下水及び工場排水を50年間散布した農地を調べ，蓄積したリンの80～85%は無機態のリン酸塩であり，主としてアルミニウムとの結合型であることを明らかにした。Chenらは $\alpha-Al_2O_3$ にリン酸を反応させ，5日後に電子顕微鏡を用いて調べたところ六方結晶が形成されていることを観察した。形成された固相は粒径が大きく，リン酸濃度が高くなるに従い重層的に成長している。これらの結晶はカオリンとリン酸（1M）とを反応させた時に形成される物質と類似していると述べている。また，酸性側で吸着量は増加し，吸着速度が早くなるような結果を得ている。そして，急速に反応が進む2日目以降は，1次式で表わせるゆっくりした反応であると述べている。Tofflemireらはカラム吸着実験を数多く行い，得られる等温吸着量を現地データと比較したところ，現地での吸着量の方がかなり大きいことを見い出した。そして，吸着量は時間と共に増加し，5日間での吸着量に対して，4ケ月間での吸着量は1.5～3倍に，36年間では約6倍になるとしている。彼らは，また，概略の吸着量を推定するために，土壌分類の区分を3つのグループに分け，リン吸着能力との相関，F検定を行った。その結果，土壌の母材を基に分類する方法がF値と有意水準は高い。成分で見ると，石英，長石，斜長石の含有率は B_{max} とCECとの間に－0.5，－0.7の相関係数を与えた。一方，鉄，アルミニウムの含有率，シルト・粘土の含有率及び一次鉱物の含有率はそれぞれ正の相関を示した。これらの論文からも，リンの除去機構は①と②を支持しており，反応の特長としては⑤，⑥，⑦の項目をあげることができる。

しかし，Novotnyらは，流域からのリン流出モデルを作成するなかで，土壌のリン最大吸着量を次のような重回帰式で与えている。$B_{max} = -3.47 + 11.6\times10^{-pH} + 10.7\times$(粘土%) $+ 49.5\times$(有機炭素%)；pH $\ll 7$，$r = 0.80$，この式を見ると変数に①や②の物質が含まれていない。また，有機物の役割はリンの土壌への吸着反応を阻害する役目をするので，正に評価したこの式は正しくない。土壌中の有機物含有量が多い場合は，Goringらが言うようにリンではなくて有機化合物に対してである。

Langmuir式を用いて一般に評価している土壌の最大吸着量 B_{max} が，現地での実際の吸着量に比べて小さすぎるので，Arneは実際の吸着量に近い値が求められる試験方法を提案している。彼の提案は実際の散布水と同じ濃度の溶液を10回に分けて繰り返えし土壌に反応させ，その全吸着量で評価するものである。

次に，リンの土壌中での挙動に関する論文を概観することにする。

OlsenとWatanabは，液相と固相との間でのリン平衡関係は都市排水の濃度レベルではLangmuirの式で説明できるとしている。Novakらは，リン挙動モデルに関する研究を総括して次のように述べている。土壌中を通過するオルトリン酸を考えると，リンの吸着速度と脱着速度が同じであるような系では平衡状態となっており，この関係はLangmuir式で表現できる。そして，吸着－脱着の反応速度を律するのは，土壌水と土壌の粒子表面との間におけるリンの物質移動である。こうしたモデルは土壌自体を吸着剤とみなすこともできるので，吸着，イオン交換，クロマトグラフィーなどのカラムとしてモデル化することも有益であると述べている。Thomasは吸着－脱着の力学的モデルに，一次と二次の化学反応を導入している。HiesterとVermeulenは樹脂カラムでの陽イオン吸着を研究する中で，イオン

交換速度は二次反応であることを突き止めた。但し，このモデルでは液体中での分散は無視しており，流れを理想的な押し出し流れとして扱っている。LapidusとAmundsonは当初，軸上拡散（axial Diffusion）の効果を考え，溶質の移動において粒子内部への有限な物質移動抵抗も考慮していた。

近年，吸着一脱着システムを数値解として取扱うようになってきた。Rao, Bodin, Amundsonらは固定床における平衡交換システムを数学的に取扱っている。彼らは，物質濃度が急激に変化する吸着帯"Shock Layer"が存在するための条件を導び出し，これをパターンプロフィールと呼んだ。

Shock Layerなる言葉はLighthill（1956）が作り出したものであるが，この吸着帯の巾は軸上分散係数に直線的に比例する。平衡状態にある時は，Shock Layerは移動し時間の関数となるが，その形状は維持される。Novakらは，リン溶液の移動速度に対して単位土壌当りの吸着速度が早ければ巾の狭い吸着帯が，その逆では巾の広い吸着帯となり，散布水のリン濃度が低い場合は線形領域に近づくため巾の広い吸着帯となると述べている。分散係数が大きくなっても巾は広がる。Overmanらは，吸着定数（Ka），脱着定数（Kd），固相と安定的な結合を進める反応定数（Kr）を実験的に検討し，Ka, Kd, Krが通水速度（又は間隙速度）と共に大きくなり，$K=Km\{1-\exp(-\lambda V)\}$の型となることを明らかにした。RheeとAmundsonは，濃度変化に対する平衡曲線の形状への効果を明らかにするため，平衡モデルを使用し，convex等温平衡の場合にはShock Layer理論の根拠となるようなデータを得た。

Cho, Strong, Raezらは，リンの吸着現象を一次式で表現している。彼らが強調したのは水の流れがリンの吸着よりも早い場合は，リンの挙動が吸着速度と分散係数に影響されるということである。これまでの論文で共通しているのは，空隙速度（pore velocity）は一定で，不飽和流れの特性も考慮されていないことである。

土壌中でのリンの物質収支と吸着項（$\partial s/\partial t$）の関係式を与えれば，土壌中でのリンの時間的，空間的な挙動が把握できる。

$$\partial C/\partial t=D\,\partial^2C/\partial Z^2-\bar{V}\,\partial C/\partial Z-\rho/\theta\cdot\partial s/\partial t,\ \partial s/\partial t=aC^bS^d$$

Enfieldらは，リンの挙動については分係数を0とみなせるから，流れの速度$\bar{V}$と吸着項（$\partial s/\partial t$）で規定されるとしている。すなわち，上式は次のような簡単な式となる。

$$\partial C/\partial t=-\bar{V}\,\partial C/\partial Z-\rho/\theta\cdot\partial s/\partial t$$

ところで，吸着項の表現のし方にはいくつかの式が提案されている。彼らは4つの式について検討し，図3のような結果から(b)の式を採用している。但し，a,

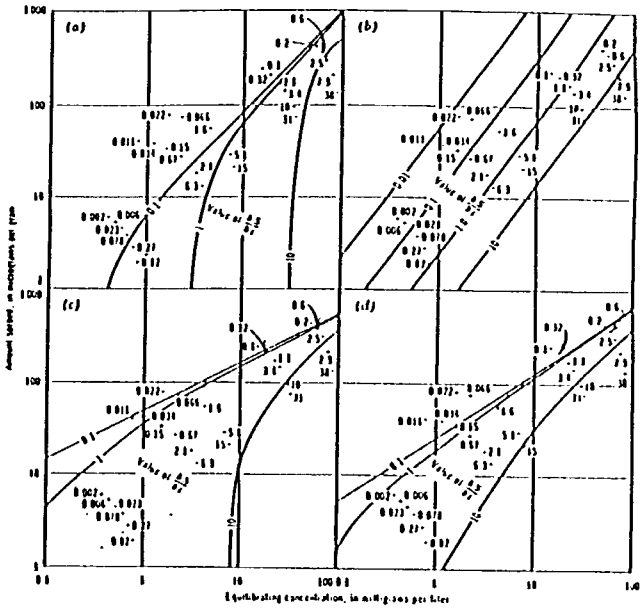


図3　リンの吸着データへの吸着速度関数のあてはめ
(a) $\frac{\partial s}{\partial t}=a\,(kC-S)$: $a=0.0385$, $K=8.827$ (b) $\frac{\partial s}{\partial t}=aC^bS^d$: $a=4.04$, $b=2.12$, $d=-1.49$, (c) $\frac{\partial s}{\partial t}=\beta\,(mC^n-S)$: $\beta=0.0662$, $m=50.87$, $n=0.514$, (d) $\frac{\partial s}{\partial t}\,eS^f(m_1C^{n_1}-S)$: $e=0.342$, $f=-0.372$, $m_1=27.23$, $n_1=0.693$

b, d, e, f, m, m_1, n, n_1, α, β は定数。

但し，(a)の α（kC－S）の線形の場合には解析解を求めることはできるが，その他の形式は微分形であるので数値解析を行う時に注意を要する。こうした数値解析での誤りを防ぐ，または最小にする方法をChaudhariは提案している。いずれにしても，Enfieldらは(b)の式を用いてMuskegon排水処理システムにおけるリンの予測を行い，図4の結果を求めた。

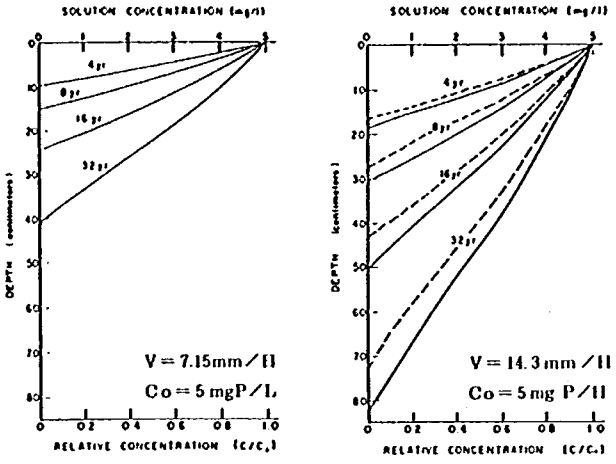


図4　Rubicon 砂の排水に対する応答（by Enfield）
但し，実線は植栽が無い場合の間隙水濃度破線は植栽が有る場合の計算結果である。

また，リンの除去速度を求めることは，反応機構を明らかにすることと同じ位い興味のある課題である。WinklerとThodosは活性アルミナとリンとの反応を動力学的に研究し，次式を求めている。

$r = 0.0744p - 0.0118^{-763\nu_0}\pi^{0.70}$（g－$PO_4$／min／g－アルミナ），また，粒子表面のリン濃度（π：g－PO_4／g－アルミナ）は前式より，$\pi = 13.89e^{1090\nu_0}p^{1/0.70}$ となる。この式は，フロイトリッヒ型の等温吸着式（$q = KC^{1/n}$）と同型であり，吸着平衡定数 $K = 13.89e^{1090\nu_0}$ はアルミナに存在する硝酸濃度（ν_0：粒子表面に存在する硝酸の初期濃度，g－NO_4／g－アルミナ）に影響されている。Gangoli とThodosは上記の考え方を応用してアルミナ，焼却灰についての反応速度を次のように求めた。アルミナFI：$r = 0.012P - 0.0908P^{-1.7}_{0}\pi P^{1.7}$　アルミナAHB：$r = 0.025P - 2.74P^{-0.7}\pi P^{1.4}$，焼却灰：$r = 3.00P - 5.7\pi P^{0.35}_{0}$

Van Riemsdijkらもリン酸とアルミニウムの動力学的反応を取扱っており，この種の研究は多い。

参考文献

T.J.Toffleaire,H.Chen,“ Phosphate removal by sand and soil” Vol.15,No.5,Ground Water,Sept.-Oct.,1977

Beek.J. et al.,“ Phosphatrs in soil treated with sevage water: I General information on Sevage Farm,Soil and Treatment Results” J.Environ.Quality,6,4,1977

Beek.J. et al.,“ Phosphatrs in soil treated with sevage water: II Fractionation of accumulated phosphates” J.Environ.Quality,6,7,1977

Yi Shon Richard Chen et al.,“ Kinetic study of phosphate reaction with aluminum Oxide and Kaolinite ” Enviro.Sci.and Technology,7,6,April,1973

V.Novotny et al., “ Mathematical modeling of land runoff contaminated by phosphorus ” J.WPCF,1978

Goring,C.A.I. et al., “ Organic chemicals in the soil environment ” Marcel Dekker,Inc.,New York,N.Y.,1972

Olsen,S.R. et al.,“ A Method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by Langmuir isotherm” Soil Sci.Soc.Amer.Proc.,Vol.21,1957

L.T.Novak et al., “ Phosphorus movement in soil:Theoretical Aspects ” J. Environ.Qual.,Vol.4,No.1, 1975

Beister,N.K and T.Vermeulen,“ Saturation performance of ion exchange and adsorption columns ” Chemistry,1952

C.G.Enfield and B.E.Bledsoe,“ Fate of wastewater phosphorus in soil ” J.Irr.and Drain. Div.Proc.Amer.Soc.Civil Engineer,101,1975

Chaudhari “ An improved numerical technique for solving multimensional miscible displacement equations” Society of petroleum engineers J.,Vol.11,No.3,1971

B.F.Vinkler,and G.Thodos, “ Kinetics of orthophosphate removal from aqueos solution by activated alumina, ” J.WPCF,Vol.43,No.3,1971

Van Riemsdijk,W.H. et al.,“ Phosphate in soil treated with sevage water:III ,Kinetic studies on the reaction of phosphate with aluminum compounds. ” J.Environ. Quality,Vol.6,No.26,1977

C.G.Enfield and L.E.Leach,“ Phosphorus Model of Muskegon Wastewater System” EE6,December,1975

4.3　細菌，ウイルスに関する文献レビュー

下水中に存在する病原微生物には細菌，原虫，ぜん虫，ウイルスなどがある。汚水を土壌処理する場合には，散布による直接的な影響（例えばスプリンクラーによるエアロゾルの飛散）や地下水の汚染など間接的な問題もある。特に，地下水を給水源とするような地域での土壌処理施設にあっては，これらの病原微生物の挙動，寿命等の情報が必要である。ウイルスは核酸としてＤＮＡかＲＮＡのどちらかを含むが，エネルギー生産やタンパク合成に必要な機能は有せず，宿主細胞から借りることになる。

宿主細胞の代表的なものに大腸菌があるが，これらは幸にして土壌に良く吸着し，死滅するので，水の安全性の目安として大腸菌群数を測定する根拠となっている。しかしながら，寄生虫卵や腸内ウイルスは生物処理や塩素処理によっても完全には死滅せず，水系に長期間生存していたとする報告もある。表１にはこれまで報告されているウイルスの情報を整理して載げた。情報には土壌のタイプ，ウイルスの種類，吸着量(S)又は除去率(R)，土壌中での移動距離などである。ただし，室内実験でのデータは人工的環境のもとでのデータであり，気候，土壌組織の異なる自然条件に直接対応させることは注意が必要である。

表１　ウイルスに関する情報

Nature of media	Virus type	Adsorption (S) Partition Coefficient / Percentage of Removal (R)	Flow Rate and Observed Distance of Travel	Reference
Iron Oxide				
Hematite	Influenza virus(P.R.8)	$S=10^5$		Warren et al.1966
Magnetic iron oxide	Coxsackie virus A-9(100/500 ml)	$S=8\times10^6$,R=82 %		Rao et al. 1968
Magnetite	Bacteriophage	$S=2\times10^7$		Bitton,Mitchell, 1974
Aluminum hydroxide	Various type of virus(100 /l)	R =80 %		Vallis and Melnick.1967
Sand filtration				
Coal and Sand filter	Poliovirus type1 (2×10^5)	R >98%	flow rate=2-6 gpm/ft^2 Alum added	Robeck et al, 1962
Magnetic filtration				
magnetite=500mg/l	T7 bacteriophage(4×10^3)	R=98%		Bitton,Mitchell, 1974
Activated sludge treatment	Poliovirus	R=90-95 %		Clarke et al, 1961
〃 SS=2320mg/l	Coxsackie virus	R=67%		Clarke et al, 1961
Stabilization pond SS=1030mg/l	Poliovirus type1 (3×10^5)	R=30%		Sobsey and Cooper. 1973
Soil				
coast and fine Ottava sand	Poliovirus type1(3.8-15.3$\times10^3$)	R=1- >98/0.78mm sand R=12- >98/0.22mm sand	flow rate= 1/128- 2gpm/ft^2 Distance of travel= 2ft	Robeck et al.1962
unsaturated dune sand	Poliovirus type1	R=90.5-99.9 %	flow rate= 20-40 gpd/ft^2 Distance of travel= 2ft	Robeck et al.1962
dune sand	Poliovirus type1	R=44-27, 99.8-99.9 %	flow rate= 1ml/a- 2ml/min Distance of travel= 20cm	Lefler etal.1974
sandy forest soil	Poliovirus type1	R=97-98.6 %	Distance of travel= 19.5cm	Dubose etal.1974
low humic latersols	Poliovirus type2	R=96.6-99.3 %	flow rate= 100-140gpd/ft^2 Distance of travel= 0.5-6in	Mori et al, 1970
granular material soil	Poliovirus type2	R=22-35 %	flow rate= 35,200 gpd/ft^2 Distance of travel= 6-15in	Mori et al, 1970
Medium sand,garden soil and sandy loam soil	Poliovirus type3	R=0 %	D.T=32cm(medium sand) D.T=14cm(garden,sandy loam)	Laak and McLean, 1967
sandy gravel	Polio vaccine virus type3	Effluents negative for Poliovirus	Wells situated 200-400ft. downstream	Herrel et al.1965
granular material soil	T4 bacteriophage(2.45×10^8)	R=100 %	flow rate= 7.9-10.5ml/min Distance of travel= 2.5-6in	Tanimoto et al.1968
garden soil	Coxsackie virus and bacteriophage T4		Distance of travel=6,18,36in	Gilcreas and Kelly, 1955
9 type of soil	T1,T2,f2 bacteriophage ($7.9-43\times10^8$)	R >99%	flow rate= 0.078-0.313 ml/min Distance of travel= 45-50cm	Drewry and Eliassen.1968
low humic latersols	T4 bacteriophage	R=100 %	flow rate= 100-140gpd/ft^2 Distance of travel= 1.5-6in	Young et al, 1973
Tantalus cinder	T4 bacteriophage	R=100 %	flow rate= 35,200 gpd/ft^2 Distance of travel= 6-15in	Young et al, 1973
sandy forest soil	T7 bacteriophage R=88%(Distilled water) R=99.6%(Secondarily treated sewage)		Distance of travel=19.5cm Distance of travel=19.5cm	Dubose et al, 1974
Ottava sand	bacteriophage active against S.pyogenes var.albus	Adsorption not affected by the flow rate	flow rate=20.3-32.5 ml/min Distance of travel= 34 cm	Dieterich, 1953

なお，土壌の除去能力に関する因子としては塩類濃度，pH，有機物含有量，水分，土壌構造，間隙速度などがあると言われている。そして，砂礫のような粗い土壌，裂け目のある地帯では，地下水汚染の高いことが指摘されているので，衛生上の観点からも土壌処理施設を設置する予定の地質には十分な注意が必要であろう。

表１の参考文献

Bitton,G.,Lahav,N.and Benis,Y." Movement and retention of Klebsiella aerogenes in soil columns. " Pl. Soil,1974 40:373-380

Clarke N.A.,Stevenson, R.E., Chang,S.L.,and Kabler P.V.," Removal of enteric viruses from sevage by activated sludge treatment. " Am.J.publ.Hlth.,1961,51:111

Dieterrich,D.M. " The behavior of bacteria viruses in contact with ordinary and uniform filter sand." 1953,Masters Thesis,Harvard Univ.,Cambridge,Mass.32pp

Drewry,W.A.and Eliassen,R." Virus movement in ground warter." J.WPCF.,1968,40:R257-271

Dubose,S.N.,Sagik,B.P.,and Malina,J.F., " Virus migration through Soils." Virus Survival in water and wastewater systems,J.F.Malina and B.P.Sagik,eds., Center for Research in water Resources,Austin,Tex.,1974,pp.233-240

Gifcreas F.V. and Kelly,S.M., " Relation of the coliform-organism test to enteric virus pollution." J.Am.Wat.Wks.Ass.,1955,47:683-684

Hori,O.M.,Burbank,N.C.,Young,R.W.F.,Lau,L.S.,and Kiemmer,W.V.," Migration of poliovirus type2 in percolating water through Oahu soil. " Tech.Rep.no.36, Water Resources Res.Center,University of Hawaii,Honolulu.

Laak,R.,and McLean,D.M.," Virus Transfer through a Sevage Disposal Unit." Canadian J.of Hygiene,1967,Vol.58,Apr.,pp.172-178.

Lefler,E.,and Kott,Y.," Virus Retention and Survival in Sand, " Virus Survival in Water and Wastewater System,J.F.Malina and B.P.Sagik,eds.,Center for Research in Water Resources,Austin,Tex.,1974,pp84-91

Merrel,J.C.,Ralko,A.,and Pintler,h.e.," The Santee recreation project(1965)." Santee,Calif.,Summary Rep.1962-64,FWS Publ,no.999-WP-27

Rao.V.C.,et al, " A simple method for concentrating and detecting viruses in water. " J.Am.Wat.Wks.Ass.,1968,60:1288-1294.

Robeck,G.G.,Clarke,N.A.,Dostal,K.A.," Effectiveness of water treatment processes in virus removal." J.Am.Wat.Wks.Ass.,1962,54:1275-1290

Sobsey,M.D.and Cooper,R.C., " Enteric virus survival in algal-bacterial wastewater treatment system I:Laboratory studies,Water Res.,1973,7:669-685

Tanimoto,R.M.,Burbank,N.C.,Young,R.W.F.,and Lau,L.S.. " Migration of bacteriophage T4 in percolating water through selected Oahu soils. " Tech.Rep.no.20. Water Resources Res.Center,University of Hawaii ,Honolulu.

Wallis,C.and Melnick,J.L.," Concentration of viruses on aluminum phosphate and aluminum hydroxide precipitates.In Transmission of Viruses by the Water Route.edited by Berg G. Interscience,New York.1967

Warren,J.,Neal,A.,and Rennels,D., " Adsorption of myxoviruses on magnetic iron oxide. " Proc.Soc.exp.Biol.Med.,1968,12:1250-1253.

Young,R.W.F.,and Burbank,N.C.,Jr.," Virus Removal in Hawaiian Soils." Journal of American Water Works Association ,Vol.65,Sept.,1973,pp.598-604

B.P.Gerba, et al.," Fate of wastewater Bacteria and Viruses in Soil " Journal of The Irrigation and Drainage Division,Sept.1975,pp.157-174

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
主任研究員　酒井　憲司
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い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できるが，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. 昭和６０年度の調査結果

本年度の調査内容は次の通りである。

イ．嫌気好気法によるリン除去実験
ロ．好気嫌気法による窒素除去実験
ハ．窒素とリンの同時除去を目指した運転方式の評価
ニ．嫌気好気法の余剰汚泥の溶融実験
ホ．活性汚泥の脱リン能力に関する室内実験

2.1. 嫌気好気法によるリン除去実験

活性汚泥を嫌気状態で流入下水と接触させるとリンを放出し，その後好気状態に戻すとリンを再吸収する現象は広く知られており，この現象を利用したリン除去法が提案されて以来多くの調査が行なわれている。その過程で運転上の問題点として指摘されているのが，降雨時に代表される低負荷時にリン除去能力が低下するという現象である。そこで嫌気好気法の調査を開始するにあたって，この問題の解明とその解決策の探究を主たる目的とした。

本年度は流入水のＢＯＤやリンの濃度が低下する時期にＭＬＳＳを変えてＢＯＤ・ＳＳ負荷を変化させるという手法により，リン除去にどのような影響を及ぼすかを主たる目的として実験を行なった。実験は京都三次処理パイロットプラントを用いて行ない，２系列（Ａ系列，Ｂ系列と呼ぶ）運転とした。

実験期間は昭和６０年４月１２月～１０月１７日（９月以降はＢ系列のみ）で，この期間の運転のフローを図－１に，運転条件を表－１に示す。表－１でＡ－１とＢ－１の期間は両系列とも同じ条件

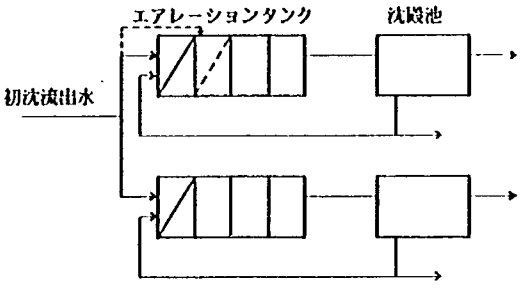
表－1　嫌気好気法の運転条件

系列		A			B			
実験番号		A－1	A－2	A－3	B－1	B－2	B－3	B－4
期間		4/12 ～ 5/21	6/13 ～ 7/9	7/16 ～ 8/26	4/12 ～ 5/21	5/30 ～ 7/23	7/24 ～ 9/13	9/14 ～ 10/17
流入水量	m³／日	400	400	400	400	400	400	400
AT滞留時間	hr	6	6	6	6	6	6	6
返送汚泥率	%	40	40	40	40	20	20	20
槽の構成		嫌1＋好3	嫌1＋好3	嫌2＋好2＊	嫌1＋好3	嫌1＋好3	嫌1＋好3	嫌1＋好3
水温 流入水	℃	19.7 (14.6～21.8)	21.7 (20.3～23.5)	25.9 (22.1～27.4)	19.7 (14.6～21.8)	22.1 (20.3～24.3)	25.7 (24.5～27.4)	23.4 (22.0～25.4)
AT	℃	20.3 (16.1～22.4)	22.7 (21.3～24.0)	26.0 (23.7～27.8)	20.3 (16.0～22.5)	23.2 (21.4～25.6)	27.1 (25.6～28.2)	24.0 (22.3～26.4)
MLのSV30	%	45	18	13	36	12	11	10
ATのpH		6.9	6.8	7.2	6.8	6.8	7.1	6.9
余剰引抜量	m³／日	2.5	2.0	2.2	2.5	2.8	2.8	2.5
MLSS	mg／l	1,410	1,380	765	—	904	855	858
MLのVS比	%	78	73	74	—	75	77	78
RSSS	mg／l	7,220	5,220	2,620	—	6,760	7,260	6,100
SVI		319	130	172	—	133	129	117
SRT	日	6.2	9.6	6.9	—	4.0	3.7	4.5
BOD・SS負荷	kg/kg日	0.22	0.14	0.28	—	0.23	0.27	0.27

注：　表中、ATとはエアレーションタンク、槽の構成の嫌の後，好は各々嫌気槽，好気槽を示す。

＊：　A－3の原水はNo．2槽へ流入

で運転し，ＭＬＳＳがほぼ等しくなったことを確認してから，Ａ系列（Ａ－２）では余剰引抜量を少し減らし，Ｂ系列（Ｂ－２～Ｂ－４）は余剰引抜量を少し増やすという運転を行なった。Ａ系列ではＡ－２のあと４槽ある槽のうち第１槽を返送汚泥のみを撹拌する槽，第２槽を流入水を入れて撹拌する槽，第３，４槽をエアレーションを行なう槽とした。Ｂ系列のＢ－２～Ｂ－４の実験区分は流入水の水温を基準に行なっており，２５℃を目安として分類した。



図－１　嫌気好気法の処理フロー

こうした運転の結果，ＢＯＤ・ＳＳ負荷（kg/kg・日）はＡ－２で0.14，Ｂ－２～Ｂ－４で0.23～0.27と２倍近い差のあるレベルで実験を行なうことができた。

(1)　処理結果

各ケースの水質分析結果を表－２に示す。表に示した流入水と処理水の値は24時間混合試料による

表－２　嫌気好気法の水質分析結果

系列	A						B					
実験番号	A－1		A－2		A－3		B－2		B－3		B－4	
試料	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	79	12	50	4.4	53	13	53	12	58	20	57	7.1
ATU－BOD	—	5.1	—	2.4	—	6.1	—	4.6	—	7.6	—	5.0
COD－T	61	16	47	15	43	16	49	15	45	16	47	14
COD－D	40	12	—	12	31	13	31	13	30	13	34	12
SS	54	11	43	10	36	13	40	9.2	38	7.7	41	10
T－N－T	22.4	11.1	17.9	10.6	17.3	7.9	17.2	10.5	18.3	10.8	18.0	12.2
T－N－D	19.0	10.6	14.9	9.9	14.2	7.3	14.0	9.6	15.1	10.2	15.8	11.7
NH_4－N	15.6	0.60	12.1	0.19	11.4	0.83	10.4	1.06	12.9	3.58	14.1	0.46
NOX－N	—	9.1	—	8.8	—	5.5	—	7.7	—	5.9	—	10.3
T－P－T	2.31	1.48	1.53	0.97	1.49	0.84	1.54	0.70	1.61	0.31	1.75	0.69
T－P－D	1.57	1.32	1.01	0.81	0.91	0.62	0.98	0.56	0.98	0.14	1.11	0.49
アルカリ度	137	41	112	46	132	55	110	51	130	68	121	41
汚泥のN／SS	7.4		7.6		7.7		7.3		8.1		7.6	
汚泥のP／SS	2.6		2.2		2.4		2.2		3.0		2.5	

注：　単位は、汚泥のN／SS，P／SSは%，その他はmg／l

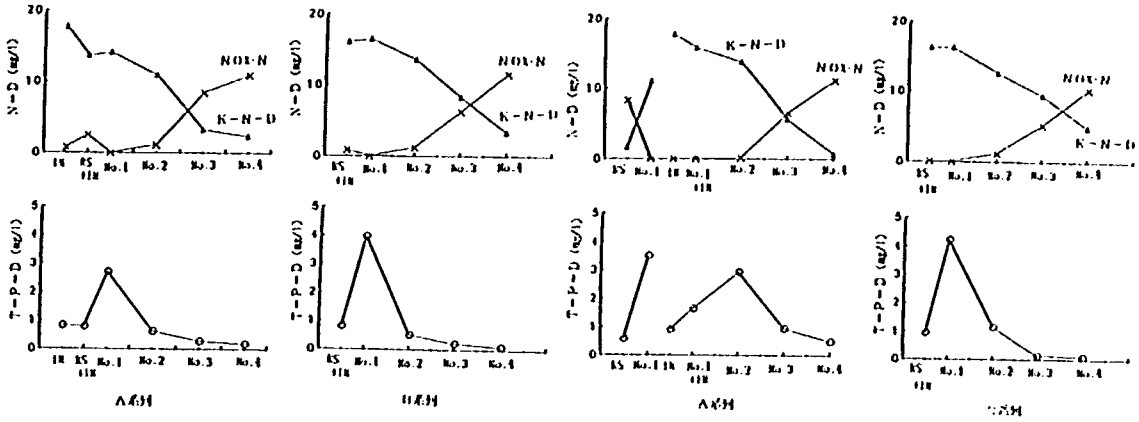


図-2-1　エアレーションタンク追跡調査の結果　(60. 6. 21)

図-2-2　エアレーションタンク追跡調査の結果　(60. 7. 26)

測定値である。A系列はリンの除去率が芳しくなく，A－2ではT－P及びT－P－Dの除去率が各々37，20%にとどまっている。A－2と同時期のB－2の結果をみるとT－P及びT－P－Dの除去率は各々55，43%とA－2より高くなっている。A－2とB－2では汚泥中のリンの含有率はほぼ同じであることから両者のリン除去の差は余剰引抜量の差から説明できる。B系列の3ケースをみると最も水温の高かったB－3でリンの除去が良好に行なわれている。このケースは汚泥中のリ

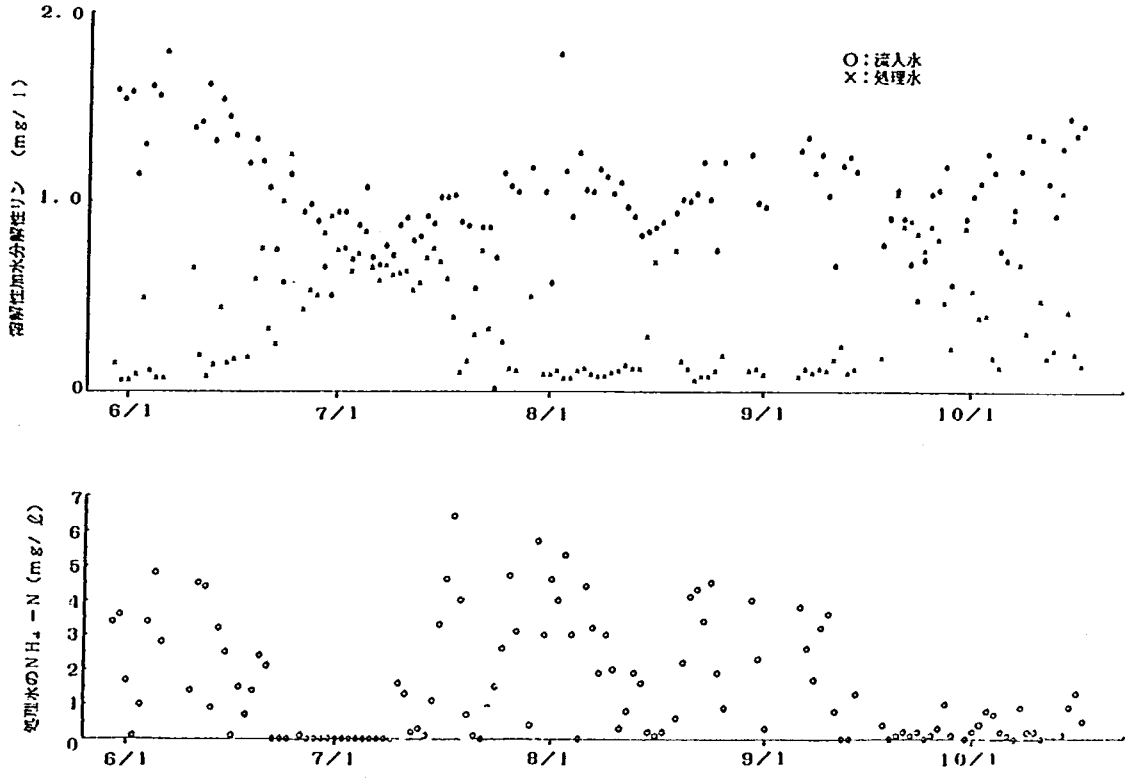


図-3　処理水のリンとNH4-Nの変動（B系列）

ンの含有率が3.0％まで上っていることによりリンの除去率が向上したものと判断できる。A系列ではA－3の運転方式に切り換えることにより，リンの除去率が少し向上しているが，リンの除去率より窒素の除去率の方が向上するという興味深い結果を示している。

A－2，A－3，B－2，B－3の各ケースで処理過程においてリン，窒素（K－NとNOx－N）がどのような挙動をするかを調べた結果を図－2－1，図－2－2に示す。図－2－1をみるとA，B両系列ともよく似た挙動をしているが，B系列の方が嫌気槽（第1槽）でのリンの放出が大きいこと，またA系列の方が好気槽での硝化の進行が速いことが指摘できる。図－2－2をみるとA系列は第1槽，第2槽の嫌気槽でリンの放出がみられるが，放出後の濃度はB系列より低く，また好気槽でのリンの吸収が不十分な状態で流出していることが分かる。またA系列では返送汚泥中のNOx－Nが第1槽でゼロまで減少しており，これが窒素の除去率を高くしていることが分かる。B系列は図－2－1とほぼ同じパターンで処理されている。

(2)　リンとNH_4－Nの関係

表－2の結果をみるとリンの除去率の高いときには処理水のNH_4－Nの濃度が高い傾向がみられる。この点をもう少し詳しく確認するため運転条件が比較的一定に保たれていたB系列について流入水と処理水のリン（溶解性の加水分解性リンとして測定）と処理水のNH_4－Nの連続分析計の結果を図－3に示す。リンの除去が長時間にわたり不調であったのは6月下旬～7月中旬と9月中旬～10月であり，この期間には流入水と処理水とで濃度が逆転することがしばしばみられた。またこの期間はNH_4－Nがほとんどゼロ付近にまで低下している。逆にリンの除去が順調に進み処理水のリン濃度が低い期間は処理水のNH_4－Nが高い傾向がある。

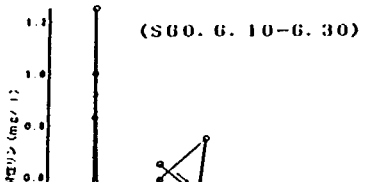


図-4-1　処理水のNH4-Nとリンの関係

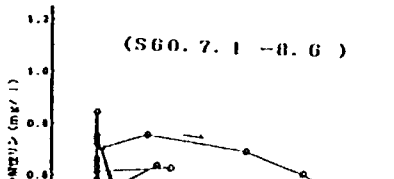


図-4-2　処理水のNH4-Nとリンの関係

そこでリン除去が順調から不調，もしくはその逆の動きをする期間を対象として処理水のリンとNH_4－Nの関係がどのように変化するかを1日1点のプロットの動きという形で求めたのが図－4－1～図－4－4である。4枚の図をみるとプロットは概ねL字型に分布している。このことはNH_4－Nの値は変化するが

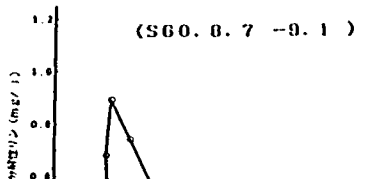


図-4-3　処理水のNH4-Nとリンの関係

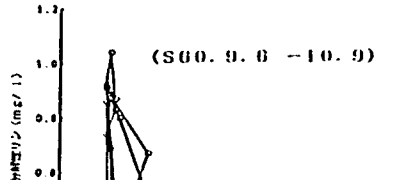


図-4-4　処理水のNH4-Nとリンの関係

リンの値は低く安定している時期とNH_4—Nの値は低いがリンの値が高くて不安定な時期のあることを示している。NH_4—Nの低くなる期間が短期間（1～2日）の場合はリンの濃度は上昇しないが，長期化するとリンの値が高くなることが分かる。本調査の結果からリン除去が悪化するときの目安としてNH_4—N 1 mg/ℓ以下の状態が2～3日継続するという条件をあげることができる。

(3) 濃縮時のリンの放出

リンを吸収した活性汚泥は濃縮槽で放置する間にリンを再放出するといわれている。リンの再放出を抑制するためにはエアレーションをするとかリンと反応する凝集剤を添加するというアイデアがあるが，本年度は後者の方式を検討することとし，凝集剤として石灰を用いて実験した。実験に用いた汚泥は京都三次処理パイロットプラントから得られたものである。結果を表－3に示す。石灰を添加しないケースでは24 hrsの滞留でリンが19.6～91.4 mg/ℓ（汚泥中のリンの総量との比で示すと10～38%）溶出している。この汚泥にSS当り4%の石灰を添加すると無添加に比べリンの溶出量が31～48%となり，8%の添加では16～21%となっており，石灰の添加がリンの抑制に効果のあることが分かる。濃縮段階で添加した石灰がその後の消化，脱水のプロセスでどういう影響を及ぼすかについては今後の課題である。

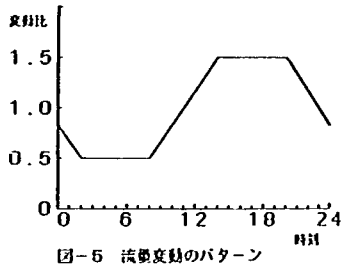
表－3　濃縮におけるPの放出に及ぼす石灰添加の効果

測定日			6/21		7/26			8/30		
石灰添加率*		%	0	4.1	0	4.3	8.5	0	4.0	8.1
供試汚泥	SS	mg/ℓ	7,870		8,200			8,650		
	VSS	mg/ℓ	6,220		6,180			6,810		
	P/SS	%	3.0		2.3			2.8		
初期水温		℃	25.0	25.0	27.8	27.8	27.8	28.5	28.7	28.7
初期pH			6.6	10.5	6.8	10.5	11.4	7.3	10.4	11.4
Pの溶出量	5～6hrs後	mg/ℓ	16.1	9.35	14.9	1.76	2.23	35.7	18.4	10.9
	24 hrs後	mg/ℓ	81.1	36.5	19.6	6.08	4.21	91.4	44.2	14.7

＊ 石灰添加率は 対SSで表わしたものである。
注：使用した汚泥はいずれも B系列の余剰汚泥である。
Pの溶出量は、ortho-Pで測定した。

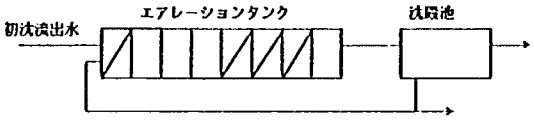
2.2. 好気嫌気法による窒素除去実験

昭和59年度まで窒素の除去方式として混合液の循環を行なわず，好気槽の後ろにくる嫌気槽で脱窒を行なわせる方式（以下，好気嫌気法と呼ぶ）について調査を行なってきた。その結果，窒素除去率として50～70%と循環法並みの値が得られることが分かった。本年度は好気嫌気法に流量変動を与えた場合の処理への影響について調査を行なった。



図－5 流量変動のパターン

流量変動のパターンを図－5に，運転のフローを図－6に示す。



図－6 好気嫌気法の処理フロー

好気嫌気法の運転条件及び水質分析結果を表－4，表－5に示す。運転の状況を簡単に述べると11月からスタートした運転は12月までは順調に進み，59年度と同じような結果が得られたが，1月下旬から硝化が急に悪化し，2月に入り処理水中のNH_4—Nが10mg/ℓ前後という状態が続き窒素除去率が低下してきた。2月中旬に余剰引抜量を減らし，さらに流量変動をなくすという運転方式の変更を行なった結果，硝化は徐々に回復し，3月上旬にはほぼ完全硝化を得るに至っている。

(1) 硝　化

今年度の実験では硝化が大きな問題となったので少し詳しく検討を加えたい。

表－4　好気嫌気法の運転条件

		C－1	C－2	C－3
期　間		60.11.06～12.26	61.1.10～2.06	2.18～3.13
流入水量	m³/日	400	400	400
流量変動の有無		有	有	無
ATの滞留時間	hr	12	12	12
返送汚泥率	%	30	30	30
水温　流入水	℃	10.7 (4.8～21.8)	10.1 (3.9～16.9)	15.7 (12.5～17.2)
AT	℃	17.1 (12.9～21.8)	14.1 (10.7～15.3)	14.3 (11.8～16.5)
MLのSV30	%	36	46	82
ATのpH　No.7		7.0	6.9	6.9
余剰汚泥量	m³/日	1.8	2.0	1.0
MLSS	mg/l	1840	2140	2790
MLのVS比	%	70	80	78
RSSS	mg/l	7660	8260	12080
SVI		106	216	294
SRT	日	21	19	32
BOD・SS負荷	kg/kg·日	0.12	0.10	0.066

日：表中のATとはエアレーションタンクを指す。

表－5　好気嫌気法の水質分析結果

実験番号	C－1		C－2		C－3	
試料	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	107	11	108	16	92	12
ATU－BOD	——	4.5	——	6.5	——	5.1
COD－1	63	17	72	19	72	18
COD－D	45	14	49	14	46	14
SS	63	10	65	16	75	13
T－N－T	26.2	10.9	27.5	12.6	28.6	14.1
T－N－D	20.6	9.9	24.4	——	20.2	12.2
NH4－N	17.6	1.81	18.8	6.22	15.8	2.69
NOX－N	——	7.0	——	5.7	——	7.9
T－P－T	2.79	1.40	3.04	1.47	2.89	1.35
T－P－D	1.86	1.15	2.17	1.11	1.91	1.02
アルカリ度	149	70	154	83	147	72
汚泥のN／SS	7.4		7.4		7.5	
汚泥のP／SS	2.9		2.9		3.0	

昨年度の調査でも冬期（昭和５９年１月～３月）には処理水にNH_4－Nが1.1mg/ℓ残留している。本法のフローではエアレーションタンク滞留時間を１２時間としても好気時間が６時間しかとれないことが，処理水にNH_4－Nが残留しやすいことの一因と考えられる。本年度はこの傾向が実験開始からみられ，実験期間中ずっと続き，特に冬期のC－２において悪化したといえる。そこで本年度とそれ以前の同時期（冬期）の処理状況を比較するため，表－６に昭和５９年，６０年，６１年（本年度）の運転実績を示した。表－６をみると期間のとり方が５９，６０年と６１年で少し異なっているので流入BODは６１年が少し高くなっているが，３カ年ともほぼ同じ流入及び運転条件といえる。しかしながら処理水のNH_4－Nは５９，６０年は1mg/ℓ以下と低い値となっているが，６１年では6.2mg/ℓ残留している。この差の原因としては流量変動以外には考えにくい。

表－６　好気嫌気法の冬期の運転実績

		S.59.1-3	S.60.1-3	S.61.1-2
流量変動		無	無	有
ATの水温	℃	13.9	14.1	14.1
MLSS	mg/l	2,262	1,856	2,140
SVI		403	411	215
SRT	日	14	11	19
流入水BOD	mg/l	96	99	108
流入水T－N	mg/l	25.7	26.9	27.5
処理水T－N	mg/l	7.0	11.0	12.6
処理水NH4-N	mg/l	0.8	0.2	6.2
処理水NOx-N	mg/l	4.4	9.0	5.7

表－７　活性汚泥の脱窒速度　（単位：水温は℃，その他はmg/l）

測定月日		S.60.12.12			S.61.1.30		S.61.2.27	
条件	タイプ	A	O→A	O→A	A	O→A	O→A	O→A
	基質 (BOD)	初沈出 (88)	初沈出 (88)	水道水 (0)	初沈出 (83)	初沈出 (83)	初沈出 (91)	水道水 (0)
MLSS		1,590			1,830		2,200	
水温（開始時→24hr後）		15.5→10.3	15.6→10.4	14.5→11.0	12.6→9.2	12.7→9.2	12.7→8.0	11.5→8.0
NOx-N の減少量		20.5	14.3	4.8	23.7	14.6	5.3	5.0

注：実験は返送汚泥に基質を加えて行った。
条件の欄のタイプで　Aは撹拌のみ
O→Aは2hrエアレーション後，撹拌のみ
基質の欄のBODは基質のBODに混合比を乗じたもの
NOx-Nの減少量は実験開始後もしくはエアレーション終了時のNOx-Nの値から24hr後のNOx-Nの値を引いたもの

流量変動がなぜ硝化に悪影響を及ぼすか。本年度の流入条件では流量のピーク時（２ＰＭ～８ＰＭ）と濃度のピーク時（２ＰＭ付近）とがほぼ一致しているため，２ＰＭ前後にはNH_4－Nの流入負荷が高くなる。処理水のNH_4－Nのピークは概ね０～１ＡＭであり，ピーク時の負荷を十分硝化できなかったものと推定される。この考え方では流量変動と処理水NH_4－N濃度の上昇の関係を説明することはできるが，活性汚泥の硝化能力の低下について説明することはできない。

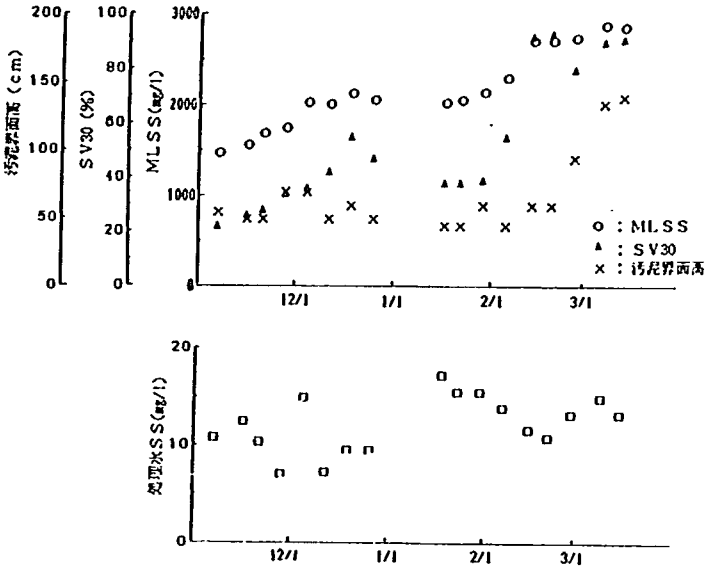
(2)　窒素除去

窒素の除去率はＣ－１～Ｃ－３で各々５８，５４，５１％となっており，５９年度の結果と比べ全体的に低くなっている。窒素除去率の低下の原因が硝化不足にあるのか，活性汚泥の脱窒能力の変化に

あるのかを調べるため，活性汚泥の脱窒能力をバッチ試験で測定した。結果を表－７に示す。６０年１２月と６１年１月の結果では基質添加でエアレーションなしの場合ＢＯＤとNOx－Ｎ減少量の比は3.5，4.3となっている。2hrエアレーションをした場合の脱窒量はエアレーションなしの場合と比べNOx－Ｎ減少量は６２，７０％となっている。ところが６１年２月ではほとんど脱窒がおきず，基質を加えてもあまり効果が上がっていない。このことは６１年２月下旬には活性汚泥の脱窒能力自体も低下していたことを示している。

(3) 汚泥界面の動き

本年度の運転では６１年２月上旬に余剰引抜量を減らすという運転条件の変更を行なっている。この前後の最終沈殿池の状況をみるため本年度の運転開始からのＭＬＳＳと汚泥界面高の動きを示したのが図－７である。汚泥界面高はプラスチックの筒に沈殿池の水を鉛直方向に採取し，目視によりＳＳ濃度の変化点を読むという方法で測定した。図－７に示したのは矩形沈殿池の結果（流下方向３地点の値の平均値）であるが，円形沈殿池もほとんど同じ挙動をしていた。ＭＬＳＳは１１月と２月上旬に増加する期間があり，それ以外の時期は安定している。これに対して汚泥界面高は１１月～２月中旬まで５０～６０cmで比較的安定していたが，２月下旬に急激に上昇し１４０cmに達している。ＭＬＳＳの変化との関係で汚泥界面高の動きをみると，１１月の１カ月でＭＬＳＳが５００mg/ℓ程度増えているが，この時には汚泥界面高はほとんど変化を受けていない。２月上旬のＭＬＳＳ増加期（７００mg/ℓ程度増加）には３週間程度の遅れで汚泥界面高の急上昇がおきている。汚泥のＳＶ３０は１月まではＭＬＳＳの動きと平行して変化しているが，２月に入りＭＬＳＳを上回る速さで上昇している。この期間の処理水ＳＳは１０～１５mg/ℓでＭＬＳＳや汚泥界面高の動きとは明瞭な関係は見られない。



図－７　ＭＬＳＳと汚泥界面高の動き

表－８　嫌気槽のスカム堆積状況

測定日	60.12.17			61.1.22			61.2.17		
槽	No.5	No.6	No.7	No.5	No.6	No.7	No.5	No.6	No.7
厚さ（cm）	8	15	6	6	6	4	18	7	0
SS量（kg）	57	95	38	52	48	30	125	63	0
VS比（%）	58	78	60	80	80	80	81	80	－

注：各槽の面積は　8.4 m²

(4) 嫌気槽のスカム

好気嫌気法では以前の調査から嫌気槽でスカムが大量に発生することが報告されている。そこで本年度の運転期間中に３回スカムの堆積状況の測定を試みた。結果を表－８に示す。スカムの測定は厚さ，含水率共にかなりバラつきがあるので表－８の結果は大ざっぱな傾向を示すものといえる。第７槽のスカムは硝化が不調になってからしだいに消失し，２月１７日の時点では完全になくなっている。

第５～７槽のスカムの総量はＳＳとして１３０～１９０kgである。エアレーションタンク内の活性汚泥のＳＳ量はＭＬＳＳを２０００mg/ℓとすると４００kgであり，スカム中のＳＳはその１/３程度を占めることとなる。また余剰汚泥中のＳＳ量は例えば本年度のＣ－２では１７kg/日であり，スカムのＳＳ量は余剰汚泥の８～１１日分に相当していた。

2.3. 窒素とリンの同時除去を目指した運転方式の評価

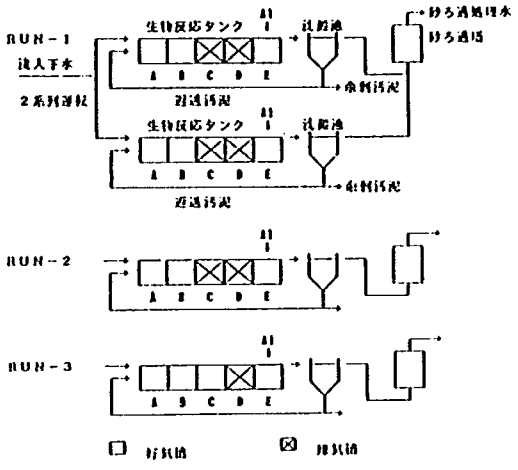
活性汚泥法の処理施設を利用して窒素とリンを同時に除去するプロセスとして次の２つのプロセスを取り上げて調査を行なった。

Ａ．循環式硝化脱窒法に凝集剤を添加するプロセス
（凝集剤併用プロセスと呼ぶ）

Ｂ．嫌気槽と好気槽の組み合わせによるプロセス
（嫌気好気プロセスと呼ぶ）

凝集剤併用プロセスは浜松市湖東処理場（分流式，住宅地の処理場）の実施設を用いて調査を行ない，嫌気好気プロセスは浜松市の湖東処理場及び中部処理場（合流式，都市下水の処理場）に設置したパイロットプラントを用いて実験を行なった。

各プロセスの処理フローを図－８，図－９に示す。

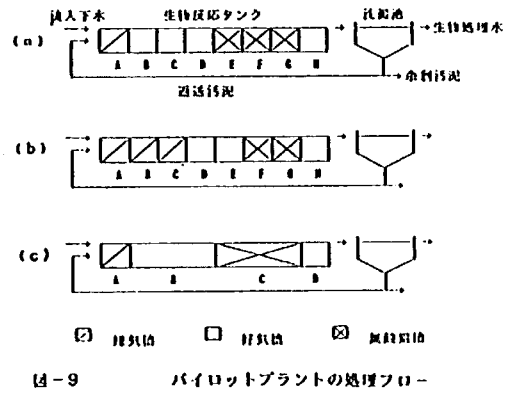


図－８　湖東処理場の処理フロー

(1) 凝集剤併用プロセス

湖東処理場における凝集剤併用プロセスの運転は図－８に示す３種の条件で行なった。ＲＵＮ－１は２系列ある施設の両方を使い，ＲＵＮ－２，３は１系列のみを用いた。水質分析は週１回程度の頻度で実施した。運転条件と水質分析結果を表－９，表－１０に示す。

ＲＵＮ－２は実験期間が短いのでＲＵＮ－１とＲＵＮ－３を中心としてみていきたい。まずＲＵＮ－１では窒素の除去率は８４％とかなり高くなっている。生物処理水中の窒素の形態をみると酸化態窒素は少なく，NH_4－



図－９　パイロットプラントの処理フロー

表－９　湖東処理場の運転条件

	RUN－１	RUN－２	RUN－３
運転期間	S.60.4.1 －6.3	6.4 －6.19	6.20－ 61.3.14
流入水量(m^3/d)	1,060	1,130	1,080
AT滞留時間(hr)	43	20	21
沈殿時間 (hr)	7.2	3.4	3.6
返送汚泥率 (%)	113	85	81
余剰汚泥率 (%)	1.9	1.4	1.7
AI添加率(mg/l)	1.9	1.8	1.9
MLSS(mg/l)	4,000	2,700	3,300
VSR (%)	78	77	80
RSSS(mg/l)	6,810	5,940	6,710
SVI	238	304	255
SRT (日)	47	20	23

表－１０　湖東処理場の水質分析結果　（サンプルは全てスポット試料）

RUN	サンプル	水温	pH	BOD	Alk	SS	T-N	NH4-N	NO3-N	T-P	PO4-P
1	流入水	19.5	7.2	340	150	220	44	27	0.1	5.3	1.9
	１系処理水	20.0	6.9	19	63	28	7.2	3.3	0.3	1.6	1.0
	２系処理水	20.0	6.9	20	66	20	7.1	4.7	0.1	1.5	0.9
	沪過水	19.5	7.1	7.2	62	6	6.5	3.7	0.8	1.3	0.9
2	流入水	22.3	7.1	260	160	140	39	21	0.2	3.5	1.7
	処理水	22.5	6.7	19	70	13	10	5.2	1.4	1.3	0.8
	沪過水	23.0	7.1	4.6	72	2	10	6.3	1.9	1.0	0.8
3	流入水	19.0	7.2	300	160	190	42	26	0.1	4.2	1.9
	処理水	19.5	6.6	21	57	11	8.7	3.0	3.6	1.0	0.5
	沪過水	19.5	6.8	5.0	54	2	9.2	3.0	4.6	0.7	0.5

表－11　流東処理場のエアレーションタンク内の水質

（単位はmg／l）

RUN	Cell	Cond.	S-BOD	S-COD	S-T-N	NH_4-N	NO_3-N	PO_4-P	ALK.	pH
1	A	OX	3.0	7.3	5.9	5.5	0.1	0.7	71	6.3
	B	OX	2.6	7.0	10	1.0	5.0	0.6	66	6.3
	C	AX	3.0	7.0	5.0	1.6	2.9	0.8	58	6.2
	D	AX	3.3	7.2	6.3	2.4	0.2	1.3	61	6.2
系	E	OX	2.6	7.1	6.0	2.0	0.5	0.8	58	6.2
	RS	-	5.2	7.6	6.6	3.6	0.6	3.0	59	6.2
1										
	A	OX				7.0	1.2	0.9	66	6.5
2	B	OX				2.6	6.0	0.7	60	6.4
	C	AX				2.6	2.2	0.9		
	D	AX				6.5	0.5	1.9		
系	E	OX				3.6	0.3	1.3		
	RS	-								
	A	OX	5.6	8.1	9.3	13	0.3	1.6	110	6.6
	B	OX	4.9	8.3	15	7.8	2.9	0.7	86	6.3
2	C	AX	3.6	8.3	9.7	7.0	3.2	0.6	55	6.6
	D	AX	5.1	8.3	12	6.6	1.1	1.2	63	6.2
	E	OX	5.6	8.1	9.3	6.1	1.0	0.6	60	6.5
	RS	-				6.3	1.3	3.3	76	
	A	OX	17	9.6	16	6.1	5.1	0.6	75	6.6
	B	OX	8.6	7.6	10	1.5	7.1	0.5	68	6.6
3	C	OX	6.3	7.1	9.6	1.1	7.6	0.5	63	6.2
	D	AX	9.2	7.4	6.6	1.9	4.6	0.8	57	6.1
	E	OX	8.6	6.9	7.6	2.2	3.3	0.6	59	6.2
	RS	-				3.9	2.0	2.1	65	

OX：好気槽　AX：嫌気槽

表－12　パイロットプラント運転条件

	RUN－1	RUN－2	RUN－3	RUN－4	RUN－5	RUN－6
処理フロー	(a)	(a)	(b)	(c)	(c)	(c)
設置場所	流東	流東	流東	中部	中部	中部
実験条件	完全硝化	硝化抑制	硝化抑制	硝化抑制	完全硝化	硝化抑制
運転期間	S.60.3.1	4.13－	7.13－	10.12－	11.2－	12.4－
	－4.12	5.20	9.18	11.1	12.3	S.61.1.7
AT滞留時間(hr)	34	35	25	24	24	24
沈殿時間 (hr)	14	15	11	10	10	10
返送汚泥率 (%)	100	107	70	110	107	106
余剰引抜率 (%)	0.7	1.3	1.7	1.3	0.8	1.2
MLSS (mg/l)	3,670	3,300	2,000	2,740	2,920	3,660
VS比 (%)	84	86	83	74	74	76
RSSS (mg/l)	8,250	6,200	4,670	7,290	5,720	6,770
SVI	－	260	430	350	330	200
SRT (日)	78	49	24	27	49	43

表－13　パイロットプラントの水質分析結果

（RUN1～3はポット試料，その他は流量試料）　単位：水温は℃，その他はmg／l

RUN		水温	BOD	ALK	SS	T－N	NH_4-N	NO_3-N	T－P	PO_4-P
1	流入水	16.0	440	150	250	42	23	0.4	6.7	3.2
	処理水	15.5	9.8	－	8	4.4	0.4	1.8	2.9	1.9
2	流入水	20.5	250	170	160	41	26	0.1	4.9	2.5
	処理水	20.5	22	83	19	11	6.4	0.7	2.0	1.4
3	流入水	26.9	210	150	120	34	22	0.2	3.7	2.2
	処理水	29.0	13	81	7.7	8.1	4.3	0.5	1.2	0.8
4	流入水	－	220	180	110	29	20	0.1	5.3	2.5
	処理水	22.0	31	－	15	12	6.9	2.1	2.1	0.1
5	流入水	－	140	190	66	28	19	0.1	4.2	1.5
	処理水	17.0	21	－	18	8.6	1.5	3.8	1.6	0.7
6	流入水	－	140	210	94	34	23	0.1	3.7	2.2
	処理水	12.1	22	－	21	9.4	1.5	4.7	2.0	0.8

NやorgーNが中心であることが分かる。このことは脱窒は十分だが硝化が少し不十分であることを示している。リンは硫酸バンドをAlとして1.9mg/ℓ添加することによりTーPで70%，ortーPで60%除去されている。

RUN－3では窒素除去率は79%とRUN－1より少し劣っている。処理水のNH_4－Nはあまり差がないが，NO_3－NはRUN－1より2mg/ℓ以上も多く残留しており，脱窒がやや不十分であることが分かる。リンはT－Pで76%の除去率である。処理水のBODはRUN－1，3とも20mg/ℓ前後と高い。流入水のBODと窒素除去量の比は9.0～9.2となっている。

エアレーションタンクの各槽の水質の動きを表－11に示す。この表で特徴的なのはDOであり，好気槽として運転している槽で0.2～0.6mg/ℓ，嫌気槽で0.1～0.4mg/ℓであり，両者の差がほとんどない。しかしながらNH_4－N，NOx－N，PO_4－Pの動きをみると，一部例外もあるが概ね好気槽で硝化，リンの吸収，嫌気槽で脱窒，リンの放出という動きが読みとれる。この結果はDOのレベルによってある槽を好気，嫌気と分けることが適当でないことを示している。リンは前段の好気槽で除去される他に，最終槽で凝集剤の添加により除去されている。除去量の割合は凝集剤添加による方が少し大きいと判断できる。

本年度の結果をまとめると本処理場では1系列の運転で十分であり，窒素除去の安定性の点では嫌気槽が1槽しかないRUN－3より2槽あるRUN－2の方が優れていると推定される。凝集剤として添加した硫酸バンドはリンの除去に貢献しているが，嫌気槽ではリンの放出が見られており，凝集沈殿と生物学的リン除去が同時に進行している可能性が考えられる。

(2)　嫌気好気プロセス

嫌気好気プロセスとしては図－9にあげたように流入部から嫌気，好気，嫌気，好気の順に槽を配

置し，各々にリンの放出，リンの吸収と硝化，脱窒，再曝気の機能を期待している。図中の(a)と(c)は槽の構成，容量は同じであるが，(c)では第1好気槽と第2嫌気槽で仕切り板をはずして各々1つの槽として運転している。(b)では(a)より第1嫌気槽を大きくし好気槽全体の容量を少なくしている。

昨年度までの結果としてリンの除去がNH_4－Nの硝化と関係が深いことが分かっているので，本年度は硝化程度を変えることにより窒素，リンの除去がどのような影響を受けるかについて実験を行なった。パイロットプラントの運転条件を表－12に示す。表中の実験条件で完全硝化とあるのはエアーを十分送ったものであり，硝化抑制とあるのはエアーを絞って運転したものである。なおパイロットプラントはRUN－1～RUN－3では湖東処理場に設置し，同処理場の流入下水を原水として実験し，RUN－4～RUN－6では中部処理場に設置し，初沈流出水を原水として実験した。水質分析は週1回の頻度で行なった。

各RUNの水質分析結果とエアレーションタンク内の水質を各々表－13，表－14に示す。まず処理水のNH_4－Nをみると完全硝化を目指したRUN－1とRUN－5で各々0.4，1.5 mg/ℓ，硝化を抑制したRUN－2，3，4，6では各々6.4，4.3，6.9，1.5 mg/ℓであり，RUN－6を除いてほぼ想定通りの硝化レベルを得ている。

表－14　パイロットプラントのエアレーションタンク内の水質

RUN	cell	COD.					
1	a	44	0.4	0.6	2.6	70	11
	b	61	0.6	0.6	1.6	60	0.6
	c	61	0.6	0.2	0.2	35	0.1
	d	61	0.3	0.2	0.2	35	0.2
	e	44	0.6	3.5	1.2		11
	f	44	0.3	2.4	0.5		11
	g	44	0.3	1.6	1.6		11
	h	61	0.2	2.2	1.5		0.3
	8 s		0.6	0.2	3.5	66	
2	a	44	0.9	0.6	0.2	90	0.1
	b	61	0.9	1.6	2.0	63	0.2
	c	61	5.5	1.3	1.6	33	0.5
	d	61	5.4	2.0	1.5	60	0.6
	e	44	6.9	1.2	2.1	19	0.3
	f	44	6.4	0.9	2.3	60	0.3
	g	44	3.6	1.4	1.2	33	0.5
	h	61	2.2	2.4	1.3	57	1.0
	8 s		3.0	0.4	2.0	15	
3	a	44	17	0.4	0.4	102	0.1
	b	44	10	0.3	0.4	105	0.1
	c	44	0.6	0.5	2.0	100	0.1
	d	61	0.4	1.6	0.5	30	0.5
	e	61	3.9	2.1	0.3	31	1.1
	f	44	0.3	0.2	0.1	30	0.1
	g	44	0.3	0.5	0.5	25	0.1
	h	61	3.3	0.8	0.4	21	0.5
	8 s		2.9	0.3	2.1	81	
4	a	44	33	31	2.4	105	11
	b	61	0.3	2.2	0.2	110	0.2
	c	44	2.5	2.4	0.4	105	11
	d	61	2.2	2.0	0.3	105	0.3
	8 s						
5	a	44	0.6	0.4	2.2	105	11
	b	44	2.0	2.5	0.1	90	2.2
	c	44	1.3	2.2	0.1	100	0.1
	d	61	1.6	2.0	0.2	90	0.1
	8 s		1.5	2.0	1.3	100	
6	a	44	0.5	0.9	2.6	150	0.6
	b	61	2.6	2.2	1.0	75	0.6
	c	44	2.2	2.1	0.8	120	0.6
	d	61	2.0	2.5	0.6	100	0.3
	8 s		2.0	2.0	1.0	100	

OI: 好気槽　AN: 嫌気槽

RUN－1～RUN－3では窒素除去率は順に90，73，76%となっており，RUN－1が最も高い。処理水のNO_3－Nは0.5～1.8 mg/ℓと各ケース共低くなっており，第1硝化槽で硝化された窒素が概ね第2嫌気槽で脱窒されていることを示している。このことは表－14のエアレーションタンク内の水質の結果でも裏付けられており，硝化が進むほど窒素除去率が高いという結果のよき説明材料となる。流入水のBODと窒素除去量の比を求めると各々12，8.3，8.1となっている。

一方リンの除去率は各々57，59，68%となっており，RUN－3が最も高い。表－14を見るとリンの吸収は概ね第1好気槽で起こっていることが分かるが，RUN－3では第1好気槽におけるリンの吸収速度が他の2ケースよりかなり速い。

中部処理場で実験したRUN－4～RUN－6では窒素除去率は各々59，69，72%となっている。処理水のNO_3－Nの値は2.1～4.7 mg/ℓであり，表－14の第2嫌気槽のNO_3－Nも1.4～4.4 mg/ℓであり，脱窒が途中で終了した感がある。流入水BODと窒素除去量の比は13，7.2，5.7となっている。リンの除去率は各々60，62，46%でRUN－4とRUN－5は同程度の結果をあげている。RUN－5とRUN－6は硝化は同レベルながらリンの除去では前者の方がいい。

RUN－1～RUN－6の結果をまとめると次のようになる。

イ．図－9のフローで硝化促進運転をすることで高率の窒素除去率を得ることができる。除去率の到達レベルは原水の性状に左右されており，住宅地の流入下水をそのまま処理する場合は

９０％，都市下水処理場の初沈流出水を対象とする場合は７０％という結果が得られた。

ロ．リンの除去は硝化を抑制して処理水中にNH_4－Nを数mg/ℓ程度残留させて運転した方が良好になる可能性が高い。

ハ．処理水でＳＳが高くなるとＢＯＤが高くなりやすいので，ＳＳを１０mg/ℓ以下程度まで除去する必要がある。

2.4. 嫌気好気法の余剰汚泥の溶融実験

2.1で述べた嫌気好気法の運転により得られた余剰汚泥は標準法の余剰汚泥と比べリンの含有率が高いことの他にK，Mgといった金属の含有率も高くなる現象が見い出されている。こうした組成の違いが余剰汚泥の処理処分にどのような影響を及ぼすかは興味あるテーマであり，濃縮への影響については汚泥研究室で調査を実施している。本課題では標準法と嫌気好気法の余剰汚泥を対象として実施した溶融試験の結果について報告する。

(1) 実験方法

実験に供した汚泥はA，B２つの処理場の長期運転の後に得られたものである。A処理場は合流式で都市下水を対象とする処理場で，嫌気好気法の汚泥はパイロットプラント，標準法の汚泥は実施設から得ている。B処理場は分流式で住宅地下水を対象とする処理場で，嫌気好気法，標準法のいずれの汚泥も実施設から得ている。

今回の実験では余剰汚泥を濃縮し乾燥させたものを試料とした。乾燥汚泥を800℃で焼き，得られた灰を電気炉で溶融させ，溶融点と流動点の温度を測定した。実験はJIS－M8801に準拠して実施した。また無機成分の含有率の影響を調べるため，灰に各種添加物を加えた実験も行なった。

表－１５　溶融の実験結果

		A		B	
		嫌気好気法	標準法	嫌気好気法	標準法
溶融点 (℃)		1103	1129	1230	1224
流動点 (℃)		1187	1247	1383	1383
強熱減量 (%)		76.4	74.4	79.5	83.0
元素分析(1)	Fe	1.48	1.46	0.75	0.78
	Mg	0.60	0.41	0.99	0.59
	Ca	2.23	2.10	1.69	2.37
	Al	1.72	1.90	1.02	1.05
	Si	3.56	4.64	1.23	1.70
	K	0.46	0.39	1.00	0.52
	P	2.03	1.45	4.02	3.06

注：元素分析の単位は　対DS%である

(2) 結　　果

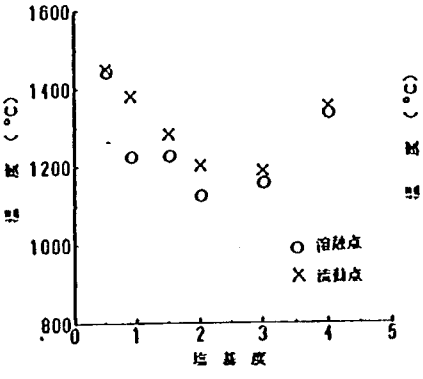
A，B両処理場汚泥の元素分析と溶融実験の結果を表－１５に示す。両汚泥の元素分析の結果をみると次の点が指摘できる。

イ．P，K，Mgの含有率は嫌気好気法の方が高い。

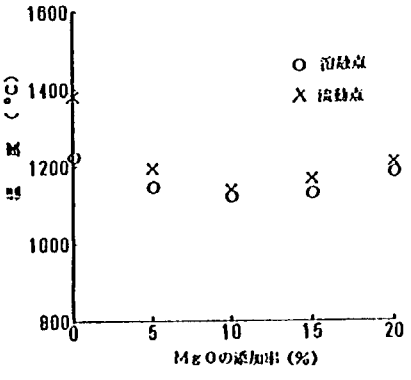
ロ．Siの含有率は標準法の方が高い。

ハ．Fe，Alの含有率は両法ともほぼ同じである。

溶融点と流動点をみるとA

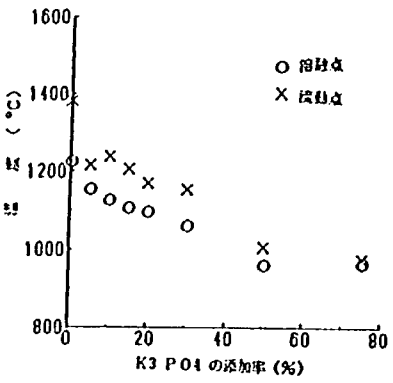


図－１０　塩基度と溶融点の関係

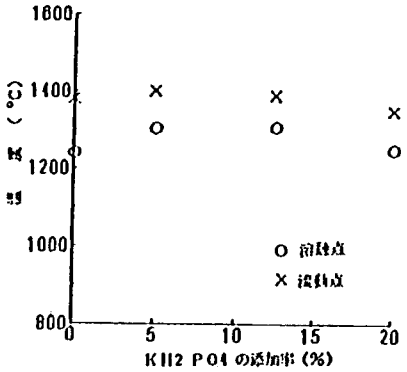


図－１１　MgOの添加と溶融点の関係

処理場では嫌気好気法の方が少し低いが，B処理場では両法ともほぼ等しい値となっている。表－１５の結果をみる限り嫌気好気法の汚泥と標準法の汚泥では溶融温度にはほとんど差がないといえる。



図－１２ K3 PO4 の添加と溶融点の関係



図－１３ KH2 PO4 の添加と溶融点の関係

次にB処理場の標準法の汚泥に数種類の添加物を加えて溶融点と流動点への影響について実験した。添加物としては灰の塩基度（CaOとSiO_2の比）を調整する目的でCaOとSiO_2，嫌気好気法の汚泥で含有率の増える成分の影響をみるためMgO，K_3PO_4，KH_2PO_4を用いた。結果を図－１０～図－１３に示す。これらの図の横軸は各添加物の添加量を灰に対する重量比で表わしたものである。

図－１０をみると塩基度が２～３の所に極小値があり，溶融点でみると無添加と比べ100°C以上低い値となっている。

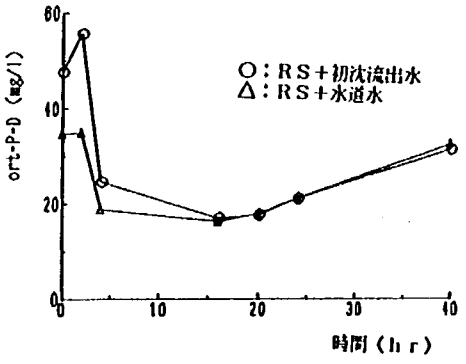
MgOを添加した場合は添加率１０%程度のところに極小値があり，K_3PO_4の場合では５０%をこえたところで極小となる。これに対しKH_2PO_4では添加率を上げると溶融点が上昇し，添加率１０%付近で極大となる。

嫌気好気法で運転した場合，標準法と比べてP，K，Mg の含有率が高くなるが，その程度は灰に対する重量比で１～２%（B処理場の場合）であるため溶融点を大きく変化させるものではなかったものと判断される。

なお溶融点は物質の混合比や存在形態により異なってくるので，今回の結果を一般的なものとするには無理があり，今後さらに調査が必要である。

2.5. 活性汚泥の脱リン能力

嫌気好気法で運転している処理場の活性汚泥がどの程度リンを吸収する能力があるかについてバッチ試験により測定を行なった。試験では各処理場の返送汚泥に流入下水，初沈流出水，処理水，水道水等を混合しリン（KH_2PO_4で添加）を添加したものを試料とし，嫌気好気（ないしは好気のみ）の操作を行ない，溶解性のort－Pの濃度変化を測定した。２時間ゆっくり撹拌したあとエアレーションをする場合のリンの典型的な挙動を図－１４に示す。図をみるとリンの濃度は初めの２時間は増加し，その後エアレーションをはじめると急速に減少し，やがてゆっくりと減少し，エアレーション開始後１４～１５時間で最小値を示し，その後徐々に増加していく。



図－１４ 活性汚泥によるリンの摂取
（バッチ試験，O処理場汚泥）

嫌気好気法の運転をし，リンの除去が良好に行なわれている（処理水のリン濃度が1mg/ℓ以下）3つの処理場の活性汚泥を対象として実施した試験結果を表－16にまとめて示す。表－16の結果から次の点が指摘できる。

表－16　活性汚泥の脱リン能力

処理場名と主な特徴	測定条件と混合原水	MLSS (mg/l)	初期水温 (℃)	BOD (mg/l)	PO4－P (mg/l) 初期値	最大値	最小値	除去量
Y 合流式都市下水	1.A→O 初沈出T	2,280	15.5	145	27.7	34.4	18.7	9.0
	2.A→O 初沈出S	〃	15.5	110	24.9	28.8	18.9	6.0
	3.A→O 処理水T	〃	15.5	2.7	22.3	22.3	20.7	1.6
	4. O 初沈出T	〃	14.8	145	26.2	26.2	18.4	7.8
O 分流式団地下水	1.A→O 初沈出T	2,430	18.7	88	47.6	55.6	17.0	30.6
	2.A→O 初沈出S	〃	18.5	47	48.2	55.3	16.6	31.6
	3.A→O 水道水	〃	18.3	0	34.6	34.9	16.3	18.3
	4. O 初沈出T	〃	18.8	88	45.0	45.0	18.2	26.8
	5.A→O 初沈出T	1,300	18.7	98	43.0	45.9	24.2	18.8
T 分流式団地下水	1.A→O 流入水S	2,330	19.6	49	22.8	25.5	13.0	9.8
	2.A→O 流入2：処理1	〃	19.8	40	21.2	22.8	13.2	8.0
	3.A→O 流入1：処理2	〃	20.0	21	20.2	20.2	14.0	6.2
	4.A→O 処理水T	〃	20.3	7.1	19.6	19.6	14.7	4.9

注：イ．測定条件の欄の A→O は2hrs ゆっくり撹拌したあとエアレーションしたもの
O は最初からエアレーションしたものである．
ロ．各ケースとも返送汚泥と原水を混合してから実験を行った．混合比はO処理場の5が1：8，その他は1：4である．
ハ．BODは各原水のBODに返送汚泥との混合比を乗じた値である．
ニ．PO4－Pの除去量は 初期値－最小値 から求めた．

イ．BODがほぼ0とみなせる水道水や処理水を原水とした場合でもリンの除去がみられる。

ロ．初沈流出水，流入下水を原水とした場合には水道水や処理水を原水とした場合と比べるとリン除去量はかなり大きくなる。

ハ．試験で嫌気後好気（表中のA→O）と好気のみ（表中のO）とを比較すると前者の方がリン除去量が10％程度多い。

ニ．O処理場では原水として初沈流出水を用いた場合と，その溶解性成分を用いた場合でリン除去量に差はないが，Y処理場では差がみられる。

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。

(1) 嫌気好気法の運転ではMLSSを低くしてBOD・SS負荷を高目で運転することにより，リンの除去率を高く維持することができた。低MLSS運転を行なっても降雨時や夏期においてリン除去が不安定になることは避けられなかった。リン除去の状況と処理水のNH_4－Nの動きは極めて関連が深く，リンが良好に除去されている時は処理水のNH_4－Nが高く，硝化が進みNH_4－Nが1mg/ℓ以下の状態が2～3日継続するとリンの除去が不安定になる傾向がみられた。

(2) 流量変動を与えた好気嫌気法の運転では流量変動のない条件で運転した一昨年及び昨年度の結果と比べると冬期において硝化に悪影響がみられ，窒素除去率が低下した。

MLSSを上げる運転を行なった時の最終沈殿池の汚泥界面高の動きをみると，SVIが一定に保たれている時には汚泥界面高の変化はほとんどみられなかったが，SVIが急上昇する冬期にはMLSSの増加から約3週間の遅れで汚泥界面高の急上昇がみられた。

(3) 好気嫌気法に凝集剤として硫酸バンドを添加する運転では凝集沈殿と生物学的リン除去とが同時進行しているとみられる現象が見い出された。

(4) 嫌気，好気，嫌気，好気という順のフローをもつプロセスでは窒素とリンを同時に高率で除去することは難しかった。硝化促進型で運転すると窒素の除去率が向上するがリンの除去率は低下し，硝化抑制型で運転すると逆に窒素の除去率が低下し，リンの除去率が向上する傾向がある。

本プロセスで得られる窒素除去率は対象とする下水の性状により差がみられ，住宅地からの下水を

対象とする場合は９０％，都市下水処理場の初沈流出水の場合は７０％という結果が得られた。

(5) 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みられるが，石灰をＳＳ当り８％添加することにより２４時間滞留後のリンの放出量を約1/5に減らすことができた。

(6) 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なったところ溶融点温度はほとんど差がみられなかった。

今後，種々の改善策について比較検討して総合評価を行なう予定である。

12. 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
主任研究員　谷戸　善彦
研究員　小越真佐司
諏訪　守

1　調査の目的と必要性

昨今の水資源のひっ迫と水需要の増大の中で、比較的近い将来、地域によっては、水需給のアンバランスが問題化すると考えられる。その場合、コンスタントにたやすく得られる水資源として、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化合物の影響、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。本調査では、これらの問題点の解決のための諸検討を実施する。

初年度である６０年度においては、以上のうち、下水処理水の農業利用に関する調査を実施した。

2.　６０年度の調査結果　－下水処理水の農業利用に関する調査－

下水道普及の増大に伴ない、下水処理水が直接あるいは間接的に農業利用される機会が増大しつつある。また、農業用水の水源不足より、代替水源として積極的に利用しようとする試みも見られる。これは、下水処理水の有効利用であり、積極的に農業利用することを考えると、下水処理水の水資源化と位置づけることができる。

さらに、農業に利用することで水環境に対する負荷量の削減が起こることを積極的に考えるならば、下水処理水の農業利用は一種の水質浄化法と考えることができる。

我が国では農業用水の９割以上が水田灌漑に用いられており、下水処理水を利用する場合に最も大きな問題となるのは、下水処理水中に含まれる窒素化合物の水稲に対する影響である。水稲の生育には、本来、窒素成分は栄養源として不可欠なものであるが、過剰となった場合、青立ち、過繁茂、倒伏などの障害を生じ、結果的に減収となりやすいことが指摘されている。

本調査は、以上の観点から、下水処理水の水稲への影響等について検討するものである。

本年度は、茨城県霞ケ浦浄化センター内の試験圃場を用い、稲作に悪影響を及ぼさない窒素濃度と施肥法、かけ流し栽培の場合の影響、水田による水質浄化効果等について検討した。

2.1.　調査方法

試験圃場は、１区画が約0.５ａ（5.8５m×8.8２m）で10区画からなっており、56年３月に茨城県霞ケ浦浄化センター敷地の一部を掘削し、既耕地畑地土壌（茨城県明野町）を60cm客土して造成したもので、各試験区はコンクリートブロック（地上部２０cm、地下部８０cm）で仕切られた構

造となっている。

灌漑水としては、水道水（７区＝対照区）、霞ケ浦浄化センター三次処理水（表－１では、「下水処理水」と記している。）、およびこの三次処理水に人工的に硝酸ナトリウムを添加して硝酸態窒素濃度を調査したものの三種を用いた。

