ＩＳＳＮ　0386--5878
土木研究所資料第2906号

土木研究所資料

平成元年度下水道関係調査研究
年次報告書集

平成２年10月

建設省土木研究所

「Copyright© (1990) 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，土木研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。」

土木研究所資料
第2906号　1990年10月

平成元年度下水道関係調査研究年次報告書集

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

要　旨

本報告書集は，平成元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31編270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，水質浄化，
バイオテクノロジー

序　　文

本報告書は，平成元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，すべて集約してとり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，試験研究費，下水道事業調査費，河川事業調査費，環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費，環境保全総合調査研究促進調整費，及び建設技術研究開発経費によって実施されている。

平成元年度における新規課題は，①下水中での硫化水素の生成に関する研究（試験研究費），②下水汚泥の資源化技術に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査（下水道事業調査費），④し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査（下水道事業調査費），⑤下水道管渠の作用土圧に関する調査（下水道事業調査費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成元年度に終了した課題には，①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（建設技術研究開発経費），②活性汚泥中における非土着微生物の挙動に関する実験系を用いた研究（環境保全総合調査研究促進調整費），③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（下水道事業調査費），④下水処理水の再利用に関する調査（下水道事業調査費），⑤下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査（下水道事業調査費），⑥下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査（下水道事業調査費），⑦下水道施設の耐震性に関する調査（下水道事業調査費），⑧都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査（下水道事業調査費），⑨コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査（下水道事業調査費），⑩河川の富栄養化に関する調査（河川事業調査費）があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

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下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究（試験研究費），②地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査（下水道事業調査費），③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（下水道事業調査費），④浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査（下水道事業調査費）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。

とくに，「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」においては，省エネルギー型の水処理プロセスの開発，省面積型の水処理プロセスの開発，高効率の汚泥処理プロセスの開発をはじめとして，今後下水道事業に活用できる数多くの実用化

技術が開発されたと考えている。

今後，下水道事業を円滑に進めていく上で技術上の問題は少なくない。なかでも，①中小都市に適した技術の開発，②処理水質の向上に対する要望の多様化への対応，③雨水排除の安全度の向上技術，④下水ならびに汚泥の処理における省資源・省エネルギー対策，⑤処理水と汚泥資源の有効利用技術，⑥管路施設の効率的整備手法の確立，⑦老朽化した施設の改築技術の確立等はここ数年にわたる重要な課題である。

こうした行政上のニーズに対応した調査・研究を進めるとともに，下水道と公共用水域の水質汚濁防止の基本問題を常に念頭においた研究姿勢を保っていきたいと考えている。

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

平成２年10月

下水道部長　　安　中　徳　二

目　　次

序　文

概要約集 …… 1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 ……（下水道研究室）… 33
2. 下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究 ……（三次処理研究室）…… 39
3. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 ……（汚泥研究室）…… 49
4. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 ……（水質研究室）…… 57

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 ……（三次処理研究室）…… 63
2. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 ……（汚泥研究室）…… 71

Ⅲ　環境保全総合調査研究促進調整費による研究

1. 活性汚泥中における非土着微生物の挙動に関する
   実験系を用いた研究 ……（三次処理研究室）…… 89

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 ……（水質研究室）…… 99
2. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 ……（下水道研究室）… 107
3. 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）…… 115
4. 下水道による住環境の改善に関する調査 ……（下水道研究室）… 125
5. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 ……（下水道研究室）… 133
6. 栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査 ……（三次処理研究室）…… 145
7. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査 ……（三次処理研究室）…… 153
8. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 ……（三次処理研究室）…… 161
9. 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）…… 171
10. 下水処理水の再利用に関する調査 ……（三次処理研究室）…… 179
11. 下水汚泥の燃料化に関する調査 ……（汚泥研究室）…… 187
12. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査 ……（汚泥研究室）…… 195
13. 下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査 ……（汚泥研究室）…… 207
14. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査 ……（下水道研究室）… 221

15. 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）…… 227

V 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査 ……（システム課 下水道研究室）…… 237

2. 下水道施設の耐震性に関する調査 ……（耐震研究質）…… 243

3. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査 ……（施工研究室）…… 251

4. 都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査 ……（総合治水研究室）…… 257

5. コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査 ……（緑化研究室）…… 265

6. 下水道管渠の作用土圧に関する調査……（土質研究室）…… 271

VI 河川事業調査費による研究

1. 異常水質時の緊急対策に関する調査 ……（水質研究室）…… 277

2. 河川の富栄養化に関する調査 ……（水質研究室）…… 285

VII 建設技術研究開発経費による研究

1. 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）…… 291

付 録

平成元年度 下水道関係刊行報告書一覧

平成二年度 下水道関係調査研究課題表

概　要　約　集

下水中での硫化水素の生成に関する研究		本文33ページ	平成元年度
全体計画	試験研究費　平成元～4年度	下水道研究室	

(目　的)

近年，硫化水素による下水管渠，特に圧送管の出口付近及び下水処理場の最初沈殿池，汚泥系の下水道施設の腐食が問題となってきている。下水管渠の腐食には，硫酸塩還元細菌及び硫黄酸化細菌が深く関与しており，これらの細菌の特性を明らかにすることはきわめて重要なことである。

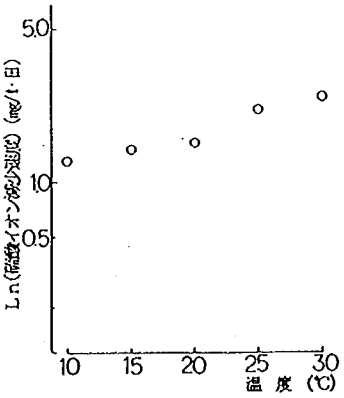
本研究ではこれらの細菌の特性を明らかにするとともに，腐食現場においても調査を行い下水管渠及び下水道施設の腐食防止技術に資することを目的としている。

(結　果)

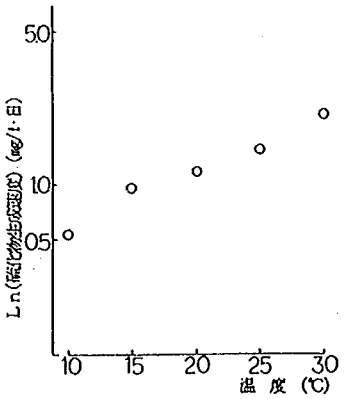
(1) 実態調査を行った結果下水中の硫酸塩濃度は，内陸部，沿岸部ともにおおむね10～50mg／ℓであるが沿岸部では海水の浸入，内陸部でも温泉排水を含む下水では高濃度となることがあった。

(2) 硫化水素生成に関する基礎実験では，硫化水素の生成に対する温度の影響は，10～30℃において温度の上昇につれて硫化水素の発生量は多くなった。硫酸イオン減少速度と硫化物生成速度の間には，高い相関関係があった。また，プロピオン酸を硫酸塩還元細菌の基質としたときに，高い硫化物生成速度を示した。

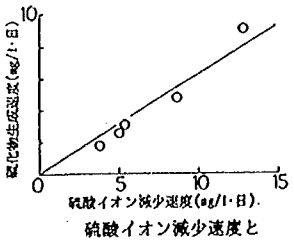
(3) 圧送管について現地調査を行った結果，下水の圧送管滞留時間が長くなるとかなり高濃度の硫化水素が発生することがわかった。



各温度における硫酸イオン減少速度



各温度における硫化物生成速度



硫酸イオン減少速度と
硫化物生成速度の関係

研究担当者：竹石　和夫
村上　孝雄
小沢　登

キーワード	管渠，腐食，硫化水素，硫酸塩還元菌

下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究		本文39ページ	平成元年度
全体計画	試験研究費　昭和63～平成2年度	三次処理研究室	

（目　的）

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で比較的近い将来に地域によっては水需要のアンバランスが問題となると考えられる。その場合に，定常的にかつ容易に確保できる水資源として，下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。本調査は下水処理水を直接再利用する場合の重要な技術的問題の一つである下水処理水の衛生学的安全性向上について塩素に代わる消毒・滅菌法とその効果の指標を明らかにするために実施している。平成元年度は代替消毒法としてのオゾン殺菌と紫外線照射法について指標細菌等の耐性を中心にその効果を検討した。また，実処理場における消毒指標微生物の挙動についても検討した。

（結　果）

(1) 代替塩素消毒法に関する調査の結果，消毒の対象となった微生物のなかでは，大腸菌ファージの仲間が，今年度調査した，オゾン，紫外線，および塩素消毒の3つの方法に対しては大腸菌や腸球菌より強い耐性を示した。この実験結果から，大腸菌ファージは一般的に耐消毒性が細菌類より強いといわれる腸管系ウイルスの消毒効果判定のための指標としての必要条件を満たしているものと考えられる。

(2) 実処理場における消毒指標微生物の挙動に関する実態調査は，A，Bの2処理場で実施された。結果を表－1に示した。表では，いずれの指標微生物も二次処理の過程ではほとんどの除去が達成されていることがわかる。塩素消毒された水である放流水と消毒前の二次処理水とを比較すると，大腸菌・腸球菌と比較して，大腸菌ファージの数はあまり変化しておらず，実態調査の結果からも，ファージの塩素消毒耐性の大きいことが証明された。

表－1　実態調査の結果

指標微生物	流入水	一次処理水	二次処理水	放流水
E. coli.	51×10^4 10×10^4	31×10^4 88×10^3	65×10^2 50X10	15 2
E. faecalis	12×10^4 29×10^3	90×10^3 24×10^3	45×10^2 11X10	60 6
coliphage type K(12)	17×10^2 71	21×10^2 11X10	1.99 6.22	0.99 5.86
coliphage type B	43X10 10×10^2	79X10 49X10	0.34 7.53	0.09 4.11

上段：処理場A、下段：処理場B

研究担当者：佐藤　和明
小越真佐司
諏訪　守

キーワード	下水処理水，再利用，消毒，オゾン殺菌，紫外線消毒，ファージ，ウイルス

発生下水汚泥の質と量に関する研究		本文49ページ	平成元年度
全体計画	試験研究費　昭和62～平成3年度	汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の有効利用は，①コンポスト化等の緑農地利用と　②焼却灰や溶融スラグ等を建設資材として利用しているが，いずれも，汚泥中に含まれる重金属の種類と含有量が製品の良否に大きな影響を与えている。今後，下水汚泥の有効利用を一層促進するためには，汚泥中の重金属等の調整が必要と考えられる。従って，本研究では汚泥中の重金属等の調整を行うときに必要とする基礎資料を得るために実施している。平成元年度は，初沈汚泥と余剰汚泥中重金属の形態調査及び，汚泥の消化処理や脱水処理による汚泥中重金属の形態への影響を調査した。なお，重金属の形態分画は，米国の，R・C・Stoverr らが農用地土壌中の重金属の形態分画に用いた方法で行った（表－1参照）。

（結　果）

(1) 石灰系脱水汚泥の Compost化による重金属の形態に与える影響

① 石灰系脱水処理は，CuとNi（図1，2）のイオン交換態の割合を増加させる傾向があるが，Compost 化処理によって初沈汚泥と同じ程度に減少している。

② CuとNi以外のZn，Cd，Crの3元素は，Compost 化や，脱水処理によって炭酸塩態等の安定した形態ものが，少し増加する程度で，イオン交換態の増加はなく，安定している。

(2) 嫌気性消化及び脱水剤添加による影響

① 嫌気性消化処理は，安定した形態のものを少し増加させる程度で，大きな変化はない。

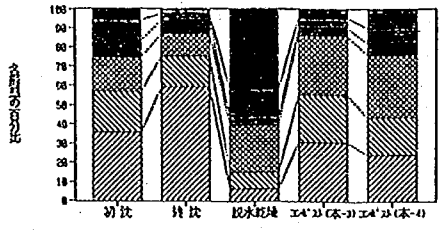
② 石灰系脱水処理は，前記と同様である。

③ 高分子系の脱水剤は，汚泥中重金属の形態には，ほとんど影響を与えない（図3，4）。

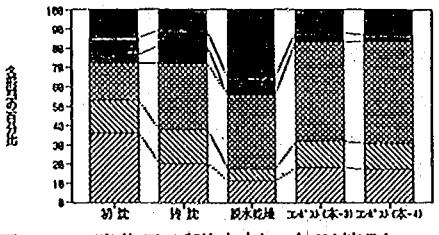
表－1　形態分画の抽出試薬と分画操作のフロー

No	分画形態名	抽出試薬名	混合比	振トウ時間	固液分離	測定方法
1	イオン交換態	1M-KNO_3	(50:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
2	吸着態	0.5M-KF(pH6.5)	(80:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
3	有機結合態	0.1M-$Na_4P_2O_7$	(80:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
4	無機炭酸塩態	0.1M-EDTA(pH6.5)	(80:1)	8hr×2回	→ 遠沈 →	原子吸光測定
5	硫化物塩態	1M-HNO_3	(50:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
6	残留態	－	－		(HNO_3+$HClO_4$)分解後 →	原子吸光測定
7	全重金属量	－	－		(HNO_3+$HClO_4$)分解後 →	原子吸光測定

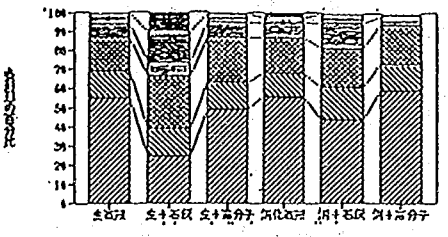
図－1　H・下水処理場汚泥の形態別重金属外遊率(Cu)



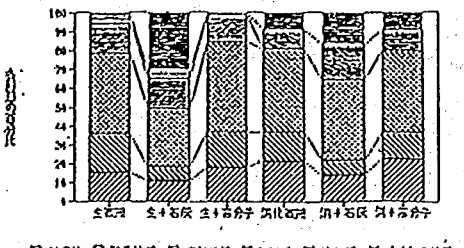
図－2　H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率(Ni)



図－3　消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響(Cu)



図－4　消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響(Ni)



研究担当者：大嶋　吉雄，　岡澤　邦明

キーワード	汚泥，重金属，形態，分画

流水中の窒素収支に関する基礎的研究		本文57ページ	平成元年度
全体計画	試験研究費　昭和61～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

流水中において窒素はアンモニア性窒素の他に，窒素ガス，亜硝酸性窒素，硝酸性窒素及び有機性窒素の形で存在しており，これらの窒素は化学的あるいは生物化学的な作用を受けることにより絶えずその形態を変化させながら流水中を輸送されている。さらに，流水に接する大気や底泥との間においても形態変化を伴う窒素の物質交換が行われている。

本研究は，流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を再現・予測する手法の確立に資するため，あらゆる形態の窒素化合物を対象に，輸送量や形態変化の特性を，定性的あるいは定量的に評価することを目的としている。本年度は特に，底泥中における有機性窒素の加水分解，並びに底泥の巻き上げに伴う流水中への窒素回帰について検討することとしている。

（結　果）

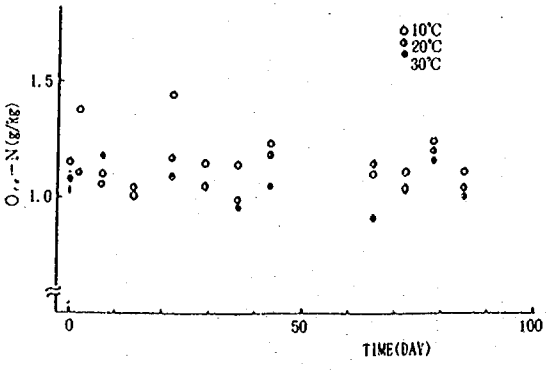
図－１に，それぞれ10℃，20℃，30℃の恒温室内に静置された各実験ケースにおける底泥中の有機性窒素含有量の経時変化の様子を示す。底泥中の有機性窒素含有量$C_{o\text{-}N}$が，加水分解及びバクテリアの増殖によってのみ変化するような系を考えると，$C_{o\text{-}N}$の時間的変化は次式で表すことができる。

$$dC_{o\text{-}N}/dt = -\beta 2 \cdot C_{o\text{-}N} + R$$

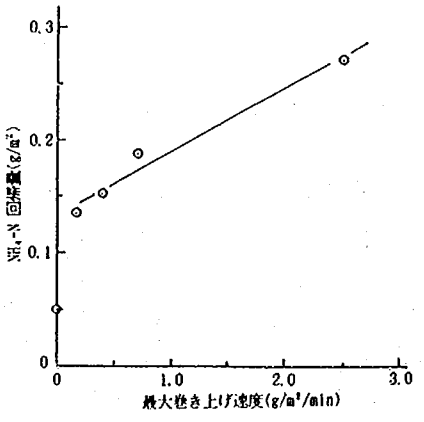
ここで，$\beta 2$は底泥中における有機性窒素の加水分解速度定数，Ｒは系内バクテリアの見かけ上の増殖速度である。系内バクテリアの増殖に伴うCOD_{cr}の分解量に対する収率を40％として，図－１に示す実験結果及びCOD_{cr}の経時変化の測定結果をもとにして，上式から平均的な$\beta 2$を求めると次のようになる。

10℃：$\beta 2_{10}=0.00569$(1/day)　20℃：$\beta 2_{20}=0.00404$(1/day)　30℃：$\beta 2_{30}=0.00185$(1/day)

次に，底泥の巻き上げによるアンモニア性窒素やＳＳの水中への回帰現象は，濃度が安定する動的に定常な巻き上げ状態に移行するまでに，一定の剪断応力下において時間を要することがわかった。図－２には，定常状態に達したときのアンモニア性窒素の回帰量と最大巻き上げ速度との関係を示したが，定常期において，これらは相関が高いことがわかる。ここで，最大巻き上げ速度は，回転開始からの非定常な巻き上げ期における巻き上げ量の時間勾配の最大値によって定義しており，攪乱・流動される底泥塊の量を左右する因子と考えられる。



図－１　底泥中の有機性窒素の加水分解速度実験結果



図－２　アンモニア性窒素の回帰量と最大巻き上げ速度との関係

研究担当者：中村　栄一，　古賀　俊行

キーワード	窒素収支，加水分解速度，巻き上げ速度，回帰量

下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究		本文63ページ	平成元年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和63～平成３年度	三次処理研究室	

（目　的）

下水処理水の新たな資源化あるいは水環境の高度な保全の必要性から，これからの下水処理にとって，従来必要とされていた処理水水質の維持に加え，着臭原因物質，着色原因物質の除去が極めて重要な課題であると考えられる。本研究は，下水処理水中に残存している臭気成分，色度成分に関して，その分析，定量化手法を明らかにすることをはじめとし，処理水の脱臭，脱色技術を確立することを目的として調査研究を実施している。

（結　果）

臭気，色度，有機物について関東地方の下水処理場26ヶ所で実態調査を実施した。その結果，活性汚泥法処理水の臭気強度は一般に40～60度の範囲で，返流水の臭気強度が10^4度以下では処理水の臭気強度は影響を受けないことがわかった。色度については，生物処理で除去されるが，処理水の色度の下限値は15度程度であった。

また，オゾン・活性炭処理をパイロットプラント（下図）により実施し，三次処理水に残留する臭気，色度，有機物の除去特性を検討した。オゾン処理は色度除去に有効であるが，臭気，有機物除去には適さないこと，活性炭処理はすべての除去に有効であったが，色度の破過が臭気，有機物に比べて早いことが明らかとなった。オゾン，活性炭処理それぞれの得失を考慮し，これら二つの単位操作の組み合わせ処理を実施し，良好な処理水質を得られることが明らかとなった。