60年度は灌漑方法として、３区４区９区においては、かけ流し方式を採用した。

栽培品種はコシヒカリとし、昭和60年４月中旬に播種した３葉期の苗を５月15日に移植した。栽植密度は71.0株／3.3㎡、１株４本とした。

各試験区の実験条件を表－１に、霞ケ浦浄化センターの処理水質を表－２に示す。

なお、かけ流しの３つの区のうち、４区については慣行水量（1500㎥／10a・1作）の2.5倍、９区は５倍、３区は10倍になるよう設定した。結果的にはほぼ近い表－１の数値となった。

3.4.9区以外の区の灌漑水量は慣行水量と比べ相当大きな値となった。これは、中干し時にほとんどの区で地割れを生じ、その結果、中干し後に灌漑水量が急に大きくなったものである。

表－１　60年度実験条件

試験区 / 項目			1	2	3	4	5	6	7 月対区	8	9	10
共通事項	灌漑水		下水処理水	下水処理水	下水処理水	下水処理水	下水処理水	下水処理水＋NO_3－N 10mg／l	水道水	下水処理水	下水処理水	下水処理水
	灌漑方法		止水方式	止水方式	かけ流し（慣行水量の10倍）	かけ流し（慣行水量の2.5倍）	止水方式	止水方式	止水方式	止水方式	かけ流し（慣行水量の5倍）	止水方式
	窒素施肥条件	基肥	零肥	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	零肥	慣行量	慣行量	慣行量	零肥
		追肥	零肥	慣行量	慣行量	慣行量	慣行量	零肥	慣行量	なし	慣行量	零肥
生育期間中	平均T－N濃度	(mg／l)	9.0	8.8	8.8	9.1	9.0	18.9	0.8	8.9	8.9	9.1
	平均NH_4－N濃度	(mg／l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2
	平均NO_3－N濃度	(mg／l)	8.2	8.1	8.2	8.1	8.3	18.2	0.5	8.3	8.1	8.5
	総給水量（立方m／10a）		2377	2261	13111	4229	3220	1510	3117	2574	8235	1100
	窒素流入量 中	(kg／10a)	25.7	13.9	118.7	38.4	28.8	28.5	2.6	22.9	73.2	37.9
施肥量	窒素 分 (kg／10a)	基肥	2.5	5.0	5.0	5.0	5.0	2.5	5.0	2.5	5.0	2.5
		追肥	1.5	3.0	3.0	3.0	3.0	1.5	3.0	0.0	3.0	1.5
	リン (kg／10a)	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0
		追肥	－	－	－	－	－	－	－	－	－	－
	カリ (kg／10a)	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0
		追肥	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
窒素供給量合計		(kg／10a)	29.7	27.9	126.7	65.1	55.8	32.5	10.6	25.1	81.2	41.9

注１．下水処理水：霞ケ浦浄化センターの三次処理水　２．灌漑方法　止水方式：対象区の灌漑水を給排水する方式　かけ流し方式：灌漑水をかけ流す方式。一定量の灌漑水を常時供給し、余剰水は本田外へオーバーフローする。　３．慣行水量：1500 m^3／10a・1作
４．窒素施肥慣行量　基肥：5kg／10a 追肥：3kg／10a

なお、本実験では、対照区を除く全区で灌漑水を全量下水処理水に依存しているため、窒素以外の有機物、ＳＳ、Ｔ－Ｐ等にも注意を払う必要があるが、ＣＯＤ、ＳＳともほぼ農業用水基準を満たしており、基準値のないＴ－Ｐも低い値であることから、ここで得られた結果については、窒素の影響のみが現われていると判断して整理している。

表－２　霞ケ浦浄化センター処理水質

項目	平均濃度 (mg／l)	範　囲 (mg／l)
BOD	1.2	(0.2－7.0)
COD	6.2	(4.7－8.2)
S S	0.8	(0.1－1.2)
T－N	9.5	(6.5－11.0)
NH_4－N	ND	(ND －0.9)
NO_3－N	8.3	(5.8－10.8)
T－P	0.49	(0.18-0.63)

注．60年6月～10年9月の平均値

2.2　６０年度の生育経過

５月15日の移植のあと、分げつ中期の６月中旬に平年と比べ４度程度気温が低く雨が続いた他は、４ケ月間を通じて平年より気温は高く、また降水量も平年よりやや多めで、生育は順調に推移した。

2.3　調査結果

2.3.1　収穫時の生育結果

表－3に収穫時における生育項目の調査結果を示す。長さを示す草丈、稈長については、慣行水量の10倍をかけ流した3区及び慣行水量の5倍をかけ流した9区は、対照区（7区）より、1割以上、丈が長くなったが、他の区では、対照区と同等か5％程度の徒長であった。茎数は、1区のみ特異に悪かったが、これは、基肥半量施肥のため、生育初期の分げつが悪く、この基肥不足の影響が最後まで残ったものと思われる。基肥半量施肥の残りの区、6、8、10区は、生育初期には1区と同じく茎数が少なかったものの、生育後期には対照区に追いつく結果となった。穂数は、茎数とほぼ一致するため、茎数と同様の結果が得られた。一穂粒数は、1区以外はすべて対照区より大きくなった。特に慣行水量の10倍をかけ流した3区では、対照区の5割増となった。これは、一穂粒数を決定する生殖生長期（幼穂形成期から開花期までの間）において、灌漑水から窒素が定常的に供給された結果と推察される。1区が小さいのは、スズメによる被害（粒を食べられた）によるものと思われる。

表－3　収穫時の生育項目調査結果（60年9月11日）

項目	試験区	1	2	3	4	5	6	7 対照区	8	9	10
草丈	cm	104.5	109.8	117.5	113.0	112.3	107.7	104.7	108.4	115.7	110.3
	(%)	(100)	(105)	(112)	(108)	(107)	(103)	(100)	(104)	(111)	(105)
稈長	cm	77.7	81.3	91.0	84.0	84.0	82.3	80.0	83.2	89.5	84.0
	(%)	(97)	(102)	(114)	(105)	(105)	(103)	(100)	(101)	(112)	(105)
茎数	本	12.0	14.3	18.0	17.0	15.7	15.0	14.3	15.3	18.3	14.7
	(%)	(84)	(100)	(126)	(119)	(110)	(105)	(100)	(107)	(128)	(103)
全穂数	本	12.2	14.1	17.8	17.1	15.9	14.7	14.2	15.0	18.3	13.8
	(%)	(86)	(99)	(125)	(120)	(112)	(104)	(100)	(106)	(129)	(101)
有効穂数	本	10.3	14.0	16.9	16.1	15.3	13.1	13.7	14.8	16.6	13.9
	(%)	(75)	(102)	(123)	(118)	(112)	(96)	(100)	(108)	(121)	(101)
一穂粒数	粒	68.8	96.5	113.5	81.5	97.2	71.6	73.5	86.7	91.0	93.2
	(%)	(94)	(131)	(154)	(111)	(132)	(101)	(100)	(118)	(121)	(127)

注　1.（）は、対照区＜7区＞を100としたときの相対値
2.対照区は、本田・中央・本底の3箇所27株＜9株×3箇所＞の平均値
3.稈長：葉耳部の地際から穂首までの長さ

2.3.2　収穫物調査結果

表－4に収穫物調査結果を示す。稔実歩合は、もみの実入り状況を示す指標であり、稔実歩合の良し悪しが精米収量に直接影響する。稔実歩合は、特異な1区以外では、かけ流し区の3、4、9区及びNO3－Nを人工的に添加した6区では対照区以外の数値を示し、その他の区では、対照区以上の値を示した。登熟歩合は、精もみの肥化を示す指標であり、登熟歩合が小さければ、くず米が多くなり、収量は減となる。登熟歩合は、かけ流し区の3、4、9区及びNO3－Nを人工的に添加した6区では、対照区と比べ、13～8％減となったが、その他の区では対照区と比べ1～7％減程度と影響は小さかった。もみわら比（もみ重／わら重）は、稲体が徒長した場合、わらの生育が旺盛

表－4　収穫物調査結果

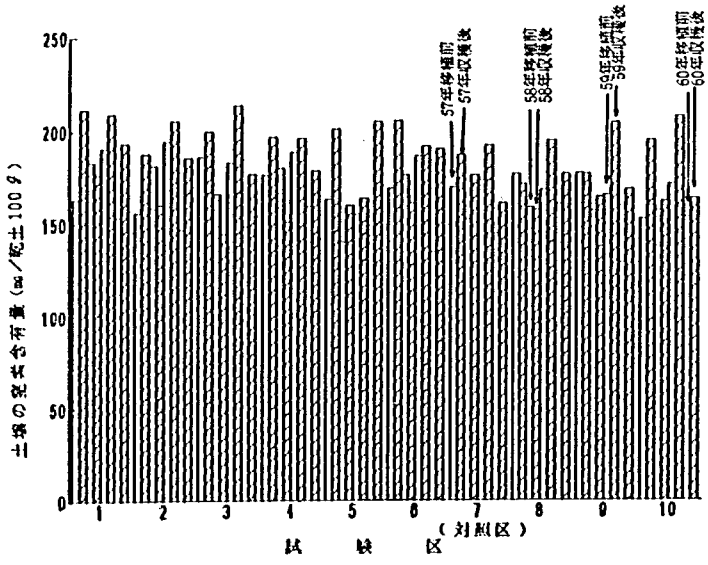
項目	試験区	1	2	3	4	5	6	7 対照区	8	9	10
稔実歩合	%	78.5	90.4	84.4	83.4	90.5	83.0	88.5	91.3	85.4	91.3
	(%)	(89)	(102)	(95)	(91)	(102)	(94)	(100)	(103)	(96)	(103)
登熟歩合	%	91.4	87.8	82.3	86.3	89.3	82.3	91.3	93.2	83.6	92.6
	(%)	(97)	(93)	(87)	(92)	(95)	(87)	(100)	(99)	(89)	(98)
精もみ千粒重	g	23.8	23.6	24.5	26.9	25.0	24.0	25.8	26.4	25.8	26.1
	(%)	(92)	(91)	(95)	(104)	(97)	(93)	(100)	(102)	(100)	(101)
もみわら比	%	71.2	89.4	113.9	89.4	109.7	79.5	91.3	90.8	100.6	92.6
	(%)	(78)	(98)	(125)	(98)	(120)	(87)	(100)	(99)	(110)	(101)
精もみ収量	g/㎡	363.6	528.0	671.3	586.7	658.3	490.2	500.0	510.3	622.9	512.7
	(%)	(73)	(106)	(134)	(117)	(132)	(98)	(100)	(102)	(124)	(102)
玄米収量	g/㎡	280.0	403.9	514.9	411.7	522.0	352.1	399.5	427.1	487.3	429.1
	(%)	(70)	(101)	(129)	(111)	(131)	(88)	(100)	(107)	(122)	(107)
品質	等	1等下	1等	1等下	1等	1等上	1等	1等上	1等上	1等下	1等上

注　1.（）は、対照区＜7区＞を100としたときの相対値
2.収量は、本田・中央・本底　3箇所の2m²の平均
3.その他の相対は、本田・中央・本底の3箇所27株＜9株×3箇所＞の平均値
4.稔実歩合：稔実穂数／（稔実穂数＋不稔穂数）
5.登熟歩合：稔実穂について比重1.06の塩水選を行い、沈む穂数／全穂数

で、もみへの栄養分の蓄積が遅れ、小さな値になると言われている。60年度の場合、特異な1区を除くと、NO_3－Nを人工的に添加した高窒素濃度の湧湿水を用いた6区においてのみ、対照区と比べ13%小さい値となり、他の区は対照区と同等であった。玄米収量は、1区、6区以外は、対照区より増収となった。特にかけ流しの3,4,9区及び5区では、10%以上の増収となった。NO_3－Nを人工的に添加した6区では、　実歩合及び登熟歩合の低さにより、減収となったものと思われる。また1区は、種々の項目において、特異値を示したが、その原因の一つは、立地条件によりスズメによる実の被害が他の区より断然多かったことがあげられる。（他の区では被害穂率が1～9%であったのに対し、1区は16%。）品質については、5,8,10区は、対照区と同じく一等上であった。かけ流し区のうち、かけ流し量の多い3、9区及び1区は、一等下であったが、60年度は、二等米はなかった。なお、品質検査は、米作農家に依頼した。検査方法は、玄米を適当に抽出し、その玄米の①光沢②つや③ひびわれ・虫くいの有無④粒径の均一度合　を観察し、一等二等の評価をするものである。一等の基準は　(i)玄米に光沢・つやがある。(ii)ひびわれ・虫くいがほとんどない。(iii)80%以上の米粒の粒径が均一で厚みがある　ことであり、それより劣るものが二等米、ひびわれ・虫くいのあるものは等級外である。

2.3.3　土壌の窒素含有量

図－1に昭和57年度からの土壌中の窒素含有量の推移を示す。60年度収穫後の土壌の窒素含有量は、7区の160mg/乾土100gから5区の205mg/乾土100gの間であり、60年度移植前と比べると各区ともいくらかの窒素の蓄積が見うけられる。経年的には窒素の目立った蓄積は見られない。又、収穫後から次年の移植前にかけて減少しているのは、土壌中の微生物等による分解や降雨による地下への溶脱のためと考えられる。



図－1　土壌の窒素含有量の推移

2.3.4　土壌中の重金属含有量

霞ケ浦浄化センター放流水の重金属関係の水質分析結果を表－5に示す。これから見て、土壌への重金属の蓄積はないとは思われるが、念のため、土壌中の重金属含

表－5　霞ケ浦浄化センター放流水の重金属関係水質分析結果

項目	平均濃度 (mg/l)	項目	平均濃度 (mg/l)
Hg	0.00034	Zn	0.03
Cd	ND	Pb	0.006
Cu	ND	Cr^{6+}	ND

注. 60年5月～60年9月の平均値

有量を測定した結果を表－6に示す。参考として、水田土壌における測定結果を文献により調査したものを併記した。表からわかるように、本圃場の土中の重金属は特に問題がないことが確認された。

表－6　試験圃場土壌中の重金属含有量

(乾土ppm)

	T-Hg	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr[1]
1区	0.045	0.10	45.9	99.6	9.1	ND
2区	0.052	0.11	49.8	96.3	8.2	ND
3区	0.062	0.09	44.9	93.0	9.3	ND
4区	0.053	0.10	48.8	92.7	10.3	ND
5区	0.062	0.09	51.9	101.3	8.1	ND
6区	0.062	0.11	48.8	97.1	10.2	ND
7区	0.048	0.08	41.4	105.0	8.4	ND
8区	0.053	0.10	52.3	108.7	8.3	ND
9区	0.057	0.01	47.4	98.5	10.3	ND
10区	0.047	0.08	42.2	111.3	10.2	ND
水田土壌の平均的値	0.05～0.3	0.53～0.75	造成土壌の許容限界125ppm	113～135	25～32	

注1．60年5月13日測定

2．2区とも水口・中央・水尻　3箇所の平均値

2.4　考察

2.4.1　潅漑水中の窒素が稲作に悪影響を及ぼさない濃度及び施肥方法

対照区（7区）と下水処理水（平均T－N濃度89mg/ℓ、平均NO_3－N濃度8.3mg/ℓ）を潅漑水とし基肥半量追肥なしとした8区、下水処理水（平均T－N濃度9.1mg/ℓ、平均NO_3－N濃度8.5mg/ℓ）を潅漑水とし基肥半量追肥半量とした10区、下水処理水（平均T－N濃度9.0mg/ℓ、平均NO_3－N濃度8.3mg/ℓ）を潅漑水とし、基肥慣行量追肥慣行量とした5区及び5区とほぼ同一条件の2区の計5試験区について、比較したものを図－2に示す。なお、スズメの害等により特異な結果を示した1区は除いた。比較項目としては、代表として以下をとり上げた。

①倒伏への影響評価項目
- 稈長

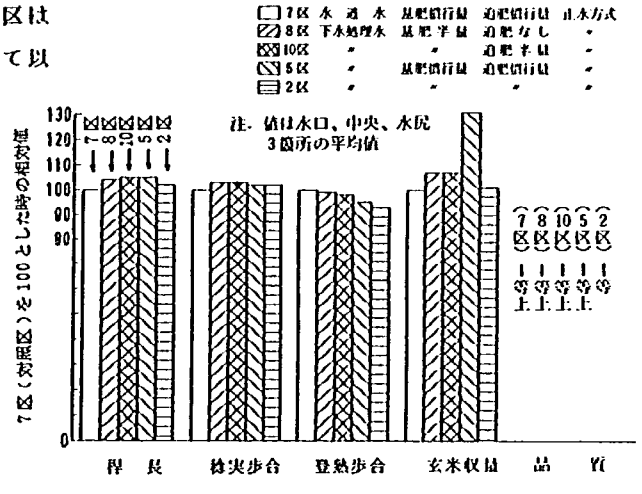
②　実不良評価項目

ⅰ）稔実歩合

ⅱ）登熟歩合

③収量評価項目
- 玄米収量

④品質評価項目
- 品質



図－2　対照区（7区）と8, 10, 5, 2区との比較

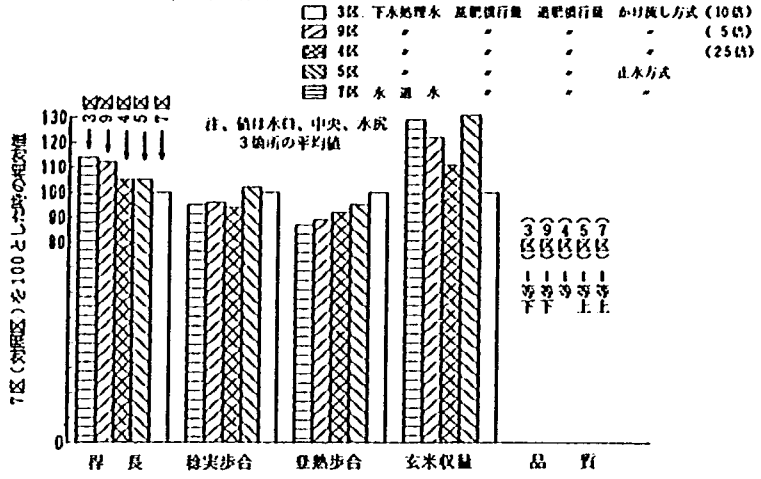
なお、棒グラフは、対照区（7区）を100とした場合の相対値を示した。

8区及び10区の場合、稈長が対照区より4～5%高くなっていることを除けば、対照区と全く同等と評価できる。むしろ、玄米収量は、対照区より7%の増となった。5区の場合、稈長が、対照区より5%高く、登熟歩合が5%低いことを除けば同等以上と評価できる。すなわち、玄米収量は対照区より実に31%もの増である。2区も、登熟歩合が対照区より7%小さいこと及び品質のやや劣ることを除けば、対照区とほぼ同等である。以上より、潅漑水として、平均T－N濃度9.0mg/ℓ程度以下でかつ平均NO_3－N濃度8.5mg/ℓ程度以下の下水処理水を用いた場合、倒伏

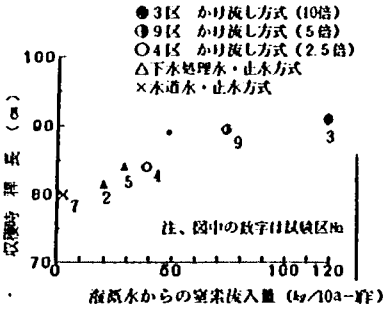
稔実度合、収量、品質に関し、水道水を灌漑水とした場合とほとんど差がないことが確認された。

2.4.2　かけ流しの影響及び水田による水質浄化効果

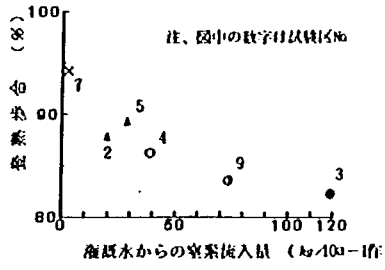
下水処理水のかけ流し栽培による稲作への影響を見るため、慣行水量の10倍の灌漑水をかけ流した3区、5倍の9区、2.5倍の4区、施肥条件が3,9,4区と同等で止水方式によった5区、対照区（7区）の5試験区について、比較したものを図－3に示す。比較項目は図－2と同じとした。また、稈長と登熟歩合について、灌漑水からの窒素流入量との関係を示したものを図－4、図－5に示す。図－3、4,5に示すように、かけ流しの場合、倒伏、稔実度合品質に関してやや悪影響がでるものの、収量は10~30%増となることが確認された。



図－3　かけ流し区（3,9,4区）と5,7区との比較

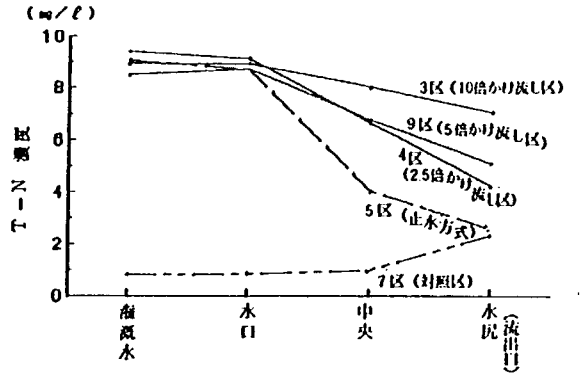


図－4　灌漑水からの窒素流入量と稈長



図－5　灌漑水からの窒素流入量と登熟歩合

次に、かけ流し栽培によって下水処理水が水田を通る場合の、水田による水質浄化効果を見るため、田面水調査を実施した。田面水調査は60年度の稲作期間中7回実施した。採水は、灌漑停止直後に水口、中央、水尻（かけ流し区の流出口にあたる）の3カ所で底土をまき上げないように行った。T－Nについての田面水調査結果を図－6に示す。かけ流し区では、慣行水量の10倍かけ流しの3区で水口部の890mg/ℓから水尻部（流出部）の7.04mg/ℓと



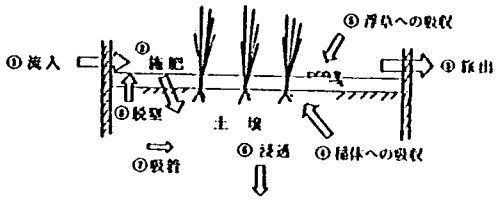
図－6　田面水調査結果（7回の平均値）

1.86mg/ℓの減、慣行水量の5倍のかけ流しの9区では、8.70mg/ℓから5.07mg/ℓへ3.63mg/ℓの減、慣行水量の2.5倍のかけ流しの4区では9.11mg/ℓから4.21mg/ℓへ4.90mg/ℓの減となった。一方、止水方式の5区では、水口部の8.68mg/ℓに対し、中央部で4.01mg/ℓ、水尻部で2.55mg/ℓであった。以上より浸透水を別としても、水田通過だけにより、下水処理水中の窒素が相当程度除去されることが確認された。

2.4.3　圃場における窒素収支

圃場における窒素収支の概略検討を行った。図－7より収支は次式で表わされる。

①流入＋②施肥＝③流出＋④稲体への吸収＋⑤浮草への吸収＋⑥浸透＋⑦吸着（土壌）＋⑧脱窒



図－7　圃場における窒素収支概略図

60年度の1区～10区について、窒素収支の概略を求めたものを表－7に示す。表中、浸透、吸着、脱窒量は不明であるため、上の式より逆算により求めた。なお、上式の①②③④⑤の算定根拠は表－7下欄のとおりである。浮草への吸収量については、浮草1㎡あたりの窒素含有量を分析で求め、各区毎に浮草の分布面積を測定して求めた。

稲体への窒素吸収量は止水方式の1, 2, 5, 6, 8, 10区で供給量の33～57%を示し、かけ流しの3, 9, 4区では供給量の12～34%を示した。また水道水潅漑の7区（対照区）ではほぼ100%が稲体へ吸収された。浸透・吸着・脱窒量の合計は、かけ流し区で多い結果となっているが、詳細は、浸透水調査等による今後の厳密な検討によることとなろう。

表－7　圃場における窒素収支

（g/区・1作）

	収支項目	区	1区	2区	3区	4区	5区	6区	7区	8区	9区	10区
＋	①流入		1326	1027	6124	1981	1486	1471	134	1182	3776	1956
＋	②施肥		206	413	413	413	413	206	413	129	413	206
＋	計=①+②		1532	1440	6537	2394	1899	1677	547	1311	4189	2162
－	③流出		－	－	3298	457	－	－	－	－	944	－
－	④稲体への吸収	モミ	263	326	411	378	408	364	322	365	497	390
－	④稲体への吸収	ワラ	403	384	342	441	341	379	240	382	488	327
－	④稲体への吸収	小計 注1.	666 <44%>	710 <49%>	753 <12%>	819 <34%>	749 <39%>	743 <44%>	562 <100%>	747 <57%>	985 <24%>	717 <33%>
－	⑤浮草への吸収		350	350	77	47	91	350	87	350	350	350
－	⑥浸透											
－	⑦吸着（土壌）		(516)	(380)	(2409)	(1071)	(1059)	(584)	(-)	(214)	(1910)	(1095)
－	⑧脱窒											
－	③～⑧の計		1532	1440	6537	2394	1899	1677	547	1311	4189	2162

注1. <　>は供給量①＋②に対する比率　2.（　）は逆算による計算値

3. 算定根拠
①表－1の①×51.597㎡（各区の面積）　②表－1の②×51.597㎡（各区の面積）
③流出水量（実測）×流出水質の平均値（実測）［3．4．9区］
④モミ：各区あたりのモミ収量（実測）×モミ中の窒素含有量（実測）
ワラ：各区あたりのモミ収量（実測）÷もみわら比（表－4）×ワラ中の窒素含有量（実測）
⑤浮草1㎡あたりの窒素含有量（実測）×各区の浮草分布面積（実測）

3　まとめ

本年度は、潅漑水中の窒素が稲作に悪影響を及ぼさない濃度及び施肥方法、下水処理水のかけ流し栽培の影響、水田による水質浄化効果、圃場における窒素収支等について検討した。その結果、次のことが確認された。

1）潅漑水として、平均T－N濃度9.0mg/ℓ程度以下でかつ、平均NO_3－N濃度8.5mg/ℓ程度以下の下水処理水を用いた場合、水稲は潅漑水からの窒素の悪影響をほとんど受けない。

2）平均T－N濃度9mg/ℓ程度（平均NO_3－N濃度8.2～8.4mg/ℓ）の下水処理水を用いてかけ流し栽培を行った場合、倒伏、稔実度合、品質に関しては、やや悪影響がでるものの、収量は10～30%増となることが確認された。

3）下水処理水のかけ流し栽培により下水処理水が水田を通過する場合、慣行水量の25倍のかけ流しでは水口の9.11mg/ℓから流出部では4.21mg/ℓに、5倍のかけ流しでは8.70mg/ℓから5.07mg/ℓへ、10倍のかけ流しでも8.90mg/ℓから7.04mg/ℓへとT－N濃度が減少し、水田による水質浄化効果が確認された。

4）圃場における窒素収支の概略検討を行った。

以上の知見が得られたが、将来、下水処理水の農業用水としての再利用を進めていくためには、今後ひきつづき、潅漑水として利用可能な窒素の上限濃度、土壌中への長期的な窒素の蓄積・重金属の蓄積、浸透水の地下水への影響、等について検討する必要があろう。また、詳細な検討の前段として圃場における厳密な窒素の収支を把握する必要があろう。

13. 下水汚泥の海洋還元に関する調査

汚泥研究室　室　　長　京才俊則
主任研究員　大嶋吉雄
研　究　員　岡沢邦明

1. 調査の目的と必要性

下水道の普及率の向上と浄化程度の高度化にともなって，下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており，この汚泥を如何に処分するかは，現在および将来の下水道事業における大きな課題である。

汚泥の最終処分としては，陸上埋立，海域埋立，海洋還元，緑農地還元，資源化などがあるが，平地部が狭小で四方を海に囲まれ，海岸沿に大都会が発達した我国では，海洋に還元する方法は有力と考えられる。しかし，下水汚泥を海洋還元する場合，汚泥中に含まれる有害成分の混入による海洋の汚染が問題とされ，特に，海洋生物によって営まれる食物連鎖サイクル中に有害物質を含む下水汚泥が投入されたときに，食物連鎖サイクルの各レベルの生物に対して，急性毒，有害重金属等の蓄積による慢性毒，産卵繁殖や生長に対する影響，魚病の発生やウイルス等病原菌の消長などの多くの問題があると言われる。しかし今日まで，これらの問題に関する調査研究はほとんど行われていない。そこで本調査は，これらの海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響を明らかにすることを目的としている。

2. 昭和59年度までの調査成果

①魚類を対象として汚泥を投与した場合，汚泥を直接摂取する魚類が存在し，また，汚泥による魚病の発生は認められなかった。②魚類に対する汚泥の毒性実験の結果，汚泥の種類では，消化汚泥の毒性が最も強く，初沈生汚泥・余剰汚泥の順で毒性は弱くなる。この毒性の原因は，汚泥中のアンモニア性窒素と推定された。③アサリ・ナマコを用いた底生動物に対する汚泥の影響は，魚と同様に，餌としての効果は少なく，重金属の異常蓄積も認められなかった。④動物プランクトンの一種であるアルテミアに対する汚泥の影響を調べた結果，汚泥を10～25％（容量比）添加した状態において，アルテミアは汚泥を補食して生命を維持している事を確認した。また，この時重金属の異常蓄積は見られなかった。⑤植物プランクトンである藻類のフェオダクチルムとクラミドモナスに対する汚泥の影響を調べた結果，両プランクトンの増殖に適した汚泥濃度は5～25％程度であることを確認した。また，増殖量および重金属の蓄積は，プランクトンによって異なっているが重金属の異常蓄積は見られなかった。⑥消化汚泥を海洋還元した場合，大腸菌は8日以内に消滅するが初沈汚泥・余剰汚泥の場合では1～2ケ月程度必要となる。⑦船舶から海洋に汚泥を投入する場合，船のスクリュー部での撹拌が強いと汚泥のフロック形成が阻害され，汚泥粒子の沈降速度が遅くなる。⑧海洋還元により堆積した堆積汚泥中においても底生動物の生息が可能である事を確認した。⑨汚泥を種々の形態で海洋還元し

た場合の沈降速度の大きさは，脱気消化汚泥　消化汚泥　沈殿余剰汚泥　余剰汚泥の順であり，余剰汚泥の沈降速度を1とした場合の比率は，およそ2.2：2：1.4：1であった。⑩海洋還元汚泥のフロックは分散されやすく，分散した場合50～300μmの粒径範囲にある。⑪クロレラ・ワムシ・アユを用いた食物連鎖実験において，クロレラ培養水中の重金属濃度が水産用水基準値以下の場合，クロレラワムシ・アユの成長は阻害されない。⑫上記実験において，生物段階が上昇するにつれ，単位生物重量当りの重金属含有量は減少する。⑬クロレラ培養水中の重金属濃度が極端に高い場合，連鎖生物体内の重金属含有量も，増大するが，重金属濃度が水産用水基準値以内の場合，水銀を除いて顕著な生物濃縮の差はない。⑭クロレラ・ワムシ・キスを用いた食物連鎖系実験において，水銀・カドミウム・銅・亜鉛の挙動を見た場合，亜鉛を除く各重金属は生物レベルが上位になるに従い，生体中の重金属濃度は低下する。また，この4種類の重金属の中で，各生物間の移行率が最も大きなものは亜鉛であった。⑮汚泥の海洋還元を実施している都市の多くは，従来，し尿の海洋還元を行っていた都市が多く，この歴史的経緯と現時点における埋立処分との経済比較の中で海洋還元を実施している。⑯汚泥の海洋還元を積極的に実施している先進国は，四方を海に囲まれているイギリスである。

3.　昭和60年度調査結果の要旨

本年度は，①魚類（ボラ・クロダイ・テラピア・コイ）に対する下水汚泥（余剰汚泥）の飼料効果に関する実験，②下水汚泥処理プロセスで発生する消化脱離液を用いた植物性プランクトン（クロレラ）の増殖に関する実験を行い，次の結果を得た。

(1)　上記の魚類に配合飼料と余剰汚泥とを混合したものを投餌した結果，ボラ・クロダイでは成長（体重の増加）が見られなかったが，テラピア・コイでは約50日間で1.1～1.3倍程度成長した。

(2)　テラピアの場合の飼料効果は15～68.5％であったが，飼料中の配合飼料分を除いて考えると，余剰汚泥に飼料効果があるとは言えない。

(3)　余剰汚泥が飼料として効果を示さない理由としては，汚泥中のたんぱく質組成が配合飼料に較べ劣っているだけでなく，汚泥の臭い・色も関係していると思われる。

(4)　したがって，下水汚泥の水産生態系への有効利用としては，下水汚泥を直接魚類に与えるよりも汚泥を用いて植物性プランクトンを培養し，食物連鎖により魚類を増殖する方法が適切だと考えられる。

(5)　消化脱離液を培養液としてクロレラの増殖を見た場合，脱離液100％の場合においてもクロレラは増殖する。

(6)　今回行ったバッチ増殖実験においては，クロレラの増殖は7～10日の培養日数で定常期となる。

(7)　実験槽内のクロレラの量をコントロールし，かつ適正増殖日数を確保するならば，消化脱離液中のN，P，C成分の除去も十分可能と考えられる。

4.　昭和60年度の調査結果

4.1　魚類に対する下水汚泥の飼料効果実験

(1)　実験目的

昭和54年度の調査において，下水汚泥と鶏卵とを混合した餌を作り，魚類に対する下水汚泥の飼料効果実験を行っている。この実験では，下水汚泥の混合割合が少なかった為，汚泥の飼料効果について明確な結果が得られていない。今回の実験は，市販の配合飼料と余剰汚泥とを混合し，そのままの状態で魚類に投餌することにより，①汚泥の摂餌状態，②汚泥の摂餌による成長への影響等を調査することを目的として行った。

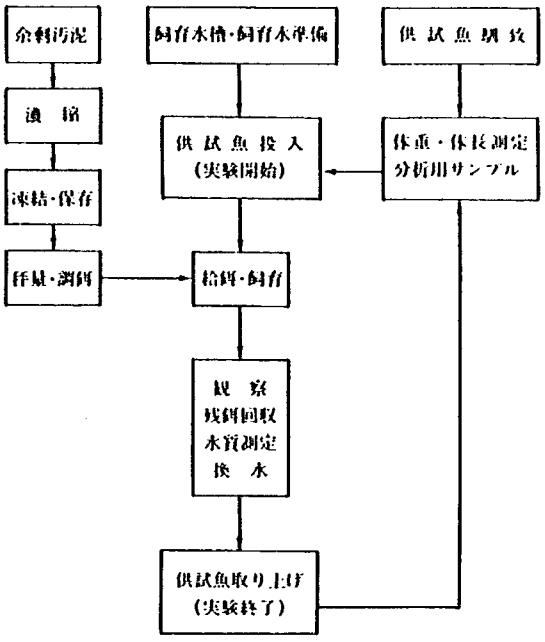
(2) 実験方法および実験ケース

① 供試魚の種類

海産魚としてボラ・クロダイ，淡水魚としてテラピア・コイを用いた。

② 実験方法

実験方法および実験フローを図－1に示す。供試魚は1～2ケ月間馴致飼育を行った後，魚体のそろった個体を選んで実験に共した。飼育水槽は，ボラで1,000ℓその他で500ℓの円形パンライト水槽を用い，海産魚に対しては天然海水を，淡水魚に対しては十分ばっ気して残留塩素が含まれていないことを確認した上水を満した。また実験期間中飼育水温をほぼ一定（約20℃）に保つため，各水槽とも恒温のウォーターバス内に浸漬した。



図－1 魚類飼育実験フロー図

③ 供試汚泥と配合飼料

供試汚泥は，標準活性汚泥法をもつA市の余剰汚泥であり，配合飼料は市販の魚用飼料を用いた。表－1に余剰汚泥と配合飼料の組成を示す。

表－1 供試汚泥，配合飼料の性状・組成

(%：dryベース)

	含水率	強熱減量	C	N	P	粗タンパク	粗脂肪	粗灰分
余剰汚泥	96.4	70.5	39.1	6.7	4.4	32.5	8.1	29.7
配合飼料	54.7	84.1	42.2	8.2	0.5	47.0	3.5	17.4

④ 実験ケース

表－2に実験ケースを示す。

表－2 魚類の実験ケースと飼料混合比（乾燥重量比）

魚の種類		飼育日数	実験ケース	供試尾数	混合比	
					配合飼料	汚泥
海産魚	ボラ	39日	B－1	20	10	0
			B－2	20	8	2
			B－3	20	5	5
			B－4	20	2	8
	クロダイ	48日	K－1	35	5	5
淡水魚	テラピア	48日	T－1	25	10	0
			T－2	25	8	2
			T－3	25	5	5
			T－4	25	2	8
	コイ	48日	C－1	25	5	5

⑤ 給餌法

凍結保存しておいた汚泥を自然解凍し，予め求めておいた含水率より汚泥の乾重量を算出して，配合飼料と規定の比率になるよう各実験ケース毎に混合調餌し給餌する。給餌は原則として，毎日一回，ほぼ定刻（午

前9～10時）に一定量をステンレス金網製の容器に3ないし4分割して与えた。残餌の回収は給餌後60～90分を基準に，残餌量を計量した。

⑥ 魚体の計測

供試魚の体長・体重の計測は，実験開始日・中間日（クロダイ，テラピア，コイ：27日目）・終了日（ボラ：39日目，クロダイ：48日目，テラピア・コイ：48日目）に行った。

(3) 実験結果

① 余剰汚泥および配合飼料の性状比較

表－1に示すように，余剰汚泥と配合飼料の成分は，リン・粗脂肪・粗灰分等若干異なっているが，全般的には非常に良く似ている。

② 成長状態

表－3にボラ・クロダイ表－4にテラピア・コイの平均体重増量比および平均体長増加比を示す。海産魚であるボラ・クロダイの場合，平均体重は全てのケースにおいて減少しているが，淡水魚のテラピア・コイの場合，全てのケースに体重・体長共に増加している。

表－3 ボラ・クロダイの平均体重増量比及び体長増加比

実験ケース / 計測時	B－1		B－2		B－3		B－4		クロダイ	
	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長
開始時	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
中間時									1.02	1.02
終了時	0.98	1.03	0.98	1.01	0.91	1.02	0.82	1.00	0.98	1.05

表－4 テラピア・コイの平均体重増量比及び体長増加比

実験ケース / 計測時	T－1		T－2		T－3		T－4		コイ	
	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長	体重	体長
開始時	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
中間時	1.29	1.10	1.15	1.07	1.10	1.05	1.03	1.03	1.06	1.02
終了時	1.55	1.13	1.27	1.07	1.18	1.05	1.03	1.03	1.09	1.08

③ 摂餌率

表－5に，各ケースごとの投餌量・摂餌率を示す。ここで摂餌量は，投餌量から食べ残った量を差引いた量である。

表－5 投餌量，摂餌量及び摂餌率

魚種 / ケース	ボラ				クロダイ	テラピア				コイ
	B－1 (100:0)	B－2 (80:20)	B－3 (50:50)	B－4 (20:80)	50:50	T－1 (100:0)	T－2 (80:20)	T－3 (50:50)	T－4 (20:80)	50:50
総投餌量(g)A	300	300	300	300	395	683	575	588	588	588
投餌量(g)B	210	222	210	191	395	679	575	588	588	588
摂餌率(%)	70	74	70	64	100	199	100	100	100	100

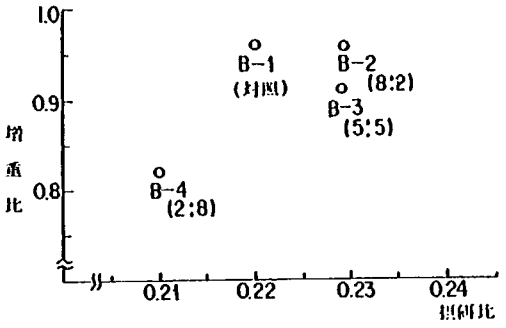
ボラ以外の魚種においては，摂餌率はほぼ100％であるが，ボラの場合には，配合飼料のみのケースにおいても70％でありB－4のケースでは64％に低下している。

④ 摂餌比と増重比との関係

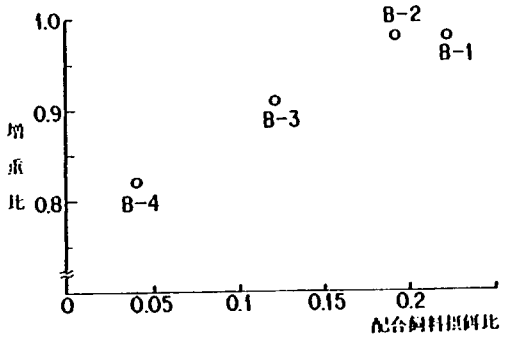
表－３～４でも分るように，余剰汚泥の混合率の高い餌ほど飼料効果が低い。この関係を明確にするため，摂餌比との関係を図－２～４に示す。この図中，増量比は，実験開始日の魚体を１とした値であり，

$$摂餌比=\frac{総餌摂取量}{魚体総重量} \qquad 配合飼料摂餌比=\frac{配合飼料摂餌量}{魚体総重量}$$ である。

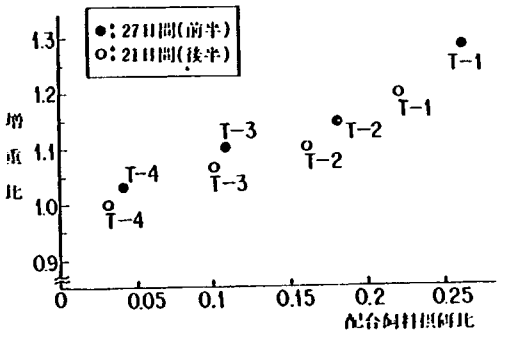
図－２で明らかなように，余剰汚泥の混合割合が大きいケースでは増重比が小さい。次に，余剰汚泥の飼料効果はゼロと考えて，配合飼料摂餌量と増量比の関係を見たものが図－３，４である。この図より，魚体重の増加と配合飼料摂餌量との関係があることがわかる。つまり，余剰汚泥の摂取は，魚に害はないが，魚体重の増加に直接的に結びついていないと言える。



図－２　摂餌比と増重比の関係（ボラ）



図－３　配合飼料摂餌比と重量比の関係（ボラ）



図－４　配合飼料摂餌比と増重比の関係（テレピア）

⑤　飼料効果

飼料効率とは，魚類飼育において一定期間内の魚体増重量を投餌量で除した値であり，飼料（飼育）の増量効果を示す指標である。

表－６は，テラピアの各ケースについて飼料効果を見たものであるが，余剰汚泥の混合率が高くなるに伴って，単位重量当りの飼料効率も低下している。つまり，余剰汚泥の割合が大きい場合，飼料としての効率が下がることになる。

表－６　飼料効果による比較

魚種／ケース		テラピア T－１ (100:0)	T－２ (80:20)	T－３ (50:50)	T－４ (20:80)
開始	投餌量 (g)	388	333	333	333
中間 (27日間)	増重量 (g)	348	228	150	50
	飼料効果%	89.7	68.5	45.0	15.0
中間	投餌量 (g)	295	255	255	255
終了	増重量 (g)	267	121	86	−1
	飼料効率%	90.5	47.5	33.7	—

4.2　消化脱離液を用いたクロレラ培養実験

(1)　実験目的

消化脱離液は，返流水の水質の悪化の主原因であると言われる。クロレラのような植物性プランクトンを，消化脱離液の中で増殖させ，消化脱離液の水質の浄化を行い，かつ増殖したプランクトンの有効利用を行うことが出来れば一挙両得となる。ここではクロレラによる消化脱離液の浄化効果に主眼を置き実験を行った。

(2)　実験方法および実験ケース

①　培養方法

培養容器（5ℓ三角フラスコ）に，別途用意した各種培養液を5ℓ入れ，ウォーターバス中に浸漬する。この中にクロレラの初期密度が5×10^4 cells／mlになるようにクロレラ種を添加して実験を開始した。実験中は，いずれのケースも緩やかに連続通気を行った。光源は，水面照度約2,400ルクスにし，実験期間中連続点灯とした。

表－7　クロレラ培養ケース

種	実験ケース	培養液組成（容量比%）		培養液のC,N,P（mg／ℓ）		
		下水処理水	脱離液	(D)TOC	(D)T-N	(D)T-P
淡水クロレラ	1	100	0	23	6.48	1.93
	2	0	100	91.1	140.5	21.7
	3	50	50	46.7	73.5	11.8
	4	90	10	11.2	19.9	3.91
	5	95	5	6.8	13.2	2.92
	6	99	1	3.2	7.82	2.13

②　実験ケース

実験ケースは，表－7に示す通りであり，それぞれの供試水は1 μmガラスフィルターでろ過したろ液を所定の割合で混合して調整した。培養液のC，N，Pの各初期濃度を表－7に示す。

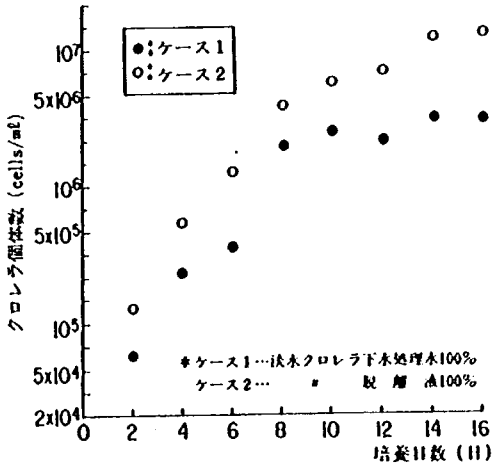
③　実験期間

実験期間は各ケースとも15～16日間とした。

(3)　実験結果

①　クロレラの増殖

クロレラの培養は，表－7に示した6ケースについて，各々2系列の培養を行った。各ケースともいわゆる対数増殖期を経て定常期へと推移している。最大増殖量は，各ケースともケース1の処理水100%の2.8×10^4 cells／mlからケース2の脱離液100%の13×10^4 cells／mlの範囲にあった。ケース1，2についての増殖状況を図－5に示す。



図－5　クロレラの増殖状況

②　クロレラによる脱離液の浄化

クロレラ増殖実験開始前と修了時における培養液中のC，N，P濃度の変化により，クロレラによる脱離液の浄化効果を求めてみると，表－8，9のようになる。脱離液の浄化を除去率

表－8　クロレラ培養液の培養前後での*SS, C, N, Pの濃度の変化

(mg／ℓ)

種名	ケース名	配合比	SS	T-N	DT-N	NH_4-N	(NO_3+NO_2)-N	T-P	DT-P	TOC	D-TOC
淡水クロレラ	1	処理水100%	25.6	0.38	−0.71	−0.12	−0.73	−0.36	−0.81	7.50	3.16
	2	脱離液100%	104.6	2.81	−12.19	−24.38	0.35	−1.69	−3.24	14.70	−44.9
	3	〃 50%	139.6	0.41	−11.44	−25.28	15.40	−1.28	−2.80	41.80	−40.6
	4	〃 10%	134.8	−0.28	−8.76	−9.14	1.30	−0.12	−1.92	79.00	−6.34
	5	〃 5%	47.1	0.48	−3.73	−4.31	0.19	−0.02	−0.46	29.80	−1.64
	6	〃 1%	9.8	−0.52	−1.17	−0.96	−0.04	0.00	−0.18	5.35	1.55

* 濃度変化：(終了時)－(開始時)　；　＋値：増加，－値：減少

表－9　クロレラ培養液の培養前後でのN, P, Cの*除去率

種 ＼ 項目 ケース	DT-N	**無機態N	NH_4-N	DT-P	TOC	DTOC
淡水クロレラ 処理水100%	11.0	14.6	44.4	42.0	−448	−137
脱離液100%	8.7	18.2	18.4	14.9	−16.1	−15.3
〃 50%	15.6	14.3	38.1	23.7	−89.1	86.9
〃 10%	44.1	42.6	68.3	49.1	−692	56.6
〃 5%	28.3	62.7	38.9	26.7	−432	24.1
〃 1%	15.0	60.4	14.1	8.5	−157	−48.4

* N, P, Cの除去率(%) $= \dfrac{(\text{培養前})-(\text{培養後})}{(\text{培養前})} \times 100$　；　＋値：減少率を示す。　－値：増加率を示す。

で見ると，各水質項目ともにケース4の場合の除去率が最も高い傾向にある。しかし，クロレラに移行する溶解水質の絶対量が最も大きいのがケース1の脱離液となっている。

以上のことより，今回の実験は回分式で行っているが，増殖クロレラの適当量を連続して回収し，また脱離液の適当量を連続して投入すれば，相当の消化脱離液中のN, P, Cの浄化が可能になり，かつ回収したクロレラの量も増加すると考えられる。

14. 浸出水・余水の処理に関する調査

汚泥研究室　室　　長　京才　俊則
主任研究員　大嶋　吉雄
近藤　次夫

1. 調査の目的と必要性

我国では下水汚泥の約8割を陸上埋立あるいは海域埋立している。埋立地において発生する浸出水および余水は、高濃度の水質であり、周辺環境に種々の影響を与える。この影響を未然に防止し、埋立処分を安全に行うためには、浸出水・余水を処理する必要がある。本調査は、浸出水および余水の水質特性を把握し、効果的かつ低廉な処理法の確立を目的としている。

2. 59年度までの調査結果

59年度までの調査は、(1)埋立地における介在砂層による浄化効果の検討、(2)生物的・化学的および物理的処理法を用いた浸出水浄化の検討、(3)リン酸マグネシウムアンモニウムの結晶化を利用した浸出水中のリンおよびアンモニアの除去効果、(4)長期間埋立実験汚泥の分析、等について調査を行い、次の結果を得た。

① 埋立地における砂層による浄化機構としては、i)吸着による浄化、ii)戸過による浄化、iii)生物反応による浄化が考えられる。
このうち、吸着によって除去される項目はリンおよび窒素であり、有機物質の除去は期待できなかった。また、戸過による浄化も、浸出水中の有機物にはあまり働かない。生物的な浄化は、浸出水と砂層との接触時間が十分あれば機能し、傾向として、浸透水量が半分（接触時間が倍）になれば介在砂層通過後の浸出水中の有機物質濃度も半分になるという直線比例が見られた。

② 介在砂層として標準砂と海砂とを用いて比較すると、海砂の方がリン・窒素の除去効果が良く、介在砂として有効であると認められた。この理由としては、i)海砂の方が粒径が小さく、表面積が大きい。ii)海域の方がAℓ，Fe，Ca等の金属含有率が高い。iii)海砂の方が微生物の付着量が多い等が挙げられる。

③ 活性炭吸着法による浸出水中のCOD，BOD除去は、浸出水の濃度が低い場合に効果的である。しかしCOD，BOD濃度が高い場合やリン・窒素の除去に対しては除去効果は非常に少ない。

④ 緩集沈殿処理法による浸出水の処理は、浸出水濃度の低いT－Pのみで除去効果が現われる。

⑤ BOD／COD比の大きい浸出水ほどCODの生分解度も大きな値を示す。

⑥ アンモニア、リン酸、マグネシウムの混合溶液中での結晶の生成は、pHとNH_4－N濃度とMg濃度によって規定され、pHが中性域であってもNH_4－N濃度が高いと結晶は生成する。

⑦ 埋立地より浸出水と共に流出し易い金属は、Cd，Pb，Zn，Niであり、埋立汚泥中に蓄積され易い金属は、T－Cr，Asである。

3. ６０年度の調査結果の要旨

本年度は、(1)埋立地における介在砂層による浸出水の浄化機構を調べるためのカラム実験、(2)埋立地における埋立汚泥である生脱水ケーキおよび消化脱水ケーキから発生するガスの量と質を把握するためガス回収実験を行い次の結果を得た。

① 生脱水ケーキの埋立地から発生する浸出水の場合、介在砂層通過後の浸出水の水質は、介在砂層と浸出水との接触日数が長い程浄化は進行する。

② 接触日数と浸出水中の有機汚濁物質（BOD_5）の除去率との間には直線関係が見られた。

③ 埋立地において、初期のガス発生が顕著な汚泥は消化汚泥であり、生汚泥あるいは生汚泥と消化汚泥との混合汚泥ではガス発生は少ない。

4. ６０年度の調査概要

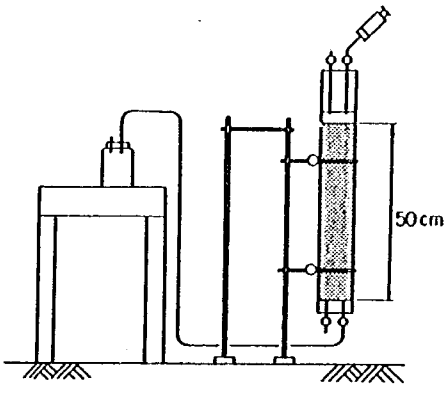
4.1 埋立地の介在砂を用いた浸出水浄化カラム実験

(1) 実験目的

下水汚泥を埋立地において埋立てる場合、降雨等に伴って悪質な浸出水が発生する。この浸出水の浄化の簡便法として、埋立時に使用する介在砂層の利用がある。前年度の調査において、浸出水が砂層を通過する際、透過時間が長い程、浄化効果は顕著であるという結論を出している。今年度は、浸出水量を増加させ、砂層での浸出水の浄化を確認し、浄化機構の解明および、浄化手法の現地での適用の可能性の追求を目的とした。

(2) 実験方法

図－１に示す直径５ cm 高さ５０ cm のアクリル製円筒カラム装置に、供試砂を詰め、浸出水を一定量通過させ、通過前後の浸出水の水質を調べる。



図－１ 実験装置

(3) 実験条件

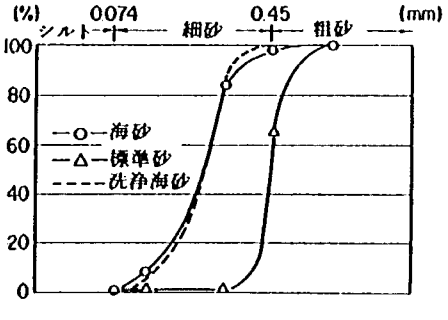
a) 供試砂；標準砂、海砂および海砂を蒸留水で洗浄した洗浄海砂（図－２に粒径加積曲線を示す。）

b) 注入浸出水量；表－１に示す。

c) 温度；２０℃

d) 実験期間；１５０日

e) 浸出水；ポリマー系の生脱水汚泥５０kgをイオン交換水１００ℓに溶かし、３時間攪拌後、３０００rpm、１５分の遠心分離を行い、上澄水を浸出水とした。浸出水は実験期間中、４℃の冷蔵庫にて保存した。



図－２ 粒径加積曲線

(4) 実験ケース

表－1に示す5ケースとした。

表－1　実験ケース

ケース No.	1	2	3	4	5
充填砂	標準砂	洗浄海砂	海砂	海砂	海砂
注入水	生汚泥浸出水				
基本注入量 ml／週	60	60	60	120	240

(5) 採水および分析項目

採水は、4週間に1回の計5回行い、その都度、表－2あるいは表－3に示す水質項目の分析を行った。なお、溶解性の項目については GF／B（1μm）で沪過した沪液を用いた。

(6) 実験結果

① 浸出水の注入量について

注入量は、表－1に示すように、60、120、240 mℓ／週で行っており、カラムの表面積が 2.5×2.5×π＝19.6 cm² であることより、雨量に換算すると、1590、3180 6360 mm／年となる。これは年平均雨量1500 mm と比較して1，2，4倍の設定条件となる。なお前年度の実験の場合は、200、400、800 mm／年を想定しており、各々年平均降雨量の約15％，30％，50％が浸出水として得られた場合のものである。

② 砂の空隙率について

砂の空隙率については次の手順で測定した。

ア）シリンダーに水と砂を満たし、体積 V_1（cm³）を読みとる。同時に水と砂の重量 W_1（g）を測定する。

表－2　除去率一覧

ケース No.	1	2	3	4	5
BOD	○	○	○	×	×
D－BOD	○	○	○	×	×
COD	○	○	○	△	×
D－COD	△	△	△	×	×
TOC	○	○	○	×	×
DOC	△	△	△	×	×
K－N	×	×	×	×	×
NH_4－N	×	×	×	×	×
T－P	○	○	○	○	○
PO_4－P	○	○	○	○	○

○：除去率50％以上

△：除去率25～50％

×：除去率25％以下

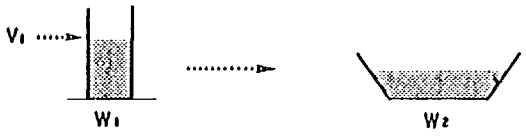
$$除去率=\frac{流入水-流出水}{流入水}\times 100(\%)$$

ただし、注入水は2カ月目から5カ月目の平均値

表－3　カラム実験における各水質項目の変化（5ケ月目）

水質項目				PH	BOD	COD (Mn)	TOC	NH_4－N	K－N	PO_4－P	T－P
浸出水投入平均濃度				7.2	13400	7910	10200	1850	2630	46.0	114
カラム No.	砂の種類	浸透量 (mm／年)	(ml／週)		(mg／l)	(mg／l)	(mg／l)	(mg／l)	(mg／l)	(mg／l)	(mg／l)
1	標準砂	1590	60	8.5	3640	3480	4320	2010	2220	3.22	36.9
2	洗浄海砂	1590	60	8.4	2140	3020	3420	2010	2380	1.33	21.7
3	海砂	1590	60	8.7	3050	2940	3440	2010	2030	1.12	16.6
4	海砂	3180	120	7.9	6660	5080	5940	2040	2230	2.35	73.1
5	海砂	6360	240	7.8	8720	5570	6200	2090	2490	13.1	63.3

イ）砂を磁皿に移し、110℃で充分乾燥し、砂の重量 W_1（g）を測定する。



ここで、$W_1 - W_2$：砂中の水の重量　水の密度1g／cm³として

$$(W_1 - W_2) = V_2\ (cm^3)$$

$$間隙率\ (\%) = \frac{V_2}{V_1} \times 100$$

この方法で求めた砂の間隙率とカラム内の保水量は以下のようになった。

	間隙率	保水量（ml）
海　砂	38.7	374
洗浄海砂	36.6	359
標準砂	42.5	417

これによると流量60mℓ／週のカラムの場合、2ケ月後における実測流出量が480～520mℓの範囲であることから、2ケ月以降はカラム内の初期水がぬけて注入水が流出していると考えられる。また、流量120mℓ／週では1ケ月以降、流量240mℓ／週では2週間以降で注入水が流出していると考えられる。

ウ）浸出水の水質変化について

BOD_5を例とした水質変化を図－3，4に示す。

BODにおいて注入水は、2ケ月後に最大値の20000mg／ℓを示したが、その後は冷蔵保存にもかかわらず徐々に減少し、3ケ月後から11000mg／ℓ前後で安定した。これに対し、流出水は総じて流量が多いケース4，5は3ケ月後から注入水とほぼ変わらない数値を示した。放置浸出水は開始時に15000mg／ℓが2ケ月後には4000mg／ℓと大きく減少し、その後も少しずつ減少傾向を示した。

エ）除去率について

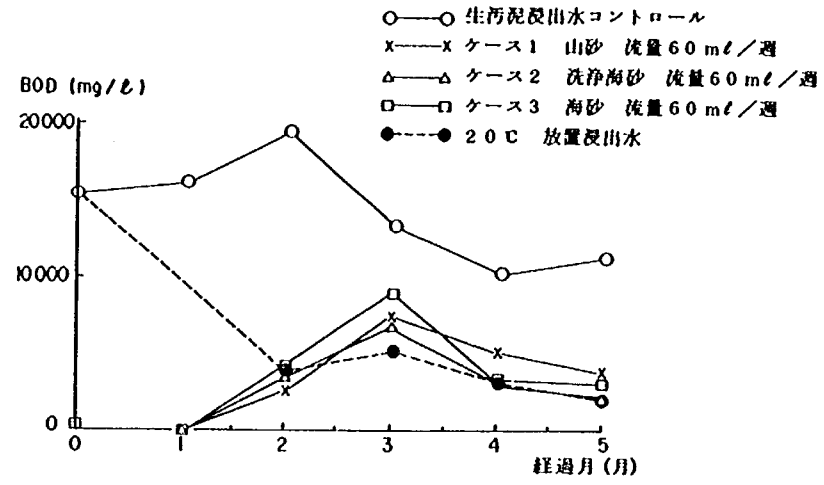
注入水の2ケ月目から5ケ月目の値を平均して注入水の値とし、2ケ月後から流出水（流量の少ないものは3ケ月から）の月ごとの除去率を計算した。この各月ごとの除去率を平均しまとめると、表－2のようになる。

この表より、①BODはCOD，TOCに較べ浄化されやすい、②アンモニアの除去率は悪い、③リンの場合、接触時間が短くても除去率は高い、等が言える。

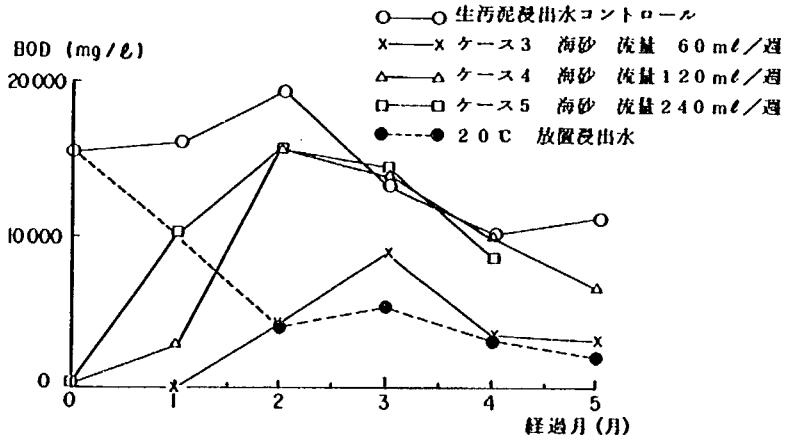
オ）浸出水注入量と浄化効果について

図－5，6に、前年度の結果を加味した、浸出水注入量と、介在砂層通過後の水質および除去率との関係をBODについて示す。

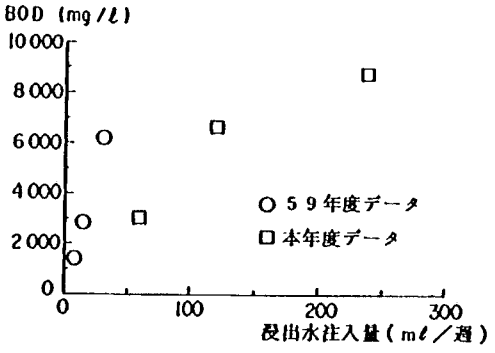
これより、次のことが言える。i）介在砂層通過後の浸出水の水質は、介在砂層と浸出水との接触日数が長い程浄化は進行する。ii）接触日数と浸出水中の有機汚濁物質（BOD_5）の除去率との間には直線関係が見られる。



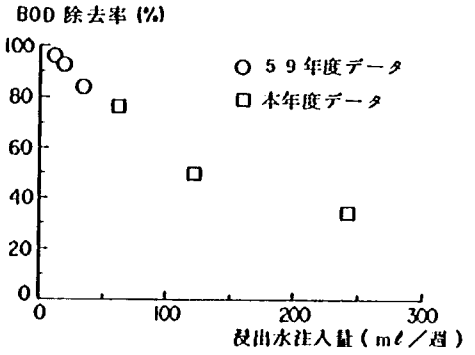
図－3　浸出水浄化実験結果（BOD_5）



図－4　浸出水浄化実験結果（BOD_5）



図－5　介在砂層通過後の水質（BOD）



図－6　介在砂層通過後の水質（BODの除去率）

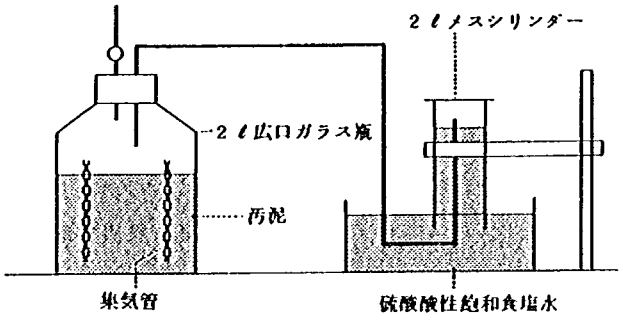
4.2　埋立汚泥から発生するガスの量と質

(1)　実験目的

わが国で処分される汚泥量は、ここ数年約２４０万m³／年である。このうち陸上埋立を行っている脱水ケーキは、約１／３量の８０万m³／年である。また、脱水ケーキの内訳は３７％が濃縮→脱水の、いわゆる生脱水汚泥で、５７％が濃縮→嫌気性消化→脱水の消化脱水汚泥である。これらの汚泥から発生するガスの量と質を把握し、有効利用の可能性を探ることを目的とした。

(2)　実験方法

図－７に示す実験装置を用いガラス瓶に汚泥を詰め、上部をヘリウムで置換し、ガス量を調べた。また、汚泥中に集気管（１ケースにつき３本入れ、１本当り３mmの穴が２８ケ所ある）を埋めてガス発生への効果も調べた。



図－７　ガス捕集実験装置

(3)　実験ケース

実験ケースは表－４に示す６ケースとした。

(4)　実験期間

実験期間は５ケ月間とし、ガス採取は２週間ないし１週間に１回行った。

(5)　分析項目

発生ガスの分析は、ガスクロマトグラフによりO_2，N_2，CO_2，CH_4について行った。また、検知管法によってNH_3とH_2Sを調べた。

供試汚泥の分析は、実験開始前後に表－５に示す項目について行った。

(6)　実験結果

①　発生ガスの量について

発生ガスの総量を図－８に示す。消化汚泥のガス発生量が最も多く、ケース１が１９週間で３５００mℓ、ケース２が21000mℓであった。次に発生量が多い

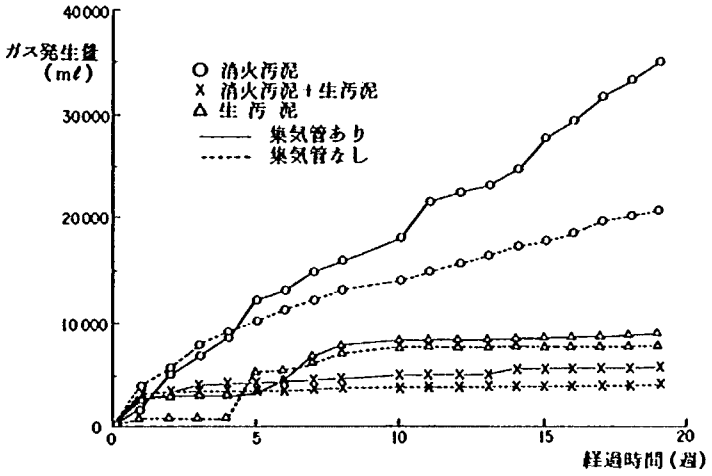
表－４　ガス発生実験ケース

実験条件 / 実験No		集気管	室　温	汚泥容量	汚泥重量 (g)
1	消化汚泥	あり	３０℃	１ℓ	９８０
2		なし			
3	消化汚泥＋生汚泥（１：１重量比）	あり			９７０
4		なし			
5	生　汚　泥	あり			９５０
6		なし			

表－５　実験前後の汚泥含有物

	汚泥の種類	実験ケース	含水率 %	強熱減量 %	T－C %	T－N %	T－P %	pH %
実験前	消化汚泥		81.7	53.1	29.2	4.88	2.42	
	生　汚　泥		72.6	87.0	48.4	3.79	0.67	
実験後	消化汚泥	ケース１	81.9	48.5	21.4	3.38	2.90	8.5
		2	82.4	48.4	22.2	3.71	3.38	8.5
	消化汚泥＋生汚泥	3	78.9	64.3	34.2	3.75	1.88	6.1
		4	80.5	57.7	31.8	3.50	2.54	6.0
	生　汚　泥	5	73.6	84.8	41.8	2.95	0.96	6.1
		6	73.8	85.0	41.2	2.92	0.92	5.9

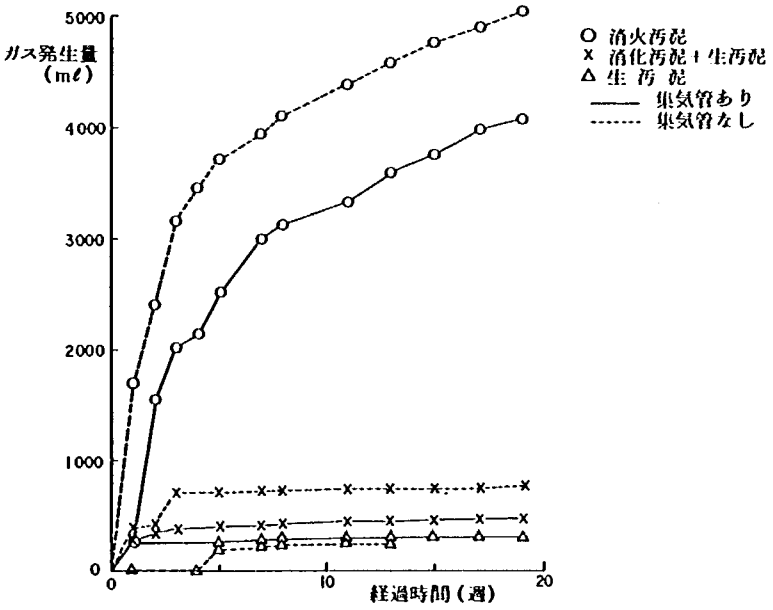
のは生汚泥でケース5が9200mℓ、ケース6が7900mℓと消化汚泥の約1／3であった。また、消化汚泥と生汚泥を1：1で混合したものはガス発生が悪く、ケース3が19週間で5900mℓ、ケース4が4200mℓと生汚泥の約半分、消化汚泥の約1／6であった。いずれの汚泥も集気管を埋めてあるケース1，3，5が20～60%程度、ガスを多く発生した。



図－8　各汚泥のガス発生総量（累積）

② 発生ガス成分について

消化汚泥では実験初期にメタンの発生が多く、ケース2では40%もの高発生率であった。生汚泥ではCO_2の発生が多く、ケース5では80%を越えるものもあった。



図－9　各汚泥のガス発生量（CH_4のみの累計）

今回の測定で、全体にN_2ガスが最後まで多量に測定されてしまったが原因については不明である。NH_3については、消化汚泥で10～40 ppm検出され、他の汚泥は不検出（0.5以下）であった。H_2Sは1週目にケース5の生汚泥で200 ppm検出されたが、その後は8週目まで1 ppm以下となり8週目から再び発生し、終了時まで20～80 ppmの範囲で検出された。また、ケース4の消化汚泥＋生汚泥でも15週目から検出され約30 ppmであった。他の汚泥は不検出（＜1 ppm）であった。

③ メタンガスについて

ガスとして有効利用可能なメタンについて、発生量と成分割合をかけてメタンのみの発生量とし図－9に示す。最も多い消化汚泥でも19週間で4000～5000mℓであった。総発生量で少なかった消化汚泥＋生汚泥がメタン成分は生汚泥を越えて19週間で400～800mℓ発生した。なお、生汚泥は19週間で200～300mℓであった。

また、総発生量では集気管のあるケースが集気管なしのケースよりも多く発生していたのが、メタンにしぼると逆転が起り、集気管がないほうがメタン発生量が多かった。

④　汚泥の含有物について

実験前後の汚泥含有物変化を表－5に示す。

有機物指標である強熱減量がどちらの汚泥でも2～5%減少している。C，N，Pに関しては、減少率で比べると消化汚泥はT－Cが27%、T－Nが27%、生汚泥はT－Cが14%，T－Nが23%減少した。これに対し、T－Pは消化汚泥で30%，生汚泥で40%ほど増大した。また、pHは消化汚泥がアルカリ側で生汚泥は終了時でも酸性側であった。

表－6　強熱減量あたりのメタン発生量

	汚泥の種類	強熱減量 A (%)	汚泥量 B (g)	A×B (g)	メタン量 ml/19週	V ml/g・週
ケース1	消化汚泥	53.1	980	520	4068	0.41
2					5017	0.51
3	消化汚泥＋生汚泥	70.0（平均）	970	679	467	0.036
4					774	0.060
5	生汚泥	87.0	950	826	312	0.020
6					248	0.016

V：強熱減量あたりのメタン発生量

表－7　単位面積あたりのガス発生量

	集気管	表面積 (cm²)	単位面積あたりの総発生量 (ml/cm²・週)	単位面積あたりのメタン発生量 (ml/cm²・週)
ケース1	あり	266	6.92	0.80
2	なし	113	9.67	2.33
3	あり	266	1.17	0.092
4	なし	113	1.93	0.36
5	あり	266	1.81	0.062
6	なし	113	3.68	0.12

⑤　強熱減量あたりのメタン発生量

汚泥中の有機物（可燃物）指標である強熱減量あたりのメタン発生量を表－6に示す。表から生汚泥は有機物が多いにもかかわらずメタンの発生はほとんどなく、消化汚泥の1／20であった。

⑥　表面積あたりのガス発生量

気相と接する汚泥の総表面積は、汚泥の上面の表面積のほかに集気管の表面積（3本分）も考慮に入れる必要がある。したがって、集気管のないものが113 cm^2 集気管のあるものが266 cm^2 となった。ガスの総発生量とメタン発生量から単位面積までのガス発生量を求め、表－7に示した。

15．汚泥性状の改善に関する調査

汚泥研究室　室　長　京才　俊明
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. 昭和５９年度までの調査結果

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年度は、汚泥の濃縮性を評価するための実験手法及び重力濃縮における初沈汚泥及び余剰汚泥を別々に濃縮する手法について検討を行った。

3. 昭和６０年度調査結果の要旨

本年度は、以下に述べる３項目について調査を行った。また、前年度から検討を行ってきた濃縮性評価手法について、沈降実験装置の一部改良及び操作の見直しを行った。これについては、「汚泥性

状の改善に関する調査報告書(1)－汚泥濃縮性評価のための実験手法の提案－」（土木研究所資料第２３３４号）にとりまとめた。

(1) ガス発生特性と重力分離濃縮特性の把握

汚泥からのガス発生の原因のひとつである脱窒作用に着目し、汚泥中の硝酸性窒素濃度と沈降性・濃縮性との関係を検討した。その結果、硝酸性窒素濃度が、１㎎／ℓ 程度でも存在すれば濃縮に悪影響を及ぼすが、濃縮前に放置してガスを発生させ脱気を行うことにより浮上を抑制できた。また、ガス発生面から重力濃縮方法を検討した結果、水温１７～２５℃程度では、初沈汚泥と余剰汚泥を別々に濃縮した方が、汚泥浮上もなく濃縮が良好に行われるということが明らかとなった。

(2) 物質添加による濃縮性の改善実験

汚泥の濃縮性を改善するため、高分子系焼却灰、コンポストを添加した実験を行った。焼却灰添加の場合に沈降性が大幅に向上する他は、大きな改善効果はなかった。

(3) 重力濃縮における排水材の併用効果

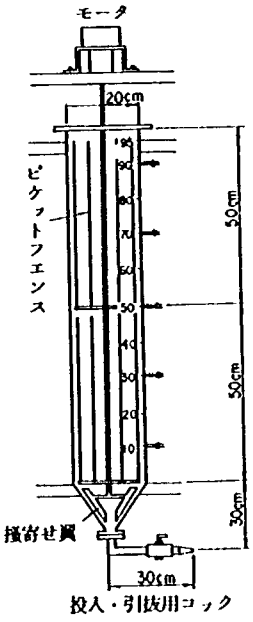
排水材としてジオテキスタイルを重力濃縮プロセスに組み込んだ実験を行った。短時間で高濃度の濃縮汚泥が得られた。ただし、排水材上に濃縮汚泥が付着するので、その対策が必要である。

4. 昭和６０年度調査結果

4.1 汚泥のガス発生特性と重力分離濃縮特性の把握

(1) 目 的

前年度において、余剰汚泥の濃縮に影響を与えるガス発生は、脱窒期・休止期・メタン発酵期の３段階に分かれることがわかった。そこで、本年度は脱窒作用によるガス発生が実際に汚泥の沈降性・濃縮性にどのように影響するかを調べた。また、前年度に引き続き、混合汚泥、余剰汚泥及びエアレーション・タンク末端より採取した活性汚泥について温度条件を変えたガス発生特性把握実験を行い、それぞれのガス発生特性と温度がガス発生に及ぼす影響を見た。さらに、初沈汚泥、混合汚泥、余剰汚泥についての回分重力濃縮実験を行い、ガス発生面から重力分離濃縮の可能性について検討した。



図－１ 沈降実験装置

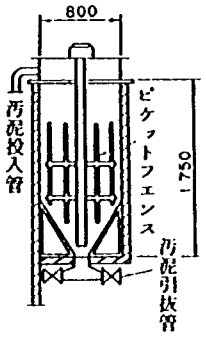
(2) 実験概要

A．実験内容

硝酸塩添加実験・・・余剰汚泥に硝酸塩（$NaNO_3$）を添加し、脱窒作用により窒素ガスを発生させて、汚泥沈降筒（図－１）を用いた沈降実験を行い、沈降性・濃縮性への影響を見た。また、濃縮前における脱気操作の効果を検討するため、沈降筒投入前に発生ガスの脱気操作を加えた実験を行った。さらに、ガスが発生した場合のピケットフェンスの効果を見るためにピケットフェンスを装着した沈降筒と装着していない沈降筒で比較実験を行った。

ガス発生特性把握実験・・・前年度において、活性汚泥（エアレーションタンク末端より採取）の基本的ガス発生特性を把握したので、本年度は活性汚泥・余剰汚泥・混合汚泥について温度条件を変えた実験を行った。

回分濃縮実験・・・当所所有の回分濃縮実験装置（図－２）を神奈川県下のＣ処理場内に持込み実験を行った。供試汚泥を濃縮タンクに投入し、24時間経過後タンク最下部より濃縮汚泥、分離液の順に引抜いた。



図－２
回分濃縮実験装置

Ｂ．供試汚泥

茨城県下のＡ処理場からの活性汚泥（エアタン末端より採取）と余剰汚泥及び混合汚泥（混合比約１：１）、Ｂ処理場からの脱窒運転系列の余剰汚泥また、神奈川県下のＣ処理場からの初沈汚泥と余剰汚泥及び混合汚泥（混合比約１：１）を実験に供した。

Ｃ．実験条件

硝酸塩添加実験は、表－１に、ガス発生特性把握実験は表－２中に、回分濃縮実験は表－３中に示す条件で実験を行った。

表－１　沈降実験及びガス捕集実験の設定条件

試　料	実験名	目標硝酸塩濃度	添加後放置時間	ピケットフェンス
Ａ処理場	Ａ－１	0, 5, 10 ppm	0min	有，無
余剰汚泥	Ａ－２	2 ppm	0, 45, 90 min	有，無
Ｂ処理場	Ｂ－１	0, 5, 10 ppm	0min	有，無
余剰汚泥	Ｂ－２	2 ppm	0, 45, 90 min	有，無

目標硝酸塩濃度は、$NaNO_3$のＮ濃度である
Ａ－２，Ｂ－２は、沈降筒投入前に攪はんした

表－２　ガス発生実験結果

記号	処理場	汚　泥	水温（℃） 実験開始時～平衡時	硝酸濃度（mg/ℓ） 実験開始時～平衡時	ガス発生抑制期間（hr）	後期ガス発生速度（mℓ/g·VS/hr）
①	Ａ	活性汚泥	22.0～21.3	0.16～0.10	58＜	－
②	〃	〃	25.4～30.9	5.50～0.04	16	0.17
③	〃	〃	23.0～30.3	3.74～0.03	5	0.18
④	〃	余剰汚泥	23.0～30.3	0.24～0.02	5	0.22
⑤	〃	混合汚泥	19.0～18.5	0.05～0.02	－	0.13
⑥	〃	〃	19.0～30.0	0.08～＜0.01	－	0.47

活性汚泥：エアタン末端より採取したもの

(3)　実験結果

Ａ．硝酸塩添加実験

添加した硝酸塩濃度及び沈降筒投入直前の硝酸性窒素濃度と濃縮汚泥濃度の関係を図－３に示す。

硝酸濃度が残留していると、実験開始後１０数分～１時間くらいの間に付着ガスの影響と見られる汚泥浮上が起こった。

Ａ処理場の汚泥は、硝酸性窒素濃度が硝酸塩添加前でも１mg/ℓ近くあったために硝酸塩無添加のケースでも脱窒ガスの発生による汚泥の激しい浮上が見られた。また、添加濃度が高くなっても濃縮

表－3　回分濃縮実験結果（C処理場）

記号	汚　泥	実施時期	投入汚泥濃度（%）	投入量（ℓ）	※1 引抜汚泥濃度（%） 水温（℃）15 ——— 20 ——— 25 ——— 30
a	初沈汚泥	6/13～	1.1	590	8.4
b	〃	7/ 5～	0.7	680	5.8
c	〃	7/ 8～	0.5	591	8.4
d	〃	7/26～	0.9	597	※2 2.0
e	混合汚泥	9/ 2～	0.9	555	※2 1.5
f	〃	9/ 5～	0.8	725	※2 0.8
g	〃	10/ 8～	1.1	656	※2 2.2
h	余剰汚泥	5/13～	0.4	721	1.8
i	〃	5/23～	0.5	630	1.9
j	〃	5/28～	1.1	739	2.1
k	〃	6/ 3～	0.8	655	1.7
l	〃	6/18～	0.9	692	2.1
m	〃	7/ 4～	0.7	664	3.0

※1 引抜汚泥濃度　※2 汚泥が浮上した

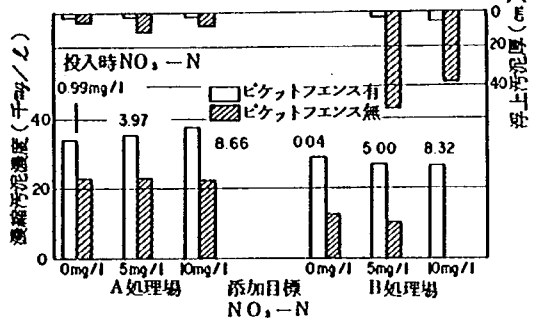
汚泥濃度が低下するという傾向は見られなかった。

B処理場の汚泥は、脱窒運転系列の余剰汚泥であるために、原汚泥中の硝酸性窒素濃度はほとんどなかった。うのため、無添加のケースでは浮上は見られなかった。また、添加濃度が高くなると濃縮汚泥濃度は低下した。