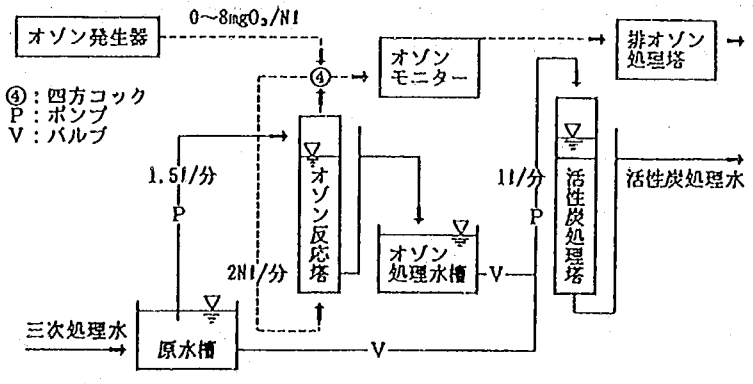


図　オゾン・活性炭処理パイロットプラント処理フロー
オゾン反応塔反応部容積 4.5ℓ（反応塔HRT3分）
活性炭層高１m，断面積0.01㎡（107㎜内径）
活性炭処理操作条件：LV6m/hr，SV6/hr
活性炭：三菱化成ダイアホープ106

研究担当者：佐藤　和明，　森山　克美，　南山　瑞彦

キーワード	下水処理水，脱色・脱臭，オゾン処理，活性炭処理

下水汚泥の資源化技術に関する研究		本文71ページ	平成元年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成元年～3年	汚泥研究室	

(目　的)

下水汚泥焼却灰及び溶融スラグの建設資材利用の推進にあたっては，下水汚泥製品の品質の改善・安定化を低コスト条件で解決する必要がある。一方，都市域を中心に大量に発生している建設廃棄物も，その処理，処分に苦慮している。特に，掘削残土やコンクリート廃棄物は，下水道工事をはじめとする公共土木工事からも大量に発生しており，有効利用の推進が急がれている。

そこで，本研究では，下水汚泥と建設廃棄物を組み合わせることにより，下水汚泥の処理コストを増大することなく，最終的に発生する焼却灰，溶融スラグの品質向上を図ることを目的として実施するものである。

(結　果)

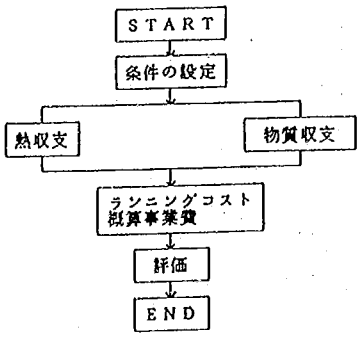
本年度は，下水汚泥と混合する材料として，建設残土に着目し，塩基度(CaO/SiO_2)の高い石灰系汚泥に残土を添加して塩基度調整溶融を行う場合の溶融特性及びスラグ性状の変化を調査した。

(1) 塩基度調整によるスラグ性状の変化

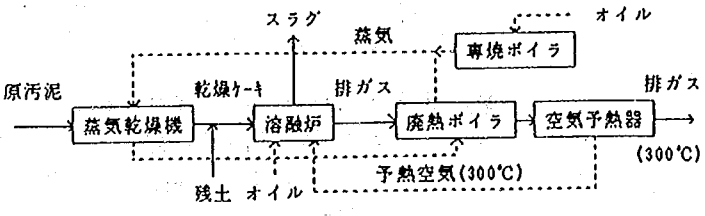
塩基度が 2.0の汚泥を 1.0に調整した場合の水砕スラグのすりへり強度の変化を調査し，塩基度調整により，すりへり強度が改善される可能性があることがわかった。また，塩基度調整による徐冷スラグの表面性状の変化を調査した結果，スラグの結晶化は塩基度だけでは判断できなかった。

(2) 塩基度調整による熱収支の変化

石灰系汚泥をそのまま溶融する場合と残土を添加し塩基度調整溶融を行う場合の物質収支，熱収支計算を行い，総合的なコスト比較を実施した。検討フローを図－1に，対象とした溶融システムのフローを図－2に示す。物質・熱収支計算から，残土を添加することで，処理固形物量及びスラグ発生量は増加するが，溶融温度の低下により，オイル使用量は削減でき，ランニングコストが低減できる可能性があることがわかった。



図－1　検討フロー



図－2　対象溶融システムのフロー

研究担当者：大嶋　吉雄，　増田　隆司，　白石　　隆

キーワード	汚泥，建設廃棄物，溶融，有効利用

活性汚泥中における非土着微生物の挙動に関する実験系を用いた研究		本文89ページ	平成元年度
全体計画	環境保全総合調査研究促進調整費　平成元年度	三次処理研究室	

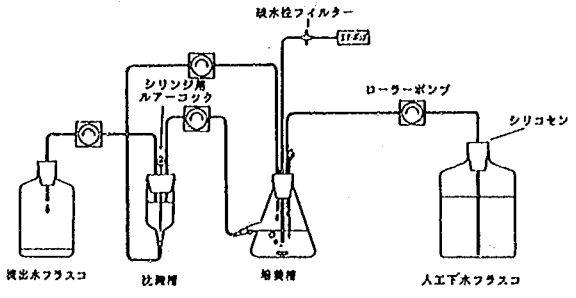
（目　的）

遺伝子操作微生物という非土着微生物が排水処理系に浸入した場合の挙動を予測する手法の確立は重要な課題である。本研究では，モデル活性汚泥系（図１）を導入し，これを用いて，外来の非土着微生物のモデルとして活性汚泥中の細菌と区別し菌数測定できる細菌（*E. coli* B101/pBK9 を用いた。この細菌はストレプトマイシン，カナマシイン，アンピシリン，テトライクリンに耐性である。）を接種し，この細菌の個体群密度の変化を追跡した。更に，その結果を説明する為のいくつかの実験を行った。本研究は，これらの結果から組み換え微生物のような非土着微生物が活性汚泥系に浸入した場合の挙動予測の方法の開発を目指すものである。

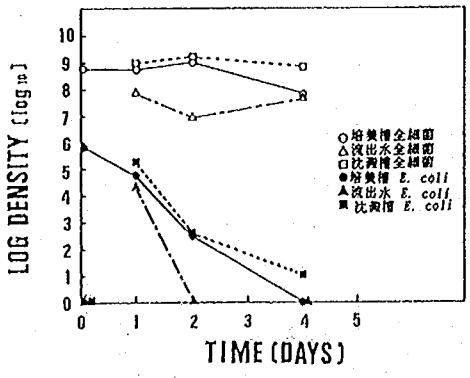
（結　果）

E. coli の接種後，培養槽，沈殿槽底部，流出水中の全細菌及び *E.coli* の生菌数を調べた。この結果（図２）から培養槽，沈殿槽底部，流出水中の *E.coli* は接種後すぐに数が減少したことがわかる。沈殿槽底部においても接種後１週間後には消滅が確認された。

E. coli が減少し最終的に消滅した機構を解析するためにいくつかの実験を行い，次のことがわかった。ｉ）培養槽の培養液のろ過液で *E.coli* と活性汚泥の細菌の増殖曲線を調べたところ，前者の傾きが後者に比べ非常に低かった。ii）活性汚泥細菌と *E.coli* の系外への流出率の大小を比較するために沈殿槽での両者の沈降率を比較した結果，活性汚泥細菌が沈降性が高いのに対し，*E. coli* はほとんど均一に分散していた。以上のことから，浸入した *E.coli* はそこでの活性汚泥系という微生物相互作用系において負の増加率を持ち，これ故にこの系から減少し消滅したと考えられた。



図－１　モデル活性汚泥系



図－２　モデル活性汚泥系Ｉにおける，全細菌及び *E. coli* の生菌数の変化

研究担当者：佐藤　和明，　高橋　正宏，　中島　敏幸

キーワード	遺伝子操作微生物，非土着微生物，モデル活性汚泥系

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文99ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成３年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

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

本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に，①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握等を行い，分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし，水質保全上の位置づけを明確にすることを目的としている。

（結　果）

本年度は前年度に引続きＨ市における戸別合併浄化槽とＮ市のＫ氏宅で使用している比較的容量の大きなＫろ材浄化槽について通日調査を実施し，次のような結果を得た。

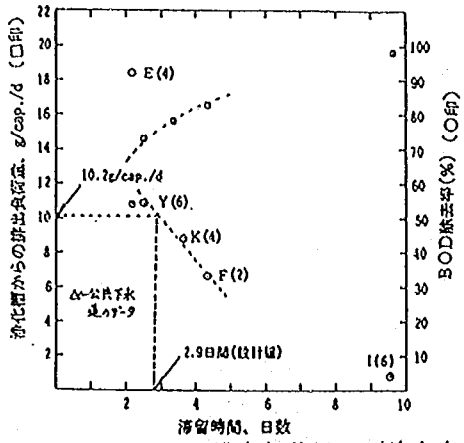
(1) 嫌気ろ床部が十分な嫌気性条件に維持されている場合には，高濃度の有機酸が存在し，酢酸，酪酸，プロピオン酸，カプロン酸などが 100～150mg/l程度検出された。

(2) 浄化槽内における有機物の減少は主に接触曝気槽で行われ，窒素の減少についても同様であった。

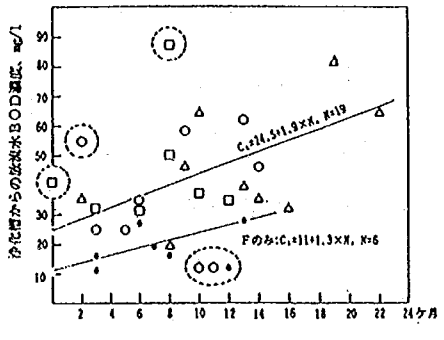
(3) 放流水の水質は沈殿槽での水質と必ずしも一致していない。曝気槽と沈殿槽の底部に堆積している汚泥からの有機物や窒素の溶出および朝夕の流量増大時に汚泥自体の流出によって予想以上の排出負荷量となっている。図１のように，処理対象人員６人で平均滞留時間３日間の場合のＢＯＤ排出負荷量は約10gr／人／日程度であった。

(4) 浄化槽の安全性の評価のために放流水中の大腸菌群数を調査した結果，有機物等の流出パターンと一致して朝夕の流量増大時に高く，２×10^4 個／ml程度にまで達していた。Ｋろ材浄化槽については消毒槽は設置されていないが，10^2 ～10^3 個／mlであった。

(5) これまでの調査を汚泥引抜き後の経過時間との関係で整理した結果を図－２に示す。全ての浄化槽とも経過時間と共に放流水質は悪化していく傾向が現れた。また，理想的維持管理がなされたとして期待される放流水のＢＯＤ値は使用人員２人のＦ宅が11mg/l，４～６人のＹ，ＫおよびＥ宅では25mg/l程度となり，浄化槽の容量を大きくするか，処理対象人員の算定方法を改定するか検討の必要性が明らかとなった。



図－１　ＢＯＤの排出負荷量及び除去率と滞留時間との関係



図－２　汚泥引抜き後の放流水質の経時変化

研究担当者：中村　栄一，　長谷川　清，　酒井　憲司

キーワード	合併処理浄化槽，機能評価

下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査		本文 107ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成３年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

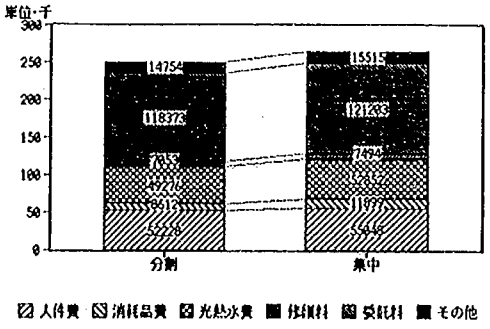
下水道の整備が地方中小都市に及ぶにつれてより機動的・弾力的な整備手法の開発が望まれている。一方，大都市地域においては膨大な資産をより効率的に管理していく必要性が高まっていると共に下水道施設の多目的利用が検討，実施されつつある。本調査は，このような背景を踏まえ，①下水道の総合的・広域的な管理手法に関する調査，②下水道の多目的利用に関する調査，③下水道整備の総合的な効率化に関する調査，について調査を実施するものである。

（結　果）

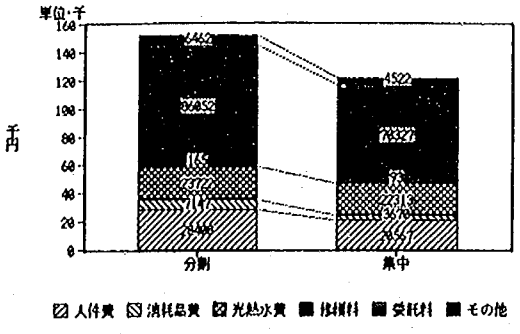
平成元年度は上記課題のうち①及び③に関する課題として (1)汚泥圧送管による汚泥集中処理の維持管理費に関する調査，(2)下水道圧送管に関する実態調査，を実施した。このうち，(1)については，A市の２処理場（表－１）で汚泥を各々の処理場で処理した場合（以下分割処理と言う）とB処理場の引抜汚泥をA処理場にポンプ圧送し，A処理場で一括処理した場合（以下集中処理と言う）の維持管理費を試算し，集中処理が維持管理費に与える影響を推測した。その結果，両処理場を合わせた合計を見れば維持管理費トータルで0.96倍の減少となり，汚泥処理フローとして脱水ののち埋め立て処分を行っていて全維持管理費に占める汚泥処理費の割合が低い箇所については汚泥の圧送による集約処理は維持管理費低減という観点からはさほど効果が無いものと考えられた。

表－１　計画流入水量

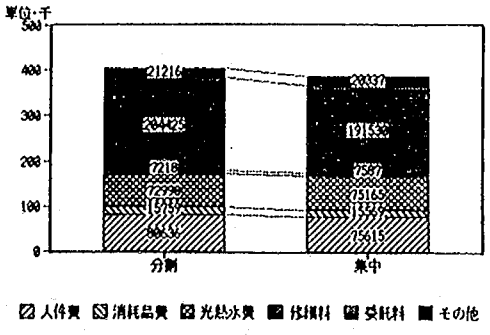
	計画流入水量（ｍ３／日）
A処理場	20000
B処理場	6730



図－１　A処理場合計



図－２　B処理場合計



図－３　処理場計合計

研究担当者：竹石　和夫，　塩路　勝久

キーワード	下水道，汚泥集中処理，維持管理費

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 115ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和55～平成２年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

富栄養化した閉鎖性水域では，流入する有機物負荷の他，栄養塩類の存在の下で水域内で内部生産が起こり，有機性汚濁が進行する。これらの水域では有機物負荷の他に，栄養塩負荷の削減を行わなければならず，下水道を中心にした水質保全対策が必要と考えられる。しかしながら，その対策に対する評価が十分に行われていないのが現状である。閉鎖性水域での富栄養化対策を合理的に推進していくためには，諸対策の効果評価を行う必要があり，その評価に関する調査を行い評価手法を確立することが急務となっている。

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取り上げ，その流域で建設が進められている下水道により栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし，閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに，その評価手法の確立を目指すものである。

（結　果）

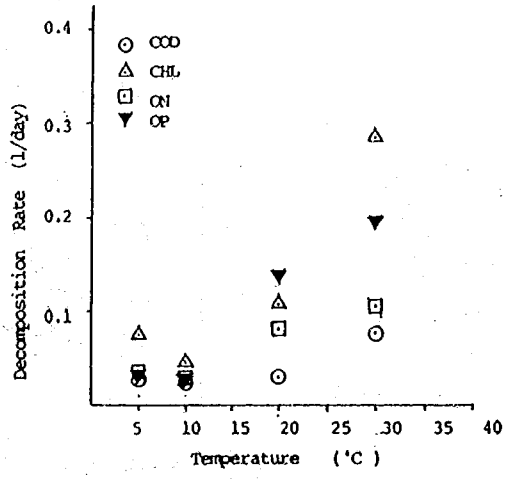
(1) 手賀沼の植物性プランクトンの一次生産速度に影響を及ぼす因子として，光の照射強度，水温，栄養塩濃度を取り上げ，それぞれの影響を定量的に把握するための実験を行った結果，

① 一次生産速度は，飽和照度となるまでは照度の一次関数として増加するが，それ以上の照度では，一次生産速度はほぼ一定である。また，飽和照度は冬は低く，夏ほど大きな値を示す。

② 一次生産速度は温度依存性がかなりあり，採取した水温条件付近に生産速度の最適点を有する。これは，採取したときの水温付近に最も適した植動物性プランクトンが優先種となっているためと思われる。

③ 現在の湖内の生産力の栄養塩制約条件は主に窒素に依存しているが，栄養塩による削減効果を期待するためには，現況の水質から大幅な改善を行う必要がある。

(2) 植物性プランクトン，デトライタス等の湖内有機物の溶解・無機化速度を実験より求めた。この結果，サンプリング地点や季節の違いによる分解速度の相違よりも，温度による依存性が極めて高いことがわかった（図－１）。



図－１　湖内有機物等の分解速度と水温の関係

研究担当者：中村　栄一，　田中　宏明

キーワード	湖沼，富栄養化，一次生産速度，溶解・無機化速度

下水道による住環境の改善に関する調査		本文 125ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成2年度	下水道研究室	

（目　的）

下水道の有する機能には，多く分けて次の3つがある。①浸水の防除，②公共用水域の水質保全，③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上

本調査では，これらの機能のうち，従来より調査研究テーマとして，これだけに焦点をあてて取り上げられることはほとんど無かった③「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うことを目的としている。具体的には次の①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査，②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査，③圧力式下水道システム，真空式下水道システムに関する調査，を取り上げることとしている。

（結　果）

平成元年度は上記課題のうち，ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査及び圧力式下水道システム，真空式下水道システムに関する調査を実施した。ディスポーザに関する調査については同容量，同仕様の2系列の小規模処理プラントを用い，ディスポーザを取り付けた4軒の家庭排水及びディスポーザを取り付けていない4軒の家庭排水をそれぞれ処理し，下水処理に及ぼすディスポーザの影響を推測した。その結果は以下の通りである。

① 水質測定結果を表に示す。流入水質はＢＯＤを除きディスポーザ排水処理系列の方が高くなっているが，処理水質は両系列とも似たような値となっており，その分ディスポーザ排水処理系列の方の除去率（曝気槽，終沈での除去率）が高くなっている。

② 両系列とも処理水のＳＳは終沈での固液分離が良好でなく，通常の下水処理場のレベルよりも高くなっている。しかしながら溶解性ＢＯＤは両系列とも良好な処理が行われている。

③ ＳＳ濃度が10mg/lであったと仮定し，仮想ＢＯＤ濃度を求めたところ，対照排水系列で20.1mg/l，ディスポーザ排水処理系列で17.23mg/lとなり，流入ＢＯＤに対する除去率はそれぞれ90%，91%となり，終沈での固液分離が良好であれば除去率には差は無いと考えられる。

④ ディスポーザを使用した場合，汚泥発生量は大幅に増加（特に初沈汚泥）した。また，初沈汚泥，余剰汚泥を混合して消化実験を実施したところ，投入ＶＳ当りのメタンガス発生量はディスポーザ排水の系列の方が1割～2割増加した。

表　対照系列とディスポーザ排水処理系列の水質測定結果

		区画2 対照系列	区画3 高負荷系列
流入水温		10.8	12.8
流入	ＢＯＤ	194	201
	Ｓ－ＢＯＤ	76	60
	ＳＳ	190	305
	ＣＯＤ	82	129
	Ｔ－Ｎ	35.3	76.5
	Ｔ－Ｐ	3.8	5.9
初沈流出	ＢＯＤ	132 (32.0)	144 (28.6)
	Ｓ－ＢＯＤ	79 (-3.8)	56 (7.5)
	ＳＳ	90 (52.5)	147 (52.0)
	ＣＯＤ	62 (25.2)	92 (29.2)
	Ｔ－Ｎ	32.9 (6.9)	52.5 (31.4)
	Ｔ－Ｐ	3.5 (8.6)	4.7 (20.8)
処理水	ＢＯＤ	58 (56.2)	66 (54.1)
	Ｓ－ＢＯＤ	12 (84.7)	5 (90.8)
	ＳＳ	57 (36.9)	50 (65.6)
	ＣＯＤ	37 (39.3)	43 (53.3)
	Ｔ－Ｎ	33.1 (-0.8)	37.7 (28.1)
	Ｔ－Ｐ	3.0 (14.0)	3.6 (22.8)

単位：℃、ｍｇ／ｌ

（注）（）内は除去率　また処理水の除去率は初沈流出水に対する除去率

研究担当者：竹石　和夫，　塩路　勝久，　村上　孝雄，　櫻井　真一

キーワード	ディスポーザ，排水処理実験，汚泥発生量

合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査		本文 133ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元年度～4年度	下水道研究室	

（目　的）

近年，都市化の進行に伴う不浸透面積の増大により，都市型水害が増加している。都市型水害の防止には雨水流出抑制が重要であるが，流出抑制手法のなかでも貯留は確実な効果が期待できる。また，浸水対策に加えて合流式下水道の雨天時越流水による流出汚濁負荷の削減対策でも，特に汚濁の激しい初期流出水を貯留することが重要である。本調査は，雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果及び越流水汚濁負荷削減を発揮させるための施設の計画・設計手法及び運転管理手法を確立することを目的とするものである。

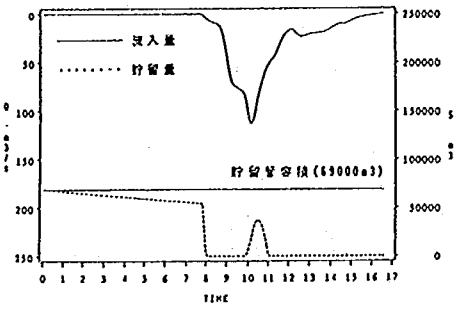
（結　果）

(1) 浸水対策用貯留管きょ容量決定における計画降雨波形として，中央集中型降雨波形を用いた場合と既往最大降雨波形を用いた場合について，実績降雨に対する浸水安全度を比較した結果，排水ポンプ能力が大きい場合には大差がなかった。また，排水ポンプ能力をパラメータとした場合，ポンプ排水能力が小さいほど貯留管きょの浸水に対する安全度は低下した。

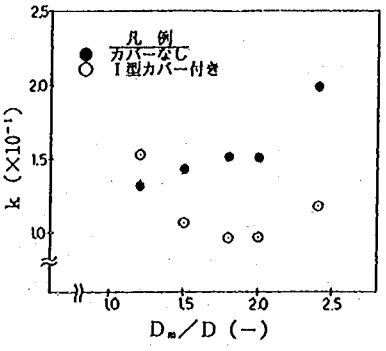
(2) 浸水対策・雨天時越流水汚濁負荷対策の併用目的施設について，その運転方法と越流汚濁負荷量削減効果及び浸水安全度の関係をケーススタディにより検討した結果，初期流出貯留を優先するほど浸水安全度は低下し，初期貯留容量を常に確保する運転方式では，検討対象とした9年間で4回程度の溢水が生じると考えられた。

(3) 貯留管きょの貯留水排水時間について検討した結果，貯留水の排出が完了しないうちに次降雨による流入が開始する場合でも，排水ポンプ能力が大きい場合には，浸水安全度には影響しないと考えられる（図－1）。

(4) サーチャージ流れ状態での，下水管きょマンホールの損失水頭とその低減方法について水理実験により検討した結果，マンホールインバート中央部に管きょ径と同一径で，インバート長の半分程度の長さの半円筒型カバーを設置することによって，損失水頭をかなり低減できることがわかった（図－2）。



図－1　貯留水排出中に次降雨による流入がある場合の貯留量曲線



図－2　マンホール損失水頭測定

研究担当者：竹石　和夫，　村上　孝雄，　櫻井　真一

キーワード	浸水対策，雨天時越流水，雨水貯留施設，貯留管きょ

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 145ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	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事ができるが，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になってくる。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) 硝化脱窒同時反応に関する調査では，同時反応を窒素除去プロセスに活用するに当たってはＯＲＰ制御，又はＤＯ制御等が必要であり，これらの制御を行なった場合の高水温期の反応速度として，実施設の窒素収支から 0.8～1.0 mgN/gSS/hrが求められた。また高度な制御を行わない場合でもＤＯを 0.5mm/l程度に維持管理することより，0.5 mgN/gSS/hr程度の反応速度を得られることが明らかとなった。

(2) 結合固定化担体を用いた循環式硝化脱窒法に関する調査では，ＭＬＳＳの高濃度化（5000～6000 mg/l）が達成され，これよって低水温期においても安定した処理が行えた。

(3) 硝化速度・脱窒速度に関する実態調査の結果，各反応速度の温度による変化率は，処理場の条件や季節に関係なくほぼ一定であることが判った。したがって，同一の処理場ではある時点での硝化反応速度等の実測値から各温度での反応速度を推定することが可能であることが明らかとなった。また，循環法を実施している処理場グループと，標準活性汚泥法で運転がされている処理場グループでは硝化速度に違いのあることが判った（表参照）。その原因の一つとして，活性汚泥に対する窒素負荷の違いが推測されたが，より利用価値の高い硝化反応速度の推定式とするには，これらの影響要因について更に検討を加える必要がある。

表　硝化・脱窒速度と水温の関係（回帰分析結果）

K=b*EXP(a*t(℃))			a	b	相関係数	標本数
硝化速度	循環法	夏	0.085	-1.459	0.913	6
		冬	0.082	-0.749	0.913	6
	標準法	夏	0.106	-1.061	0.940	9
		冬	0.086	-0.372	0.940	9
脱窒速度（酢酸）	循環法	夏	0.088	-0.891	0.909	6
		冬	0.086	-0.553	0.656	7
	標準法	夏	0.089	-0.200	0.881	7
		冬	0.075	0.015	0.909	8
脱窒速度（流入水）	循環法	夏	0.083	-1.759	0.871	5
		冬	0.073	-0.506	0.956	4
	標準法	夏	0.094	-1.337	0.803	7
		冬	0.066	-0.540	0.800	8

研究担当者：佐藤　和明，　森山　克美，　小越真佐司

キーワード　下水処理・活性汚泥法・窒素，リン除去・固定化微生物

水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査		本文 153ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	三次処理研究室	

（目　的）

水生生物は，その生物活動により水域中の栄養塩類を吸収するため，水質浄化への利用が期待できる。一方，下水処理水は，窒素・リン等の栄養塩類を比較的多く含む場合があるため，今後増大するであろう処理水の高度利用等の観点から，栄養塩類のより高度な除去が必要となってきている。本調査は，急速ろ過処理水を対象とし，水生植物の旺盛な繁殖力を利用して処理水水質の一層の改善・安定化を図ることを目的とし，処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用いて水質浄化に関する検討を行っている。

（結　果）

本年度は，「日射量が水生生物の水質浄化能に与える影響」および「複数の水生生物を用いた水質浄化」についての調査を行った。また，ポンド施設の修景化に関する検討をおこなった。以下に結果をまとめる。

(1)　日射量がホテイアオイの水質浄化能に与える影響

①　日射をある程度遮光すると，ホテイアオイの生長が抑制される（図参照）。

②　日射量の違いは，ホテイアオイ中の栄養塩含有量に対して明確な影響をおよぼさない。

(2)　藻類の除去に関する検討

日射量が藻類の生長速度に与える影響

①　日射をある程度遮光することにより，藻類の生長を抑制することができる。

複数の水生生物を用いた水質浄化

①　ハクレンは，小型のポンド型施設の藻類除去には不向きである。

②　フナ・ワキンは，Spirogyra（アオミドロ），Stigeoclonium 等の長繊維形藻類の除去に適している

(3)　ポンド施設の修景化に関する検討

①　植生ポンド施設を修景・親水利用目的施設として計画する場合，施設の構造と導入すべき処理水水質の両面からの検討が必要となる。

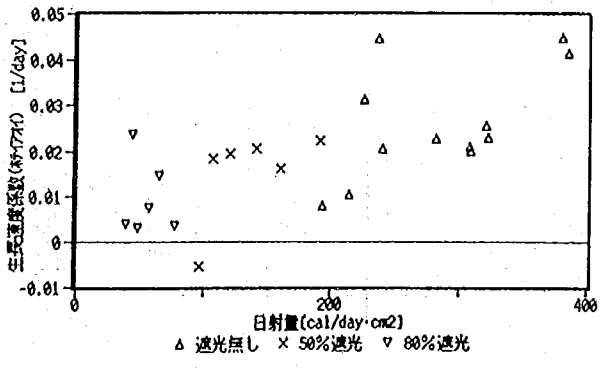


図　　生長速度係数に及ぼす日射量の影響

研究担当者：佐藤　和明，　南山　瑞彦，　諏訪　守

キーワード	急速ろ過水，栄養塩除去，ホテイアオイ

し尿等受入負荷の下水処理への影響に関する調査		本文 161ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元～平成5年度	三次処理研究室	

(目　的)

全国の市町村は，何らかの形でし尿浄化槽汚泥の処理処分を行っているがそのための財政負担は小規模な自治体ほど厳しいものとなっている。近年，これらの自治体においても下水道が続々と併用開始されており，し尿処理と下水処理の二つの事業を行うことにより，財政的負担は更に増加するものと考えられる。このため，し尿等を下水処理場で処理することによって，経費の削減を図りたいという要望が強くなっているが，下水処理場を適正に運転するためには慎重な対応が必要となろう。本研究はこのような全国的要望に対処するため，下水道としての技術的受け入れ指針，適正な受け入れ方法を確立するため着手された。

(結　果)

本年度の成果をまとめると以下の通りである。

(1) し尿などの性状の取りまとめを行い，最近の値として BOD 8,000mg/l，NH_4-N 2,000mg/l，アルカリ度 9,000mg/l等の値を得た。

(2) し尿などの嫌気性消化脱離液は BODは 1,000～3,000ng/l に減少するが，アンモニア，アルカリ度などは元し尿とほとんど変わらない。

(3) 人工的に調整したし尿混合下水を用いた実験により，標準活性汚泥法では低水温期にアンモニア過多による処理水窒素性ＢＯＤの増加が，高水温期にはバルキングが，たとえし尿投入率が低くともに起こる可能性があることが示された。同じ実験より循環法の導入により，し尿投入率を増加させ得ることが示された。

また，結合固定化循環法も，循環法と同様の効果が期待でき，処理時間を短縮する可能性があった（表参照）。

(4) 実際のし尿，下水を用いた処理実験を開始したがその評価は来年度以降の実験を待たなければならない。

来年度以降は，循環法，結合固定化循環法の最適運転条件を明らかにすると共に，実際のし尿を用いた通年実験により活性汚泥に与える影響を検討する。色度，難分解性ＣＯＤ成分の除去について，生物学的，物理化学的処理法の検討を行う。

表　硝化・脱窒速度のまとめ

水温 ℃	処理方法	硝化速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)	脱窒速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)
10	標準活性汚泥法	1.4	—
	循環法	0.9	2.68
	結合固定化循環法（担体有）	4.3	—
	結合固定化循環法（担体無）	0.35	4.10
20	標準活性汚泥法	4.4	—
	循環法	8.1	2.80
	結合固定化循環法（担体有）	4.4	—
	結合固定化循環法（担体無）	2.0	4.26
30	標準活性汚泥法	—	—
	循環法	11.0	3.9
	結合固定化循環法（担体有）	5.84	—
	結合固定化循環法（担体無）	2.51	4.7

研究担当者：佐藤　和明，　高橋　正宏，　中島　敏幸

キーワード　し尿，ＣＯＤ，アンモニア，循環法，微生物の固定化

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 171ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和57～平成2年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

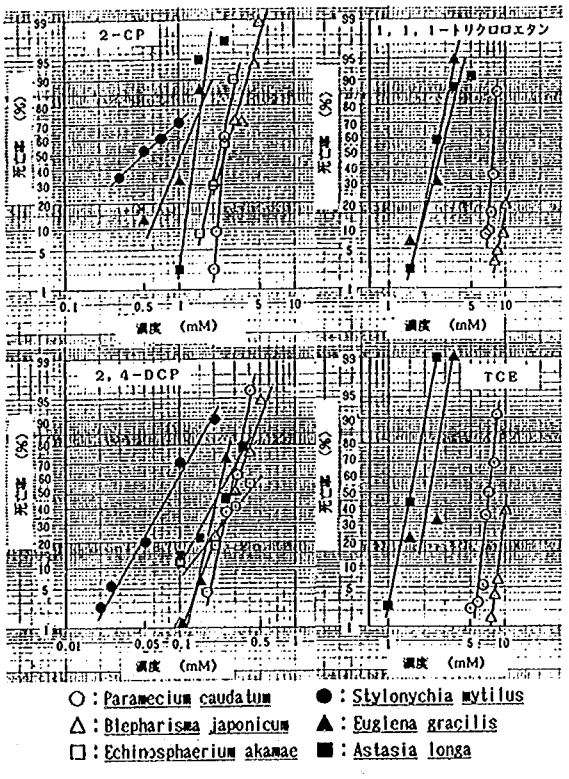
飲料水中のトリハロメタンや地下水中のトリクロロエチレンなど化学物質による汚染が顕在化し，その規制値が設定されるにおよび下水処理施設においても，これらを含む種々の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。このため微量化学物質が活性汚泥処理プロセスでどのように変化し，また影響しているかを明らかにし，仮りに問題があるならばその除去方法や規制などについて検討する。

（結　果）

(1) 2,4,6-トリクロロフェノール(2,4,6-TCP)を1.84mg/l添加した一次処理水を流入水とし，活性汚泥処理実験を行い 2,4,6-TCPが処理に与える影響を調査した結果，有機物除去及び硝化とも良好であり何等問題はなかった。また，2,4,6-TCP の除去率は98%であった。

(2) 下水中微量化学物質のGC-MS による検索を行った結果，工場排水が30%混入するB処理場で，流入水に38種，一次処理水に35種，二次処理水に8種の化学物質が検出された。流入水，一次処理水中に検出された多くの化学物質は，二次処理水中では検出されず生物処理の過程でその殆どが除去されている。しかし，中には二次処理水のみに検出されているものもあり，分析上の問題なのか，あるいは生物処理プロセスの中で生成したのかについては，今後の検討課題となるが，一般的には微量化学物質に対して生物処理が有効であることが示唆された。

(3) 有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法について検討した結果，繊毛虫類のSylonychia mytilus が，実験に供した6種類の原生動物の中では敏感であり指標生物としての可能性が見い出された。実験に用いた2－クロロフェノール(2-CP)，2,4-ジクロロフェノール(2, 4-DCP)，1,1,1-トリクロロエタン，トリクロロエチレン(TCE)に対する化学物質添加濃度と原生動物の死亡率との関係を図－1に示し，この図より読み取ったLC$_{50}$の値を表－1に示した。



図－1　原生動物に対する有機塩素化合物の影響

表－1　原生動物に対する有機塩素化合物のLC$_{50}$(mM)

	2-CP	2,4-DCP	1,1,1-トリクロロエタン	TCE
Paramecium caudatum	2.4	0.27	7.8	7.2
Blepharisma japonicum	2.6	0.29	-	-
Echinosphaerium akamae	2.2	0.32	-	-
Stylonychia mytilus	0.50	0.08	-	-
Euglena gracilis	1.03	0.22	2.6	2.2
Astasia longa	1.32	0.26	2.4	1.6

研究担当者：中村　栄一，　小森　行也

キーワード	活性汚泥，化学物質，原生動物

下水処理水の再利用に関する調査		本文 179ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	三次処理研究室	

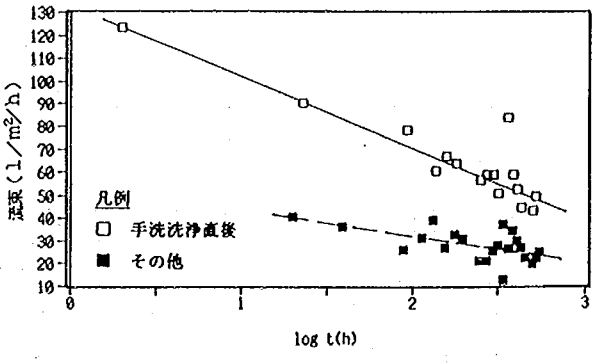
（目　的）

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で比較的近い将来によっては水需要のアンバランスが問題になると考えられる。その場合に，定常的にかつ容易に確保できる水資源として，下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。本調査は下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題の解決を目的として実施している。平成元年度は水稲栽培への利用の検討，膜分離活性汚泥法で使用する膜の特性に関する検討を行った。

（結　果）

(1) 稲作に関する調査では灌漑水量の増大による追肥成分の流亡が収量の減少につながったと考えられる試験区があった。従って圃場の中で灌漑水量の多い区画の収量等については，今後，肥料の流亡による効果を加味した評価を行なう必要があると考えられた。また，重金属の蓄積について調査した結果，土壌中への蓄積等は最近数年間については認められなかった。

(2) 膜分離法についてはテフロン系とポリサルフォン系の材質比較を行なったほか，機械的な連続表面洗浄による膜の耐久性等についての検討を行なった。材質比較の結果は，昨年度の場合と同様にテフロン系の方が高い透過流束を長時間にわたって維持することができた。機械的な連続表面洗浄での耐久性試験では，テフロン膜の場合，1000時間以上の耐久性を有することがわかった。しかし，透過流束は使用時間の対数値が増すにつれて減少する傾向を示した（図－１）。そのため，より長時間の膜寿命を達成するためには適切な洗浄方法を開発する必要があると考えられた。



図－１　透過流束と log(t) の関係（テフロン膜）

研究担当者：佐藤　和明
小越真佐司
諏訪　守

キーワード	下水処理水，再利用，農業利用，膜分離，精密ろ過

下水汚泥の燃料化に関する調査		本文 187ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥は多量の有機分を含んでおり，効率的に水分を除去することで熱的特性は向上する。下水汚泥の乾燥固形物当たりの高位発熱量は4,000Kcal/kg-DS 程度であり，この熱的価値を有効に利用することは，下水汚泥の緑農地利用，建設資材利用ともに重要な利用用途の一つである。

そこで，本調査は，脱水プロセスの効率化及び新しい燃料化プロセスの開発を行うことにより，下水汚泥の持つ熱エネルギーを有効に利用するためのシステムを構築することを目的としている。

（結　果）

本年度の調査項目及び調査結果は次のとおりである。

(1)　脱水汚泥の嫌気性消化実験

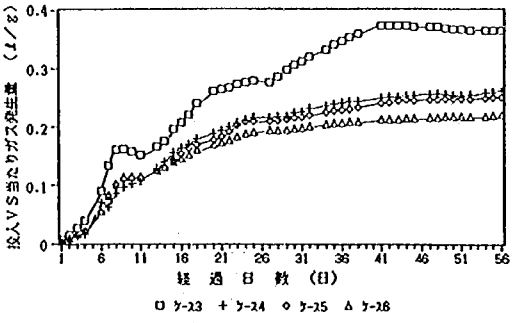
含水率80％程度の脱水汚泥からのメタンガス回収を目的としたバッチ実験を行った。実験は，三角フラスコで作成した装置を用い，撹拌は装置を振とうする方法とした。実験条件及び投入ＶＳ当たりのガス発生量を表－１及び図－１，２に示す。本実験の結果から，含水率80％程度の脱水汚泥からのガス発生は可能であることがわかった。図－１，２から，投入ＶＳ当たりの最終ガス発生量は0.22～0.431/g であり，撹拌により発生量は増加する傾向にあった。また，投入ＶＳ当たりの最終メタンガス発生量は0.15～.0261/g であり，発生ガス中の約63％がメタンガスであった。