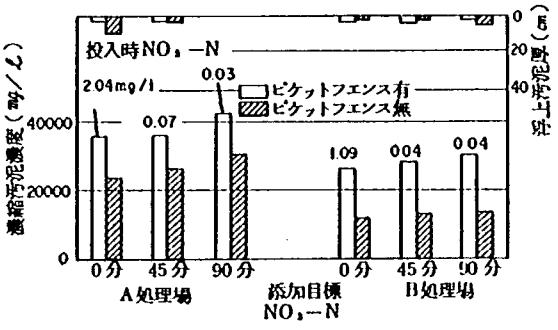
硝酸塩添加後の放置時間と濃縮汚泥濃度の関係を図－4に示す。

放置後、攪拌して発生ガスの離脱を行うことにより、汚泥浮上の程度が小さくなり濃縮汚泥濃度が向上した。

A処理場の汚泥では、放置時間が長いほど浮上量は少なくなり、90分放置では浮上は殆んど見られなかった。B処理場の汚泥では、放置時間が長くなっても浮上汚泥量に顕著な差は見られなかった。従って、汚泥によって、放置の効果の度合は異なるものと思われる。



図－3　硝酸塩濃度と濃縮汚泥濃度



図－4　放置時間と濃縮汚泥濃度

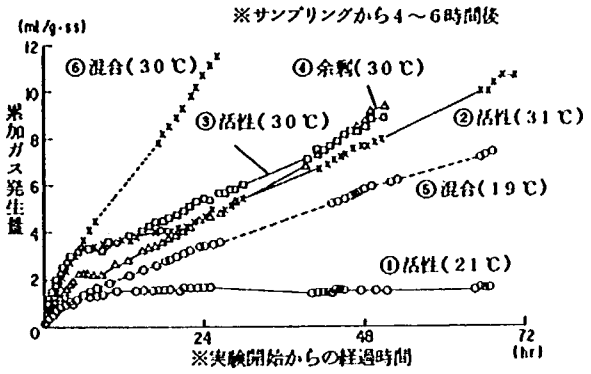
B．ガス発生特性把握実験

実験結果を表－2に、発生ガス累加曲線を図－5に示す。温度が高くなるにつれて活性汚泥、混合汚泥共にガス発生速度の増加が顕著となり、活性汚泥（①,②,③）では抑制期が短くなる傾向が見られた（表－2）。温度が30℃近くになると嫌気性菌の増殖速度は、20℃に比べ2～3倍になるためにガス発生抑制期が短くなり発生量も増加したと考えられる。また、活性汚泥（③）と余剰汚泥（④）を比較すると、初期では硝酸濃度の高い活性汚泥（③）の方の発生量が多いが後期になると余剰汚泥

(④) の発生速度が大きくなっている。

C．回分濃縮実験

回分濃縮実験の結果を表－３に示す。この引抜汚泥濃度は引抜汚泥全体の平均濃度である。余剰汚泥は、水温１８～２３℃の範囲で約２％、混合汚泥は２４～３０℃の範囲で約1.5％、また初沈汚泥では１７～３０℃の範囲で約６％にまで濃縮できた。初沈汚泥の(a)と(c)、余剰汚泥の(m)は降雨の影響により濃縮性が良好であった。初沈汚泥では26℃、余剰汚泥では２３℃まではガス発生による濃縮汚泥濃度の低下は見られなかった。しかし、３０℃近くになると初沈汚泥でも浮上現象が見られた（汚泥ｄ）。これに対し、混合汚泥では、初沈汚泥、余剰汚泥で濃縮汚泥濃度の低下の見られなかった２４℃付近で汚泥が浮上した。



図－５　発生ガス累加曲線（Ａ処理場）

これは、水温２４℃付近では混合濃縮を行うとガス発生の抑制される時期がなくなり、初沈汚泥から発生した多量のガスが粘性の高い余剰汚泥フロックに付着し、その見かけ密度を減少させて濃縮汚泥濃度が低下したと考えられる。

(4)　まとめ

以上の結果より、次の点を確認した。

①　余剰汚泥中に硝酸性窒素濃度が１ mg／ℓ 程度でも残存していれば、濃縮プロセスでは汚泥浮上を含む汚泥界面の乱れが生じ濃縮に悪影響を及ぼす。

②　汚泥中の硝酸性窒素の濃度が高い場合には、放置してガスを発生させその気泡を離脱させることにより汚泥の浮上を抑制できる。

③　ピケットフェンスを用いると、発生した気泡が汚泥から離脱するため、濃縮汚泥濃度は高まる。また、ピケットフェンスのある場合には、一度浮上した汚泥も再沈降する現象が見られた。

④　水温約１７～２５℃の範囲内において、初沈汚泥と余剰汚泥とを個別に濃縮した場合には、水温約２４℃の混合汚泥に見られたような汚泥浮上現象は見られなかった。

4.2　物質添加による濃縮性の改善実験

(1)　目　　的

汚泥の濃縮性を改善するため、各種凝集剤を初めとする物質を添加することが提案されている。汚泥の沈降性を改善するために、高分子凝集剤を添加した事例や濃縮タンク内での汚泥の腐敗を抑制するための石灰を添加した事例等が報告されている。

本研究では、①石灰含有量の少ない、高分子凝集剤を用いた脱水ケーキの焼却灰（以下、高分子系焼却灰という）及び②コンポスト汚泥を添加し、汚泥濃縮性の改善効果について検討した。

(2)　実験内容

①　実験１

Ａ下水処理場より採取した余剰汚泥に、①高分子系焼却灰、②コンポスト汚泥を添加し、沈降筒で

２４時間濃縮を行い、沈降速度及び濃縮汚泥濃度、水温、pH、粘度、ＣＳＴ(Capilary Suction Time)、粒径分布、真比重等を測定した（測定方法は５８年度報告書参照）。

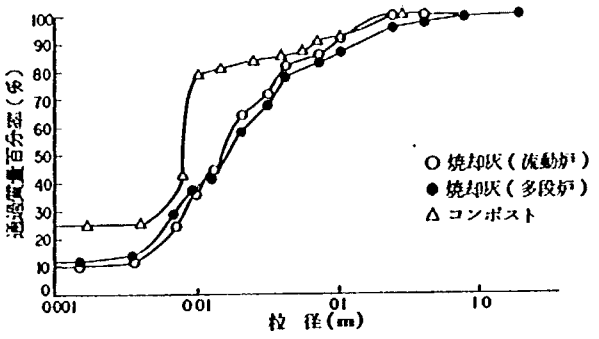
本実験に用いた焼却灰は、流動層炉及び多段炉から排出された高分子系のもので、加湿前に採取したものである。コンポストは、オガくずを含むコンポストで粗粒成分があるので、実験には２９７μmのふるいを通過したものを使用し、その粒度を流動炉焼却灰と同程度にした。焼却灰及びコンポストの性状を表－４に、粒径加積曲線を図－６に示す。

余剰汚泥５０％粒子径は（４０～５０μm）であるから、これら添加材のほうが小さい。

表－４　添加物質の性状

添加物質 / 項目	焼却灰（流動炉）	焼却灰（多段炉）	コンポスト
水分量	0.6％	0.7％	12.1％
強熱減量	0.5％	1.2％	67.9％
真比重	2.734	2.799	1.735
最大粒径	420μm	2000μm	297μm
50％粒径※	15μm	16μm	8μm
50％粒径＊	—	29.3(94.7)	19.0(123)

※土質試験方法による；粒子重量
＊コールターカウンターによる；粒子数（粒子体積）



図－６　添加物の粒径加積曲線

② 実験２

D処理場で発生した余剰汚泥に石灰系及び高分子系の焼却灰を添加したものを、当室所有の可搬型濃縮実験装置で濃縮した後、加圧脱水及びベルトプレスに対応する試験機で脱水性の評価を行った。実験機仕様及び実験条件を表－５に示す。

(3) 実験結果

１）実験１

沈降筒における濃縮実験結果を表－６に示す。なお、添加率は原汚泥に対する割合である。

① 真比重の変化

下水汚泥の重比重が1.5前後であるのに対して、焼却灰が2.7前後、コンポストが1.7であるで、焼却灰やコンポストを添加すると、真比重は増加する（図－７）。

② 沈降速度の変化

添加率と沈降速度との関係を図－８に示す。高分子系焼却灰を添加した場合には、沈降速度が大き

表－５　実　験　条　件

	試験機仕様	運転条件	薬注条件
加圧脱水	戸室寸法 178ø×15～40t 戸過室積 0.048㎡（両面戸過）	戸過時間－10分 圧搾時間－戸液量が1ml／0.01㎥min になった時を終了とする。	消石灰－30％ 20％ 10％／DS 塩化第二鉄－7％／DS
ベルトプレス式脱水	戸布有効幅 0.50m	戸布速度：1.0m/min 戸布張力：上3kg/cm 下4kg/cm 高圧脱水部圧力：2kg/cm 重力濃縮時間：60 sec	高分子凝集剤注入率 0.6, 0.7, 0.8％/DS （実質濃度当り）

く改善されるが、コンポスト添加では幾分低下した。

③ 濃縮汚泥濃度の変化

添加率と濃縮汚泥濃度との関係を図－9に示す。みかけ濃度でみると投入汚泥濃度が高いほど、濃縮汚泥濃度が高くなっている。これを添加材の重量を除いた実質濃度でみると、添加の効果は大きくない。汚泥に物質を添加した場合、当然固形物濃度は増加するので濃縮固形物濃度では濃縮性の評価は難しい。実質汚泥濃度は、汚泥と添加物質の合計の濃度ではなく、原汚泥だけの濃度で、ここでは強熱減量に着目し、式(3)によって求めた。

表－6 沈降実験結果 －物質添加－

実験名	添加物質	添加率 (%)	投入濃度 SS(mg/ℓ)	沈降速度 (cm/分)	濃縮濃度 SS(mg/ℓ)
1	焼却灰（流動炉）	0.0	5820	1.04	33800
		12.6	6550	1.28	38700
		22.3	7130	1.10	41900
2	焼却灰（流動炉）	0.0	6240	0.877	35400
		23.5	7690	1.18	42300
		44.9	9040	1.31	50200
3	焼却灰（多段炉）	0.0	5460	1.83	34400
		21.4	6630	1.82	46400
		36.9	7500	2.16	47500
4	コンポスト	0.0	6250	0.807	33200
		21.9	7630	0.741	41000
		39.1	8700	0.730	50400
5	コンポスト	0.0	6720	0.855	35000
		7.3	7200	0.799	37500
		15.0	7720	0.820	43100
6	コンポスト	0.0	5360	1.68	33200
		8.3	5860	1.34	36300
		18.2	6360	1.39	45200
7	焼却灰（流動炉）	0.0	7010	1.08	40400
		34.0	9380	1.47	57000
		64.2	11500	1.70	83100
8	焼却灰（流動炉）	0.0	6150	1.10	32600
		77.2	10900	2.23	78400
		150.0	15400	2.65	110000

みかけ濃縮汚泥濃度をCo、濃縮汚泥中の原汚泥濃度をCs、添加材濃度をCa、とするとこれらの関係は次式で表わせる。

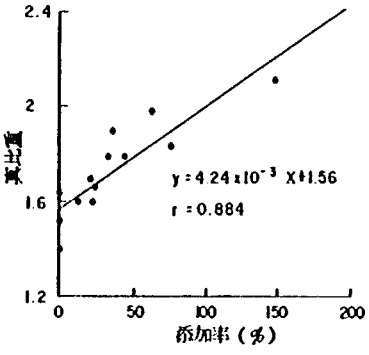
$$Co = Cs + Ca \quad \cdots\cdots (1)$$

また、それぞれの強熱減量率を Io, Is, Ia とすると強熱減量について次式が成り立つ。

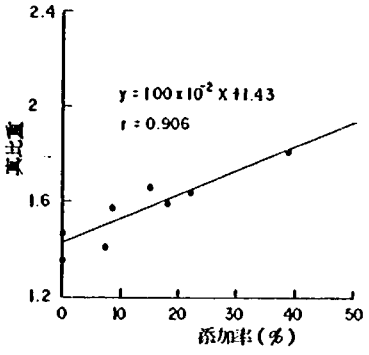
$$Co \times Io = Cs \times Is + Ca \times Ia \quad \cdots\cdots (2)$$

(1)、(2)式より

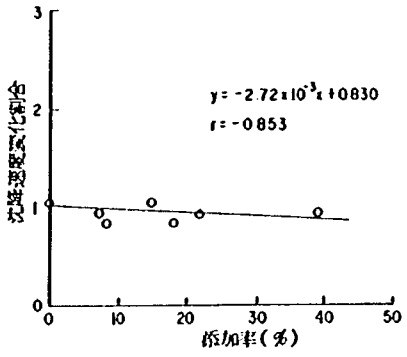
$$Cs = \frac{Co\,(Io - Ia)}{Is - Ia} \quad \cdots\cdots (3)$$



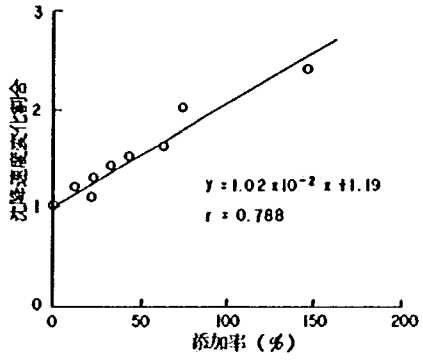
図－7(1) 添加率と真比重（焼却灰）



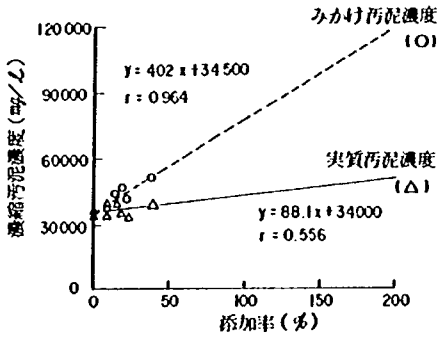
図－7(2) 添加率と真比重（コンポスト）



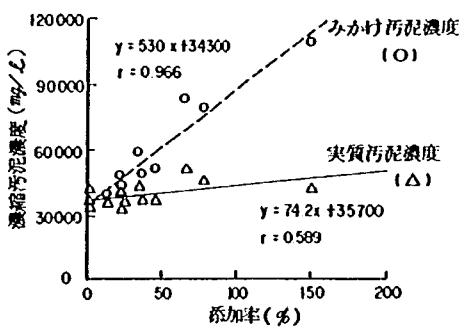
図－8(1)　添加率と沈降速度（コンポスト）



図－8(2)　添加率と沈降速度（焼却灰）



図－9(1)　添加率と濃縮汚泥濃度（コンポスト）



図－9(2)　添加率と濃縮汚泥濃度（焼却灰）

2）実験2

濃縮実験装置による濃縮においても、濃縮汚泥濃度については、ほぼ同様の傾向となっている。

①　加圧脱水試験結果

消石灰20%/DS 程度のときの含水率、処理能力と焼却灰添加率の関係を図－10に示す。この図によると焼却灰40%/DS 添加付近では、含水率、処理能力とも幾分向上しているが、焼却灰を添加した割合だけ向上していないので、実質汚泥濃度ないしは実質汚泥量でみると、焼却灰の添加は処理能力及び水分比（原汚泥に対しての水の重量比）とも向上していない。

②　ベルトプレス式脱水

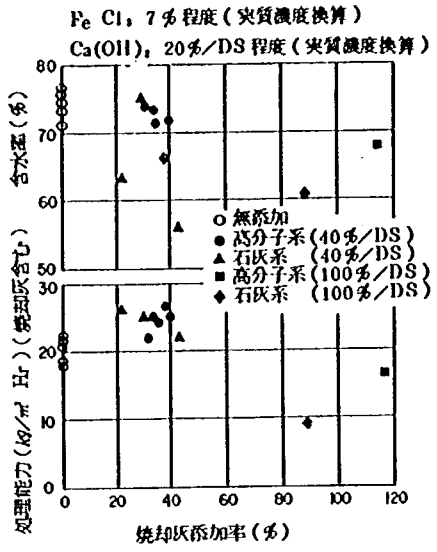
薬注率が0.6%/DS における含水率と焼却灰添加率の関係を図－11に示す。焼却灰を添加することによって含水率は低下するが、原汚泥当りの水分の比（＝水分比）は、ほぼ無添加と同じであった。

(4)　まとめ

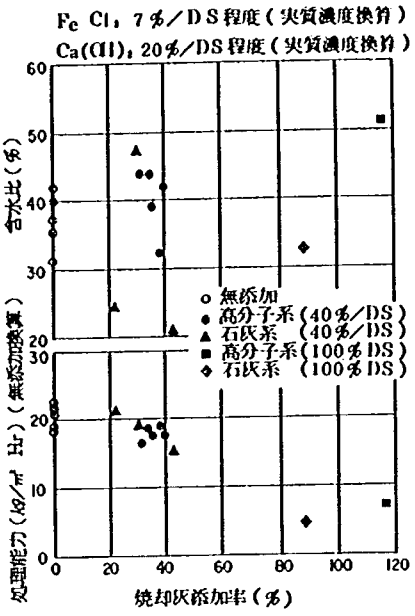
下水汚泥の濃縮性改善のため、焼却灰、コンポストを添加し、その効果について検討を行い、次のような結果を得た。

①　焼却灰の添加によって、みかけ汚泥濃度が上昇したにも係わらず、真比重が増加したため、沈降速度が大きくなった。

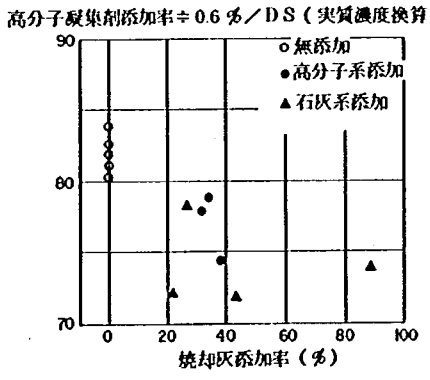
②　焼却灰・コンポストの添加によって、みかけ濃縮汚泥濃度は高くなったが、添加材を除き原汚



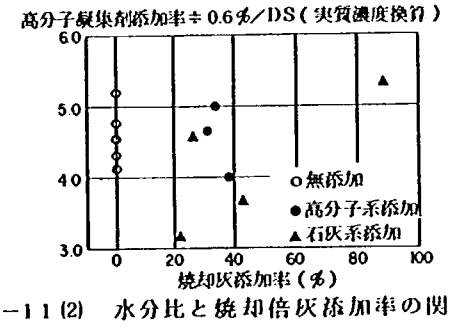
図－10(1)　含水率、処理能力と焼却灰添加率の関係（焼却灰含む）



図－10(2)　水分比、処理能力と焼却灰添加率の関係（実質濃度換算）



図－11(1)　含水率と焼却灰添加率の関係（焼却灰含む）



図－11(2)　水分比と焼却倍灰添加率の関係（実質濃度換算）

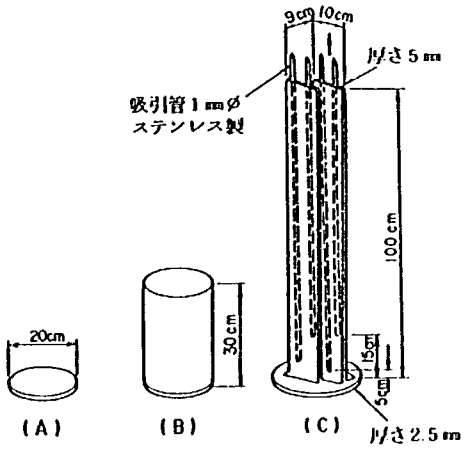
泥に換算した場合、わずかな効果しかなかった。

③　加圧及びベルトプレス式の脱水試験によると、みかけ濃度では含水率等に添加の効果が見えるが、原汚泥当りにすると添加の効果はなかった。

4.3　重力濃縮における排水材の併用効果

(1)　目　　的

重力濃縮プロセスにジオテキスタイルを分離液の排水材として使用した場合の濃縮促進効果について調査した。



図－12　排水材形状

(2) 実験内容

沈降筒内に、各種形状のジオテキスタイル（透水係数、水平 10^{-1} cm/sec）を設置し、余剰汚泥を投入し濃縮実験を行った（図－１２）。分離液は下部から重力による排除又は上部から真空吸引による排除によって行った。実験条件を表－７に示す。

表－７ 実 験 条 件

		排水材	分離液の排除方法
ケース１	イ	なし	――
	ロ	A	重力（下部）
	ハ	B	〃
ケース２	イ	C	重力（下部）
	ロ	C	吸引（上部）
	ハ	C	重力（下部）および吸引（上部）

(3) 実験結果

濃縮操作後の状況を図－１３に示す。それぞれの図中に代表箇所における汚泥濃度を示した。また、ケース２における引抜水量の変化を図－１４に示す。

一連の実験により、次の知見を得た。

① 分離液の水質は、浮遊物濃度 30mg/ℓ 以下と良好であった。

② ケース１の(ロ)のように、汚泥粒子に働く重力と水の流れの方向が一致する場合、急激に透過水量が減少した。これは、排水材に付着する汚泥層が、しゃ断層となったためである。

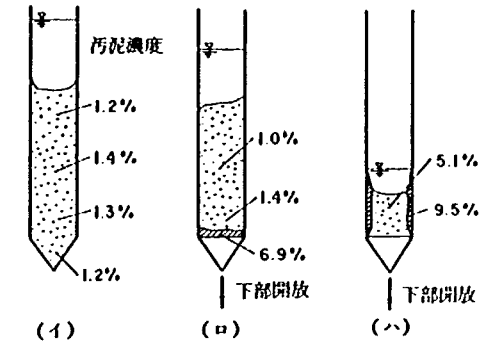
③ ケース２によると、濃度 6.0％ 以上濃縮汚泥が得られた。イ、ハでは２時間でこの水準に達している。

④ 付着した汚泥を水道水で洗浄したり、放置、乾燥した後、ヘラ等で剝がすと、排水材表面は使用前とほぼ同様となり、排水材内部まで汚泥粒子が多量に侵入している様子はなかった。

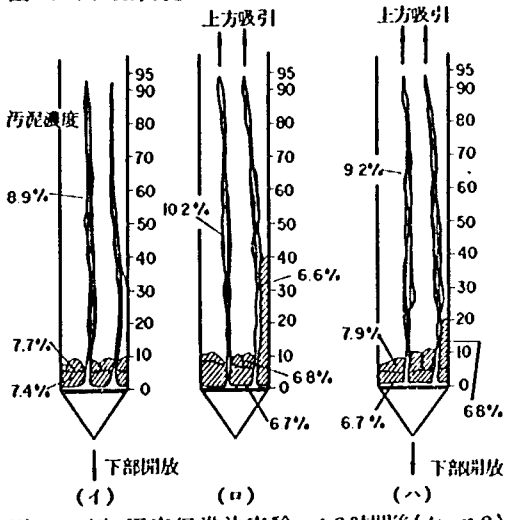
⑤ ケース２、ロで真空吸引方式での分離液の排除が遅くなっているが、これは吸引管が細く、かつその本数が少ないためと考えられる。また、最終的にも吸引水量が少ないのは、吸引口の位置が高かく、吸引が出来なくなったためと考えられる。

(4) まとめ

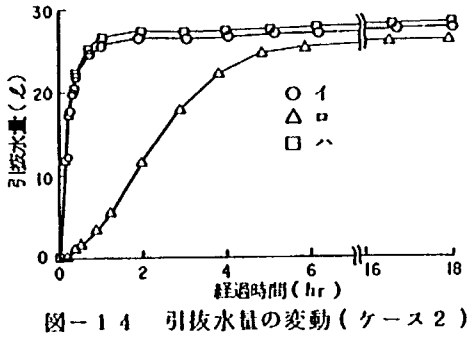
ジオテキスタイルを用いた排水材の併用により、高濃度の濃縮汚泥が短時間で得られることがわかった。しかし、連続的に使用しようとする場合には、排水材表面へ付着する汚泥の排除方法又は付着させない方法の検討が必要である。例えば、濃縮操作時における凝集剤の使用が考えられる。



図－13(1) 圧密促進法実験 24時間後(ケース1)



図－13(2) 圧密促進法実験 18時間後(ケース2)



図－１４ 引抜水量の変動（ケース２）

16. 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　京才　俊明
主任研究員　大嶋　吉雄
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・汚泥処理・汚泥処分とも，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。特に，小規模下水処理場における汚泥の処理・処分の考え方については，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年度の調査結果の要旨

小規模下水処理場において発生する汚泥の質と量については，いくつかの指針に記載されているが，その根拠となる実態調査については数少ない。今年度は，上記の質と量および汚泥の輸送・維持管理・各ユニットプロセスについて，主に１８ヶ所の下水処理場を対象として調査している。

3. 昭和６０年度の調査結果

3.1. 小規模下水処理場における汚泥の処理・処分に関する実態調査

(1) 調査目的

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，水処理方式の異なる18ヶ所の小規模下水処理場を対象にして小規模処理場の運転状況，処理状況，維持管理状況等の現地調査を行い，また，全国の下水処理場の各種データと上記現地調査結果を比較し，小規模処理場がいかなる特徴を有しているかを調査した。

(2) 調査対象処理場

調査対象処理場の概要を表－１に示す。処理場を抽出するに当っては，水量規模 10,000 m³/日 以下で流入率（現状処理水量 / 現有処理能力）が比較的大きいことに留意した。

(3) 調査結果

① 汚泥処理方法

全国下水処理場の汚泥処理方法について，現状の流入下水量別に整理すると表－２の通りである。濃縮・嫌気性消化・脱水（Type1）についてみると，小規模になるにつれてその構成比例は徐々に減

表－1　対象処理場の概要

処理場名	排除方式	水処理方式	汚泥処理方式	流入水量（現有施設）			流入水質	
				計画値	現況値・	流入率	BOD	SS
				（m³/日）	（m³/日）	(%)	(mg/ℓ)	(mg/ℓ)
A	分流式（109ha）	デイッチ＋終沈	汚泥濃縮（貯留）（移送）	5,237	1,519	29.0	177	105
B	〃　（295ha）	デイッチ＋終沈＋ラグーン	（ラグーン投棄）	1,360	1,268	93.2	131	167
C	〃　（27.6ha）	デイッチ＋終沈	濃縮＋無加温嫌気消化＋脱水（緑農地）	2,820	2,846	100.9	51	52
D	〃　（40ha）	イムホフ槽＋デイッチ＋終沈＋ポンド	イムホフ槽＋天日乾燥（緑農地）	540	263	48.7	320	210
E	〃　（67ha）	初沈＋回転円板＋終沈	無加温嫌気消化＋脱水＋コンポスト（緑農地）	750	544	72.5	107	93
F	〃　（50ha）	イムホフ槽＋回転円板＋終沈	イムホフ槽＋天日乾燥（緑農地）	760	331	43.6	200	150
G	〃　（123ha）	初沈＋回転円板＋終沈＋急ろ	濃縮＋脱水＋コンポスト（緑農地）	3,200	2,227	69.6	134	91
H	〃　（50ha）	初沈＋回転円板＋終沈	濃縮＋脱水（緑農地）	400	400	100	150	100
I	〃　（19ha）	調整槽＋長時間曝気＋終沈＋凝沈	好気消化（移送）	720	547	76.0	180	78
J	〃　（29ha）	調整槽＋嫌気好気槽＋終沈	濃縮（移送）	1,476	1,032	69.9	140	94
K	〃　（20ha）	長時間曝気＋終沈	濃縮＋脱水＋一部コンポスト（陸上埋立＋緑農地）	1,290	996	77.2	123	95
L	〃　（9.5ha）	調整槽＋長時間曝気＋終沈	濃縮（移送）	478	217	45.4	121	95
M	〃　（57ha）	活性汚泥＋終沈	濃縮（移送）	6,600	6,380	96.7	91	90
N	〃　（64ha）	活性汚泥＋終沈	濃縮＋好気消化（移送）	6,000	2,666	44.4	270	120
O	合流式（37ha）	活性汚泥＋終沈＋生物膜戸過	濃縮＋好気消化＋濃縮（移送）	1,650日最大	2,269	137	230	262
P	分流式（82ha）	調整槽＋活性汚泥＋終沈	好気消化＋濃縮（移送）	2,200日最大	2,845	129	170	140
Q	合流式（24ha）	初沈＋高速散水ろ床＋終沈	（移送）	9,430	6,742	71.5	45	92
R	分流式（63ha）	初沈＋高速散水ろ床＋終沈	濃縮＋嫌気消化＋脱水（陸上埋立）	7,020	3,352	47.7	169	164

・日平均値

少し，濃縮・脱水（Type２），濃縮のみ（Type７）消化のみ（Type９），処理施設なし（Type11）の構成比が増加する傾向が認められる。濃縮のみ（Type７）や処理施設なし（Type11）では他処理場へ移送しているケースが多いものと考えられる。また，消化のみ（Type９）の場合，P処理場やI浄化センターにみられるように，余剰汚泥を好気性消化して他の処理場へ移送しているケースが多いものと考えられる。このようなケースは，従来コミプラであったものが公共下水道へ変更になったもので，多くみられる。

小規模処理場に構成比の高い汚泥処理フローを中心にコメントすると，表－３，４の通りである。

② 汚泥処分方法

処理場の現状流入水量別，処分形態別に処理場数を整理すると表－５の通りである。

最終処分形態を水量別（1000m³/日以下，1000m³/日 以下，全体）でみると，陸上

表－３ 小規模処理場 汚泥処理フローに関するコメント(1)

汚泥処理方法	コ メ ン ト
濃縮～脱水	・濃縮汚泥のTSは0.74～3.63%を示している（実態調査より），M処理場では濃縮汚泥のTS＝3.6%であるのに対して，K，L処理場では0.7%程度と処理場により，かなり異なる。小規模処理場では濃縮タンクが貯留機能として利用されているケースが多い。 ・長所：濃縮タンクでの貯留が可能の場合には濃縮機能は低下するが，維持管理上の手間をはぶける。
濃縮～嫌気性消化～脱水	・全処理場でみると，最も構成比の高いフローであり，余剰方式で維持管理体制がとれる場合には，特に問題はない。

表－２ 汚泥処理方式別処理場数

昭和５８年度下水道統計

	全 体		10000m³/日以下		5000m³/日以下		1000m³/日以下	
	処理場数	構成比	処理場数	構成比	処理場数	構成比	処理場数	構成比
TYPE．１	182	33.7	81	33.9	54	29.5	11	17.2
TYPE．２	122	22.6	67	28.0	49	26.8	19	29.6
TYPE．３	60	11.1	9	3.8	7	3.8	0	0.0
TYPE．４	32	5.9	6	2.5	3	1.6	0	0.0
TYPE．５	19	3.5	1	0.4	1	0.5	0	0.0
TYPE．６	49	9.1	26	10.9	23	12.6	8	12.5
TYPE．７	31	5.7	26	10.9	23	12.6	14	21.8
TYPE．８	2	0.4	2	0.8	2	1.1	1	1.6
TYPE．９	7	1.3	6	2.5	6	3.3	4	6.3
TYPE．10	3	0.6	3	1.3	3	1.6	1	1.6
TYPE．11	33	6.1	12	5.0	12	6.6	6	9.4
合 計	540	100.0	239	100.0	183	100.0	64	100.0

注 1) TYPE．1 濃縮－嫌気性消化－脱水――――脱出
2 濃縮――――脱水――――脱出
3 濃縮――――脱水－焼却・乾燥－脱出
4 濃縮－嫌気性消化－脱水－焼却・乾燥－脱出
5 併用処理
6 その他フロー
7 濃縮のみ
8 脱水のみ
9 嫌気性消化のみ（好気のみ）
10 乾燥のみ
11 なし，他処理場へ

表－４ 小規模処理場 汚泥処理フローに関するコメント(2)

汚泥処理方法	コ メ ン ト
濃 縮	・濃縮のみの処理場では，濃縮タンクを貯留槽代わりに使う可能性が高く，濃縮機能を十分発揮させるような維持管理が必要となる。遠隔式の管理は可能。濃縮汚泥は近傍処理場の移送されているケースが多い。
消 化	・発生汚泥を直接，嫌気性消化タンクへ投入するケースは，建設段階で濃縮タンクを建設しておらず，無加温で嫌気性消化タンクを濃縮・貯留・消化の機能をもたせている例などで見られる。直接，嫌気性消化タンクに投入して，濃縮・貯留・消化機能をもたす方法も今後の検討を要するものと考えられる。 ・消化のみの処理フローでは，好気性消化タンクで汚泥の減量化・安定化させることを目的に採用している例が多い。好気性消化汚泥の処分では，他の処理場へ移送する方法がもっとも一般的なようであるが，維持管理（休止，電力消費量など）の点を考慮すると小規模処理場への適用は低いといえよう。
二 階 タ ン ク	・D，Fの例では最初沈殿池，汚泥濃縮，貯留，消化の機能をもたせており，日常的に発生する初沈汚泥の処理を簡便な方式で管理している。今後検討を要するプロセスと考えられる。

埋立は小規模になるになるに従い構成比が減少する。また，1000 m³/日 以下の規模では，汚泥輸送等の構成比が増加する傾向がみられる。

一方，有効利用は規模にかかわらず，12～13 %の構成比となっており，規模による差はでていない。

表－5　最終処分状況

昭和58年度版下水道統計

	全体		10000m³/日以下		5000m³/日以下		1000m³/日以下	
	処理場数（箇所）	構成比（%）	処理場数（箇所）	構成比（%）	処理場数（箇所）	構成比（%）	処理場数（箇所）	構成比（%）
1. 陸上埋立	255	46.3	99	44.1	67	36.0	13	20.0
2. 海面埋立	26	4.7	2	0.8	2	1.1	0	0.0
3. 海洋投棄	4	0.7	0	0.0	0	0.0	0	0.0
4. 有効利用	66	12.0	32	13.0	24	12.0	8	12.3
5. 3・4	50	9.1	11	4.4	6	3.2	2	3.1
6. その他処分	30	5.4	15	6.1	9	4.0	3	4.6
7. なし	120	21.8	88	35.6	78	41.9	39	60.0
計	551	100.0	247	100.0	186	100.0	65	100.0

③　水処理方式による泥泥性状の変化

現地調査の汚泥分析結果より，オキシディションディッチ，回転円板，長時間曝気，標準活性汚泥ならびに高速散水沪床からの発生汚泥の性状をまとめると表－6のとおりである。

また，イムホフ槽引抜き汚泥，初沈汚泥（分流式），嫌気性消化汚泥（散水沪床）等の性状をまとめて表－7に示す。

表－6　水処理別の汚泥性状

	オキシディションディッチ	回転円板	長時間曝気	標準法	高速散水ろ床
PH	6.6	6.4	6.6	6.6	7.4
TS %	1.0	1.2	0.6	1.6	0.39
VS %	0.7	0.9	0.4	1.0	0.18
有機物含有率 %	70.0	75.0	66.7	62.5	46.2
T－C 乾泥%	29.9	38.4	38.7	33.6	23.5
炭水化物 〃	6.8	6.7	7.9	7.9	3.24
蛋白質 〃	31.9	39.9	37.5	31.7	15
脂質 〃	4.9	9.4	8.2	7.8	4
溶解性炭水化物mg/ℓ	6.3	27.5	4.3	19.0	5
溶解性蛋白質 〃	40.8	194.5	25.0	69.6	3.31
溶解性脂質 〃	20.7	33.5	29.0	21.5	59
TOC 〃	3333	5125	1760	4525	940
NH_4－P 〃	12.5	55.8	7.7	54	148
〃	25.6	7.4	21.7	17.5	0.7
	206.6	395.5	109.1	435.3	31.6
備考	A，C，D処理場のディッチ汚泥 エアレーション時間（AT）＝20.4～106hr	E，F，G，H処理場の回転円板余剰汚泥 接触時間＝1.7～7.9hr	I，J，K，L処理場の余剰汚泥 エアレーション時間＝9.3～33.1hr	M，N，O，P処理場の余剰汚泥 エアレーション時間＝3.9～9.2hr	Q　処理場 散水負荷＝17～25 m³/m² 日

水処理方式ごとの汚泥性状をみると次のことがいえる。

(ア)　炭水化物量（乾泥%）は高速散水沪床法で3.2%と低くなっているが，他の水処理方式では6.7～7.9%で大差ない。

(イ)　蛋白質量（乾泥%）でも高速散水沪床で15%と低い一方，他の方式では31.9～39.9%となっている。回転円板および長時間曝気で比較的高い値となっている。

(ウ)　脂質量（乾泥%）も蛋白質と同様な傾向となっている。回転円板で蛋白質および脂質が高くなっているが，特にEおよびGの2処理場で蛋白質が45%以上，脂質10%以上になっている。

④　汚泥輸送と最終処分

最終処分法および処分先などをまとめると表－8のとおりである。

処分法をみると，濃縮汚泥や消化汚泥を他処理場へ移送している処理場が9ケ所，緑農地利用が5

表－7 各種汚泥の性状

	PH	T-P mg/ℓ	PO_4-P mg/ℓ	NH_4-N mg/ℓ	TOC mg/ℓ	TS %	VTS %	T-C %乾泥	炭水化物 %乾泥	蛋白質 %乾泥	脂質 %乾泥	溶解性 炭水化物 mg/ℓ	溶解性 蛋白質 mg/ℓ	溶解性 脂質 mg/ℓ	現場測定 PH	現場測定 温度 ℃
イムホフ槽汚泥	6.5	598.5	24.4	246.5	8250	3.2	2	33.7	5.3	14.8	6.6	23	392.1	44.5	6.4	18.4
初沈汚泥(分流)	5.9	32.9	5	14.8	1435	0.4	0.3	40.8	6.3	28.3	10.1	11	52.1	13.5	6.7	14.4
余剰汚泥	6.7	134.7	14.7	12.3	1923	0.7	0.5	35.2	7.4	31.3	7.3	5.5	20.2	28.3	6.5	20.9
好気性消化汚泥	6.4	138.3	17	82.1	2350	0.8	0.6	34.8	8	32.7	7.3	16.8	45.4	13.3	6.1	20.3
濃縮汚泥	6.9	533.3	16.6	80.7	4633	1.7	1	33	7	45.9	7.5	18.3	80.4	20.7	6.7	20.9
嫌気性消化汚泥	7.5	124.0	0.2	51.3	8600	6	2.3	23	2.5	16.6	5.3	17.0	16.1	2.5	7.1	23.4
濃縮汚泥*									15.6	28.9	14.3					
嫌気性消化汚泥*									5.3	25.6	9.1					

* 全国20処理場の平均値(59年度報告)

ケ所，陸上埋立(ラグーン投棄)が3ケ所，その他が1ケ所となっている。

現地調査結果では，他処理場へ移送している処理場が9ケ所(45%)あり，移送距離5～33km移送費用原単位67－355円/m³・km，移送汚泥量2.4～28m³/日であった。移送汚泥の形態は濃縮汚泥7カ所，消化汚泥2カ所となっており，濃縮汚泥での移送が大半を占めている。

緑農地利用の還元先は畑地が主なものである。

陸上埋立は2処理場で行っており，ともに山間埋立しておりダンプで2～7km輸送している。処分費はK処理場の例では1100円/m³・kmとなっている。

表－8 最終処分法および処分先等のまとめ

処理場名	処分法	汚泥形態	処分量	処分先(移送先)	処分費	備考
A	移送	濃縮汚泥	9 m³/日	TN－STP (バキューム 20km)	1340円/m³	
B	ラグーンへ投棄	沈殿汚泥	－	ラグーン	－	
C	－	(脱水ケーキ)	－	－	－	
D	緑農地利用	乾燥汚泥	0.06 m³/日	畑地	0円/m³	利用者が取りにくる。
E	〃	コンポスト汚泥 (700円/20kg)	0.09t /日	水田，畑，樹園など	－	
F	〃	乾燥汚泥	0.05 m³/日	畑地	0円/m³	利用者が取りにくる。
G	〃	コンポスト汚泥	0.02t /日	－	－	運転開始直後である。
H	〃	脱水ケーキ	0.06 m³/日	畑地	－	
I	移送	消化＋凝沈汚泥	4.2 〃	HT浄化センター (バキューム 14km)	－	
J	〃	濃縮汚泥	2.4 〃	〃 (バキューム 14km)	－	
K	陸上埋め立て	脱水ケーキ	0.15 〃	山間埋立地(産＋一般) (ダンプ 7km)	7860円/m³	
L	移送	濃縮汚泥	0.46 〃	NT浄化プラント (バキューム 20km)	7100円/m³	
M	〃	濃縮汚泥	9.8 〃	F－STP (バキューム 33km)	2410円/m³	
N	〃	好気消化汚泥	28 〃	HT浄化センター (バキューム 5km)	－	
O	〃	好気性濃縮汚泥	16 〃	M－STP (バキューム 6km)		
P	〃	〃	5.6 〃	〃 (バキューム 6km)		
Q	〃	沈殿汚泥	10 〃	IYセンター (パイプ，自然流下600m)	0円/m³	自然流下
R	陸上埋め立て	脱水ケーキ	1.1 〃	山間埋立地(産廃) (ダンプ 2km)	－	

⑤　発生汚泥量

小規模処理場現地調査関果より，発生汚泥量についてまとめると表－９のとおりである。流入水量当りの発生汚泥量は，一般にいわれている１～２％に比べ，かなり変動のある値（0.5～58.5％）となっている。処理場の汚泥処理プロセスの運転方法等（間欠的な汚泥引抜きなど）の影響が出ているものと考えられる。

一方，「最終処分に応じた汚泥処理システムの選択に関する調査報告書」によると，処理水量ごとに流入水量当りの発生汚泥量(%)が表－10のように報告されている。

表－９　発生汚泥量に関する調査結果

	処理場名	流入水量当たりの発生汚泥量（％）	流入固形物当たりの発生固形物（％）
ディッチ	A	0.5	106
	D	9.5	（182）
回転円板	E	10.5	（139）
長時間	I	3.3	（193）
	J	0.9	78.4
	L	58.5	（1570）
標準法	M	0.8	85.4
	N	7.0	（374）

（　）流入固形物より発生固形物の多い場合

表－10　流入水量当りの発生汚泥量
（分流式，10,000m³/日以下）

	標準法	ステップエアレーション	長時間エアレーション
発生汚泥量(%)	1.82	1.24	1.20

流入固形物当りの発生固形物量をみると，現地調査結果では汚泥分析頻度，サンプリングによる誤差等のため78.4％～1570％と100％以上になっているケースがかなりある。流入固形物当りの発生固形物量が100％以下なものは，J浄化センター（78.4％）およびM処理場（85.4％）のみである。

⑥　維持管理費

表－１１に各処理場別の維持管理費および処理費を示す。

⑦　電力消費量

全電力量原単位は0.01～1.29kwh/m³であり，かなり広範囲に分布している。水処理系の電力量原単位は，オキシディションディッチで0.28～2.1kwh/m³，回転円板で，0.47～1.29kwh/m³，長時間曝気気で0.56～1.16kwh/m³，標準法で0.21～0.59kwh/m³，高速散水沪床で0.01～0.23kwh/m³となっている。電力消費量の点からは，高速散水沪が最も有利であるといえる。オキシディションディッチのうちD処理場の2.1kwh/m³をのぞくと0.28～0.65kwh/m³となり，また回転円板のうちF処理場をのぞくと0.47～0.60kwh/m³となる。これらの電力量原単位で比較すると，標準法，オキシディションディッチ，回転円板での電力量原単位は大差ないといえよう。長時間曝気法ではすべて0.56kwh/m³以上であり，他の４方式に比べてエネルギー的に劣るといえる。

汚泥処理系の電力量原単位は５処理場のみでしかデータが得られておらず，0.01～0.42kwh/m³と大きな範囲でばらついている。重力濃縮～脱水（１部コンポスト）のK浄化センターでは0.42kwh/m³，重力濃縮～脱水のH水質管理センターでは0.21kwh/m³，重力濃縮～好気性消化で0.04kwh/m³，重力濃縮－嫌気性消化～脱水0.04kwh/m³，重力濃縮～脱水－コンポストで0.01kwh/m³となっている。小規模処理場では汚泥処理プロセスまでの管理に手がまわらず，汚泥処理プロセスの電力量原単位については，十分把握できなかった。

⑧ 維持管理および水質管理体制

維持管理体制および水質管理体制のまとめを表－12に示す。

常駐・無人かを流入水量規模でみると，無人管理の処理場は流入水量がおよそ1000m³/日以下であり，それ以上の規模では常駐管理体制をとっている。

管理作業人員は1～12人と大きくばらついており，A処理場6人，G浄化センター9人，M処理場12人，R水質管理センター（Qも含めて）8人などが管理人員の多い処理場である。IおよびJ浄化センターでは，規模が小さいわりに常駐者が3～4人と多い。水質試験室を有する処理場は，G・M・Rの3処理場であり，流入水量規模では2000m³/日以上の処理場となっている。

表－11 処理場別維持管理費

処理場名	流入水量 (m³/d)	上段：維持管理費（千円/年） 下段：原単位（円/m³） 電気料	薬品代	燃料費	水道料	修理費	人件費	その他	合計
A	1519	7019 12.66	400 0.72	704 1.27	67 0.12	866 1.56	20839 37.59	18642 33.62	48537 87.54
B	1268	2962 6.4	285 0.62	0 0	28 0.06	684 1.48	0 0	1831 3.96	5790 12.51
C	2846	11698 11.26	646 0.62	268 0.26	0 0	3266 3.14	4284 4.12	1965 1.89	22127 21.3
D	263	5686 59.23	447 4.66	20 0.21	10 0.1	273 2.84	0 0	2871 29.91	9307 96.95
E	544	4801 24.18	0 0	0 0	201 1.01	6 0.03	0 0	11302 56.92	16310 82.14
F	331	7066 58.49	1064 8.81	23 0.19	29 0.24	1105 9.15	0 0	4108 34	13395 110.87
G	2227	18510 22.77	1321 1.63	1699 2.09	0 0	369 0.45	13549 16.67	22472 27.65	57920 71.26
H	400	2872 19.67	211 1.45	26 0.18	0 0	1964 13.45	1500 10.27	1159 7.94	7732 52.96
I	547	4715 23.62	410 2.05	14 0.07	9 0.05	3763 18.85	17806 89.18	3465 17.35	30182 151.17
J	1032	11334 30.09	0 0	17 0.05	59 0.16	1762 4.68	29676 78.78	5135 13.63	47983 127.38
K	996	7713 21.22	1448 3.98	104 0.29	187 0.51	8705 23.95	3724 10.24	9178 25.25	31059 85.43
L	217	2790 35.23	195 2.46	55 0.69	0	260 3.28	2920 36.87	130 1.64	6350 80.17
M	6380	17978 7.72	6468 2.78	41 0.02	406 0.17	9958 4.28	65045 27.93	17531 7.53	117427 50.43
N	2666	9810 10.08	8390 8.62	25 0.03	721 0.74	8969 9.22	17806 18.3	14863 15.27	60584 62.26
O	2269	11936 14.41	1509 1.82	3500 4.23	389 0.47	2409 2.91	4800 5.8	5216 6.3	29759 35.93
P	2845	7011 6.75	808 0.78	1226 1.18	389 0.37	1430 1.38	4707 4.53	4222 4.07	19793 19.06
Q	6742	892 0.36	1030 0.42	130 0.05	603 0.25	475 0.19	6357 2.58	1234 0.5	10721 4.36
R	3352	4856 3.97	1560 1.28	1753 1.43	1024 0.84	2588 2.12	12519 10.23	501 0.41	24873 20.33

水質試験専従者がいるのは試験室を有する3処理場であり，1～2人となっている。

⑨ 汚泥貯留

貯留容量は計画汚泥量，巡回頻度から決定されるが，例えば巡回頻度が週に1回の場合には7日滞留する汚泥も生じるため，スカム発生，汚泥腐敗は避けられないと考えられる。

小規模処理場の現地調査でも，濃縮槽を貯留槽に併用しているH水質管理センター，J浄化センター等ではスカムの発生や汚泥腐敗が認められた。

⑩ 2階タンク（イムホフ槽）

処理場現地調査では，D・F処理場でイムホフ槽（2階タンク）が最初沈殿池と汚泥消化タンクとして使用されている。

上記2処理場のイムホフ槽の運転状況等をまとめると表－13のとおりである。

小規模下水道計画・設計指針の水面積負荷，沈殿時間に比べ両処理場とも余裕のある運転となっている。消化汚泥のVTSも加温嫌気性消化のもの（20処理場の平均，昭和58年度報告書）とほぼ同等であるといえよう。

イムホフ槽は貯留，濃縮，消化の機能をもたせることが可能であり，最初沈殿池汚泥の貯留を含めた2処理場の例は今後も検討する価値があるものと考えられる。

⑪ 濃 縮

処理場現地調査より，濃縮タンクの滞留時間の実績値等をまとめると表－14のとおりである。

濃縮タンクの滞留時間は1.7～57.3時間と処理場によって大きく異なり，濃縮汚泥のTSも0.74～3.63となっている。

⑫ 消 化

処理場現地調査より，好気性消化および嫌気性消化についてまとめると表－15のとおりである。

好気性消化の消化率は18.8～39.1%を示しており，消化日数25日のPstpでは39.1%の消化率を示している。

嫌気性消化（30°C，25～30日）では約40%の消化率が得られており，ほぼ適切な消化率が得られている。

⑬ 脱 水

小規模処理場の現地調査では，脱水プロセスのある処理場ではベルトプレスの採用例が多く，高分子添加

表－12 処理場別維持管理体制

処理場名	維持管理体制			水質管理		
	常駐・無人	委託の有無	管理作業人員	水質試験室の有無	委託の有無	水質専従者数
A	常駐	一部有り	6(3)	無	一部有り	0
B	無人	無	1	無	有	0
C	常駐	無	1	無	一部有り	0
D	無人	有	(1)	無	有	0
E	常駐	有	(2)	無	一部有り	0
F	無人	有	(1)	無	有	0
G	常駐	一部有り	9(5)	有	無	2
H	無人	無	1	無	有	0
I	常駐	無	3	無	有	0
J	常駐	無	4	無	有	0
K	常駐	有	(1)	無	有	0
L	無人	有	(1)	無	一部有り	0
M	常駐	無	12	有	無	1
N	常駐	無	3	無	無	0
O	常駐	無	2	無	無	0
P	常駐	一部有り	1(1)	無	無	0
Q	常駐	無	8	有	一部有り	2
R						

表－13 現地調査結果

処理場名	D	F	備考
水面積負荷 (m^3/m^2 H)	8.3 (18.1)	5. (18.4)	20～30 (小規模計画・設計)
沈殿時間 (hr)	5.8 (2.7)	8. (2.6)	2.0 (小規模計画・設計)
消化日数 (日)	139 (108)	197 (101)	60～90 (小規模計画・設計)
消化汚泥性状	TS=2.74% VTS=68.2%	3.72% 58.3%	VTS=57.2% (20処理場加温消化実績)

( ) 計画値

表－14 小規模処理場濃縮タンク滞留時間等の比較

処理場名	現況の滞留時間(計画)(hr)	濃縮汚泥TS(VTS)(%)
C	－ (14.4)	3.6 (50)
G	4.5 (12.0)	－ (－)
H	6.0 (12.0)	1.51 (78.1)
J	29.3 (38.6)	2.52 (76.2)
L	24.0 (24.0)	0.77 (77.9)
M	57.3 (13.7)	0.74 (63.5)
N	55.0 (12.0)	3.63 (54.2)
O	1.7 (7.15)	－ (－)
F	14.5 (3.9)	1.34 (80.6)

量は 0.30～0.87%となっている。

⑭　汚泥の巡回処理

小規模処理場の現地調査では，水質規模 1000 m³/日以下の処理場ではすべて無人管理体制であり，操作員巡回方式で管理されていた。しかし，汚泥は他処理場へ移送されている処理場（L 浄化センター）もあり，小規模下水道計画・設計指針による分類でいうと集約汚泥処理・操作員巡回方式にあたる。

表－15　消化に関する実態

消化方式	嫌気性消化				準好気消化
処理場名	I	N	P	O	R
消化日数（日） （計画値）	7.6 (7.6)	29 (7.4)	約25 (10)	43 (7.5)	25～30 (25～30)
消化温度（℃）	19.5 (11月)	19.4 (11月)	19.4 (11月)	22.7 (11月)	30
消化汚泥 TS(%) VTS(%)	0.43 72.1	1.50 65.3	0.59 69.5	1.34 80.6	6.0 37.8
投入汚泥 TS(%) VTS(%)	0.46 76.1	0.55 72.7	0.76 78.9	0.77 72.7	5.36 50.7
消化率（%）	18.8	29.3	39.1	－	40.9

⑮　集中処理（集約処理）

小規模下水道計画・設計指針，小規模処理場設計指針，ＥＰＡマニュアルとも集中処理に関する記述はない。

⑯　返　流　水

小規模処理場における流入水量，流入水質の変動は大規模処理場に比べ大きく，返流水負荷の戻す時間帯を考慮すれば，処理機能を及ぼすことは少ないと考えられる。

Ⅳ 下水道事業調査費による他部の研究

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　嶋津晃臣
研究員　坂田幸広
下坪賢一

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、薬液注入工法の使用件数の増大に伴って注入技術に関する研究・開発も各方面で行われており、安全性（無公害性）は勿論のこと、注入効果の向上を目指して各種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るとされている。このように薬液注入工法に関しては、様々な課題が積残されているわけであるが、年間相当量の注入材を地盤に注入している現状からみて、特に注入効果確認などの施工管理手法の確立が不可欠であり、かつ早急に行う必要がある。

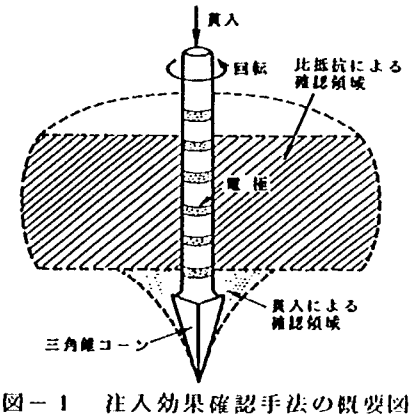
2. 調査目的

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）および予測手法を見出すことを目的としている。

3. 調査方法

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、薬液注入工法の注入効果を確認する手法として図－1に示すようなサウンディング手法と電気比抵抗法とを組み合わせた方法を過年度に提案した。すなわち、この手法のうち、前者のサウンディング法に関しては、注入固結領域が原位置地盤と比較して一般的に強度が大きいという特性に着目したものである。これまでにもサウンディング法に関しては、



図－1　注入効果確認手法の概要図

オランダ式コーン貫入試験などの方法の適用性について検討されてきたが、一般に試験対象の強度が高い場合には試験不能となるケースが多く、注入効果確認への適用に関して問題があるとされてきた。そこで本調査では、コーンを回転貫入させる方法を提案し、回転・貫入時の貫入速度、貫入力（推力）、および回転トルクなどの情報をもとに注入固結領域を確認しようとするものである。一方、電気比抵抗法に関しては、注入固結土が原位置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比抵抗法により注入領域を推定するものである。

3.2　前年度の調査結果と本年度の調査項目

前年度は、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土供試体に対して数種のコーンを回転・貫入させた場合の回転・貫入抵抗に関する基本的な特性（貫入速度、推力、回転トルク）を調べた。前年度の実験結果を要約すると、以下のようになる。

① コーンの回転・貫入による方法では、qu=20kgf/cm程度の強度の固結体にも貫入可能であるなど、高強度の固結体に対しても適用可能である。

② コーン貫入時の貫入速度、推力、回転トルクなどのパラメータを比較することにより、固結・未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、これらのパラメータのうち、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。

本年度は、上記のコーン回転・貫入法に関して、以下の項目に着目して調査を行った。

① コーンの回転・貫入時の貫入速度等の各パラメータの相互の関係を明確にするために室内試験によりデータの補充を図る。

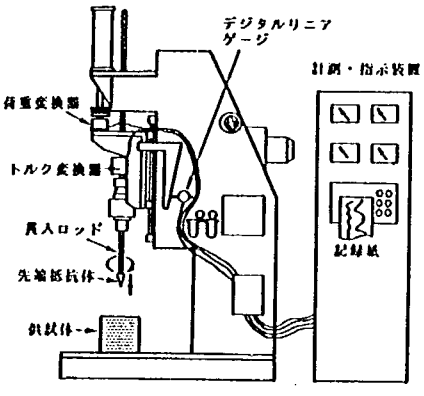
② 大型土槽実験により、実際規模の注入地盤に対する回転・貫入法の適用性を調べる。土槽実験においては、貫入速度、推力に着目して深度方向、あるいは平面的な注入固結範囲の判別を試みるとともに、土研式貫入試験、簡易ベーンせん断試験から得られた結果との対応について検討する。

4.　注入固結物への回転・貫入法の適用性に関する室内実験　（実験Ⅰ）

4.1　実験方法

(1)　回転貫入試験装置

図－2には、室内試験において用いた試験装置の概要を示す。本装置は空気圧によりロッドを貫入、モータによりロッドを回転させることができる構造となっている。さらに、本装置には推力を作用させる部分に荷重変換器、回転ロッドにトルク計及び降下部にデジタルリニアゲージが設置されており、供試体に先端抵抗体が回転貫入する際に作用する推力、回転トルク及び貫入量（貫入速度）を同時に自動計測できる。なお、本年度はトルク計の不良のため回転トルクについては整理していない。



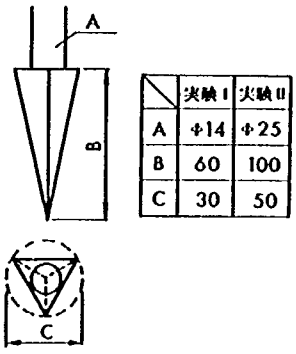
図－2　室内試験における回転・貫入試験装置の概要図

図－3には、本試験に用いた先端抵抗体の形状寸法を示す。図に示すとおり先端抵抗体は径30mmの円に内接し、高さ60mm

の三角コーンを用いた。また、同図には、後述する大型土槽実験（実験Ⅱ）に用いたコーンの寸法も併記している。なお、ロッドの回転数は80rpmとした。

(2) 供試体条件

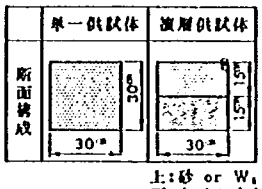
供試体は単一供試体、複層供試体に大別される。単一供試体には溶液型有機系薬液(W_1)を細砂に浸透させた注入固結物、細砂の湿潤重量に対して5%，10%のセメントを添加したセメント固結物、さらに無処理の砂供試体の4種の条件を設定した。一方、複層供試体は、それらを二層状に組み合わせたものを作製した。表－1には供試体の種類を示す。



	実験Ⅰ	実験Ⅱ
A	Φ14	Φ25
B	60	100
C	30	50

図－3　先端抵抗体の形状図

表－1　供試体の種類



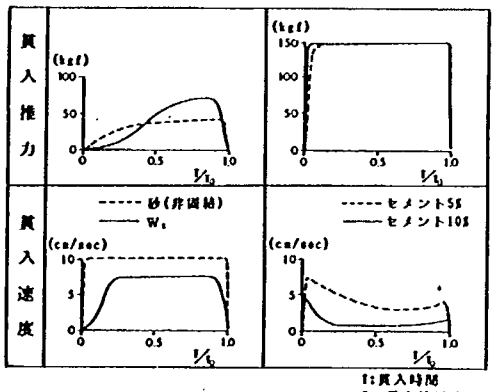
上：砂 or W_1
下：セメント10%

4.2　試験結果

(1) 単一供試体における試験結果

各種単一供試体に対する回転・貫入試験の代表的な測定例を図－4(a)，(b)に示す。図－4(a)には細粒砂（非固結）及び溶液型有機系薬液(W_1)固結供試体における実測例を、また、図－4(b)にはセメント固結土（セメント添加率5%，10%）供試体における実測例を示している。これらの図において貫入推力は砂（非固結）が約40kgfに対してW_1では約70kgfと薬液注入による固結効果の分だけ貫入推力が大きくなっている。さらに、貫入速度については、砂（未固結）が約10cm/sec，W_1が約7.5cm/secと固結物の方が大きな回転・貫入抵抗を示している。次にセメント5%，セメント10%添加供試体については、貫入推力が150kgfで一定値を示しているが、これは本試験では装置の空気圧が10kgf／cm²に設定されており、この空気圧のもとでは150kgfの推力が限界であったためと考えられる。しかし、貫入速度を見るとセメント5%の方がセメント10%に比べて大きく、添加率による強度の差異を見出すことができる。

図－5には先端抵抗体を単一供試体に回転貫入させた時の貫入推力と貫入速度の関係について整理したものである。なお、図中のプロットは両パラメータともほぼ安定する測定値を示す十分に深い貫入量（貫入深さ18cm）のところで読み取ったものである。また、同図には、前年度に行った空気圧が0.7kgf／cm²による試験結果(×印)も付記している。図－5より貫入速度と貫入推力は概ね負の比例関係にあることが認められるとともに、その関係は、空気圧力に依存していることがうかがえる。さらに、一定空気圧の条件では、各条件の供試体における測定点がある範囲に集中して分布し、強度の判別が可能であることがわかる。以上の結果をもとに、図－6には、



図－4　貫入推力と貫入速度の実測値の比較

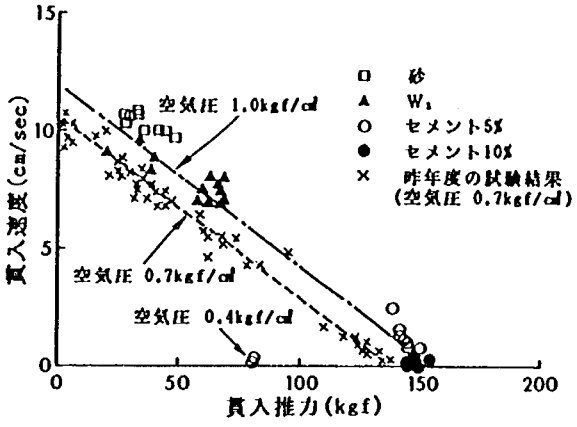
一軸圧縮強さquと貫入速度の逆数1/Vの関係を示す。図より、貫入抵抗の大きい供試体ほど一軸圧縮強さも大きくなっていることが確認できる。すなわちこのことは、空気圧力一定条件では、貫

入速度が供試体の強度と密接な関係にあるものと考えられる。

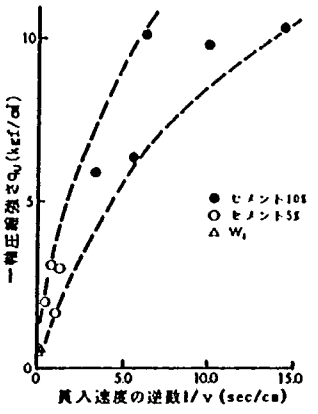
以上で述べた室内試験における各パラメータ相互の関係から判断すると、貫入推力と貫入速度は、未固結砂層と注入固結物を判別する際の有力な情報であり、実際にサウンディング手法を検討する場合、貫入推力、貫入速度の測定は不可欠であると考えられる。

(2) 複層供試体における試験結果

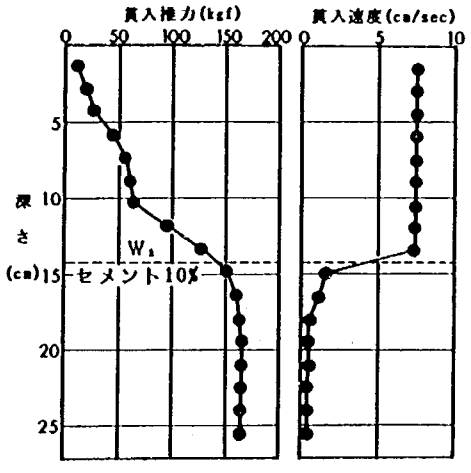
原地盤中の固結効果を判定するため、一連の試験において用いた固結種別から強度の大きいセメント10%を下半分の土層とし、上半分の土層には強度の小さいW₁及び緩い砂を充填した複層供試体を作製し、単一供試体と同じ試験条件により回転貫入試験を実施した。図－7には、上部にW₁、下部にセメント10%添加の固結物を組み合わせた条件を例にとって複層供試体の測定結果を示す。図より、推力に関しては、貫入初期の段階では貫入に伴い推力が増加する傾向が認められ、上層の軟らかいW₁層に関する代表値を判断するのは困難であるが、W₁とセメント10%各々の固結物の有意な差は確認できる。さらに、貫入速度について見ると、上下両層ともに明確な差異が認められるとともに、推力と比較して強度に対する感度が良く、両供試体の境界を精度良く判別することができる。



図－5　貫入推力と貫入速度の関係（実験Ⅰ）



図－6　qu と 1／v の関係（実験Ⅰ）



図－7　2層条件における貫入推力と貫入速度の測定例

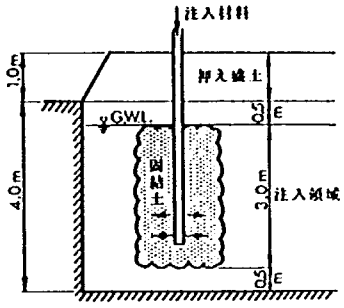
5. 薬液注入地盤への回転・貫入法の適用性に関する大型土槽実験 （実験Ⅰ）

5.1 実験方法

(1) 地盤造成条件及び薬液注入条件

本実験では、土工実験棟内の土槽（W=4m, L=8m, D=4m）にシルト分5%含んだ細砂を投入した後棒状締め固め機で水締めし、間隙率約45%の地盤を造成した。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。図－8には、実験地盤の概要を示す。

表－2には土槽実験における注入条件を示す。注入条件は合計8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10ℓ/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(ℓ=)300cm，設計注入量(Q)は1ケース当たり700ℓとした。



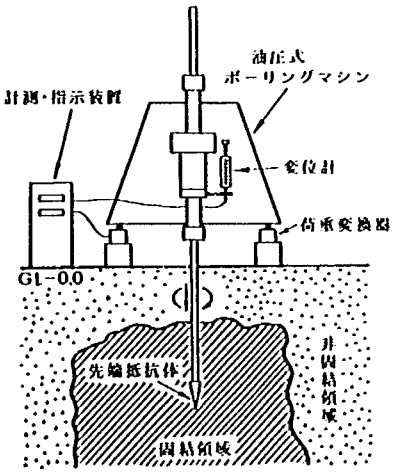
図－8 土槽実験地盤の概要図

表－2 薬液注入条件

注入材	瞬結材 溶液型無機系 緩結材 溶液型無機系 溶液型有機系
注入率	30%
注入量	700ℓ/本
注入本数	8本
注入速度	S:12ℓ/分，L:9~10ℓ/分
ゲル化時間	S:7"~12"，L:7'30"~25'00"
注入ステップ	50cm
ステップ	6ステップ

(2) 回転・貫入試験条件

薬液を注入した地盤に対して、薬液注入用ボーリング装置を利用して室内試験と同じ要領で回転貫入試験（図－9参照）を行った。今回の試験ではφ25mmのロッド先端に三角錐の先端抵抗体を取付けた。測定項目は回転貫入時の貫入推力、貫入量（貫入速度）である。なお、ロッドの回転数は80rpm，先端抵抗体の寸法は実験Ⅰの1.67倍とした。なお、回転貫入試験の測定結果の補足と対比の目的で、土研式貫入試験、簡易ベーン試験等を実施した。

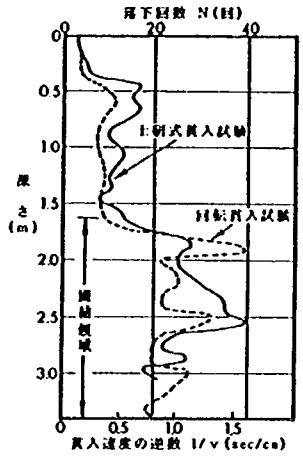


図－9 土槽実験における回転・貫入試験の概要

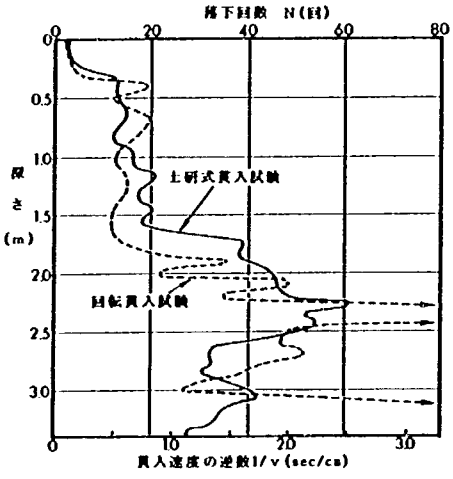
5.2 実験結果

図－10，図－11，図－12には実験Ⅰにおける回転貫入試験の実測例を、その近傍（30cm以内）で行った土研式貫入試験の結果と併記して示す。なお、ここでは回転・貫入抵抗の目安として貫入速度の逆数1/Vを用いている。図－10に示す両試験結果からは、貫入抵抗に関する同様の対応が見られ、さらに後日掘削して目視観察した固結領域ともほぼ一致していた。また、図－11に示す結果においても比較的良好な対応が認められる。しかしながら、図－12に示す結果においては、両試験の傾向は異なっている。これは、試験後に行われた掘削の結果薬液が割裂状に注入されており、その結果注入固結領域が不規則であったためと考えられる。

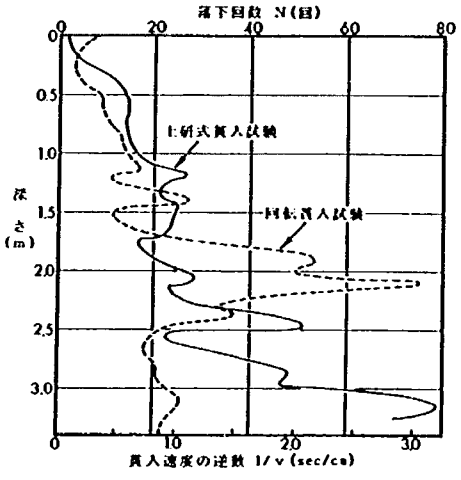
以上の結果、回転・貫入試験の方法、または測定精度にまだ多くの改善点があるものの、ボーリングマシンの油圧力を調整することにより、幅広い固結強度に対して適用可能であるとともに、調査に要する時間も他のサウンディング法に比べてかなり短縮できるなどの事項を確認することができた。



図－１０　回転貫入試験と土研式貫入試験との対応例(１)



図－１１　回転貫入試験と土研式貫入試験との対応例(２)



図－１２　回転貫入試験と土研式貫入試験との対応例(３)

6. まとめと今後の問題点

本年度実施した、室内実験及び大型土槽実験の結果、三角錐コーンによる回転貫入試験では切削を伴うため、これまでコーンの静的貫入だけでは不可能であった高強度の注入改良地盤に対しても適用できることがわかった。また、地盤強度（一軸圧縮強度）と貫入抵抗の大きさの間には貫入推力、貫入速度といったパラメータで整理することにより相関性が認められた。しかし、土槽実験の結果から、回転・貫入試験の方法（条件の設定）または測定精度などに関する改善点も明らかとなった。今後は、回転・貫入のメカニズムを解明していくとともに固結物の強度との対比に関するデータの蓄積を図っていく予定である。さらに、回転貫入試験と他のサウンディング試験との比較、あるいは電気比抵抗法など薬液注入前後に変化する事象を利用した確認手法の組み合わせも今後検討していく予定である。

2．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　堤田照章
中島輝雄

1　はじめに

高度経済成長時代の都市域の急激な膨脹により、従来とは一変した都市形態が生じ、種々の都市問題が発生した。その解決のために多くの社会資本が投入されたが財政的、社会的な諸制約により十分な対応がなされず、内在していた問題が一斉に顕在化してきたものの一つに都市排水問題を挙げることができる。都市排水の問題点としては、不浸透域の増加による雨水流出量増大、都市中小河川整備率の低さ並びに下水道・河川の不整合等が挙げられる。特に都市排水の両輪とも言える下水道・河川においては両事業の実施組織が違うことにより、両者の間に排水能力のアンバランスや事業進捗面の不整合が生じる場合がある。例えば、河川の流下能力が不足している所では調整を必要とする場合があり吐き口縮小による排水調整等が実施されている。

現段階では、排水問題が顕著に生じているのは大都市が中心であるが、今後地方中核都市においても同様な問題が生ずることが予想され、早急に下水道と河川との調整のとれた都市総合排水計画を立案し事業を実施していくことが望まれる。

2　調査内容

本調査は、都市における総合排水計画を立案していくための基礎調査であり、59年度は下水道と河川の計画論を、1）現在の技術マニュアル、2）実際の事業実施例、3）モデル計算による計画流量と施設断面、により比較検討し相違を明らかにした。本年度は、両計画論の相違がどのような変遷を経て現在に至ったかを既往文献等を用いて明らかにした。

本検討においては、既往文献として下水道・河川に関する教科書、論文等を主体として検討した。対象とした教科書、論文は、下水道では大正以降、河川では明治以降のものである。調査項目としては、両計画の目的、計画規模、流出量算定手法である。

3　調査結果

3．1　計画論の変遷

1）計画の目的

現計画における下水道・河川の計画の目的は、下水道が「浸水防除、水洗化、水質保全」、河川が「洪水防御、水資源開発」であるが、この目的は過去から変化せずに至ったものではない。

下水道については、従来我国においては糞尿を農地の肥料として還元しており、下水道の必要性が少ないこともあり、明治の初期にはほとんど整備されることがなかった。下水道が最初に整備されたのは、明治17～18年にかけての神田下水であり、その後大都市においても下水道が整備され始めている。この理由としては、この当時コレラ等の伝染病が多発していたことによることが多く、都市内における汚水、雨水の滞留による伝染病を予防する目的で進められた。これを受て明治33年には旧下水道法が制定され、第1条に「土地ノ清潔ヲ保持スル為汚水雨水疎通ノ目的以テ布設スルー－略－－」ものと規定しており、衛生面から浸水を防除することが重要であるとしている。しかし、伝染病の予防としては、上水道が急務であるという当時の思想及び糞尿の農地還元方式がそのまま続いていたために、下水道事業は遅々として進まず、昭和30年代まで下水道整備は進んでいない。一方、当時の下水道事業に対する国庫補助をみると、明治17年の神田下水に補助金が交付されたのが始まりであるが政府の財政的基盤が確立されていないこと等により、明治19年には、補助金が打ち切られた。その後明治32年に下水道整備を開始した仙台市の例によると、事業費に対し国庫補助は行われておらず、県による補助がなされている。本格的に国庫補助がなされだしたのは、明治40年以降であり、名古屋市大阪市等の下水道事業に対し、事業費の 1/3の国庫補助が交付されている。

昭和30年代に入ると、糞尿に代わって化学肥料等が農地に投入されるようになり、都市の糞尿処分が困難となったこと、また大都市の膨張により、都市の衛生問題がクローズアップされだしたこと等により、昭和33年に下水道法が新たに制定された。同法では、その目的を「都市の健全な発達及び公衆衛生の向上に寄与する」こととしており、浸水防除と水洗化の二目的による下水道整備が進められてきた。それが、高度経済成長に伴って河川の水質汚濁が問題となってきたため、昭和45年に下水道法を一部改正し、目的中に「公共用水域の水質の保全に資する」という項目が加わり現在に至っている現在、下水道においては、三目的のうち水洗化と水質保全を重点として事業が実施されている。また補助率をみると、昭和41年までは明治後期と同じく 1/3であったが、戦後の産業発展と人口の都市集中による水質汚濁問題が生じ、下水道整備による公共水域の水質保全を図るため、昭和42には4/10に引き上げられた。さらに、昭和40年代後半には、生活関連社会資本整備が重点施策となったこと等により、昭和49年に6/10に引き上げられた。

一方、河川についてみると旧河川法が制定された明治29年前後、現河川法が制定された前後で計画目的が異なっている。先ず旧河川法の制定前では、国が行った河川改修の目的は船運等の低水工事が主であり高水工事は府県の単独事業となっていた。これは、明治 8年の地方官会議に提案された堤防法案にその考えを見ることができる。同案によると、「河川ハ降雨ノ量ニ因テ活動スル者ナレバー－中略－－然リト雖モ事実地方ノ力ニ及ビ難キ者ハ、予防ノ工ヲ内務省ニ負荷シ、防禦ノ工ヲ各地方庁ニ任スヘシ。預防ノ工ハ禍害ノ因ヲ減ズルモノニシテ、防禦ノ工ハ現ニ来ルヲ防グモノトス。」と定め、予防の工では、「河床ヲ良好ニ維持シ－－中略－－併セテ舟運ノ便益ヲ計ル」とし、防禦の工では、「水ノ地ヲ侵スルヲ防禦スル」と決められていた。この法案は制定されるに至らなかったが、旧河川法制定までは同法案の考え方が踏襲されていた。また、他の要因としては、明治政府の財政基盤が確立していないこと、当時の物資輸送手段が鉄道、道路の未発達により江戸時代と同様舟を主力としていた事等により、低水工事に重点がおかれていた。一方、府県工事として位置づけられていた

高水工事は、地方財政事情の面からも実施されることが少なく、洪水防御に対しては脆弱な状態におかれていた。それが、明治18年、同22年の洪水を契機に洪水防御の必要性が叫ばれ、また舟運についても鉄道の発達による輸送手段の変化により、その地位が失われてきたこと、政府の財政基盤が確立したこと等により旧河川法が制定され、洪水防御へと河川計画の目的が移り変わっていった。

旧河川法をみると、第 3条において「河川ニ関スル工事ニシテ利害ノ関係スル所一府県ノ区域ニ止マラザルトキ又ハ其ノ工事至難ナルトキ若ハ其ノ工事至大ナルトキ又ハ河川ノ全部若ハ一部ニ付キ大体ニ渉ル一定ノ計画ニ基キテ施工スル改良工事ナルトキハ主務大臣ハ自ラ其ノ工事ヲ施工シ－－」また、「－－主務大臣ハ此ノ法律ニ依リテ地方行政庁ノ有スル職権ヲ直接施工スルコトヲ得」と謳っており、直轄による高水工事の道が開かれたこと、及び第26条において地方の高水工事への国庫補助を定め、洪水防御に重点が置かれることとなった。しかし、中小河川についてみると、旧河川法制定以降も舟運を重視した計画が立てられており、例えば東京都における関東大震災後の帝都復興事業の河川計画では，各河川の船舶の数量によって河川の断面を設定している事例がある。特に中小河川で洪水防御を目的に事業が実施されたのは、昭和 5年以降であり、同年に補助事業制度が設立されたのが契機となっている。戦後は、大水害が続いたこともあって、大河川への治水投資が集中的になされたが中小河川へは、財政事情等により十分な対応はなされなかった。昭和35年を初年度とした第一次治水五箇年計画から、現在までの第六次五箇年計画においては、中小河川の整備は、いずれも重点事項となっているが、特に、都市河川の整備が重視され始めたのは、大都市の急激な膨脹が始まった昭和40年以降であると言って良い。昭和44年に建設省に都市河川対策室を設け、同45年に都市小河川改修事業、同48年に都市河川治水緑地事業、防災調節池事業等が次々と創設されている。また、近年では都市域の河川に対し、空間環境面からの位置付けが増大しており、都市河川計画の策定に、従来とは異なった空間環境を配慮した都市河川計画が策定されつつある

2）計画規模

下水道では、古くから確率の概念は導入されており、大正12年の教科書には「非常なる雨に対する容量を用意すべき否やは技師の判断にまつを可とするも、恐らく10中８、９まで10年または20年に１回起きるが如き雨に対して用意することは愚案たるを免れざるべし」と述べている。また、昭和９年の教科書によれば、「５～10年間に一回起る程度の豪雨を標準にする例が多い」と述べており、当時の計画規模が現在と同様な規模であることがわかる。

下水道において計画規模を明確に表示したのは、昭和39年の「下水道施設基準解説」であり、計画規模としては 3～ 5年に一回の降雨強度を選ぶこととしていた。この計画規模は従前に比べ低い値となっているが、これは降雨量の観測データが整備され計画規模を見直した場合、同規模となるためであり計画規模を下げたものではない。

一方、河川における計画規模を大河川についてみると、明治以降昭和40年頃までは既往最大流量と財政事情を考慮して計画高水流量を決定していた。確率の概念が全国的に取入れられたのは、昭和40年の第２次治水五箇年計画においてであり、当時は重要水系について年超過確率を1/50以上とすることとしている。この確率の概念のはしりとして、石原、岩井の水文統計学の導入、中安の「治水計画における洪水流量について」、米田の「淀川計画高水論」の論文があり、全国的な基準として昭和32

年の旧河川砂防技術基準（案）では、計画規模として既往最大を基準としてはいるが、既往最大を確率評価することとしており表－1のような基準を設けている。

表－1　旧河川砂防技術基準での河川の安全度

等　級	確　率
A　級	1/80 ～ 1/100
B　級	1/50 ～ 1/80
C　級	1/10 ～ 1/50

中小河川についてみると、大河川と同様に既往洪水を計画規模としていたのが、第2次治水五箇年計画で既往第二位を、昭和43年の第3次治水五箇年計画では、確率1/50以上、昭和47年の第4次治水五箇年計画では、中小河川が1/50、都市河川で1/50～1/100 の確率を計画規模としているが、都市河川については、財政事情により暫定的に50㎜／hr対応の河道を整備することを目標としていた。その後、昭和48年のオイルショックにより低成長時代に入り、財政事情が悪くなったこともあって昭和52年の第5次五箇年計画においては、大河川について戦後最大洪水対応、中小河川、都市河川を50㎜／hr対応と第4次五箇年計画よりトーン・ダウンした暫定的な整備規模となっており、この規模が第6次五箇年計画に引き継がれてきている。

このように、下水道と河川では、計画規模において過去から大きな違いがある。これは、両施設による氾濫形態の相違並びに施設整備が、面的、線的整備の違いによるものであり、氾濫した場合の被害の深刻さ及び被害の大きさにより、計画規模に相違が生じたものである。

3）流出量算定手法

下水道においては、最初ブリックス、ビルクリー式等の実験式が使用されており、「下水道施設基準解説」（昭和39年）では、合理式と実験式とを同等の扱いとし、どちらを用いても良いとしている。合理式は、大正初期に文献により我国に紹介され、大正後期から昭和初期にかけて種々の検討が加えられ、遅滞現象や降雨形態を考慮した式等が提案された。合理式を雨水流出量算定式としたのは現マニュアルからである。

河川において流出量算出方法として合理式が紹介されたのは、昭和 8年の物部の水理学が最初であり、昭和30年頃から始められた中小河川では合理式を用いて計画がたてられた。当初、合理式における降雨強度は物部式や伊藤曲線にみられるように、日雨量より洪水到達時間内の降雨強度を求める方式がとられており既往日雨量を対象とした計画となっていた。現計画のように洪水到達時間内の降雨強度を確率的に評価するようになったのは、昭和40年以降である。