(2)　脱水プロセスへの新材料の適用性に関する調査

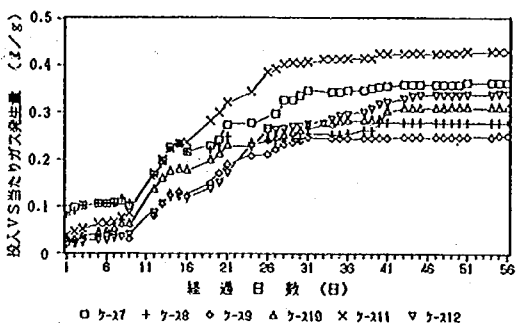
脱水プロセスの効率化を目的として，脱水プロセスに適用可能な新材料の抽出を行った。調査は，適用可能な新材料を，既存プロセスの改善につながるものと新しい脱水プロセスの開発につながるものとにわけて実施した。

表－１　実　験　条　件

No.	種汚泥TS(g)	投入割合(%)	設定温度(℃)	撹拌(回/日)
ケース1	150	0	35	あり（2）
ケース2	150	0	35	なし
ケース3	150	10	35	あり（2）
ケース4	150	10	35	なし
ケース5	150	20	35	あり（2）
ケース6	150	20	35	なし
ケース7	75	5	35	あり（2）
ケース8	75	5	35	なし
ケース9	75	10	35	あり（2）
ケース10	75	10	35	なし
ケース11	75	10	35	あり（4）
ケース12	75	20	35	あり（4）
ケース13	75	0	35	あり（2）



図－１　投入VS当たりガス発生量(1)



図－２　投入VS当たりガス発生量(2)

研究担当者：大嶋吉雄，増田隆司，白石　隆

キーワード	汚泥，脱水，嫌気性消化，新素材

下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査		本文 195ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成元年度	汚泥研究室	

（目　的）

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

（結　果）

平成元年度の調査項目及び結果は次のとおりである。

① 汚泥スラグの成分と強度特性に関する調査

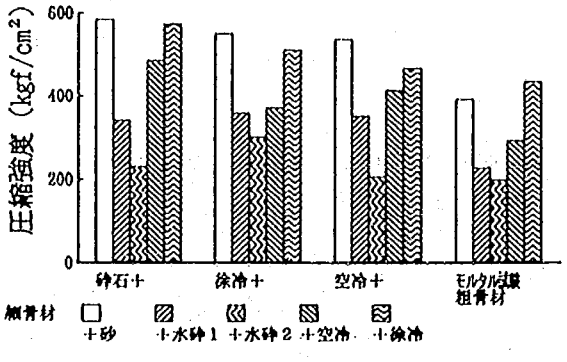
成分の異なる6種類の焼却灰を各々溶融し，冷却速度を変えて生成した各スラグについて結晶化の程度及び化学成分とスラグのすりへり強度，圧縮強度との関係を調査した。

② 溶融後の冷却方法と強度特性に関する調査

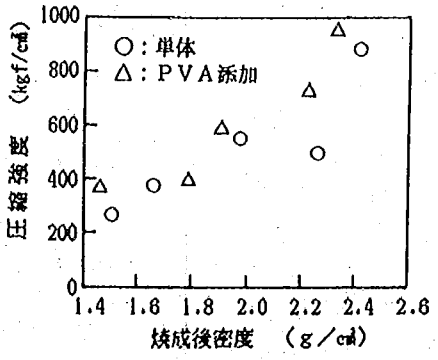
K市O処理場の下水汚泥を同処理場内の抑制燃焼炉で溶融し，水砕スラグ，空冷スラグ及び徐冷スラグとして取り出したものを骨材として用いたコンクリート供試体を作成し，圧縮，曲げ強度とP－M残分試験，X線回折試験の結果との関係を調査した。図－1に圧縮強度試験の結果を示す。

③ 高分子系焼却灰の焼成実験

高分子系焼却灰を加圧成形後，焼成し含有成分と焼成品の体積収縮特性及び最大圧縮強度との関係を調査した。図－2に最大圧縮強度と焼成品の密度との関係を示す。



図－1　圧縮強度試験結果



図－2　最大圧縮強度と密度の関係

研究担当者：大嶋　吉雄，　増田　隆司，　白石　　隆

キーワード	汚泥，焼却，溶融，有効利用

下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査		本文 207ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和62～平成元年度	汚泥研究室	

(目　的)

我国においては，下水汚泥の処分地を新たに確保することは困難な状況にあり，下水汚泥を積極的に有効利用して行くための技術開発が進められてきている。本調査は，下水汚泥の緑農地利用に新しい分野を開拓するために，有用植物の栽培に適した下水汚泥製品の開発と利用方法，及び，大気中のCO_2削減への寄与等について検討するものある。

(結　果)

平成元年度は，下水処理場から発生するCO_2量の予測手法を確立するために，その発生量が現段階で容易に予測しがたいエアレーションタンクとコンポスト化施設について現地調査を行うとともに，下水処理場の植栽によるCO_2固定量について検討した。

(1) 標準活性汚泥法を採用していたエアレーションタンクからは，エアレーションタンクに流入する汚水のBOD量に相当する量（BOD・〔CO_2〕／〔O_2〕）のCO_2ガスが発生していた。嫌気性消化汚泥をモミガラ添加によりコンポスト化している発酵日数が約10日間の一部発酵槽からは，仕込んだ消化汚泥中の有機性炭素量に対して，その38%に相当する量のCO_2ガスが発生していた。

(2) 昭和61年度における全国の下水処理場の稼働実績に基づき，そこからのCO_2ガスの発生量を試算した結果，年間に250～300万トンが発生していたと推測された。また，その時点における全国の下水処理場敷地の約1/3に常緑広葉樹のクスノキ（表－1）を植樹したと仮定した場合，それによる木質としてのCO_2固定量（表－2）は，下水処理場から発生する量の約5%に相当するものであった。

表－1　クスノキによるCO_2固定の基礎数値

胸高直径　：　38～45　cm	みかけの光合成速度(10月)：
樹　高　：　11　m	0.57　g－CO_2・m^{-2}・hr^{-1}
枝張り　：　7.3～8.0　m	春　夏　秋　冬
葉面積(10月)：　238～412(平均343)　㎡／本	光合成速度比　1.0　1.5　1.0　0.25
葉質乾重(10月)：　24～41.6(平均34.6)　kg／本	着葉面積比　1.0　1.22　1.0　0.83
みかけの光合成速度（年間平均値）	0．534　g－CO_2・m^{-2}・hr^{-1}
1日間（10時間）の　みかけの光合成量	5．34　g－CO_2・m^{-2}・day^{-1}
1年間（365日間）の　〃	1．95　kg－CO_2・m^{-2}・Y^{-1}
1年間1本当たりの　〃	677　kg－CO_2・Y^{-1}・本$^{-1}$
葉が1年間で更新されるとしたときの葉質相当の光合成量（落葉分）	34.6 kg-乾重・Y^{-1}・本$^{-1}$×[6CO_2]/[$C_6H_{10}O_5$]≒56．4　kg－CO_2・Y^{-1}・本$^{-1}$
木の成長に係わる光合成量	677－56.4≒620 kg－CO_2・Y^{-1}・本$^{-1}$
木質としての成長量	620 kg-CO_2・Y^{-1}・本$^{-1}$×[$C_6H_{10}O_5$]/[6CO_2]≒380　kg－木質乾重・Y^{-1}・本$^{-1}$

表－2　全国の下水処理場（昭和61年度実績）にクスノキを植樹したときのCO_2固定量

全国の下水処理場の敷地面積	43．16×10^6　m^2
下水処理場における植栽可能面積率	30～40　%
全国の下水処理場の植栽可能面積	43.16×10^6×0.35≒15，11×10^6　m^2
クスノキ1本当たりの必要面積	φ8m　：　64m^2／本
クスノキの植樹可能本数	236×10^3　本
年間のCO_2固定量	159．7×10^6　kg－CO_2・Y^{-1}
内、木質への固定量	146．3×10^6　kg－CO_2・Y^{-1}
内、葉質への固定量	13．4×10^6　kg－CO_2・Y^{-1}
年間のCO_2固定による木質生産量	89．7×10^6　kg－木質乾重・Y^{-1}
〃　葉質生産量（落葉量）	8．2×10^6　kg－葉質乾重・Y^{-1}

研究担当者：大嶋　吉雄，　落　　修一，　増田　隆司

キーワード　汚泥，コンポスト，有効利用，焼却灰，大気中CO_2

地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査		本文 221ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61年度～平成２年度	下 水 道 研 究 室	

（目　的）

現在，下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にあるが，処理場の建設にあたっては，地域の特性に応じた処理方式を選定することが必要である。

本調査では，地域特性の因子について整理し，地域特性を分類するとともに，数種類の処理方式に関する調査・開発を行い，既存の処理方式と合わせて，地域特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

（結　果）

元年度は，接触曝気処理法の処理特性に関する調査を行った。

① モール状接触材はＳＳ保持能力が小さいため，連続処理を行った場合，槽の前段で早い時期にＳＳ除去が悪化したが，接触材内に過剰にＳＳをため込まないため，Ｄ－ＢＯＤ除去については良好に保たれた。また，連続処理によりＳＳ除去が悪化した場合，槽内の水を引抜くだけでは，ＳＳ除去能力は十分には回復しなかった。

② Ｄ－ＢＯＤ除去はＤ－ＢＯＤ濃度により決定されていたが，曝気量を減少させると水の混合強度が低下し，Ｄ－ＢＯＤ除去速度が低下した。モール状接触材については，生物膜付着後に表面積が減少するため，当初の表面積ほどの除去速度は得られなかった。

③ 砂ろ過で除去されるような比較的大きなＳＳは，砂ろ過で除去されないような比較的小さなＳＳの約４～５倍の速度で除去された。前者は物理的吸着により，後者は生物反応により除去されていたものと考えられた。

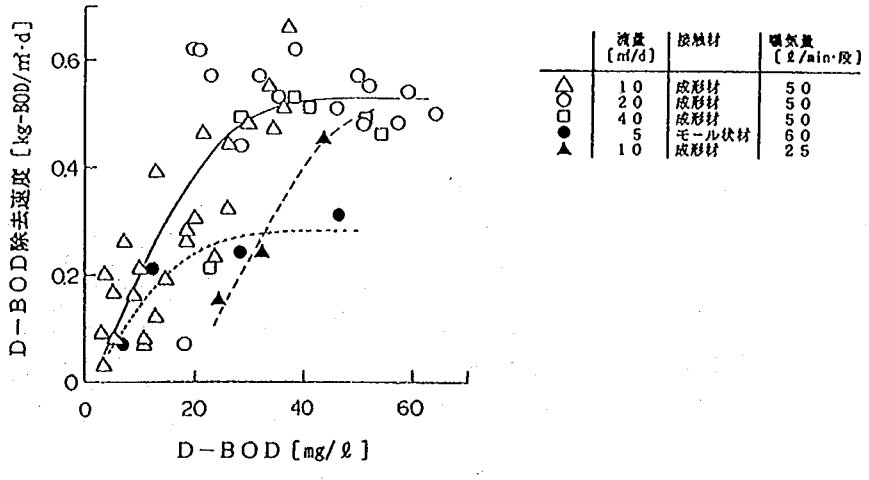


図　Ｄ－ＢＯＤ濃度とＤ－ＢＯＤ除去速度の関係

研究担当者：竹石　和夫，　鈴木　　穣，　小沢　　登

キーワード	下水処理，接触曝気法，処理特性，汚濁物除去速度

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 227ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成２年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

我国における新規の下水道建設は小都市や小集落が主体となってきており，小規模下水処理場は今後ますます増加して行くことが予想されるが，そこでの汚泥の処理・処分の基本的な考え方については未だ確立されていないのが現状である。

本調査は，小規模下水道における汚泥の処理・処分についての問題点を明らかにするとともに，そこでの維持管理体制や財政力等を考慮した汚泥の処理・処分プロセスを開発し，併せて集中処理の可能性についても検討するものである。

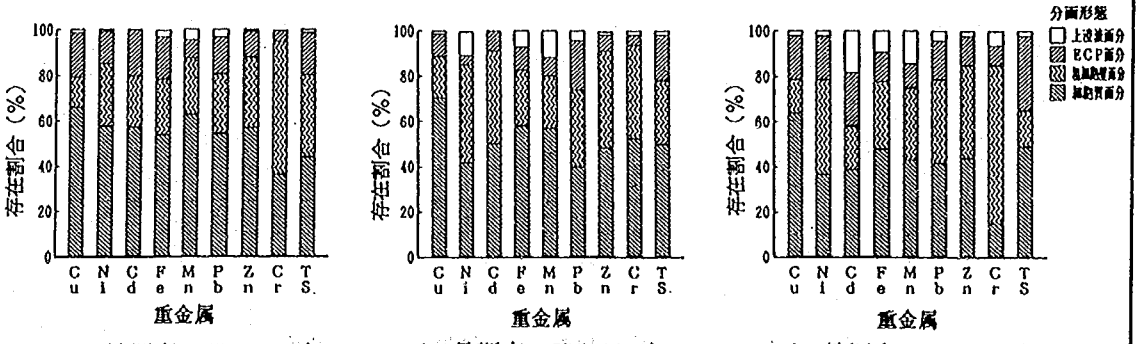
（結　果）

平成元年度は，下水汚泥を緑農地還元するに際して規制の対象となっている重金属について，オキシデーションディッチ法の余剰汚泥中での存在特性を現地調査により調べるとともに，室内実験でも調査した。また，汚泥処理に加温式の嫌気性消化法を適用する場合を想定して，そこでのエネルギー収支の改善を図るために，消化槽内の炭酸ガス分圧を制御する方法について基礎的な実験を行った。

(1) 調査した小規模下水処理場への重金属の流入量は流入水量に依存しており，溶解性としての流入比率が比較的高いものはＺｎとＭｎであった。また，余剰汚泥中の重金属は，ＳＲＴが長くなると，その存在部位が細胞質画分から粗細胞壁画分へ移行する傾向を示した（下図参照）。

室内実験からは，ＥＣＰ（細胞外高分子）画分に多く存在する重金属はＣｕ，Ｎｉ，Ｃｄであり全体の36～45％を占めていた。また，供給する重金属濃度を増加させると，ＥＣＰ画分の割合が減少し細胞壁より内部に貯えられる傾向が示された。

(2) 嫌気性消化法においては，消化槽内の炭酸ガス分圧を高めることによりメタンガスの回収率を向上させる可能性があることが示唆された。しかし，この現象の理論的な解明までには至っていない。



（８月調査，SRT:45日）　（11月調査，SRT:48日）　（２月調査，SRT:58日）

図　オキシデーションディッチ法余剰汚泥中の重金属の存在部位

研究担当者：大嶋　吉雄，　落　　修一，　白石　　隆

キーワード	小規模下水道，汚泥貯留，嫌気性消化，臭気，重金属

下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査		本文 237ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成２年度	システム課・下水道研究室	

（目　的）

下水道に係る調査計画，維持管理及び研究等の実務的なデータベースネットワークを構築することを最終目標とし，平成元年度は下水道データベースの具体化の一環として，下水道情報の収集処理システムの実用化に向けた改良と下水道統計データベースを構築し，その利用方法を明らかにする。また近年地方自治体等で開発が進められている下水道マッピングシステムについて，下水道データベースネットワークシステムに於ける位置づけを明らかにすることを目指すものである。

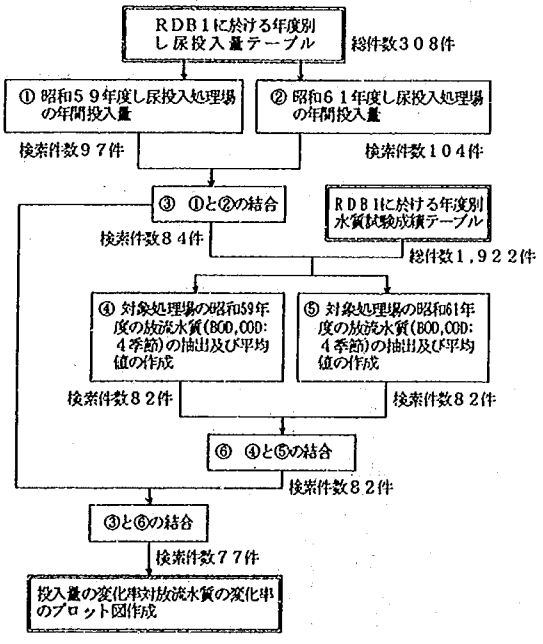
（結　果）

① 下水道情報の収集処理システムの実用化に向けた改良として，流域下水道の予算要望調書に係るデータの収集・処理システムの収集年度及び様式の変更に関する改良を行い，今後の運用面に於ける汎用性の向上を図った。

② 下水道統計データベースの利用面の検討のため，社団法人下水道協会出版の「下水道統計」(昭和59～61年度）を当所の大型汎用電子計算機上で既にシステムとして構築されているリレーショナルデータベース（ＲＤＢ１）を用いて，下水道の調査計画及び研究を行う上で必要な情報が必要な時に必要な形態で入手可能となる「下水道統計データベース」の構築を行った。

その結果，下水道統計をデータベース化したことにより例えば，昭和59年度と昭和61年度について，し尿投入処理場の年間投入量と放流水質の関係を検索してみると，図－１に示すような流れで一連の検索及び情報の収集がＲＤＢ１を用いて容易に行うことができ，その有効性が分かった。

③ 将来，下水道マッピング情報を関係機関とネットワークで結び全国レベルで体系化を図るために，図形データにおいては座標系の統一，地形基図の整合及び図郭の整合等について標準化を行い，マッピング技術を活用した下水道台帳システムを主体とした，地方自治体に於ける下水道データベースの整備を促進することが有効であることが分かった。



図－１　検索手順フロー

研究担当者：宮川　朝一，　野口　　正，　川名万寿雄，　平林　久弥，　塩路　勝久

キーワード	下水道情報，情報処理，データベース

下水道施設の耐震性に関する調査		本文 243ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	耐　震　研　究　室	

（目　的）

下水道施設の耐震性の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，合理的な耐震計算法の開発を図るとともに，下水道施設の耐震化対策を検討することを目的とするものである。

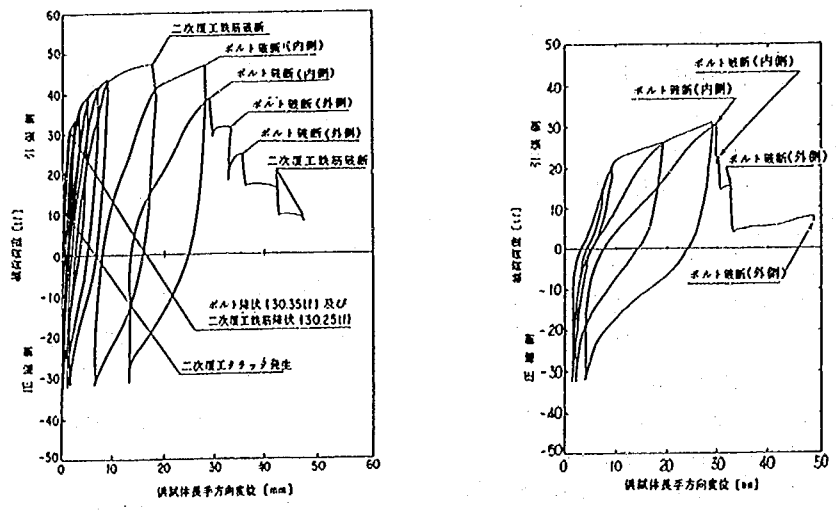
（結　果）

下水道用鋼製シールド管渠の耐震設計上基本となる長手方向（管渠軸方向）の動的変形特性を検討するために，部分模型供試体を用いて交番載荷し，供試体の変形特性・破壊性状を検討した。供試体は，二次覆工に軸方向鉄筋がある場合とない場合のそれぞれ1体ずつを用いた。供試体の長手方向の変形量と載荷荷重の履歴を図－1に示す。本実験から得られた，鋼製シールド管渠の耐震性を考慮する上でポイントとなる事項をまとめると以下の通りである。

1）　供試体の破壊は継手部に集中し，その他の箇所には変状は見られなかった。

2）　二次覆工鉄筋のある供試体の破壊は，①継手部二次覆工コンクリートにクラックが発生→②継ぎボルトの降伏→③二次覆工鉄筋の降伏→④継手部の開きの拡大→⑤継ぎボルト及び二次覆工鉄筋の破断，の順に進展した。これは，既に載荷実験を行っている鉄筋コンクリート製シールドセグメントの破壊の進展状況と基本的には同一である。

3）　継手板は継ぎボルトによって伝えられる軸力を受けて曲げ変形をしており，このことから，継手部の剛性を検討する際には継ぎボルトの軸剛性と継手板の曲げ剛性を評価することが基本となる。また，二次覆工鉄筋がある場合には鉄筋の軸剛性を併せて評価することとなる。



(a)　二次覆工鉄筋あり　　(b)　二次覆工鉄筋なし

図－1　載荷の履歴

研究担当者：川島　一彦，　杉田　秀樹，　加納　尚史

キーワード	鋼製シールドセグメント，載荷実験，耐震設計

下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査		本文 251ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成4年度	施　工　研　究　室	

(目　的)

現在，下水管において，目地切れやひびわれなどの被害が，不明水の増大や管周辺土砂の管内への流入を引き起こし，周辺地盤の緩みや上部地盤の空洞を生ずる事例が見られる。ビデオカメラなどを用いて管内部の調査は可能であるが，管周辺地盤にどのような被害が生じているかは把握できないのが現状である。

そこで，本課題では，下水管自体に発生した軽微な破損箇所およびその周辺地盤に生じた空洞に対して，簡便かつ効果的な補強方法を提案し，下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てることを目的としている。

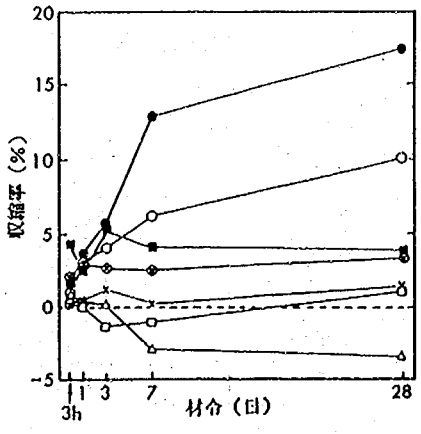
(結　果)

(1)　湿潤条件における空洞充填材の適用性に関する試験

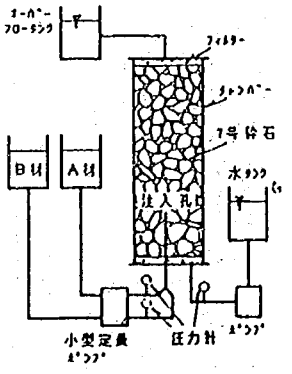
空洞充填材が地下水位以下で用いられる場合の適用性を調べるために，湿潤養生を行って，材料の膨張性，耐久性，接着性についての室内試験を行った。養生条件によって，材料性状や力学特性が大きく異なることがわかった。各材料の材令と収縮率の関係は図－1に示す通りであった。

(2)　空洞充填材の圧送性および浸透性に関する試験

本試験は，図－2に示す装置を用い，空洞充填を施工面から検討するために行ったものである。一連の試験より，圧送性および浸透性に対して適当な粘度は100cps程度と思われ，空隙の小さなところには，セメント－セメント系，セメント－シリカ系，非ウレタン系，ウレタン系，シリカ系が適し，大きな空隙（空洞）には，アスファルト乳剤系，セメント－アスファルト乳剤系が適すると思われる。



図－1　材令と収縮率の関係



図－2　模型装置図

研究担当者：苗村　正三，　境　　友昭，　下坪　賢一

キーワード	下水管，補修，空洞充填材，室内試験

都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査		本文 257ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和62～平成元年度	総合治水研究室	

(目　的)

都市域では河川からの氾濫による被害とともに，他の土地利用の場合ではあまり問題とならないような内水氾濫によっても相当の被害が生じる。したがって，都市域の浸水に対して適正な安全度を確保するためには河川と下水道との調和のとれた施設整備が必要であり，また施設整備のための全体計画として都市域の総合的な雨水処理計画策定が必要である。

本調査は，そのような雨水処理計画に資することを目的として，貯留型，浸透型等の各種流出抑制施設の流出抑制効果についてモデル流域を取りあげ検討を行なったものである。

(結　果)

昭和63年度において，流域の地表条件，流出抑制施設，下水路網等の流域内の詳細情報を組み込むことのできる数値流出モデルとしてマルチフィルターモデルを開発した。本流出モデルを神奈川県境川水系いたち川の上流部に位置する面積45haの下水道整備地区に適用し，いろいろなオンサイト型流出抑制施設のピーク流出低減効果を検討した。表－1に1/10の降雨規模に対するピーク流出量とピーク遅れ時間の計算結果を示す。各戸貯留施設のピーク低減効果が最も大きく次いで浸透性舗装となっており，低減率は50.5%，4.8%である。ただし，これらの結果は流域の状況や施設規模等に依存するので一般性については更に検討を要する。

表－1　流出計算結果
(流末地点，降雨規模1/10)

流出抑制施設	ピーク流出量 (m³/s)	ピーク遅れ時間 (分)
な　し	8.142	7
各戸貯留施設	4.030	7
各戸浸透施設	7.559	7
浸透性舗装	7.346	7
マンホール貯留	8.036	9
遠回り配管	8.008	10
全　施　設	3.203	16

次に各施設の経済性を単位ピーク流出低減効果を得るための流出抑制年費用によって検討したのが表－2である。最も経済的なものはマンホール貯留を行なう場合で，243 万円／（年・m³/s）であった。この結果も，特定の流域において特定のモデル化を行って求めたものであることに十分留意する必要があり，単なる流出抑制効果だけでなく地下水の涵養などの効果も考慮して最終的な評価をする必要がある。

表－2　流出抑制年費用

流出抑制施設	流出抑制費用 (千円)	1 m³/s当り流出抑制年費用 (千円／m³/s)
各戸貯留施設	22,553	5,485
各戸浸透施設	13,023	22,338
浸透性舗装	2,884	3,623
マンホール貯留	258	2,434
遠回り配管	6,629	49,470
全　施　設	45,347	9,189

研究担当者：吉本　俊裕，　須見徹太郎，　永友　嘉嗣

キーワード	流出モデル，流出抑制施設，流出抑制費用

コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査		本文 265ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和60～平成元年度	緑　化　研　究　室	

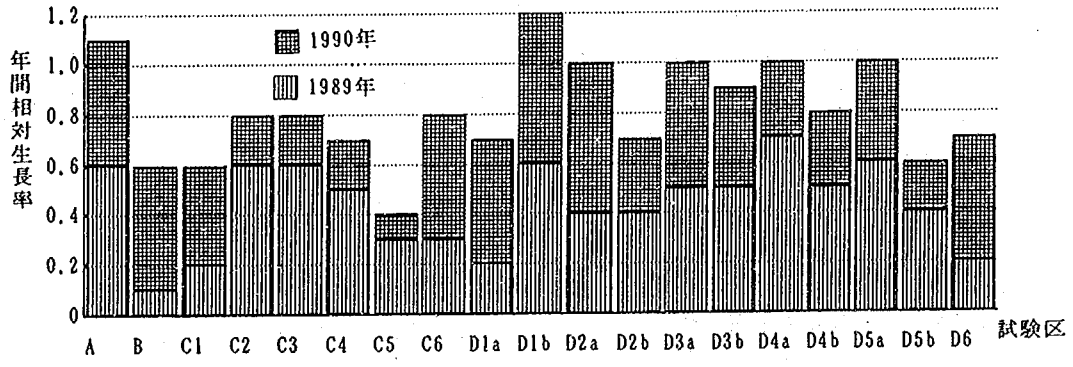
（目　的）

下水汚泥の有効利用のひとつに，緑地に対する肥料又は土壌改良材としての利用がある。本課題においては，コンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の効果及び植物に対する生育障害の状況を把握し，「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」を補強すること等を目的として行った。

（結　果）

(1)　土壌改良効果に関する調査

樹木の成長量に係る調査結果を図－１示す。これは樹木の成長量を経年的に評価するため，植付け時の平均樹高を「１」として，その後の２年間の成長量を元の樹高に対する割合（成長率）で示したものである。本試験では，消化脱水汚泥区の方が成長がよく，その中で合間土がある方が全般に成長がよかった。これは，使用したコンポスト化汚泥のＣ／Ｎ比が出荷時の値(15.6)と異なり，実際は 8.4で乾燥肥料に近いものであり，１年目は濃度障害，２年目は肥料分流亡の症状が出たためと考えられた。さらに，砂質土を用いていたため典型的なカリウム肥料不足症状が出ているところもみられた。



図－１　樹木成長率

(2)　アンケート調査結果

利用者である緑化業者の意見等を把握するため，アンケート調査を行ったところ，やはり，汚泥肥料の安全性等に関する積極的なＰＲが必要であることが判明した。また，使い易いような体制，品質証明，さらに製品の改良及び施工法の改善等が必要であることが明らかとなった。

(3)　「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」の補強等

実際の使用者（緑化業者を含む緑化関係者）の立場に立った，指針（案）を有効に使用するための手引き書的なものの検討を行った。以下にその主要点を示すものとする。

①　汚泥の生成過程から追い，下水汚泥を肥料あるいは土壌改良材として使用する観点から，その種類と特性について示す必要がある。

②　汚泥類やコンポスト等を入手する時には，最新のロットの成分分析状況を使用者に示すべきである。Ｃ／Ｎ比，Ｎ，Ｐ，Ｋ．ＰＨ（H_2O）及び重金属類は必要であると考えられる。

③　緑化の基盤となる土壌の物理性の確保は，汚泥類を用いるための基本的条件である。

研究担当者：半田真理子，　小澤　徹三，　飯塚　康雄

キーワード	下水，汚泥，緑地利用

下水道管渠の作用土圧に関する調査		本文 271ページ	平成元年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元年～4年	土　質　研　究　室	

（目　的）

管渠に作用する土圧に関しては，管種，地盤条件，埋設条件，施工条件等によって影響を受けるために，設計においては現在のところ合理的に反映されていない。そこで，下水道管渠の合理的な設計を行うためには，それぞれの条件下での土圧変化のメカニズムを解明し，これを反映させていくことが重要と考えられる。本調査では，矢板引抜きや軟弱地盤上での不同沈下が生じる場合など，特に作用土圧が増大するおそれのある条件を中心に模型実験や数値解析等で検討を進めるとともに，近年問題となりつつある管渠の老朽化に対して，作用土圧と管の耐力の関係から修繕の目安を検討することを目的としている。

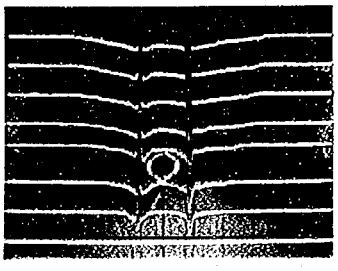
（結　果）

本年度は，①矢板引抜き時の作用土圧に関する模型実験，②剛性管及びとう性管の矢板引抜き時の作用土圧に関する有限要素法による数値解析，③各機関の作用土圧算定方法のアンケート調査を実施した。この結果，以下の知見が得られている。

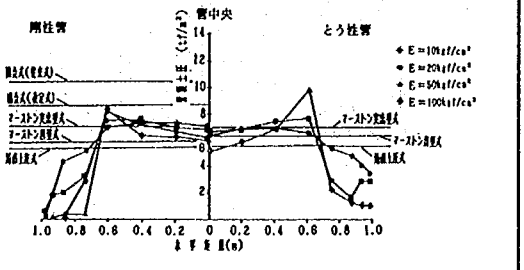
① 矢板引抜きの模型実験による検討から，矢板抜け跡に埋戻し土が流動する形で，管渠上部の埋戻し土が凸型に変形することが認められた（写真－1）。この凸型変形が土圧集中の要因となり管頂土圧が増加する結果となった。

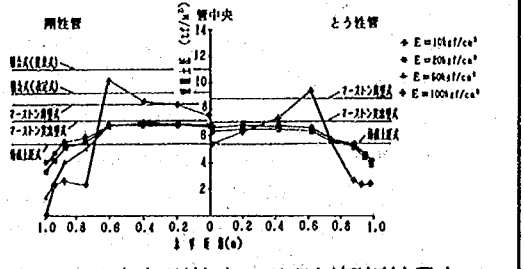
② 矢板引抜きの地盤の応力・変形を有限要素法で解析した結果，管渠上部の埋戻し土の主応力の向きが管渠方向に傾く結果となっており，土圧が集中することが認められた。また，土圧公式との比較から，剛性管の場合下水道協会式（改定式）が溝幅によらず，ＦＥＭ解析と適合している。また，とう性管では，いずれも鉛直土圧公式より解析結果が大きくなっており，剛性管同様矢板引抜きに伴う土圧の増大を考慮する必要があると考えられる（図－2）。

③ 矢板引抜きにともなう土圧増加のメカニズムは，図－3のように埋戻し土がせん断変形し，主応力の向きが傾く。このため，図－4に示す部分の土塊が作用土圧に影響を及ぼすと考えられる。

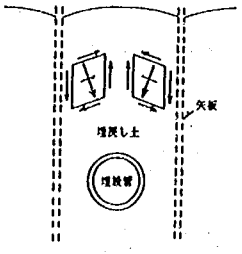


写真－1　矢板引抜きによる地盤変形

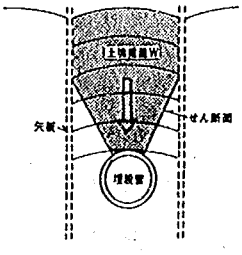




図－2　矢板引抜きのＦＥＭ解析結果と土圧公式の比較



図－3　矢板引抜きの埋戻し土の変形の概念



図－4　作用土圧に影響する埋戻し土の領域

研究担当者：久楽　勝行，　青山　憲明，　竹内　辰典

キーワード	管渠，作用土圧，不同沈下，矢板引抜き

異常水質時の緊急対策に関する調査		本文 277ページ	平成元年度
全体計画	河川事業調査費　昭和63～平成2年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の水質保全は生活排水や工場排水等の恒常的な汚染源に対しては，下水道や排水規則などによって効果的に進められているが，事故的な原因による汚濁物質・有害物質の流入に対する対策はまだ不十分であり，上水道源の70％を表流水に依存しているわが国においては，このような異常水質時の緊急対策の確立が急務である。本調査では，異常水質時における現在の対応策を調査し，問題点を整理した上で「異常水質時の調査・対策マニュアル（案）」を作成するものである。

（結　果）

本調査は，技術管理業務連絡会・水質部会の共通テーマとして実施しているものであり，土木研究所，河川局河川計画課，各地建技術事務所，北海道開発局開発土木研究所との共同研究である。

土木研究所における本年度の調査結果は以下のとおりである。

(1) 異常水質時（油流出事故）の情報を取る一つの方法として，異常を探知するための油分モニターの開発を行った。開発した油分モニターの試作装置を用いて，色々な試験を実施するなかで種々の問題点が明らかになった。なお，右図に油分モニターの概念図を示す。

(2) 情報伝達に関する調査として，①異常水質時に寄せられる情報の整理方法，②情報伝達方法について整理し，問題点を明らかにした。また，③パソコン通信を用いた情報伝達手法として可搬式異常時用テレメーター付モニターの開発を行なった。

(3) 異常水質時の水質予測にあたっては，原因物質によりかなり異なると考えられるが，一般手法としては，"異常水質モデル"を作成しておき，それに必要な基礎データの整理（データベースの作成），基礎実験（測量，観測）等を行っておく必要がある。重金属，ＣＮ等の水に溶解した有害物質と，油のように水と分離する有害物質について異常水質モデルの基本式を示した。

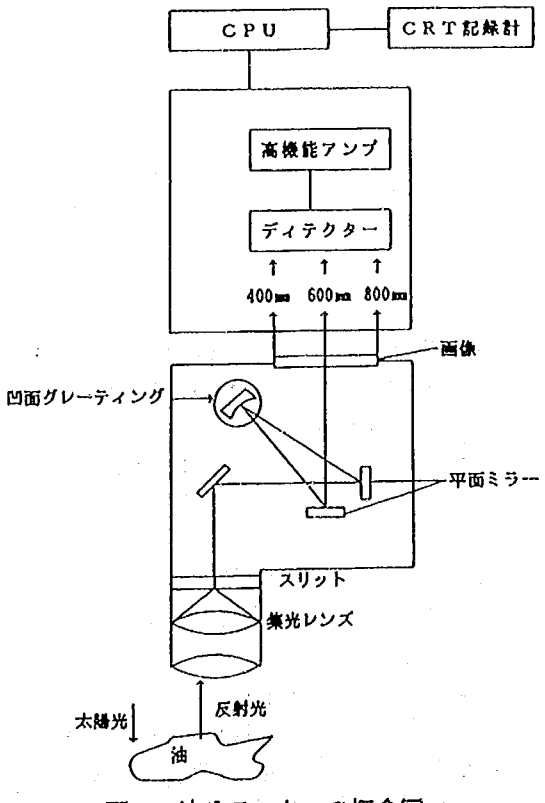


図　油分モニターの概念図

研究担当者：中村　栄一
長谷川　清
小森　行也

キーワード	河川，異常水質，モニター

河川の富栄養化に関する調査		本文 285ページ	平成元年度
全体計画	河川事業調査費　昭和60～平成元年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象を指すが，日照が河床に届くような浅い富栄養化した河川では，この自浄作用とともに附着性そう類等による有機物の合成活動（一次生産）も同時に行われている。このような河川における一次生産は「内部生産」とか，あるいは自浄作用に対して「自濁作用」と呼ばれている。多量に発生した附着性そう類は，死滅して内部の有機物を溶出したり，あるいは剥離して懸濁態有機物となって下流の有機物濃度の上昇の原因となる。さらに景観上の問題や上水の異臭味などの問題の原因ともなる。内部生産によって水中の溶存酸素（ＤＯ）濃度が上昇することはともかく，pHの上昇や夜間におけるそう類の呼吸にともなう溶存酸素濃度の減少は，少なからず水棲生物に対しても影響をもつであろう。

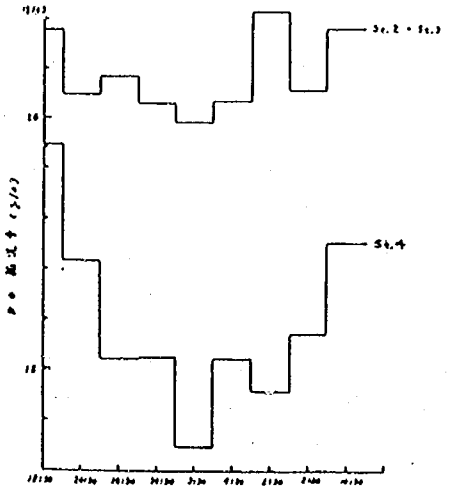
我が国ではこのような富栄養化の進行しやすい河川が比較的多く，河川における有機物及び溶存酸素の収支を測って水質汚濁解析を行う場合に最も重視しなければならない現象の一つとして認識されている。また，このような現象を無視した水質保全対策は効果的なものとならない可能性も多分にある。