3．3　定数の考え方の相違

1）流出係数

下水道では当初から地区別と工種別の流出係数があり、値そのものはほとんど変っていない。例えば、昭和9年の文献によれば東京部での例として表－2に示す値が載せられており、現在の流出係数とほぼ同じといえる。このうち、実際に用いられていたのは、地区別の流出係数であり、昭和39年のマニュアルにおいても地区別の流出係数を用いており、工種別の流出係数の考え方は、古くからあるものの実際には用いられておらず、用いられだしたのは、現マニュアルからである。

一方、河川においては流出係数を流出率とほぼ同じ意味で用いているが、この考え方が最初に出たのは、物部による「水理学」であり、同文中に「ある期間の雨の総量に対し同期間中に地表水として

河川または水路において流出する総水量の割合を流出係数と称する。」としている。そのため、流出係数には、年流出係数、月流出係数及び、洪水時流出係数などがある。この流出係数は、主に地形特性による流出係数を分類しているが、現在の流出係数の考え方に踏襲されている。

以上のように、流出係数については古くから両計画によって大きな違いが見受けられ、これが現在に至っている。同じ都市排水を受け持つ両計画の流出係数に相違がある理由として次のことが考えられる。

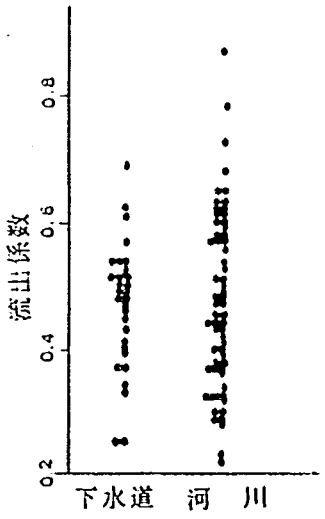
下水道・河川の流出係数の実態について、既往調査結果によると、図－1に示すごとくなる。同図中の下水道における流出係数は、東京都谷端川幹線における昭和42年に観察された洪水より算出された値を示しており、同幹線は流域面積 540.6ha、不浸透面積率55%住居地区、特別工業地区、商業地区等が混在した土地利用形態を持つ流域である。一方、河川における流出係数は東京都の目黒川上流域のものであり、昭和41年から昭和55年にかけての洪水より算出されたものである。目黒川上流域は、流域面積約27.45km^2、不浸透面積率が昭和41年で45.5%、昭和55年で56%程度あり、土地利用は谷端川幹線と同様な形態を持っている。これより、下水道・河川における流出係数の実態はデータのバラツキはあるものの、下水道で 0.4～ 0.6、河川で 0.3～ 0.7程度が大部分を占めていることがわかる。この結果と計画の流出係数とを比較すると、下水道では実際の流出係数の平均的なものとなっているのに対し、河川では実際の流出係数より大きめの値を計画値としていることがわかる。これは、下水道・河川の計画目的の違い、被害形態の相違が計画流出係数に

表－2(1)　東京市で定めた雨水流下係数標準値

種　別	流下係数
人家の屋上	0.85～0.95
水密舗道	0.80～0.90
普通舗道	0.35～0.70
砂利道	0.25～0.50
密集市街地	0.60～0.90
普通市街地	0.25～0.60
公園牧場墓地等	0.05～0.25
森林地帯	0 ～0.20

表－2(2)　東京市で用いられた流下係数

種　類	状　態	流下係数
第一種	家屋最も密なる部分	0.75
第二種	家屋稍々密なる部分	0.60
第三種	屋敷町の部分	0.50
第四種	公園・墓地等の部分	0.20



図－1　河川・下水道における流出係数の実態

大きく影響を与えているものと考えられる。

2）粗度係数

下水道・河川とも、明治・大正時代には粗度係数は欧米における実験結果を整理したものを用いており、下水道では、現在も同じ値を使用している。河川については、現在は、洪水時実績粗度（逆算値）等を用いて設定しているが、実績値の無い中小河川では、河床や河道状況を勘案して標準的な値を設定している。いずれにせよ、下水道計画で用いられる値に較べ大きくなっており、安全側といえる。

4　今後の課題

以上に示してきたように、下水道と河川では計画上、流量規模、施設規模等において差異が生じているがこれらは、両者の事業の性格、経緯等から派生するものであり、本質的な問題とはいえない。

河川は、流域全体のバランスを勘案しつつ逐次安全度を向上させる形で改修が行われ、特に、都市域では多大な費用と時間を要するのに対し、下水道整備は比較的小規模な集水域を対象として、集中投資が可能であることから、排水能力の向上が著しい。

このため、下水道整備区域から排除される内水が河道能力の不足のため処理できないといった問題が生じてきており、暫定的には、吐口の縮小、排水調整等の対応がとられている。

今後、内水地域の排水計画を総合的に立案していく上で、下水道整備に伴う排水能力の向上ばかりでなく、流域からの流出抑制、流域内での貯留といった河川の流下能力と整合性のとれた形で、内水域の安全度向上策を検討しなければならない。

このため、次年度は降雨と浸水特性を把握し、流出抑制・貯留策を含めた下水道と河川整備のあり方について検討していくものである。

参考文献

1)　西川喬；治水長期計画の歴史、1967

2)　復興事務局；帝都復興事業誌、土木編（下巻）、1931

3)　森慶三郎；最近下水道、1923

4)　北澤貞吉；下水工学、1934

5)　日本水道協会；下水道施設基準解説、1964

6)　石原藤次郎、岩井重久；水文統計学上より見た本邦河川計画の合理化について、土木学会誌34巻4号、1949

7)　中安米蔵；治水計画における洪水流量について－千代川を中心として－、1950

8)　米田正文；淀川計画洪水論、1952

9)　建設省；河川砂防技術基準（案）、1957

10)　物部長穂；水理学、1933

11)　建設省土木研究所；雨天時下水の排除の合理化に関する調査、土木研究所資料、NO,366, 1968

12)　米田宗弘、和泉清；都市化と洪水到達時間、都土木技研年報、1979

3．下水道施設の耐震性に関する調査

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近年の地震の度毎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、下水道施設のうちマンホール、沈殿池、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、池状構造物およびマンホールを対象として既往地震による被害事例を調査すると共に日本海中部地震で被災した沈殿池を対象とした解析を実施した。また、池状構造物の地震応答解析プログラムの作成に着手した。

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

1）　既往地震における池状構造物の被害事例の調査

1923年関東地震、1964年新潟地震、1983年日本海中部地震において被災した沈砂池および沈殿池の事例を収集し、被災形態の分類・検討を行った。

2）　マンホールの地震被害事例の調査

1983年日本海中部地震において被災したマンホールを対象として被害事例を収集し、被害形態の分類・検討を行った。

3）　池状構造物の地震応答解析プログラムの作成

軸方向のみならず軸直角方向の地盤条件の変化も考慮した池状構造物の動的解析プログラムのうち地盤の解析部分を作成した。

4）　秋田市土崎ポンプ場の沈殿池の浮上がりに対する検討

1983年日本海中部地震により被災した土崎ポンプ場内の雨水沈殿池について、共同溝設計指針に準じて液状化に伴う浮上がりの検討を行った。

4．調査結果

4．1 既往地震における池状構造物の被災事例の調査

既往の地震において被災した池状構造物の事例は表1に示すとうりである。

関東地震では三河島処分場の沈殿池が被災した。本沈殿池は盛土中に建設されており、長さ126m幅85mの一体構造物である。地震により側壁、隔壁および底板に多数の0.6～1.5cmの亀裂が生じた。

新潟地震では、8箇所のポンプ場と1箇所の終末処理場で沈砂池および沈殿池が被災した。これらはいずれも激甚な被害を受けており、補修不可能であった。これらの9箇所の被災のうち、6箇所は構造物に浮上がりまたは傾斜が生じ、残る3箇所についてもポンプ場建物に傾斜が生じたことより、液状化に伴う浮上がりまたは地盤の変状(破壊、移動等)により被災したものと考えられる。また、被災した構造物はいずれも長さが30m程度以下の大きさであった。

日本海中部地震では、秋田市土崎ポンプ場の沈殿池が被災した。本沈殿池では浮上がりまたは傾斜が生じたものの、本体への亀裂は発生していない。なお、周辺地盤には液状化が発生していた。

以上の池状構造物の被災事例より、被災は構造物基礎周辺地盤の箇所別の振動及び液状化による地盤変状に起因して発生していること、および、大規模な被害は液状化による大きな地盤変状と密接に関連していること、が分かった。

4．2 マンホールの地震被害事例の調査

マンホールの被害形態は、①ふた、ふた受枠の被害、②斜壁・直壁の被害、③壁立上り部の被害、④底板の被害、⑤インバートの被害、および⑥本体の浮上・周辺土の沈下、に分類される。このうち被害頻度の多かったものは直壁の目地ずれ（写真 6 参照）および壁立上り部の亀裂（写真 7 参照）であり、液状化が激しかった箇所では本体の浮上・周辺土の沈下（写真 8 参照）、であった。

直壁の目地ずれは直壁がブロックを単に重ね合せただけの構造でずれ止めがないことにより、壁立上り部の亀裂はマンホールと管渠が剛結合されていることにより、また、本体の浮上りはマンホールの周辺土に比べて見かけ上軽いことにより、それぞれ生じていると考えられる。

4．3 池状構造物の地震応答解析プログラムの作成

図2に示すように池状構造物を板として、また、その周辺地盤を三次元の多質点系バネ～マスモデルとして地震応答解析できるプログラムのうち、地盤部の電算解析プログラムを作成した。

4．4 秋田市土崎ポンプ場における沈殿池の浮上りに対する検討

土崎ポンプ場内における地盤柱状図および地盤の液状化抵抗率F_Lの計算結果は表2に示すとうりである。これより深度5m程度までの地盤においてはF_Lの値が小さいことから、液状化が生じた事実と対応しているといえる。次に図4に示すような被災した沈殿池の浮上り安定性について検討を行った。その結果は表3に示すとうりである。本沈殿池は地震当日、ほとんど水が入っていない状態であった。このため地盤震度を0.2程度と見込むと浮上り安全率は0.4程度となり、実際の浮上り被害とよく対応する。

5．今後の課題

以上、本年度は下水道施設の耐震化対策に関する基礎的な事項の調査を行ったが、今後は次の事項を検討する必要がある。

1）耐震計算による池状構造物の耐震性の検討
2）マンホールの耐震化対策の開発
3）池状構造物の地震応答解析プログラムの作成
4）大口径管渠（シールドトンネル含む）の耐震計算法の開発
5）下水道管渠の継手の耐震性検討

表1　既往地震における池状構造物の被害事例

地震名 M．年月日	気象庁震度階	被災地および被災施設名	被災構造物の名称および寸法	被　災　状　況
関東地震 M＝7.9 1923. 9. 1	Ⅵ	東京市 三河島汚水処分場	汚水沈殿池 長さ126m 幅　85m 高さ　3.7m	沈殿池各部で亀裂発生。沈殿池は盛土中に設置されており、常時においても沈下に伴い若干の亀裂が生じていた。地震により沈殿池の側壁、隔壁および底板各部に多数の亀裂が生じた。亀裂幅は6～15mmで、最大では9cmに達した。
新潟地震 M＝7.5 1964. 6.16	Ⅴ	新潟市 古信濃川ポンプ場	雨水沈砂池 長さ20.6m 幅　6.4m 高さ　2.4m	沈砂池の浮上および傾斜。図1に概略の被災状況を示す。ポンプ井と沈砂池がそれぞれ浮上したが、両者の浮上量が異なる（沈砂池のほうが浮上量が大きく、相対的に1.5mもの上下方向のズレが生じた）ために両者を結ぶ伸縮目地が切断された（写真1参照）。
		新潟市 川端町ポンプ場	雨水沈砂池 長さ22.6m 幅　4m 高さ　3m	沈砂池の浮上および傾斜。写真2に被災状況を示す。沈砂池の浮上に伴い、沈砂池中央継手部において切断され、沈砂池が「く」の字型に折れた。
		新潟市 蔵所堀ポンプ場	雨水沈砂池 長さ31m 幅　8m 高さ　3.2m	沈砂池の浮上および傾斜。写真3に被災状況を示す。川端町ポンプ場の被災状況と同様に、沈砂池が中央部で「く」の字型に折れた。
		新潟市 船見町ポンプ場	雨水沈砂池 長さ31m 幅　12m 高さ　2.9m	沈砂池の浮上および傾斜。

地震名 M．年月日	気象庁震度階	被災地および被災施設名	被災構造物の名称および寸法	被　災　状　況
新潟地震 M＝7.5 1964. 6.16	Ⅴ	新潟市 早川堀ポンプ場	雨水沈砂池 長さ31m 幅　12m 高さ　2.9m	沈砂池の浮上および傾斜。
		新潟市 臨港町ポンプ場	雨水沈砂池 長さ24.3m 幅　8m 高さ　2.5m	沈砂池本体への亀裂。下水の漏水が発生した。
		新潟市 山辺堀ポンプ場	雨水沈砂池 長さ24.5m 幅　10m 高さ　2.3m	沈砂池本体への亀裂。下水の漏水が発生した。
		新潟市 東大山町ポンプ場	雨水沈砂池	沈砂池本体の亀裂および破損。側壁および隔壁が倒壊した。写真4に被災状況を示す。
		新潟市 船見町下水道終末処理場	汚水沈殿池 内径　18m 深さ　5m （円形）	沈殿池の沈下および傾斜。沈下量は35cmあり、傾斜の最大差は26cmほど生じた。
日本海中部地震 M＝7.7 1983. 5.26	Ⅴ	秋田市 土崎ポンプ場	雨水沈殿池 内径　16m 深さ　7m （円形）	沈殿池の浮上、および傾斜。図3に施設の被災状況を、写真5に沈殿池の被災状況を、それぞれ示す。沈殿池は2池あり、その一方において大きな傾斜被害が発生し、傾斜の最大差は30cmであった。この沈殿池は直接基礎であり、同処理場内の他の直接基礎を有する池状構造物（塩素混和池および分水槽）においても沈下・傾斜が生じた。



写真１　古信濃川ポンプ場での沈砂池の被災状況
伸縮目地部を境に左側が沈砂池、右側がポンプ井である。下水の流入方向は沈砂池からポンプ井であるが、沈砂池が写真左側に進むに従い沈下しており、流下勾配が正反対になった。

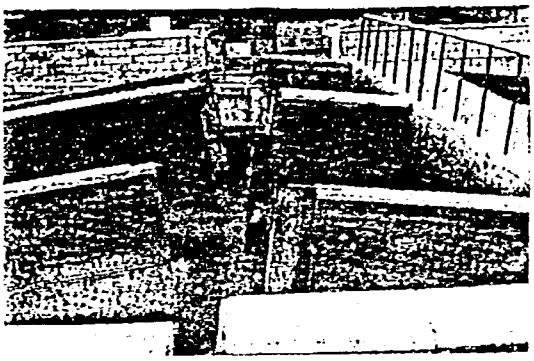


写真２　川端町ポンプ場での沈砂池の被災状況
沈砂池は、この部分から写真左に向かって狭くなっており、断面形状の変化部にこのような被害が生じた。

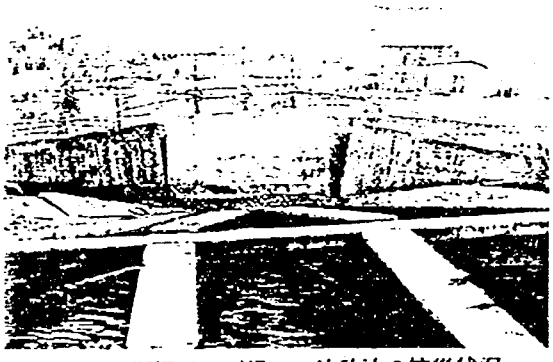


写真３　蔵所堀ポンプ場での沈砂池の被災状況
沈砂池中央の継手部を境に写真向こう側の下水流入口に向かって傾斜しており、写真手前側の沈砂池が浮上した。

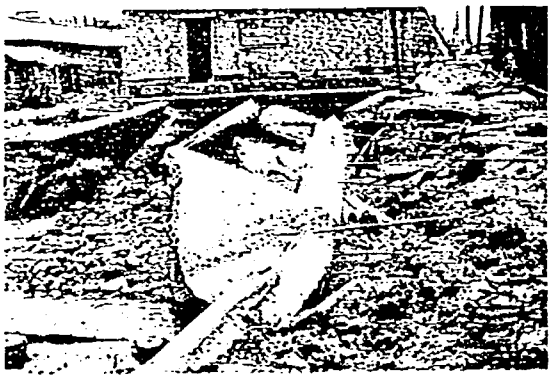


写真４　東大山町ポンプ場での沈砂池の被災状況
沈砂池側壁が沈砂池内に倒壊しており、地盤も沈砂池内に滑り込んでいる。

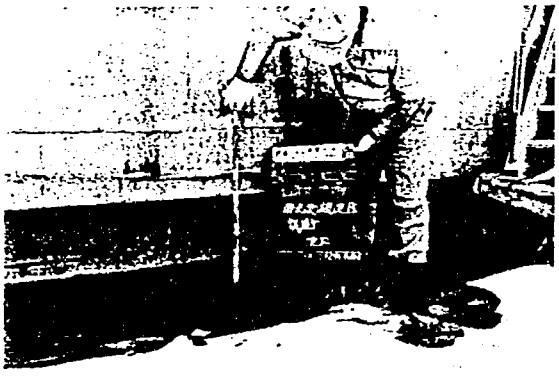


写真５　土崎ポンプ場での沈砂池の被災状況
沈殿池の地盤からの相対的な浮上量は約60cmである。周辺地盤は液状化により噴出した泥で覆われている。

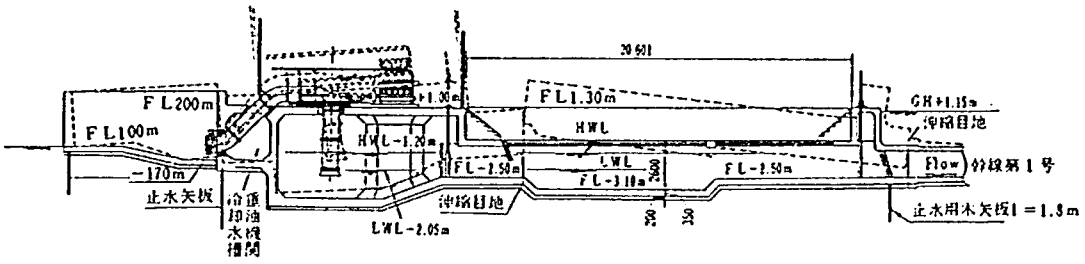


図1　新潟市古信濃川ポンプ場における沈砂池の被害状況



写真6　マンホール直壁のずれ被害

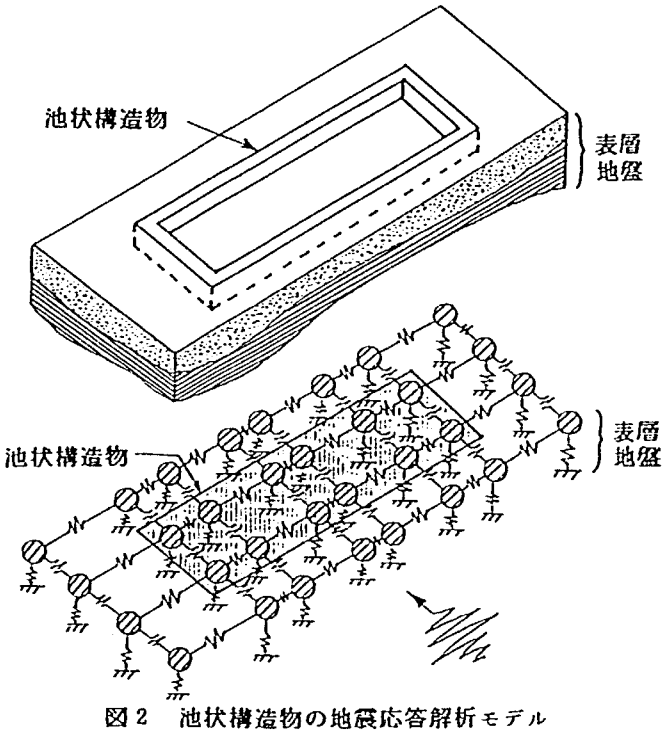


図2　池状構造物の地震応答解析モデル



写真7　マンホール壁立上り部の亀裂

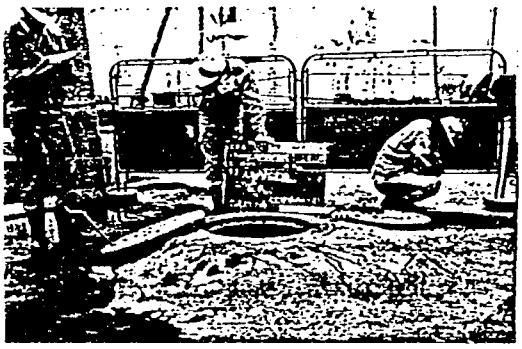


写真8　マンホールの周辺土の沈下

構造物名	浮上又は沈下量	相対計算
雨水沈殿池(1)	+ 20mm	293mm
〃 (2)	− 11	76
塩素混和池	− 18	14
分水槽	−138	40

注) 浮上はプラス，沈下はマイナス
傾斜量は各構造物における最大相対沈下量

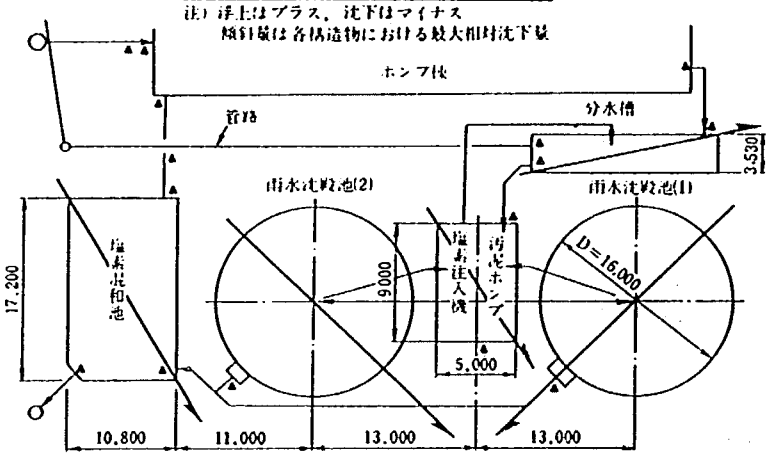


図3　秋田市土崎ポンプ場における沈殿池の被害状況

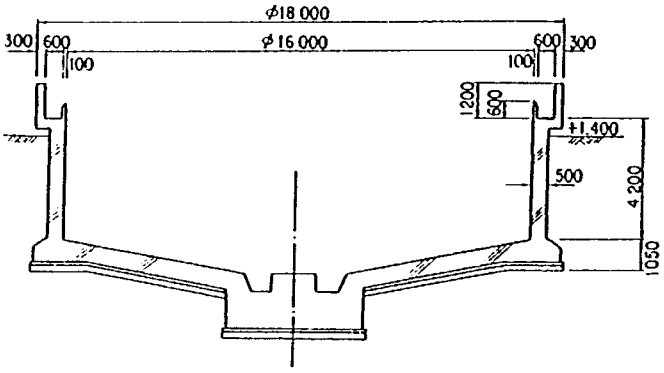


図4　秋田市土崎ポンプ場沈殿池の概要

表2　秋田市土崎ポンプ場における地盤柱状図および液状化抵抗率 F_L の計算結果

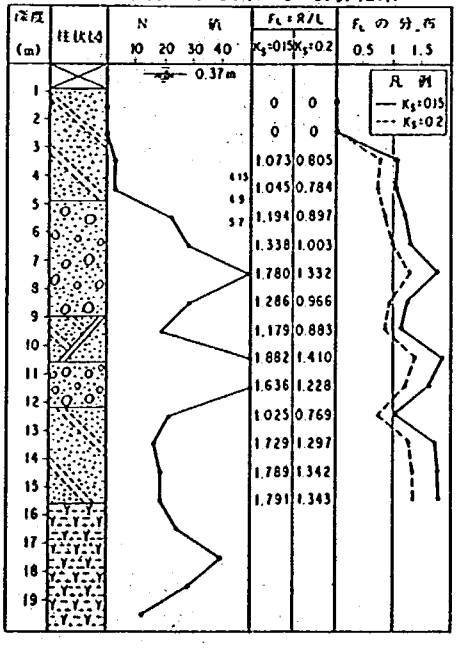


表3　沈殿池の浮上り安定性検討結果

	地盤震度 K_s	
	K_s= 0.15	K_s= 0.2
静水圧による揚圧力 (ton)	1100	1100
過剰間隙水圧による揚圧力 (ton)	205	976
空虚時(沈殿池重量800ton)に対する浮上り安全率	0.61	0.39
満杯時(沈殿池重量1760ton)に対する浮上り安全率	1.35	0.85

4．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

1．まえがき

本調査は、昭和５５年度から５９年度までの５ヵ年にわたって実施した「下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査」の成果を踏まえ、下水汚泥を用いた植栽基盤用土壌づくり手法の開発を目ざして昭和６０年度より５ヵ年の予定で実施することとしたものであり、本報告は、その初年度の成果の内容について示したものである。過年度までの調査の成果として、「公共緑化のための下水汚泥の施用指針（案）」が取りまとめられ、土木研究所資料第２３４１号として発表された。内容は主として脱水ケーキ、乾燥汚泥の緑化への施用に関する技術的指針をまとめたものであり、施用に係る規制、効果、方法についてそれぞれ解説を加え、施用に係る一般事項を現場技術者向に示したものである。本調査はこれを受けて、植栽基盤の造成において必要とされる土壌の簡易コンポスト化等による供給手法の開発へと発展させようとするものである。

2．研究の目的

本研究では、コンポスト汚泥等を緑地利用する場合の施用効果に関する既往研究事例を整理し、コンポストの施用に関する技術上の課題をまとめるとともに、脱水汚泥を用いた簡易コンポストを供給する手法を開発するための基礎資料を得ることを目的とした。後者についての具体的な目的は、脱水汚泥を土壌に混入した後の日数のちがいに応じた土壌条件の変化の状態を明らかにするとともに、それが植栽された樹木の生育に与える影響について文献及び実験によって明らかにすることである。

3．研究の方法

3．1　文献によるコンポスト汚泥等の施用効果の検討

各種論文、調査・研究報告書を収集し、コンポスト汚泥の施用効果について、①試験方法、②試験結果を体系的に整理することにした。

3．2　脱水汚泥による簡易コンポスト化のための基礎実験

3．2．1　文献による課題整理

脱水汚泥の緑地施用において、施用後の土壌条件の変化を樹木の生育との関係を明らかにするための実験の基礎として、①汚泥施用後の植物の生育に関する事項、②汚泥混入後の土壌条件の変化に関する事項について文献を整理した。

3．2．2　ポットによる植栽試験

汚泥施用後、植付までの適正放置期間を把握するため、混入後の放置期間の長さ１６週間、１２週間、８週間、４週間、２週間、０週間の６区設定し、高分子系脱水汚泥（高坂市処理

場で発注したもの）を、１／５０００ａのワグネルポットにマサ土とともに混入し、放置期間経過後にケヤキの植付を行った。今年度は、供試樹木の植付までとし、土壌分析、樹木の形状寸法の計測を行った。なお、汚泥の搬入は、各混入時の２日前に発生したものをその日に搬入した。

４．研究結果

４．１　コンポスト汚泥の施用試験事例にみる効果と問題点

これまでに報告されている試験例１２例について、供試植物、土壌条件、試験区、測定結果などを中心に整理した。そして植物の生育に関する効果と問題点についてまとめたのが表１である。

表１　コンポスト汚泥施用試験例結果の要約

文献No.	題　　名	年　度	調 査 者	結　　果
A	下水汚泥コンポストの牧草・芝草に対する肥効試験	１９８５年	(財)札幌市下水道資源公社	・ケンタッキーブルーグラスの生育は汚泥の施用により促進された。芝造成時の施用量は２kg／㎡、黄肥分の多い神積土や有機物含量の多い土壌では１kg／㎡が適量と考えられた。
B	有機性汚泥の環境保全的評価および農林水産業への利用に関する研究	１９８４	茨城県林業試験場	(海岸クロマツ林に対する施用試験) ・樹高・根元直径の生長量は汚泥施用区が勝った。 (有機性汚泥の施用が植生におよぼす影響調査) ・汚泥の施用量増加とともに草の発生量が増え植生にも変化がみられた。
C	有機性汚泥の環境保全的評価および農林水産業への利用に関する研究	１９８５	茨城県林業試験場	・汚泥の施用により苗木の生長量は増加した。施用適量は、ベニカナメモチで４ｔ／１０ａ以内、マサキ、ケヤキでは、２ｔ／１０ａと考えられる。 ・跡地土壌の窒素、燐酸、銅の含有量が高まった。
D	有機性汚泥の土壌への還元利用に関する研究(II)	１９８３	佐藤久男 藤田佳治	・モミガラ汚泥コンポスト、汚泥コンポストを施用した、スギとケヤキの苗木の生育は、化学肥料を施用した場合と同程度あるいは、それ以上の生育が認められた。ノコクズ汚泥コンポスト施用区の生育は劣った。
E	汚泥コンポスト施用試験結果報告書	１９８４	岩手県林業試験場	・スギの床替苗木では、汚泥施用により生長が促進された。
F	汚泥コンポスト施用試験結果報告書	１９８５	岩手県林業試験場	・化学的に肥沃な土壌条件下で汚泥コンポストを施用したところ、根の生育は低下した。
G	緑化植物の肥培と下水汚泥の施用について	１９８５	塘隆男	・アキニレには、汚泥の施用効果はあらわれなかったが、イチョウは、化学肥料施用区とほぼ同程度の生育がみられた。
H	下水汚泥資源利用に関する調査研究昭和５７年度報告書	１９８３	埼玉県下水汚泥資源利用推進委員会	・汚泥を施用したポッサ菊とプリムラに濃度障害と考えられる生育の抑制が認められた。
I	下水汚泥資源利用に関する調査研究昭和５８年度報告書	１９８４	埼玉県下水汚泥資源利用推進委員会	・汚泥を施用したポッサ菊、切花菊の生育は良好であった。 ・シノプヒバは、汚泥施用量の多い区で生長量が大きく、Prunus lusitanicaは、汚泥の施用量が多い程生育は劣った。 ・土壌のｐＨは、地表下４０cm付近では処理間差はなかった。
J	下水汚泥コンポストの林地施用効果と土壌水質に及ぼす影響調査	１９８５	茨城県林業試験場	・汚泥の施用により地表流去水中に含まれる養分濃度は高まった。
K	砂丘地の野菜と土壌に及ぼす下水汚泥堆肥の長期連用効果	１９８５	馬場昂 五十嵐太郎	・汚泥の施用により、パレイショ、ハクサイの生育及び収量は良好となった。
L	下水汚泥の緑農地利用に関する試験	１９８４	松口龍彦 新田恒雄	・脱水汚泥は、作物の地下部生育にやや阻害的に作用するが、高い肥効が認められた。 ・汚泥堆肥は、N肥効は脱水汚泥に比べ小さいが、地下部の発達の促進効果をもつ。

表１にみられるように、コンポスト汚泥の施用例は草木類、蔬菜類などに多く、緑化樹木を対象とした例はみあたらない。しかし、これら農業利用においてコンポスト汚泥の施用によって作物等の収量の増加が認められており、肥効性は十分あると言える。ただし、適正な施用量に関しては、まだ十分な検討がなされているとはいいがたい。

課題としては、コンポストの原料汚泥の種類、堆肥化の方法、発酵期間などのちがいによってコンポストそのものの性状が異なるので、緑化植物の生育促進にとって有効な条件を抽出する作業が必要となる点があげられる。また、施用する土壌が良好な場合には施用効果がみられないことなどから、対象土壌の条件についても見極めが必要である。

4．2　脱水汚泥による簡易コンポスト化のための基礎実験

4．2．1　文献からみた検討課題の抽出

各種汚泥を用いた施用試験において、本調査における検討課題を抽出するため、既往文献から、①汚泥混入後植付までの放置期間の長さと植付後の生育状態の関係、②汚泥混入後の土壌条件の変化に焦点をあてて検討した。

放置期間の長さと植え付け後の植物の生育の状態の関係についてみると、表２に示したように、５事例のうち、１例を除いて混入直後の植付では施用量がない場合にはいずれも生育状態が良くない結果になっている。また、事例ｃ、ｄにみられるように、混入後３ヶ月以上放置した後に植付したものは、その後の生育が良好であり、汚泥混入後一定期間を置くことが必要であることがわかり、どの程度の期間を置くのが妥当であるかについて試験する必要性が認められた。

表２　汚泥施用条件とその後の植物の生育状況に関する文献

事例	調査者	汚泥の種類	供試植物	汚泥施用量	植栽までの放置期間	施用地土壌	施用後 pH	生育状態	備考
a	1969 大阪市立大学理学部付属植物園 大阪市土木局	石灰系消化脱水汚泥	ひなぎく わすれな草 ビオラの苗	0t 25 50 75 100	―	川砂	― 8.71 8.34 8.30 11.92	 × ×	
				0t 25 50 75 100		畑土	― 8.17 8.26 8.35 11.92	 × × × ×	
b	1984 西尾典則	石灰系発酵汚泥(コンポスト汚泥)	イタリアンライグラスの種子	0t 20 40 60 80 100	汚泥を土壌に混合後すぐに播種	シラス土壌	6.3* 7.4	 × × × ×	*他の試験で測定されていた数値
				0t 20 40 60 80 100		腐植質火山灰土壌	5.7* 7.7	 × × ×	
c	1980 茨城県土木部下水道課 茨城県林業試験場	石灰系脱水汚泥	シラカシ クロマツ ベニカエデの苗木	10t 20 30	汚泥を土壌に混合後すぐに植付け	砂	―	× × ×	汚泥混入後４ヵ月経て植栽した苗木の生育は良好だった。
d	1977 埼玉県下水汚泥処理対策調査研究委員会	乾燥汚泥	茶の２年生苗 スギ、ヒノキの種子	0 100kg/a (200kg/a) 400kg/a (600kg/a) 3kg/a 6kg/a	汚泥を土壌に混合後し翌日定植 汚泥を土壌に混合後すぐに播種	火山灰土壌	―	 × × ×	汚泥混入後100日経て定植した幼茶樹は400kg/a施用区でも活着した。
e	1988 長谷川秀三 川久保徹	石灰系 乾燥汚泥	マテバシイのポット苗	5t 10 20	―	火山灰心土(赤土)	―	× ×	

施用対象土壌による汚泥施用後の植物の生育の差をみると、高濃度では殆んど差がなく全体として生育が悪いが、低濃度では畑土より川砂の方が良くなっており、もとの土壌条件が悪い方が汚泥施用の効果の高いことが示唆された。

次に、汚泥施用後の土壌条件の変化に着目した試験事例の検討を行った。その結果は、表３のように要約される。汚泥の土壌中での分解の程度は、汚泥の種類、土壌の種類などによって異なると言われているが、植物の生育に影響があると考えられる炭酸ガス発生とアンモニア態窒素の変化についてみると、前者ではいずれの事例も３０日以内にガス発生量が減少し、一定になっていることがわかる。後者についてはｃの事例を除き概ね３０日程度で亜硝酸態窒素に変わっている。従って、ガス発生という観点からみると汚泥混入後約１ヶ月という期間が意味のある長さと考えられる。これらのことを踏まえて、実験における放置期間の設定を行うことにした。

表３　汚泥施用後の土壌条件変化試験例の要約

記号	調査者	汚泥の種類	実験期間	汚泥施用量	実験方法	供試土壌	CO_2発生量が減少し一定になる時間	NH_4-NがNH_3-Nに変わる時間	備考
a	1981 大羽 Nauyen Quan-Lu	高分子系脱水汚泥	30日	ビン培養法	2%[1]	火山灰土 赤黄色土 沖積土 水田土壌Ⅰ 水田土壌Ⅱ 砂丘地土 火山灰土B層	約20日	約20日 20 30日以上 30 30	1 汚泥乾物の重量%
b	1981 Nauyen Quan-Lu 大羽	石灰系脱水汚泥	30日	ビン培養法	5%[1]	火山灰土 赤黄色土 沖積土 水田土壌Ⅰ 水田土壌Ⅱ 砂丘地土 火山灰土B層	約10日	約20日 20 15 30 20	
c	1983 岡澤	石灰系消化脱水汚泥	120日	ビーカー培養法	1.5%[1] 4.5 9.0 13.5	火山灰土	——	約20日 30 60 120	2 乾土100gあたり純窒素量として40mg施用の換算値
d	1984 服部 藤井	石灰系未消化脱水汚泥	28日	ビン培養法	2%[1]	砂質土 淡色黒ボク土 沖積土 黒ボク土	約3週間 3 4 2	約2週間[3] 2 2 3	3 無機態窒素の生成量が減少した時間
e	1984 服部 藤井	石灰系未消化脱水汚泥	4年間	圃場試験(畑地)	7.5~15 t/ha/年	淡色黒ボク土壌	——	2~3週間[4]	4 施用回数の多い程硝酸化成が早めに起こる

４．２．２　植栽試験

この実験で設定した条件は、以下のようである。

・試験場所　：　国営武蔵丘陵森林公園

・供試樹木　：　ヤキポット苗（Ｈ＝１ｍ）

・供試土壌　：　マサ土（神戸市郊外産）

・供試汚泥　：　高分子系脱水汚泥(東松山市高坂終末処理場発生)

含水率：７６％、Ｔ－Ｎ：３．７％、Ｔ－Ｐ：１．７％、Ｔ－Ｋ：０．２３％

・処理条件の設定

混入量は１５％区と４５％区の２条件とし、放置期間を６条件とし、図１に示したような内容とした。

・試験区の構成

図２に示したように縦３ｍ×横８ｍの試験区を二つ造成し、図３に示した形状のポットに汚泥混合土を入れ、それぞれ１ポット当り４本の苗木を植付た。またポットは約２０cmの深さに埋め込んだ。

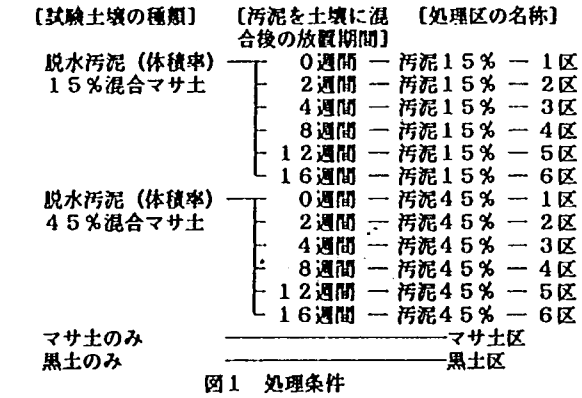
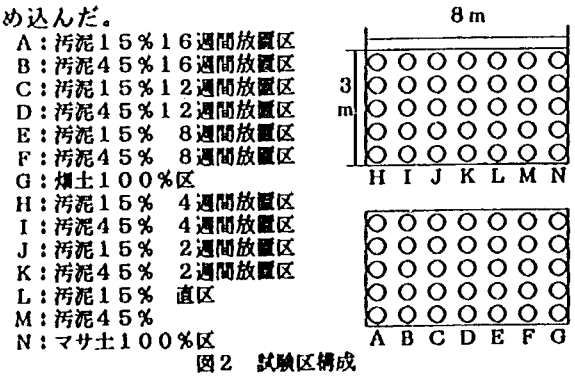


図１　処理条件



A：汚泥１５％１６週間放置区
B：汚泥４５％１６週間放置区
C：汚泥１５％１２週間放置区
D：汚泥４５％１２週間放置区
E：汚泥１５％　８週間放置区
F：汚泥４５％　８週間放置区
G：畑土１００％区
H：汚泥１５％　４週間放置区
I：汚泥４５％　４週間放置区
J：汚泥１５％　２週間放置区
K：汚泥４５％　２週間放置区
L：汚泥１５％　直区
M：汚泥４５％
N：マサ土１００％区

図２　試験区構成

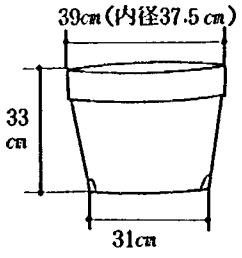


図３　ポットの形状

４．２．３　土壌分析結果

放置期間が終り、植え付け直前に６つの処理区からサンプリングし、透水係数、固相率、仮比重、ＰＨ、アンモニア態窒素、硝酸態窒素、可給態リン酸、置換性塩基、電気電導度、ＣＥＣのそれぞれについて分析を行った。結果は、表４のようである。

表４　土壌分析結果（1986.3.5採取）

項目 / 処理区	透水係数 (cm/sec)	固相率 (%)	仮比重 (g/cm³)	pH (H₂O)	NO_3-N (mg/100g)	NO_2-N (mg/100g)	全窒素 (%)	可給態リン酸 (mg/100g)	置換性塩基 (mg/100g) K	Ca	Mg	Mn	電気伝導度 μs/cm	CEC me/100g
汚泥15%16週間区	0.005	55.7	1.45	6.5	7.9	0.6	0.20	73.9	0.16	6.21	3.00	0.10	543	8.58
汚泥45%16週間区	0.009	51.2	1.28	6.8	80.3	0.3	0.72	215.5	0.33	11.07	3.65	0.13	1350	15.95
汚泥15%直前区	0.011	49.0	1.28	6.8	4.9	0.1	0.15	46.1	0.12	4.99	2.16	0.35	215	6.95
汚泥45%直前区	0.010	41.8	1.04	7.0	58.6	0.0	0.61	186.7	0.31	8.77	3.14	0.94	1020	13.70
まさ土100%区	0.025	60.6	1.60	6.3	1.0	0.2	0.01	0.7	0.07	3.43	1.77	0.02	32	5.49
畑土100%区	———	25.8	0.66	5.8	1.4	0.8	0.31	0.4	0.24	6.11	0.63	0.02	83	28.88

分析の結果をみると、マサ土１００％区と比較した場合、各処理区とも全窒素、可給態リン酸、置換性カリ、置換性マンガンが多くなっている。また、アンモニア態窒素、電気電導度は１６週間区、直前区ともに４５％区は１５％区のそれぞれ１０倍、２倍を越えている。次に各項目について、処理区間のちがいをみてみる。固相率は、処理区間では殆ど差がないが、畑土区と処理区間の差が著しかった。仮比重では、畑土区が著しく小さかった。ＰＨについては、全区とも５．８～７．０でほぼ中性である。アンモニア態窒素は、４５％区のそれは１５％区のそれの１０倍程度であった。また、１５％区はマサ土区の約５倍以上であった。このことは、発酵がかなり進んでいることを示すものと考えてよい。これに比べて、硝酸態窒素は１６週間区、直前区のいずれも畑土区より低く、１６週間区はマサ土区より多かった。

全窒素は、マサ土区に比べて処理区はいずれも多くなっており、処理区でもっとも少ない１５％直前区でもマサ土区の１５倍であった。混入量の違いによる窒素量の違いは、１６週間区では１５％区で０．２０に対し、４５％区で０．７２であり、直前区の１５％で０．１５であったのに体し４５％区で０．６１となっており、混入量が多いほど全窒素も多くなっていることがわかっ。可給態リン酸については、マサ土区と処理区を比べると、処理区でもっとも少ない１５％の直前区でマサ土区の５０倍を越えており、最も多い４５％の１６週間区ではマサ土区の３００倍を越えていた。

置換性塩基についてみると、Ｋ、Ｃａ、Ｍｇ、Ｍｎ、のいずれにおいてもマサ土区よりも処理区の方が多く、１５％区より４５％区の方が多かった。電気電導度はマサ土区に比べ、処理区中最も小さい直前の１５％区で７倍、最も大きい１６週間区の４５％区で４０倍以上であった。ＣＥＣについては、マサ土区と処理区ではそれほど大きなちがいはなく、処理区間では４５％区が１５％区のほぼ２倍程度であった。

以上のことから、汚泥混入により物理性、化学性ともに対象区であるマサ土区、畑土区よりも改善されており、改善の程度は、１５％区よりも４５％区の方が良好であることがわかる。特に、本調査で着目している窒素の無機化の程度については、１６週間区で硝酸態窒素が増えていることから、安定化した状態に到っていると考えてよいだろう。直前区については、わずかに硝酸態窒素がみられるだけであるから安定した状態とは考えにくい。これらの土壌条件の植付直前における差異について示したのが図４である。

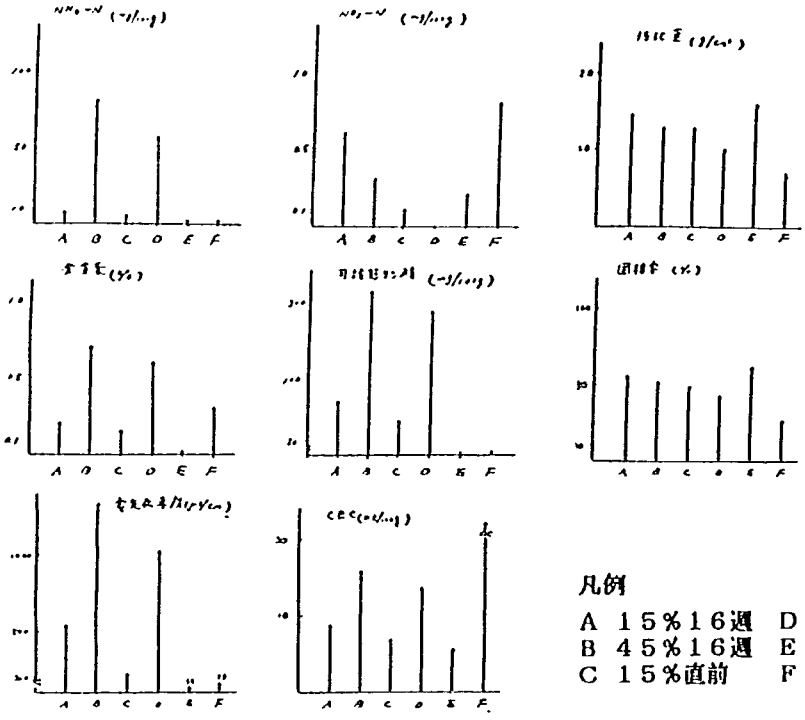


図4 土壌条件の差異

次に、植え付けたケヤキ苗木について各試験区毎に根元直径、樹長、生体重をそれぞれ計測した。表5に各試験区の計測値の平均値を示した。この計測値を61年度の活着後に行う計測値と比較し、効果の定量に用いる予定である。

表5 測定値の平均値

	試験区	根元直径	樹長	生体重
1	16−15	6.20	96.85	42.08
2	16−45	5.90	95.85	39.75
3	12−15	5.76	96.20	39.83
4	12−45	5.56	95.05	38.42
5	8−15	5.63	93.85	38.67
6	8−45	5.54	97.40	40.17
7	4−15	5.65	94.60	40.83
8	4−45	5.52	98.60	36.67
9	2−15	5.61	95.30	43.00
10	2−45	5.32	91.05	39.92
11	直前−15	5.68	95.75	37.17
12	直前−45	5.44	92.00	39.92
13	マサ土区	5.41	94.00	35.58
14	畑土区	5.54	94.45	36.33

単位 根元直径：mm
樹 長：cm
生体重：g

5．まとめ

本調査では、コンポスト汚泥の施用例の文献調査により効果と留意点について取りまとめ、脱水ケーキを用いた簡易コンポスト化の手法を開発するための基礎データを得るための植栽試験の設定を行い、植付までを行った。以降順次試験内容を充実させ、分析を進めていく予定である。

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

水質研究所　安中　徳二
長谷川　清
小森　行也
市村よし子

1. はじめに

一般に，湖沼等の浄化，環境保全を行なうためには，流域内の発生源からもたらされる流入負荷量を正確に把握することが必要であり，対策を立てるうえでの基本的な資料である。河川での汚濁負荷量，流出率は出水時や平水時等の流況によって著しく異なり，時間的にも変動することが知られている。60年度は，大堀川での負荷量の流出率を検討し，農村河川型の溜沼川の負荷量調査を実施した。

表1　大堀川流域の排水処理形態別人口

調査地点No.	対照市町村	流域面積(Km²)	総人口(夜間)	下水道利用人口	コミプラ利用人口	し尿浄化槽 単独	し尿浄化槽 合併	し尿浄化槽 小計	汲取り人口	雑排水人口
	流山市	6.01	20,260	0	2,102	6,505	2,958	9,463	8,395	17,858
	十余二	2.78	14,888	0	2,561	4,955	2,253	7,208	5,119	12,327
A	中十余二	1.69								
	小計	10.48	35,148	0	1,963	11,160	5,211	16,671	13,514	30,185
	十余二	0.28	1,200	0	280	217	113	330	590	920
	高田	1.79	5,121	0	506	1,893	1,366	3,259	1,299	4,558
	豊四季	1.78	7,460	0	734	3,590	327	3,887	2,839	6,726
	小計	3.85	13,784	0	1,580	5,700	1,806	7,506	4,688	12,204
	青野原	0.09	461	0	0	210	0	210	251	461
	常盤台	0.10	1,616	0	0	1,106	0	1,106	150	1,616
	綾花団	1.41	5,376	510	1,050	1,771	322	2,093	1,630	3,780
A1	高里(1,2,3)	0.30	2,173	630	0	19	1,039	1,058	185	1,513
	かやの町	0.10	353	0	0	175	0	175	178	353
	豊町(1,2)	0.21	778	0	552	77	0	77	149	226
	新富町(1)	0.15	889	0	630	131	0	131	128	259
	小計	2.36	11,649	1,170	2,232	3,552	1,361	4,913	3,334	8,247
	向原	0.08	2,786	184	2,201	0	279	279	122	101
	豊四季台	0.39	13,915	0	13,915	0	0	0	0	0
A2	南柏(1,2)	0.16	807	0	0	27	433	460	347	807
	西　町	0.14	1,508	216	0	1,072	0	1,072	280	1,352
	小計	0.77	19,106	400	16,116	1,099	712	1,811	749	2,560
	あけぼの	0.47	4,166							
	柏(1～6)	0.42	3,628							
	旭(1,2)	0.13	977							
	明原(1～4)	0.44	3,910							
A3	中央町	0.07	1,188							
	中央町(1,2)	0.15	2,401							
	若葉町	0.13	974							
	泉　町	0.10	1,058							
	末広町	0.11	754							
	小計	2.02	19,396	19,396	0	0	0	0	0	0
D	合　計	19.48	109,083	20,966	24,921	21,811	9,090	30,901	22,285	53,186

2. 大堀川における汚濁負荷量の流出率

手賀沼に注ぐ大堀川で実施した4回の通日調査による負荷量の結果と，流域からの排出負荷量との比，すなわち流出率について検討した。流域内での汚濁源には種々の形態のものが存在しているが，精度上の問題もあるので，今回は生活系排水を中心に検討した。流域内での生活系排水は表1に示したように，下水処理場，コミプラ及びし尿浄化槽からの放流水と，未処理の雑排水に分けられ，各ブロックごとの人口を整理した。そして，人口と各処理施設の浄化率を乗じた排出量，あるいは雑排水の場合の人口と原単位との積を合計した。ただし，処理水のうち下水処理場の場合は実測値とした。

排出負荷量＝〔下水処理場排出量〕＋〔コミプラ〕＋〔単独浄化槽〕＋〔合併浄化槽〕＋雑排水

なお，本流域の大部分は宅地化されており，複雑な排水経路となっていることから排水路ごとにブロック分けすることはできなかった。このため，流出率の検討はst.Aとst.Dのデータをもとに行った。

計算結果を表2に示す。ブロックAでの人口密度は3,354人/km²で，各項目のst.Aにおける流出率はT-Nが50%，SSが40%，TP，COD，BOD，が20%台となっている。

ブロックAとDの全体での人口密度は5,086人/km²と増加し，各項目のst.Dにおける流出率はTNが95%，TP，CODが70%，SSが58%，BODが43%となっている。また，ブロックDのみでの流出率はさらに高くなっている。

このように，大堀川での流出率が下流側程高くなるのは，人口密度の増加と流下距離が短いことによる。

しかし，4回の調査結果は晴天時調査の結果であること，産業排水が評価されていないこともあるので，若干の精度的問題は残っているものの，都市河川での汚濁負荷流出率は高く，河川の自浄能力を過大に評価することは危険であると言えよう。

表2　大堀川の負荷量流出率

ブロックAからの排出負荷量とSt．Aでの流出率：

面積：10.48 Km²　人口：35,148人　φ（人口密度/√A）：1,086

	排出負荷量 (kg/d)	1983/8	1984/2	−流出率− 1984/8	1985/2	平均
BOD	1165	144(0.12)		90.8(0.08)	449(0.39)	(0.20)
COD	756	216(0.29)	200(0.26)	118(0.16)	263(0.35)	(0.27)
SS	689	246(0.36)	340(0.49)	98.2(0.14)	421(0.61)	(0.40)
T−N	219	92(0.42)	110(0.50)	41.7(0.20)	180(0.82)	(0.49)
T−P	47.8	11.4(0.24)	14.4(0.30)	8.2(0.17)	19.4(0.41)	(0.28)
比流量（m³/km²/d）	1,430	754		423	983	

ブロックDからの排出負荷量とSt．Dでの流出率：

面積：9.00 Km²　人口：63,935人　φ（人口密度/√A）：2,308

	1983/8	1984/2	−流出率− 1984/8	1985/2	平均
BOD	626/1095(0.57)		199/1095(0.18)	591/1065(0.55)	(0.43)
COD	884/1034(0.85)	551/1024(0.54)	799/1034(0.77)	587/914(0.64)	(0.70)
SS	914/781(1.17)	873/901(0.97)	282/781(0.36)	316/781(0.40)	(0.73)
TN	474/468(1.01)	560/554(1.01)	333/468(0.71)	920/491(1.88)	(1.15)
TP	61.6/72.2(.85)	69.7/75.2(.93)	57.7/72.2(.80)	104/83.2(1.25)	(0.96)
比流量	5,890	4,100	3,480	3,510	

ブロックAとDからの排出負荷量とSt．Dでの流出率

面積：19.48Km²　人口：99,083人　φ（人口密度/√A）：1,152

	1983/8	1984/2	−流出率− 1984/8	1985/2	平均
BOD	770/2260(0.34)		290/2260(0.13)	1040/2230(0.47)	(0.43)
COD	1100/1790(.85)	751/1780(0.42)	917/1790(0.51)	850/1670(0.51)	(0.70)
SS	1160/1470(.79)	1213/1500(0.76)	380/1470(0.26)	737/1470(0.50)	(0.58)
TN	566/687(0.82)	670/773(0.87)	378/687(0.55)	1100/713(1.54)	(0.95)
TP	73.0/120(0.61)	84.1/123(0.68)	65.9/120(0.55)	123/131(0.94)	(0.70)
比流量	3,490	2,300	1,840	2,170	

3. 涸沼川での負荷量調査

60年度は大堀川に加え，涸沼川をモデル河川として調査を行なった。涸沼川は国見山(392m)を発し，茨城県中央部を貫流して涸沼（汽水湖）に注ぐ全長46kmの河川である。流域面積は430 km²で，水戸市をはじめ10市町村が存在し，流域人口は約15万人である。図1に流域図を示すが，調査対象流域は本川の新橋（図中のst.4）までの314 km²で，全流域の73%に相当する。

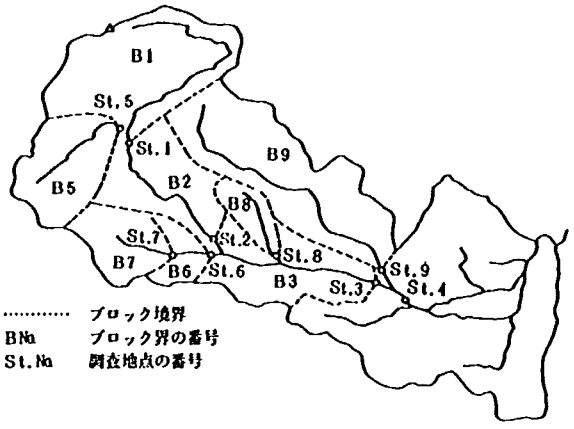


図1 涸沼流域と調査地点

流域内の土地利用状況は表3に示すように，典型的な農業地帯であり，上流部は森林，中流部は畑地，水田が主体となっている。

3.1 通日調査の実施方法

涸沼川本川及び支川での流入負荷量を把握するため，図1に示すように調査対象流域を8つに分割し，各ブロックの最下流端を各ブロックの負荷量調査地点とした。調査の内容は表4に示す通りで，4つの班編成をして実施した。

表3 涸沼川流域の概要

流域面積	314km²
流路長	46km
流路延長	176km
流域人口	103,400人
土地利用面積(%)	水田 74.4 km²(23.7)
	森林 120 km²(38.2)
但し，下水道普及率は0%である。	畑・宅地 107 km²(34.1)
	住宅地 11.4 km²(3.6)

表4 調査内容

調査場所：涸沼川流域
調査地点：南大橋（St.1）～涸沼新橋（St.4）の区間で計9地点
調査期間：1985年7月16日～7月17日
測定内容：水温，採水，水位，河積，流速
測定回数：3時間間隔で計9回
水質分析：BOD_5，CODMn，DO，Cℓ，T-N，T-P，SS
分析方法：建設省河川水質試験方法（案）

3.2 流入負荷量と土地利用状況との関係

通日調査の結果を表5に示す。表5には各ブロックごとの比負荷量，土地利用別面積比率，人口密度等を算出してある。

土地利用の分類方法で畑地と宅地を同じ分類に含めたのは，農村部の宅地が散在した集落形態をとり，しかも畑地の中に点在しているため，宅地からの雑排水の流出形態が畑地での肥料流出と同じ経路をたどると考えたからである。また，住宅地に分類したところは一定の人口密度を持つ区域で，市街地も含めた。表5のデータのうち，比負荷量と土地利用比率との間に比較的相関のあるものを図2に示す。T-Pは森林との間に強い負の相関(r=-0.913)を示し，畑，宅地とは逆に正の相関(r=0.833)

表5 項目別比負荷量（kg／d／km²）と流域特性

ブロック別	BOD	COD	T-N	T-P	SS	Cl	ブロック面積 (km²)	土地利用比率 (%) 森林	畑・宅地	水田	住宅地	人口 (人)	人口密度 (人/km²)	比流量 (m³/d·km²)
B1	2.75	4.30	2.28	0.158	6.85	13.00	67.16	61.0	17.9	17.5	3.6	22,400	331	1,180
B2	3.65	15.79	5.51	0.166	15.62	20.00	11.08	46.1	33.0	19.5	1.4	7,300	166	1,980
B3	2.50	10.21	2.90	0.527	28.13	17.07	35.55	11.6	42.6	42.1	3.7	17,200	181	770
B5	1.35	5.28	1.82	0.121	15.85	16.22	37.91	54.8	19.0	23.4	2.8	7,500	198	1,610
B6	5.30	13.29	9.11	0.380	10.92	43.51	6.32	15.7	58.2	21.7	4.4	6,500	1,028	1,110
B7	3.02	7.49	5.00	0.141	23.92	18.19	18.09	54.4	27.3	14.4	3.7	850	45	2,120
B8	9.57	15.56	12.40	0.558	72.24	58.95	14.52	17.2	60.4	10.8	11.1	18,430	1,269	3,440
B9	4.60	13.05	9.15	0.284	39.00	46.55	81.94	25.2	44.7	26.1	4.0	23,200	283	2,110

を示した。畑，宅地はT-P以外にもBOD. T-N. CLなどと正の相関を示し，面的汚濁源となっている。

しかし，水田については比負荷量との間に明確な相関は見られなかった。

3.3　年間流出量の推定

涸沼に流出する河川の負荷量を年間で評価することは，多くの制約条件のもとでは不可能である。

このため，限りあるデータを用いて，統計的処理により推定する方法が一般的である。すなわち，水質データと流量データから得られる負荷量データLが流量データQとの間に$L=aQ^n$なる関係が認められれば，水質データがなくとも，別途流量データを用いて補完することができるからである。

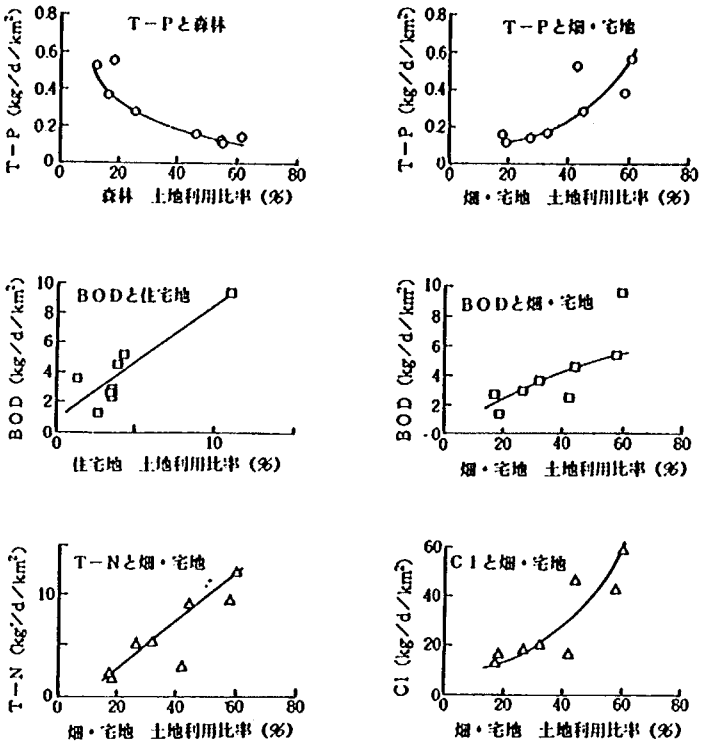


図2　比負荷量と土地利用比率との関係

ただし，水質データは大きな出水時でのデータを含まない場合が多いので，出水時の負荷量調査を別途実施し，累積した晴天時の負荷量に加算しなければならない。茨城県においては昭和56年4月23日から57年4月13日の1年間に亘って計52回の流量，水質調査を実施している。これらのデータを用いて年間流出量の検討を行なった。

なお，データは涸沼川本川の川根大橋（st.3の上流3.78km地点）での流量，水質，新橋（st.4）での水質，支川である涸沼前川の大畑（st.9の上流1.5km地点）での流量，水質であり，新橋では感潮区間のために，流量は川根と大畑でのデータの合計とした。

図3に流量と負荷量との関係を図示した。図中の△印は大畑，×印は川根，○印は大畑と川根の負荷量合計値，●印は新橋での水質データを用いた負荷量を示している。涸沼への流出負荷量を推定する場合は河口に近い新橋のデータを使用すべきであるが，実測データ（水質）を用いて算定した負荷量で流量との間に高い相関が得られるのはCOD（$r=0.9018$），T-N（$r=0.9514$），T-P（$r=0.8813$）の3項目であり，CL（$r=0.4510$），SS（$r=0.0185$），BOD（$r=0.1160$）は無相関に等しい結果となっている。

塩素イオンの場合，低水流量時に，新橋での水質濃度が川根と大畑から流入してくる予測濃度よりもかなり高くなり，海水の影響を受けているために相関性が悪くなっていると考えられる。SSの場合には，ほとんど無相関の状態である。これは，新橋附近での流速が極端に減少するため，沈殿効果が大きく影響しているためである。上流側では川根の$r=0.9067$，大畑での$r=0.7990$となっている。

BODもSSと同様，沈殿効果が影響し，分解が加わって精度を低下させているといえる。

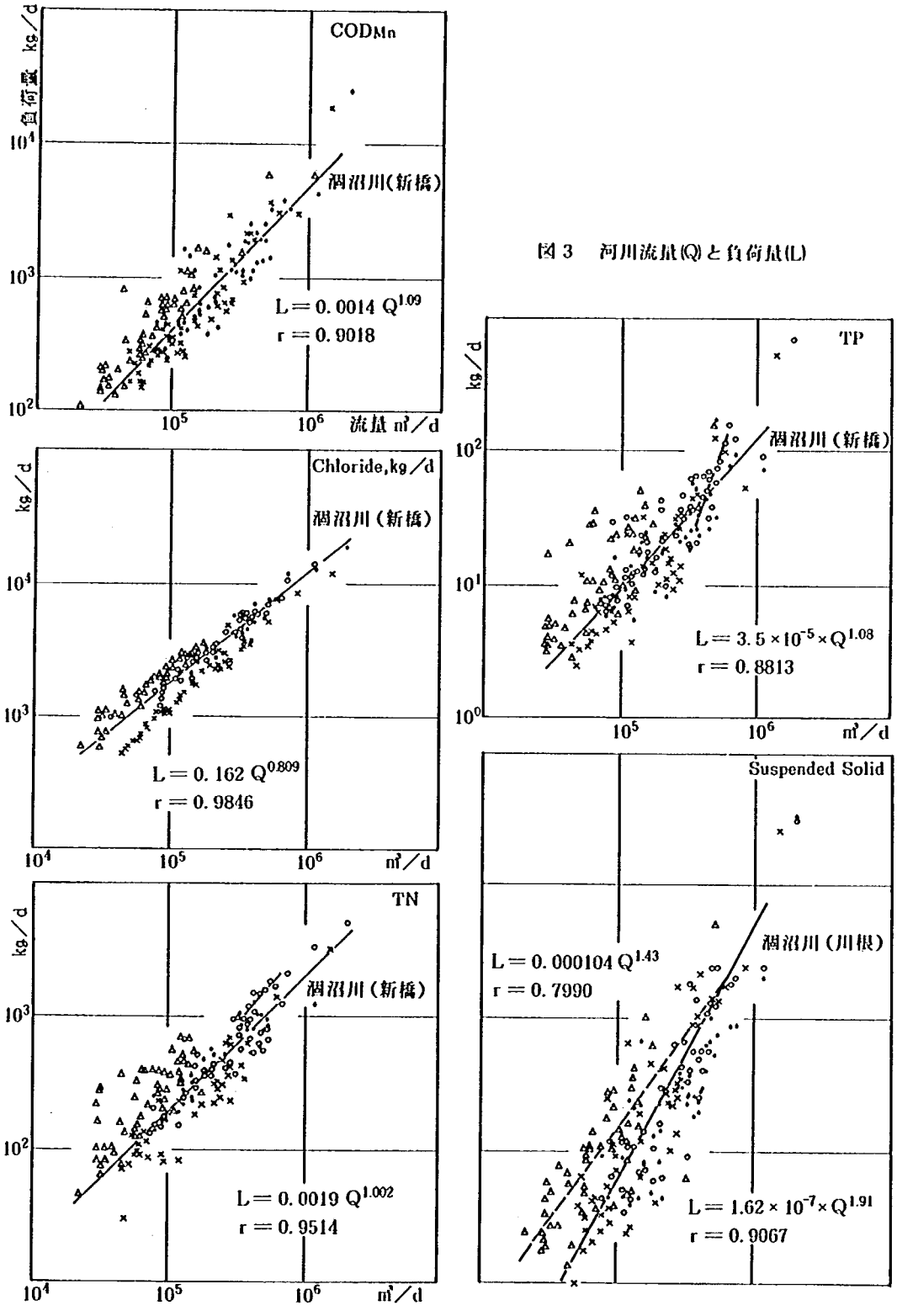


図３　河川流量(Q)と負荷量(L)

これら52回の測定データから平水時に涸沼に流入する負荷量は表6に示すように，BOD, COD, TN, TPはそれぞれ855, 1800, 709, 45 kg/d である。当研究室が行なった通日調査の結果では，概ね2倍の値を示し，県のデータに出水時のデータを加算した結果とほぼ一致した。この様な一致は，偶然ではあるが，3.2で述べた比負荷量と土地利用比率の相関性が認められたことから，次のことが考えられる。一般に，土地利用比率を変数として流入負荷量を予測した例では，T-Nのみが相関性を示すが，TP, BODなど吸着や分解などの物理化学的又生物化学的反応を受ける物質は相関式が得られないのが普通である。しかしながら，通日調査を実施した時の流況は，図4からもわかるように，2～3日前の降雨による出水の影響が十分に軽減されておらず，沈殿等の効果が比較的小さくなったため，流出負荷量が平水時よりも多くなったと推定される。

表6　流入汚濁負荷量（kg／d）

項目	本調査	平水時（N=52）	洪水時を含
BOD	1,100	855	1,001
COD	3,100	1,795	3,064
T-N	1,800	709	
T-P	80	44.9	76.2

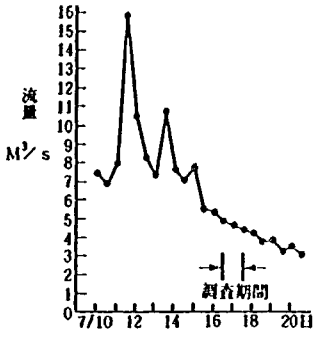


図4　川根大橋での流況

4.　まとめ

①大堀川は柏市を流れ，人口密度の高い市街地からの排出負荷量によって汚濁した都市河川である。大堀川流域での下水道普及率は約21%，また，流下距離も短いため自浄作用の効果は小さく，負荷流出率は高い。流出率はT-Nが95%，T-P, CODが70%，BODが40%程度であった。

②農村河川である涸沼川を対象に負荷量調査を行なった。出水後の通日調査では，流入負荷量と土地利用別比率との間に相関のあることが認められた。

③涸沼に流入する負荷量を推定するには，河川の最下流部でのデータを採用すべきであるが，感潮区間においては注意が必要である。涸沼川新橋での水質データと上流部の流量データを用いて算出した負荷量は$L=aQ^n$の式に従わない項目もある。特に，SS, BOD, CLは無相関となり，上流側の流量データから負荷量を推定することはできない。このような現象は，河口部が感朝域であることによる海水の潮上，流速の急激な減少による沈殿，湖水中のSSの持込みなど複雑に作用しているからである。上流から持込まれるSS負荷量と下流側でのSS負荷量との差額分を流量に対してプロットすると図6になる。低流量では沈殿による減少傾向が卓越し，出水時等ある流量以上になると河道に堆積した底質の巻き上げが卓越している。

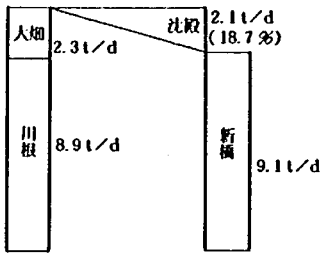


図5　流下にともなうSSの沈殿

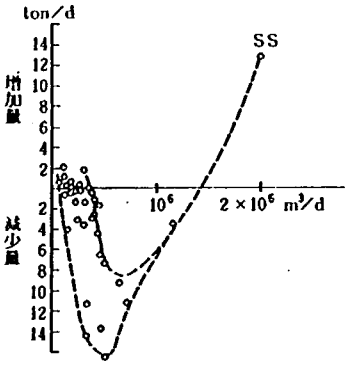


図6　SSの増減と流量との関係

2．河川の富栄養化に関する調査

水質研究室　室　長　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男

Abstract

In shallow rivers that are enriched with nutrients, considerable amount of periphytons grow on the surface of stone and other material in river bed. This periphytons contribute to the increase in organic matters because they slough continuously to the river water For the precise estimation of water quality of above river condition, the rate of production of periphytons or primary production is to be determined.

In the study, the primary production was determined by the experimental stream by means of the dissolved oxygen balance method proposed by H. T. Odum, and the experimental results were compared with the calculated results.

According to this work, the dissolved oxygen balance method was proved to be reasonable method for the estimation of primary production in the river.

Keyword

River eutrophication, primary production, periphytons.

1. 諸言

富栄養化湖沼において浮遊性の植物プランクトンが大発生するように，富栄養化した浅い河川でも付着性藻類が河床に多量に増殖することが最近の調査研究[1)2)3)]で明らかにされつつある。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，上水の着臭味等の障害を惹起する。さらに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。

富栄養化した河川の付着性藻類の発生量＝有機物の合成量（以下，一次生産量）を求める方法として，大別すると現在，二つの方向がある。一つは，単位面積当りに増殖する付着生物量を実際に測定する方法で具体的には，河床を模した付着板やブロックを実河川や模型水路に設置し，適当なインターバルで回収し，その分析結果から実河川あるいは模型水路全体の一次生産量を推定するものである。この方法は付着生物の増殖過程を細かく追跡するためには有効な方法であるが，サンプルの代表性に問題がある。二つ目は河川内に生息する生物の一次生産量は，すべて流水中のある特定の水質項目に反映するとして，水質の時系列データから一次生産量を推定する方法である。本研究では，溶存酸素の収支モデル[4)]を用い，大型模型水路の時系列データから一次生産量を推定するとともにこの定量方法の精度を検討した。

2. 大型模型水路実験

2.1 実験施設

本施設（Fig.1）は，全長290 mで，深さ0.5m，河床幅0.5 m，側壁上端部の幅1.5 mの台形断面を有し，本体はステンレスで構成されている。基質および上水は，水路北側の操作棟内のタンクから所定の濃度，流量で，供給することができる。傾斜1／1000の水路を自然流下した流水は，水路下流端でセキより系外に越流するものと着水タンクに貯留され，再び循環用ポンプで水路上端部に送られるものにわけられる。

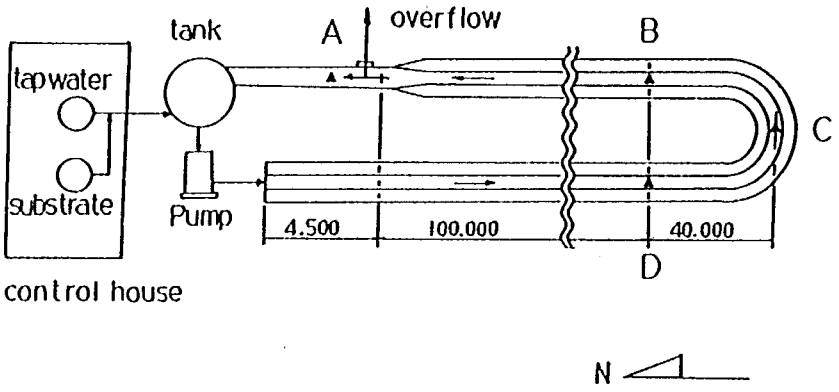


Fig.1 Experimental stream

2.2 実験条件

水路の運転は，60年8月1日より開始し，充分に付着生物が生育したのを肉眼で確認した後に，24時間の連続調査を8月26日10時から翌朝10時まで行った。実験条件をTable 1に示す。

流水の採水はC地点で2時間毎に行ない，27日午前10時の最後の採水が終った後に，24時間のコンポジットサンプルを作成し分析に供した。溶存酸素（以下DO）と水温は，A地点に自動分析装置（CTIS 500型，C.T.I.S.社）をセットして，連続的に測定した。

供給水（上水）の採水は，屋内の上水供給タンクからサイフォンを用いて2時間毎に行ない，流水と同様にコンポジットサンプルを作成した。DOと水温は，自動分析装置を上水供給タンク内にセットして測定した。

Table 1 Operation conditions

operating method		circulated
mean depth	(m)	0.20
mean velocity	($m \cdot s^{-1}$)	0.57
contact area of running water	(m^2)	320.40
channel volume	(m^3)	44.75
flow rate	($m \cdot h^{-1}$)	2.88
retention time	(h)	15.54
reaeration coefficient	(h^{-1})	1.05
composition of nutrients	KNO_3 ($mgN \cdot \ell^{-1}$)	20.0
	K_2HPO_4 ($mgP \cdot \ell^{-1}$)	2.0

付着生物は，あらかじめ水路（B地点とD地点）に沈めておいたステンレス製の付着板（15cm × 15cm）を回収し，全量をプラスチック製ハブラシと洗ビンを用いて，ホーローバットにかき落し，蒸留水で1 ℓにメスアップし，分析に供した。流水，供給水（上水），付着生物の分析方法をTable 2に示す。

2.3 気象状況

8月26日と27日の気象状況（運輸省高層気象台）をTable 3に示す。

2.4 実験結果

流水中のDOと水温および供給水のDOと水温の測定結果をFig. 2に示す。流水のDOの大きな日変動は，活発な，生物活動を反映しているものと思われる。コンポジットサンプルの分析結果をTable

Table2 An analytical method

SS	JIS K 0102 14.1
IL	JIS K 0102 14.5
COD_{Cr}	JIS K 0102 20
BOD	JIS K 0102 21
chl-a	Spectrophotometric method by Jefferey. S. W, and G.F. Humphrey
DO	Auto Analyzer type-500 from C.T.I.S
Water Temp	Auto Analyzer type-500 from C.T.I.S
PH	YEW. Model. PH51 from YEW
T-N	JIS K 0102 45
NO_2-N	JIS K 0102 43.1.1.
NO_3-N	JIS K 0102 43.2.3
NH_4^+-N	JIS K 0102 42.2
T-P	JIS K 0102 46.3.3
PO_4-P	JIS K 0102 46.1.2

Table3 Meteorogical condition

	8/26	8/27
weather	fine	fine
duration of sunshine (h)	11.6	8.1
mean temperature (℃)	24.8	25.2
maximum temperature (℃)	31.8	31.4
minimum temperature (℃)	18.3	20.1
mean wind velocity ($m \cdot s^{-1}$)	1.7	1.7
wind direction	S	SSE
amount of precipitation (mm)	–	–
sunshine time	5 : 08	5 : 09
sunset time	18 : 14	18 : 14

by Aerological Observatory

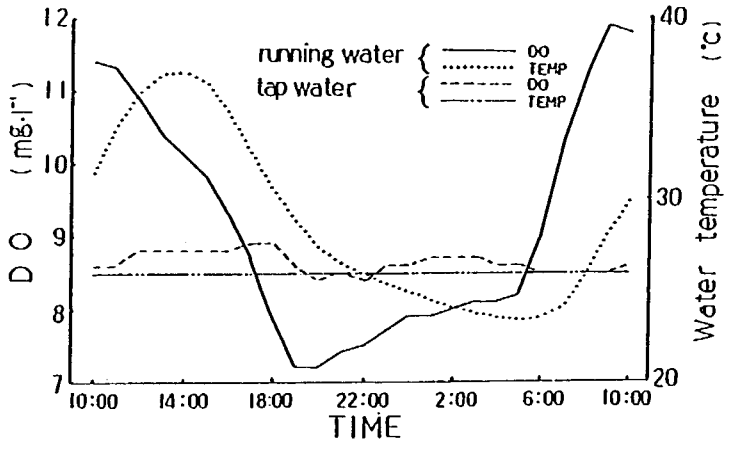


Fig.2 Change in dissolved oxygen and water temperature

Table4 Analytical results of running water and tap water quality

		Running water	Tap water
COD_{Cr}	($mg \cdot \ell^{-1}$)	24.20	0.50
D-COD_{Cr}	($mg \cdot \ell^{-1}$)	10.40	–
BOD	($mg \cdot \ell^{-1}$)	2.90	0.00
D-BOD	($mg \cdot \ell^{-1}$)	0.80	–
chl-a	($\mu g \cdot \ell^{-3}$)	37.92	–
T-N	($mg \cdot \ell^{-1}$)	16.47	0.48
NO_2-N	($mg \cdot \ell^{-1}$)	0.05	0.01
NO_3-N	($mg \cdot \ell^{-1}$)	15.15	0.42
NH_4^+-N	($mg \cdot \ell^{-1}$)	0.45	0.05
T-P	($mg \cdot \ell^{-1}$)	2.14	0.02
PO_4-P	($mg \cdot \ell^{-1}$)	1.58	tr

4 に示す。

付着生物は，Table 5 に示す理化学分析と Table 6 に示す生物種の同定，定量を行った。Table 5 によれば，付着生物量は各分析項目とも増加しており，付着生物群の活発な代射活動をうらづけている。生物種は，単純な実験系のためか，種類数が少ない上に，総細胞数に占める藍藻類の Homoeothrix janthina の割合が非常に高かった。なお付着板上の生物の生育状況は，水路河床や側壁と肉眼では，まったく同様であった。

Table 5 Analytical results of periphytons

		8/26	8/27
SS	($g \cdot m^{-2}$)	5.27	5.90
IL	($g \cdot m^{-2}$)	4.41	5.10
COD	($g \cdot m^{-2}$)	9.12	10.04
BOD	($g \cdot m^{-2}$)	0.95	–
chl-a	($mg \cdot m^{-2}$)	17.40	23.65
T-N	($g \cdot m^{-2}$)	0.42	0.58
T-P	($g \cdot m^{-2}$)	0.09	0.12

Table 6 Species and contents of attached algal community

	8/26	8/27
bluegreen alge		
Chroococcus minutus		
Homoeothrix janthina	1.2×10^7	1.0×10^7
diatoms		
Nitzschia frustulum		
Nitzschia palea		
green alge		
Klebsormidium sp	1.1×10^4	1.2×10^4
Protococous viridis		2.4×10^4
Protoderma sp	3.4×10^5	
Scenedesmus acutus	4.9×10^4	2.8×10^4
Scenedesmus ecornis		2.4×10^4
Stigeoclonium sp	5.8×10^4	
Gharaciaceae	9.8×10^4	3.2×10^5
total number of cells	1.3×10^7	1.0×10^7

unit (cells・cm^{-2})

3. 考察

流水の自由表面における酸素移動と生物群集の生産，呼吸活動に伴う酸素収支，および上水供給による水の交換を考えれば，模型水路水中のDO変動は次式に従う。

$$\frac{dc}{dt} = K_{20} \cdot O^{t-20}(Cs - C) + \frac{1}{T}(Cin - C) + \beta \cdots (1)$$

C ：流水DO（$mg \cdot \ell^{-1}$）

Cs ：飽和DO（$mg \cdot \ell^{-1}$）

Cin ：供給水DO（$mg \cdot \ell^{-1}$）

β ：一次生産量（$mg \cdot \ell^{-1} \cdot h^{-1}$）

K_{20} ：20℃の水路再ばっ気係数（h^{-1}）

t ：水温（℃）

O ：温度係数＝1.024[7]

T ：水路滞留時間(h)

(1)式の左辺を差分近似し，次式のように展開した後，DO，水温の時系列データから各時刻の一次生産量を求めた。

$$\beta(n) = \frac{C(n+1) - C(n)}{\Delta t} - K_{20} \cdot \theta^{t-20} \cdot \left(Cs(n) - \frac{C(n+1) - C(n)}{2}\right) - \frac{1}{T}\left(Cin(n) - \frac{C(n+1) - C(n)}{2}\right) \cdots\cdots (2)$$

Δt ：測定間隔（$\Delta t = 1.0$ h）

なお，再バッ気係数は，実験終了後，硫酸銅を水路に銅イオン濃度で500（$mg \cdot \ell^{-1}$）になるように投入し，付着生物を死滅させた後，亜硫酸ナトリウムと塩化コバルトを用いてDOを低下させ，DOの回復過程より再バッ気係数〔$K_{20} = 1.05$（h^{-1}）〕を求めた。

計算結果をFig.3に示す。一次生産量は，(3)式のように定義され，この値が正になるということは，付着性藻類の光合成活動が活発になり，水路内に生息する生物全体の呼吸速度と有機物の分解速度を上回ることを意味している。本実験でも，光合成活動のさかんな昼間には，

一次生産量＝総生産量－呼吸量－有機物の分解量 ……(3)

正，光合成の停止する夜間には，負の値が得られた。日平均の一次生産量は，1.99(mg・ℓ^{-1}・h^{-1}) で水路全体では，総生産量が呼吸量および分解量を上廻っていた。

最後に，DO収支モデルの妥当性について考察する。

流水中の浮遊微生物の作用およびアンモニアの硝化に伴うDO消費を無視すれば流水中の総酸素要求量（以下，TOD）と河床に付着するTODの変動は次式によって表される。

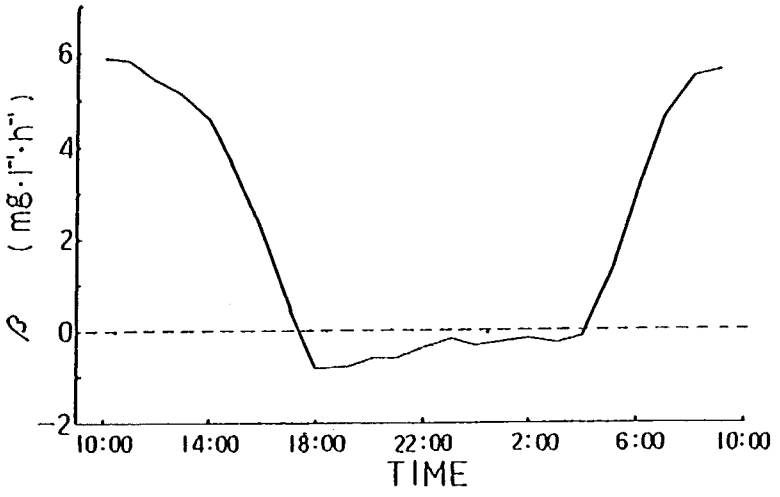


Fig.3 Change in the primary production

$$\frac{ds}{dt}=\frac{S}{T}+\frac{F}{T}+\alpha \quad \cdots\cdots(4)$$

$$A\cdot\frac{dM}{dt}=24\cdot V\cdot(-\alpha+\beta) \quad \cdots\cdots(5)$$

S：流水中のTODの濃度（mg・ℓ^{-1}）

F：供給水中のTOD（mg・ℓ^{-1}）

α：河床から流水へのTODの輸送量（mg・ℓ^{-1}・h^{-1}）

β：一次生産量（mg・ℓ^{-1}・h^{-1}）

M：河床に付着して存在するTOD（g・m^{-2}）

T：水路滞留時間（d）

A：流水接触面積（m^2）

V：水路容積（m^3）

TOD≒CODcr，ds／dt≒0 と仮定すれば(4)式より河床から流水へのCODcr輸送量（以下，α）を求めることができる。Table 1，Table 4 のデータから，それぞれ，S＝24.20 (mg・ℓ^{-1}，F＝0.50 (mg・ℓ^{-1})，T＝15.54（h）が得られ，α＝1.53（mg・ℓ^{-1}・h^{-1}）となる。次に河床に付着して存在するCODcrの変化量（dM／dt)は，実測値（Table 5）で与えられていることから(4)式で得られたαとあわせて，(5)式を(6)式のように展開することによって，実測値から求めた日平均一次生産量（以下，$\overline{\beta}$）を決定することができる。

$$\bar{\beta} = \frac{A}{24 \cdot V} \cdot \left(\frac{M(8/27) - M(8/26)}{\Delta t} \right) + \alpha \quad \cdots\cdots(6)$$

$\bar{\beta}$ ：実測値より求めた日平均一次生産量（$mg \cdot \ell^{-1} \cdot h^{-1}$）

M（8／27）：8月27日の付着ＣＯＤcr分析値（$g \cdot m^{-2}$）

M（8／26）：8月26日の付着ＣＯＤcr分析値（$g \cdot m^{-2}$）

Δt ：付着ＣＯＤcr分析間隔（$\Delta t = 1$ d）

Table 1，Table 5から，A＝320.4（㎡），V＝44.75（㎥），M（8／27）＝10.04（$g \cdot m^{-2}$），M（8／26）＝9.12（$g \cdot m^{-2}$）が得られ，$\bar{\beta} = 1.80$（$mg \cdot \ell^{-1} \cdot h^{-1}$）

以上，実測値より求めた$\bar{\beta}$とＤＯの時系列データより計算で求めた$\bar{\beta}$をTable 7に示す。実測値と計算値の差は，約11％で，おおむね一致していると考えられＤＯの時系列データとＤＯ収支モデルによって一次生産量を推定することは妥当であると結論づけることができた。

Table7 Comparison of culculated $\bar{\beta}$ and observed $\bar{\beta}$

	culculated	observed
$\bar{\beta}$ ($mg \cdot \ell \cdot h$)	1.80	1.99
difference	$\frac{\text{culculated } \bar{\beta} - \text{observed } \bar{\beta}}{\text{observed } \bar{\beta}} = 10.6\,(\%)$	

4. まとめ

水路内のＤＯの収支バランスによって，一次生産量を推定する方法の妥当性について大型模型水路を用いて検討し，（計算値－実測値）／実測値×100≒11（％）なる結果を得，妥当であるという結論を導いた。

引用文献

1）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巻4号，1980，P.225－234.