河川における内部生産速度を測定する方法として現在２つの方法が知られている。一つは附着性そう類そのものの変化量を捉えるものであり，他方は特定の水質項目（溶存酸素，炭素）の変化量から推定するものである。本調査は，河川の富栄養化による附着性そう類の増殖が，河川水中の有機物濃度及び溶存酸素濃度に与える影響を定量的に把握し，水質保全施策に資することを目的として実施している。

（結　果）

今までの調査結果により，上流側から特定のＢＯＤ負荷の伝播がないにもかかわらず，増殖した附着性そう類の呼吸に伴ってＤＯが減少することがわかっているが，これは，Streeter-Phelps 流の考え方からすれば，新たなＢＯＤ負荷が供給されたことに等しい。そこで，今年度は附着性そう類の呼吸に伴うＤＯの減少に焦点をあてた調査を実施した。図－１は，調査対象河川における上，下流のＤＯ収支を示す。

この結果をもとに計算した河床附着性そう類の呼吸によるＤＯ消費量のＢＯＤ換算値は，267gBOD/m^{2}であり，上流側から供給されるＢＯＤ値に比べ，無視できないものであることがわかった。



図－１　上，下流におけるＤＯ収支

研究担当者：中村　栄一
古賀　俊行

キーワード	附着性そう類，ＤＯ収支

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		本文 291ページ	平成元年度
全体計画	建設技術研究開発経費　　昭和60年度～平成元年度	新下水処理研究官，下水道研究室，三次処理研究室，汚泥研究室，水質研究室	

平成元年度に終了した本開発は，現在及び将来の下水処理の課題に対しどう答えたのか，どう答えようとしてきたのかをまとめると次のようである。

1. 下水処理の省エネルギー・低コスト化に対して

比較的粒度の細かい固定化体を入れた好気性固定床は酸素溶解効率が高く，送風空気量を削減できることが分かった。曝気が不要な嫌気性処理の処理時間が長いという問題点を，微生物の固定化法を取り入れることにより大幅に改善することができた。しかし，嫌気性処理水中には臭気，腐食の原因となる硫化水素が含まれているとともに，安定してＢＯＤを20mg／ℓ以下とするには，エネルギーを要する好気性の仕上げ処理が必要なことが明らかとなった。

2. 下水処理施設の省面積に対して

微生物を反応装置に大量に保持する固定化法を導入すると，２時間程度で好気性生物処理が完了するので，コンパクトな施設となることが分かった。開発した反応装置の大半は，汚泥返送を伴わないため，反応装置の流出水の浮遊物は低濃度で，凝集性が乏しい。このような浮遊物の固液分離法として，沈殿ではなく，ろ過が適している。固液分離を沈殿からろ過にして更に省面積となる。

3. 処理水質の向上に対して

薬品と微生物を混合しペレットを作る包括固定化法，あるいは微生物が大量に付着する場となる担体を投入する結合固定化法を取り入れて，反応時間８時間以内で，70～80％の窒素を除去する手法を開発した。結合固定化法は，難分解性有機物の分解を促進するためにも有効であった。有機塩素化合物，天然系難分解性物質分解菌の検索を行い，いくつかの有用な微生物を発見した。このような特殊な性質を有する微生物を，遺伝子操作技術で作り出すことは，大きな夢である。遺伝子操作の下水処理への適用に関するいくつかの問題点の抽出と基礎研究を行った。

4. 有価資源の回収に対して

汚泥の嫌気性消化から得られる消化ガス回収量の増大のため，汚泥の消化率アップについて２つの方向から研究開発が行われた。ひとつは消化率が高く，消化ガス発生ポテンシャルの高い初沈汚泥を増大することで，最初沈殿池に代わって，生下水用のろ過，凝集沈殿，浮上分離法を開発した。これらの方法で，10ミクロン程度以上の浮遊物，除去率にして80％以上の浮遊物を除去することができる。生下水の浮遊物の除去は，続く生物処理への負荷を軽くするためにも有効である。もうひとつは，嫌気性消化法の改良で，摩砕，熱処理，薬品や酵素の添加で溶解化を促進させると共に，嫌気性消化微生物群の固定化によって，特に余剰汚泥の消化率をアップする方法を開発した。

5. 維持管理の簡易化に対して

省エネ，省面積，窒素除去といった特徴を備えたうえで，維持管理が容易な装置を，微生物の固定化法を取り入れることによって開発した。汚泥返送がないために汚泥の管理が不要になること，信頼性の高い機器によって自動運転が可能になっていること等で，維持管理が容易になっている。施設の運転管理状況を簡単，迅速に把握するために，ＢＯＤ，アンモニア，有機酸を測定するバイオセンサを開発した。

キーワード	固定化，好気性処理，嫌気性処理，遺伝子操作，バイオセンサ

I 試験研究費による研究

1．下水中での硫化水素の生成に関する研究

下水道研究室　　室　長　竹石和夫
主任研究員　村上孝雄
小沢　登

1．まえがき

近年、硫化水素による下水管渠、特に圧送管の出口付近及び下水処理場の最初沈殿池、汚泥系の下水道施設の腐食が問題となってきている。硫化水素がこれらの腐食に深く関与しており、腐食以外にも悪臭などの問題も引き起こす原因となっている。

下水管渠の腐食メカニズムは、先ず管壁に付着したスライム及び管底の堆積物中に生息する硫酸塩還元細菌により下水中の硫酸イオンを電子受容体、有機物を電子供与体として硫酸イオンを還元して硫化物が生成される。生成された硫化物の一部は、揮散して管壁に凝集している水滴に溶解し濃縮され非常に高濃度となる。溶解した硫化物は、管壁のスライムに生息する硫黄酸化細菌により酸化され硫酸となる。その硫酸により、管渠内のｐＨは極端に低下してコンクリートは腐食される。以上のように下水管渠の腐食には、硫酸塩還元細菌及び硫黄酸化細菌が深く関与しており、これらの細菌の特性を明らかにすることはきわめて重要なことである。

本研究はこれらの細菌の特性を明らかにするとともに、腐食現場においても調査を行い下水管渠及び下水道施設の腐食防止に資するものであり、平成元年度を初年度とする。

2．平成元年度の研究結果

平成元年度は、以下の項目について調査、実験を行った。

(1) 下水中の硫酸イオン濃度の実態調査
(2) 硫化水素生成に関する室内実験
(3) 腐食現場における現地調査

2．1　下水中硫酸イオン濃度の実態調査

表－1　流入下水中の硫酸イオン濃度

処理場名	処理場概要	SO_4^{2-}(mg/l)	処理場名	処理場概要	SO_4^{2-}(mg/l)
A	合流式・沿岸部家庭下水中心	43	H	分流式・内陸部家庭下水中心	33.2
B	同上	19～31	I	同上	54.7
C	分流式・沿岸部家庭下水中心	14～22	J	同上	28.9
D	同上	46	K	同上	21.3
E	同上	48	L	分流式・内陸部温泉排水含む	101
F	同上	350	M	同上	217
G	分流式・内陸部家庭下水中心	13.9	N	同上	113

我国の下水処理場における流入下水中の硫酸イオン濃度を表－1に示す。家庭下水を中心とした処理場では、内陸部、沿岸部ともに10～50mg/lと顕著な差は認められない。F処理場で、350mg/lと高い値を示しているが、海水の浸入のためであると推測される。L、M、Nの処理場は、一般家庭下水

の他に温泉排水を含む処理場の値である。硫黄系の温泉排水を含むことから硫酸イオン濃度は高く、100～200mg/ℓであった。以上のことから、家庭下水中心の下水中硫酸イオン濃度は10～50mg/ℓ程度であるが、沿岸部では海水の浸入、内陸部では温泉排水を含む家庭下水の場合はかなり高い値を示すことがわかった。

2．2　硫化水素生成に関する室内実験

本実験では、下水処理場流入水を用いて硫化水素生成に関して(1)温度、(2)基質の2つの影響について硫酸イオン減少速度、硫化物生成速度を指標として調べた。

2．2．1　実験方法

(1)　温度の影響

実験は、下水処理場より採水した流入下水をユニオンコンテナ（10ℓ）を用いて嫌気状態に保ち、経日的に採水して所定の測定・分析を行った。実験温度は10, 15, 20, 25, 30℃の5段階で実施した。

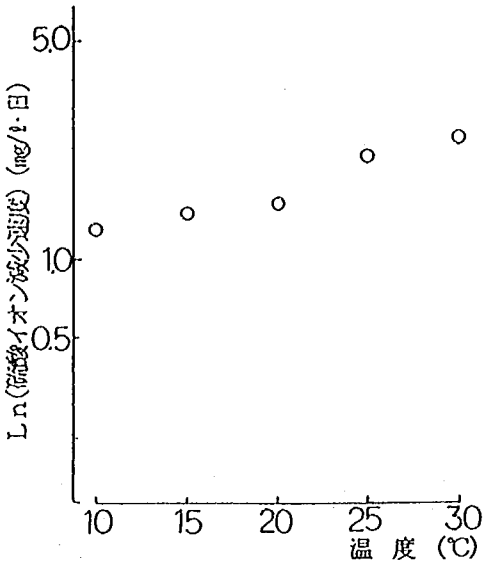
(2)　基質の影響

実験方法は、(1)の温度の影響と同様である。本実験では乳酸、ピルビン酸、ギ酸、プロピオン酸、酢酸の5種類について、硫化水素生成速度に与える影響を調べた。各基質の添加量は、1g/ℓである。また、実験温度は20℃である。

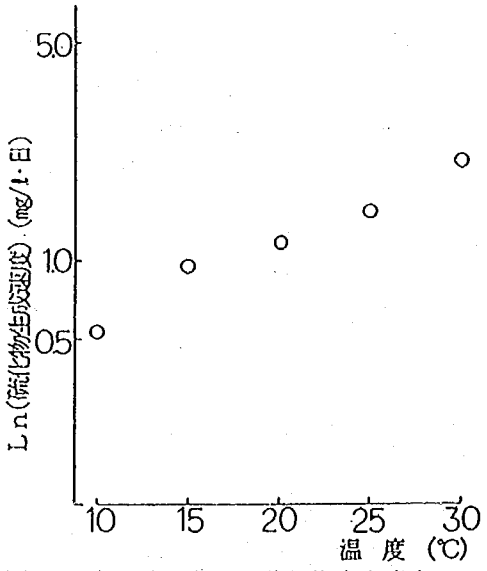
2．2．2　実験結果

(1)　温度の影響

各温度での硫酸イオン減少速度、硫化物生成速度を図－1，2に示す。硫酸イオン減少速度は温度が高いほどその値は高くなり、10℃で3.3mg/ℓ·日であったものが30℃では12.7mg/ℓ·日と約4倍の値を示した。硫化物生成速度は、硫酸イオン減少速度と同様な傾向を示し温度の上昇に伴いその値は高くなった。10℃における硫化物生成速度1.7mg/ℓ·日に対し、30℃では9.0mg/ℓ·日と約 5.5倍の値を示した。また、両者の温度係数はそれぞれ、0.0595, 0.0793であった。

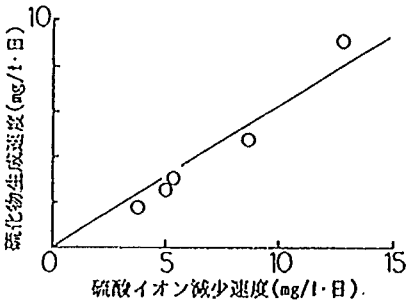


図－1　各温度における硫酸イオン減少速度



図－2　各温度における硫化物生成速度

以上のことから、硫化水素の生成に対する温度の影響は、10～30℃において温度の上昇につれて硫化水素の発生量は多くなる。このことは熱帯地方あるいは工場排水等の水温の高い下水では、硫化水素が発生し易いことを示唆している。

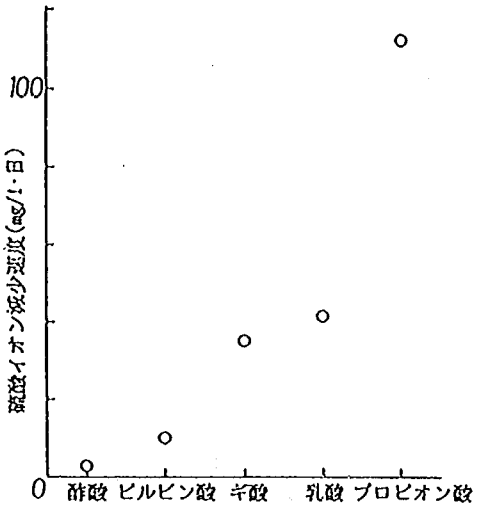


図－３　硫酸イオン減少速度と
硫化物生成速度の関係

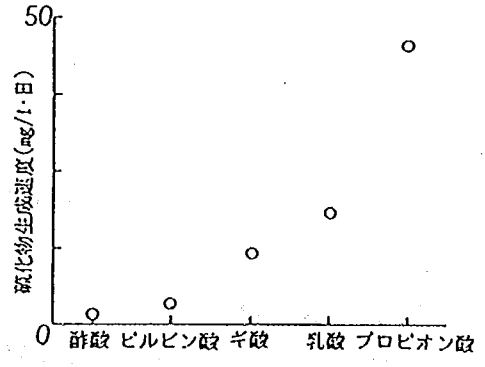
図－３は、硫酸イオン減少速度と硫化物生成速度の関数を示したものである。両者の間には、相関の高い（相関係数＝0.98）直線が得られた。このことから硫酸イオン減少速度を測定することにより硫化物生成速度を推定できると考えられる。

(2)　基質の影響

各基質における硫酸イオン減少速度、硫化物生成速度を図－４，５に示す。硫酸イオン減少速度、硫化物生成速度ともに値の高い方からプロピオン酸、乳酸、ギ酸、ピルビン酸、酢酸となり、特にプロピオン酸を基質として添加した場合には、他の基質より著しく高い値を示した。



図－４　各基質における硫酸イオン減少速度



図－５　各基質における硫化物生成速度

また、酢酸の硫酸イオン減少速度及び硫化物生成速度はそれぞれ3.0、1.5mg/l·日であり、前述の温度実験の20℃の値3.4mg/l·日、1.6mg/l·日と比較して差異が認められないことから、酢酸は硫化水素生成には影響を与えないと考えられる。また、硫酸塩還元細菌では酢酸を基質とした菌種は少ないと言われていることも、この結果と合致している。

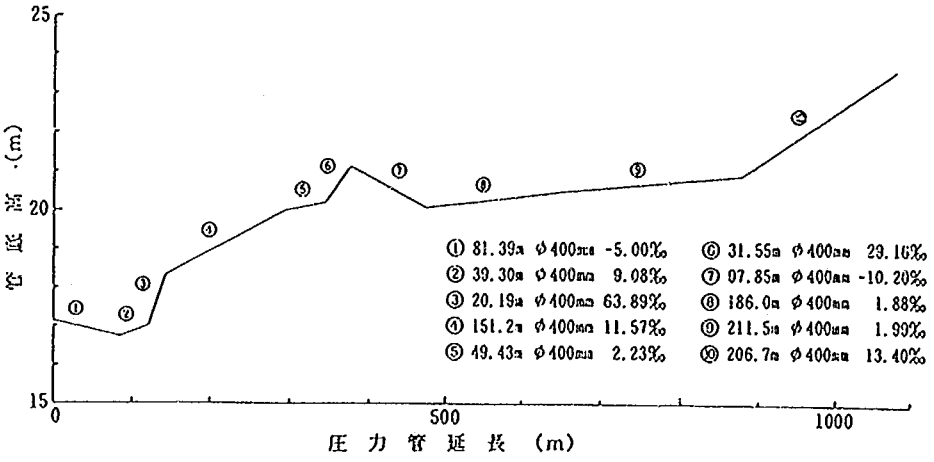
２．３　現地調査

(1)　調査対象

今回、調査を行った管渠は図－６に示すように全長1,075.1m、平均勾配5.9‰の圧送管である。ポンプ場の運転方法は水位制御方式であり、吐出量は102㎥/hrである。また、圧送管出口マンホールは２年前に腐食による補修を行っており、かなりの硫化水素が発生するものと推測された。

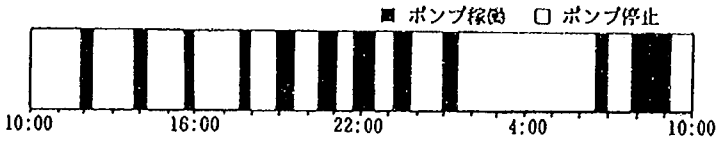
(2)　調査方法

調査は平成２年３月15日10時より16日10時までの24時間行った。採水は、ポンプ場ポンプ井及び圧送管出口のマンホールで行い、ポンプ稼働時にはマンホールで５分毎、ポンプ停止時にはポンプ井で



図－６　圧送管の概要

10～30分毎に行った。分析に供したサンプルはポンプ稼働１回当り１サンプルとし、ポンプ稼働中５分毎に採水したサンプルを等量コンポジットした。ポンプ場においてもマンホールと同様ポンプ停止時１回当り１サンプルとし、10～30分間隔で採水したサンプルを等量コンポジットした。なお、マンホール気相中の硫化水素は自動計測器（定電位電解方式）で２分間隔で測定した。



図－７　ポンプ稼働状況

(3)　調査結果

調査当日のポンプの稼働状況を図－７に示す。当日のポンプ総運転時間は５時間57分で総流量は609㎥であった。ポンプの運転時間をみてみると、朝の８～９時及び19～23時に吐出量が多いことがわかる。８～９時の１回当りのポンプ運転時間が長いのは、ポンプ運転は水位制御であり、運転中にポンプ場への流入量が多いためである。一方、深夜1:30～6:30頃はポンプの稼働はなく、圧送管内での下水の滞留時間がかなり長くなっている。以上のことから、朝の８～９時及び19～22時にポンプ吐出量が多く、深夜は少ない一般的な家庭排水中心の下水であることがうかがわれる。

表－２は、ポンプ井及び圧送管吐出口のマンホールでの水質分析結果を示したものである。ポンプ井10:40～11:45の下水は11:45～12:15に圧送管内に導かれ、12:15～13:42に圧送管内に滞留し、13:42～14:13にマンホールに吐出されたものである。マンホール流出水ＯＲＰ(電極:白金)は－41～－134mvで、圧送管内滞留時に還元状態になっていることを示している。特に6:28～6:53に吐出された下水は、圧送管内での滞留時間が長いことから－134mvと低くなっている。

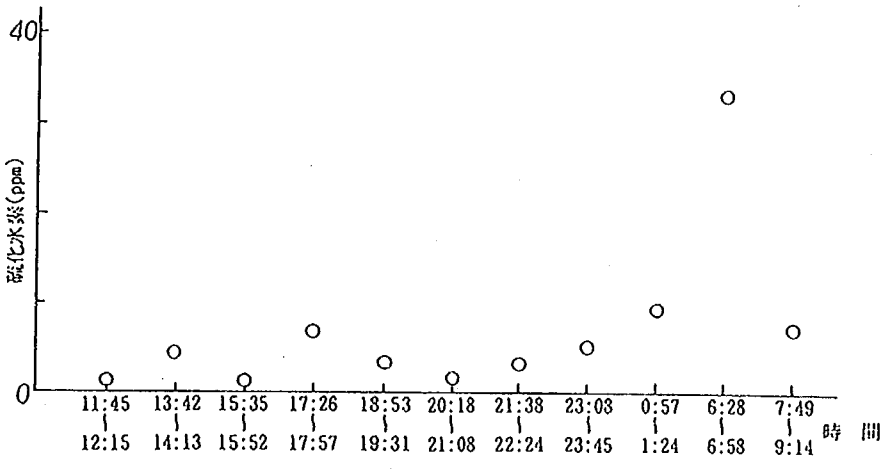
図－８は、マンホール気相中の硫化水素濃度を示したものである。数値は、各時間帯２分毎の平均値である。この図からも明らかなように、朝の6:28～6:58に33ppmと高い値を示している。これは、

表－２　通日調査水質分析結果

	時刻	水温	pH	ORP	SS	TS	VTS	T-BOD	D-BOD	T-COD	D-COD	D-TOC	SO4
ポンプ非	10:40～11:45		7.45	22	1046.7	1549	1230	1255.0	115.6	218.0	56.7	56.1	31.0
	12:15～13:42		7.80	1	122.0	473	250	205.5	74.4	101.0	55.8	53.4	32.7
	14:13～15:35		7.96	5	111.0	279	175	128.3	69.4	88.5	55.8	50.6	33.7
	15:52～17:26		7.48	-38	265.3	636	384	217.5	95.9	114.0	58.7	51.8	34.0
	17:57～18:53		7.77	68	88.0	423	155	125.0	68.7	85.7	58.5	35.9	34.1
	19:31～20:18		7.55	15	174.0	469	226	358.0	76.9	85.3	58.3	21.9	33.6
	21:03～21:38		7.55	42	90.0	393	182	231.0	74.7	94.3	52.8	41.7	34.6
	22:24～23:08		7.66	103	98.0	386	192	153.5	56.7	67.7	46.8	35.4	36.1
	23:45～ 0:57		7.83	107	73.0	345	157	127.0	50.5	88.5	39.3	31.3	35.8
	1:24～ 6:28		7.70	127	34.0	292	123	81.0	56.7	51.7	32.5	23.9	35.3
	6:53～ 7:49		7.91	117	89.0	412	165	123.0	49.1	74.4	45.8	41.3	39.8
マンホール	11:45～12:15	14.8	8.01	-41	145.0	452	229	152.3	55.6	66.7	43.1	40.1	35.3
	13:42～14:13	14.7	7.64	-57	171.0	486	258	147.5	55.8	55.8	36.4	36.0	33.2
	15:35～15:52	14.4	8.01	-50	314.5	627	356	235.5	61.7	55.8	33.2	36.1	30.5
	17:26～17:57	14.2	7.69	-73	350.0	719	436	231.5	101.1	58.7	35.6	41.5	32.1
	18:53～19:31	14.3	7.75	-45	266.7	652	397	242.0	72.4	58.5	44.3	40.0	34.4
	20:18～21:03	15.1	7.83	-45	134.0	489	241	232.0	71.7	58.3	50.6	36.9	34.2
	21:38～22:24	16.6	7.69	-56	88.0	409	174	171.0	63.9	52.8	46.2	34.1	34.0
	23:08～23:45	17.5	7.82	-81	152.0	429	214	172.0	64.9	46.8	38.7	30.3	34.9
	0:57～ 1:24	17.8	7.84	-94	88.0	380	183	128.0	63.7	39.3	37.0	28.5	34.4
	6:28～ 6:53	17.1	7.77	-134	94.0	363	155	147.0	48.9	32.5	30.8	25.8	34.3
	7:49～ 9:14	15.6	8.36	-58	85.0	395	166	130.5	58.7	45.8	41.1	40.3	41.5

単位:水温、pH、ORP以外はmg/l、水温は℃、ORPはmv。

下水が1:24～6:28の約５時間圧送管内に滞留したためORPも－134mvと嫌気状態を示していることから、圧送管内で硫酸塩還元細菌により下水中の硫酸イオンが還元されて硫化物となり、マンホール吐出し時に気散したものと考えられる。



図－８　マンホール気相中のH_2S

図－９は、同じくマンホール気相中の6:28～6:53の間の硫化水素の経時変化を２分間隔で示したものである。気相中の硫化水素はポンプ運転直後に68ppmとかなりの高濃度となっている。

３．　まとめと今後の課題

平成元年度調査の結果を以下にまとめる。

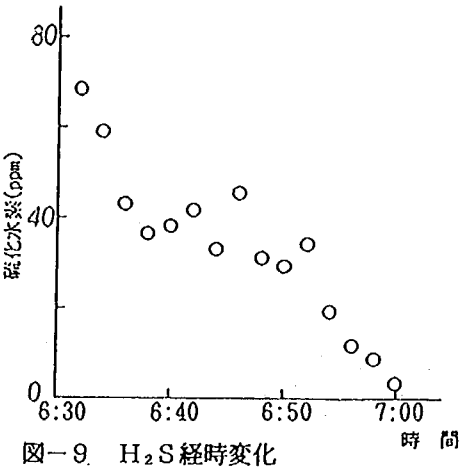
(1)実態調査を行った結果下水中の硫酸塩濃度は、内陸部、沿岸部ともにおおむね10～50mg/lであるが、沿岸部では海水の浸入、内陸部でも温泉排水を含む下水では高濃度となることがある。

(2)硫化水素生成に関する基礎実験を行った結果、温度が高い程硫化水素生成量は多くなる。また、プロピオン酸を硫酸塩還元細菌の基質としたときに、高い硫化物生成速度を示した。

(3)圧送管において現地調査を行った結果、下水の圧送管滞留時間が長くなるとかなり高濃度の硫化水素が発生する。

今後の課題としては、皮革排水あるいは水産加工排水等の工場排水を含む下水の硫酸イオンはかなり高濃度になるものと推測されるので、調査が必要である。

また、下水道施設の腐食では、硫酸イオンの還元と硫化物の酸化が重要な要因である。これらの反応は微生物により引き起こされるので、硫酸塩還元細菌及び硫黄酸化細菌の特性を明らかにすることは今後の重要な課題である。また、圧送管の腐食防止のために、ポンプの停止時間を短くするなどの現実的対策を検討する必要があろう。



図－9　H_2S経時変化

2．下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
主任研究員　小越　眞佐司
諏訪　守

1．研究の目的と必要性

下水処理水の衛生学的基準は、これまで大腸菌群数3000個／mlという基準が与えられ、下水処理場では塩素消毒技術によりこれに対応してきた。しかしながら、現在下水処理水の再利用が各種の形態で行なわれるようになってきたのに加えて、処理水放流先の河川でもレクレーション利用などの水空間の活用が考えられており、下水処理水の衛生学的安全性に対する要望は昨今、ますます高いものとなってきている。

本研究は、①下水処理水再利用にあったての現行の大腸菌群数指標と処理水の衛生学的安全性について検討を行い、現行指標の問題点と衛生学的基準のあり方の整理。②塩素消毒技術に関する有機塩素化合物の生成、ウイルスに対する不活化効果、残留塩素の水環境への影響。③紫外線、オゾン処理等の代替消毒技術の細菌・ウイルス等の不活化効果についての基礎的検討、の各項目について昭和６３年度から平成２年度まで実施する予定である。

2．前年度の研究結果

1）　わが国における水の衛生学的な基準は、大腸菌群数により定められており、そのレベルは、飲料水等の"検出されないこと"から、下水放流水の3000個／ml以下の範囲にある。また、ふん便汚染の指標として、大腸菌群を補完するものとして、ふん便性大腸菌群、腸球菌群がある。また水中ウイルスの指標として有望視されているものにバクテリオファージがある。

2）　ふん便汚染指標細菌としての腸球菌群に関しては、大腸菌群やふん便性大腸菌群等と比較した場合、実態調査の結果より塩素消毒に対し耐性があることがわかった。さらに、ヒトの腸球菌群の主要構成菌である*E. faecalis* 株を用いた室内実験結果から、紫外線や塩素に対し耐性があることが確認できた。これより、腸球菌群なども大腸菌群を補う消毒指標微生物として有望であると考えられた。

3）　病原性ウイルス代替指標として取扱い易いバクテリオファージが考えられるが、実態調査結果から二次処理水中のファージ量は少なく、11～92PFU／mlの範囲であった。

4）　ＲＮＡファージの紫外線や塩素処理に対する消毒耐性から、ＭＳ２、Ｑβファージ、さらに塩

素処理に対してはＤＮＡファージであるT_4ファージなどが、ウイルス代替指標として有望であると考えられた。

３．今年度の研究結果

３．１　下水処理場における消毒指標細菌・バクテリオファージの実態調査

３．１．１　調査目的

本調査は下水処理場における消毒指標細菌、大腸菌を宿主菌とするバクテリオファージの下水処理プロセス中の挙動を測定すること目的として前年度に引き続き行なったものである。

３．１．２　調査方法

調査は県内のＡ下水処理場及び、県外のＢ下水処理場（共に分流式）について行なった。Ａ、Ｂ両処理場は標準的な活性汚泥処理法を行なっており、両処理場とも最初沈殿池から放流までの処理時間は10～12時間程度である。採水方法は流入下水、最初沈殿池（一次処理水）、最終沈殿池流出水（二次処理水）、塩素滅菌池流出水（放流水）の４箇所を対象とし、Ａ、Ｂ処理場について各下水処理プロセスの高負荷時のコンポジットサンプル（各箇所の採水時間は滞留時間より推定）について行なった。各サンプルについてファージ、大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌群数を測定した。測定法はファージが軟寒天培地中に宿主菌株の１晩培養液とサンプルを混ぜ、寒天培地平板上に拡げて培養する重層寒天法、二次処理水、放流水については直接プラーク法[1]、大腸菌群数はデソ培地又はＭ－ＦＣ培地、ふん便性大腸菌群数はＭ－ＦＣ培地、腸球菌群数はＫＦ培地の平板培養法、菌数の少ない放流水についてはメンブランフィルター法を用いた。流入下水、一次処理水はあらかじめ試料の前処理を行なわなければならないが、細菌数測定では1～2分程度の超音波処理、ファージ数測定では、4℃で10分間の遠心分離(12000rpm) の後、0.45μmのメンブランフィルターによる濾過処理を行なった。尚、ファージ測定の際に用いた培地組成を表－１に、細菌株を表－２に示す。これらの細菌株さらに、室内実験で用いた細菌株、純粋ファージ株については、東海大学医学部古瀬浩介博士、理化学研究所より分与されたものである。

表－１　培地組成

ポリペプトン	1.0%
酵母エキス	0.5%
NaCl	0.5%
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.02%
$MnSO_4 \cdot 4H_2O$	0.005%
ブドウ糖	0.15%
寒　天	1.1%
pH	7.0±0.2

$CaCl_2$ を添加したものを使用

表－２　ファージ測定に用いた宿主菌株

E. coli K12 (F^+)	東海大学医学部
E. coli B	

水質分析項目については水温、ｐＨ、電導度　、ＢＯＤ、COD_{Cr}、ＳＳ、Ｋ－Ｎ、NO_2－Ｎ、NO_x－Ｎ、及び放流水については残留塩素を測定した。

3．1．3　直接プラーク法

下水処理水の再利用が各種の形態で行われるのに伴い、衛生学的安全性に対する声も高くなってきている。バクテリオファージはその構造、性質等の類似、測定の簡易、安全性により、ウイルス代替指標として有望視されている。しかし、二次処理水中などにおいては、その測定法の限界から多数検出されず、消毒指標細菌との関連性や、塩素による消毒耐性など明確な傾向がつかめない。

そこで、今年度の調査では、ファージの測定法を重層寒天法から直接プラーク法に改め、塩素処理水試料100ml中の消毒指標細菌、ファージの存在量を測定することにより、各消毒指標微生物の消毒耐性の明確な関連性の把握を目的として行なったものである。

定量方法はGrabow[1]らの飲料水100ml中のファージの定量法を、下水処理水に適用するため培地組成及び宿主菌の培養液添加量を修正して用いた。ファージ培養液を用いた培地組成の検討結果を表－３に示す。同一試料を用いた検討結果から表－１の培地は、Grabowらの培地に比べ、Ｑβファージの検出量が約2.7倍、T_4ファージで約1.1倍であり、特にＲＮＡファージの検出に優れていることがわかった。

表－３　平均検出量

	表－１の培地	Grabowら培地
Ｑβ	49PFU/10ml	18PFU/10ml
T_4	128PFU/10ml	113PFU/10ml

菌株培養液の添加量検討実験結果を表－４に示す。E.coli K12(F^+)株を用いた添加量検討実験結果は、培地量100ml、サンプル量10mlに対し1.0～ 2.5mlの添加範囲が適当と考えられた。

表－４　平均検出量

添加量	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	4.0	5.0	8.0	10
カウント量	53	68	60	69	72	53	61	50	49	58

（添加量はml、検出量はPFU/10ml）

直接プラーク法の試験操作は表－１の培地1000mlにサンプル100ml、菌株培養液15ml、塩化カルシウム溶液をそれぞれ加えた後、ただちにシャーレ(230×80の角シャーレ)15枚に分注し、固化させ37℃で１晩培養を行い、翌日培地中に形成されたプラークを計数する。

3．1．4　高負荷時における調査結果

高負荷時における実態調査の結果を表－５、６ に示す。A、B処理場の大腸菌群数の推移は流入下水、一次処理水で10^5濃度、二次処理水で10^2～10^4濃度であり、放流水は両処理場とも0.1mg/lの残留塩素濃度において若干量検出されている。A、B処理場の各処理過程での大腸菌群数に対するふん便性大腸菌群数、腸球菌群数の割合は、昨年度の実態調査結果と大きく数値が異なるため、あえて比較は行なわず、各処理過程での除去効果を示す。この数値の違いについては、培地、測定上の問題なのか、または流入下水などの性状変化に伴うものなのかは不明であり、今後の検討課題としたい。ファージについてはE.coli K12(F^+)ファージが流入下水、一次処理水で10^1～10^3濃度で推移しており、二次処理水では

100ml中約200～600PFUである。同様にE.coli Bファージは流入下水、一次処理水で10^2～10^3濃度、二次処理水で100ml中約30～700PFUであった。

表－５　A処理場実態調査結果

	流入下水	一次処理水	二次処理水	放流水
大腸菌群数 (M-FC)	86X10⁴	89X10⁴	12X10³	24
糞便性大腸菌群数	51X10⁴	31X10⁴	65X10²	15
腸球菌群数	12X10⁴	90X10³	45X10²	60
E.coli K12(ｱﾝﾋﾟｼﾘﾝ)	17X10²	21X10²	199/100ml	99/100ml
E.coli B 株	43X10¹	79X10¹	34/100ml	9/100ml

(個, PFU/ml)

表－６　B処理場実態調査結果

	流入下水	一次処理水	二次処理水	放流水
大腸菌群数 (M-FC)	20X10⁴	19X10⁴	59X10¹	2
糞便性大腸菌群数	10X10⁴	88X10³	50X10¹	2
腸球菌群数	29X10³	24X10³	11X10¹	6
E.coli K12(ｱﾝﾋﾟｼﾘﾝ)	71X10⁰	11X10¹	622/100ml	586/100ml
E.coli B 株	10X10²	49X10¹	753/100ml	411/100ml

(個, PFU/ml)

次に、各処理過程での除去効果について述べる。A、B両処理場とも、一次処理の沈殿除去では、あまり期待できず、細菌の除去率は１ケースを除き約5～40%の範囲内である。ファージの場合は、１ケースを除き逆に流入水よりも上昇している。これは、汚泥処理系からの返流水の影響を受け、一度活性汚泥に吸着していたファージが脱離し上昇したものと考えられる。活性汚泥処理水である二次処理水に着目するとA、B処理場とも細菌、ファージの除去率はそれぞれ96.3～99.7%、91.2～99.9%の範囲内であり、だいたい一致するものであった。最終的な放流水に着目すると、両処理場の残留塩素は0.1mg/lであり大腸菌群、ふん便性大腸菌群の塩素消毒による不活化率は99.6～99.8%、腸球 菌群で94.5～98.7%となっており、腸球菌群は大腸菌群などよりも塩素耐性がやや高いことがわかる。ファージについては5.8～73.5%の不活化率であり、細菌より塩素耐性が高いことがわかる。

３．２．二次処理水中の消毒指標細菌及びファージの塩素耐性実験

３．２．１　実験目的

室内実験においてファージは、純粋株を用いて消毒耐性実験を行なうことができるが、実下水中、特に二次処理水中に存在する野性のファージは、重層寒天法による検出限界以下の濃度であるため、消毒指標細菌との関連性や塩素による消毒耐性など明確な傾向の把握が困難であった。そこで、直接プラーク法によりサンプル量を多くして二次処理水、塩素滅菌放流水中のファージ量の検出限界を高めることによって、二次処理水中の消毒指標細菌とファージの塩素消毒耐性の関連性を明確に把握することを目的として行なった。

３．２．２　実験方法

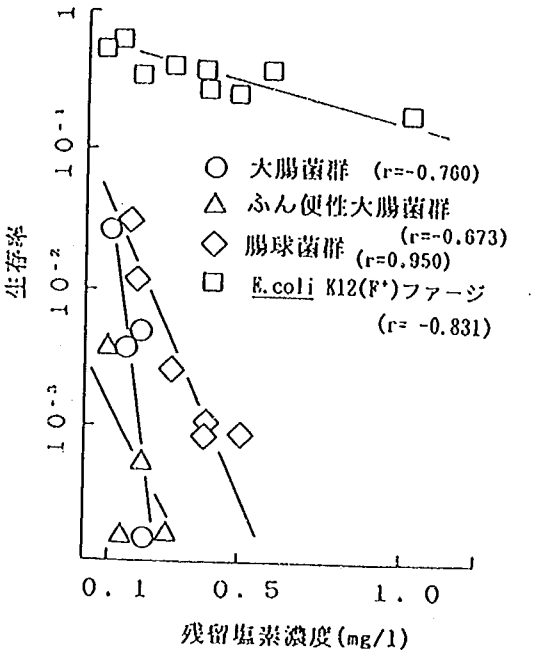
A下水処理場（分流式）の二次処理水を採水し、ただちに実験室に持ち帰り実験用サンプルとした。

滅菌三角フラスコにサンプル１000mlを入れ、次亜塩素酸ナトリウムを所定の塩素濃度になるよう添加する。15分間接触させた後ただちにオルトトリジン法により残留塩素を測定すると共に、亜硫酸ナトリウムによって塩素の中和を行なった。各細菌群、ファージについての定量方法、水質分析項目は実態調査と同一である。

３．２．３　実験結果

二次処理水中の消毒指標細菌及びファージの塩素耐性実験結果を図－１に示す。各々の塩素添加濃度は1～6 mg/lの範囲とし、残留塩素濃度は約0.1～1.0 mg/lとなった。なお水質分析結果を表－７に示す。

大腸菌群、ふん便性大腸菌群とも残留塩素濃度0.3 mg/l（接触時間15分）で0.01%程度の生存率となっている。それに対し、腸球菌群数をそれと同程度の生存率にするためには約0.6mg/lの残留塩素濃度が必要であり、大腸菌群などよりも塩素耐性があることがうかがえる。ファージについては、残留塩素濃度1.0mg/lで約20%の生存率となっており、消毒指標細菌よりも桁違いに塩素耐性が高いことがわかる。二次処理水中の消毒指標微生物の塩素耐性実験から、それらの消毒耐性を把握することができた。すなわち不活化されにくい順にコリファージ、腸球菌群、大腸菌群、ふん便性大腸菌群であった。