2）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会講演集，昭和56年3月

3）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，昭和61年3月

4）Odum, Howard.: Primary production in flowing waters, Limnol. Oceanogr., 1, P.102－117, 1956.

5）下水試験方法：日本下水道協会

6）河川水質試験方法（案）：建設省技術管理業務連絡会，水質部会

7）Proceedings A.S.C.E Vol.87, NoSA6, November, 1961.

Ⅵ 建設技術研究開発経費による研究

1．建設事業への廃物利用技術の開発

1. 調査の目的と必要性

近年、経済の成長に伴い、廃棄物の発生は量的に増大するとともに、質的にも複雑化してきている。建設廃棄物（土砂、コンクリート廃材、アスファルト廃材等）、下水汚泥、石炭灰についても、毎年大量に発生している。これらは従来、主として埋立、または、宅地造成等により処分されてきたが、最近では、埋立計画の減少や、環境汚染の防止等から、とくに大都市周辺においては適当な地域に処分地を得ることが年々困難となってきている。このような状況を考慮すると、建設廃棄物、下水汚泥、石炭灰等の適切な処理加工を行うことにより、建設事業へ有効に利用することができれば、処分地の確保の問題と合わせ、省資源の観点からも極めて有意義である。

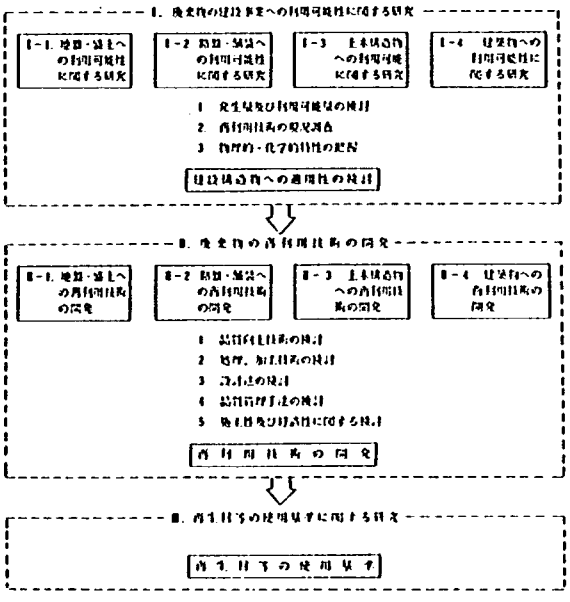
本調査では、上記のような事情をふまえ、資材を大量に使用する建設事業において、廃棄物の有効利用を図るための廃棄物の再利用技術の開発ならびに使用基準に関する研究を行った。

2. 調査の概要

本調査の調査期間は５か年（初年度は昭和56年）であり、全体計画は図−2−1のようである。この計画では56年度と57年度に「廃棄物の建設事業への利用可能性に関する研究」を行い、その結果を踏まえて58年度と59年度に「廃棄物の再利用技術の開発」を、60年度には「再生材等の使用基準に関する研究」を行った。

本報告書では、下水汚泥の再利用技術の開発に関する昭和60年の調査結果を報告する。なお、本調査は、汚泥研究室、土質研究室、施工研究室、舗装研究室、コンクリート研究室、機械研究室の６研究室によって行われたものである。

なお、最終報告書は、昭和61年10月までにまとめる予定である。



図－2.1　研究開発計画フロー

3. 調査結果

＜地盤・盛土への再利用技術の開発＞

3.1 土質改良土を用いた埋戻し技術の開発

各種埋設管や地中構造物の埋戻しには良質の砂を用いるというのが、埋戻しに対する従来からの標準的な考え方であるが、最近では掘削に伴って大量に発生する残土の処分地の確保が困難な情勢になりつつあるため、掘削した現場発生土を土質改良して埋戻し材として再利用しようという試みがなされはじめている。

本研究では、こうした背景をうけて、土質改良土の埋戻しへの適用性を評価することを目的として、土質改良土の繰返し載荷試験や現場における試験施工とその追跡調査および既往の実績の調査等を実施した。さらに、その検討結果をふまえて、土質改良土を埋戻しに適用するときの方法や留意点をまとめた「土質改良土を用いた埋戻しの手引き」を作成した。

本手引の構成は、次のとおりである。

1. 総 則
2. 発生土の土性判定
3. 土質改良用添加材の選定及び添加量
4. 土質改良土の製造
5. 施工方法
6. 施工管理
付録－1. 土質改良土を埋戻しに用いた現場試験施工結果
付録－2. 土質改良土の繰返し載荷試験にもとづく考察
付録－3. 既往の施工実績

下水汚泥焼却灰を用いた改良土の現場試験施工結果は 3.5 に示す。

3.2 高含水比粘性土の土質改良用混合装置の開発

本研究開発は、含水比150～400％程度の浚渫汚泥（ヘドロ）、掘削泥土などそのままでは搬出・投棄することが不可能な劣悪な性状の高含水比粘性土を土質改良土として現場サイドで改良するための装置の開発を図ることを目的として実施した。混合機構はラインミキサによる粉体改良材混合方式とし、処理能力としては 20 ～ 50 ㎥/hr（処理前体積）を目標とした。

本研究において、焼却灰を添加した実験を行っている。結果　略。

3.3 深層混合処理への廃棄物利用技術の開発

3.3.1 研究目的

本研究は、各種廃棄物のうち土質改良用添加材として利用可能性が高いと考えられる廃棄物（ここでは、石炭灰、下水汚泥焼却灰等を対象としている）を深層混合処理へ利用するために高含水比粘性土や有機質土へ混合・撹拌した場合の土質改良効果を把握することを目的としている。

3.3.2 研究経緯

(1) 過年度の研究結果

過年度では、石炭灰、下水汚泥焼却灰及びコンクリート粉の深層混合処理への適用性を検討するために、粘性土やピート質土を対象とした室内配合試験を実施してきた。また、石灰系下水汚泥焼却灰を用いたピート質地盤の改良試験施工を実施し、原位置における焼却灰の適用性について検討するとともに、室内配合試験との対応を調べた。さらに、石炭灰、下水汚泥焼却灰及びコンクリート粉のコンパクションパイルまたはドレーン工法への適用を検討するために廃棄物単体の養生に伴う強度発現および透水性の変化について実験的に検討した。

下水汚泥焼却灰に関する室内配合試験の結果においては、石灰系焼却灰は単体のみで粘性土またはピート質土と混合しても混合後の含水比低下による強度増加が大きく、さらにセメントと組み合わせることにより高い強度が発現することが確認された。しかしながら、焼却灰の長期自硬性については、粘性土の場合若干自硬性による強度増加が認められたものの、ピートに混合撹拌した場合では、長期的な自硬性による強度増加は認められなかった。

粉体噴射撹拌工法によるピート質地盤における現場改良試験施工の結果においては、石灰系焼却灰を単体で撹拌混合した場合でも qu= 2 kgf/cm² 程度の改良効果を得ることができ、さらにセメントを組み合わせることにより改良効果を高めることが可能であるなど室内配合試験結果とほぼ同様の結果が得られた。

以上の結果から、石灰系焼却灰の場合、焼却灰単体およびセメントなどの組合せにより、高含水比粘性土やピート質土に対して比較的良好な改良効果が期待でき、低強度改良を目的とする土質改良添加材としてかなり有望な材料であることが確認された。

(2) 本年度の研究概要

上記に述べたように、室内配合試験によって石炭灰、下水汚泥焼却灰等の土質改良用添加材としての適用性及び混合処理土の力学的特性について把握することができた。そこで、本年度は、これらの室内配合試験結果を踏まえて以下の項目について検討した。

① 深層混合処理工法による石炭灰・下水汚泥焼却灰の現地盤への適用性

石炭灰及び下水汚泥焼却灰を用いた粘性土地盤を対象とした現地改良を実施し、現地盤における改良効果を調べるとともに、実施工に当っての問題点を把握した。

② 石炭灰・下水汚泥焼却灰の泥水（泥土）処理への適用性

ベントナイト泥土を対象として石炭灰・焼却灰を大量に添加混合した場合の強度発現、含水比低下などの物性の変化を調べた。

3.3.3 下水汚泥焼却灰を用いた粘性土地盤改良試験施工

(1) 試験施工の概要

本試験施工は、石灰系下水汚泥焼却灰（以下、焼却灰と称す）を深層混合処理の改良材として粘性土に混合した場合の改良効果を把握するとともに、適正な有効利用方法を見出すことを目的としたものである。本試験施工は、名古屋市の協力を得て実施したものである。以下には、本試験施工に先立って実施した室内配合試験の結果も含めて試験施工の結果を述べる。

(2) 焼却灰及び地盤の性状

1) 試験施工場所の地盤性状

本試験施工場所の地盤性状は、上部の埋土層と、さらに層厚1～2mの礫混り砂質土層と、層厚2～3mのシルト、礫、腐植物及び汚泥ケーキなどの混在した不均一な砂質土層に分けられる。このうち、下層の沖積粘性土層は全体的に貝殻片を含むシルト層である。この粘性土層は自然含水比 Wn=57～77%、液性限界 WL=44～60%と含水比が液性限界を上回っており、qu=0.4～0.5kgf/cm²、N値=0の非常に軟弱な土質となっている。

2) 焼却灰の性状

本試験施工に用いた焼却灰は、名古屋市日処理場産の石灰系焼却灰である。その焼却灰成分は、表－3.3.1に示すように、CaO成分が最も多く、次いでケイ酸（SiO_2）分、酸化第2鉄（Fe_2O_3）の順である。CaO, Fe_2O_3の成分は、下水処理工程で混入する添加剤成分に起因するものである。焼却灰の粒度は、1μm～数mmまでの幅広い分布となっているが、粒径が大きいものは結合力が弱く、外力が加わると容易に細粒化する傾向が見られた。

表－3.3.1　焼却灰の物性

(%)	比重 (%)	SiO_2 (%)	Al_2O_3 (%)	Fe_2O_3 (%)	CaO (%)	MgO (%)	SO_3 (%)
焼却灰	3.18	26.0	7.7	17.4	35.5	2.14	2.9

表－3.3.2　試料土の物性

Gs	W (%)	WL (%)	WP (%)	ρt (g/cm³)	qu (kgf/cm²)	Lig (%)	pH
2.62	57～74	66.0	31.0	1.56	0.2～0.5	6.6	8.5

表－3.3.3　室内配合条件

改良材	焼却灰混合率(%)	セメント混合率(%)
焼却灰単体	25, 50 75, 100	--
焼却灰＋セメント	20.0	5.0
	22.5	2.5
	25.0	10.0
	35.0	5.0
	50.0	10.0
	75.0	10.0
セメント	—	10.0

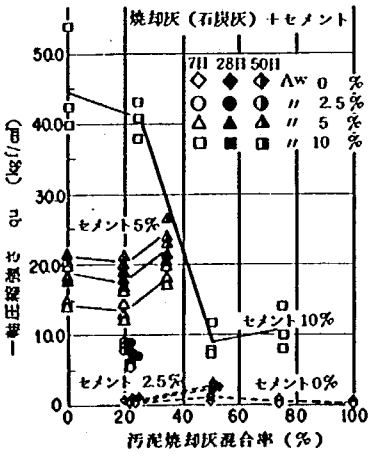
(3) 室内配合試験による強度発現の検討

1) 室内配合試験方法

室内配合試験に用いた試料土は、GL－3.0m～－10.0mで採取した沖積粘性土を用いた。表－3.3.2には、その土質性状を示す。また、改良材の配合条件を表－3.3.3に示す。室内配合試験方法は、「締固めを伴わない安定処理土の試験方法(案)」（土質工学会基準）に準じて実施した。

2) 室内配合試験結果

配合試験結果における改良材（焼却灰、セメント）混合率と一軸圧縮強さquの関係を図－3.3.1にまとめて示す。図－3.3.1より「焼却灰単体」で混合した場合、混合率の増加に伴いquの増加が認められ、材令50日でqu=3kgf/cm²の強度が得られている。しかし、混合率が75%、100%と増加するに伴い、逆にquが減少している。また、「焼却灰＋セメント」で混合した場合においてもこの図から判断すると、焼却灰混合率が50%以上の場合において、quの値が大きく低下している。これは、混合処理土の含水比 Wn=60%程度の粘性土に対して改良材（焼却灰、セメント）混合率が50%を超えると混合処理土の含水比が塑性限界を下回ることになり、このように大量の乾燥粉体を一度に混合することにより、セメント固結反応に使用される水分が不足することになるとともに、混合処理土の結合力が低下することによる



図－3.3.1　焼却灰による室内配合試験結果

ものと考えられる。

なお、混合処理土の含水比を経時的に測定した結果、混合量に対応し各配合とも混合直後において顕著な含水比の低下が認められたが、材令に伴う変化は殆ど見られなかった。

(4) 試験施工による検討

1) 試験施工方法

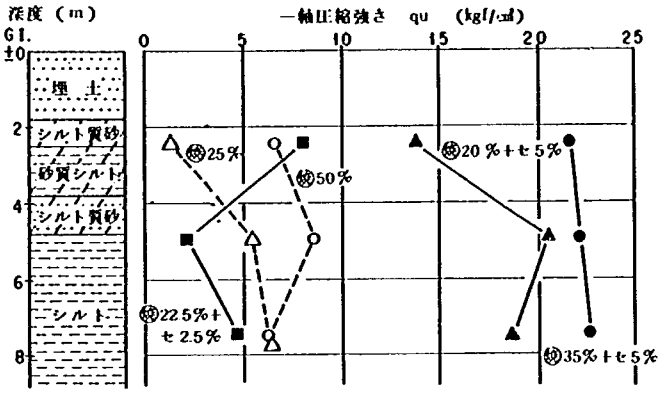
本試験施工では、粉体噴射撹拌工法によりGL.－2 m～GL.－8 mのシルト質砂及びシルト層を対象に石灰系焼却灰による改良を試みた。表－3.3.4には試験施工における配合条件を示す。この表に示すとおり配合は、「焼却灰単体」、「焼却灰＋セメント」に大別される。

表－3.3.4 試験施工配合

改良材の組合せ	改良材混合率(%) 焼却灰	セメント	養生日数(日)
焼却灰単体	25		2.8
	50	—	
焼却灰＋セメント	22.5	2.5	
	20	5	
	35	5	

2) 試験施工結果

図－3.3.2には、各配合における改良柱体の一軸圧縮強さquの深度分布を示す。この図より、「焼却灰単体」の場合、混合率25%、50%の順に、また、セメント5%を添加した配合では、焼却灰混合率20%、35%の順にquが増加しており、室内配合試験結果と同様の傾向が認められる。しかし、「焼却灰22.5%＋セメント2.5%」の配合の場合のみ、他のケースに比べて著しく低強度となっている。この結果は、後日実施した標準貫入試験結果においても同様の結果が得られている。次に、セメント5%添加した場合の強度分布を見てみると、「焼却灰単体」の場合の約3倍の強度となっており、セメントによる改良効果は大きい。なお、改良柱体の深度方向の含水比を測定した結果、各条件とも原位置土の含水比よりかなり低下していた。



図－3.3.2 焼却灰による現地改良試験施工結果

3.3.4 泥土処理への適用性に関する検討

本検討は、石炭灰・下水汚泥焼却灰の泥土（泥水）処理への適用性を調べるために、ベントナイト泥土を対象として、石炭灰・下水汚泥焼却灰を大量に添加混合した場合の強度発現、含水比低下などの物性の経時変化を試験的に調査するものである。

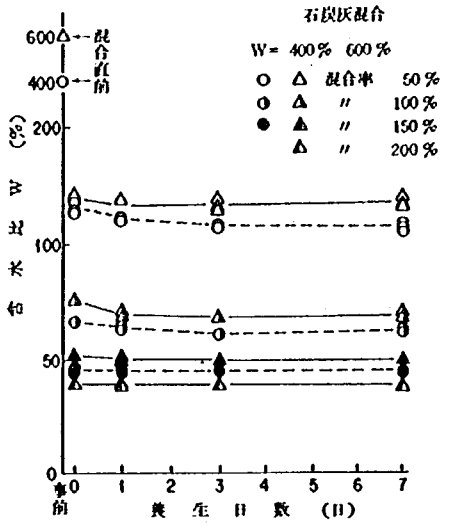
(1) 試験方法

試験に用いた泥土供試体は、粉末状のベントナイトに含水比が400%、600%となるように水を加え作成した。石炭灰・下水汚泥焼却灰の混合率は湿潤重量比で50%、100%、150%の3種

頂であり、混合土の供試体は、「締固めを伴わない安定処理土の試験方法（案）」に準じて作成した。なお、混合処理した泥土は、1日、3日、7日後にフォールコーン貫入量、含水比等の測定を実施した。

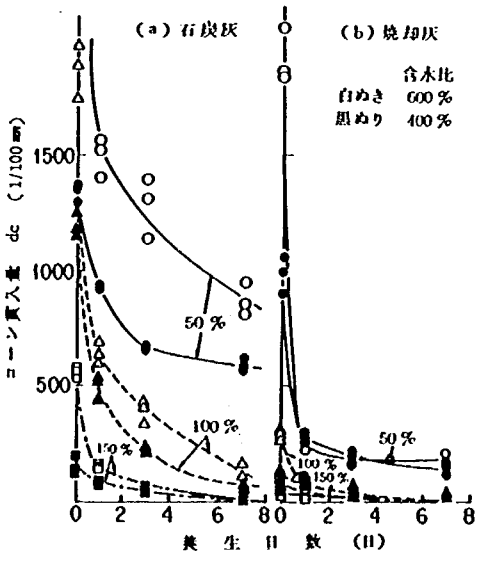
(2) 試験結果

図－3.3.3には、石炭灰を例にとって混合処理した泥土の含水比の経時変化を示したものである。この図より、含水比400％、600％のベントナイト泥土とも石炭灰を混合することにより含水比が混合直後で大きく低下しており、混合率に対応して、含水比が低下していることがわかる。しかしながら、含水比の低下は、ほぼ混合直後で終了しており、材令に伴う含水比低下は認められない。この傾向は、焼却灰を混合した場合でも同様であった。



図－3.3.3 含水比と養生日数の関係

一方、図－3.3.4(a)、(b)には、石炭灰・下水汚泥焼却灰を混合した泥土に対して実施したフォールコーン貫入量の経時変化を示す。この図より、石炭灰、焼却灰とも材令に伴うコーン貫入量が低下する傾向が顕著に認められ、この傾向は、泥土の含水比が高いものほど顕著に表れている。また、養生日数が7日までにほぼ貫入量が安定する傾向を示しているが、泥土の含水比600％で石炭灰混合率が50％、100％の2種類の配合については、なお貫入量が低下する傾向が認められ、追跡試験の結果、90日まで顕著な変化があった。



図－3.3.4 dc と養生日数の関係

3.3.5 まとめと今後の課題

本年度の現地軟弱地盤における試験施工の結果、石炭灰・下水汚泥焼却灰とも比較的良好な改良効果が得られ、また、セメント等の固化材と組み合わせることによってさらに高強度の改良が可能であることが確認できた。また、ベントナイト泥土へ石炭灰・焼却灰を大量に混合した場合、含水比が大きく低下し、長期的に強度が増大していくという結果を得るなど泥土処理への適用性が高いことが確認された。

これまで、本課題においては、石炭灰・下水汚泥焼却灰等の深層混合処理への適用性について室内配合試験、現場試験施工を通して改良効果、混合処理土の力学的性質を把握することができ

た。今後さらに深層混合処理へ利用・実用化を図るためには、石炭灰・下水汚泥焼却灰の品質の安定化、供給体制の整備などの課題を解明していく必要がある。なお、本研究の詳細については、土木研究所資料第2304号を参照されたい。

3.4　高有機質土の適正処理技術の開発

最近、河川や湖沼あるいは港湾などに堆積しているヘドロに代表されるような含水比が非常に高く、しかも有機物に富んだ不良土を処分しなければならないケースが増えてきており、こうした不良土にセメント等の土質改良用添加材を混合して土性の改善を図ることが多くなってきている。

その場合、こうした不良土が土質改良を行う際の阻害要因となる大量の水や腐植等を含むため、土質改良用添加材の種類によっては土質改良効果がほとんど期待できなかったり、土質改良効果の高い土質改良用添加材を用いる場合でもかなりの量の土質改良用添加材を加えなければ改良後の強度がそれほど高くならないケースが多い。

本研究では、このような処理上の問題点を有する不良土（高有機質土）の適正処理技術を開発することを目的として、以下のような検討を実施した。

①　土中の有機物が土質改良効果に及ぼす影響の検討

②　フォール・コーン試験を用いた土質改良効果の簡易判定法の検討

③　土の自然含水比とフミン酸含有量に着目した簡易土質判別分類手法の検討

④　吸光光度法を用いたフミン酸含有量の簡易推定法の検討

⑤　土質改良用添加材の効果判定のための標準試験法の検討

⑥　その他（下水汚泥焼却灰、石炭灰、排脱石コウ等を利用した土質改良用添加材の検討）

高有機質土の処理に及ぼす改良材の化学組成の影響に関する検討では、既往の研究により有機物を含むヘドロに対して改良材中のCaOとSO_4の量と土質改良効果の相関が高く、CaOを60%程度、SO_4を12～13%程度含む改良材の改良効果が優れていることが明らかにされているので、普通ポルトランドセメントや消石灰にSO_4成分を多く含む排脱石膏を加えたり、石灰系の下水汚泥焼却灰に生石灰と排脱石膏を加えることによってこのような化学組成をもつ改良材を人工的に作製し、これらの改良効果を検討するための一連の土質改良実験を行った。実験には、東京湾、有明海、不忍ノ池、霞ケ浦などから採取した8種類の軟弱粘性土および昨年度の成果により土質改良効果に重要な影響を及ぼすと考えられるフミン酸を種々の割合でカオリン粘土に添加した人工試料を用いた。その結果、以下に述べるようなことが明らかになった。

①　普通ポルトランドセメントや消石灰に適量の石膏を加えたり、下水汚泥焼却灰や石炭灰に生石灰と石膏を加えて化学組成を調整した土質改良用添加材は、土中にある程度のフミン酸が含まれていてもかなりの改良効果を発揮する。

②　普通ポルトランドセメントに石膏を加えた土質改良用添加材では、石膏の混合割合を1割程度、すなわちSO_4成分の含有量を6%程度におさえておけば、フミン酸含有率のかなり高いものまで、普通ポルトランドセメント単独のものより高い強度発現が期待でき、市販の特殊セメントと比べてもそれほど遜色のない改良効果が得られることが判明した。

③　消石灰に石膏を混合した土質改良用添加材では、石膏の混合割合が2割程度のものが比較的高い改良効果を示しており、石膏量を増大させると強度の発現が小さくなる傾向にある。

④　下水汚泥焼却灰に生石灰と石膏を加えた土質改良用添加材は、消石灰に石膏を加えた添加材の効果とよく似た傾向を示す。

⑤　今回の実験で用いた土質改良添加材を普通ポルトランドセメントに石膏を加えたセメント系の添加材のグループと、消石灰に石膏を加えたり、下水汚泥焼却灰に生石灰と石膏を加えた石灰系の土質改良用添加材のグループの2つに大別すると、土によってセメント系の土質改良用添加材が効く場合もあれば石灰系の添加材が効く場合もあるというように、土質によって土質改良用添加材の効き方に違いが認められる。その他については略。

3.5　下水汚泥焼却灰の地盤・盛土への適用性に関する研究

3.5.1　研究目的

様々な下水汚泥の処理形態のうち、焼却灰は脱水ケーキを800℃前後で焼却処理した残査であり、その組成は無機分からなる。焼却灰は脱水時に用いる調質材により、石灰系と高分子系に大きく分類される。前者は調質材として主に消石灰、塩化第二鉄を、後者は有機高分子凝集剤を用いるものである。

本研究では、この焼却灰の盛土材及び埋戻材への適用性を検討した。

3.5.2　研究経緯

1）昭和57年度において、下水汚泥焼却灰を土工材料として利用する際に必要となる基本的性質（物理的、化学的、力学的な性質）を既存資料より整理し取りまとめた。

石灰系焼却灰は、生石灰の水硬作用による強度増加効果が期待出来ることから、盛土や埋戻土、土質改良材への利用可能性が高いことが明かとなった。

また、焼却灰使用における安全性を確かめるため溶出試験を行った。その結果総ての項目において総理府令で定める判定基準以下であった。

2）昭和58～60年度においては、上記の結果を受け焼却灰を盛土材及び埋戻土として使用する施工実験及びその追跡調査を3箇所で行い、その強度、施工性及び安全性を確認した。

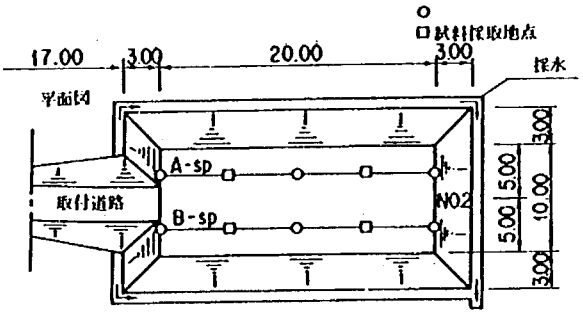
3.5.3　昭和60年度の研究概要

下水汚泥焼却灰の地盤・盛土への適用性を調べるため、札幌市において盛土撤去に伴う追跡調査及び横浜市において埋戻し工区の追跡調査を実施した。

1.　札幌市盛土体の追跡調査

昭和58年度に札幌市下水道局豊平川処理場敷地内に造成した石灰系焼却灰の試験盛土を撤去するにあたって、その強度等についてPS地震探査及びブルドーザーによる掘削状況をもとに検討を行った。

(1)　PS地震探査



図－3.5.1　調査位置図

① 測定の概要

表－3.5.1 使用測定機器一覧

名　　称	型 式	数量	仕　　様	メーカー
P 波用受振器	HS-J	21	fo= 14 Hz、上下動用	ジオスペース
S 波用受振器	L-15B	21	fo= 4.5 Hz、水平動用	マークプロダクト
テークアウトケーブル	1416	2	12成分、5 m間隔用	応用地質（株）
増　幅　器	MR-4600	1	24成分、最大利得80 dB	マークランド電子工業
記録オシログラフ	R-6B	1	28成分、ガルバノメーターfo=1Hz	SIE社（アメリカ）

図－3.5.1に示す2測線延べ40mを設定してPS地震探査を実施した。

方法は、P波振源としてカケヤによる盛土表面打撃、S波長振源としてカケヤによる板タタキ法を採用し、記録には24 ch地震探査装置を使用した。

表－3.5.1に使用測定機器の概要を示す。

② 解析および結果

測定により得られた記録紙から、各受振器毎にP波・S波の初動（振源からの波動が受振器に到達した時刻）を読み取り、起振時（P波の場合、起振点近傍の受振器からの信号起振時信号を兼ねる。S波の場合は板近傍に設置した起振時専用受振器からの信号をオシログラフに入力）からの経過時間を求める。S波初動の読み取りに際しては、測線に直交する方向に設置した板の打撃方向を変えることにより初動波形も逆転することに留意した。これからVp・Vsの他、それらの比からポアソン比（Vd）、動的剛性率（Gd）、動的ヤング率（Ed）を算出した。Gd・Edの算出には密度値が必要であるが、この値としては、58年度調査による現場湿潤密度（約1.4 g/cm³）を採用した。

最表層部分を別にすれば、盛土の動的物性値は概略、以下のとおりである。

Vp= 1,070 ～ 1,180 m/s（テストピースのVp= 1,036 ～ 1,523 m/s）

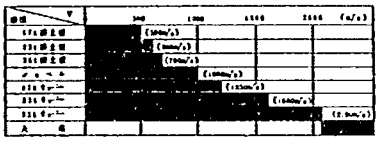
Vs= 530 ～ 620 m/s

vd = 0.298 ～ 0.335

Gd= 4,160 ～ 5,490 kg/cm²

Ed= 11,120 ～ 14,250 kg/cm²

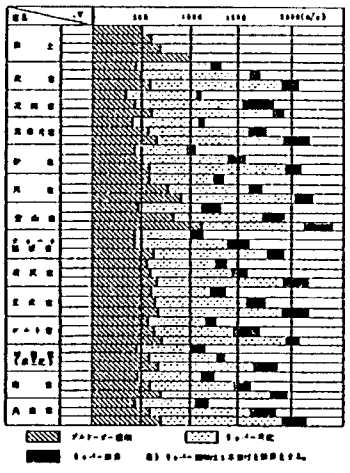
これらの値を既存の調査結果に位置付けると、本盛土は洪積世の砂礫～新第三紀の泥質岩程度に相当し、マスとして見た場合は、一般的土質の内でも、かなり良好な物性を有するものと判断される。



図－3.5.2
掘削機械作業能力図

(2) 盛土のリッパビリティ

PS地震探査で得られた盛土のVp（1,070 ～ 1,180 m/s）を図3.5.2、3.5.3に当てはめると、ショベルまたは17 ton級リッパー以上による掘削は可能であるが、排土板による掘削は困難という判断になる。しかし、実際にはブルドーザー（重量17.1 ton）の排土板によって撤去できた。ただし、約300 m³の盛土体を撤去するのに3時間半を要し、一走行当りの排土厚さは5～10 cm程度で、掘削というよりも、削り取るような施工状況が多かった。



図－3.5.3
岩種と掘削機械作業能力図

今回の場合、盛土周辺部および表面部がやや低固結度となっていることもあって、排土板による撤去が可能であったが、仮に一般土工事のような拡がりを有する箇所を掘削する場合は、排土板掘削ではかなり困難になることが予想され、施工能率も考慮するとリッパーを使用する必要があると考えられる。

(3) まとめ

ＰＳ地震探査、盛土の撤去工事の施工によって、石灰系焼却灰を用いた盛土は、非常に強度の高いことが確認された。

2. 横浜市埋戻しの追跡調査

昭和59年９月に横浜市北部第二下水処理場内で施工した汚泥焼却灰や改良土を用いた埋戻しの追跡調査を昭和60年7月に実施した(表－3.5.2参照)。その主な項目は①沈下量、②浸出水の水質である。

なお、埋戻し時の作業性の評価については、昨年度実施しており以下のとおりであった。

改良土の作業性は、現地発生材とほぼ同程度の評価であり、特に問題なかった。しかし、焼却灰の転圧時の作業性に関しては、北二灰、金沢灰共にランマーがもぐってしまい、コントロールがしずらく転圧しにくい材料だった。ただし、石灰系焼却灰（北二灰）は２～３回転圧すれば、表面のおさまりが良いので転圧しやすくなり、この点、高分子系焼却灰（金沢灰）に比べ優れていた。飛散状態については、試験当日は、風もなく、材料に加水してあったので特に問題はなかった。

表－3.5.2　埋戻し工区材料一覧

No	工区名	名　称	埋　戻　し　材　料
1	a工区	焼却灰工区	北二灰（石灰系）
2	b　〃	〃	金沢灰（高分子系）
3	c　〃	〃	上部50cm：北二灰、下部50cm：金沢灰
4	d　〃	〃	北二灰：金沢灰＝50％：50％
5	e　〃	標準工区II	良質土（山砂）
6	f　※1	標準改良工区	不良質残土＋改良材 （生石灰：10kg/m³ 特殊セメント：50kg/m³）
7	g　※2	改良土工区	不良質残土（1m³）＋北二灰（0.2m³/m³）＋補助改良材（30kg/m³） （生石灰 4.5 ：北二灰 2.5 ：廃脱石膏 3）
8	h　〃	改良土工区	不良質残土（1m³）＋金沢灰（0.3m³/m³）＋補助改良材（50kg/m³） （生石灰 5 ：金沢灰 2 ：廃脱石膏 3）
9	i　〃	標準工区III	普通土砂（現地発生土）

※1　横浜市内で一般に使用されている改良土

※2　配合割合の決定は、建設省土木研究所でおこない、補助改良材の配合性は特殊セメントの組成と同一になるよう決められている。

CaO：$\left(\begin{smallmatrix}SiO_2\\Fe_2O_3\end{smallmatrix}\right.$ $\left.\begin{smallmatrix}Al_2O_3\\MgO\end{smallmatrix}\right)$ 等、SO_3＝59：28：13

(1) 埋戻部の沈下量

埋戻部の沈下量を表－3.5.3に示す。

沈下計①は床付け面、②は管天場より10cm上り、③は埋戻土の中間でそれぞれの間隔は全工区で同一になるように設置した。

①ｃ工区（山砂）の沈下量より、焼却灰を土質改良材として用いたｇ・ｈ工区の沈下量の方が小さくなっていることから、焼却灰を土質改良材の一部代替として用いることが可能であるといえる。

②焼却灰を単体で用いた場合、石灰系を用いたａ工区では、沈下量が少なく良好な状態となっている。

③高分子系を用いたｂ工区では、床付け面上に設置した沈下計に比べ他の２つの沈下計は、大きな値を示している。埋戻部上部で沈下量265mmと非常に大きいが、舗装面では、30mm程度の沈下であり、埋戻し材全部がこれだけ沈下しているとは考えにくく、スクリュー式沈下計が締め

固められていない地盤のなかで自沈していることが考えられる。転圧がしづらいことを考え併せると、高分子系焼却灰は、単体で埋戻材として使用するのは好ましくない。

(2) 浸出水の水質結果

埋戻し工区のうち、a、b、f、g、h、iの6工区に浸透桝を設置し、降雨直後採水を行い分析を実施した。

その結果を表3.5.4に示す。これによると、排出基準よりもすべての項目で大きく下回っている。

3.5.4 まとめ

以上のように石灰系焼却灰を盛土材や埋戻し材として用いる場合には、高い強度が得られることが確認できた。

しかし、強度が上がりすぎて再掘削が困難となることが予想されるので、埋戻土などのように再掘削を伴うようなケースに使用するには、今後、再掘削性について検討する必要がある。

また、高分子系焼却灰は、強度及び施工の両面から盛土材、埋戻材として使用するのは好ましくないと考えられる。

表－3.5.3. 沈下量測定結果

単位：mm

工区名	沈下計深さ	施工後3ヶ月	交通開放後 1ヶ月	3ヶ月	6ヶ月	1年
石灰系 a	①	-9.3	-9.3	-9.6	-14.9	-14.6
	②	-7.7	-5.0	-5.3	-9.6	-11.6
	③	-8.3	-5.0	-5.3	-9.6	-10.9
高分子系 b	①	-27.3	-20.0	-19.0	-23.0	-25.7
	②	-118.0	-139.3	-146.6	-153.6	-160.1
	③	-247.3	-248.0	-248.7	-254.4	-264.7
c	①	-20.3	-5.5	-4.3	-7.0	-6.7
	②	-12.7	-12.7	-11.7	-15.0	-17.0
	③	-33.3	-28.6	-27.6	-32.6	-34.9
d	①	-11.3	-13.0	-21.7	-25.0	-30.0
	②	-14.0	-15.3	-26.0	-31.0	-37.0
	③	-20.0	-22.0	-36.3	-45.3	-55.3
山砂 e	①	-28.3	-30.0	-31.7	-33.4	-34.1
	②	-6.0	-7.3	-10.6	-13.3	-15.3
	③	-13.3	-15.3	-19.6	-21.3	-25.0
改良(標準) f	①	-1.7	-5.0	-5.0	-8.0	-4.7
	②	1.7	-0.0	-4.9	-7.6	-7.0
	③	-6.7	-8.7	-12.7	-15.4	-15.7
〃(石灰系) g	①	-1.0	-1.5	-0.6	-0.3	-3.0
	②	-2.0	-2.3	-3.0	-6.7	-11.4
	③	-2.3	-3.0	-4.7	-11.0	-16.3
〃(高分子系) h	①	-1.7	-1.7	-2.0	-1.0	-2.7
	②	-0.3	-1.0	-1.7	-2.1	-6.1
	③	-1.0	-0.3	-1.3	-5.3	-19.6
発生土 i	①	-1.3	-0.6	-1.6	0.7	0.7
	②	-0.3	0.0	-1.7	-5.0	-8.7
	③	-1.3	-1.0	-3.7	-6.0	-10.6
測定日		59.12/14	60.2/15	60.4/17	60.7/19	61.1/18

注) ①：沈下計取付け面 ②：管天場より10cm上り ③：埋土の中間

表－3.5.4 試験結果

昭和60年9月10日

(mg/l)

項目＼試料名	No.1 a	No.2 b	No.3 f	No.4 g	No.5 h	No.6 i	基準値 溶出試験	基準値 排出基準
全シアン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.0(1.0)	1.0
六価クロム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.5(1.5)	0.5
水銀	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.005(0.005)	0.005
ひ素	ND	ND	0.004	ND	0.012	0.013	0.5(1.5)	0.5
鉛	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.0(3.0)	1.0
カドミウム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.1(0.3)	0.1
PH	10.9	9.5	7.7	8.9	9.6	7.8	—	—

ND：不検出

溶出基準……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（昭和48年）

( )外 海洋投入における基準

( )内 埋立処分における基準

排出基準……一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令（昭和52年）

3.6　路盤・舗装への再利用技術の開発

3.6.1　研究目的

建設廃材を含む多くの廃棄物のうち、路盤、舗装への再利用が可能と考えられるアスファルトコンクリート廃材、下水汚泥焼却灰、下水汚泥溶融スラグ、石炭灰等の廃棄物について、利用技術の現状と問題点の調査、材料特性の把握、試験施工による現地供用性の確認等の調査を行い、路盤・舗装への利用可能性が明らかにされた各廃棄物について、その再利用技術の開発を行うことを目的とする。

3.6.2　研究過程、研究方法

本研究は総合技術開発プロジェクトの一環として、昭和56年度より５ヶ年計画で進められてきた。昨年度までは、廃棄物の基本的な材料性状の把握、利用技術の現状等の調査を行うとともに、試験施工による供用性の確認、付加価値の高い建設資材への開発可能性の検討等を行ってきた。本年度は最終年度にあたることから全体的なとりまとめを行った。過年度に実施した石炭灰、下水汚泥溶融スラグ、下水汚泥焼却灰の試験施工については、今年度も追跡調査を行いそれぞれ供用性の確認を行った。これに加えて下水汚泥焼却灰については、加熱アスファルト混合物に利用した場合の有効性の検討を行った。これら過年度の研究成果をもとに各廃棄物ごとに、舗装材料への利用技術の最終的な総合評価を行った。なお、舗装材料として利用可能性の高い下水汚泥焼却灰や空冷汚泥スラグについては、設計、施工の基本事項を設計、施工マニュアル（案）という形でまとめた。

3.6.3　本年度の研究概要

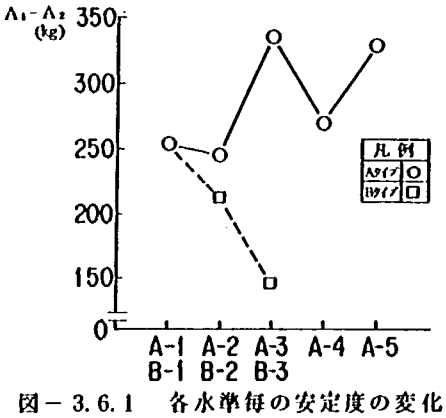
1.　石灰系焼却灰を用いた加熱アスファルト混合物の剥離抵抗性

石灰系焼却灰の材料性状は、通常の加熱アスファルト混合物のフィラーとして用いられる石粉の粒度範囲に近い。また、石灰系焼却灰には石灰分が含まれるので剥離防止効果も考えられる。このようなことから、石灰系焼却灰をフィラーとして用いた加熱アスファルト混合物の剥離性状等を調べることにより、その利用可能性を検討した。

試験方法は水浸マーシャル安定度試験とした。試験は、フィラー分を下水汚泥焼却灰及び消石灰に置き換えた７水準（表－3.6.1）で行い、消石灰と下水汚泥焼却灰の剥離抵抗性を比較した。水浸前と水浸後それぞれの安定度の平均値の差を各水準ごとにみたものが図－3.6.1である。消石灰の場合、明らかに混入量の増加に伴い安定度の低下は小さくなって

表－3.6.1　各水準毎の配合

(水準)	石粉 (%)	下水汚泥 (%)	消石灰 (%)
A-1 (=B-1)	5	0	0
A-2	4	1	0
A-3	3	2	0
A-4	2	3	0
A-6	0	5	0
B-2	4	0	1
B-3	3	0	2



図－3.6.1　各水準毎の安定度の変化

おり、ある程度の剥離防止効果があると判断される。一方、下水汚泥焼却灰の場合は、混入量の増加に伴い安定度の低下は大きくなっており、剥離防止効果は明確に現れていない。焼却灰に含まれる石灰分には剥離防止効果があるものの、量的に少ないということと、逆に剥離を促進するような要因が他にあるのではないかと考えられる。以上より、下水汚泥焼却灰を加熱アスファルト混合物のフィラーとして使用することは、剥離防止効果が特に期待できないこと、並びにアスファルト量が若干高めになることからあまり有効な利用方法とは考えられない。

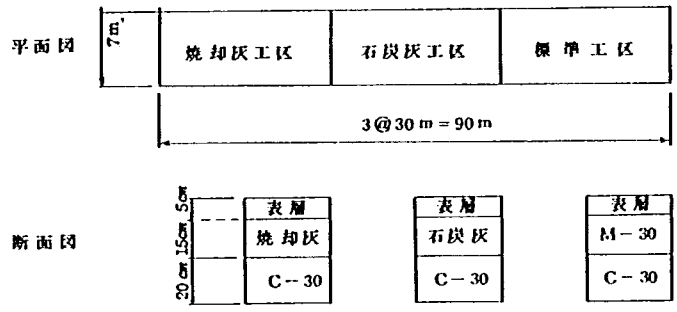
2. 金沢処理場内試験舗装の追跡調査

石灰系焼却灰、クリンカーアッシュ（石炭灰）を対象に、素材単独の粒状材として路盤に適用し、その施工性、耐久性の評価を行った。

施工日時：昭和59年1月

施工場所：横浜市金沢下水処理場内

施工断面：以下の通り



図－3.6.2 断 面 構 成

耐久性の評価については、土砂を満載したダンプがかなりの頻度で通過するというような比較的厳しい交通条件であったが、ひびわれ、たわみ等の性状は特に問題なく、M－30とほぼ同等の耐久性を有していると評価できる。施工性については、加湿の時期、量を調整すれば通常の路盤材と同等の作業性は確保できる。

3. 大阪府流域下水道中央処理場内試験舗装の追跡調査

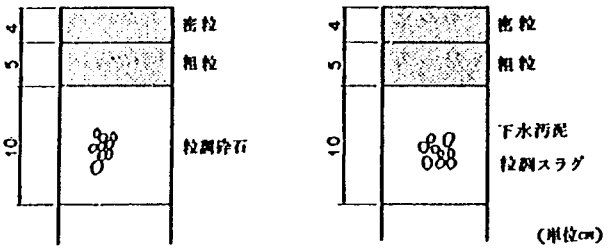
空冷汚泥スラグを対象に、素材単独の粒状材として施工し、施工性、耐久性の評価を行った。

施工日時：昭和59年3月

施工場所：大阪府北部流域下水道中央処理場内

施工断面：以下の通り（施工延長50 m＋50 m）

耐久性の評価については、施工後まだ短期間であるが、ひびわれ率0％、わだちぼれ3～4㎜と粒調砕石と比べても良好な供用性を保っている。施工性については、施工後基層の粗粒度アスコンに"巣"が生じている等締固め後の安定性が劣る。



図－3.6.3　断　面　構　成

3.6.4　下水汚泥焼却灰等を利用した舗装の設計、施工マニュアル（案）

下水汚泥焼却灰（石灰系焼却灰）並びに下水汚泥溶融スラグ（空冷汚泥スラグ）を対象に、これらを舗装に利用した場合の設計、施工マニュアル(案)を作成した。その目次構成については表－3.6.2に示す。マニュアル(案)における適用、設計の基本的な考え方は以下のとおりである。

①本マニュアルは下水汚泥焼却灰並びに下水汚泥スラグ（下水汚泥焼却灰等）を用いて道路の設計、施工を行う場合に適用する。

②下水汚泥焼却灰等を利用した路盤の実績は下水処理場等の構内舗装に限られており、また下水汚泥の発生量と路盤としての必要量とのバランスを保つという観点から、下水汚泥を利用した舗装は、当面、下水道施設内の構内舗装に適用するのが望ましい。一般の道路に適用する場合には、交通条件が厳しくなく、下水汚泥の必要量が十分確保出来ることを確認した上で対応するとよい。

③本マニュアルで対象とする下水汚泥焼却灰等は、一般道路の下層路盤、自転車道や歩道舗装の路盤に適用するものとする。なお、空冷汚泥スラグを粒度調整したものは一般の粒度調整砕石に近い品質が確保できるので、施工等に十分注意すれば構内舗装の路盤にも使用できる。

表－3.6.2　下水汚泥焼却灰等を利用した舗装の設計施工マニュアル(案)

目　　次

第Ⅰ章　総　　則
Ⅰ－1　概　　説
Ⅰ－2　下水汚泥焼却灰等の路盤への適用性
第Ⅱ章　石灰系焼却灰
Ⅱ－1　設　　計
Ⅱ－2　材　　料
Ⅱ－3　施　　工
Ⅱ－4　品質管理と検査
第Ⅲ章　空冷汚泥スラグ
Ⅲ－1　設　　計
Ⅲ－2　材　　料
Ⅲ－3　施　　工

3.6.5　舗装材料への廃棄物利用技術の総合評価及び今後の課題

本研究で実施してきた室内実験及び試験舗装の結果並びに既往の調査研究の成果を基に、舗装材料への利用可能性に対する現状における評価をまとめたのが表－3.6.3である。本研究では、技術的な評価を中心にまとめたが、実際にこれら廃棄物を舗装材料として使用する場合は下記のような基本的な事項の検討も合わせて行う必要がある。

①品質の経時的な安定性があること

②必要量の安定した供給が可能なこと

③経済的であること

これらの検討にあたっては、廃材の収集、処理から再生材の利用までを一つのシステムとして捉え、再生材の利用が常に安定して実施していけるような体制を序々に整備していく必要がある。なお、現状における技術的な評価については、限られた時間と成果のなかで使用範囲を限定するといったような安全側の利用方法の提案にとどまっているので、今後は、実際の工事において広く使用の実績を積み重ね、これを踏まえて利用範囲の拡大を図っていくことが必要で、合わせて成果はその都度技術基準等のなかに反映させていく努力が望まれるところである。

表－3.6.3　各廃棄物の舗装材料への利用可能性

			路盤材料				備考（アスファルト混合物への利用）
			基本的な考え方	室内試験	試験施工及び追跡調査	評価	
下水汚泥	焼却灰	石灰系	○有害物質の溶出がないこと ○品質のばらつきがないこと ○経時的な安定性があること	○粒状材（素材・配合材）、安定処理(同)のいずれの形態でも使用可能	○加湿の時期・量を調整することにより敷均し、転圧の作業性は確保でき、飛散の問題も生じない。追跡調査の結果も特に問題は生じていない。	○十分な施工管理を行うことにより、粒状材・安定処理いずれの形態でも使用可能と考えられる。	○アスファルト混合物のフィラーとしては利用可能。但し、最適アスファルト量は若干多くなる。
		高分子系		○配合材の形態で使用可能	○セメント安定処理をして下層路盤に用いた試験施工では石灰系と同様であるが、細粒分が多いため作業性は劣る。しかし、その後の追跡調査では特に問題は生じていない。	○単味での使用は施工性・強度上からみて使用は難しい。 ○配合材の形態又は安定処理を行うことにより、下層路盤への使用は可能であると考えられる。	○同上
	溶融スラグ	水冷		○素材単独では下層路盤材、配合材では上、下層路盤材として、粒状材、安定処理いずれも可能	○試験施工なし	○試験施工を行い、施工性を確認した上で使用可能	○吸水量が大きいため、アスファルト混合物への使用は不適
		空冷		○上、下層路盤材としての利用が粒状材、安定処理のいずれの形態でも可能	○材料の噛み合いが十分でないため転圧時にローラーのわだち跡が残ったり路盤が動くことが確認された。 ○コアサンプルの調査では表層アスコンに"巣"の入った例がみられ、作業性は若干劣る。	○一般道路では下層路盤として使用できる。自転車道や歩道等の軽交通道路では、路盤としても使用できる。 ○配合材の形態なら上層路盤への適用が可能である。	○すりへり減量が大きいため、アスファルト混合物への使用は不適
		結晶化		○なし	○試験施工なし	○量的な問題がなければ材質的には空冷スラグより優れており、路盤材としては使用可能と考えられる。	

3.7　土木構造物への再利用技術の開発

3.7.1　研究目的

建設廃材を含む多くの産業廃棄物のうち、土木構造物への再利用が可能と考えられるコンクリート廃材、下水汚泥溶融スラグ、石炭灰について物理化学的特性の調査、再生材の処理加工技術の現状と問題点の調査、再生材や汚泥スラグ骨材あるいは石炭灰を用いたコンクリートの特性の調査等を行い、土木構造物への利用可能性を明らかにするとともに、今後重点的に開発すべき再利用技術を見出すことを目的とする。

3.7.2　研究過程

本研究は昭和56年より5カ年計画で行われた。56年度は廃棄物のうち、コンクリート廃材、汚泥溶融スラグ、石炭灰等について発生量と処分の現状．将来発生量の調査および再利用事例に基づく再生利用技術の現状と問題点の整理を行った。57年度はさらに専用破砕プラントおよび汎用破砕機による再生骨材の性状調査と消費エネルギー比較、再生骨材の物理性状および再生骨材を使用したコンクリートの特性調査、下水汚泥溶融技術および下水汚泥溶融スラグの特性調査、石炭灰の産出状況および石炭灰のコンクリートへの新利用法についての文献調査を行った。58年度は56、57年度の成果を踏まえ、再生骨材生産のコスト評価、再生骨材を用いたコンクリートの試験施工、再生骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）の作成、汚泥スラグを用いたコンクリートの品質調査、石炭灰を用いた硬化体等の開発研究に関する調査を行った。59年度は再生骨材を用いたコンクリートの試験施工、再生骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）の作成および石炭灰を用いたコンクリートの品質調査を行った。60年度は石炭灰と汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの特性調査、再生骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）と汚泥溶融スラグ骨材を用いたコンクリートの設計施工指針（案）の検討を行い、合わせてコンクリート廃材の建設事業全般への合理的利用手法についての検討を行った。

3.7.3　結晶汚泥溶融スラグを用いたコンクリートの特性調査

1）目的および実験概要

汚泥溶融スラグを用いたコンクリートの品質改善を目的とし、再加熱結晶化処理を行った汚泥溶融スラグのコンクリート用骨材としての適用可能性を調査した。このため、加熱温度を2種に変化させた結晶汚泥溶融スラグ粗骨材2種と結晶汚泥溶融スラグ細骨材1種について、各種骨材試験を行い、これらを用いたコンクリートの強度特性、耐久性を調査した。

(1)　使用汚泥溶融スラグ骨材

用いた粗骨材は、供試スラグの軟化点が950℃程度と低かったため、再加熱温度を750℃、880℃各4時間として、結晶化したものである。以後、前者を汚泥スラグ砕石A、後者を汚泥スラグ砕石Bとする。X線回折によると、双方ともにバックグラウンドが高く、880℃処理のものでわずかにピークがみられるものの、かなりガラス化率が高いものと考えられる。外見は、750℃処理のものはつややかでガラス様であり、880℃処理のものは表面が多少溶融し、黄色くボーラスなものが出ていた。

細骨材は外見的にも単粒で粗く、ボーラスなものであった。

(2) 骨材実験

骨材実験は表－3.7.1のものを行った。

表－3.7.1　骨材実験

比重吸水率試験
洗い損失量試験
有機不純物試験
安定性試験
ふるい分け試験
単位容積重量試験
実績率試験
すりへり減量試験
ＡＳＲ化学法
（ＡＳＴＭ化学法）

(3) コンクリート試験

表－3.7.2に示す骨材の組み合わせによりコンクリートの配合試験を行い、圧縮強度試験、曲げ強度試験、凍結融解試験用の供試体を作成した。強度試験は14、28、91日材令で行い、凍結融解試験は材令28日で試験を開始することとした。

2) 試験結果

(1) 骨材試験結果

骨材試験の結果、粗骨材では、すりへり減量が多少大きい他は問題ない数値となっている。細骨材では、粒度に問題があるかと思われる。骨材のアルカリシリカ反応性についてはＡＳＴＭ化学法を行ったところ、すべて無害域に入ることが確認された。

表－3.7.2　配合ごとの骨材の組合せ

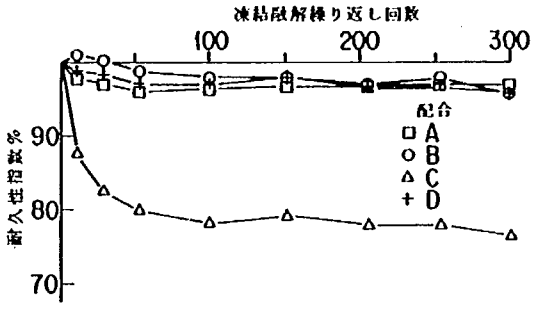
配合	細　骨　材	粗　骨　材
A	川砂（富士川）	笠間砕石
B	汚泥スラグ砕砂	笠間砕石
C	川砂（富士川）	汚泥スラグ砕石Ａ
D	川砂（富士川）	汚泥スラグ砕石Ｂ

(2) 配合試験結果

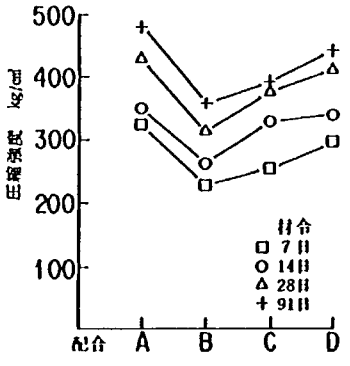
配合試験の結果、汚泥溶融スラグ粗骨材には特には問題がなかったが、汚泥溶融スラグ細骨材を用いた場合、エントラップトエアーが多く、目標の空気量に押さえるためＡＥ剤を使用しなかった。

(3) 強度試験

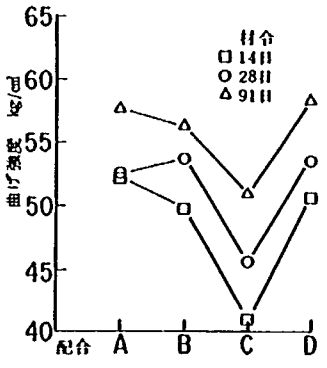
強度試験の結果を図－3.7.1～3.7.3に示す。圧縮強度については、汚泥スラグ砕砂を用いた場合が最も強度発現が悪く、汚泥スラ



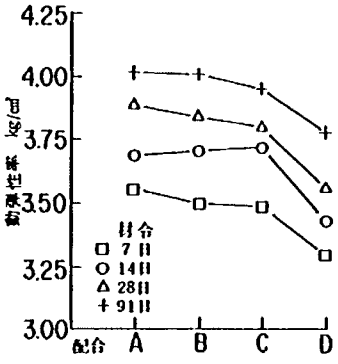
図－3.7.4　凍結融解試験結果



図－3.7.1 配合ごとの圧縮強度



図－3.7.2　配合ごとの曲げ強度



図－3.7.3 配合ごとの動弾性率

グ砕石Aを用いた場合でも天然骨材に比べて2割程度低い強度になっている。しかし、汚泥スラグBでは熱処理の効果がかなり出ており、天然骨材を用いたものより、わずかに低いだけとなっている。曲げ強度についてみると、圧縮強度と傾向が異なり、配合Cで最も強度が低くなっている。配合B、Dについては、配合Aとほとんどかわらないものになっている。配合Cの曲げ供試体の破面を観察したところ、粗骨材表面で付着破壊をしている部分が多く、低強度の原因は骨材のガラス質の滑かな表面の特性によるものと考えられる。動弾性係数については、配合A、B、Cはほとんど同じ結果となったが配合Dのみが低いものとなっている。しかし、配合Aに比較しても低下は10%にも満たず、実用上は問題ないものと考えられる。

(4) 凍結融解試験

凍結融解試験結果を図－3.7.4に示す。汚泥スラグ砕石Aを用いた配合Aで、300サイクルで20数%の耐久性指数の低下がみられる他は、汚泥スラグ砕砂を用いた配合Bと汚泥スラグ砕石Bを用いた配合Dではほとんど低下はみられない。

3) 結　論

今回の熱処理した汚泥溶融スラグを用いたコンクリートについての実験結果からは次のような結果が得られた。

① 同一の汚泥溶融スラグでも熱処理の方法によってコンクリート骨材としての性質は大きく異なり、結晶化の高いと考えられるものほどコンクリートの強度および耐久性が良好となった。

② 汚泥溶融スラグ骨材は適切な熱処理を行えば、天然骨材と比較して遜色のないものとすることができるものと推察される。

3.7.4　設計施工指針の作成

これまでに利用方法を調査試験してきた、汚泥溶融スラグ骨材について、それを用いたコンクリートの設計施工指針を検討してきたが、その案の目次を示す。

「汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの設計施工指針(案)」では汚泥スラグ骨材の品質が処理方法等により大きく変動することを考慮して、使用方法を設定している。また、現在までの使用実績の不十分さや製造設備の現状、生産量等を考慮して、まず、下水道施設内から使用し、実績を積むことを推奨している。

汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの設計施工指針(案)

目　　次

1章　総　　則
　1条　適用の範囲
　2条　定　義
2章　汚泥スラグ骨材
　3条　総　則
　4条　汚泥スラグ骨材の品質
　5条　粒　度
　6条　有害物含有量
3章　汚泥スラグ骨材の製造

7条　汚泥スラグ骨材の製造
4章　汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの品質
8条　汚泥スラグ骨材を用いたコンクリートの品質
5章　汚泥スラグ骨材の取扱い
9条　汚泥スラグ骨材の運搬および貯蔵
6章　配　合
10条　総　則
11条　AEコンクリートの空気量
7章　練り混ぜ、運搬、打ち込みおよび養生
12条　総　則
8章　品質管理および検査
13条　総　則
9章　設計計算における一般事項
14条　総　則

研究担当者

機械施工部	部長	千田昌平	地質化学部	部長	蒔田　実
機械研究室	室長	樋下敏雄	コンクリート研究室	室長	小林茂敏
機械研究室	研究員	多田和弘	〃	研究員	河野広隆
〃		豊田　実	化学研究室	室長	片脇　清
施工研究室	室長	嶋津晃臣	機械研究室	室長	樋下敏雄
〃	研究員	見波　潔		研究員	多田和弘
〃	研究員	塚田幸広	道路部	部長	藤田大二
〃		岩瀬真二	舗装研究室	室長	安崎　裕
〃		下坪賢一	〃	研究員	吉兼秀典
土質研究室	室長	久楽勝行	下水道部	部長	安藤　茂
〃	主任研究員	三木博史	汚泥研究室	室長	京才俊則
〃		工藤浩一郎	〃	研究員	櫻井克信

2．湖沼の総合的水管理技術の開発
2.1 水質予測モデルの改良

室　長　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男

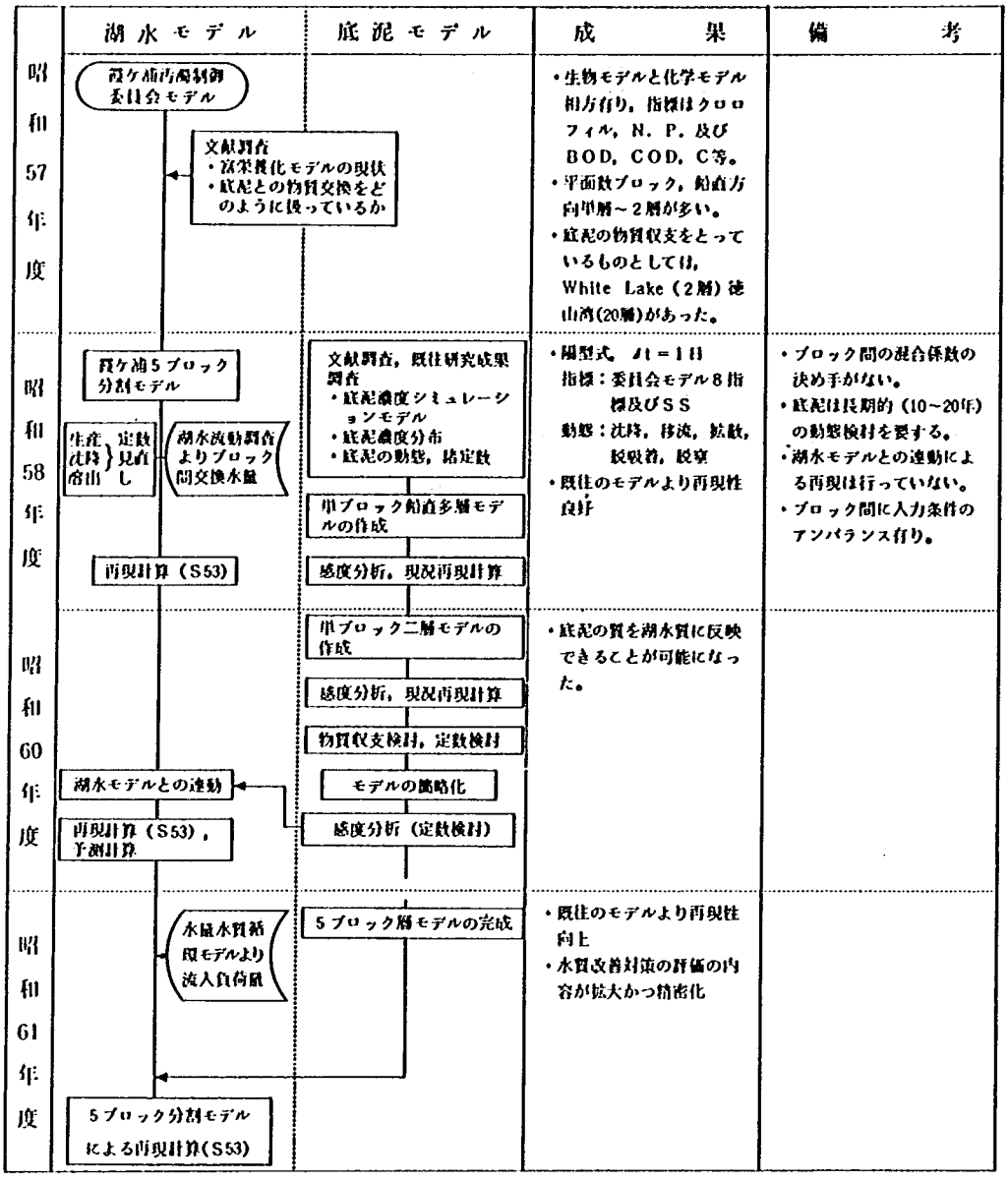
1. 研究目的

湖沼の富栄養化のシミュレーションまたは，予測手法についての調査研究は，近年非常に活発に行われるようになり，未だ手法が確立したという段階には至っていないものの，少なくとも，シミュレーションに関する限りは，相当な精度で計算が行われるようになってきた。この問題に関する従来の研究の多くは，富栄養化の中心的な問題である栄養塩の生物化学的な循環についての検討が主体となっており，移流，拡散など水理学的な機構については，特殊な場合を除くと二次的問題として取扱われている。しかし，湖沼の形状や規模によっては，水質の平面分布を知り，また予測することが，重要な場合もあり，湖流計算結果と組合わせて，少なくともブロック分割した程度の概略の平面分布を計算できるよう計算プログラムを改良することとした。

また，湖沼内での栄養塩の循環に関しては，特に水深の浅い湖沼においては底泥から栄養塩の回帰が大きな役割を持っており，将来水質の予測を行う際して，底泥からの回帰をいかに与えるかが予測手法上の一つの大きな問題になっている。底泥への栄養塩の移行（沈殿）と底泥からの回帰は，栄養塩の湖内での循環の回路の一つであり，これを計算過程に含め，底泥の量と質も状態変数とすることによって上記の問題を解決できる可能性があり，このような観点から計算手法の改良もあわせて行うことにした。さらに流域の汚濁機構を把握するために作成した水量水質循環モデルより，湖流入負荷量を算定し，湖水質モデルと連動させることによって，より総合的な富栄養化機構の解明を行えるようにした。

2. 研究経過

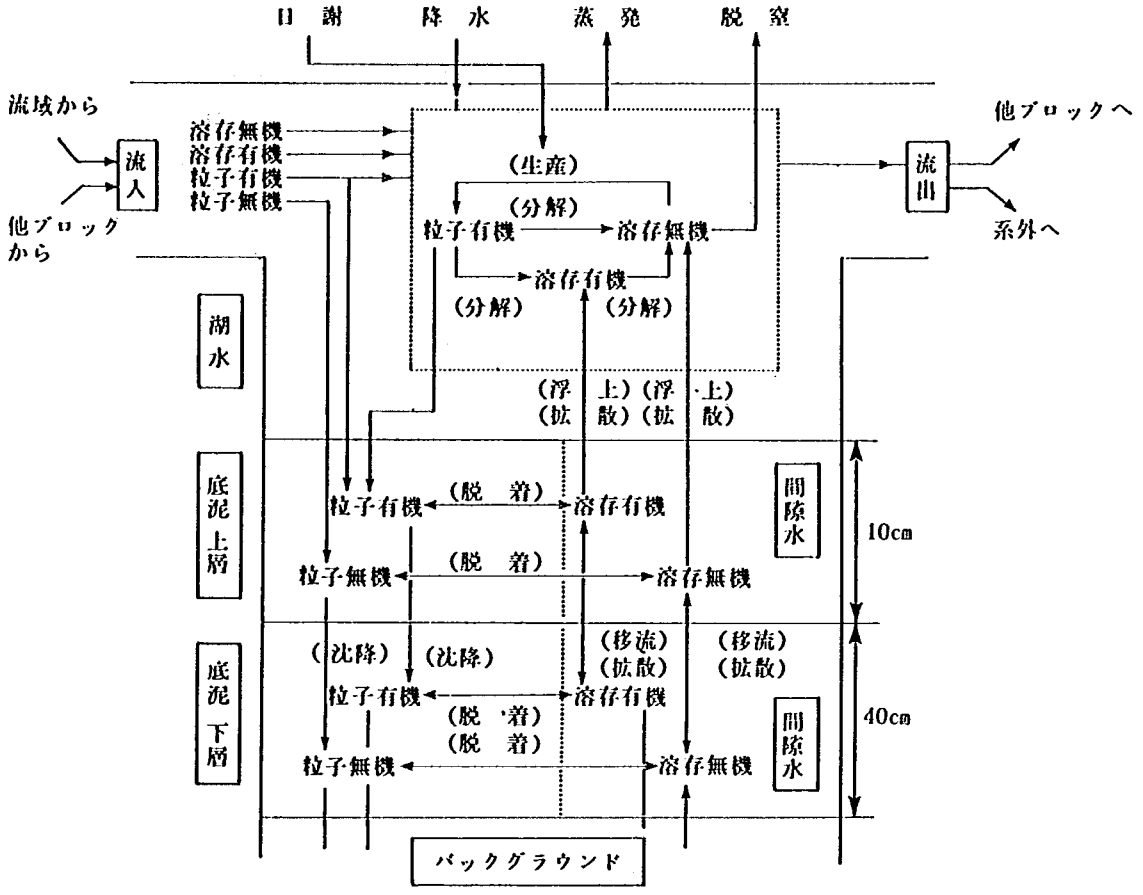
57年度は富栄養化シミュレーションまたは，予測を行った既存の例の文献的な調査を行った。58年度は計算プログラムの実際の改良を行った。改良の基礎とした計算プログラムとしては，当面の研究対象湖沼が霞ケ浦であることを考慮し，過去に霞ケ浦工事事務所と土木研究所とが共同して開発したモデルを利用することとした。59年度は，前年度に作成した底泥モデルを簡略化し，湖水モデルと連動させて，湖水質，底泥濃度の再現を行った。本年度は，最終年度であり，各モデルの結果ならびに，連動計算結果のチェックを行い，モデルの妥当性を検証した。図－1に研究全体のフローを示す。



図－1　研究フロー

3.　湖水モデルと底泥モデルの基本構成

湖水モデルは，湖の富栄養化に関る代表的な物質である窒素，燐，炭素について，それぞれ無機物溶解態有機物粒子態有機物の3形態を考えて，湖外との収支及び湖内における動態を把握できる構造となっている。底泥モデルは，湖水モデルとの整合性を考え，同一の物質形態を設定しており，物理的現象としては，沈降，移流，拡散，脱着，分解，交換を組み入れた。本モデルは，Pitoroらが考案した物質循環モデルと同系統に位置づけられる。模式図－2に示す。



図－2　湖水質モデルの基本構成

4. 基本式の作成及び差分化

基本式は，各ブロックを完全混合槽と考え８つの水質項目について，それぞれ図－２の基本物理現象を表現した連立微分方程式を作成した。計算にあたっては，この基本式を陽形式にて差分化した。計算のタイムステップは，湖水モデル12時間，底泥モデル24時間で，連動計算は，先ず当日の河口沈降量及び前日の湖内沈降量，湖水質，底泥濃度を用いて底泥の物質収支計算を行って，当日の底泥濃度と浮上，静置溶出量を求める。次に求めた浮上溶出量・静置溶出量を用いて湖水質計算を行い湖水質を求める。これを日単位で繰り返した。８つの水質項目は下記の通りである。

ＩＮ：無機性窒素　　ＩＰ：無機性リン　　ＤＯＣ：溶存態有機性炭素
ＤＯＮ：溶存態有機性窒素　ＤＯＰ：溶存態有機性リン　ＰＯＣ：粒子態有機性炭素
ＰＯＮ：粒子態有機性窒素　ＰＯＰ：粒子態有機性リン

5. 計算条件

再現計算は，霞ケ浦を対象として昭和53年度の湖内水質および底泥濃度を再現することとした。霞ケ浦は，図－3に示すようなブロック分割を行った。各ブロックの湖面積および湖容積を表－1に示す。底泥モデルについても水域のブロック割合と同じエリアを考えた。初期条件を表－2に示す。また，入力条件は，昭和53年度の実測値を用いた。



図－3　ブロック分割，水質調査地点位置図

表－1　ブロック諸元表

ブロック		湖容積(百万㎥)	湖面積（㎢）
	高崎沖	64	25
	土浦沖	149	50
	湖心	381	103
西浦		594	178
北浦		175	36
外浪逆浦		31	6
合計		800	220

注）湖容積はＹＰ1.0ｍの値

表－2　初期条件一覧表

項目	設定方法	備考
湖水質	昭和53年1月定期測定データ	霞ケ浦工事事務所調査資料
底泥濃度	昭和53年8月調査結果	〃
湖水位	昭和52年12月31日	〃

6. 計算結果と今後の展望

代表的な再現計算結果として，湖心ブロックのＴ．Ｎ，Ｔ．Ｐ，ＣＯＤと同じブロックの底泥上層，下層の溶存態および粒子態のＮ，Ｐ，Ｃを図－4～6に示す。図中の黒点が実測値・折れ線が計算値を示す。なお，底泥上層の間隙水濃度は，実測値の範囲（Ｎ，6～20㎎／ℓ，Ｐ，0.5～2.0㎎／ℓ，ＴＤＣ，30～60㎎／ℓ）を示す。各再現結果はおおむね良好であったことから今後，本モデルは以下のよう運用が可能となった。

(1) 湖沼及びその流域における調査計画の作成

対象湖沼ならびに目的とする現象に関するデータや知見の集積は，一般に不十分である。しかし，モデルを作成する過程においては，不十分ながらも，このような過去に蓄積されたデータや知見を整理ならびに再評価することが必要となる。

この作業を通じて

① データや知見のうち不完全もしくは欠落した部分が明かになる。

② 今後いかなるデータや知見を蓄積することが必要であるかが明かになる。

など，今後の調査計画を立案するうえで有効な情報が得られる。

(2) 湖沼及びその流域の汚濁機構の明確化

モデルの作成（改良）を行う過程で次のような点が明かになる。

① モデルの出力（有機汚濁や栄養塩濃度のレベルなど富栄養化現象のある側面）に最も大きく貢与する因子。

② 物質循環過程に湖沼生態系の把握

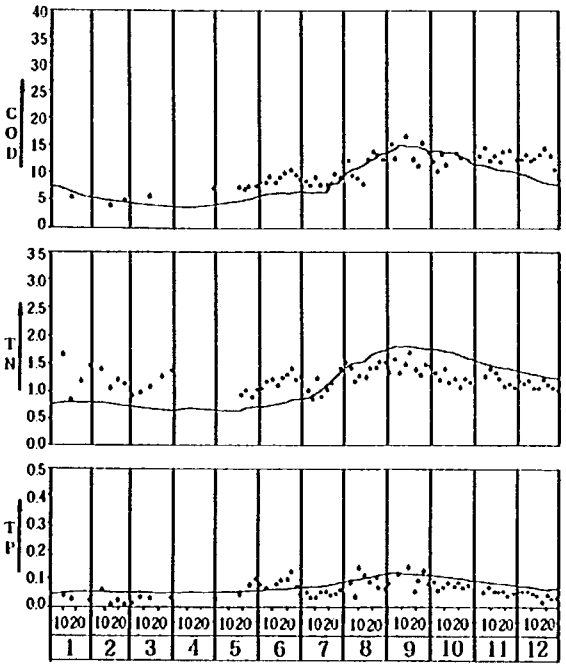
これらの知見は，モデルを作成しない場合，別の手法からは，容易に得られないものである。このように，富栄養化主要因子の同定もしくは汚濁機構解明にも，本研究で得られたモデルは有効であるといえよう。

(3) 湖沼及びその流域の将来像の予測

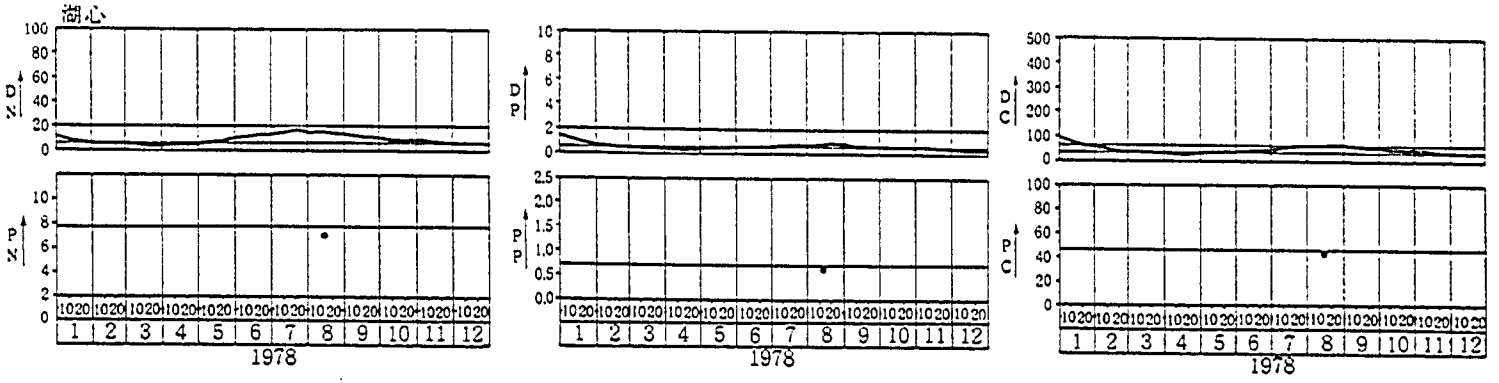
モデルの入力条件を変化させることより種々の状況をシミュレーションすることが可能となる。例えば，将来時点での入力条件を設定してモデルを運用すれば，その湖沼及び流域の将来の姿が定量的に予測することができる。

(4) 湖沼及びその流域における水質保全対策の立案とその効果評価

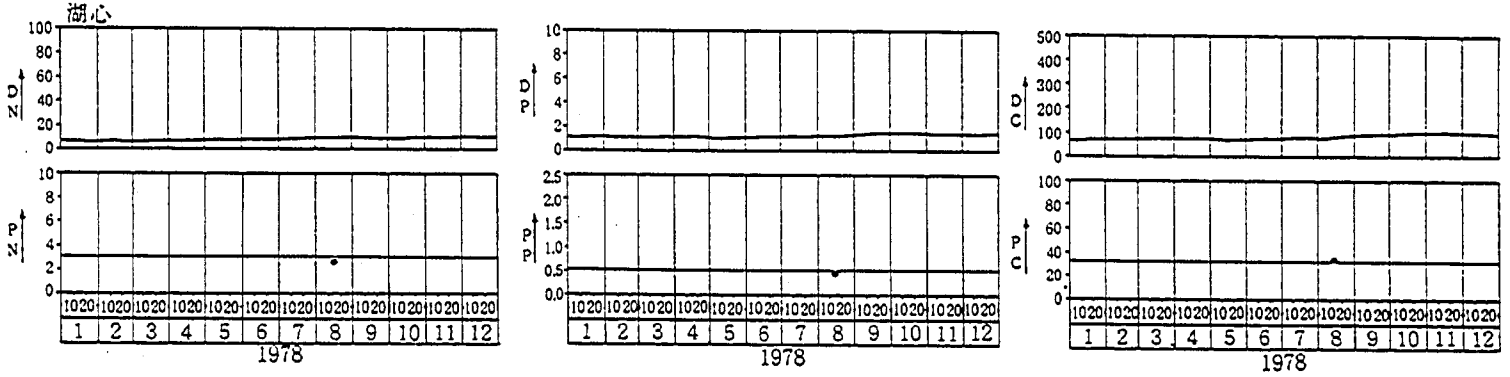
モデルを作成することより，富栄養化を促進する主要な因子が明かになる。従って富栄養化対策としては，この主要因を制御する手法を検討すればよい。しかし，主要因を認識したのみでは，いかなる対策（単一もしくは複数の対策の組合せ）をどの程度（対策のレベル）行うべきかが明らかでない。モデルを用いることにより，ある対策を実施した後の富栄養化の程度の変化を予測することができ，事前に対策の評価を行うことができる。



図－4 湖心ブロックの湖水質再現結果



図－5　底泥上層濃度再現結果



図－6　底泥下層濃度再現結果

2．湖沼の総合的水管理技術の開発
2.2 低湿地導入による河川水浄化

水質研究室　室　長　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男

1. 研究目的

湖沼の水質改善対策のなかで，流入汚濁源の削減は，最も基本的なものであり，それは，流域の下水道整備等によって達成される。しかし，流域内で発生汚濁源の面的負荷が大きい場合には，下水道整備等のみでは充分な削減効果が得られないことから，流入河川水を直接浄化することが重要となる。本テーマでは，流入河川水の直接浄化手法の中で，低湿地導入法について検討を行ない，「低湿地導入設計マニュアル」を作成することを目的とする。

2. 低湿地導入による河川水浄化手法の概要

2.1 概要

本法は，沼沢地帯を流下する汚濁水が自然のもつ浄化能力によって清澄化されることを，積極的に利用しようとするもので，主な特徴として次の4点が挙げられる。

(1) 維持管理に伴う操作がほとんどいらないため，人手，エネルギー，費用を節約できる。
(2) 下水管きよのような大規模な集水システムを必要としないので，建設コストが著しく低廉である。
(3) 自然の生態系を利用するため，周辺の環境に影響を与えない。
(4) 低湿地導入法は自然・人工を問わず自然条件（植生，気象，地形）による適用上の制約がある。

2.2 汚濁物質除去のメカニズム

低湿地による汚濁物質の除去メカニズムは，沈殿・吸着等の物理化学的作用や，低湿地の生態系に関わる生物化学的作用を含む複雑なものと考えられるが，基本的には次の3点に要約される。

(1) 粒子体栄養塩の沈殿，吸着および底質によるリンの不活性化作用。
(2) 底質中に生息する脱窒菌による亜硝酸態窒素，硝酸態窒素の脱窒作用。
(3) 流水，底質表面，水生植物の表面等に生息する従属栄養細菌による有機物の無機化作用。

3. これまでの研究経過

本テーマの総プロ研究課題としての研究期間は，58年度から61年までの4ケ年であるが，既に56年度より，霞工事事務所が予備実験を開始している。表－1にこれまでの研究経過を示す。

表－1　これまでの実験結果の概要

56年度（S56.10～S57.3）

対象目的：アシ原での浄化実験開始（予備実験・安定期間）（アシの生育の状況観察 予備的水質浄化効果調査）

実験条件等

	滞留時間（hr）	深水（cm）
アシ槽	4 → 2（11月）	30 → 10（10月）
コントロール	4 → 2（11月）	30 → 10（10月）

形状　巾　長
アシ槽 8 m × 31.2 m
コントロール 3 m × 31.2 m

実験結果の概要

結果の特長
- アシの生育はみられなかった。（安定していない。）
- 底泥からガス発生・根腐状態
- アシ槽にアオミドロ等の藻類発生
- コントロール槽でも生物（アオミドロ等）が発生
- 流出水に藻類が混入

水質除去効果等

流入濃度（mg／ℓ）
COD 10.3（6.4～17.4）
T－N 4.6（2.2～6.3）
T－P 0.87（0.70～1.50）

水質除去率（56.10～57.3平均）％

	COD	T-N	T-P	SS
アシ槽	12	28	17	38
コントロール	20	28	20	13

実験施設の改造・属性等
（アシ槽は1系列）
- 土壌の搬入
- アシの植栽（9月）

57年度（S57.5～S58.2）

対象目的：滞留時間の把握が主目的（滞留時間の比較的短い条件 2.4 hr）

実験条件等

	滞留時間（hr）	深水（cm）
アシ①	2	10
アシ②	4	10
コントロール	4	10

形状　巾　長
アシ① 4 m × 31.2 m
アシ② 4 m × 31.2 m
コントロール 3 m × 31.2

実験結果の概要

結果の特長
- 滞留時間の長い方でT－Nの除去率は良い。
- 5月～7月で若干除去率が高い。
- T－Pでの除去率は滞留時間の長い方で高いが、大差はない。
- コントロール槽での藻類・ウキクサ類の繁茂が大きく時々減亡。

水質除去効果等

流入濃度（mg／ℓ）
COD 7.7（4.9～12.5）
T－N 3.62（2.31～5.80）
T－P 0.52（0.16～1.05）
SS 5.2（15.9～45.7）

水質除去率（57.5～58.2平均）％

	COD	T-N	T-P	SS
アシ①	-5.1	10.8	13.5	-27.0
アシ②	3.9	16.0	19.2	4.5
コントロール	0.7	21.0	25.3	19.2

実験施設の改造・属性等
（アシ槽は2系列）
- アシ槽及び流入槽の仕切工事
- 流出越流トラフ改造
- 分配槽（第2）新設
- 観測槽（中央）新設

58年度

対象目的：滞留時間の把握が主目的（滞留時間の比較的長い条件 8、16、24 hr）

実験条件等

	滞留時間（hr）	深水（cm）
アシ①	24	10
アシ②	16	10
アシ③	8	10
コントロール	24	10

形状　巾　長
アシ① 4 m × 31.2 m
アシ② 2 m × 31.2 m
アシ③ 2 m × 31.2 m
コントロール 3 m × 31.2 m

実験結果の概要

結果の特長
- T－N除去はアシ①～③で大差がなく、33～43％であった。
- 脱窒（NO_3－Nの減少）は、Tの長い方で効果大。
- NH_4－Nは、Tが長い程除去効果が低く、底泥の新生堆積物からの溶出が推定される。
- ウキクサによるT－N、T－Pの除去（コントロール槽）は、ウキクサの生育期間（58.6.29～58.11.14）において全除去量のT－N 5.4％、T－P 51.7％を占めた。
- T：滞留時間

水質除去効果等

夏期でのT－Nの除去率は、平均50％以上（max80％）の除去が得られている。

流入濃度（mg／ℓ）
COD 6.6（3.5～8.6）
T－N 3.51（1.58～5.79）
T－P 0.40（0.17～1.00）
SS 11.4（4.0～22.4）

水質除去率（58.6～57.3平均）％

	COD	T-N	T-P	SS
アシ①	-3.9	36.8	18.9	54.7
アシ②	1.8	32.5	26.1	44.2
アシ③	5.8	43.1	25.8	55.5
コントロール	-33.5	39.1	14.6	-74.2

実験施設の改造・属性等
（アシ槽は3系列）
- アシ槽及び流入槽の仕切工事
- 流出越流トラフ改造
- 分配槽（第2）仕切り工事
- コントロール槽の仕切り工事
- 実験槽への直接流入工事

59年度

対象目的：水面積負荷を大きくし、水質及び除去負荷を増大する。（水深10cm→20cm）
アシの植生自体の明確化（コントロールの暗条件）

実験条件等

	滞留時間（hr）	深水（cm）
アシ①	16	20
アシ②	8	20
アシ③	4	20
コントロール①	16	20
コントロール②	16	20

形状　巾　長
アシ① 4 m × 31.2 m
アシ② 2 m × 31.2 m
アシ③ 2 m × 31.2 m
コントロール① 1.5 × 31.2 m
コントロール② 1.5 × 31.2 m

実験結果の概要

結果の特長
- T－N除去はTaの長いアシ①16hrで最も良い（除去率25.2％）
- T－P除去はTaの短いアシ③4 hrで最も良い（除去率19.3％）
- CODの除去は、これまでの水深10cmの条件と比較し、除去率は10％増
- コントロール（暗）とアシ①との比較では、全体にコントロール（暗）が劣り、SS除去の違いが大きい。

水質除去効果等

流入濃度
COD 6.8（4.4～9.2）mg／ℓ
T－N 3.00（1.5～4.9）mg／ℓ
T－P 0.50（0.2～0.8）mg／ℓ
SS 11.3（7～34）mg／ℓ

水質除去率（59.7～60.3平均）％

	COD	T-N	T-P	SS
アシ①	10.6	25.2	9.3	74.6
アシ②	15.6	14.6	13.3	51.8
アシ③	16.5	17.4	19.3	67.8
コントロール①	4.9	16.4	15.9	44.3
コントロール②	1.7	8.1	28.7	-2.0

浮草を自然状態で放置

実験施設の改造・属性等
（アシ槽は3系列）
- 水深10cm→20cm

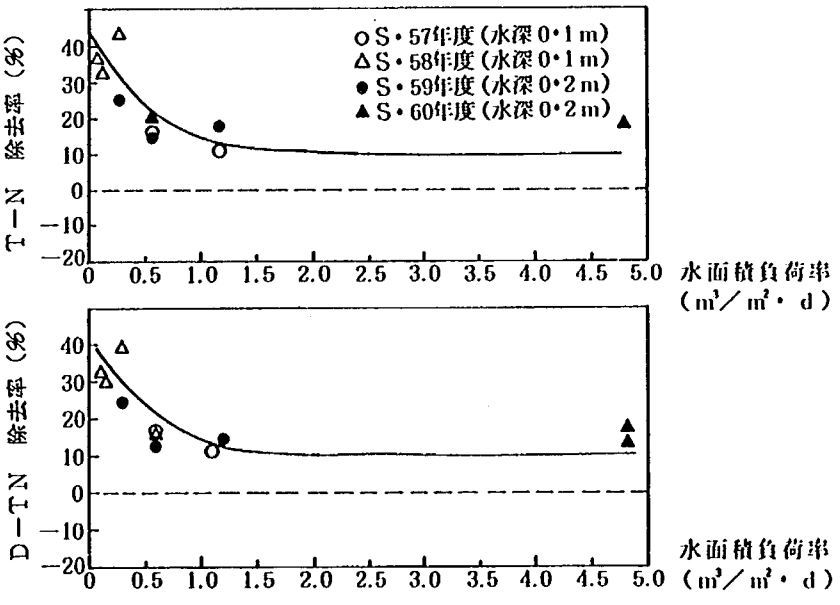
（コントロール槽）
（コントロール① 明条件）
（コントロール② 暗条件）
水深10cm→20cmに改造

表－1　これまでの実験結果の概要　（前ページより続き）

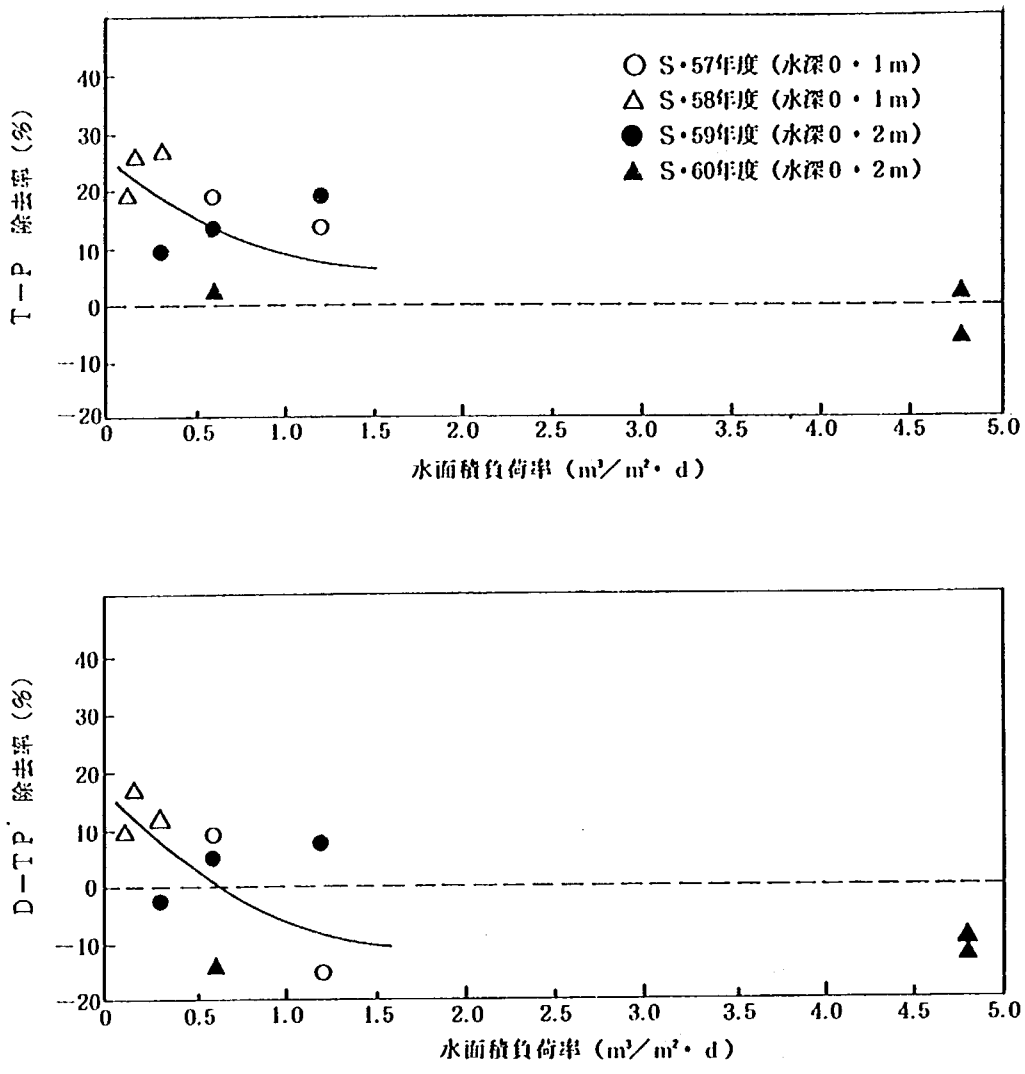
年度及び調査年月	調査目的	実験条件等	実験結果の概要		実験施設の改造・補修等
			結果の特長	水質除去効果等	
60年度	・水面積負荷と浄化率の把握	滞留時間（hr）／水深（cm） アシ①：8／20 アシ②：1／20 アシ③：1／20 コントロール①：8／20 コントロール②：8／20 形状（巾m 長m） アシ①　2×31.2 アシ②　2×31.2 アシ③　2×31.2 コントロール①　1.5×31.2 コントロール②　1.5×31.2	・T－Nの除去は前年までと同様 ・T－Pはほとんど除去されなかった。	流入濃度（mg／l） COD 5.6（4.1～8.0） T－N 2.89（1.91～3.70） T－P 0.269（0.147～0.310） SS 10.0（2.9～24.0） 水質除去率（60.7～60.12平均）％ COD：アシ①16.1／アシ②17.9／アシ③16.1／コントロール①12.5／コントロール②7.1 T－N：22.9／23.6／24.3／27.5／24.3 T－P：2.2／2.2／-5.6／0.7／-3.0 SS：67.0／63.0／38.0／53.0／49.0	（アシ槽は3系列）

4.　低湿地による栄養塩除去の機能評価

本格的な実験の始まった57年度から本年度までの実験結果をとりまとめ，栄養塩除去に関する機能評価を行った。滞留時間や水深等の要因を検討した結果，栄養塩の除去率は，試験低湿地の単位面積当りの水量負荷（以上水面積負荷率）と良い相関があることが明らかになった。検討結果を図－1・図－2に示す。



図－1　窒素の除去率と水面積負荷率の関係



図－2　リンの除去率と水面積負荷率の関係

窒素，リンとも，水面積負荷率が小さくなると，除去率が増加する傾向が図－1，図－2から読みとれる。これは，試験低湿地における窒素，リンの除去が，粒子態成分の沈降によって，担なわれている分が大きいこと，および溶存性成分の除去が浮遊性の微生物群ではなく，底泥表面に生息する微生物群あるいは，底泥表面そのものに，よって行なわれていることを意味する。

4. アシの防風効果の調査

1) 調査目的

アシ本体は，栄養塩の浄化に対して整流効果および接触効果を有していると考えられているが，これらの作用の他に風の影響を弱め底泥のまき上げを防ぐ機能をもっていると思われる。そこで本調査は，アシ原による防風効果を確認するために，強風日に試験低湿地内外の風の状態を観測した。

2) 調査日時

調査は，昭和60年10月8日の午後2時から4時まで行った。

3) 調査方法

図－1に示す，アシ原内の観測地点およびアシ原外の観測地点において鉛直方向の風速プロファイルを記録した。風速計（日本科学工業製6071型）は，測量用ポールに固定し，所定の高さに設定した。各地点各高度の風速は5分間測定した。

4) 調査日の気象概況

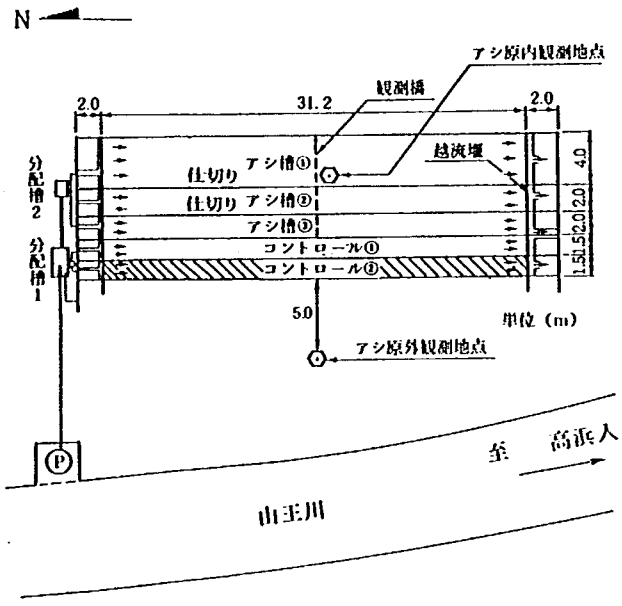
調査日の気象概況は以下の通りである。

天候　　はれ

気温　　17.6℃

風向，風速

13：00	西	8.5（m/s）
14：00	西北西	7.5（〃）
15：00	〃	7.5（〃）
16：00	〃	5.0（〃）
17：00	〃	3.5（〃）



図－3　調査地点

5) 調査結果

調査データを表－2，表－3に示す。また，表－2，表－3を図化したものを図－4に示す。

表－2　アン原内風速測定結果

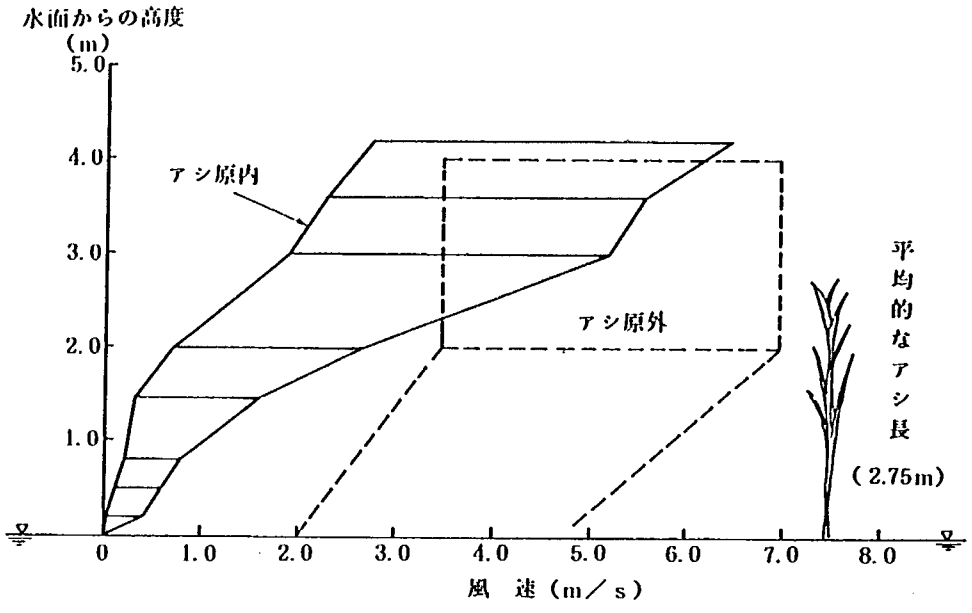
測定高度　(m)	4.2	3.6	3.0	2.0	1.4	0.8	0.5	0.2	直上
平均風速(m／s)	4.3	3.5	3.4	1.9	0.9	0.4	0.2	0.2	0.05以下
最大風速(m／s)	6.5	5.6	5.2	2.7	1.6	0.8	0.6	0.4	
最小風速(m／s)	2.8	2.3	1.9	0.7	0.3	0.2	0.1	0.0	

6) 考察

本調査結果より，風は明らかにアシ原内で，減衰しており特に水面直上ではほとんど風速がなかった。このことから，アシ原内では吹送流による底泥の巻き上げが起こりにくいことが，示唆された。

表－3　アシ原外風速測定結果

測定高度　(m)	4.0	2.0	直上
平均風速（m／s）	5.1	4.9	3.7
最大風速（m／s）	7.1	7.0	4.7
最小風速（m／s）	3.5	3.5	2.0



図－4　測定結果

5. 今後の検討課題

来年度は，最終年度であり，当初の研究計画どおり，「低湿地導入設計・維持管理マニュアル」を作成する予定である。本年度までで，おおむね基本的研究は，終了しており，今後，概略の建設費用関数と維持管理費用関数ならびに，適地選定に関する基本的な考え方を整理しマニュアル作成の資料とする予定である。

2．湖沼の総合的水管理技術の開発
2.3 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　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男

1. まえがき

戦後の科学技術の急激な発展による高度経済成長と，国民の生活レベルの飛躍的向上による水利用の増加と使用する物質の量的質的増加は，排水量の増大と水質の悪化を招き，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てきた。

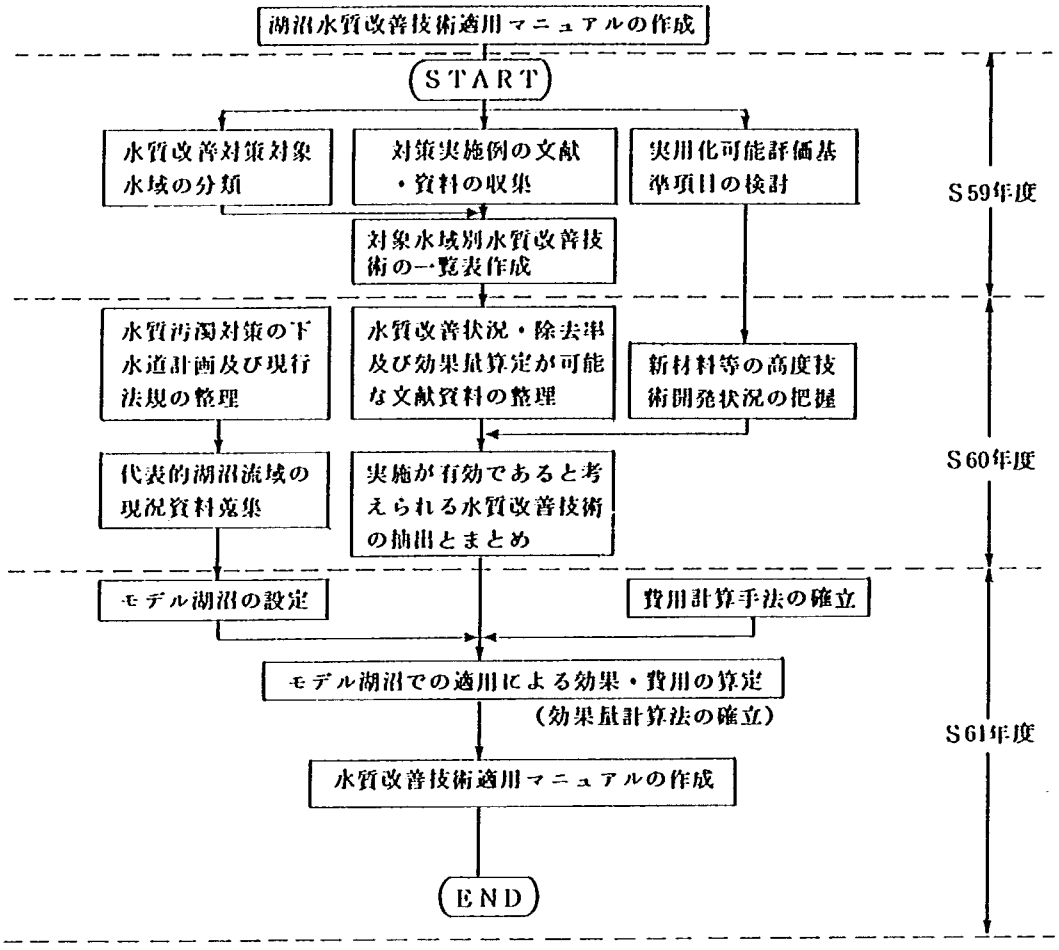
この問題を解決する為に，水の合理的利用の促進，排水規準の強化，下水道の整備等が進められ，河川を中心とした公共用水域の水質汚濁は改善の方向に向かいつつあるものの，周りの大部分を陸地で囲まれ，水の出入が極端に少くない閉鎖性水域と呼ばれる湖沼・内湾の多くにおいてはなお改善の傾向が見られない。閉鎖性水域では水の交換が悪く，ひとたび汚濁が進行するとその回復が容易でない特性がある。流入する窒素やリン等の栄養塩が蓄積し富栄養化状況となるためである。

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水域に係るいわゆる総量規制制度が導入された。環境庁は，昭和57年12月に水質汚濁に係わる環境基準項目にＴＮ.ＴＰを新に加え基準値を設定した。次いで昭和59年12月に湖沼水質保全特別措置法が成立し，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ている。

富栄養化による水質汚濁の改善のためには，下水道の整備等による流域内での負荷量の削減が有効かつ基本的施策であることは論をまたない。しかし原因物質である窒素，リン等の発生源は多岐にわたる為，現行の点的汚濁源の流域内での削減策である下水道整備その他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があること，あるいは下水道整備等の施策の実施が遅れている場合の代替対策の必要性等から，湖沼への流入河川内，湖沼内における自然浄化機能の促進，湖沼内条件の変更等も含めた巾広い水質改善技術の適用を含めた総合的水質浄化対策の作成が望まれている。以上のような背景のもとに，建設省では，土木研究所の関連6研究室および国土地理院による研究プロジェクトチームをつくり，昭和57年度より必要な研究を実施してきた。本研究プロジェクトの目的は，我国の湖沼について汚濁物質の発生流入機構，湖沼流域での水循環機構および水質予測モデルを作成するとともに，汚濁発生源および湖沼への流入過程における負荷削減方策および湖沼内での直接浄化対策を開発し，これらの諸成果に基づいた最適の湖沼総合水管理手法を提案することであるが，本課題の研究では，このうち水質改善技術の適用のためマニュアルを作成することを目的として研究で行っている。

2. 研究経過

研究期間は，本年度より61年度までの３ヶ年であり，図－１に研究フローを示す。



図－１　調査・検討のフロー（３ヶ年計画）

3. 本年度の検討結果

本年度は前年度に引き続き水質改善技術の実施事例や研究成果等の文献を収集するとともに，最終成果となる適用マニュアル（素案）を作成した。

以下に，マニュアルの目次案を示すが，61年度における検討により修正が加えられる部分が多々あることをつけ加えておきたい。

目　　次

まえがき
I　序　論
I．1　マニュアルの目的
I．2　マニュアルの適用範囲
I．3　水質改善技術検討調査の内容
I．4　用語の定義
II　水質改善技術概論
II．1　総　論
II．1．1　水質改善技術の分類
II．1．2　湖沼の汚濁機構と水質改善技術適用の関係
III．1．3　水質改善技術の設計に関する基礎事項
II．2　水質改善技術各論
II．2．1　流域内における水質改善技術
1　立地規制
2　流域変更（流路転換等）
3　発生負荷削減（有リン洗剤使用制限，水利用の合理化等）
4　排出負荷削減（排出規制の強化，下水道整備，し尿浄化槽等）
5　面源負荷削減（農地対策，森林対策等）
II．2．2　流入河川内における水質改善技術
1　雨天時流入負荷の削減（滞水池，底湿地導入等）
2　河道内貯留負荷の削減（河道浚渫等）
3　直接的水質改善（浸透水路，ろ過，沈殿，接触酸化水路等）
II．2．3　湖沼内における水質改善技術
1　底泥からの回帰による溶出負荷の削減（浚渫，被覆，不活性化等）
2　湖内水産養殖負荷の削減（網生簀負荷の削減等）
3　成層化条件の変更による内部生産抑制（深水層曝気，底水層酸素注入等）
4　栄養塩濃度の低下，回転数の変更による内部生産抑制（浄化用水導入，地下水増加等）
5　水理条件の変更による富栄養化の緩和（湖沼分離，河口処理，人工循環等）
6　生物相の制御による富栄養化の緩和（生態系制御，浮葉植物利用処理等）
7　湖内発生藻類等の除去（湖水揚水型循環処理，藻類除去，殺藻剤処理等）
8　周辺（水辺）環境保全（植生湖岸，なぎさ型湖岸）
III　水質改善技術の選定と計画
III．1　選定と計画の手順
III．2　下水道計画等他施策の状況把握と調整

Ⅲ．２．１　水質改善技術適用の基本方針の設定
Ⅲ．２．２　水質改善対策事業内容の設定
Ⅲ．３　適用上の技術的基本要件の整理
Ⅲ．４　水質改善技術の選定と対策規模の設定
Ⅲ．４．１　水質改善技術の選定
Ⅲ．４．２　対策規模の設定
Ⅲ．５　改善効果と費用等の比較検討
Ⅲ．５．１　改善効果の算定
Ⅲ．５．２　概算費用の算定と費用の比較検討
Ⅲ．６　水質改善対策案の作成
Ⅲ．６．１　評価と実施可能性の判断
Ⅲ．６．２　水質改善対策案の作成

3．バイオテクノロジーを利用した新排水処理システムの開発

1. 研究目的

近年，バイオテクノロジーを始めとする先端技術の発展にはめざましいものがあり多くの工業分野において多大な成果をあげつつある。

一方，現行の排水処理技術の中心は生物学的処理であるが，①今後地方中小都市へも下水道が普及するにつれ，処理施設の小規模化が進み，単位処理水量当たりの処理コストの増大が見込まれること，②下水道の普及の遅れている地域では，より処理性能が高く，かつ低コスト型の浄化槽が求められていること，③汚泥処分地の確保難及び省資源省エネルギーの社会的要請があり，汚泥や処理水の有効利用を推進する必要があること，などの課題がある。これらの課題は，従来の延長線上の技術開発のみでは抜本的な解決を図ることが困難なため，従来とは異なる新しいバイオテクノロジー技術を活用した排水処理システムを開発し，

①処理水質の向上

②排水処理の省エネ化・低コスト化

③排水中からの有価資源の回収

④処理施設のコンパクト化

等を達成することにより，前記の課題の解決を図るものである。

2. 研究開発計画

本研究は，図１に示す研究全体計画に従い，昭和60年度を初年度として５ヶ年を目途に実施されるものである。

研究課題は，図１のⅠ～Ⅴの５つの大課題が設定されている。この研究課題の設定に際しては，現行の排水処理に係る問題を解決する為のアプローチとして次の４つの方法が認識された。

①既存プロセスの改善策の模索

②他の分野からの技術移転・導入

③排水処理に未利用の微生物の活用

④遺伝子工学を利用した微生物改良株の生産

本研究の特徴は，在来の研究がややもすれば既存技術の改良に力点が置かれていたのに対し，②～④のアプローチを導入して，目的達成の為の新しい排水処理プロセスを開発する点にある。

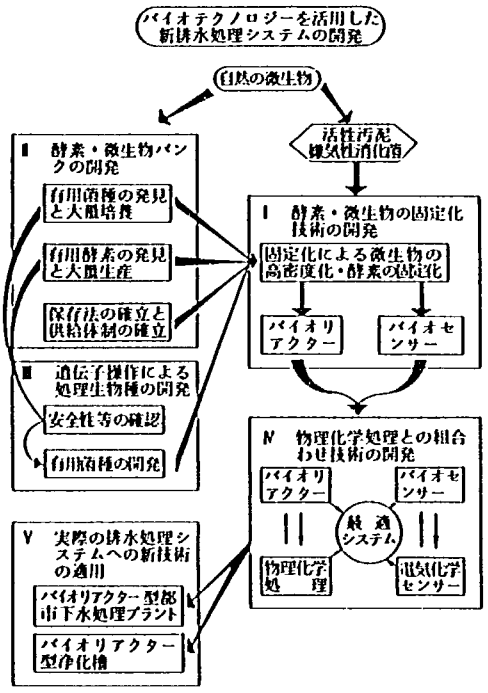


図１　研究全体計画のフロー

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. 研究目的

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中の微生物濃度を高くすることがまず必要である。また，各種バイオリアクターの処理目標に合わせ，特定の微生物を選択的にリアクター中に固定化する必要もある。従ってバイオリアクター開発には微生物の固定化方法の選択が重要となる。

本研究では，以上の要請により，各種処理微生物の固定化を図る技術について開発検討を行うとともに，各種の固定化方法が微生物群の活性や処理性に与える影響について調査を行うものである。

2. 昭和60年度の研究概要

排水処理を目的とした固定化方法に関する研究開発は，一部ではなされているが，実用に供しうる研究成果は得られておらず，本プロジェクトへ直ちに適用可能な固定化方法の確立も未だなされていない。このため，昭和60年度は，発酵工学等において有用物質の生産を目的として研究開発されてきた酵素あるいは微生物の固定化方法の文献調査を始めとした以下のような項目について検討を実施した。

①固定化の定義と分類，②固定化方法の現況および問題点，③開発目的の設定，④固定化方法の評価項目，⑤担体特性の評価，⑥結合固定化法の検討，⑦包括固定化法の検討

3. 昭和60年度の研究結果

3.1 固定化の定義と分類

バイオリアクターの開発は，酵素，微生物の固定化方式の選択が重要となる。本研究開発における固定化は，狭義の固定化ではなく高密度化等を含むものとする。その分類は，表－1のようになる。

既存技術の一つである活性汚泥法は，この分類にもとづけば担体無で微生物の自己固定化法に位置付けられる。

表－1 酵素・微生物の固定化（高密度化）の分類

担体		固定化物質・生物	固定化の方法
固定化	担体無	微生物	自己固定化法
			架橋利用法
			その他の方法
	担体有	酵素	結合法
			包括法
			架橋法
			その他の方法
		微生物，細胞	結合法
			包括法
			その他の方法

3.2 固定化方法の現況および問題点

本節においては，まず固定化方法を概説し，次に天然高分子，無機質および合成高分子等の各種固定化担体について概観すると共に，固定化微生物による排水処理の研究動向について述べる。

3.2.1 固定化方法の概説[1]

微生物あるいは酵素を固定化する方法としては，すでに非常に多くの方法が報告されているが，それらを整理するとつぎの三つの方法に大別することができる。

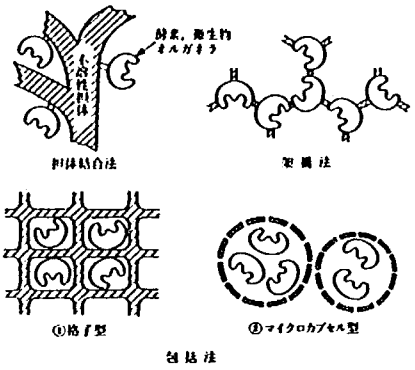
1）担体結合法：水不溶性の担体に酵素を結合させる方法

2）架橋法：酵素を２個またはそれ以上の官能基をもった試薬（bifunctional reagent あるいは multifunctional reagent）で架橋する方法

3）包括法：酵素を高分子ゲルの微細な格子の中に包み込むか，半透膜性の高分子の皮膜によって被覆する方法

これらの方法によって得られる固定化酵素を図－１に模式的に示す。

（1） 担体結合法



図－１ 酵素，オルガネラおよび微生物の固定化模式図[1]

担体結合法は結合様式により，物理的吸着法，イオン結合法および共有結合法の三つの方法に分けられるが，固定化補酵素を使う固定化法のように生物学的親和性を利用した方法もある。

物理的吸着法は水不溶性担体に酵素を物理的に吸着させて固定化する方法であって，活性炭，多孔性ガラス，酸性白土，漂白土，カオリナイト，アルミナ，シリカゲル，ベントナイト，ヒドロキシアパタイト，リン酸カルシウム，金属酸化物のような無機物質のほか，デンプン，グルテンのような天然高分子も担体として使われている。最近は，多孔性の合成樹脂，セラミックなども担体として注目されている。

この物理的吸着法によって，二，三の微生物菌体も固定化されている。将来，固定化増殖微生物用の担体として優れたものが開発される可能性が大きい。

イオン結合法はイオン交換基をもつ水不溶性の担体に酵素をイオン的に結合させて固定化する方法である。用いる担体としては，イオン交換基をもった多糖類のほか，イオン交換樹脂のような合成高分子の誘導体がある。

イオン結合法による酵素の固定化は担体と酵素の種類によって非常に異なり，それぞれの酵素に適した組合わせを検索する必要がある。

また，イオン結合法による微生物菌体の固定化も行われている。しかし，微生物の場合には，使用中に自己消化が起こるため，このイオン結合法では安定な固定化微生物を得ることは困難である。

共有結合法は，水不溶性の担体と酵素を共有結合によって結合させて固定化する方法であって，担体結合法の中では最も多くの報告がみられる。これらの方法はいずれも酵素の固定化に用いられ，微生物の固定化には用いられていない。

（2） 架橋法

架橋法は２個またはそれ以上の官能基をもつ試薬を用いて，酵素と酵素あるいは微生物と微生物を架橋することによって固定化する方法である。この方法は先に述べた共有結合法の場合と同様，共有結合によって酵素あるいは微生物を固定化するものであるが，水不溶性の担体を使用しない点が異なっている。

架橋試薬としては種々のものがあるがグルタルアルデヒドを用いる方法が最も多くの酵素に応用され，また微生物菌体の固定化にも使われている。

（3） 包括法

包括法は高分子ゲルの細かい格子の中に酵素あるいは微生物を取込む格子型と，半透膜の高分子の皮膜によって酵素あるいは微生物を被覆するマイクロカプセル型に分けることができる。これらの方法は，先の担体結合法や架橋法と異なり，原理的には酵素自体とは結合反応を起こしていない。したがって，多くの酵素，微生物，さらにオルガネラの固定化に応用できる可能性があるが，化学的な重合反応を起こさせるような場合には，酵素が失活しやすいので，条件をうまく設定することが必要である。

この中には，1）高分子物質をつくるモノマーを酵素あるいは微生物の存在下に重合させる方法，2）高分子物質をつくるプレポリマーを酵素あるいは微生物の存在下に重合させる方法，および3）ゾル状の高分子物質を酵素あるいは微生物の存在下にゲル化させる方法の三つがある。

格子型包括法に用いる高分子化合物としては，合成高分子物質のポリアクリルアミドゲル，ポリビニルアルコール（ＰＶＡ），光硬化性樹脂および天然高分子物質のデンプン，コンニャク粉，ゼラチン，アルギン酸，カラギーナンなどがある。

このうち，ポリアクリルアミドゲルはよく用いられており，特に，微生物菌体の固定化に適しているとして，多くの微生物が固定化されている。

3.2.2 各種固定化担体に関する概説

（1） 天然高分子固定化担体

天然高分子による酵素の固定化は古くから行われており，担体結合法用の担体としては，セルロース，デキストラン，アガロース，デンプンなどの多糖類の各種イオン交換性誘導体とか，酵素タンパク質との反応性に富んだ官能基をもったこれらの多糖類の誘導体が用いられている。また，包括法用の担体としては，コンニャク粉，寒天，アルギン酸などの多糖類，ゼラチン，アルブミン，コラーゲンなどのタンパク質が用いられている。

（2） 無機質固定化担体

これまで酵素あるいは微生物の固定化用担体として用いられてきた無機質担体には，多孔性ガラス，多孔性セラミック，シリカ，アルミナ，カオリナイト，ベントナイト，ヒドロキシアパタイト，各種金属水酸化物，各種金属酸化物などがある。多孔性ガラスは多数の連続した細孔をもつが，一般に酵素の固定化用としては，細孔が550Å前後で表面積が40 m^2/g 程度のものがよく用いられている。この多孔性ガラスには酵素をそのまま物理的に吸着させることもできるが，一般には多孔性ガラスを官能基をもった誘導体で処理してアミノ酸含有アルキル化ガラスとし，グルタルアルデヒド等で処理して，反応性に富んだアルデヒド基を導入して酵素と共有結合させている。

（3） 合成高分子固定化担体

先に述べた天然高分子や無機物質とともに，合成高分子を用いる担体結合法，包括法による酵素や微生物菌体の固定化も数多く報告されている。

これらを出発原料に基づいて分類すると，以下のようになる。

1. モノマーを素材とする方法（モノマー法）
2. ポリマーを素材とする方法（ポリマー法）

3. プレポリマーを素材とする方法
（プレポリマー法）

このような合成高分子を担体とする固定化法の特徴は，天然高分子に比べて担体として利用できる素材の種類がきわめて多いこと，目的に応じた様々の物理的特性をもった担体を容易に調整できることなどにある。表－2に固定化の方法によって分類した担体の事例を示しているが，従来使用されてきた素材だけに限らず，将来開発されるであろう様々な化合物が生体触媒の固定化に応用されうる可能性がある。

表－2　固定化に用いられる合成担体の例[2]

担体結合法
共有結合法：ポリアクリルアミド(P)，ポリヒドロキシアルキルメタクリラート(P)，エチレン-マイレン酸無水物コポリマー(P)，ポリスチレン(P)，ナイロン(P)，イオン交換樹脂(P)，ポリビニルアルコール(P)
イオン結合法：イオン交換樹脂(P)
物理的吸着法：ポリスチレン(P)
包括法
格子型：ポリアクリルアミド(M)，アクリルアミド-アクリル酸コポリマー(M)，アクリルアミド-ヒドロキシエチルメタクリラートコポリマー(M)，ポリスチレン(P)，ポリ酢酸ビニル(P)，ポリビニルアルコール(P)，光架橋性樹脂(O)，ポリウレタン(O)
マイクロカプセル型：ナイロン(M)，ポリウレア(M)，ポリスチレン(P)，シリコーン誘導体(P)，ポリ酢酸ビニル(P)，ポリイソプチレン(P)
複合法
共有結合法と包括法の組合わせ：アクリルアミド-アクリル酸コポリマー(M)，ポリアミノ酸(M)，アクリルアミド-*N*-アクリロキシスクシンイミドコポリマー(O)，ポリビニルアルコール(O)，ポリアクリルアミド(O)

M：モノマー法，P：ポリマー法，O：プレポリマー法

3.2.3　固定化微生物による排水処理の研究動向

固定化微生物を利用した排水処理に関する研究例を表－3に示す。

表－3　固定化微生物の排水処理への応用例

固定化微生物	固定化方法	固定化担体素材	文献No
メタン生成菌	天然高分子による包括法	アルギン酸カルシゥム	3
メタン生成菌	無機担体を用いた物理的吸着法	多孔性セラミックス	4
脱窒菌	液体膜による包括法	イソパラフィン・アンバーライト液体膜	5
土壌中の好気性微生物群	合成高分子（モノマー）による包括法	ポリアクリルアミド	6
活性汚泥微生物群	包括法	寒天，アクリルアミドモノマー	7
活性汚泥微生物群	包括法	アクリルアミド，カラギーナン，寒天，アルギン酸ソーダ	8
硝化菌	合成高分子（ポリマー）による共有結合法	PVA硫酸カリウム	9
活性汚泥微生物群	合成高分子（ポリマー）による包括法	PVA	10, 11

これらの事例によると，微生物の固定化方法として包括法が最も多く用いられ，担体素材としてカラギーナン，アルギン酸，ポリアクリルアミド等がよく使われている。

カラギーナンやアルギン酸などは天然高分子であり，生分解性があるため環境中で分解されやすい反面，カリウムやカルシウム等のイオンの存在がゲル形成維持に必要であるため，排水中に一定濃度の塩類添加が不可欠である。また，撹拌流動によるゲル破壊の耐性にも問題がある。

一方，ポリアクリルアミドは生分解性に乏しく環境中で安定であるが，その分だけ廃棄処分の方法に問題を残すことになる。さらにゲル調整時に神経毒性のあるアクリルアミドモノマーやBIS（NN′－メチレンビスアクリルアミド）を用いるのが難点である。その他PVAを担体とした活性汚泥微生物群の包括固定化法も開発され，ベンチスケールでの合成下水連続処理実験において安定した処理成績が得られている。

また，これらの包括固定化法とは別に，多孔質セラミックスの孔内に菌を棲息させたものや，リアクター中に担体を流動させ，これに活性汚泥微生物を付着させる結合固定化法などがある。

3.3　開発目標の設定

固定化対象微生物および固定化方法の開発目標は，以下のとおりである。

3.3.1　固定化対象微生物

（1）　昭和60年度研究着手微生物……活性汚泥微生物群

（2）　次年度以降研究着手微生物

次年度以降は，酵素，微生物に関する研究により次に示す有用微生物が開発された場合順次対象とする。

硝化菌，脱窒菌，脱リン菌，重金属耐性菌，固形物可溶化細菌，光合成細菌，

天然系難分解物質分解菌，有機塩素化合物分解菌

3.3.2　固定化方法

固定化方法の開発目標は，以下のとおりである。

担体無 { 自己固定化法 / 膜利用法 / その他の方法 }　担体有 { 結合法 / 包括法 / その他の方法 }

なお，研究開発を行う固定化方法と同時に開発を行っているバイオリアクターとの対応を表－4に示す。

表－4　固定化方法とバイオリアクター種との関係

バイオリアクターの種別 ＼ 固定化方法		包括法	結合法	その他
有機物除去用バイオリアクター	好気性固定床型		○	○（UF膜固定）
	好気性流動床型	○	○	
	嫌気性固定床型		○	
	嫌気性流動床型		○	○（UASB）
N除去用バイオリアクター		○		
NP除去用バイオリアクター			○	
汚泥処理用バイオリアクター			○	○

3.4　固定化方法の評価項目

酵素・微生物の固定化方法は，多種類にわたり評価基準を定め難いので，次のような評価の項目にそって各々の固定化方法を評価することとした。

①微生物の固定化密度（最適固定化密度，活性度等）

②固定化微生物の安定性（連続使用時における持続性，ＰＨ，温度等の影響）

③固定化材料，担体の耐久性（粒子径，湿体積等の機械的・化学的性質等を含む）

④基質の透過性，拡散性（高分子基質，低分子基質への特異性等）

⑤大量生産性，供給コスト（バイオリアクター適用への検討等）

⑥処理処分の容易性（安全性，バイオリアクター適用への検討等）

3.5　固定化担体の特性に関する検討

3.5.1　包括固定化担体の特性

（1）　供試材料

水溶性モノマであるエポキシ系10種（硬化剤８種）を検討対象とした。

（2）　試験項目と試験方法（表－５参照）

表－5　試験項目および試験方法

試験項目	試験方法
固化試験	定濃度固化実験
強度試験	圧縮強度
材料毒性試験	活性残存率
基質透過性	NH_4^+ イオン分配係数 NO_2^- イオン分配係数 NO_3^- イオン分配係数

（3）　試験結果

（a）強度試験

固化試験において良好な固化の認められた樹脂について圧縮強度試験を実施した。表－６によれば，同一濃度で固化したにもかかわらず硬化剤により圧縮強度に差が生じた。アクリルアミドによる実績では圧縮強度 1.4 kg/cm^{2}以上で良好な耐久性が認められることから，本研究でもこの値を下限値として材料の選定を行うと＊印のものが良好であり，硬化剤N_6，N_8の場合に良好な結果が得られる傾向にある。

表－6　圧縮強度測定結果

（単位：kg/cd）

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10
N1	0.014	0.061	0.55							
N2		0.029	0.074							022
N3	0.114	0.39	1.7 *	0.53	0.066					0.64
N4	0.28	1.21	2.54 *	0.59	1.06	0.40	0.45	0.13		1.02
N5										
N6	033	0.74	2.71 *	0.48	0.62					2.41 *
N7	2.97 *	0.12	1.4 *							
N8	1.72 *	2.68 *	4.94 *	1.14	0.30	0.071	2.14 *	5.17 *	0.082	2.37 *

E1～E10：樹脂，N1～N8：硬化剤（架橋剤）

（b）材料毒性試験

固定化時の菌体に対する毒性は，固定化に使用する材料個々の毒性によるところが大きい。また，重合反応が完了した後の高分子はほとんど毒性を示さないので，反応の間に残存している未反応物質の濃度が重要である。したがって，菌体を固定化する前に，個々の使用材料の菌体への毒性を調査しておくことは固定化方法の選択に対して重要な予見を与えてくれる。

菌体に対する毒性は，酸素利用速度（r_t）を指標とした活性残存率で表示した。

$$\text{活性残存率}(\%) = \frac{\text{薬品添加時の } r_t}{\text{ブランクの } r_t} \times 100$$

強度試験で良好な結果の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の測定結果を表－7に示す。この結果によれば，今回用いた樹脂の多く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わかる。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。したがってこれらの樹脂，硬化剤を硝化菌の包括固定化に使用する場合は，硬化剤添加率を減少すると共に固定化方法も工夫する必要がある。

（c）基質透過性

基質透過性を示す指標の一つである分配係数の測定結果を表－8に示す。NH_4^+イオンの分配係数はアクリルアミド0.85に比べ全般的に低い値を示している。一方，NO_2^-，NO_3^-イオンの分配係数は，NH_4^+およびアクリルアミドの場合に比べ著しく高い傾向にある。このような樹脂の基質特異性は，固定化担体の選定に当たって考慮すべき重要な事項と言える。

表－7　各固定化材料の濃度と活性残存料

供試材料名		活性残存率（%）			
樹脂	濃度%	5	10	15	20
	E1	63.7	42.4	24.5	15.1
	E2	79.6	49.3	19.5	20.9
	E3	62.2	35.6	16.7	14.7
	E7	26.7	14.7	7.9	7.0
	E8	23.3	6.3	3.0	3.1
	E12	12.0	6.0	3.5	1.8
	アクリルアミド	26.0	0	0	0
硬化剤	N6	1.2	2.5	2.1	2.4
	N7	2.7	4.9	1.7	3.3
	N8	1.9	1.8	1.3	1.8
	濃度%	1	2	5	10
	N3	0.27	0.71	0.71	0.94
	N4	2.5	3.8	5.1	2.5

表－8　NH_4^+，NO_2^-，NO_3^-各イオンの分配係数測定結果

担体名	NH_4^+イオン	NO_2^-イオン	NO_3^-イオン
E3N3	0.25	3.5	3.5
E3N4	0.23	4.7	6.7
E2N6	0.68	5.9	7.1
E3N6	0.42	4.3	5.6
E1N7	0.38	7.1	8.2
E3N7	0.41	4.2	4.5
E1N8	0.32	5.8	8.0
E2N8	0.29	4.3	9.4
E3N8	0.23	4.3	7.4
E7N8	0.40	3.3	4.4
E8N8	0.60	6.9	3.2
E10N8	0.22	3.7	5.4
アクリルアミド	0.85	0.64	1.33

3.5.2　結合固定化担体の特性

（1）　供試材料

表－9に選定した担体材料を示す。

これらの材料は，担体の最適な粒径，細孔径，空隙率等を検討するために，以下に示すような範囲で選定した。

①粒　　径　2.9～13.5 mmφ

②細 孔 径　0.02～200 μm

③空げき率　0.0038～1.45 cc/g

（2）　試験項目と試験方法

包括固定化法に対し，固定化担体の内部空隙あるいは表面に菌体を固定する結合固定化法においては，担体材料の物理的性状が重要となるので表－10に示す物性試験を行った。

（3）　試験結果

表－11に各材料の物性試験結果を示す。

表－9　担体の種類

No	担 体 名
1－4	ベイクドクレイ
5	ガラスビーズ
6	セ ラ イ ト
7	ポ ー セ ル
8	ホーカー散気板
9	パ ー ル コ ン

表－10　担体物性試験方法

測定項目	測 定 方 法
粒　径	ノ ギ ス 測 定 値
比表面積	カンタソーブ表面積測定法
絶乾比重	細骨材の比重試験方法
表乾比重	細骨材の比重試験方法
吸 水 率	細骨材の吸水率試験方法
細 孔 径	水銀圧入式ポロシメーター
空 隙 率	水銀圧入式ポロシメーター
磨 滅 率	水道用ろ砂試験方法

表－11　各 材 料 の 物 性 試 験 結 果

No	担 体 名	形　状	平均粒径 (mmφ)	比　重		比表面積 (m²/g)	細 孔 径 (μm)	吸 水 率 (%)	空 隙 率 (cc/g)	磨 滅 率 (%)
				絶乾比重	表乾比重					
1	ベイクドクレイ	球　状	13.50	0.73	0.74	0.65	0.02–100	17.5		5.04
2	ベイクドクレイ	球　状	9.85	0.83	0.86	0.76	〃	22.9		6.65
3	ベイクドクレイ	球　状	4.10	1.03	1.19	0.73	〃	36.4		2.15
4	ベイクドクレイ	球　状	2.90	1.08	1.18	0.57	〃	19.1		1.00
5	ガラスビーズ	球　状	5.02	2.47	2.47		0.0	0.0	0.000	
6	セ ラ イ ト	球　状	4.93	1.69	1.18	1.11	6.6	160.0	1.450	13.46
7	ポ ー セ ル	ブレイク状	15.5×8.13	1.19	1.04	0.41	50.5	130.0	0.940	11.25
8	ホーカー散気板	ブレイク状	20.3×15.2	3.61	2.77	0.04	1500	12.5	0.004	11.75
9	パ ー ル コ ン	円 筒 状	10×10	1.05	1.03	0.11	2000	21.9	0.090	0.22

試験結果から各材料の特徴をまとめると以下のとおりである。

①粒径が小さい程，担体表面積が大きくなる。

②ベイクドクレイは，表乾比重が1より小さいものがあり浮上する可能性がある。

③細孔径が小さい程，担体比表面積が大きくなる。

3.6　包括固定化方法の検討

アクリルアミドモノマー（ACAM）およびＰＶＡを固定化担体とした活性汚泥微生物群の固定化方法における固定担体濃度と呼吸活性の関係について検討を加えた。

3.6.1　固定化方法とその固定化操作フロー

対象とした固定化方法は，以下の3方法である。

①寒天アクリルアミドモノマー法（寒天ACAM法）

②ＰＶＡ－冷凍法

③ＰＶＡ－ホウ酸法

各固定化方法の操作フローをそれぞれ図－2,3,4に示す。

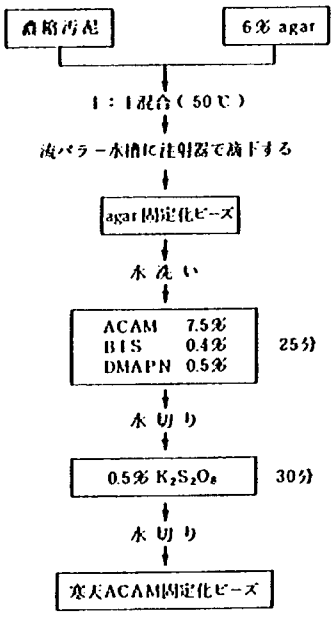
3.6.2　固定化条件と呼吸活性に関する実験結果とその考察

（1）　寒天アクリルアミドモノマー法

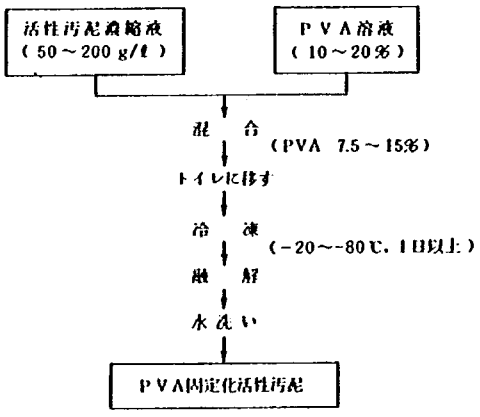
図－5は寒天ACAM法におけるACAM濃度を5～20%の6段階に変化させた際，固定化活性汚泥の呼吸活性の変化を示したものである。呼吸活性比は次式のように定義したものである。

$$\text{呼吸活性比} = \frac{\text{寒天ACAM法を施した寒天固定化活性汚泥ビーズの呼吸速度（ppm/時）}}{\text{寒天ACAM法を施さない寒天固定化活性汚泥ビーズの呼吸速度（ppm/時）}}$$

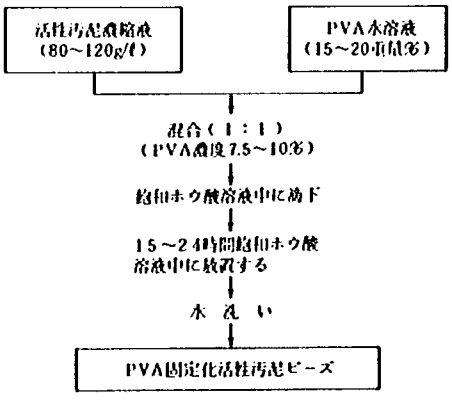
同図よりＡＣＡＭ濃度が高くなると呼吸活性が低下し，ＡＣＡＭ濃度20%で50%の呼吸阻害を受けることが判る。この実験結果より本法による活性汚泥の固定化に使用する薬品の最適濃度は，表－12のように定められた。



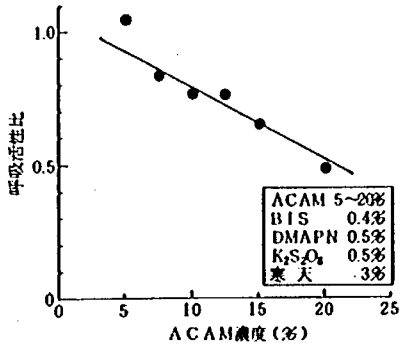
図－2　寒天ACAM法



図－3　ＰＶＡ－冷凍法



図－4　ＰＶＡ－ホウ酸法



図－5　呼吸活性に及ぼすＡＣＡＭ濃度の影響（寒天ACAM法）

(2) ＰＶＡ－冷凍法

ＰＶＡ濃度を高めればゲル強度が高まると考えられるが，呼吸活性への影響も考えられる。重量％で10，20，30％のＰＶＡ－117と80g/ℓに濃縮した活性汚泥を３：１の割合で混合し，３種のＰＶＡ濃度（最終ＰＶＡ濃度 7.5％，15％，22.5％）の異なる固定化活性汚泥を作成し，0.25kg COD cr/m³・日の fill and draw 培養での呼吸速度の経日変化を測定した。その結果を図－６に示す。ＰＶＡ濃度が高いと若干ゲル強度が高まるが，ゲル内の基質拡散抵抗が増加するため呼吸速度が低下することが判った。

また，10重量％ＰＶＡ溶液を用いた場合はゲル強度が大幅に低下し，呼吸活性の正確な測定ができなかった。

以上の結果および冷凍温度，ＰＶＡの重合度とケン化度等の検討結果より，ＰＶＡ－冷凍法による活性汚泥の固定化条件は表－13のように定められた。

(3) ＰＶＡ－ホウ酸法

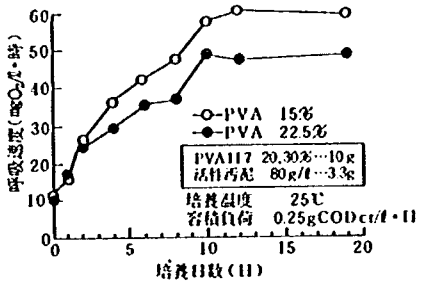
最終ＰＶＡ濃度 7.5 重量％のＰＶＡ－固定化活性汚泥ビーズの fill and draw培養（COD cr－容積負荷 0.25 kg COD cr/m³・日）期間中での呼吸活性の経日変化を図－７に示している。

約１週間程度の培養で呼吸活性は培養開始時の呼吸活性に比して３～４倍に比較的短時間に回復することから，当初懸念した固定化操作期間中のホウ酸による阻害効果は極めて小さいことが判った。

また，ＰＶＡ最終濃度が 2.5，5.0，7.5，10.0，12.5，15.0％の６種ＰＶＡ－活性汚泥混合物を調整し，ビーズ作成の可否，作成ビーズのゲル強度を検討した結果，ＰＶＡ最終濃度が 7.5％以下であるとゲル強度が弱く，15％以上になると球状に成型できないことが判った。この結果に基づき，ＰＶＡ－ホウ酸法による最終ＰＶＡ濃度は 7.5～10％と定められた。また，ホウ酸との接触時間は24時間でＰＶＡビーズのゲル化は終了すること，活性汚泥濃度は固定化の操作性から 80～90g/ℓが適当であることなどが判った。

表－12　寒天ACAM法における使用薬品の最適濃度

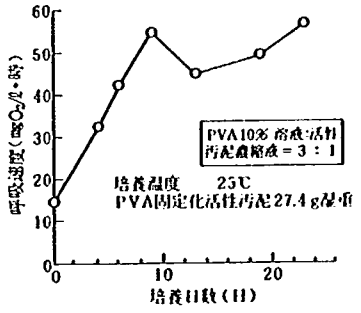
ACAM 濃度	7.5％(W/V)
BIS 濃度	0.4％(W/V)
DMAP 濃度	0.5％(V/V)
$K_2S_2O_8$ 濃度	0.5％(W/W)



図－６　呼吸活性に及ぼすＰＶＡ濃度の影響（ＰＶＡ－冷凍法）

表－13　ＰＶＡ－冷凍法による固定化条件

ＰＶＡの種類	ケン化度98％以上，重合度1,700程度のもの（例えば，PVA-117,PVA-HC）
最終ＰＶＡ濃度	15重量％
冷凍温度	－20℃
冷凍時間	24時間



図－７　呼吸速度の経日変化（ＰＶＡ－ホウ酸法）

3.7　結合固定化法の検討

ガラスビーズ（0.2mm，0.1mm）と粉砕後分級した貝化石粒子（4.8mesh通過，100mesh残留）を結合固定化担体とした連続回分反応タンク（ＳＢＲ）における活性汚泥微生物の高濃度保持の可能性について検討を加えた。

3.7.1　実験方法

実験には，タイマーにより原水供給，撹拌とエアレーション，沈殿，排水の操作を任意の時間に設定できるＳＢＲを４基使用した。このうちの３基にはガラスビーズ２種，および貝化石を固定化担体として，それぞれ反応槽容積に対して10%（V/V）投入し，残り１基は対照として浮遊性生物による運転を行った。反応タンクは，直径 30 cm，容積30 ℓ で，直径 24.5 cm の４枚羽を有するプロペラ型撹拌機が備えられている。

ＳＢＲの運転時間の配分は次のとおりであり，１サイクル４時間，循環比３となる。

①6.75ℓの基質流入，②90分間の撹拌（曝気なし），③110分間の撹拌と曝気，④30分間の沈殿分離，⑤10分間での6.75ℓの処理水排出。

実験に用いた人工下水の組成は，ＢＯＤ：Ｔ－Ｎ：Ｔ－Ｐ＝200：40：８（mg/ℓ）である。

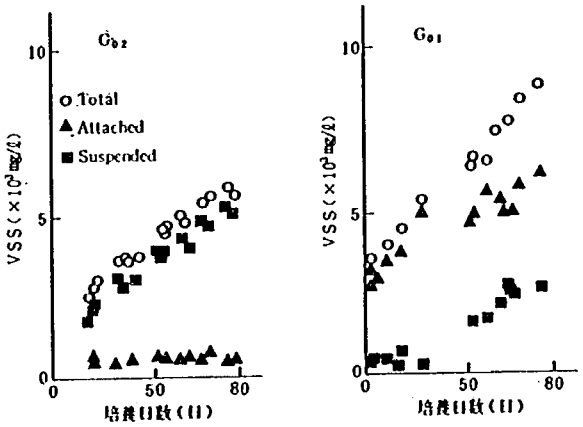
ガラスビーズおよび貝化石粒子の比重はそれぞれ 2.47，2.68である。

固定化担体による反応タンクでの微生物の蓄積効果を検討するため，次の各項目について測定を行った。

①反応タンクにおける総ＶＳＳ濃度，付着ＶＳＳ濃度，浮遊ＶＳＳ濃度，②処理水中ＶＳＳ濃度

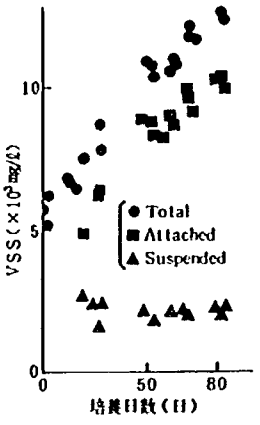
3.7.2　微生物の固定化状況に関する考察

図－８に 0.2mmガラスビーズ，0.1mmガラスビーズ（以下 $G_{0.2}$，$G_{0.1}$），を添加した反応タンクＶＳＳ濃度の経日変化を示す。同図より粒子径の違いにより，その付着状況に大きな相違を生じていることが認められる。$G_{0.2}$では，付着ＶＳＳが 1000mg/ℓ以下であり，その経日的増加はない。すなわち，増加したＶＳＳはすべて浮遊性である。これに対して$G_{0.1}$では，付着ＶＳＳ，浮遊ＶＳＳともに増加しており，タンク内におけるそれらの比は，およそ２：１である。

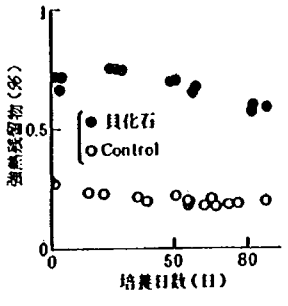


図－８　ＶＳＳ濃度の経日変化（$G_{0.2}$，$G_{0.1}$）

図－９に貝化石を添加した反応タンクのＶＳＳ濃度の経日変化を示す。実験の最終段階においては，10000mg/ℓを上廻るＶＳＳを維持できているが，付着ＶＳＳは実験期間を通して約2000mg/ℓであり，増加したＶＳＳはすべて浮遊性であった。しかしながら，タンク内浮遊物について強熱残留物を測定すると図－10に示すような結果が得られ，浮遊性粒子中には貝化石



図－９　ＶＳＳ濃度の経日変化（貝化石）

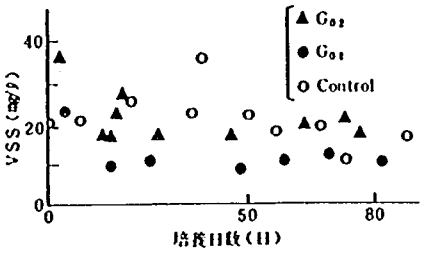


図－10　強熱残留物の変化（貝化石）

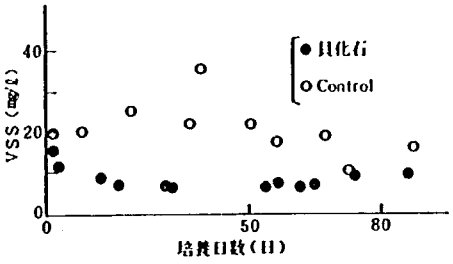
が多数含まれていることがわかる。顕微鏡観察においても，貝化石が微生物フロックの核となって存在していることが見い出されている。

3.7.3　処理水中ＶＳＳ濃度に関する考察

図－11に$G_{0.2}$，$G_{0.1}$および「対照」について，処理水に含まれて流出したＶＳＳの経日変化を示す。この濃度は，平均的には$G_{0.1}$では「対照」の60%であり，$G_{0.2}$と「対照」では差違は認められなかった。貝化石を用いた場合の結果を図－12に示す。実験初期を除けば，8～10 mg/ℓを安定して維持しており，$G_{0.1}$の場合と同様であった。以上のように固定化担体が微生物フロックの核として存在するかどうかは，処理水中ＶＳＳ濃度に大きな影響を与え，ひいては，反応タンク内の微生物濃度を左右する要因となっていることが推察された。



図－11　流出水中ＶＳＳ濃度の変化（$G_{0.2}$，$G_{0.1}$）



図－12　流出水中ＶＳＳ濃度の変化（貝化石）

以上の結果から，固定化担体が微生物フロックの核となることにより，フロックの沈降特性が改善され，その結果，処理水中ＶＳＳ濃度が低下すると共に，反応タンク内微生物濃度が高まるものと推察された。

4.　まとめと今後の課題

本研究では，バイオリアクター中で特定の微生物を高める手段として，包括固定化，結合固定化等の固定化方法とそれに用いられる担体材料の特性について評価，検討を行った。今年度の成果，ならびに今後の検討課題をまとめると以下のとおりである。

包括固定化においては，

① 合成高分子には包括固定化担体として利用できる素材が極めて多い反面，合成高分子およびその硬化剤が微生物活性を阻害することが認められた。この活性阻害の対策として，阻害作用の少ない担体素材のスクリーニングと阻害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である。

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。このため，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，濃度条件に関する検討の必要がある。

結合固定化においては，

③ 固定化担体の粒径が小さい程，リアクター内微生物の固定化率が高く，固液分離が良好である。この結果，リアクター内微生物を高濃度に保持できた。しかしながら，乱流撹拌下における付着微生物量の限界，細胞外粘着物（バイオポリマー等）の結合固定化への寄与と結合のメカニズム，さらには，結合固定化した微生物フロックの沈降特性など基本的に解明しなければならない課題がある。

— 参考文献 —

1) 福井三郎他：酵素工学，東京化学同人，P. 158～194（1981）

2) 福井三郎他：酵素工学，東京化学同人，P. 176（1981）

3) P. Scherer, M. Kluge, J. Klein, and H. Sahm : Immobilization of the Methanogenic Bacterium Methanosarcina barkeri, Biotech. and Bioeng., Vol. 23, No 5, P. 1057～1065（1981）

4) R. A. Messing : Immobilized Microbes and a High-Rate, Continuous Waste Processor for the Production of High Btu Gas and the Redution of Pollutants, Biotech. and Bioeng., Vol. 24, No 5, P. 1115～1123（1982）

5) R. R. Mohan, and N. N. Li : Nitrate and Nitrite Reduction by Liquid Membrane-Encapsulated Whole Cells, Biotech. and Bioeng., Vol. 17, No 8, P. 1137～1156（1975）

6) I. Karube, S. Mituda, and S. Suzuki : A Rapid Method for Estimation of BOD by Using Immobilized Microbial Cells, J. of Ferment. Technol., Vol. 55, No 3, P. 243～248（1977）

7) 橋本奨，吉川惠治，濱宏：活性汚泥の固定化とその浄化機能に関する研究，下水道協会誌，Vol. 22, No 253, P. 42～50（1985）

8) 角野立夫，昆正浩，森直道，中島一郎：包括固定化微生物を用いた廃水処理技術，用水と廃水，Vol. 27, No 10, P. 1024～1029（1985）

9) E. Kokufuta, W. Matsumoto, and I. Nakamura, : Immobilization of *Nitrosomonas europaea* Cells with Polyelectrolyte Complex, Biothech. and Bioeng., Vol. 24, No 7, P. 1591～1603（1982）

10) 橋本奨，吉川惠治，濱宏：活性汚泥の固定化とその浄化機能に関する研究 —ＰＶＡ冷凍法について—，下水道協会誌，Vol. 23, No 261, P. 16～22（1986）

11) 橋本奨，吉川惠治，濱宏：活性汚泥の固定化とその浄化機能に関する研究 —ＰＶＡ－ホウ酸法について—，下水道協会誌，Vol. 23, No 262, P. 41～48（1986）

研究担当者

下水道研究室	室長	中村栄一
	主任研究官	河井竹彦
	研究員	落修一
		小沢登
三次処理研究室	室長	佐藤和明
	研究員	小越真佐司
	研究員	森山克美
汚泥研究室	室長	京才俊則
	研究員	櫻井克信
水質研究室	室長	安中徳二
	主任研究員	渡部春樹

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

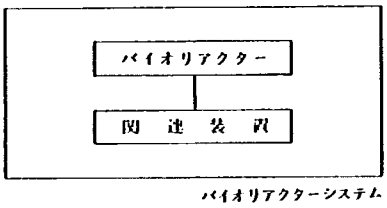
1. 研究の目的

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及び汚泥処理のバイオリアクターを開発し，設計および維持管理の基準としてとりまとめようとするものである。この研究は，固定化方法に関する研究，有用な酵素・微生物の分離及び分類に関する研究，物理化学処理との組合せ技術の開発など，他の研究の成果を踏え開発を進める。

そのため，使用する酵素・微生物は，第一段階においては既存技術で用いられている酵素・微生物の高密度化によるリアクターの開発を行う。次いで新しく発見された有用酵素・微生物を用いたリアクターの開発を行い，最終的には遺伝子操作等により開発された酵素・微生物を用いたリアクターの開発を行うものとする。新しく開発された酵素・微生物の使用に当っては，安全性等について酵素・微生物に関する研究開発を行う関連機関等と十分調整を行った上で使用していく予定である。

2. バイオリアクターの定義

水・汚泥処理分野におけるバイオリアクターとは，「処理目的に応じた酵素，微生物，動植物細胞を固定化して，高速度，高能率で繰り返しまたは連続使用する反応器」をいう。水・汚泥処理分野においては，沈殿処理等の処理化学処理も必要であるため，それらはバイオリアクターの周辺関連装置（施設）とし，それらと組み合わせた全体をバイオリアクターシステムとする。（図－1）既存の水・汚泥処理施設もこの定義によるバイオリアクターないしは，バイオリアクターシステムである。



図－1　バイオリアクターシステムの構成

3. 研究計画

本研究は，全体プロジェクトと同じく昭和60～64年度の５ケ年計画で実施するものである。初年度にあたる今年度は，開発しようとするプロセスの選定，開発目標の設定及びそれぞれの開発計画の策定を行った。

4. 60年度の研究成果

60年度は，研究対象とするバイオリアクターを選定し，研究開発の基本フロー及び開発目標を定めた。

開発目標は，処理水質，施設面積，処理エネルギー，維持管理性，資源回収等の項目からなり，比較対象プロセスとの関係を，重要開発項目については具体的な数字で，その他の項目には大まかな指標で示した。

以下，大分類に従って述べる。

4.1　都市下水処理用バイオリアクター

表－1　開発の対象とするバイオリアクター

分類		開発リアクター名称	概要
大分類	中分類		
都市下水処理用	有機物除去用	省エネルギー型バイオリアクター 省施設面積型バイオリアクター	消費電力の節減を図るもの 施設のコンパクト化を図るもの
	高度処理用	窒素(N)除去用バイオリアクター 窒素(N)，リン(P)同時除去用バイオリアクター	有機物の他に窒素を除去するもの 有機物の他に窒素・リンを生物的に除去するもの
汚泥処理用	嫌気性消化	省エネルギー型バイオリアクター 創エネルギー型バイオリアクター	嫌気性消化の高度化によるエネルギー消費の減少 有機性固形物の一層の可溶化によるエネルギー回収の増大

わが国の下水道において採用されている水処理方法は，標準活性汚泥法，ステップエアレーション法，オキシデイションディッチ法などの活性汚泥法と，回転生物接触法，高速散水沪床法などの付着生物法である。このうち活性汚泥法が，処理場数及び処理水量の大半を占めている。これらは長年にわたって使用され，その結果も良好であるが，今後の下水道整備におけるニーズに対応するため，以下に掲げる観点から，より新しい優れた都市下水処理用のリアクターの開発を行うものである。

①水処理で消費されるエネルギーの低減

②水処理施設のコンパクト化，用地面積の減少

③建設コストの低減

④処理水質の高度化

⑤維持管理の容易化，など

都市下水処理用リアクターは，表－1に示したように，有機物除去を中心とするものと，窒素，リンの栄養塩類の除去も併せて行うものに分類される。それらはさらに，開発目標の絞り方によって次のように分類される。

(1)　開発するバイオリアクターの種類

①　有機物除去用バイオリアクター（省エネルギー型）

今後，下水道整備が必要な中小都市においては，処理規模が5,000～10,000 m³／日か，これ以下になるため，従来の処理法を適用すると，単位処理水量当りの消費電力量が相当高くなる（約0.4～0.8 kWh／m³）ことが想定される。この消費電力量を現状の約1/4にすることを第一の目標とするリアクターである。

＜想定する開発プロセス＞

・エアレーション無しで消費電力の低減を図る－嫌気性処理

・エアレーション動力の低下，回低エネルギーの増加－好気性菌の高密度固定化による処理時間の短縮及び前段固液分離による汚泥発生量の増加（汚泥処理におけるエネルギー回収）

②　有機物除去用バイオリアクター（省施設面積型）

今後の下水道整備の必要な中小都市のなかには，山間の狭あいな地形の場合など充分な処理場用地が確保できない場合も考えられるため，コンパクトな処理施設が求められる（タイプⅠ）。また，大都市の都市再開発で新たに大きな水需要が発生しても，上水道管の増設，下水道管の増設が相当コスト高になることが想定される。このような場合において下水処理水再利用のためのコンパクトな処理施設の敷地内，建造物内設置を可能とするものである（タイプⅡ）。

＜想定する開発プロセス＞

・タイプⅠ（中小都市用）―好気性微生物を固定化したバイオリアクター

・タイプⅡ（大都市用）―― 膜分離法を用いたバイオリアクター

③　高度処理用バイオリアクター（N除去用）

近年，様々な水質汚濁の中で富栄養化は深刻な問題となっているのに対し，現状での下水処理における栄養塩の除去は，費用，処理時間等の面で改善課題が多く，処理水の窒素，リンは水質汚濁の防止や再利用の点から満足いくものとはなっていない。また，処理過程で硝化が不完全であるためアンモニアが残留し，みかけ上の生物化学的酸素要求量（ＢＯＤ）が高い処理水が放流される場合もあり，放流水質維持の障害になっている。

このリアクターは，栄養塩のうち窒素除去を主目的とするものである。これは，次のような理由による。

1. 湖沼の特性によってはN除去のみによって湖沼の水質の保全が図れること。
2. リン除去については物理化学的な手法があること。
3. 放流水中のみかけ上のＢＯＤの削減対策としてN除去が有効であること。
4. 地域によっては，放流水中のアンモニア態窒素の削減が下流水道事業者から求められていること。

現状の生物学的窒素除去プロセスの問題点は窒素除去をつかさどる硝化菌，脱窒菌を活性汚泥と一括して扱う混合系で行なっていることにある。そのため，これらの菌を固定することにより菌濃度を高め窒素除去の効率を高めようとするものである。

開発目標を設定するに当っては，特に水質保全について緊急性の高く，制約条件の多い都市域の既設処理施設を対象として，既存施設の大巾な改良及び増設を要さない窒素除去プロセス（タイプⅠ）と，既存の制約条件の全くない場合における最も省エネ的かつ短時間で効率的に窒素除去を行なえるプロセス（タイプⅡ）とに大別する。

＜想定する開発プロセス＞

タイプⅠ……固定化硝化菌を適用したプロセスで，既設の標準活性汚泥法施設の簡易な改良により窒素除去を行うもの

タイプⅡ……固定化亜硝酸菌（または固定化硝酸菌）及び固定化脱窒菌を組合せて用いるプロセスで，混合液循環の省略と菌体の選択的高密度化により，施設容量を大巾に縮小するもの

④　高度処理用バイオリアクター（Ｎ，Ｐ同時除去用）

下水処理におけるＮ，Ｐ同時除去法としては，現在，窒素を生物学的硝化脱窒反応によって除去し，リンを同一反応槽内で化学凝集反応によって除去する方法が実用化されている。また，生物学的硝化脱窒反応と生物学的脱リン法を組合せる方法が開発されつつある。これらの方法では，生物学的硝化脱窒に長時間を要することに加えて，前者では汚泥量や凝集剤費用の増加，硝化速度の低下，後者では高リン含有率汚泥の処理や脱リン処理の不安定性等の問題が存在する。したがって，Ｎ，Ｐ同時除去用バイオリアクターの開発においては，上記の問題点を解消しつつ安定した脱窒・脱リン効率が得られることを目標とする。

＜想定する開発プロセス＞

・固定化微生物を用いた嫌気・好気リアクターと前段，後段固液分離の組み合わせプロセス

・より高度な処理水質を得るための藻類を利用したプロセス，メタン利用のN，P除去プロセスなど

（2） 研究開発の基本フロー

都市下水処理用バイオリアクターの開発は，図－2の基本フローに基づいて行う。

なお，前述したようにバイオリアクターの開発には固定化方法に関する研究の成果が，またシステムの完成のためには，物理化学処理との組合せ技術の開発が不可欠である。さらに，より効率のよいリアクターを実現するためには，別に分離される有用微生物を活用することとしている。

（3） 詳細な開発目標

上述のバイオリアクターの開発目標を，表－2に示す。

以下，各リアクター毎に，主開発目標（具体の数字が記入してある項目），及び「◎」印の記入してある項目について，その考え方を述べる。

① 有機物除去用バイオリアクター（省エネルギー型）

a．処理水質

現況の標準活性汚泥法で良好な運転を行った場合に得られるBOD$_5$5～10mg／ℓ程度を目標水質とする。またN，Pについては従来と同じ程度とする。

b．処理エネルギー

水処理で消費される電力消費量は，0.1～0.2 kWh／m³とする。

c．汚泥発生量

規模の小さな処理場での連続的な汚泥処理プロセスの採用は維持管理にとって大きな負担となるので，水処理プロセスで汚泥の消化をすすめたりするなど，大幅な引抜き量の減少，引抜き作業量の軽減を図るものとする。

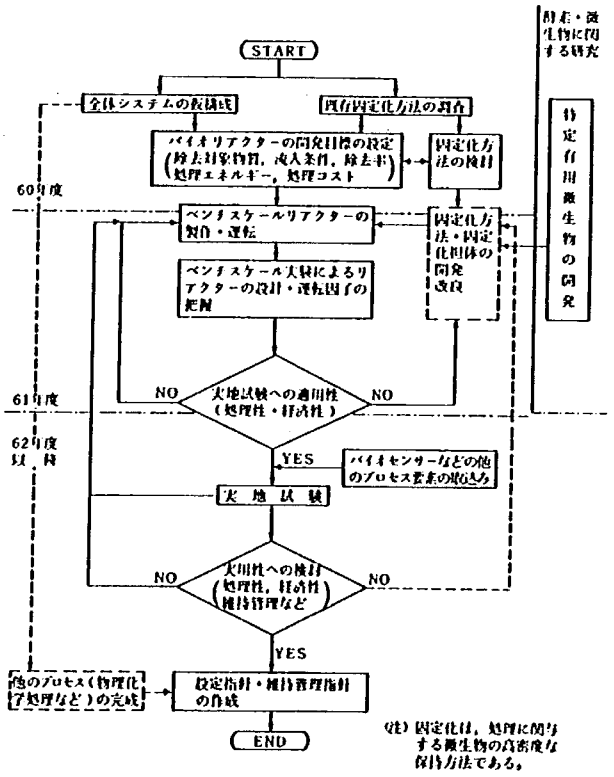
＜比較対象プロセス＞

比較すべき現行のプロセスは，標準活性汚泥法，長時間エアレーション法，オキシデーションディッチ法とする。

② 有機物除去用バイオリアクター（省施設面積型）

a．処理水質

放流先，再利用先の条件に左右さ



図－2 都市下水処理用バイオリアクターの研究開発の基本フロー

表－2　都市下水処理用バイオリアクター開発目標

バイオリアクターの種類 ＼ 評価項目等		有機物除去用バイオリアクター			高度処理用バイオリアクター		
		省エネルギー型バイオリアクター	省施設面積型バイオリアクター		N除去用バイオリアクター		N P同時除去用バイオリアクター
			タイプⅠ	タイプⅡ	タイプⅠ	タイプⅡ	
処理水質	BOD_5(mg/ℓ)	5～10	5～10	5以下	△	○	5
	TN(mg/ℓ)	△	△	○	$(NH_4\text{-}N)^{10}$ 1以下	2以下	10
	TP(mg/ℓ)	△	△	○	△	○	0.5
施設面積		△	1/2	1/10	1/2	1/10	○
処理エネルギー(kWh/㎥)		0.1～0.2	0.2～0.4	0.4～0.8	△	○	△
汚泥発生量(余剰汚泥)		◎	○	◎	△	△	△
維持管理		○	○	○	○	○	○
資源回収		△	△	◎	△	△	△
比較対象とする現行のプロセス及び処理規模		標準活性汚泥法(5,000～10,000㎥/日)			循環式硝化脱窒法		循環式硝化脱窒法＋凝集剤添加法
想定している開発プロセス		嫌気性処理，固定化好気性処理	固定化好気性処理	膜分離法	固定化硝化菌を用いたプロセス	固定化硝化菌・脱窒菌を組み合わせて用いたプロセス	前段，後段固液分離を組み合わせた固定化微生物処理
備考		(凡例) ◎……現行のプロセスと比較して50%程度改善する ○……現行のプロセスと比較して25%程度改善する △……現行のプロセスと比較して同程度である					

れるが，中小都市用は，BOD_5 5～10mg/ℓで，農業利用，下流水利用にさしつかえないN，Pの値とする。また，都市内再利用においては，所要の再利用水として求められる処理水質とする。

b．施設面積

従来の水処理施設面積は，0.1㎡/㎥－下水程度であるが，立地条件を考慮して必要な施設面積は，中小都市では従来の1/2，大都市では1/10とする。

c．処理エネルギー

タイプⅡでは，施設のコンパクト化を優先課題とするので，水処理で消費される電力量を0.4～0.8 kWh/㎥と，タイプⅠでは0.2～0.4 kWh/㎥程度とする。

d．汚泥発生量

大都市域用の施設では，汚泥発生量を従来法と比較して，極力低減させ，中小都市用の施設では汚泥処理の維持管理の平易化・簡易化を行なうものとする。

e．資源回収

大都市向けコンパクト施設で処理水を再利用する場合には，水資源として利用可能なものとする。

＜比較対象プロセス＞

比較対象プロセスは標準活性汚泥法，長時間エアレーション法，オキシデーションディッチ法，及びこれらと砂濾過を組み合わせたものなど。

③　高度処理用バイオリアクター（N除去用）

a．処理水質

タイプⅠは，BOD_5，Pは現況と同程度，Nは10mg／ℓ以下とし特にNH_4－Nについては1mg／ℓ以下とするものである。

タイプⅡは，BOD_5，Pは他の処理プロセスの併用等により所要の処理水質を得るものとし，Nは大巾改善の2mg／ℓ以下とするものである。なお，タイプⅡの開発には，亜硫酸型N除去プロセスの導入などBOD源の消費量を低減する対策が必要である。

b．施設面積

タイプⅠでは，既存施設内で行なうことを目的とするため，固定化硝化菌の適用により硝化時間を短縮し，水処理面積は現況の循環式硝化脱窒法の1／2程度とする。

タイプⅡでは，処理に必要な滞留時間は固定化硝化・脱窒菌の適用により大巾に短縮されると想定されることから，施設面積は現況の1／10程度とする。

＜比較対象プロセス＞

比較対象とする現行のプロセスは，現在生物学的窒素除去プロセスとして中大規模での処理場で採用されている循環式硝化脱窒法とする。

④　高度処理用バイオリアクター（N，P同時除去用）

a．処理水質

目標処理水質は現時点で最も厳しい排出規制条件に対応するBOD_5 5mg／ℓ以下，T－N 10mg／ℓ以下，T－P 0.5mg／ℓ以下とする。

BOD_5 120mg／ℓ，T－N 30mg／ℓ以下，T－P 3.5mg／ℓ程度のリアクター流入下水において上記処理水質を達成するには，汚泥のリン含有率が6％程度でなければならないことが化学量論的に試算される。従って，リン含有率の高い汚泥を定常的に保持できるバイオリアクターを開発し，脱窒処理はもとより，脱リン処理の安定化を図ることが必要である。

b．施設面積

硝化脱窒反応に要する時間が短縮されることにともない，全体の滞留時間も短縮できることから，比較対象の循環式プロセスに要する面積の50％程度以下の施設面積に削減する。

＜比較対象プロセス＞

比較対象プロセスは現在実用化させているプロセスである循環式硝化脱窒法と凝集剤添加法の組み合わせプロセスとする。

4.2　汚泥処理用バイオリアクター

(1)　汚泥処理へのバイオテクノロジー適用の基本的考え方

従来の汚泥処理の基本理念は，水分の除去あるいは有機分の除去による汚泥の減容化及び安定化にあり，一部エネルギーの回収あるいは資源化は試みられているものの，依然として汚泥は処分対象であると意味あいが強いといえる。

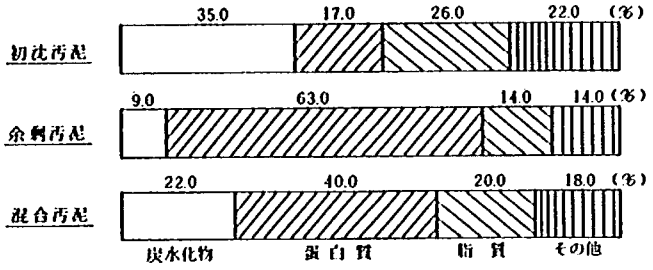
しかし，汚泥というものを見直してみると，水分によって希薄化されているとはいえ，固形物のみに着目すれば，その大半は有機物（図－3参照）であり，潜在的エネルギーは有効利用が十分可能な

ものであり，処理場でのエネルギー自立化を目指そうとする場合には，汚泥が唯一のエネルギー供給源となる。汚泥処理へのバイオテクノロジーの適用においては，汚泥を資源として位置付け，エネルギーの生産を含め汚泥からの有価資源の効率的生産を最重点目標とし，水処理との関係を考慮しつつ，開発を推進する。

バイオテクノロジーの適用によって汚泥から種々の資源の回収が期待される。それらの例を表－3に示す。

表－3のように，汚泥からの資源回収は，少量しか回収できないが付加価値の高いものと，付加価値は低いが多量に回収されるものとに分類される。

本プロジェクトでは，以下のような理由から嫌気性消化によるエネルギー回収の増大を中心に汚泥処理用バイオリアクターの開発を行う。



図－3　下水汚泥の平均的組成（土木研究所）

表－3　汚泥からの回収が期待される資源

分類	方法	資源	用途	回収量
無機物	バクテリアリーチングなど	金属類	鉱工業原料	少量
有機物	嫌気性発酵など	微生物タンパク	肥料・飼料	比較的多量
		抗生物質	医薬品原料	微量
		PHB，アルコール，有機酸	工業用原料	少～中量
		メタン	エネルギー原料	多量
		水素	エネルギー原料	（〃）

① 現在，汚泥の生物処理は汚泥コンポスト化を除けば嫌気性消化だけであること。

② 長期的には下水処理における省エネルギーは大きな課題であり，下水処理で生物プロセスによるエネルギー回収が可能なのは嫌気性消化であること。

③ 汚泥減量化は汚泥処理の主目的であり，嫌気性消化の一層の高度化はその目的にも合致すること。

(2) 開発するバイオリアクターの種類

前段で述べたように下水処理で唯一エネルギー回収が可能なのは嫌気性消化である。本リアクターの開発は，下水処理の他のプロセスにおけるエネルギー消費に左右される面が大きいものの，下水処理場のエネルギー自立という'夢'の実現に向け最大の貢献を行うことを目的とする。

開発するリアクターは，開発の実現性の観点から次の2種類とする。

① 省エネルギー型

現在行なわれている消化の高速化を図り，施設容積の減少，加温エネルギーの節減と，これによる有効回収エネルギーの増大を図るもの。

② 創エネルギー型（汚泥減量型）

回収ガス量の大幅な増大を図るもので，有機性固形物の一層の分解によってそれを実現しようとするもの。また，この分野の促進によって汚泥の減量化を図る。

(3) 研究開発の基本フロー

研究開発の基本フローを図－4に示す。なお，固定化，微生物などの他の研究との関係は4.1(2)と同様である。

(4) 詳細な開発目標

上述のバイオリアクターの開発目標を表－4に示す。

① 汚泥処理用バイオリアクター（省エネルギー型）

本タイプとしては，消化の高速化により，有効回収エネルギーの増大を図るものであるので，消化日数の短縮を第一の目標とする。現状の中温嫌気性消化の設計基準が20日程度であることから，開発するリアクターのそれが10日（1/2）以下となることを目標とする。

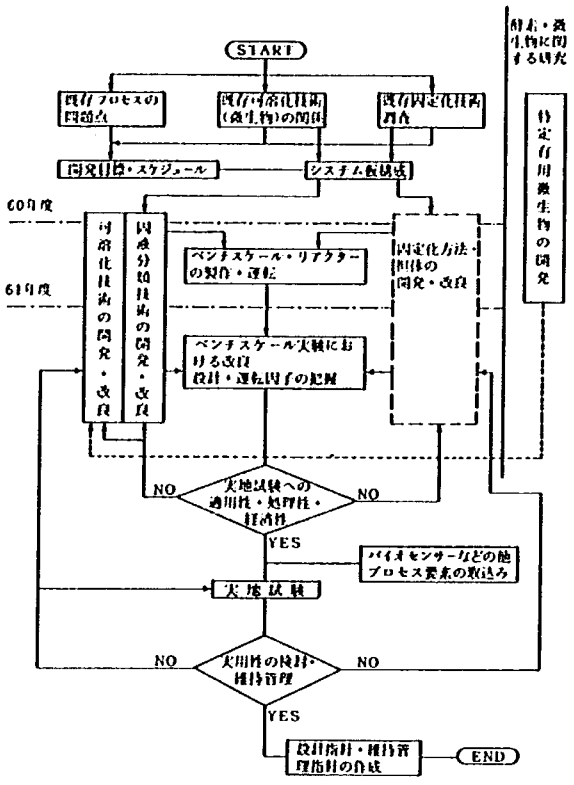
その他の消化率，分離液水質，維持管理費については，現状と同程度ないしは，幾分の改善を図ろうとするものである。

② 汚泥処理用バイオリアクター（創エネルギー型）

本タイプは，汚泥中有機物の分解の促進及びこれによる回収ガス量の増大を図り，併せて汚泥減量化を進めようとするものである。

現状の中温嫌気性消化での消化率は混合汚泥で40～50%（有機固形物ベース以下同じ），初沈汚泥で50～60%である。これをそれぞれ75%，85%程度にすることを目標とする。

また，これにより汚泥中の有機物1kg当りのメタン発生量が現状で混合汚泥の場合0.3Nm³，初沈汚泥の場合0.35Nm³程度であるものをそれぞれ0.45及び0.50Nm³程度に向上させることを目



図－4 汚泥処理用バイオリアクターの研究開発の基本フロー

表－4 汚泥処理用リアクター開発目標

	比較対象プロセス（中温嫌気性消化）	開発バイオリアクター	
		省エネルギー型	創エネルギー型（汚泥減量型）
消化率(VSS%)	混合汚泥 40～50% 初沈汚泥 50～60%	△	混合汚泥 60～75% 初沈汚泥 75～85%
分離後水質	——	△	△
消化日数	設計基準(実施設)20日	10日以下	△
維持管理費	（人件費） （補修・消耗品）	△	△
処理エネルギー	（電気エネルギー） （熱エネルギー）	○	○
資源回収（CH_4量 Nm³/VSkg）	混合汚泥 0.3 初沈汚泥 0.35	○	0.45 0.50
想定している開発プロセス	——	嫌気性消化に関与する細菌群の固定化	固形物可溶化微生物を用いて，固形物の可溶化を進めるプロセス
備考	（凡例） ○…現行プロセスと比較して25%程度改善する。 △…現行プロセスと比較して同程度である		

標とする。

5. まとめと今後の予定

60年度は，水処理，汚泥処理のバイオリアクター開発の初年度として，①開発すべきバイオリアクターの目標設定及び，②研究開発計画の策定を行った。

次年度以降，この研究開発計画に従い，研究を継続する。これにあたっては，固定化等の他の研究テーマの成果を十分に活用する。

研究担当者

下水道研究室	室長	中村栄一
	主任研究員	河井竹彦
	研究員	落修一
		小沢登
三次処理研究室	室長	佐藤和明
	研究員	小越真佐司
	研究員	森山克美
汚泥研究室	室長	京才俊則
	主任研究員	大嶋吉雄
	研究員	櫻井克信
水質研究室	室長	安中徳二
	主任研究員	渡部春樹

3.1 酵素・微生物の固定化技術の開発
3.1.3 バイオセンサに関する研究

1. 目 的

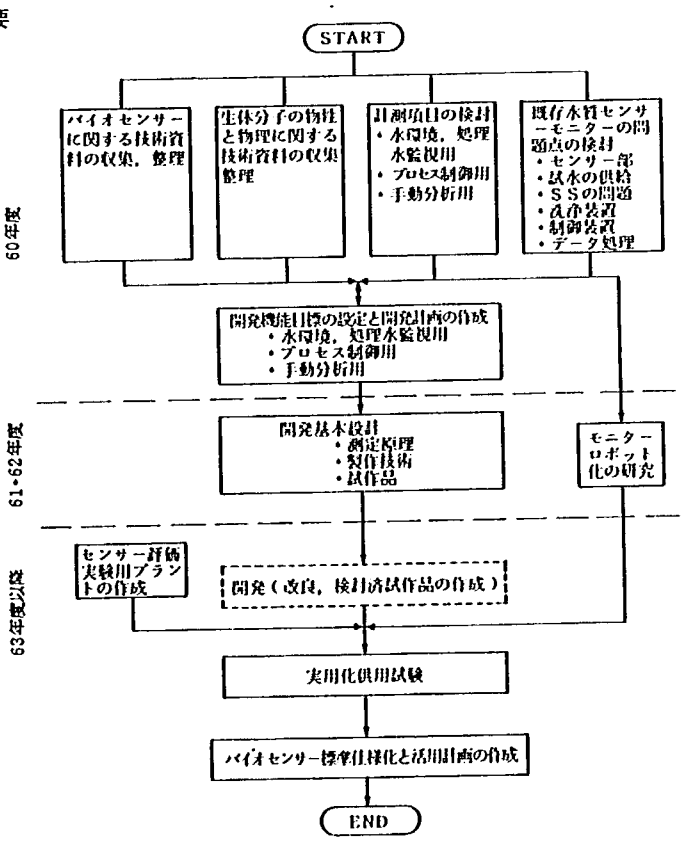
現在，水環境（河川，湖沼）の水質モニタリング，処理水の水質監視及び排水処理プロセス制御用に多くの水質，汚泥質センサを用いているが，その多くは物理及び電気化学量を測定するセンサが使用されている。その他に化学分析を自動で行う装置も使用されている。この場合において，水温，電気伝導度，濁度，照度等のような化学反応を伴わない基本項目のセンサは，水量，気象等のその他のセンサとほぼ同じ精度の計測値が得られるが，水質，汚泥質等の本質に近づく物質（項目）の連続測定は精度，感度や維持管理などの点において必ずしも満足のいく状態ではないのが現状である。

本研究開発は，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（バイオセンサ）を開発実用化し，環境計測及び排水処理のプロセス監視制御への応用を計っていくことを目的として行う。

2. 研究開発の基本フローと今年度の概要

研究開発は図－1の基本フローにもとづいて実施する。研究開発を行うバイオセンサは，使用目的に応じてプロセス制御監視用，処理水監視用，維持管理用に分類し，各々の重点事項を設定して開発を行う。

基本フローの内，今年度は，バイオセンサに関する技術資料の収集整理，理化学センサの現況と問題点の整理，バイオセンサ開発目標の設定，及び，BODセンサの特性評価に関する実験を実施した。



図－1 研究開発の基本フロー

3. 理化学センサの現況と問題点

(1) 従来型河川水質モニタの現況と問題点

建設省における河川水質モニタ運転の現況をまとめると表－1のようである。水温，PH，DOの稼動率はかなり良好であるが，電導率，濁度，CODは稼動率の低いケースもみられる。

年間に要する保守点検費用は，電気料と水道料も含めて100～250万円とされている。この内，COD測定分だけで100万円程度必要である。

また，主な故障個所を調べると，採水ポンプ，電磁弁，洗浄ポンプ，レコーダなどが挙げられる。

以上のことから，従来型河川水質モニタについては，検出器よりもその周辺装置に改良すべき点が多く，バイオセンサについても精度や耐久性が重要であることは言うまでもないが，その周辺装置の開発も同様に重要な課題といえる。

表－1　従来型河川水質モニタの運転状況

項　目	稼 働 率(%)
水　温	80～95
P H	75～90
D O	80～95
電導率	60～90
濁　度	60～90
COD	50～80

(2)　「K－82」河川水質モニタの構成と機能

従来型水質モニタは性能，経済性，維持管理性について改善する必要があり，開発に当っては次のような目標を設定した。

1). 保守点検頻度が従来型より少なくなること。

2). 測定精度が向上できること。

3). 電気，水道料が安くなること。

4). 装置構造，構成が単純であること。

5). 装置を小型化すること。

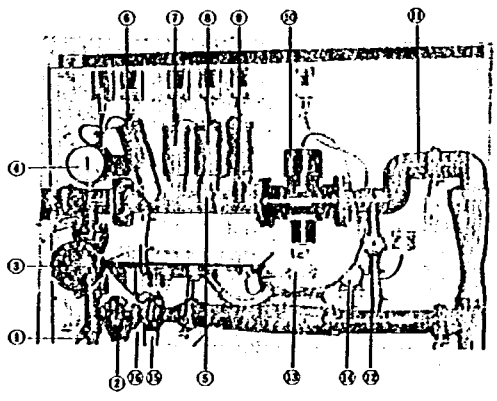
6). 検水の流れが内視でき各検出センサが外視できること。

7). データをデジタル化しプリンタ記録ができること。

8). 検出センサの統一化を行うこと。

こうして開発されたK－82は次のような構成と機能を有している。

検　出　器
①検水パイプ
②流量調整バルブ
③逆止弁
④圧力計
⑤検出部
⑥DO計
⑦TM計
⑧CON計
⑨PH計
⑩TB計
⑪オーバーフロー管
⑫排水バルブ(手動)
⑬循環ポンプ
⑭排水バルブ
⑮洗剤パイプ
⑯洗浄水パイプ



図－2　検　出　器

表－2　K-82の測定項目と方式

項　目	水　温 (TM)	濁　度 (TB)	水素イオン濃度 (PH)	溶存酸素 (DO)	電導率 (CON)
測定方法	白金抵抗式	積分球式	ガラス電極法（複合電極）カートリッチ式	ガルバニ式カートリッチ式	交流二極法

まず，K－82は採水部と観測部で構成されており，観測部はさらに検出器，指示・増幅器，洗浄制御器に分かれている。以下で各部の機能について述べる。

採　水　部

本部は，既設調整槽の配管より直接に検出器へ送水するため，検水供給管より構成する。

検　出　器（図－2）

採水部より給水された検水を各測定項目毎に測定し，電気的に変換する。保守校正を容易にするため，透明硬質塩化ビニールを取り付け，水の流れが観察できるようにしてある。表－2は，測定項目と方式を示している。

指示増幅器

検出器より得られた各項目別出力は，項目毎に設けられた増幅器に加えられ，測定値はIC(集

積回路）メモリーパックに記録される。収集データはキーシート（導電性ゴム方式）の操作により即座に液晶表示部に項目名，生データ値及び外部出力電圧（mv），の表示ができる。

洗浄制御器

洗浄の動作は次の周期で自動制御できる。

洗浄周期　1～12時間のうち任意設定可能

洗浄時間　1～50分間のうち任意設定可能

4. バイオセンサの現況

(1) バイオセンサの開発動向

近年，いろいろの分野でセンサの応用が注目されている。

特に化学物質を計測する化学センサの応用分野は広範囲にわたっており，その開発が盛んに行われている。この化学センサの中には，生体関連化学物質を主な測定対象とするバイオセンサがある。これは，生体内にある酵素などの分子識別機能を有する生体材料を用いるセンサで，化学物質の選択性が優れているのが特徴である。

Clarkが，1962年酵素センサのアイデアを発表してから24年が経た。この間にバイオセンサの研究開発は次第に盛んになり，分子識別素子としては酵素，微生物，抗体，レセプタなど，トランスデューサとしては電極，半導体素子，フォトダイオード，サーミスタなどが用いられるようになってきた。

現在のところ，バイオセンサとしては，表－3のように分類されたセンサがある。また，表－4はグルコース測定

表－3　バイオセンサの分類

分類	センサ	
酵素センサ	・グルコースセンサ ・有機酸センサ ・尿素センサ ・その他のセンサ	・アルコールセンサ ・アミノ酸センサ ・脂質センサ
微生物センサ	・グルコースセンサ ・酢酸センサ ・グルタミン酸センサ ・その他の微生物センサ	・アルコールセンサ ・アンモニアセンサ ・BODセンサ
免疫センサ	・電位法免疫センサ	・電流法免疫センサ
その他の生物電気化学センサ	・オルガネラセンサ ・酵素－微生物のハイブリットを利用したセンサ ・菌数計測センサ	・組織センサ

表－4　バイオセンサ実用化医療機器の現状

※種類により反応の平衡に達した時点をとっているもの，酸素消費速度から求める方法など多様であり，応答時間の定義も異なっている。

グルコース測定用自動分析装置

名称（型式名）	製作者／販売者	必要サンプル量(ml)	サンプル種類	測定法	精度 CV(%)	直線性 (mg/dl)	表示範囲 (mg/dl)	応答時間※洗浄時間 (s)	処理能力 (検体/h)	寸法 (mm)	重量 (kg)	電源 電圧(V) 周波数(Hz) 消費
グルトースメーター (CLUCO-20)	京上電機／日本分光メディカル	20	全血 血清 血漿 生体液	固定化酵素膜 H_2O_2 電極	±1 以下 150mg/dl	0～500 超過時 サンプル点灯	0～999 超過時 OFランプ点灯	20／20	80～90	420幅 318高 240奥	約9	AC100 50/60 70 VA
グルコースアナライザー (23A)	Yellow Springs Instrument(米)／日計機	25	全血 血清 血漿 尿 生体液	固定化酵素膜 H_2O_2 電極	±1 以下 150mg/dl	0～500	0～1999	40／35	40～45	330幅 310高 210奥	6.8	AC115 50/60 60※
全自動グルコースアナライザー (GL-101)	三菱化成／バイオメディカルシステムズ常光	10	血清 血漿	固定化酵素カラム H_2O_2 電極	±2 以下 150mg/dl	0～500	0～999	6／24	120	600幅 350高 500奥	35	AC100 50/60 500VA
グルコース分析計 (2型)	ベックマン(米)／ベックマンジャパン	10	血清 血漿 尿 髄液	水溶性酵素 O_2 電極	±2 150mg/dl	0～450	0～999	応答 約8／約8	67	360幅 380高 310奥	18.1	AC100 50/60 51 VA
グルコースアナライザー (M17000)	柳本製作所／サトロン	10	血清 血漿 尿 髄液	同上	±2 150mg/dl	0～600	0～999	応答 約10／約35	80	430幅 275高 280奥	12.8	AC100 50/60 ON(最15分間) 72VA最17VA
グルコライザー (GA1000)	京都第一科学／三共・小野薬品	10	血清 血漿 尿	同上	±2 以下 150mg/dl	0～900	0～999	5～10／約15	50～60	360幅 330高 420奥	約16.5	AC100 50/60 165W
グルコーダー (S)	AIC(O)／シノテスト商事	10	血清 血漿	同上	±1 以下 150mg/dl	0～500	0～1999	応答 5～6／約20	130～150	540幅 465高 495奥	32	AC100 50/60 300 VA

用として実用化されているバイオセンサを用いた医療機器の種類や性能などを示したものである。

(2) 微生物センサ

微生物センサは生存状態の微生物固定化膜と酸素電極から構成される場合が多い。

その内容は，二酸化炭素資化菌と酸素電極を組合せた二酸化炭素センサ，酵母と二酸化炭素電極を組合せた尿酸センサ，変異株と酸素電極を組合せた甘味料測定用センサなども研究されている。

また，微生物膜と酵素膜をハイブリット化してセンサに装着したものも研究されている。代表的なものに硝化菌と酸素電極を組み合わせたアンモニアセンサが知られている。

さらに，好熱性微生物を素子として用いる微生物センサも開発されている。これは長期間の安定性に優れており，高温でも使用することができる。

その他修飾したグラファイト電極を用いると菌数が測定できるという研究もある。

表－5は，原理試作程度まで開発の進んでいる微生物センサの種類と特性を示している。

(3) 酵素センサ

酵素センサは酵素固定化膜と電極を組み合わせて構成されるものである。すでにこれのうちのいくつかは実用化され，医療や食品などの分析に用いられている。

最近開発された酵素センサに，CODセンサ，サリチル酸センサ，GOT（グルタミン酸－オキザロ酢酸トランスアミナーゼ）及びGPT（グルタミン酸－ピルビン酸トランスアミナーゼ）の活性を測定するセンサ，リグニンセンサ，アスパラギンセンサ，蔗酸センサなどがある。また，酵素センサの原理を利用してタンパク質を測定する試みもある。すなわち，タンパク質をペプシンで加水分解したのち生成したチロシンを，固定化チロシナーゼと酸素電極を組み合せたチロシンセンサで測定し，回収率96～101%で血清中の全タンパク質を定量することが試みられている。

酵素センサの応用に関する研究も進められている。例えば，発酵槽中のグルコースのモニタリングに酵素センサを用いている。このセンサは発酵槽内のポリカーザネートの筒に入っており，この筒に緩衝液を移送しておき，滅菌する。バイオセンサでは酵素や微生物が用いられているため，滅菌することができない問題点があったがこれを解決している。

その他の酵素センサを多機能化して魚肉の鮮度や旨みを測定する試みも研究されている。魚肉中に含まれている核酸系化合物のうちイノシン酸は新鮮な魚肉中には多く，鮮度が低下するとこれが分解されて，イノシンやヒポサンチンになることがわかった。したがって，これらの三種類の化合物を多機能型酵素センサで計測すれば，これらの濃度から鮮度を推定できることがわかった。また，食品の旨み成分として知られているグルタミン酸ソーダ，グアニル酸，イノシ

表－5 微生物センサの特性一覧表

	微生物	固定化法	電気化学デバイス	安定性(日)	反応時間(分)	測定範囲(mg/l)
グルコース	P.fluoresens	包括法	酸素電極	14以上	10	$5\sim2\times10$
資化糖	B.lactofermentum	吸着法	酸素電極	20	10	$20\sim2\times10^3$
メタノール	未同定菌	〃	酸素電極	30	10	$5\sim2\times10$
エタノール	T.brassicae	〃	酸素電極	30	10	$5\sim3\times10$
酢酸	T.brassicae	〃	酸素電極	20	10	$10\sim10^3$
酪酸	C.butyricum	包括法	燃料電池	30	30	$1\sim3\times10^3$
グルタミン酸	E.coli	吸着法	炭酸ガス電極	20	5	$10\sim8\times10^3$
リシン	E.coli	〃	炭酸ガス電極	14以上	5	$10\sim10^3$
グルタミン	S.flava	〃	アンモニアガス電極	14以上	5	$20\sim10^3$
アルギニン	S.faecium	〃	アンモニアガス電極	20	10	10～170
アスパラギン酸	B.calaveris	〃	アンモニアガス電極	10	5	5×10^{-1} ～90
アンモニア	硝化菌	〃	酸素電極	20	5	5～45
イノシトール	S.cerevisiae	〃	酸素電極	－	60	$1\sim8\times10^2$
ニコチン酸	L.arabinosus	包括法	pH電極	30	60	$10^{-2}\sim5$
ビタミンB_1	(L.fermenti)	－	燃料電池	60	360	$10^{-3}\sim10^{-2}$
セファロスポリン	C.freundii	包括法	pH電極	7	10	$10^2\sim5\times10^2$
BOD	T.cutaneum	〃	酸素電極	30	10	$5\sim3\times10$
菌数	－	－	燃料電池	60	15	$10^6\sim10^{11}$ (個/ml)

ン酸を計測することにより，食品の旨み度を測定することができることも示されている。

(4) 免疫センサ

抗原は，対応する抗体と特異的に複合体を形成するので，この抗原抗体反応を巧みに利用した免疫分析法が開発されている。免疫分析法で，生体内の微量なタンパク質，ホルモン，薬物などを分析することができるが，はん雑な操作と時間を要する問題点があった。従来の免疫分析法ではB/F分離（免疫反応によって抗原抗体が結合しているものと，遊離のものとの分離）を必要とするが，これが課題となっており，これを必要としないセンサが望まれている。

(5) マイクロバイオセンサ

バイオセンサは以下に示す理由から，センサ本体は微小である方が良い場合が多い。

① 酸素などの生体触媒の使用が少なくてすむ。

② 試料量が微量でよい。

③ 生体内に埋込みできる。

④ 集積化しやすい。

バイオセンサのトランスデューサとして半導体素子や半導体の加工技術を用いて製作したマイクロ電極が注目され始めた。国内では，トランスデューサとしてイオン感応性電界効果型トランジスタ（ISFET）を用いたものが多い。

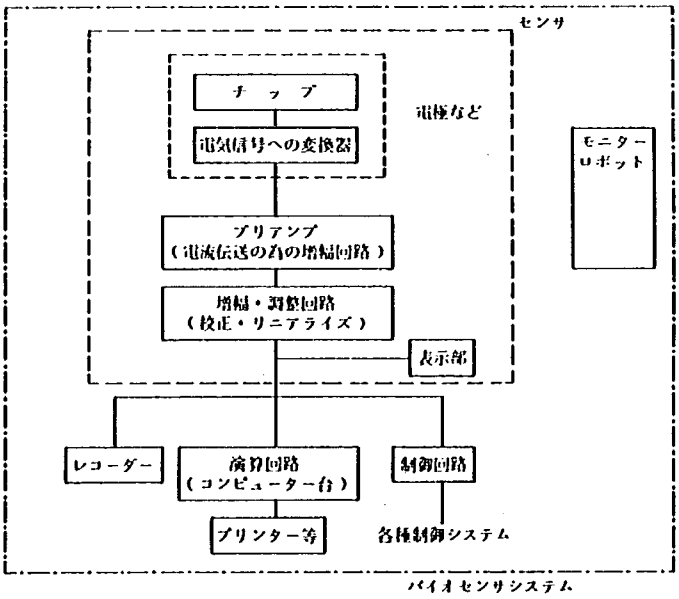
酵素－FETの集積化は多機能センサを開発するための1つの大きな目的であったが，すでに実現されつつある。酵素－FETのパイオニアであるJanataらは，酵素－ISFETの理論的考察を行っている。彼等は固定化膜内の拡散，Michaelis−Menten型酵素反応及び緩衝液の作用を考慮したモデルを展開み，センサの応答を解析している。そしてこれを実際にグルコースを計測する酵素FETとペニシリンを計測する酵素－FETに適用し，よく一致することを示している。

このような発展著しい半導体技術を背景に生まれてきたマイクロバイオセンサに対し，従来から生理学等の分野で使われてきたガラス微小電極を利用したマイクロバイオセンサもいくつか研究されている。

(6) バイオサーミスタ

バイオサーミスタは，酵素反応では一般に5～100kJ/moleのエンタルピ変化を生じることを利用し，固定化酵素と熱検出素子（サーミスタ）などから構成されている。

固定化酵素は，分子識別素子として用いられる。一般に固定化酵素を充填した



図－3 計器の標準的な構成図

バイオリアクタとサーミスタを分離する型式が，最も一般的に用いられる。すなわち，固定化酵素カラムに試料液を注入する。この試料液中に酵素の基質が含まれている場合，これが酵素の作用でカラム中で反応し，エンタルピ変化が生じるので，これをサーミスタで測定する。この場合，サーミスタを固定化酵素カラムの出口に１個設置すれば十分である。しかし，恒温槽を用いて反応系の温度を定常に保っているので，恒温槽の温度の変動を除去するために，２個のサーミスタを固定化酵素カラムの前後に設置する必要がある。

このセンサにはあらゆる酵素反応系が適用できるので，応用範囲が極めて広いのが特徴である。

(7) フォトバイオセンサ

発光を伴う化学反応や生物化学反応が知られている。この発光を指標として微量生体成分を分析することが可能である。

ルミノールと過酸化水素の混液に金属錯体や金属酵素を添加すると，ルミノールが発光することは以前から知られていた。過酸化水素は，各種の酸化酵素（オキシダーゼ）の作用で生成するので，オキシダーゼ反応とルミノールを組み合わせると，発光量を指標として基質類やオキシダーゼの活性測定が可能である。この原理に基づいて，グルコース，尿酸，コレステロール，Ｌ－アミノ酸，ヒポキサンチンなどが測定されている。固定化オキシターゼや固定化ウリカーゼを用いるセンサシステムも試作されている。

5. 開発目標の設定

(1) バイオセンサの構成

バイオセンサの研究開発における計器として標準的な構成を示したのが図－３である。電極などをセンサ本体とし，これにプリアンプや増幅調整回路などを組み込んだものをセンサと呼ぶ。モニターロボットとは，採水装置や沪過装置などを組み込んであり，センサと組み合せることにより，センサの自動測定化が可能になるような装置をいう。さらに，センサ，モニターロボ

表－６ 開 発 目 標

	設置場所	装置の大きさ	精 度	応答性	測定頻度	センサの寿命	耐久性	維持管理の難易	出力信号の有無
プロセス制御用 有機酸センサ	屋 内	○	○	○	連 続 又 は 半連続	1ヶ月	◎	◎	有 （制御） （記録）
水質監視用 アンモニアセンサ	屋 内	○	◎	○	連 続 又 は 半連続	1ヶ月	◎	◎	有 （記録）
ラボ用維持管理用 BOD センサ	屋 内	○	○	◎	手 動	1ヶ月	○	○	無くても良い
備 考	◎ 開発目標項目として重要 ○ 開発目標項目としてやや重要								

ット及び，制御システムなどを組み合わせたものを，ここではバイオセンサシステムということにする。

(2) 開発目標の設定

研究開発を行うセンサは，いずれも下水処理施設内で使用することを目的としており，計画作成に当っての最重点要因である電源の供給や風雨について，特に劣悪な条件を想定する必要はない。

また，全体的に周辺装置も含めたコンパクト化，センサの寿命は1ケ月程度，連続測定であることなどがほぼ共通の目標である。その他に個別センサの開発重点事項は以下のとおりである。

1). プロセス制御用有機酸センサ

下水の嫌気性処理，及び，下水汚泥の嫌気性消化において生成する有機酸を測定するのに応用するものである。従って，維持管理性や耐久性が特に開発において重要である。

2). 水質監視用アンモニアセンサ

下水処理水中のアンモニアの測定や，硝化プロセスにおけるアンモニアの監視などに応用するものである。従って，維持管理性，耐久性，及び精度が開発において重要である。

3). ラボ用維持管理用 BOD センサ

水処理プロセスの水質管理などに応用するもので，現行の BOD 測定に比べて迅速な応答性に特に重点をおいて開発を進める。

表－6は，本研究で開発するセンサの開発目標，あるいは，開発にあたっての考慮すべき項目を挙げたものである。

6. BOD センサの特性評価に関する実験

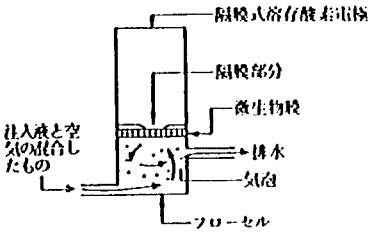
(1) BOD センサの原理

BOD センサに用いている微生物電極は，図－4のように隔膜式溶存酸素電極の隔膜に微生物膜を密着固定したもので，この固定化微生物膜を液体が通過するときに，液体中に有機物が存在すると，微生物が有機物を摂取し，呼吸量が高まることにより液体中の酸素を消費する。従って，有機物が存在しなければ呼吸量は少なく，酸素をほとんど消費しないことになる。この時の状態をベースとして，試料の微生物膜を通過した酸素量を溶存酸素電極で検出する。

本実験に用いた BOD センサは日新電機(株) BODA－1000型である。このセンサは，0.45μのポリフッ化ビニリデン膜に酵母 (Trichosopron cutaneum) を固定化したもので，溶存酸素電極としては，ガルバニ電池式隔膜電極を使用している。センサの応答性は，pH や水温に影響されるので，pH を7，水温を30℃にコントロールした。測定時間は，試料について10～20分，洗浄に40～50分を要する。

(2) 実験方法

実験は，BOD センサが種々の物質に対して，どのような応答性を示すかを明らかにするため，炭水化物，蛋白質，合成下水，実下水などを用いて，BOD センサと手分析による BOD 値の比較を行った。



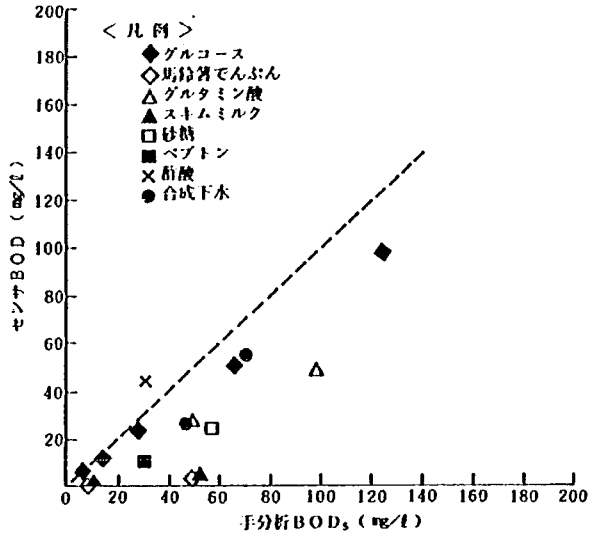
図－4 微生物電極の概要

(3) 実験結果

図－5は，グルコース，馬鈴薯でんぷん，グルタミン酸，スキム

ミルク，砂糖，ペプトン，酢酸，合成下水の計８種について，BODセンサと手分析で分析した結果を比較したものである。グルコース，グルタミン酸，酢酸については，手分析のBOD値に対してセンサの値は60～150%程度となっており，かなり良好な応答性を示すことがわかる。また，砂糖やペプトンについても，40%程度の応答性を示している。しかし，馬鈴薯でんぷん，スキムミルクについては，５～30%程度となっており，このBODセンサはこれらに対して応答性が悪いことを示している。

図－６は，実下水について，センサを用いて測定したBODと手分析による５日間BODの比較を示している。0.45μでろ過した試料では両者の値が良く一致している。しかし，SS分をホモジナイズ処理した試料については，センサのBODがかなり小さくなっている。このことは，BODセンサがSS成分に由来するBODをほとんど検知できないことを示している。



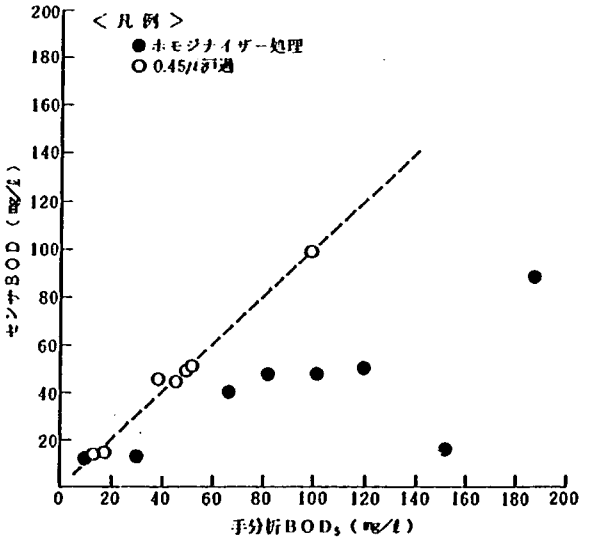
図－５　センサと手分析BOD値の比較

7.　まとめと今後の課題

生体反応を活用したバイオセンサを開発実用化し，環境計測，及び，排水処理プロセスの監視制御への応用を計っていくことを目的として，今年度からバイオセンサに関する研究を開始した。

今年度は，バイオセンサに関する技術資料の収集整理，理化学センサの現況と問題点の整理，バイオセンサ開発目標の設定，及び，BODセンサの特性評価に関する実験などを実施した。

次年度以降は，有機酸センサとアンモニアセンサについて試作品を製作し，その基本特性を把握するとともに，その改良を行う。BODセンサについては，固定化微生物の種類を変えてその応答特性を調べる予定である。



図－６　実下水を用いたセンサと手分析BODの比較

研究担当者

水質研究室　室　　長　安　中　徳　二
　　主任研究員　渡　部　春　樹

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. 研究目的

在来の排水処理においては，活性汚泥法に見られるようにある条件下で自然発生的に築かれる生物生態系を利用している。このような系では，ウィルス，細菌のような下等な生物系から菌類，そう類，原生動物，後生動物に至るまで極めて多様な生物種が系を構成しており，その多様性が故に排水処理プロセスとしての安定性が保持されていると言える。

しかしながら，プロセスとしての安定性とともに求められている効率の観点からすると，このような自然発生的に築かれた系においては必ずしも特異的な機能を持つ微生物に有利に働いているとは限らず，純粋系あるいはそれに近く制御された系では起こり得る生化学的反応も不可能になっている場合もある。

本研究では，このような特異的な微生物及び活性汚泥の中で優占的な地位を占めている細菌を分離同定して，様々な環境での代謝特性を把握することを目的としている。

2. 研究計画

水処理に係るある微生物を研究対象として取り上げた場合，その微生物に関する基礎的研究から応用研究を経て実用化に至る一連の標準的な研究フローを図－1に示す。

(0) 現状の認識，除去対象物質の把握

現在の下水処理プロセスにおける課題を把握し，除去すべき物質や解決すべき現象を明確にする。

(1) 目標菌種の選定

下水処理および汚泥処理における課題を解決するために有効と考えられる微生物（群）を選定する。

(2) 単離培養

目標菌種（群）の代謝特性等を研究解明するためには菌株を個々に取り出して培養しなければならない。その最も基本となるものが，目標菌株の単離培養手法である。培地の選定，培養条件の検討等を通じて微生物の分類と単離菌株の蓄積が主な作業である。

(3) 代謝特性の解明

次に単離菌株のそれぞれについて，栄養要求特性，毒物耐性特性等を検討する。この培養試験を通じて，種々の変異種の生成等があれば，その代謝性，プラスミドの有無，付加や消失等の特性も検討されるとともに，代謝機構が究明される。

(4) 大量培養法の確立

目標菌株を微生物工学的に利用し，菌株の能力を発揮させるためには，粋純系か混合系かにはかかわらず，一定規模以上の大量培養をする技術を確立しなくてはならない。ここでは，目標菌株の大量培養のための物理化学的因子等の基礎的培養条件の検討を行う。

(5) 純基質での連続培養

純基質を用いて目標菌株の連続培養を行い，純基質系における培養条件，代謝特性等の把握を行う。

(6) 固定化手法の検討

目標菌株に適した固定化方式を確立するための基礎的な研究として固定化材や固定化方法と目標菌株の活性の関係持続性等の検討を行う。

(7) 混合系での連続培養代謝特性の把握

混合系での連続培養実験を行い，開発された菌株の混合系での生存及び形質の安定性の把握検討を行うとともに，混合系での連続培養条件を明らかにする。

(8) バイオリアクターの開発に必要な基本的条件のとりまとめ

開発された菌株を実施設に応用していくためにリアクターの開発検討が行われねばならない。ここでは，このリアクター開発の一環として生じて来る培養条件等の適用範囲における各菌株の適応性や代謝特性に関して検討するものである。

(9) 保存方法の確立

単離された菌株の機能や利用方法の研究及び実際利用をするための基礎的技術としての菌株の保存方法を確立する。そして必要に応じて菌株の供給ができるようにする。

(10) 再活性化技術の確立

保存菌株は機能，活性とも眠った状態になっているため，実験研究及び実験応用に際して再活性化しなければならない。

ここでは保存菌株の再活性化手法の検討を行う。

(11) 有用機能の遺伝子情報の検討

排水処理に適した微生物又は有用物を産出する微生物は，それぞれ独特の遺伝子情報を持っている。これらの微生物の有用遺伝子を他の排水処理に適した微生物等の遺伝子に組み込んで有用種の開発を行うことが期待されている。ここでは，排水処理等に関与する微生物の有用機能の遺伝子情報に関する研究検討を行う。

(12) 有用微生物に関する生物学的技術情報のとりまとめ

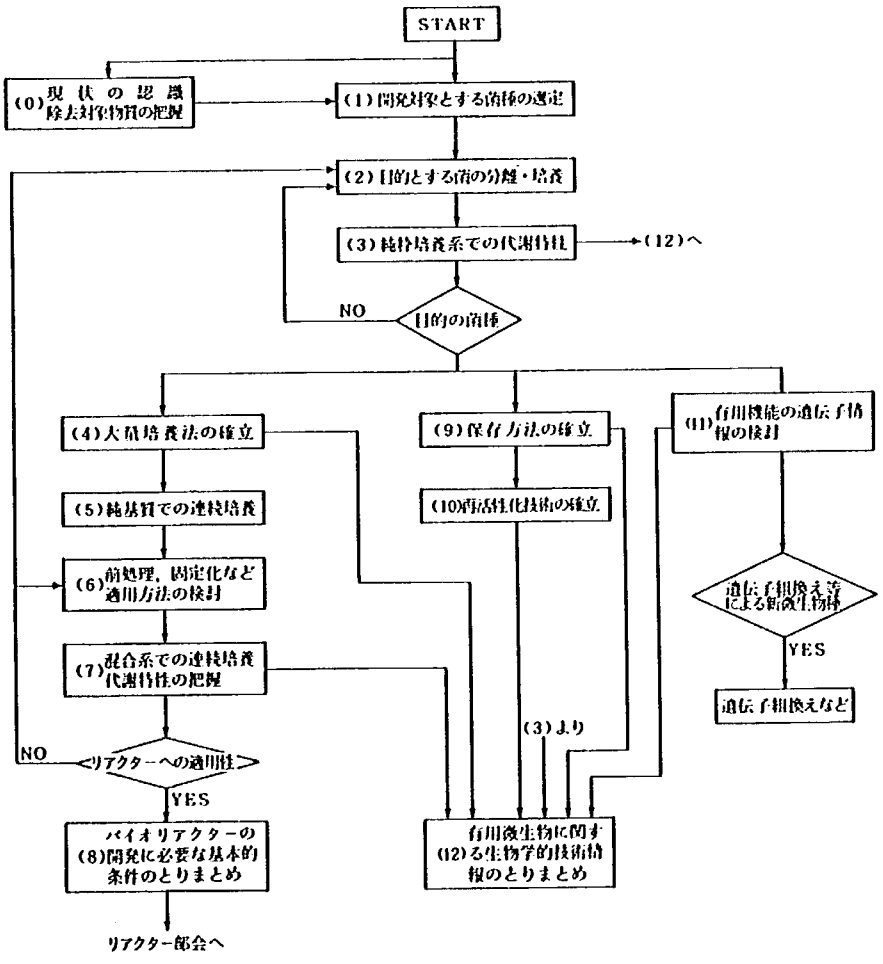
(1)～(11)までの研究成果について総合的に整理する。

3. 研究方法

今年度は，現行の下水処理システムの問題点を水処理プロセスと汚泥処理プロセスごとに，プロセスの経済性，信頼性，安定性，効率等の観点から整理，分類するとともに，その解決方法として可能性の高い微生物学的なアプローチについて検討した。次に，検討結果にもとづき，本プロジェクトで開発すべき微生物種を列挙し，解決すべき問題点の重要性や緊急性，解決方法として考えた微生物開発の技術的な実現可能性を考慮して，研究開発の全体計画を作成した。

4. 研究成果

現行の下水処理システムの問題点と課題を解決するための具体的目標と研究対象は，表－１に示すとおりである。下水処理システムは，水処理と汚泥処理に大別し，それぞれ，経済性の問題，信頼性や効率などの問題，既存技術では解決困難な問題の３つの類型に問題は分類された。この問題の類型にしたがって，具体的な事例をあげ，現状と開発目標を示した。また，解決のアプローチは，①既存プロセスの改良，②他分野からの技術導入，③未利用微生物の適用手法の開発，④遺伝子操作技術の応用の４つに分類し，解決手法をまとめた。解決のアプローチのうち，バイオテクノロジーに関連するものについては，具体的な研究対象を示した。さらに，技術的な実現可能性や問題の解決に対するニーズの高さを考慮して研究開発の優先度を決め，優先度の高いものから研究開発に着手することとした。



図－１　酵素・微生物バンクの開発標準フロー

（有用微生物の代謝特性，適正条件に関する研究開発フロー）

表－1　研究開発の目標と対象（その１）

部門	問題の型	具体的問題，課題	現況と目標	アプローチ (Ⅰ) 既存プロセスの改良	アプローチ (Ⅱ) 他分野から技術導入	アプローチ (Ⅲ) 未利用微生物の適用手法の開発	アプローチ (Ⅳ) 遺伝子操作技術の応用	研究対象	優先度
水処理	経済性の問題	1)水処理の省エネ化	①エアレーションタンクでは流入下水に対し４～５倍の曝気を行い相当の電力を消費している。曝気の効率化を図る。	①溶解効率の良い曝気方式の開発				①対象外	
			②曝気の必要のない嫌気的処理方式により，省エネルギー化を図る。		①脱窒菌の応用で結合酸素を利用してBODを除去する。（N除去も可能）			①脱窒菌の代謝特性	A
					②嫌気性処理プロセスの導入（嫌気性ろ床等の効率化）			②対象外	リアクター部会
						③硫酸還元菌等の応用で結合酸素を利用してBODを除去する。（H_2S酸化方法の検討）		③硫酸還元菌	B
		2)資源回収	①下水処理水は大部分がそのまま放流されている。直接再利用できる水質を確保し，水資源として利用する。	①N除去プロセスの効率化				①高効率の硝化菌，脱窒菌	A
			②飼料等の生産に下水中のNPの利用を図る。		①処理水による水耕栽培			①水耕栽培	C
							②細胞融合等	②細胞分化の制御	C
			③汚泥の利用					（別記）	—
		3)施設のコンパクト化	①一般にMLSS濃度は1200～1600mg/ℓである。微生物濃度を２～３倍に高め，BODの容積負荷を高める。		①固定化技術による微生物の高濃度化			①対象外（発酵工業等の技術の導入）	リアクター部会
			②活性汚泥法のBOD－MLSS負荷には0.3kgBOD/kgMLSS・日である。活性の高い活性汚泥を開発し容積負荷を高めて施設のコンパクト化を図る。			①高活性微生物の探索		①高活性微生物の育種	B

表－1　研究開発の目標と対象（その２）

部門	問題の型	具体的問題，課題	現況と目標	アプローチ (Ⅰ) 既存プロセスの改良	アプローチ (Ⅱ) 他分野から技術導入	アプローチ (Ⅲ) 未利用微生物の適用手法の開発	アプローチ (Ⅳ) 遺伝子操作技術の応用	研究対象	優先度
水処理	信頼性・安定性・効率の問題	1)処理水BODの安定化	①処理水質の測定にあたり硝化菌によるNH_4-Nの硝化のためいわゆるBODが高くなる。硝化を進める。					別記（N除去参照）	―
			②固液分離が不完全でSS性BODが高くなる。バルキングやピンフロックの流出等の防止を図る。	①硫黄細菌，放線菌等の制御				①糸状性微生物等の生育環境発生要因の究明と制御	B
				②固液分離プロセスの改善（物理化学的対応）				②対象外	リアクター部会
						③凝集微生物の開発により，バルキングの防止を図る。		③凝集微生物の探索	B
						④放線菌スカムの原因となるミコール酸を分解する菌の探索		④ミコール酸分解菌	C
		2)難分解性有機物の除去	①生下水のCOD/BODは50%程度であるが，２次処理水では100～350%になり，難分解性有機物が残留する。難分解性有機物の分解の促進を図る。	①物理化学的対応				①対象外	―
						②難分解性有機物分解菌の探索		②難分解性有機物分解菌の探索	B
							③難分解性有機物分解能の既応生物への付加	③遺伝子操作	C
			②微量化学物質の分解			①微量化学物質分解菌の探索		①微量化学物質分解菌の探索	A
		3)N除去	①現行２次処理では，T－N除去率は20～30%である。曝気槽での硝化脱窒の促進を図る。	①生物学的硝化脱窒法の改善				①硝化菌，脱窒菌の代謝特性機構の研究	A
						②O_2分圧の高い条件で脱窒する菌の探索		②脱窒菌の育種的研究（硝化菌，脱窒菌の共存系の開発）	C
							③硝化菌，脱窒菌の細胞融合	③細胞融合	C

表－1　研究開発の目標と対象（その3）

部門	問題の型	具体的問題，課題	現況と目標	アプローチ (Ⅰ) 既存プロセスの改良	アプローチ (Ⅱ) 他分野から技術導入	アプローチ (Ⅲ) 未利用微生物の適用手法の開発	アプローチ (Ⅳ) 遺伝子操作技術の応用	研究対象	優先度
水処理		4)P除去	①2次処理水中のT-Pは2.5 mg/l程度である。さらにリン除去の効率化を図る。	①P過剰摂取細菌群の利用				①脱リン菌の代謝特性研究	A
						②酒類の利用（N.P除去）		②酒類の高濃度培養	B
	既存技術では解決困難な問題	1)色度の除去	①2次処理水の色度が直接再利用等の際，問題となるので脱色を図る。	①物理化学的対応				①対象外	—
						②脱色菌の利用		②脱色菌の探索	B

表－1　研究開発の目標と対象（その４）

部門	問題の型	具体的問題，課題	現況と目標	アプローチ (Ⅰ) 既存プロセスの改良	アプローチ (Ⅱ) 他分野から技術導入	アプローチ (Ⅲ) 未利用微生物の適用手法の開発	アプローチ (Ⅳ) 遺伝子操作技術の応用	研究対象	優先度
汚泥処理	経済性の問題	1)消化槽の省エネ化	①メタン菌の最適温度は35℃～55℃であり，加温消化が多く採用されている。加温エネルギーの低減を図る。	①断熱材等の改良 ②消化日数の減少		③低温メタン菌の利用	④低温菌へのメタン発酵能の移植	①対象外 ②リアクター部会 ③低温メタン菌の分離培養，代謝特性 ④遺伝子操作	－ － B C
		2)資源回収 ガス回収	①下水汚泥の消化日数は10～30日，消化率は50%程度である。嫌気性分解，消化率を高めメタン回収率を上げる。		①固形物の物理化学的な分解（熱分解等） ③酵素利用によるメタン回収率の向上	②固形物可溶化細菌の利用		①対象外 ②固形物可溶化細菌群 ③脂質分解酵素，炭水化物分解酵素，蛋白質分解酵素	－ A C
			②消化汚泥中には高濃度のN，Pが含まれており，返流水を通じて水処理に悪影響を与える。これらのN，Pを利用し，有用資源を回収する。	①物理化学的処理	②光合成細菌の利用	③クロレラの利用 ④N，P蓄積量の多い微生物の開発と利用		①対象外 ②光合成細菌 ③クロレラの利用 ④微生物探索	A C B
		重金属除去	③下水の重金属の多くは汚泥中に移行し汚泥中の重金属濃度が高くなる。その重金属を回収，利用又は，重金属濃度の低い汚泥をつくる。		①バクテリアリーチング	②重金属濃縮菌による分離		①重金属耐性のある硫黄細菌など ②耐性菌 Zn，Cd ……	B A
		汚泥コンポスト	④下水汚泥の緑農地利用へのネックは重金属の存在と取扱性の悪さにある。重金属濃度の低いコンポストを生産する。	①コンポスト技術の改良 ②機械的造粒	③重金属の除去（バクテリア・リーチングと同じ）			①コンポスト菌群 ②対象外 －	C －
		その他の有用物の回収	⑤ビタミン等の有用化合物の生成，回収を図る。		①ビタミン生成菌等の応用	②微生物探索		①有用物生産菌の利用 ②有用微生物の開発	C C

表－1　研究開発の目標と対象（その5）

部門	問題の型	具体的問題，課題	現況と目標	アプローチ (Ⅰ) 既存プロセスの改良	(Ⅱ) 他分野から技術導入	(Ⅲ) 未利用微生物の適用手法の開発	(Ⅳ) 遺伝子操作技術の応用	研究対象	優先度
汚泥処理	信頼性・安定性・効率の問題	1)汚泥の減容化	①現状の消化槽は，投入汚泥有機物の50%程度しか分解できない。 その分解率を向上させ減容化を図る。			①固形物可溶化菌の利用		①固形物の可溶化細菌	A
					②酵素等の利用で汚泥の可溶化とメタン発酵等の促進を図る。			②可溶化酵素	C
		2)メタン発酵の安定化	①メタン菌は重金属等の影響を受けるので，耐性菌の開発で，より安定化を図る。			①重金属耐性菌の探索		①微生物探索	C
							②重金属耐性遺伝子の組み込み	②遺伝子操作	C
		3)脱水性の向上	①凝集性の改善により脱水性の向上を図る。			①凝集菌，バイオポリマー生成菌		①凝集微生物探索	B

研究担当者

下水道研究室	室長	中村栄一
	主任研究員	河井竹彦
	研究員	落修一
		小沢登
三次処理研究室	室長	佐藤和明
	研究員	小越真佐司
汚泥研究室	室長	京才俊則
	研究員	櫻井克信
水質研究室	室長	安中徳二
	主任研究員	渡部春樹
		小森行也

3.2 酵素・微生物バンクの開発
3.2.2 酵素・微生物の保存および大量培養に関する研究

1. 研究目的

高濃度微生物による排水処理施設のコンパクト化，直接酵素利用法，有価物の回収などを支援するためにはそれらに関与している酵素・微生物の保存法と大量培養法の技術を確立しておく必要がある。このため保存法実験によって最適保存法を確立するための研究と，酵素・微生物の活性に関与する物理・化学的因子等を検討し大量培養法を開発するための研究を実施する。

2. 研究計画

2.1 大量培養法の確立

目標菌株を微生物工学的に利用し，菌株の能力を発揮させるためには，純粋系か混合系かにはかかわらず，一定規模以上の大量培養をする技術を確立しなくてはならない。ここでは，目標菌株の大量培養のための物理化学的因子等の基礎的培養条件の検討を行う。

2.2 保存法の確立

単離された菌株の機能や利用方法の研究及び実際利用をするための基礎的技術として菌株の保存方法を確立する。そして必要に応じて菌株の供給ができるようにする。

2.3 再活性化技術の確立

保存菌株は機能，活性とも眠った状態になっているため，実験研究及び実験応用に際して再活性化しなければならない。その為，様々な環境因子と再活性化との関係を把握し，最適の再活性化技術を確立する。

3. 研究方法及び結果

3.1 活性汚泥中の細菌

活性汚泥中に生棲する細菌を分離して，その代謝特性及び様々な保存法を適用して，分離した菌の保存を行った。

分離培地，選択培地ともに遠藤培地を用い，35℃で1～5日の培養を行った。分離した菌種の特性を表1に示す。

No.2とNo.6とは同一の菌種と考えられるが，No.9とこれらとはアルギニン反応性のみが異なっている。また，No.3,5,8,10も同一の菌種と考えられる。従って，種としては6種の細菌が分離されているが，このうち同定できるものは，No.2,6が枯草菌，No.4がAcinetobactorの2種のみであり，他は別の試験方法が必要である。

これらの6種については，真空凍結乾燥による保存を実験中であり，4℃の冷蔵庫で液体培地及び重層寒天培地での保存が行われている。

表1　活性汚泥から分離した菌の特性

	ノトの硝酸塩	クラム染色	トリプトファンデアミラーゼ	H_2S	エクスリン	PPA	インドール	VP	クエン酸	リシン	アルギニン	オルニチン	ONPG	尿素	マロン酸	アドニット	イノシット	ラフィノース	ラムノース	ソルビット	白糖	マンニット	アラビノース	運動性
No.1		+	−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	−	−	+	−
No.2	+	+	−	−	+	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+
No.3			−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	+	−	+	−
No.4		−	−	−	+	−	−	−	−	+	−	−	+	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−
No.5		−	−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	+	−	+	−
No.6	+	+	−	−	+	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+
No.7	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	−	−	+	−
No.8		−	−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	+	−	+	−
No.9	+	+	−	−	+	−	−	−	−	−	+	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	−	+
No.10	−	−	−	−	−	−	−	−	+	−	+	−	+	−	+	−	−	−	−	−	+	−	+	−

3.2　好アルカリ性細菌の集積培養

3.2.1　好気性・好アルカリ性細菌の集積培養

植種源　埼玉県中川処理センター活性汚泥

基　質　埼玉県中川処理センター最初沈殿池引抜き汚泥

pH　Na_2CO_3溶液にてpH 10.5に調整

培養法　500mℓ用三角フラスコに100mℓ培養液を入れ，100 rpm で回転振盪培養

温　度　室　温

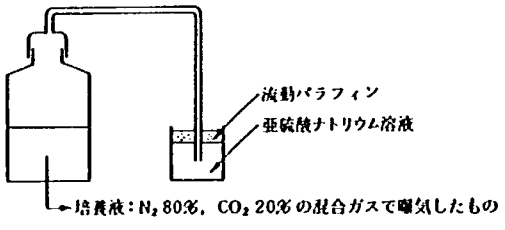
3.2.2　嫌気性・好アルカリ性細菌の集積培養

植種源　埼玉県中川処理センター嫌気性消化汚泥

基　質　埼玉県中川処理センター最初沈殿池引抜き汚泥＋酢酸－Na（3g/ℓ）

pH　Na_2CO_3溶液にてpH 10.5に調整

培養法　300mℓの嫌気性培養ビンにて静置培養



温　度　30 ～ 35℃

3.2.3　好アルカリ性細菌の分離用培地

Eeast extract	0.5g	KH_2PO_4	0.5g
Peptone	2.0g	Na_2CO_3	10.0g
Glucose	1.0g	Ager	15 g
K_2HPO_4	1.0g		

Tap water　1 ℓ

PH　10.5

オートクレーブ：121℃——→15min

3.2.4　好気性・好アルカリ性細菌の分離保存

集積培養したものを寒天培地に植種して分離した。その結果活性の良い白色コロニーと黄色コロニーが出現し，それぞれのコロニーを６回植継ぎ純粋化を図った。

分離，純粋化したコロニーは斜面寒天培地へ植継ぎ，４℃の冷蔵庫にて保存してある。

3.2.5　嫌気性・好アルカリ性細菌の分離保存

集積培養したものを寒天培地に植種して分離した。使用した寒天培地は次のものである。

好アルカリ性細菌分離用培地（上記４）――→（ＡℓＫ）

メタン生成細菌分離用基礎培地＋酢酸－Na（１％）＋炭酸－Na（１％）＋Ager（1.5％）――→（ＡℓＫ－Ａ）

ＡℓＫとＡℓＫ－Ａの培地に出現した活性の良いコロニーを６回程植継ぎ，純粋化を図った。

純粋化した細菌は，40mℓのCulture bottleにより30℃で液体培地にて培養してある。

液体培地は，活性汚泥のアルカリ処理エキス（pH 10.5）　＜ＡℓＫ－Ａ・Ｓ＞

好アルカリ性細菌分離用培地から寒天を除いたもの　＜ＡℓＫ＞

メタン生成細菌分離用基礎培地に適用したものから寒天を除いたもの　＜ＡℓＫ－Ａ・Ａ＞

の３種類であり，これらの液体培地にはＡℓＫとＡℓＫ－Ａの寒天培地から分離した細菌（コロニー）を次のように植種した。

コロニー（分離した寒天培地）	植種した液体培地
（ＡℓＫ）	＜ＡℓＫ－Ａ・Ｓ＞と＜ＡℓＫ＞
（ＡℓＫ－Ａ）	＜ＡℓＫ－Ａ・Ａ＞

メタン生成細菌分離用基礎培地

$NaHCO_3$	3.5 g
NH_4Cl	0.75 g
K_2HPO_4	0.4 g
$Na_2S \cdot 9H_2O$	0.25 g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.2 g
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	50 mg
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	3 mg
$MnSO_4 \cdot 4 \sim 6H_2O$	1 mg
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5 mg
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 mg
H_3BO_3	0.1 mg
Ager	15 g

Distilled water　1 ℓ

pH　7.5

3.3　紅色排硫黄細菌の集積培養

3.3.1　Rhodopseudomonas属の分離用基礎培地

NH_4Cl	1.0 g	
K_2HPO_4	0.2 g	
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.2 g	Distilled water　1 ℓ
NaCl	1.0 g	
無機塩類	10 mℓ	
5 % − $NaHCO_3$	20 mℓ	

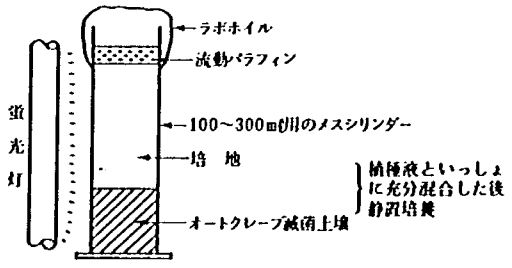
無機塩類

$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	5　mg	
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.05 mg	
H_3BO_3	1　mg	Distilled water　1 ℓ
$MnSO_4 \cdot 4 \sim 6H_2O$	0.06 mg	オートクレーブ　121℃−20 min
$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	1　mg	
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.4　mg	

$NaHCO_3$は，5%溶液を沪過滅菌後，その20mℓ を他のオートクレーブ滅菌した培地と無菌的に混合する。

3.3.2　Rhodopseudomonas属の第１次集積培養法

培地：基礎培地＋酢酸－Na（3g/ℓ）＋酵母エキス（0.1g/ℓ）



必要ならば本法により２～３回集積培養を繰り返す。（温度：30℃）

3.3.3　Rhodopseudomonas属の第２次集積培養法

第１次集積培養に培養液を次の培地に植種し，試験管等で嫌気的に密閉した条件下で30℃で蛍光灯を照射しながら培養する。

1）Rhodopseudomonas *palustris* と *capsulata* の集積培養用培地

$$\text{（基礎培地）} + \left\{ \begin{array}{l} \text{ビタミン} B_1 \\ \text{ニコチン酸} \\ \text{p－アミノ安息香酸} \\ \text{ビオチン} \end{array} \right\} + \underset{(2g)}{(\text{Na－Propionate})} \Longrightarrow \text{A}$$

〈各 10mg〉

〔基礎培地〕＋〔p－アミノ安息香酸〕（10mg）＋〔Na－thiosulfate or Ethanol〕（2g）⟹B

〔基礎培地〕＋〔ビタミンB_1 ニコチン酸 ビオチン〕（各 10mg）＋〔Glucose〕（2g）⟹C

A培地で集積培養を繰り返すと培養液は R. *palustris* と R. *capsulata* で占められるようになる。

その後，A培地の培養液をB培地に植種して集積培養を繰り返すと R. *palustris* が優先種となり，B培地組成の寒天培地にて分離純粋化が可能となる。

又，A培地の培養液をC培地にて集積培養を図ると R. *capsulata* が優先種となり，同様に寒天培地で純粋化が可能である。

現在は，A培地で集積培養を図っている段階である。

2） Khodopseudomonas *sphaeroides* の集積培養用培地

〔基礎培地〕＋〔ビタミンB_1 ニコチン酸 ビオチン〕（各 10mg）＋〔Na－tartarate〕（2g）

第1次集積培養した培養液を本培地に植種し，集積培養を繰り返した後，寒天培地にて分離，純粋化する。

現在は集積培養中である。

3.3.4 Khodopseudomonas 属分離用試料

現在分離中（第2次集積培養中）のものは下記試料を植種源としたものである。

- 湖北総合実験施設　ドレーン模型G（嫌気性処理）の沈殿部生物膜
- 那覇市ガーブ川　ダイエースーパー前底泥
- 那覇市潮渡川　夫婦橋底泥
- 那覇市久茂地川　泉崎橋底泥
- 沖縄市比謝川　知花橋底泥

3.4 硫酸還元細菌の集積培養と分離

3.4.1 硫酸還元細菌用基礎培地

K_2HPO_4	0.5 g
NH_4Cl	1.0 g
Na_2SO_4	1.0 g
$CaCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 g
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.2 g

$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.1g		Tap water 1ℓ
※1%－チオグリコール酸ナトリウム	10mℓ		pH 7.1～7.4
※1%－アスコルビン酸ナトリウム	10mℓ		オートクレーブ 121℃－15min
※※酵母エキス			

※事前に1%溶液を作り，オートクレーブ滅菌したものを他の滅菌培地に混合する。

※※少量の酵母エキスは，発育を促進するが，多量に用いると基質となるので注意する。

3.4.2 硫酸還元細菌の集積培養

培　地：基礎培地に乳酸を入れたもの，酢酸を入れたもの，プロピオン酸を入れたもの，n－酪酸を入れたものをそれぞれ独立に作る。

各酸はNa塩として，3g/ℓになるよう混合する。

培養法：各培地を試験管等に分注し，試料を植種する。

植種した試験管は，嫌気的に密閉した容器に入れ，30℃で静置培養する。このとき密閉容器には，硫化水素対策として酢酸鉛含有沪紙をいっしょに封入する。

酢酸鉛沪紙は，$Pb(CH_3COOH)_2$の10%溶液に沪紙をひたして乾燥させて作る。

3.4.3 硫酸還元細菌の分離

集積培養に用いた培地組成で寒天培地を作り，それぞれ乳酸，酢酸，プロピオン酸，n－酪酸等を利用する硫酸還元細菌を分離し，純粋化する。

このときの培地には，30℃で培養する場合は寒天15g/ℓを，20℃以下で培養する場合には12g/ℓの寒天を用いる方が良い。

3.4.4 硫酸還元細菌分離用試料

現在分離中のものは下記試料を植種源としたものである。

那覇市ガーブ川　ダイエースーパー前底泥

那覇市潮渡川　夫婦橋底泥

那覇市久茂地川　泉崎橋底泥

沖縄市比謝川　知花橋底泥

鹿児島市南部下水処理場　最初沈殿池汚泥

現在は，寒天培地にて分離中である。

集積培養した培養液は，試験管（10mℓ用）にてゴムキャップ密栓して4℃冷蔵庫で保存してある。

3.5 硫黄酸化細菌の集積培養

3.5.1 硫黄酸化細菌の集積培養

硫黄酸化細菌は，無機塩培地をベースに利用する硫黄の存在形態を持つ硫黄を利用することが可能でもあることに注意する。

培地：（基礎培地）＋
- （$Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$（5g））→ チオ（pH 4.5～5.0）
- （$K_2S_2O_7$ （5g））→ ピロ（pH 2付近）
- （$Na_2S \cdot 9H_2O$ （5g））→ リ （pH 7.0～7.5）
- （So （5g）（硫黄粉末））→ イ （pH 4.5～5.0）

培養法：300～500mℓ用三角フラスコに50～100mℓの植種，培養液を準備し，100～120rpmで回転振盪培養を図る。

温　度：室温又は30℃

集積培養中に培養液が白濁し，又はpHの変化等が確認されたら，新しい培地にて集積培養を繰り返す。

3.5.3　硫黄酸化細菌の分離・純粋化

現在，Soを用いた寒天培地は作れず，分離用寒天培地の開発が必要である。

Soを硫酸イオンにまで酸化する細菌は，チオ硫酸ナトリウム塩の寒天培地により分離が可能かもしれない。但し，So培地にて十分な繰り返しの集積培養を図った後に適用した方が良いだろう。又，ピロ硫酸についても同様の可能性があるが，培地を作る段階でのpHに注意する必要がある。

S^{2-}を酸化する細菌は，たぶん直接的にはベギアトア等のイオウ細菌によりSoの形まで菌体内或は菌体外に酸化・蓄積するものと思われ，これを含んだ培地ではベギアトアが優先種として分離される可能性が有る。

3.5.4　硫黄酸化細菌分離用試料

現在分離中のものは，下記試料を植種源として30℃で集積培養を図っているものである。

取手市戸頭終末処理場　生物二段処理実験装置　二段目脱窒槽№1生物膜集積培養培地――チオ，ピロ，リ，イ

沖縄県伊佐浜下水処理場　南系大山ポンプ場出口近くマンホールコンクリート壁
鹿児島市南部下水処理場　プリエアレーションタンク　コンクリートフタ
鹿児島市南部下水処理場　最初沈殿池カキ寄機（歯車）付着汚泥
鹿児島市南部下水処理場　最初沈殿池壁
　　集積培養培地 ― リ，イ

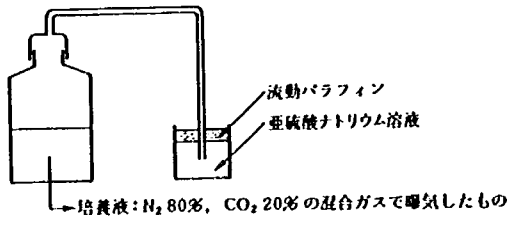
3.6　メタン生成細菌の集積培養

植種源　埼玉県中川処理センター嫌気性消化汚泥

基　質　埼玉県中川処理センター最初沈殿池引抜き汚泥＋酢酸－Na（3g/ℓ）

pH　7.0

培養法　300mℓの嫌気性培養ビンにて静置培養（30～35℃）



3.6.1　メタン生成細菌の分離・保存

メタン生成細菌の分離は，水素供与体にメタノールを用いた場合とエタノールを用いた場合について行う。

3.6.2　メタン生成細菌分離用基礎培地

$NaHCO_3$	3.5 g	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	50mg
NH_4Cl	0.75 g	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	3mg
K_2HPO_4	0.4 g	$MnSO_4 \cdot 4 \sim 6H_2O$	1mg
$Na_2S \cdot 9H_2O$	0.25 g	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5mg
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.2 g	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1mg
		H_3BO_3	0.1mg

Ager　15g

Distilled water　1 ℓ　　pH 7.5

オートクレーブ　　121℃−15min

3.6.3　メタン生成細菌分離用選択培地

〔基礎培地〕＋ ｛メタノール（1％）｝ ⟶ (M)
　　　　　 ｛エタノール（1％）｝ ⟶ (E)

集積培養した培養液を上記(M)，(E)の培地に植種し，数回の植継ぎを行い純粋化を図った。

3.6.4　分離した細菌の保存

(M)，(E)培地で純粋化したコロニーを下記液体培地に植種し，30℃で培養保存した。培養器は，Culture bottle 40mℓ用を用いた。

液体培地：〔基礎培地〕＋ ｛〔メタノール（0.3％）〕｝—〔Ager〕⟶ (M)培地出現コロニー用
　　　　　　　　　　 ｛〔エタノール（0.2％）〕｝⟶ (E)培地出現コロニー用

メタン生成細菌として分離・純粋化を図ったが，メタンの生成の確認は行っていない。従って現時点では，嫌気性のメタノール利用細菌とエタノール利用細菌を分離・純粋化していることになる。

3.7　嫌気性セルロース分解菌の分離用培地

ここでは，Omeliansky の培地にて集積培養を図り，次に同培地組成を参考に可溶性セルロース，或いはパウダーセルロース等を用いて寒天培地を作り本細菌の分離，純粋化を試みる。

Omeliansky の培地

$(NH_4)_2SO_4$	10 g		
K_2HPO_4	1 g		
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5 g	Distilled water	1 ℓ
$CaCl_2$	2 g	pH	7.3
NaCl	trace		

※沪　紙

※沪紙は，東洋沪紙No 2を短冊に切って用いることとする。

3.7.1　嫌気性セルロース分解菌の集積培養

Omeliansky の培地を10mℓ用試験管に10mℓずつ分注し，試料を 10^0，10^1，10^2，10^3倍に希釈したものをそれぞれその1mℓずつを植種する。

植種した試験管は30℃にて嫌気的に静置培養し，沪紙の変化をみる。沪紙が変色し，破壊されてきたならばセルロース分解菌がその沪紙に生息していることになる。

破壊された沪紙の近傍を分取し，新たな培地にて集積培養を行う。できれば大量のセルロース分解菌が優先して生息しているような集積培養法を考案する。

3.7.2　嫌気性セルロース分解菌分離用試料

現在分離中のものは下記試料を植種源としたものである。

- 那覇市ガーブ川　タイエースーパー前底泥
- 那覇市潮渡川　　夫婦橋底泥
- 那覇市久茂地川　泉崎橋底泥
- 鹿児島市南部下水処理場　最初沈殿池汚泥

現在は，試験管にて第１次の集積培養中である（30℃）。

研究担当者

下水道研究室	室長	中村栄一
	主任研究員	河井竹彦
	研究員	落修一
		小沢登

4．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　中村　栄一
研究員　落　修一
研究員　樽原　隆

1. はじめに

1.1　研究の目的

本研究は，下水管渠，都市下水路の流雪溝としての利用，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およびその解決を目的としている。

1.2　研究の背景

雪で重く閉ざされた積雪地帯の冬期では，輸送機関が停滞し，生産消費活動が鈍化し，市民の行動も拘束される。しかし生活水準の向上，需要の多様化により，強力かつきめ細かな諸サービスが要求されるようになってきた。また，「利雪」，「親雪」といった用語にもみられるように，雪で不自由な中においても市民の活動の要求は強いものがある。一方，道路の除排雪レベルが向上するにつれ，街区内の生活道路においても幹線道路同等の水準を求める声が高まっている。また，除排雪技術に関しては，従来手法の改良，発展とともに，新手法の開発が望まれている。

このような中で，ここ数年来，下水道を利用した除排雪技術が注目され，数々の市町村で検討がおこなわれている。建設省でも昭和60年度より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，青森市で，下水処理水を水源として用いた流雪溝が作られている。

1.3　研究の方法

60年度は，以下の調査を行った。

(1) 下水道施設利用実態調査—豪雪地帯かつ下水道を有する372の道府県，市町村にアンケートを依頼し，下水道の除排雪利用の実態を明らかにした。

(2) 水量，水質変動調査—寒冷地の5箇所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の検討を行った。

(3) 生物処理への水温低下の影響調査を行った。

2. 60年度の調査内容

下水道を除排雪に利用する際，考えられる手法を以下に示す。

1）管渠，都市下水路の水路としての利用（図1）

2）下水処理水の利用　（図2）

・流雪溝の水源としての利用
・散水消雪水としての利用
・ヒートポンプの熱源としての利用

それぞれの方法の利点，問題点を表1にまとめる。

表1　下水道の除排雪利用の利点と問題点

	水路利用	処理水利用
利点	・管渠の場合、街路まで管が入っておりアクセスが容易	・高い水温 ・比較的安定した流量供給
問題点	・道路の中心に敷設されている管渠の場合投雪が困難 ・合流管、分流汚水管の場合、生物処理への悪影響 ・分流雨水管、都市下水路の場合、稀時水量の確保 ・管径による投雪量の制限	・水利権変更 ・放流先の設定 ・異常時の水量、水質水温の安定

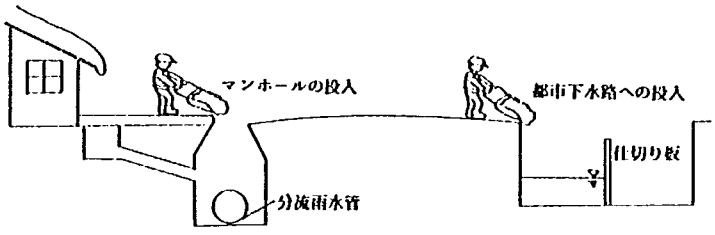


図1　下水道の除排雪利用―管渠，都市下水路の水路としての利用

2.1　下水道施設利用実態調査

この調査は，下水道利用技術の検討に先立ち，既存の下水道を利用した除排雪の実体把握のため行われた。アンケートの発送先は，国土庁指定の豪雪地帯に含まれる24道府県およびその下の市町村のうち，下水道施設を有する24道府県，348市町村である。表2は，アンケート調査票の発送，回送状況と，下水道施設利用状況をしめす。アンケートの質問事項は，以下の通りである。

1. 合流管　への投雪について
2. 分流汚水管　への投雪について
3. 分流雨水管　への投雪について
4. 都市下水路（暗渠）への投雪について
5. 都市下水路（開渠）への投雪について
6. 下水処理水の利用について（処理場内）
7. 下水処理水の利用について（処理場外）

アンケートの結果を表3～6にまとめる。

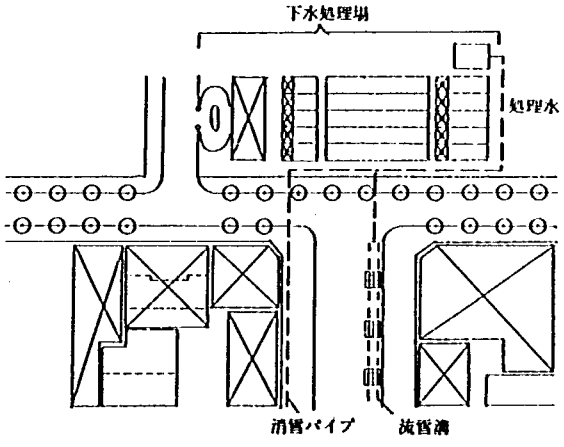


図2　下水道の除排雪利用―下水処理水の利用

＜アンケート結果の補足＞

管渠，都市下水路への投雪について―後述の水温影響調査からもわかる通り，投雪に伴う下水処理場流入水水温の低下は，生物の基質除去活性を弱め，処理性の悪化につながるため，合流管，分流汚水管への投雪を禁じている市町村が多い。アンケートで合流管への投入を行っていると記した長岡市の場合は，降雪時に住民が止むをえずマンホールを開けて投雪しているが水量に比べて投雪量はわずかである。又，地下水を汲み上げて消雪をおこなっており，処理場への流入水は晴天時の2倍以上になるが，処理に悪影響は出ていない。分流式雨水管への投雪の場合は，河川水や地下水の他には，雑排水や接続している流雪溝水が水源となっている。

表2　アンケートの回収状況，下水道施設利用状況

	発送数	回収数	下水道施設を利用している自治体数	同（処理場内の利用を除く）
道府県	24	22	1	0
市町村等	348	303	31	19

表3　下水管渠への投入実施例

道府県	市町村	合流分流	投入口の間隔と数	管径 (mm)	投入口寸法 たて×よこ 深さ(cm)	下水量 (m³/分) 水温	最上流点投入雪量 (m³/分)	総投入雪量 (m³/日)	投入時間 投入時間	投入口1コ当りの投入結果 道路 m² cm → cm 歩道 m² cm → cm	水路と量 (m³/分)
北海道	札幌市	合流	無落雪堅坑（スノーダクト）の排水管が下水道管に接続しており、管内の温度により堅坑上の雪の多少の規制や雪捨口時には シャーベット状の雪が流出水と								
		分流雨水	ともに下水管に流入し流出されている。								
		〃汚水	分流式汚水管への誤接が相当あり、分流式下水道の雨水流入問題の大きな原因となっている。								
北海道	銀河安町	分流雨水	ます 10m おき	1000 ×1300	80 ×80 200	（63年度より実施予定）					
秋田	横手町	分流雨水	側溝グレーチング 195		1000 ×400 ～600	10			12/20 ～3/10 6 ～17	27 40 → 0 66 60 → 0	河川水 10
新潟	塩沢町	分流雨水	45	1000 ～1200 ×1000	100 ～120 ×100	78.2 2℃	0.5	1050	12/20 ～3/20 7 ～20	60 15 → 5 100 50 →10	（他にも一本あり）
富山	高岡市	合流	マンホール 180	400 ～2000	φ 60	2.0 5℃	0.05	540	12/25 ～3/5 5 ～23	40 20 → 0 100 90 →30	
		分流雨水	マンホール 25	600 ～3000 ×1200	φ 60	3.0 1℃	0.05	200	12/25 ～3/5 5 ～23	40 20 → 0 100 90 →30	
福井	武生市	分流雨水（三系統込み）	マンホール 127	600 ～2500 ×2000	φ 60	7.4 7℃			12/20 ～1/31 6 ～8 18～21		
長野	飯山市	分流雨水	マンホール 10	400 ～ 600	φ 50	3℃			12/20 ～2/28 6 ～20		河川水
福島	会津若松市	分流雨水	（工事中の施設を62年度より利用の予定）								

表4　都市下水路への投入実施例

道府県	市町村	都市下水路名	接続	寸法 幅×深さ (m)	投入口の間隔と数	投入口寸法 たて×よこ 深さ(cm)	下水量 (m³/分) 水温	最上流点投入雪量 (m³/分)	総投入雪量 (m³/日)	投入時間 投入時間	投入口1コ当りの投入結果 道路 m² cm → cm 歩道 m² cm → cm	水路と量 (m³/分)
北海道	銀河安町	中央第二	暗渠	1.6 ×1.6 ～2.5 ×2.5	ます 10m おき	80 ×80 50 ～200				11/20～3/20 6 ～22		
		中央第三	暗渠	1.5 ×1.5 ～1.7 ×1.7	ます 10m おき	80 ×80 50 ～200	18			11/20～3/20 6 ～22		河川水
		北部（63年度より実施予定）	暗渠	1.2 ×1.2 ～1.7 ×1.7	ます 10m おき	80 ×80 50 ～150				11/20～3/20 6 ～22		
青森	大鰐町		暗渠	0.7 ×1.0	マンホール 13	100 ×100 140	0.1 30℃	2.0	78	12/20～3/20 6 ～18	20 10 → 0 20 10 → 0	温泉排水
山形	余目町	余目	開渠	1.2 ×1.7			0.3 12℃	0.12	3700	1/1 ～2/28 5 ～18	200 6.1 →1.8	流量 0.1
福島	喜多方市	3号	暗渠	1.2 ×1.1	マンホール 10m おき	φ65	13 7℃	0.7	1120	12/5 ～3/20 7 ～10	40 50 →10 70 50 →10	
新潟	新井市	市神川（S.57 に公共雨水に編入）	開渠	1.0 ×1.0			60 1℃	6	7500	12/20～3/31 6 ～18		
富山	八尾町	福島1号	暗渠	1.8 ×1.2 ～1.9	マンホール 15	φ60	12 0℃	0.6	540	12/20～2/20 6 ～8	20 20 → 0 0	
富山	福野町（予定）		開渠	1.5 ×1.5			日量20000m³					駐車上屋空調全排水
富山	大島町	小島	暗渠	0.6 ×0.7	マンホール 20		15 9 ℃	5	40	12/25～2/20	20 30 → 0 30 30 →20	工場雪排水 12
富山	井波町（実績値）	山見	開、暗渠	1.2 ×0.9	接続している流雪溝 5本		30	267				
石川	鶴来町	西鶴	暗渠	1.2 ×1.2	ます 5	80 ×80 20	60 6 ℃	0.09	225	12/20～2/28 8～19	150 30 → 0 0	
福井	武生町	味真野	暗渠	1.2 ×0.9 ～1.7 ×1.0	マンホール 33	φ60	1.3 5 ℃			12/20～1/31 6～8 18～21		
鳥取	若桜町	板川	開渠	1.2 ×1.5			30 4 ℃	1	170	12/20～3/10 6～18	200 5 → 0 400 50 →10	

表５　下水処理水の利用例（処理場外）

道府県	市町村	利用施設	導入量 (m³)	方式	寸法 幅×深さ (m)	投入口数	投入口寸法 たて×よこ 深さ(m)	水温 (m³/分) 水温	最大流量 投入管径 (m³/分)	最大容量 (m³/日)	投入期間 投入時間	投入口1つ当りの投入能力 通常 m³/分 → m 最低 m³/分 → m	投入時間
青森	青森市	流雪溝に導入	4.0	ﾉｽﾞﾙ	0.7 ×0.6	37	100 ×70	7.0 9℃	0.12	2000	12/10 ～3/30 24時間	135	35 → 0
岩手	伊香保町	町道融雪	0.0	ﾉｽﾞﾙ (降雪時のみ)				485m³/日			12/20 ～3/30 降雪時	58年度実績	22日 254 時間 10,000m³/年
石川	金沢市	道路融雪 散水方式	455	ﾉｽﾞﾙ				130m³/日			12/20 ～2 月末 降雪時		
北海道 （予定）	札幌市	都市下水路に河川管理用水として下水処理水を通水し、せせらぎの回復と維持流の確保を目的として計画を進行中であり、事業実施にむけて下水処理水を利用した実規模レベルの実験を予定している。											

表６　下水処理水の利用例（処理場内）　　注　ＡＳ：標準活性汚泥法

道府県	市町村等	処理場名	処理方式	流量 (m³/日)	BOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	水温 (℃)	散水場所	利用量 (m³/日)	投入期間	投入時間
北海道	札幌市	西下水処理場	ＡＳ		10	5	10	汚泥脱水機 汚泥引抜ポンプ	数十～数百	12/1～3/31	0 ～24
青森	青森市	八重田浄化センター	ﾛｰﾀﾘｰﾌｨﾙﾀ	62500	6	6	9	処理場用道路	2300	12/16 ～3/15	9.4 時間分
		戸山浄化センター	長時間ﾊﾞｯｸ	1330	10	9	12	処理場用道路	625	12/1～3/14	4.7 時間分
山形	羽黒町	羽黒排水処理場	ＡＳ	715	5	5	9	作業空間	415	11/20 ～3/31	15～21
秋田	秋田県下水	新屋浄化センター	ＡＳ	2762	5	5	9	作業空間	401	12/19 ～3/11	不明
	仙北町下水	長岡浄化センター	ＡＳ	1223	4	4	2	作業空間	589	12/1～3/31	0 ～24
	柏崎市	柏崎市自然環境センター	ＡＳ、特沪過	9000	12	0.4	10	通用門前口	200	12/9～3/10	0 ～24
	当市	当市下水排水処理場	ＡＳ	10333	6	11	8	場内道路	1080	12/1～3/5	6 ～12
	湯ノ谷町	大湯浄化センター	回転生物接触法	376	7	6	9	建入用等	200	12/20 ～2/28	降雪時
富山	富山市	浜黒崎浄化センター	ＡＳ	71700	9	6	10	道路	1000	12/15 ～3/10	降雪時（61年実績317 時間）
	氷見市	氷町下水処理場	ＡＳ	5380	8	9	10	場内道路	140	12/15 ～3/10	0 ～24
	氷見市	氷見市環境浄化センター	ＡＳ	2411	5	4	13	場内道路	450	12/10 ～2/28	降雪時
	小杉町	太閤山浄化センター	ＡＳ	5000	17	17	8	作業空間	720	12/20 ～2/30	0 ～24
	宇奈月町	宇奈月浄化センター	ＡＳ	2000	20	20	12	駐車場、建入用	2000	12/20 ～3/20	0 ～24 （実施予定）
石川	金沢市	浅野処理場	ＡＳ	106700	8	7	8	場内道路	2800	12/10 ～2 月末	降雪時
	小松市	小松市中央浄化センター	ＡＳ	20000	9	3	7	作業空間、駐車場	600	12月～3 月	降雪時
	加賀市	片山津排水処理場	ＡＳ	7000	5	5	15	場内道路	100	12/20 ～2/20	21～9
福井	武生市	家久浄化センター	ＡＳ	15000	5	5	8	作業空間	100	12/10 ～3/10	0 ～24
	鯖江市	鯖江市環境浄化センター	ＡＳ	5053	5	3	11	場内道路	2500	12/1～ 2/28	降雪時
	五領川	五領川浄化センター 公共下水道組合	ＡＳ、特沪過	80	2	2	13	作業空間	60～150	12/15 ～3/15	7 ～24

水路としての利用の際，水量が少なく，水深が浅いときは，水路中に仕切り板を設けて，水路断面を縮小して，水深を増し流雪能力を大きくする方法がとられている。（富山県　井波町）

＜アンケート結果の解析＞

維持水の水温は，水源の温度や導水距離によるので，各自治体毎にかなりのバラツキがみられる。

流雪溝への導水の場合，投雪量Ｖ，使用する流雪溝の長さＬ，使用時間Ｔは，水量Ｑによって制限される。投雪量Ｖと必要水量Ｑの関係式は，現在３つほど提案されている。

１）$Q = m_1 (1 - \rho) V$　　経験式

２）$Q = m_2 W^{0.6}$　　実験式

３）$V = m_3 \left\{ \dfrac{Q(T - T_1)}{K\rho + (T_1 - t)\rho} + \dfrac{0.3Q}{\rho} \right\}$　　融雪の効果を考慮した理論式

Q：必要水量（m³／s）　　V：投雪量（m³／s）　　W：投雪量（t／s）　ρ：雪の密度（t／m³）　　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

このうち，どの式を使うかについては決まった方法はなく，３つの式を使用して求めたQのうちの最小値に安全率をかけるやり方がなされている。

Q，V，投入口寸法（面積）A，水温T，気温T_aの間の関係についての検討は，今後の課題である。

下水処理水の利用について一下水処理水の流雪溝水路の維持水としての利用，および散水方式による路面融雪水源としての利用の実施例は，前者が青森市の１箇所のみであるが後者はすでに多くの下水処理場敷地内においての実績がある。これらの方式は，今後とも増大していくと思われる。実施の際，自然流下方式による導水が不可能であれば，ポンプを使用せねばならず，運転の費用がかかる。今後の下水処理場の立地計画においては，処理水の利用も考慮して，自然流下で導水できるケースが生ずる可能性もある。

2.2　水量水質変動調査

下水処理水を除排雪に利用する際，最も重要な点は水量の確保である。また，下水処理水の流雪溝への導入，消雪用水利用は，処理水の再利用の一形態であり，水質に関しても考慮が必要である。ここ

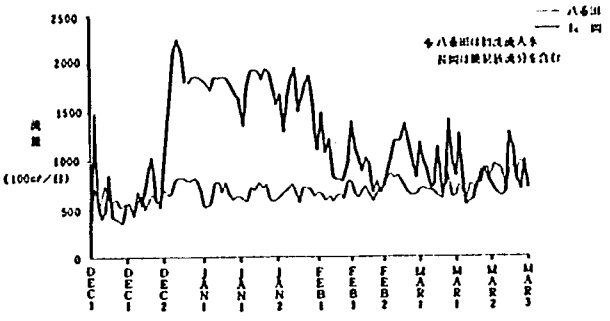


図３　流入下水量の日変動

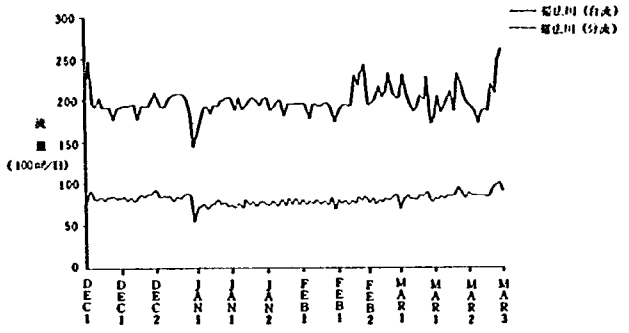


図４　流入下水量の日変動

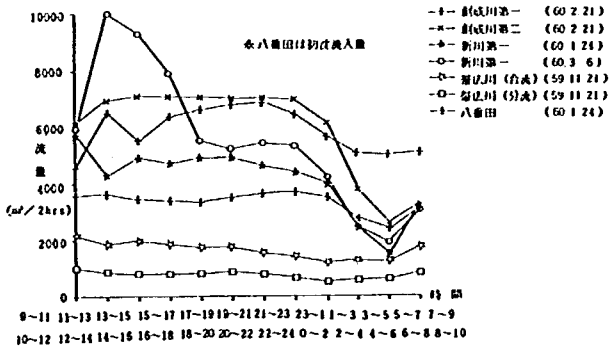


図５　流入下水量の時間変動

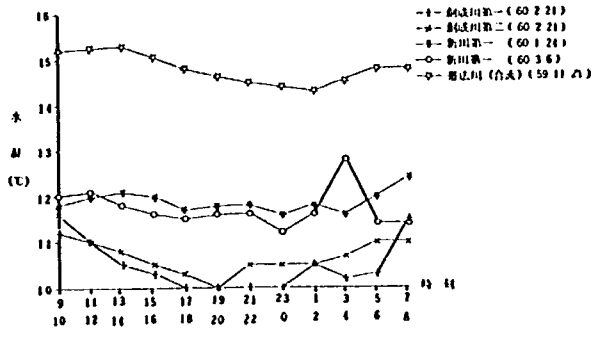


図６　処理水水温の時間変動

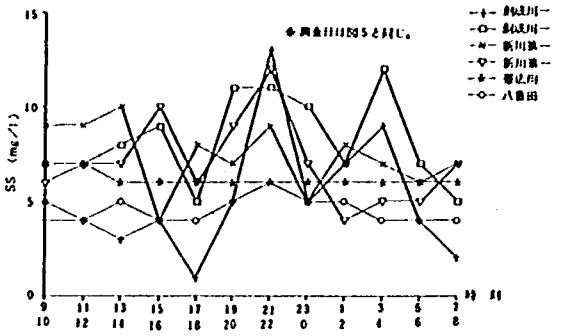


図７　処理水ＳＳの時間変化

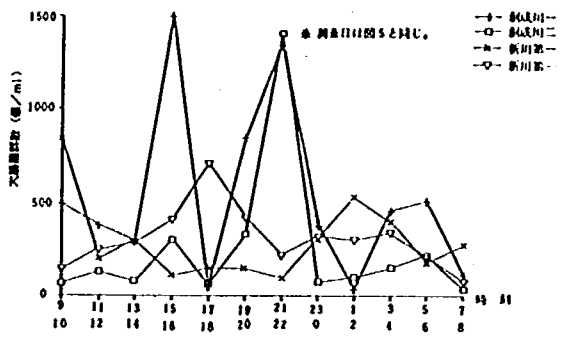


図８　処理水大腸菌群数の時間変化

では，寒冷地の５箇所の処理場における，冬期の水量水質データを入手し，値の変動を調べ，安定性について考察する。

昭和59年度冬期の日流量変動を図３，４に，同じく時間流量変動を図５に示す。

図３，４をみると，３つの処理場の流入パターンはおのおの異なる。長岡の場合は，地下水の汲み上げによる消雪水が流入しており変動が激しい。青森の場合，融雪水が流入しているためこれも変動がある。帯広は冬期には融雪が殆どみられず，とくに分流汚水においては安定した流量を示している。長岡を除くと，１月１日の流量が最小を示している。従ってこの日を最低流量の基準日とすることができる。

図５をみると，いずれの処理場でも午前５時頃に流量最小となる。この時間最小流量を用いて，処理水利用計画時の設計最小流量Ｑmin を定める次式を提案することができる。

$$Q_{min} = (\text{時間最小流量}) \times (\text{安全率})$$

処理水の使用時間が決まっていれば，その時間帯内での最小流量を時間最小流量として用いればよい。場合によっては，流量の平均化のため貯留池を設けることも考えられるが，その場合は貯留による温度低下を考慮する必要がある。また，将来の流量の増減が予想される場合には，それを考慮した流雪溝使用計画を考える必要がある。

図６～８は，それぞれ水温，ＳＳ，大腸菌群数の時間変動を示したものである。水温の時間変動は平均値±１℃であり，流量に左右されない。ＳＳの変動は，処理場により差があるものの，だいたい安定している。大腸菌群数は，おおむね10^2のオーダーを示している。

処理場内の事故等により，放流水量の不足，生物処理の悪化にともなう水質劣化等も十分考えられる。ふだんより流雪溝沿線の住民との連絡を密にして，緊急時には投雪の中止を呼び掛けられる体制が必要である。

2.3　生物処理への水温低下の影響調査

前述のように多くの都市では下水管への投雪の禁止を住民に呼びかけている。これは下水管が処理場へ接続している合流管，分流汚水管の場合，投雪による流入下水の水温低下が，生物処理に悪影響を及ぼすことが知られているためである。現実には降雪時には下水管への投雪が行われていたり消雪水の流入があり，水温低下がまぬがれぬ処理場の例も多い。又融雪水が流入し，水温低下につながっ

ている。この水温低下の影響を調べるため以下の実験を行った。

2.3.1　実験方法

表7のような条件下で約40日間培養，馴致させた活性汚泥に関して，以下の4項目の経時変化を測定した。

① 硝化速度―2ℓの反応装置に（NH_4）$_2SO_4$(50mg/ℓ as N）と供試汚泥を加え，pHを7.5～8.0に調整，定時採水自動分析装置でNO_2^-－N，NO_3^-－N，NH_4^+－Nを測定，最後に亜硝酸菌を定量。

② 呼吸速度―300mℓ広口ビン中に人工下水（BOD 1500ppm，20% v/v）と供試汚泥を加え，DO飽和水道水で満たし，5～10分エアレーション後，DOセンサーを挿入，DOの経時変化を測定。

③ 基質除去速度―3ℓのビーカーに人工下水（BOD 100ppm）と供試汚泥を加え，設定温度で一晩放置した水道水で2ℓとしエアレーション，1時間毎に採水，遠心分離と吸引濾過（GF／B使用）を行い，濾液の一部を窒素用とし，残りをCOD_{Mn}，TOC用とした。

④ 脱水素酵素活性―2ℓの反応装置に人工下水（BOD 100ppm）と供試汚泥を加え，定時採取，測定。

2.3.2　実験結果と結論

それぞれの実験結果を，図9～13に示す。

これらから，次の結論がいえる。

1）下水水温が10℃を下回った場合，SRTを上げても硝化反応は進まないことがわかる。従って流入下水中の有機性窒素，アンモニア性窒素はほとんど酸化されることなく，そのまま放流されると考えられる（図9・10）。

2）水温低下とともに，呼吸速度は低下し6℃の場合の呼吸速度は18.5℃に比較して1／3程度に落ちる（図11）。

3）基質除去速度も，水温低下の影響を受けるがCOD_{Mn}については結果のバラツキが見られる（図12）。

4）脱水素酵素活性は，活性微生物の量を図る目安となるが，この結果は5℃の場合が2時間後，20時間後ともに最も高い値を示している。逆に，20℃，20時間後にはほとんど脱水素酵素活性を示していない。この理由は，5℃の場合には基質除去が遅く，2時間後，20時間後においても十分な基質が存在するためである（図13）。

表7　活性汚泥の培養条件

水温 (℃)	分類	目標SRT (day)	SRT (day)	MLSS (mg／ℓ)	容量 (ℓ)	BOD負荷 (BODkg／MLSSkg／日)
5	A	5	8.73	1000	2.0	0.338
	B	10	12.82	1500		0.225
	C	20	22.62	3000		0.113
	D	50	46.30	5000		0.068
10	A	5	10.01	1000		0.338
	B	10	12.07	1500		0.225
	C	20	28.28	3000		0.113
	D	50	43.86	5000		0.068
15	A	5	9.12	1000		0.338
	B	10	15.20	1500		0.225
	C	20	34.31	3000		0.113
	D	50	57.31	5000		0.068
20	A	5	6.14	500		0.675
	B	10	9.73	1000		0.338
	C	20	16.82	1500		0.225
	D	50	32.73	3000		0.113

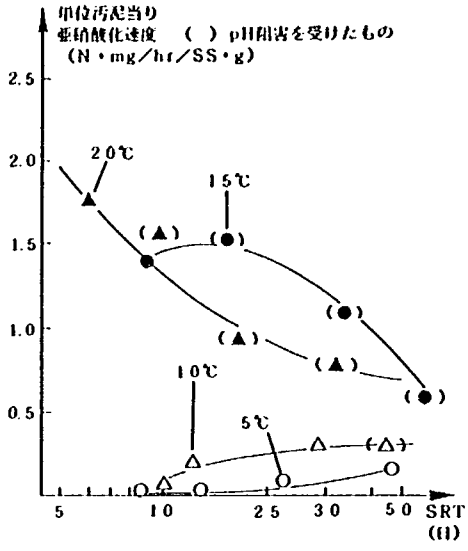


図9　ＳＲＴと亜硝酸化速度の関係

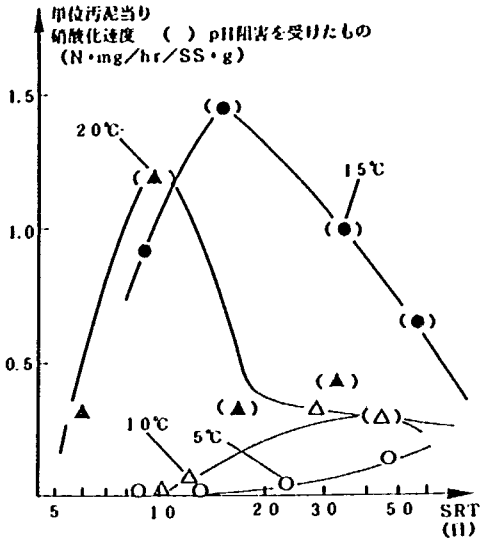
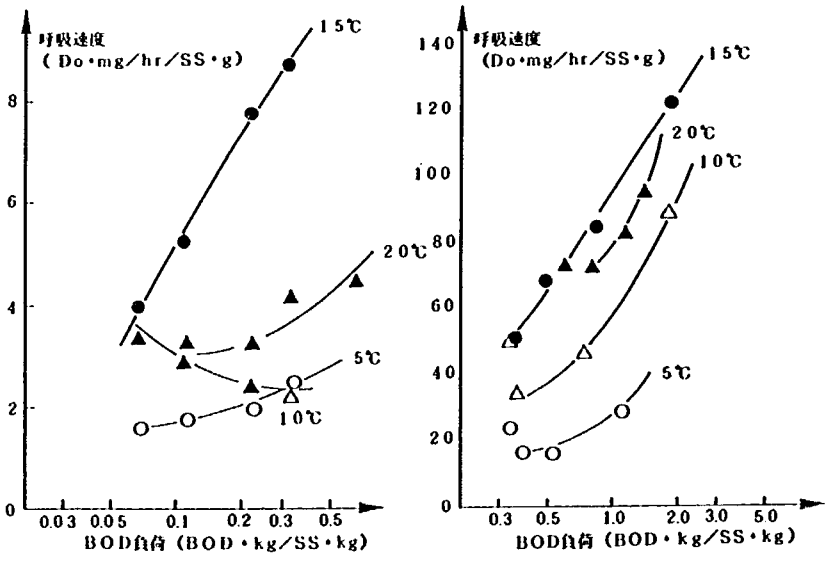


図10　ＳＲＴと硝酸化速度の関係



1）基質投与なし－内生呼吸のみ　　2）基質投与あり

図11　BOD負荷と呼吸速度の関係

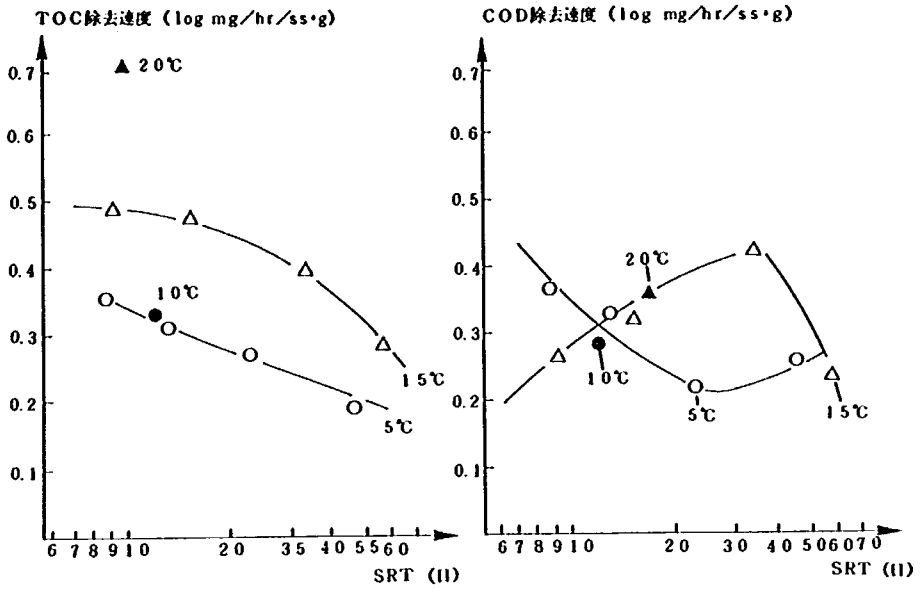


図12　ＳＲＴと基質除去速度の関係

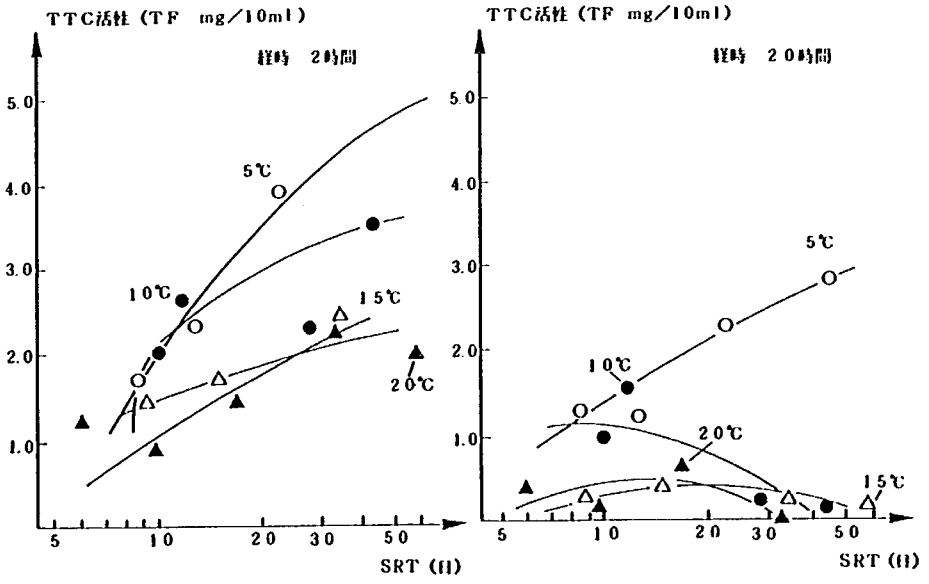


図13　ＳＲＴと脱水素酵素活性（ＴＴＣ活性）の関係

謝辞：調査にあたって，豪雪地帯の道府県，市町村の下水道担当部局，札幌市創生川処理場，新川処理場，帯広市帯広川下水終末処理場，青森市八重田終末処理場，長岡市第一下水道処理場の方々に御世話になりました。ここに記して厚く御礼申し上げます。

参考文献

1）建設省北陸地方建設局監修　流雪溝設計運営要領　昭和58年9月

Ⅶ 地建依頼経費による研究

1．宍道湖・中海水質予測調査

水質研究室　室　長　安中　徳二
研究員　森田　弘昭
山田　幸男
河川研究室　室　長　福岡　捷二
研究員　高橋　晃
研究員　藤田　光一

1. はじめに

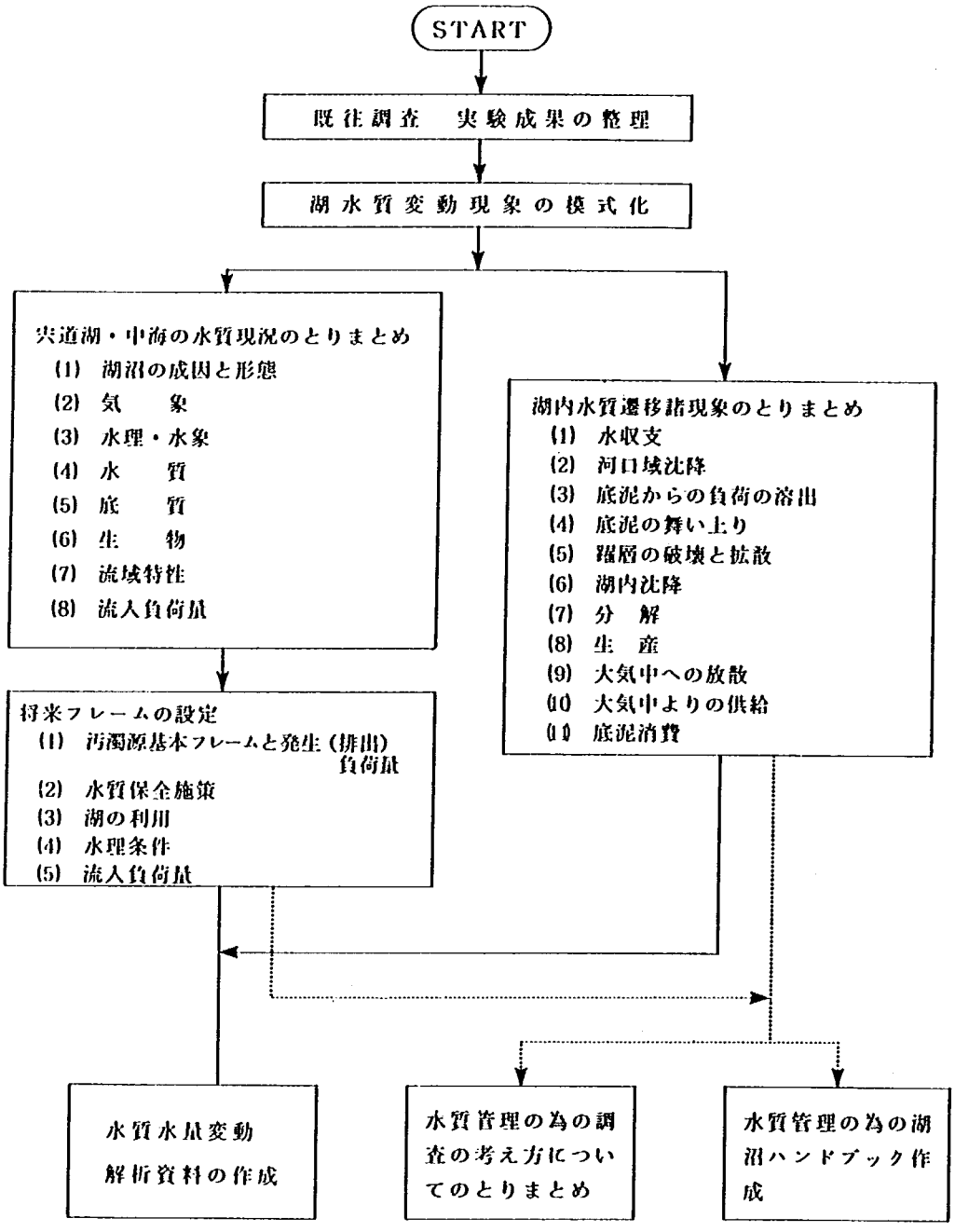
本調査は，宍道湖・中海で実施した，水質，負荷量，底質，生物に関する調査及び各種の室内実験の成果を基に，水質変化とその特性を解析し，水質保全対策の基礎資料の作成を目的に行ったものである。

2. 調査の内容

本調査は，主に出雲工事事務所が実施した，宍道湖・中海関連の調査・実験結果を中心に，図－1に示す。基本フローに基づいて行う。本年度は図－1の中で「既往調査・実験成果の整理」「湖水質変動現象の模式化」，「宍道湖・中海の水質現況のとりまとめ」と「湖内水質遷移諸現象のとりまとめ」の一部を実施した。本報告は，本年度調査実施分のうち，「湖水変動現象の模式化」と中海の海水流入出量及び栄養塩収支について説明を行う。

3. 湖水質変動現象の模式化

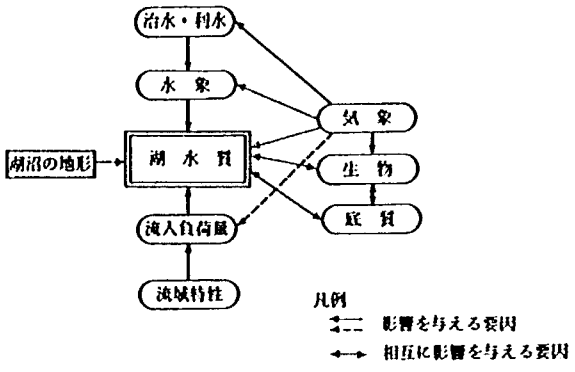
湖水質は，図－2に示す要因が関与して変動する。そこで，本解析はまず，湖のブロック分割，水収支機構，湖内水質遷移，構，負荷流入機構を次の様に模式化して設定した上でとりまとめを行うものである。湖沼の水質特性より湖を分割したものを湖のブロック分割，流入出水量等の水象を模式化したものを水収支機構，湖水質が生物，底泥，気象，水理等の要因と関与しながら遷移する現象を模式化したものを湖内水質遷移機構，流域特性からのＣＯＤ，栄養塩の流入関係を模式化したものを負荷流入機構と定義した。なお，この中で影響が僅かであると考えられる項については，除外した。以下，「湖のブロック分割」と「湖内水質遷移機構」について報告する。



図－1　宍道湖・中海水質現況解析調査の基本フロー

4.1　湖のブロック分割

湖沼の汚濁解析は，まず適当な水域に分割することから始まる。水域の分割は，水質特性・水理特性・生物特性・湖沼形状等が著しく異なる場合に実施する。宍道湖・中海水質変動解析においては，図－3に示すように，ブロック分割を行った。なお，中海については，平面的にも複数の分割を行った。分割の根拠を表－1，表－2に示す。また，分割後の各ブロックの容積ならびに，湖面積を表－3に示す。



図－2　湖沼水質決定要因関連図

表－1　湖のブロック分割の理由

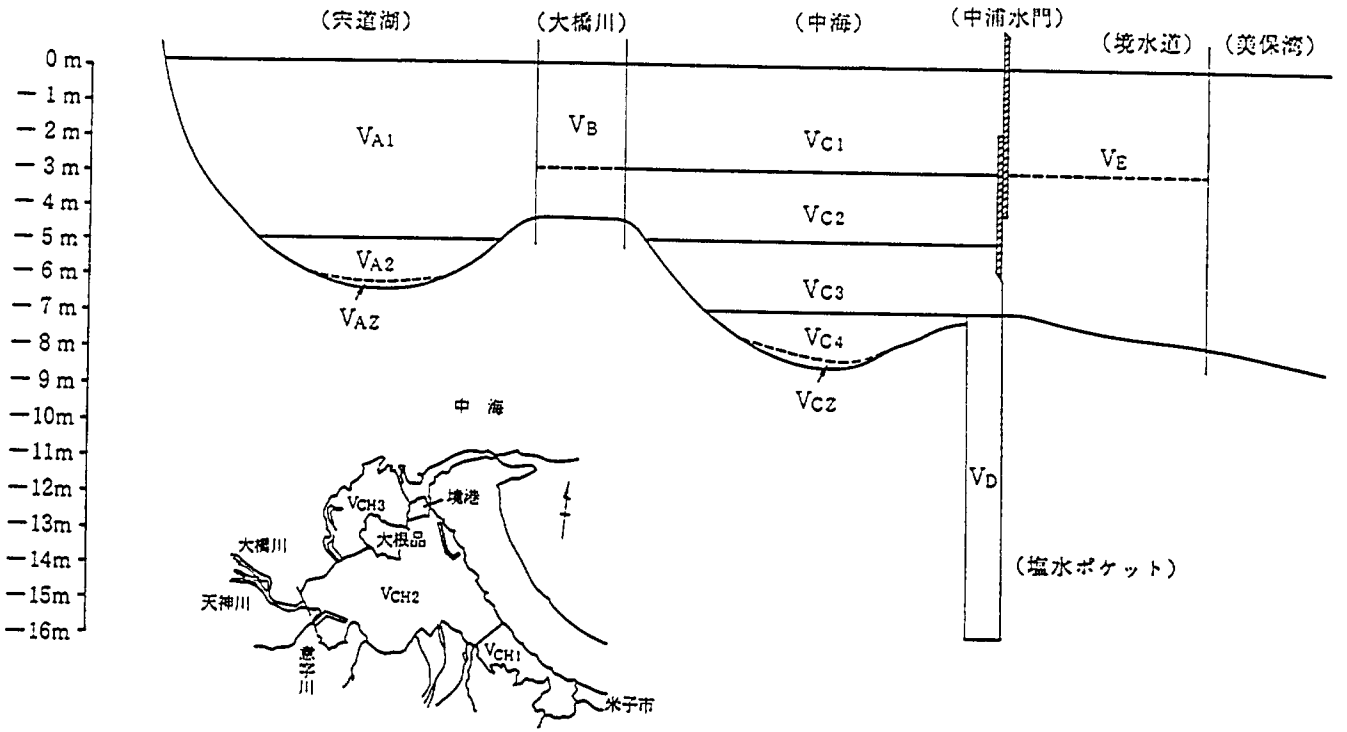
記号	内　容	ブロック分割の理由
V_{A1}	宍道湖上層	
V_{A2}	宍道湖下層	現況において往力であるが，鉛直方向に水質の差異がみられる。底泥の堆積はほぼ5m以深の部分である。風による完全混合水深は5m程度である。
(V_{AZ})	宍道湖底泥境界層	淡水化後に塩分の溶出及び水温差により底泥表面数cmの密度成層が考えられる部分である
V_B	大橋川	
V_{C1}	中海上層	現況・塩分躍層の上層部
V_{C2}	中海中層	現況での拡散層（$c\ell$の濃度勾配のある部分）
V_{C3}	中海下層	
V_{C4}	中海底層	塩水ポケット水門より底部の部分である
(V_{CZ})	中海底泥境界層	淡水化後に塩分の溶出及び水温差により底泥表面数cmの密度成層が考えられる部分である
V_D	塩水ポケット	
V_E	境水道	

表－2　中海の平面ブロック分割の理由

記号	内　容	ブロック分割の理由
V_{CM1}	来子湾	来子湾での水質汚濁部
V_{CM2}	湖央部	
V_{CM3}	干拓計画部	干拓部

表－3　湖のブロック分割における湖容量と面積

ブロック名			分割条件	容量（万m³）	面積（万m²）
宍道湖	上層	V_{A1}	EL－5.0mより上層	3.67×10^4	8.11×10^3
	下層	V_{A2}	EL－5.0mより下層	2.68×10^2	4.09×10^3
	底泥境界層	V_{AZ}			
大橋川中海		V_B		5.49×10^2	1.22×10^2
	上層	V_{C1}	EL－3.0mより上層	1.86×10^4	6.60×10^3
	中層	V_{C2}	EL－3.0～5.0mより層	1.07×10^4	5.85×10^3
	下層	V_{C3}	EL－5.0～7.0mより層	7.32×10^3	4.97×10^3
	底層	V_{C4}	EL－7.0mより下層	9.60×10^2	1.77×10^3
	底泥境界層	V_{CZ}			
塩水ポケット		V_D	EL－7.0mより下層	2.00×10^2	2.50×10
境水道		V_E		1.40×10^3	3.12×10^2



図－3　宍道湖・中海湖水質変動解析におけるブロック分割図

4.2 湖内水質遷移機構

図－4に，宍道湖・中海において起り得る水質遷移諸現象をとりまとめ示す。各現象の概要は，表－4に示す通りである。また表－5に各現象と水質項目の関連を示す。

表－4 湖内水質遷移現象の概要

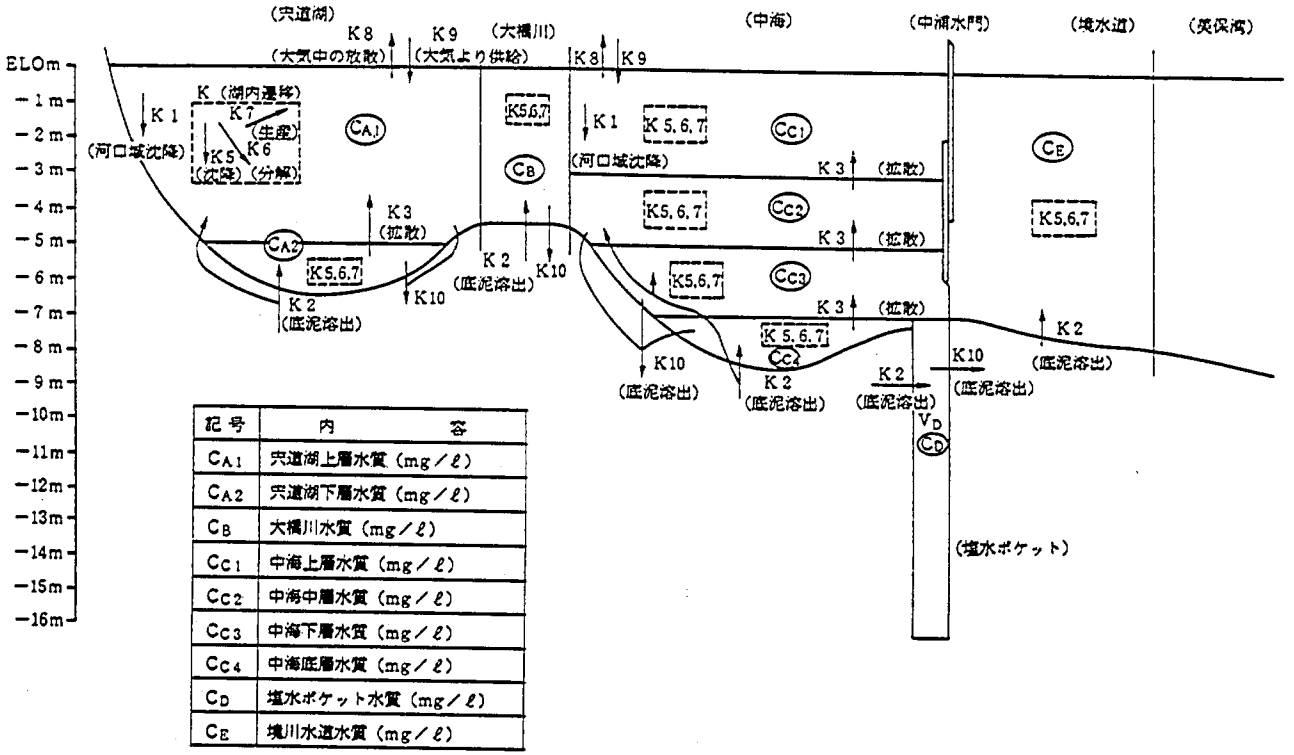
記号	現象	現象の概要
K1	河口域沈降	河川から流入した粒子性（SS性）成分は河口域で流速が緩かになる事より沈降する現象
K2	底泥からの負荷の溶出	湖底泥中の栄養塩が生物の働きや化学的作用等により水中へ回帰する現象
K3	底泥のまい上り	風による湖水の流れにより底泥が巻き上げられる現象
K4	躍層の破壊と拡散	風による湖水の流れにより躍層の境界が不安定となるあるいは拡散が増大する現象
K5	湖内沈降	湖内内部生産による藻類の死滅沈降する現象
K6	分解	湖水中の有機物が生物（バクテリア等）の活動により分解されて無機物になる現象
K7	生産	無機の栄養物質と光エネルギーより植物プランクトンが光合成により有機物を生産する現象
K8	大気中の放散	水中より大気中へ物質が放散される現象，代表的現象に脱窒現象がある
K9	大気よりの供給	湖水表面より大気中の酸素が湖水中へ溶けこむ現象
K10	底泥消費	底泥面での生物による有機物の分解により水中の酸素の消費現象

表－5 水質遷移諸現象と水質項目の関係

記号	現象	各指標要因の水質レベルの変化												変化に影響する全要因
		P-COD	D-COD	PON	D-ON	IN	P-OP	D-OP	I・P	SS	Cl^-	DO	chl-O	
K1	河口域沈降	⊖		⊖			⊖			⊖				流速・塩分濃度・水温
K2	底泥溶出		⊕		⊕	⊕		⊕	⊕		⊕			水温・底泥の質・DOの状態
K3	底泥の舞い上がり	⊕		⊕			⊕			⊕				風
K4	躍層の破壊と拡散		⊕		⊕	⊕		⊕	⊕		⊕	⊕		風
K5	湖内沈降	⊖		⊖			⊖			⊖			⊖	流速・藻類種
K6	分解	⊖	⊕	⊖	⊕		⊖	⊕				⊖	⊖	水温
K7	生産	⊕		⊕		⊖	⊕		⊖			⊕	⊕	水温・光条件・N・P・藻類種
K8	大気中の放散					⊖								IN濃度・DOの状態
K9	大気中より供給											⊕		流速・水温・飽和度合・風
K10	底泥消費											⊖		水温・底泥の質

(凡例)
⊕ 濃度増加
⊖ 濃度減少
⊕ 濃度増加or減少
□ 変化なし・関与なし

(注) 1. DO不足の状態はDOないしORPで表示
(注) 2. この他に水の流入出，変換を伴なう物質（負荷量）の移動がある（流入・流出・降雨）



記号	内容
C_{A1}	宍道湖上層水質（mg／ℓ）
C_{A2}	宍道湖下層水質（mg／ℓ）
C_B	大橋川水質（mg／ℓ）
C_{C1}	中海上層水質（mg／ℓ）
C_{C2}	中海中層水質（mg／ℓ）
C_{C3}	中海下層水質（mg／ℓ）
C_{C4}	中海底層水質（mg／ℓ）
C_D	塩水ポケット水質（mg／ℓ）
C_E	境川水道水質（mg／ℓ）

図－4　湖内水質遷移機構模式図

5. 中海の流量及び負荷収支に関する解析

5.1 調査目的

本調査は，中海の水質，水文，水理に関する既存の現地調査資料を整理し，現況での中海と美保湾との海水交換量，中海から美保湾へのＴ－Ｎ，Ｔ－Ｐの持ち出し量について解析を行い，水質保全対策のための基礎資料を得ることを目的としたものである。

5.2 調査対象地域の概要

中海は，面積96.9㎢，平均水深5.5 mの平坦な湖沼であり，境水道を介して美保湾と，大橋川を介して宍道湖と通じている（図－５）。大橋川を代表とする河川から中海への流入水は，境水道から美保湾に流出している。一方，潮汐の影響によって，境水道を通じて外海水が底層より塩水くさびとして湖内に流入しており，そのため湖内では通年成層が見られる。

5.3 解析方法と結果

まず，中海と美保湾との海水交換量を計算し，その計算結果を用いてＮ，Ｐの持ち出し量を計算した。解析対象期間は，昭和58年４月１日～昭和59年３月31日までの１年間とした。

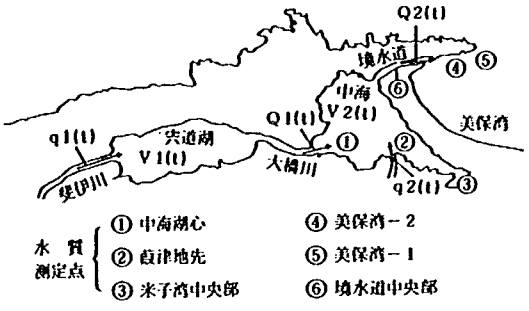


図５　概要図

5.3.1 海水交換量の計算

中海に関連する水系の水の動きは図－１のようにモデル化できる。図中の記号の意味は以下の通りである。

Ｑ１(t)：時刻ｔの大橋川流量

Ｑ２(t)：時刻ｔの境水道（中浦水門）流量

ｑ１(t)：時刻ｔの宍道湖に流入する河川流量

ｑ２(t)：時刻ｔの中海に流入する河川流量

Ｖ１(t)：時刻ｔの宍道湖貯水量

Ｖ２(t)：時刻ｔの中海貯水量

上記の水理量のうちＶ１，Ｖ２は，宍道湖・中海それぞれの水位測定結果から求めることができる。ｑ１，ｑ２も河川における流量観測データから推定することができる。これら既知の水理量を用いれば，連続の式によってＱ１，Ｑ２を求めることができる。算定式を以下に示す。

$$Q1(t)=q1(t)-\{V1(t)-V1(t-\Delta t)\}/\Delta t$$

$$Q2(t)=Q1(t)+q2(t)-\{V2(t)-V2(t-\Delta t)\}/\Delta t$$

Δt：計算の時間ステップ

海水交換量は，時刻ｔの境水道（中浦水門）流量〔Ｑ２(t)〕より

期間Ｔの間の中海から美保湾への平均流出量$Qout=\Sigma\{(Q2(t)\text{順流時})\times\Delta t\}/T$

期間Ｔの間の美保湾から中海への平均流入量$Qin=\Sigma\{(-Q2(t)\text{逆流時})\times\Delta t\}/T$

として求まる。

計算に必要なＶ１，Ｖ２，ｑ１，ｑ２は，以下のようにして求めた。ｑ１，ｑ２は，斐伊川の実測流量から得られる比流量にそれぞれ宍道湖流域面積，中海流域面積（大橋川関係を除く）を掛けて求

めた。V1，V2は，宍道湖（来待，松江地点の平均），中海（中海観測塔）それぞれの水位実測データとそれぞれの水位貯留量関係から求めた。なお，時間ステップΔtは1時間（3600秒）とした。

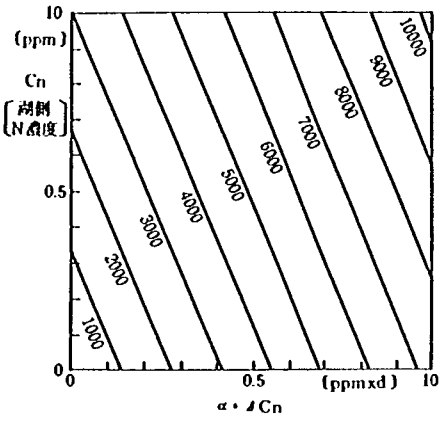
計算により得られた年間の海水交換量は流出量Qoutが103億㎥／年，流入量Qinが73億㎥／年であり，収支では，30億㎥／年の流出である。年間平均の1秒当たりの流量に換算すると，流出量Qoutは，324㎥／s，流入量Qinは，230㎥／s，収支は，94㎥／sの流出となる。

5.3.2　N，Pの持ち出し量の計算

単位時間あたりのNの持ち出し量Qn，Pの持ち出し量Qpは，下式により求まる。

$Qn = Qout \cdot Cn - Qin \cdot (Cn - \alpha \cdot \Delta Cn)$，　$Qp = Qout \cdot Cp - Qin \cdot (Cp - \alpha \cdot \Delta Cp)$

ここで，Cn, Cp：美保湾に流出する水のN，P濃度，ΔCn, ΔCp：美保湾に流出する水と美保湾にもともとあった水とのN，Pの濃度差である。αは，美保湾に流出した水の希釈度を表す係数であり，$\alpha = 0$ならば流出した水がそのまま流入水となって戻って来ることを意味し，$\alpha = 1$ならば美保湾にもともとあった水が流入水となることを意味する。上式より，QoutとQinが与えられれば，Qn, Qpが（$\alpha \cdot \Delta C$）とCだけから決ることがわかる。図2は，5.3.1で得られた年間のQoutとQinを用いることにより得られたQn〔ton／year〕の推定図であり，本図を用いれば，（$\alpha \cdot \Delta C$）とCからQnをすぐに求めることができる。（Qpについても同様の図が得られる）本計算法は実際の現象をマクロに見て単純化することにより得られたものもあるため，実際の複雑な混合過程がここで用いられるパラメータC，α，ΔCにすべて含まれている。したがって，実現象を良く再現するC，ΔC，αを定める確かな方法はない。Qn, Qp算定に必要な（$\alpha \cdot \Delta C$）とCの正確な値を知るためには，中海と美保湾との間の混合に関する詳細な現地調査や，塩分等を指標としたより移流・拡散解析を行う必要がある。



図－2　Qn推定図（図中の数字がQn）〔t／year〕

Ⅷ 受託研究費による研究

1．五ケ丘地区における回分式活性汚泥処理に関する調査

下水道研究室　室　長　中村　栄一
主任研究員　河井　竹彦
主任研究員　高橋　正宏
中島　淳子

1. はじめに

回分式活性汚泥法は，単一の反応槽内で下水の流入，曝気，沈殿，上澄水の排出などの各機能を時間的に順番に繰り返して下水の処理を行う活性汚泥法である。活性汚泥の最初の実規模プラントは，1914年に英国のSalfordで運転が開始されたが，このときの運転方法は，fill-and-draw の回分式活性汚泥法であった[1]。その後，下水処理施設の大規模化や運転操作の煩雑さ，制御機器の信頼性の欠如のために，回分式活性汚泥法は下水道への適用がなされず，連続流れ式活性汚泥法が，現在まで，下水処理法の主流となっている。

近年，制御技術や制御機器などの発達により回分式活性汚泥法の制御が容易となり，本処理法は，アメリカ合衆国，オーストラリアなどの諸外国で，現在までに，いくつかの下水処理場で採用されている。わが国においても，回分式活性汚泥法は，産業廃水処理に数多く採用されはじめ，小規模な処理施設向きの処理方式として注目されており，公共下水道においても１箇所の処理場ですでに稼動している。

回分式活性汚泥法の特徴は，一般的に，次のような長所があげられている。

(1) 施設の構造が簡単であり，最終沈殿池や返送汚泥用施設が不用なため経済的である。

(2) 自動運転による無人管理が可能であり，維持管理が容易である。

(3) 下水を反応槽内に貯め込む方式（五ケ丘の場合は異なる）であるため，負荷変動に強く，安定した処理水質を得ることができる。

(4) 運転方法を選ぶことによって生物的な脱窒，脱リンが可能である。

一方，本処理法で実下水の処理を行う場合には，設計法や維持管理手法について次のような不明確な点がある。

(1) 本法は一般的に最初沈殿池を設置しないため，反応槽へのＳＳの流入量が多い。多量のＳＳが流入する時の適当なエアレーション時間・汚泥滞留時間などの維持管理手法を明らかにする必要がある。

(2) 沈殿工程は本法に特有の工程であり，上澄水が十分清澄となり，汚泥界面が排水レベル以下となるために必要な沈殿時間，上澄水引抜き方法を求める必要がある。

(3) 本法による脱窒，脱リンについては種々の報告がなされているが，実下水の処理に適用するためには，現場の条件に見合った運転方法を確立する必要がある。特に，下水の注入割合，好気・嫌気時間の設定方法等に不明確な部分が多い。

本調査は，上記のような回分式活性汚泥処理法の問題点を明らかにするため，住宅・都市整備公団より昭和59年度に引続き委託を受け実施したものである。調査は，パイロットプラントによる処理実験および住宅・都市整備公団が愛知県豊田市五ケ丘地区に建設した実施設（五ケ丘浄化センター）の実態調査を実施し，とりまとめを行ったものである。

2. 昭和59年度の調査結果の概要

昭和59年度には，回分式活性汚泥法に関するパイロットプラント実験と実施設の実態調査を実施した。調査結果の概要は，以下のとおりである。

パイロットプラント実験により，次のことが明らかとなった。

(1) 1サイクル6時間，BOD容積負荷（エアレーション時間ベース）1kg・BOD/m³・日という高負荷条件において，BOD，SSの処理は良好であった。

(2) 上記の運転条件にて，MLSS濃度は急激に上昇するため，MLSS 3,000㎎/lを上限とするタンク内の汚泥管理が重要である。

(3) 高負荷条件下ではアンモニア性窒素の硝化は不十分であり，脱窒はほとんど行われなかった。

(4) リンについては，生物学的脱リンが十分行える見通しを得た。

(5) 高負荷条件における酸素要求量は高く，40㎎・O₂/l・時程度の呼吸速度を示した。この値は，ほぼ流入水のBOD負荷に相当する酸素要求量である。

(6) 水位の変動による酸素供給量の変動は，適当なエアレーション装置を選ぶことにより解消できる。

(7) 汚泥の沈降性の面からも，MLSSは3,000㎎/lを上限とするべきである。

また，五ケ丘浄化センターにおける実態調査では，次のことが明らかとなった。

(1) 昭和59年度の調査時の流入負荷量は，1系列の反応槽に対して計画流入下水量の17%，計画BOD・SS負荷の7%と非常に小さく，BOD_5，SS，COD_{Mn}，窒素の除去率は，それぞれ，95.2，99.3，84.4，92.1%と非常に良好であった。

(2) 窒素の除去は十分な硝化時間をとることにより，更に改善される可能性がある。リンの除去については現在の運転方法では困難である。

(3) 高濃度のMLSSで運転を行う場合，沈殿工程における汚泥の沈降速度はかなり遅くなる。これは返送汚泥の引抜きがないので固形物フラックスが制限されること，汚泥かき寄機等による緩速撹拌がないためと思われた。

(4) 沈殿時に下水の流入があった場合，汚泥界面は上昇する。また，表面水が十分清澄となるためには30分程度の沈殿時間が必要である。もし，調査時点でのMLSS濃度で運転を行う場合には計画流入下水量に達したときには，十分清澄な上澄水が得られない可能性もある。

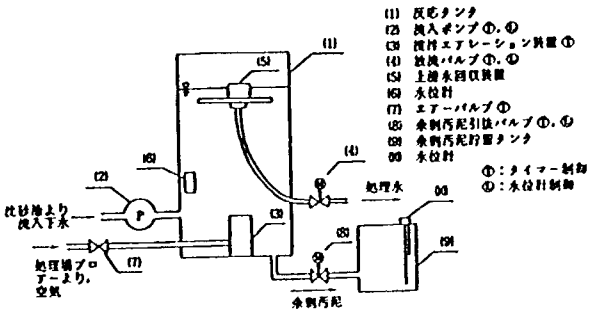
3. 昭和60年度の調査結果

昭和60年度の調査は，昨年度に引続き，回分式活性汚泥法のパイロットプラント調査および五ケ丘浄化センターにおける実態調査を実施した。

3.1. パイロットプラント調査

3.1.1 実験装置の概要

パイロットプラント実験に用いた実験装置の概要は，図－1に示すとおりである。実験装置は，水面積 1.5 m²，高水位時の容積 3 m³（水深 2 m）の鋼製円筒型の反応槽と容量 0.5 m³の余剰汚泥貯留タンクから構成されている。

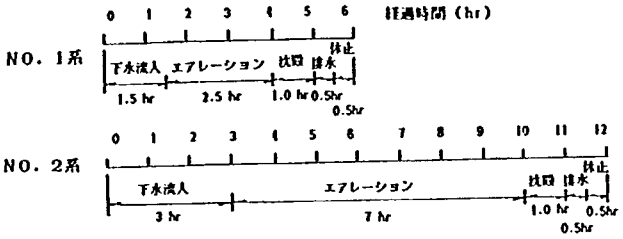


図－1　パイロットプラントの概要

エアレーション装置は，水中機械式エアレーション装置であり，送気管より供給される空気を水中撹拌翼にて分散させ，タンク底部より気泡を発生させるものである。送気を停止し，撹拌翼を回転させることにより，撹拌のみを行うことができる。上澄水回収装置はフロート式で水面の変動に追従し，取水部はスカムを取り込まないように水面下15cmの位置にある。装置の運転は，タイマーとレベルスイッチによる完全自動運転が可能である。

3.1.2 調査の方法

上記の実験装置2基を茨城県取手市戸頭終末処理場に設置し，場内返流水に影響されない沈砂池流出水を原水として処理実験を行った。この処理場は，処理人口約10,000人の団地処理場であり，流入下水のほとんどが生活系排水である。



図－2　パイロットプラントの運転条件

パイロットプラントの運転条件は，図－2に示すとおりである。処理水量は，No 1系，No 2系ともに 3 m³/日であり，1サイクル当りの処理水量は，No 1系で 0.75 m³/サイクル，No 2系で 1.5 m³/サイクルとした。

測定・分析項目は，表－1に示すとおりである。分析方法は，「下水試験方法」に依ったが，窒素，リンの分析は，自動比色分析器により実施した。また，沈殿工程における槽内のＳＳ分布を把握するため，沈殿開始後，5，10，20，30，60分ごとに水深方向に20cm間隔のサンプリング孔より採水し，ＳＳを分析するとともに，超音波式汚泥濃度計を用いて，採水時に汚泥界面高さを測定した。反応槽内の溶存酸素濃度は，溶存酸素計を槽内に設置し，連続自動記録を行った。

表－1　測定・分析項目

測定・分析項目 ＼ 試料	流入下水	撹拌時混合液	沈殿時混合液	処理水
水温	○	○		○
pH	○	○		○
アルカリ度	○	○		○
酸化還元電位		○		
呼吸速度		○		
透視度	○			○
BOD_5	○			○
溶解性BOD_5・ATU	○	○		○
COD_{Mn}	○			○
SS	○		○	○
MLSS		○		
MLVSS		○		
K－N	○			○
溶解性T－N	○	○		○
溶解性K－N	○	○		○
溶解性NO_2－N	○	○		○
溶解性NO_3－N	○	○		○
溶解性NH_4－N	○	○		○
T－P	○			○
溶解性T－P	○	○		○
溶解性PO_4－P	○	○		○

3.1.3 調査の結果

回分式活性汚泥法のパイロットプラントの調査は，運転状態が定常状態となったと考えられる時期を選び昭和61年3月11日から3月12日まで24時間連続調査を実施した。調査結果は，表－2，表－3に各系列毎に平均値として示した。

表－2 パイロットプラントの処理成績

試料 / 水質項目	NO. 1 系 流入下水	NO. 1 系 処理水	NO. 1 系 除去率(%)	NO. 2 系 流入下水	NO. 2 系 処理水	NO. 2 系 除去率(%)
水温 (℃)	14.2	10.1	−	14.6	8.9	−
pH (−)	8.1	7.6	−	8.0	7.5	−
アルカリ度 (mg/l)	140	183	−	130	177	−
透視度 (cm)	5.2	5.4	−	4.5	7.7	−
BOD_5 (mg/l)	213	61.5	71.1	201	34.7	82.7
ATU−BOD_5 (mg/l)	−	58.8	−	−	29.5	−
溶解性BOD_5 (mg/l)	93.6	11.3	87.9	90.6	4.0	75.6
COD_{Mn} (mg/l)	132	63.5	51.9	151	49.0	67.5
SS (mg/l)	161	90.0	44.1	170	44.8	73.6
K−N (mg/l)	43.3	39.0	9.9	38.0	31.3	17.6
溶解性T−N (mg/l)	36.6	28.5	22.1	38.0	24.8	34.7
溶解性K−N (mg/l)	36.1	29.4	18.6	39.6	24.6	37.9
溶解性NO_2−N (mg/l)	0.15	0.04	73.3	0.17	0.16	5.9
溶解性NO_{2+3}−N (mg/l)	0.55	0.06	89.1	0.70	0.21	70.0
溶解性NH_4−N (mg/l)	18.2	27.1	−	15.5	22.1	−
T−P (mg/l)	4.7	3.4	27.7	4.6	1.7	63.0
溶解性T−P (mg/l)	3.1	1.6	48.4	3.0	0.5	83.3
溶解性PO_4−P (mg/l)	2.8	1.2	57.1	2.7	0.08	97.0

1）ＢＯＤ除去

流入下水の平均BOD_5濃度は，No 1系で213㎎/l，No 2系で201㎎/l，平均ＳＳ濃度は，No 1系で161㎎/l，No 2系で170㎎/lであり，生活系排水を中心とした下水の平均的な水質と考えられた。処理水のBOD_5は，No 1系で61.5㎎/l（除去率71.1％），No 2系で34.7㎎/l（除去率82.7％）と良好な値ではなかった。しかし，処理水の溶解性BOD_5は，No 1系で11.3㎎/l，No 2系で4.0㎎/l と良好な値であり，また，処理水のＳＳ濃度は，No 1系で90.0㎎/l，No 2系で44.8㎎/l と高く，処理水のBOD_5が高い理由は，ＳＳに由来するＢＯＤと考えられる。

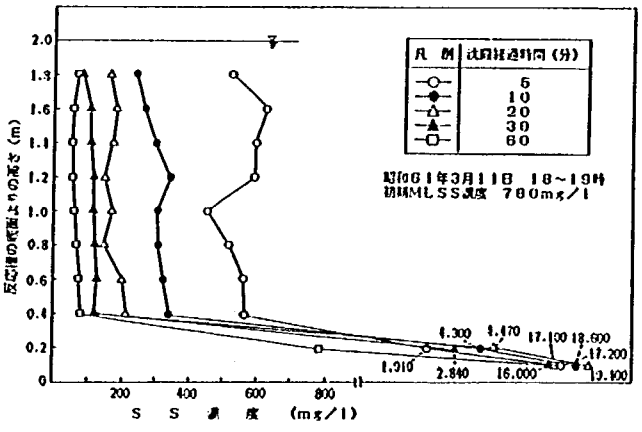
表－3 反応槽内の分析結果

系列 / 項目	NO. 1系	NO. 2系
水温 (℃)	10.7	10.5
pH (−)	7.0	7.3
MLSS (mg/l)	791	3,160
MLVSS (mg/l)	661	2,650
酸素利用速度 (mg/l・時)	5.5	30.0
酸素利用速度係数 (mg/g・MLSS・時)	7.2	9.3
MLDO (mg/l)	6.7	5.0
BOD−SS負荷 (kg・BOD/kg・SS・日)	0.64	0.11

2）ＳＳ除去

パイロットプラントの沈殿時間は，1時間としたが，沈殿工程時の反応槽内のＳＳ濃度分布の例を図－3，図－4に示す。汚泥界面の沈降は，No 1系では明確ではないが，No 2系では明確であり，沈殿開始後60分で汚泥界面は水面下1.2ｍ以下となっていた。60分経過後の水面下1ｍまでの上澄水ＳＳ濃度は，No 1系で60.0㎎/l，No 2系で29.2㎎/lであり，処理水質と同じく高い値であった。処理水中の固形物性のBOD_5濃度が高かったことから，活性汚泥に吸着されなかった流入下水中のＳＳ成分や，活性汚泥のピンフロックが充分に沈殿せず上澄水中に残留していたものと考えられる。

また，初期ＭＬＳＳ濃度の相違により汚泥の沈降は，単粒子沈降やゾーン沈降などの状態に分類されるが，今回の調査結果では，初沈ＭＬＳＳ濃度の高かったNo 2系のほうが，No 1系と比較して上澄水ＳＳ濃度が良好であり，ゾーン沈降によってピンフロックが沈殿する汚泥にとり込ま

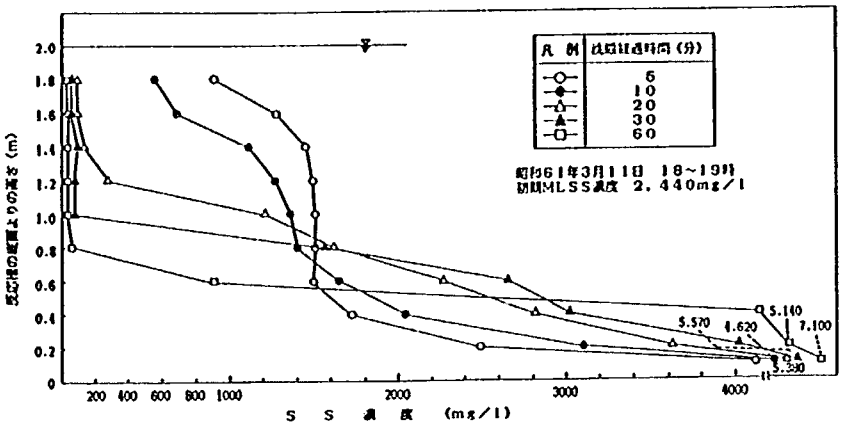


図－3 沈殿時の反応槽内ＳＳ濃度分布（No 1系）

れやすかったものと推察された。

3）栄養塩類の除去

一般に回分式活性汚泥法では，反応槽内で好気性と嫌気性が繰返されるために窒素の生物学的な硝化，脱窒反応や脱リン反応が生じるといわれている。本調査における窒素，リンの分析結果は，表－2に示したとおりである。処理水中の硝酸性窒素（溶解性NO_{3+2}－N)濃度の低下がみられ脱窒があったことがうかがえるが，硝化の程度は低いものであった。



図－4　沈殿時の反応槽内ＳＳ濃度分布（№２系）

一方，リンについては，溶解性PO_4－P の除去率が№１で57.1%，№２で97.0%と比較的高い値を示していた。

4）まとめ

本年度の調査では，ＢＯＤ除去率が昨年度の調査結果と比較して悪かった。理由としては，ＳＳに由来するＢＯＤ濃度が高いためであり，反応槽内のＭＬＳＳ濃度の制御と沈殿工程の管理が重要であることがわかった。

3.2　五ケ丘浄化センターにおける実態調査

五ケ丘浄化センターの回分式活性汚泥法に関する実態調査は，昭和60年10月１日，２日に実施した。前年度の昭和60年２月13日に実施した実態調査と比べて大きく相違する点は，次の２点であった。

①　五ケ丘地区への入居戸数が増加し，流入下水量が約２倍となった。

②　反応槽の撹拌，曝気のサイクルタイムが異なる。

表－４　五ケ丘浄化センターの計画・設計諸元

計画１日最大汚水量	$900m^3$/日
計画時間最大汚水量	$900\times\frac{2.5}{24}=93.75m^3$/時間
計画流入水質	BOD 200mg/ℓ，SS 250mg/ℓ，COD_{Mn} 80mg/ℓ
計画二次処理水質	BOD 20mg/ℓ，SS 30mg/ℓ，COD_{Mn} 15mg/ℓ
計画三次処理水質	BOD，SS，CODとも10mg/ℓ
BOD-SS負荷	0.2kg/kg・日
SVI	250mℓ/g
回分式反応槽	容量 $450m^3$/槽×２　水面積 $100m^2$/槽×２

3.2.1　五ケ丘浄化センターの概要

五ケ丘浄化センターは，住宅・都市整備公団により愛知県豊田市の五ケ丘地区土地区画整理事業の一環として建設された同地区の住宅団地を処理区とする下水処理場である。本浄化センターの計画・設計諸元，処理フローシートは，それぞれ表－４，図－５に示すとおりである。

五ケ丘浄化センターの回分式処理槽の１サイクル当りの運転条件は，図－６に示すとおりであった。昨年度の調査時点と比較し今回の調査では，曝気時間が断続的であり，曝気時間が１時間から２時間

へと増加している。運転条件の変更は，昭和６０年５月に入居世帯が１１４戸から215世帯と増加し，流入下水量が約100㎥/日から約200㎥/日へと増加した時点で実施された。

回分式処理槽への流入下水の流入は，図－６に示した運転工程とは関係なく，汚水ポンプ槽の設定水位により随時行っている。また，回分式処理槽は２槽あるが，調査時点では１槽のみが運転されていた。

3.2.2　調査の方法

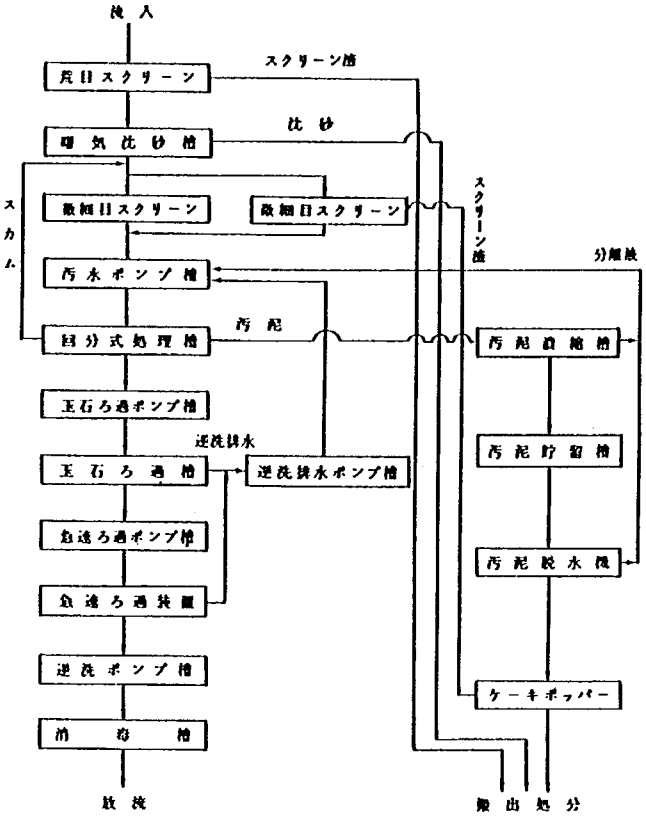
調査は，午後６時より開始する処理工程に合せて開始し，24時間連続調査を行った。

測定・分析項目は，表－５に示すとおりであった。窒素，リンの分析は，自動比色分析器により実施し，その他の項目は，「下水試験方法」により行った。

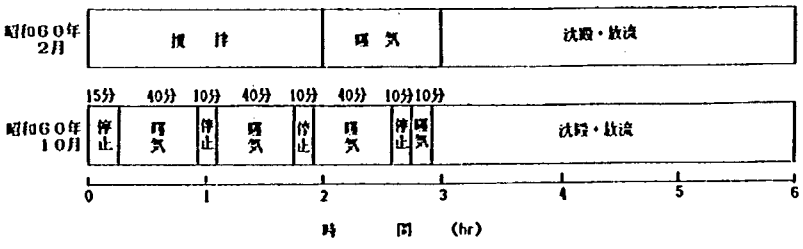
3.2.3　調査の結果

(1)　流入負荷量

流入下水は，図－７に示すように汚水ポンプ槽の水位が設定水位となったときに回分式処理槽へと流入した。流入下水量は，190㎥/日であり，前回調査時の78㎥/日と比べて約2.4倍となり，１系列の計画下水量450㎥/日に対して42%であった。流入下水の水質は，表－７に示すとおりであるが，前回と比較して水温が23.0℃(前回11.9℃)と高い以外は，他の水質項目はわずかながら低い値であった。



図－５　五ケ丘浄化センターのフローシート



図－６　五ケ丘浄化センターの運転条件（１サイクル当り）

(2)　ＢＯＤ，ＳＳ除去

回分式処理槽内の活性汚泥に関する分析，測定結果は表－６に，処理水質は表－７にそれぞれ示すとおりであった。

処理槽のＭＬＳＳ濃度は，平均2,064㎎/lと，前回の4,035㎎/lの約半分であり，反応槽のMLSS

は600kg程度とこれも前回の半分であった。MLSS濃度の低下と流入BOD負荷量の増加により，処理槽のBOD－SS負荷は，前回の0.013kg-BOD/kg-SS・日から0.06kg-BOD/kg・SS・日へと4.6倍に増加したが，計画値の30%にすぎなかった。

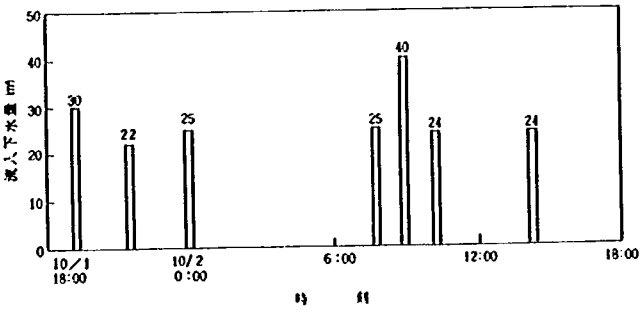
BODの除去率は，全BOD_5で93.2%，溶解性BOD_5で92.7%であった。処理水の全BOD_5は，平均で19.0mg/lであり，溶解性BOD$_5$が5.73mg/lであることや処理水のSSが26.5mg/lであることから，SS性のBOD$_5$が高いためと考えられた。この傾向は，パイロットプラントの調査結果とよく似ており，安定した処理水質を得るためには，沈降性の良い汚泥の管理（汚泥フロックをこわさないような撹拌など）に注意を要することを示唆していると考えられる。

(3) 窒素，リンの除去

窒素の除去は，生物学的硝化脱窒により行われていると考えられる。T－Nの除去率は75.1%と前回の92.1%と比較して低い値となっていた。アンモニア性窒素は，除去率97.7%と高い値であったが，処理水のNO_3-Nは9.16mg/lと高い値を示し，硝化が進んでい

表－5　測定・分析項目

試験・分析項目	流入水	撹拌時混合液	沈殿時上澄水	(下水流入)同左	処理水
水温	○	○			○
水深	○	○			○
pH	○	○			○
M アルカリ度	○	○			○
透視度	○				○
SV_{30}（下水試法）		○			
SV_{30}（ピケツトフェンス法）		○			
汚泥呼吸速度		○			
BOD_5	○			○	○
溶解性BOD_5	○				○
COD_{Mn}	○				○
溶解性COD_{Mn}	○	○		○	○
SS	○		○		○
MLSS		○			
MLVSS		○			
K－N	○	○			○
NO_2－N	○				○
NO_3－N	○				○
NH_4－N	○				○
T－P	○	○			○
溶解性－P	○				○



図－7　流入下水の状況

表－6　反応槽内の活性汚泥試験結果

採水時刻 / 項目	10/1 19:00	19:23	19:47	20:12	21:01	10/2 1:05	2:00	3:00	7:00	8:00	8:53	12:56	14:00	15:00
MLSS(mg/ℓ)	2,016	1,676	1,386	2,098	2,094	1,820	2,018	1,902	2,550	2,384	2,260	2,356	2,170	2,166
MLVSS(mg/ℓ)	1,226	1,056	888	1,292	1,282	1,124	1,232	1,216	1,584	1,436	1,396	1,426	1,370	1,334
槽内水量(m^3)	259	289	289	289	289	341	341	341	244	269	—	279	279	287
MLSS (kg)	522	484	401	606	605	621	688	649	622	641	—	657	605	622
MLVSS (kg)	318	305	257	373	370	383	420	415	386	386	—	398	382	383
SV30 (%)	—	—	15.0	15.5	14.5	—	—	13.2	—	—	—	—	—	16.0
SVI (cm^3/g)	—	—	108	73.9	69.2	—	—	69.4	—	—	—	—	—	73.9
γ_r (mgO_2/hr)	12.4	22.3	14.2	9.90	8.80	16.6	8.12	6.78	8.30	23.2	20.1	25.6	21.9	11.9
K_r ($mgO_2/vsg.hr$)	10.1	21.1	16.0	7.60	6.86	14.8	6.59	5.58	5.24	16.2	14.4	18.0	16.0	8.92

MLVSS/MLSS 61.8%

るが脱窒率が低いと考えられた。この理由としては，エアレーション時間が前回より増加し，嫌気的状態の時間が低下したことも一因と思われた。

表－7　処理成績一欄

		水　量	水　温	p H	アルカリ度	透視度	BOD_5	D-BOD_5	COD_{Mn}	D-COD_{Mn}
流入水	平均水質(mg/ℓ)	190m³	23.0℃	6.97	116	3.8cm	182	50.8	79.9	29.7
	負荷量 (kg/日)		—	—	22.0	—	34.6	9.65	15.2	5.64
処理水	平均水質(mg/ℓ)	124m³	22.5℃	6.46	36.8	13.3cm	19.0	5.73	17.5	10.8
	負荷量 (kg/日)		—	—	4.56	—	2.36	0.71	2.17	1.34
除去率 (%)		—	—	—	(79.3)	—	93.2	92.7	85.7	76.2
		S　S	T-N	K-N	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	T-P	PO_4-P	
流入水	平均水質(mg/ℓ)	161	32.6	32.4	18.5	0.08	0.07	3.91	1.83	
	負荷量 (kg/日)	30.6	6.19	6.16	3.52	0.02	0.01	0.74	0.35	
処理水	平均水質(mg/ℓ)	26.5	12.4	3.20	0.63	0.03	9.16	1.48	0.91	
	負荷量 (kg/日)	3.29	1.54	0.40	0.08	0.003	1.14	0.18	0.11	
除去率 (%)		89.2	75.1	93.6	97.7	85.0	—	75.7	88.6	

4. まとめ

回分式活性汚泥法についてのパイロットプラント調査，五ケ丘浄化センターにおける実態調査の結果，次のことがわかった。

(1) 溶解性BOD_5は，BOD-SS負荷0.013～1BOD-kg/SS-kg・日の広い範囲で高い除去率で除去されていた。

(2) 処理水へSSに起因するBOD_5が流出し，全BOD_5濃度が高くなることがあり，反応槽内の汚泥管理や処理水の引抜き方法に留意する必要がある。

(3) 窒素の生物学的除去は，運転条件の選定によっては，充分に可能である。

(4) リンの除去は，吸着などにより除去されるが，その除去機構がまだ充分に解明されていないため実際の運転条件を示すことは難しかった。

参考文献

1) Alleman, J.E., Prakasam, T.B.S., "Reflections on seven decades of activated sludge history", Jounal WPCF, vol.55, No 5, P.436, May 1983.

昭和60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2402号
昭和61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60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40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.

配布先氏名

配布先住所

No.

○

土木研究所資料第2402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　＊＊