図－１　塩素耐性実験結果

３．３　消毒指標細菌、ファージ、ウイルスのオゾン耐性実験

３．３．１　実験目的

近年、脱色、脱臭にその利用が注目されているオゾンには強い殺菌力があり、フランスなどでは水道水の消毒法として用いられている。

本実験は、オゾン消毒による各種菌株、ファージ、ウイルスの耐性を把握し、オゾン消毒指標微生物の検索を行なうことを目的とするものである。

表－７　水質分析表

水温(℃)	26.7～ 27.3
pH	6.71～ 7.01
電導度(ms/cm)	0.421～ 0.545
SS(mg/l)	5 ～ 6
BOD(mg/l)	2.8～ 3.8
COD(mg/l)	12.9～18.2
NH_4-N(mg/l)	6.4～11.6
K-N(mg/l)	7.0～12.4

３．３．２　使用菌株、ファージ及びウイルス

各耐性実験と同様にE.coli K12(F⁺) 株、E.coli B 株、E.faecalis 株の純粋株、ファージはＲＮＡファージのＭＳ２、Ｑβファージ、ＤＮＡファージのT_4ファージ、ウイルスはポリオ１型、ポリオ２型ウイルスの合計８種類の微生物を用いた。微生物の定量方法はE.coli株がＭ－ＦＣ培地、E.faecalisが

ＫＦ培地の平板培養法、ファージが重層寒天法、ポリオウイルスがＢＧＭ細胞を用いたプラーク法によった。

３．３．３　実験方法

実験方法は、各種菌株１晩培養液、ファージ及びウイルスの調整液を生理食塩水(0.85%)で10^3～10^4濃度に希釈したサンプル500～1000mlをガラス製反応槽に注入し、オゾンを接触反応させた。オゾン注入濃度は0.1～1.0mg/ lとし、オゾンガス濃度の測定はオゾン濃度計を用いると同時に、オゾン検知管によっても測定した。

３．３．４　実験結果

オゾン耐性実験結果を図－２～３及び表－８に示す。オゾン注入率は、液相での低濃度のオゾン濃度測定が困難なため、気相のオゾン濃度から次式により注入率を求めた。[2)]

$$注入率(mg/l)=C\times t\times 2\times 48\times 10^{-3}/22.4\times 1$$

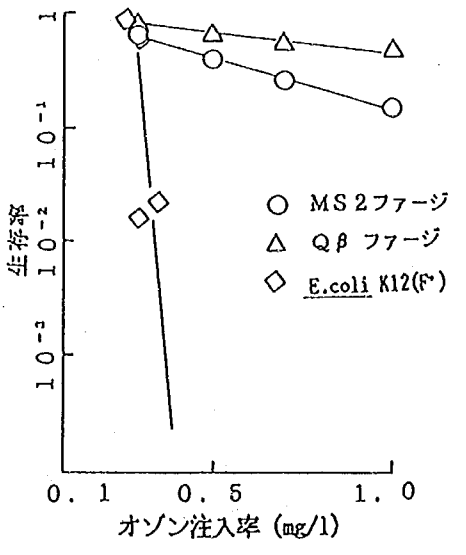
ここに、 C：気相オゾン濃度(mg/l)　　2：１分間のオゾン吹込み量(１)

10^{-3}：(mg/l)単位に換算　　1：反応槽の容量

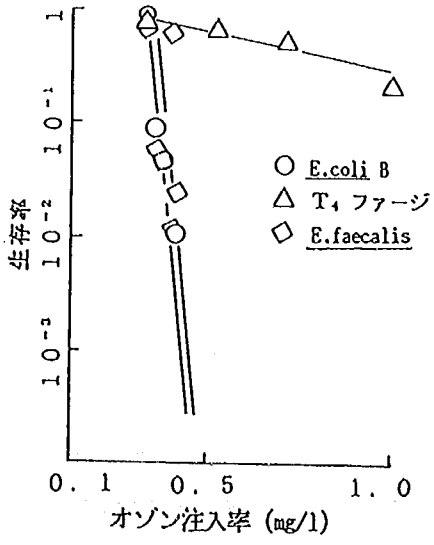
t：接触時間(分)　　48：オゾンの分子量

22.4：気体定数　　なお、オゾンの吹込み濃度は約100～200mg/lとした。

すべての細菌株において、オゾン注入率0.4mg/lの濃度により、約99%の不活化率となっており、塩素、紫外線耐性実験とは違いE.coli株とE.faecalis株との明確な耐性の差があまり現われておらず、E.faecalis株のオゾン耐性は他の菌株と同様であることがわかった。ファージにおいては、オゾン0.3mg/lの注入率では生存率が約70～80%と菌株などと同様であるが、注入率の増加にともない耐性を現わし、1.0mg/lの注入率で各々のファージの生存率は約20～50%となっており、菌株に比べ強いオゾン耐性を示している。



図－２　オゾン耐性実験結果



図－３　オゾン耐性実験結果

ポリオ１、２型を用いた不活化実験結果を表－８に示すが、両ウイルスとも0.1mg/lのオゾン注入率で0.2%程度の生存率であり、消毒指標細菌やファージに比べポリオウイルスはオゾン耐性が小さい結果となった。

しかし、ポリオウイルスだけを用いた不活化実験であるため、ポリオ以外のウイルスの使用が可能であるならば、それらも含めて検討する必要があると考えられる。

表－８ ウィルス不活化表

		ポリオ１型			ポリオ２型		
注入率(mg/l)		0.1	0.2	0.3	0.1	0.2	0.3
ウイルス	原液	1260			1523		
PFU/mℓ	接触後	2	0	0	3	0	0
不活化(%)		99.8	100	100	99.8	100	100

３．４　ウイルスの塩素、紫外線耐性実験

３．４．１　実験目的

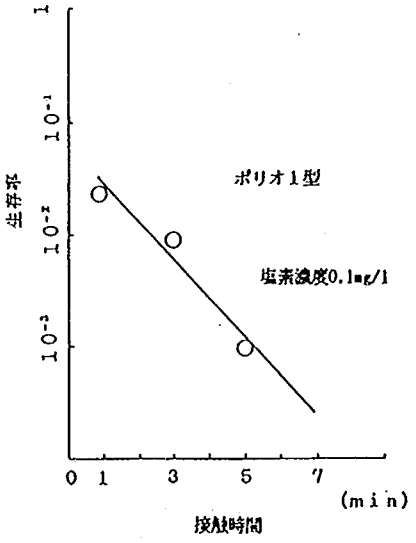
本実験は、ウイルスの塩素、紫外線耐性を把握し、さらに、前年度の細菌株やファージの実験結果と比較を行ない消毒指標微生物間の消毒耐性を明らかにすること目的とするものである。

３．４．２　実験方法

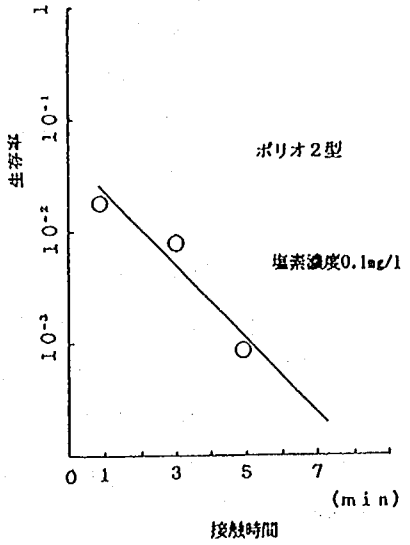
各々の実験方法は、前年度の細菌株、ファージの耐性実験と同一であり、使用ウイルスはポリオ１型、ポリオ２型ウイルスとし、定量方法はＢＧＭ細胞を用いたプラーク法によった。

３．４．３　実験結果

塩素耐性実験結果を図－４、５に示す。ポリオ１型、２型ウイルスとも0.1mg/l、15分接触では100%不活化されてしまう為、接触時間を短くして実験を行った。



図－４　塩素耐性実験結果



図－５　塩素耐性実験結果

塩素濃度 0.1mg/ℓ の5分間接触で両ウイルスとも0.1%以下の生存率となってしまっている。ポリオウイルスなどはE.coli 株などよりも塩素耐性があるという一部の報告もあるが、本実験の結果は 反対の結果となっており今回使用した細菌株などはポリオウイルスよりも塩素耐性のあるものであった可能性がある。また、ウイルスの種類によってはＮａＣｌ、$CaCl_2$、ＫＣｌなどの無機塩類の添加 により塩素耐性の減少がみられるもの、あるいは逆に無機塩類による塩素消毒効果の阻害が認められる場

合があると言われているため、さらに詳細な検討が必要であることが考えられた。前年度の細菌株、ファージの耐性実験結果と今回の耐性実験結果から耐性の強さはファージ、E.faecalis 株、E.coli 株、ポリオウイルスの順であった。

次に紫外線耐性実験結果を表－９に示す。ポリオ１型、２型ウイルスとも同程度の値となっており、単位紫外線量あたりの生存率は約60％程度である。前年度の細菌株、ファージの耐性実験結果と今回の耐性実験結果から耐性の強さはＭＳ２、Ｑβファージ＞ポリオウイルス＞E.faecalis 株＞E.coli 株＞T_4ファージの順であった。

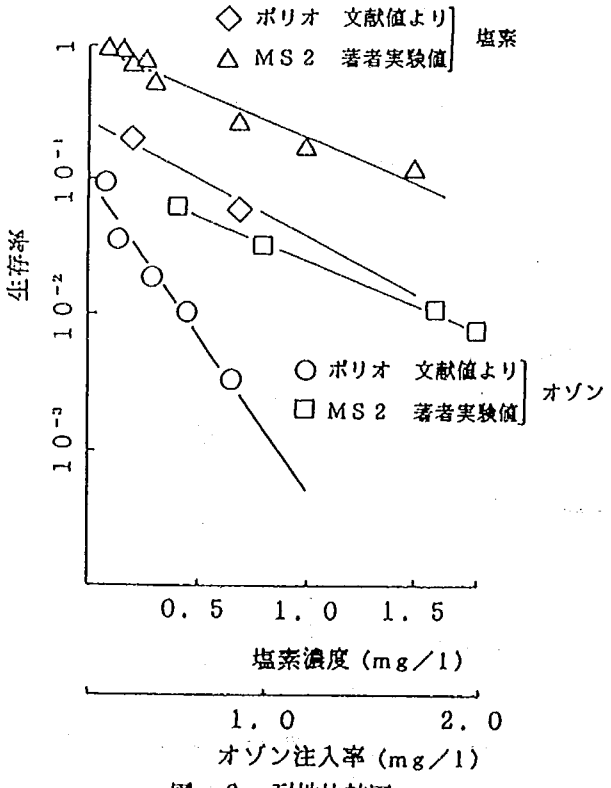
表－９

	ポリオ１型ウイルス	ポリオ２型ウイルス
速度定数 (cm^2・S/cm^2)	1．96	2．01
生存率	0．60	0．61

３．５　不活化実験についての考察

前年度及び今年度において細菌株、ファージ及びウイルス合わせて８種類の微生物を使用し塩素、紫外線、オゾンの耐性実験を行なった。本実験の結果は、特に塩素、オゾン消毒法に対し、細菌株及びウイルスの不活化率とファージの不活化率の程度が大きく異なる可能性を示している。ウイルスなどにおいては、ウイルスの種類によってＮａＣｌ、$CaCl_2$、ＫＣｌなどの無機塩類の添加により塩素耐性の減少のみられるものや、逆に塩素消毒効果の阻害が認められる場合などがあると言われており、さらに詳細な実験検討が必要であると考えられる。

多少実験条件が異なるかもしれないが、文献値[2,3]のポリオ１型ウイルスの塩素、オゾン耐性と、本実験のＭＳ２ファージを比較したのが図－６である。ＭＳ２ファージの塩素、オゾン耐性は、ポリオ１型ウイルスを上回る可能性を示している。



図－６　耐性比較図

４．　まとめ

上記の調査結果をまとめると次のようになる。

１）二次処理水及び放流水中のファージの定量に直接プラーク法を用いた結果、100ml中およそ10～700PFUのファージが検出できた。よって、直接プラーク法は処理水中のファージの定量に利用できると考えられる。

2）活性汚泥処理での細菌と、ファージの除去率は、それぞれ96.3～99.7%、91.2～99.9%の範囲内にあり、ほぼ一致するものであった。

3）塩素消毒による不活化率は大腸菌群、ふん便性大腸菌群で99.6～99.8%、腸球菌群で94.5～98.7%となっており、腸球菌群は大腸菌群などよりも若干塩素耐性が高い。ファージについては、E.coli K12 (F^+) 株、E.coli B 株を使用した結果から5.8～73.5%の不活化率であり、細菌株より、塩素耐性が高いことが確認された。

4）二次処理水中の消毒指標微生物の塩素消毒耐性は、コリファージ≫腸球菌群＞大腸菌群＞ふん便性大腸菌群の順であった。

5）前年度及び今年度に行なった８種類の純粋株E.coli 株、E.faecalis 株、ＭＳ２、Ｑβ、T_4ファージ、ポリオ１、２型ウイルスを用いた塩素による不活化実験は、各々のファージが強い耐性を示した。腸球菌群の構成菌の一種であるE.faecalis 株はE.coli 株に比べ実態調査と同様、若干の塩素耐性があった。ポリオ１、２型ウイルスは、今回の実験では細菌株やファージよりも耐性が小さい結果となったが、実験条件等さらに詳細な検討が必要であると考えられる。

文献値との比較によれば、ＭＳ２ファージは、ポリオ１型ウイルスよりも塩素耐性があるものと考えられる。

6）前年度及び今年度の実験結果から紫外線による消毒耐性は、ＭＳ２、Ｑβファージ＞ポリオウイルス＞E.faecalis 株＞E.coli 株＞T_4ファージの順であった。

7）オゾンによる耐性実験では、各々のファージは細菌株に比べ強いオゾン耐性を示した。しかし、ポリオ１、２型ウイルスは0.1mg/lのオゾン注入率で99.8%の不活化率であった。

塩素耐性実験と同様、文献値との比較によれば、ＭＳ２ファージは、ポリオ１型ウイルスよりもオゾン耐性があると考えられる。

今後の課題

これらの不活化実験の結果については、なお詳細な実験例を重ねて行く必要があると考えられる。さらに、各消毒プロセスの組合せによる消毒効果の検討を行なうとともに、塩素消毒技術に関する有機塩素化合物の生成、残留塩素の水環境への影響、代替消毒技術を処理水消毒法として適用する際の問題点についても今後検討を加える予定である。

〈参考文献〉

1）W. O. K. Grabow, P. Coubraugh, " Practical Direct Plaque Assay for Coliphages in 100mℓ Samples of Drinking Water "
Applied and Environmental Microbiology, Vol.52, No.3 1986.

2）矢野　一好ら、「下水中のウィルスの消毒とその不活化に関する研究、第４報」
用水と廃水、Vol.27, No.12 (1985)

3）矢野　一好ら、「下水中のウィルスの消毒とその不活化に関する研究、第３報」
用水と廃水、Vol.27, No.7(1985)

4）土木研究所資料、第2859号、「下水処理水の滅菌及び消毒に関する研究報告書」 1990.

5）諏訪　守ら、「二次処理水の塩素消毒における消毒指標細菌とファージの不活化特性」
土木学会第45回年次学術講演会講演集、1990. （投稿中）

3．発生下水汚泥の質と量に関する研究

汚泥研究室 室 長 大嶋 吉雄
主任研究員 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量になってくる。現在、発生した汚泥の約６７％が、陸上埋立、海面埋立等で処分されているが、埋立処分地の確保は年々難しくなっている。従って、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一つとなっており、埋立処分以外の処分方法の確立が求められている。

一方、現在実施されている汚泥の有効利用法としては、①緑農地に還元して肥料や土壌改良材として用いる方法 ②焼却灰を土壌改良材や道路の路盤材、セメントの増量材等に使用し、溶融スラグを砕石のように加工して、建設資材として利用する方法があり、一部の都市では既に実用化している。

しかし、これらの有効利用を行なう場合、汚泥中の重金属の種類と含有量が、品質の良否に影響することが知られており、今後、汚泥の緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用を積極的に実施して行くためには、汚泥中の重金属をコントロールして品質のよい資材に変えてゆく必要がある。このため、本研究は、汚泥中の重金属の形態や量の変動要因等を明らかにして、汚泥に賦存する資源性を一層高めるための基礎資料を得ることを目的としている。

2．６３年度までの研究結果の要旨

家庭下水を処理する下水処理場を対象として下記の調査を行なった。

１）流入下水中及び処理水中の重金属濃度の２４時間連続調査を行なった。[1)]

２）流入下水中及び処理水中の粒径別重金属濃度の調査を行なった。[2)]

３）初沈汚泥及び終沈汚泥中の重金属の形態調査を行なった。[1),2)]

上記調査の結果、以下の事項が明かとなった。

① 流入水中の重金属濃度は、水量が増加する朝と夕方にピークが現われ、生活活動と重金属濃度の関連性が示された。

② 処理水の重金属濃度は、流入下水より低く、なおかつ、平滑化されてピークはない。

③ 初沈で除去され易い元素は、Ｎｉ，Ｃｒ，Ｓｉの３元素であった。それ以外の元素は初沈以降のプロセスでより多く除去される。

④ 流入下水中重金属の粒径別濃度で、高い値を示す粒径範囲は、１０μｍ～１００μｍである。

⑤ 流入下水中重金属の粒径別濃度で、１μｍ～ ０．０２５μｍのメンブランフィルターでろ過したものも、相応に濃度が低下することから、１μｍ以下のろ液中の重金属でも、微粒子性で存在

しているものがある。

⑥ 家庭下水を主体とする下水処理場（H下水処理場とM下水処理場）で発生する汚泥中の重金属濃度は、初沈汚泥と終沈汚泥ともほぼ同じ傾向を示したが、重金属元素のＺｎは高層住宅団地の下水を処理しているH下水処理場の方が、一戸建住宅団地排水を処理しているM下水処理場の約２倍の濃度であった。

形態別分画調査の結果から、安定した形態の割合が高い元素はＣｕとＣｒであり、不安定な形態の割合が高い元素はＣａとＭｇであった。なお、各汚泥の形態別重金属含有率は季節による変化は認められなかった。

３．平成元年の研究結果

３．１　各種処理汚泥の形態別重金属含有量調査

３．１．１　目　的

６３年度は、初沈汚泥と終沈汚泥を対象に汚泥中重金属の形態を調査したが、実際の下水処理場では下水の浄化処理に供って発生した汚泥は、脱水処理、消化処理、コンポスト化、焼却処理、溶融スラグ化等、何らかの処理を行なってから有効利用や処分を行なっている。しかし、処理方法によって汚泥中重金属の形態がどのように変化するかは明かでない。従って、平成元年度は、各種汚泥についての重金属の形態を調べるため、脱水汚泥，消化汚泥，コンポスト化汚泥について重金属の形態を調査した。

３．１．２　調査方法

供試汚泥は、前年度に採取したH下水処理場の脱水汚泥（石灰系脱水汚泥）で、初沈汚泥と終沈汚泥を混合濃縮後、石灰をＤＳ当り３０％及び塩化第二鉄をＤＳ当り１０％添加して、真空脱水機で脱水したものと同汚泥をコンポスト化したもの（２回）及び、M下水処理場の消化汚泥及び消化脱水汚泥（高分子系脱水汚泥）で、消化汚泥のＤＳ当り高分子脱水剤を１％添加後遠心脱水したものを用いた。

分析項目は、Ｚｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｃｒ，Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇ，Ｍｎ，Ｆｅの9元素とした。

重金属の分画方法は、下記に示したフローの通りであり、米国のＳｔｏｖｅｒ[3]らが農用地土壌中の重金属の形態分画に用いた方法である。

形態分画の抽出試薬と分画操作のフロー

No	分画形態名	抽出試薬名	混合比	振トウ時間	固液分離	測定方法
1	イオン交換態	1M-KNO_3	(50:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
2	吸着態	0.5M-KF(pH6.5)	(80:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
3	有機結合態	0.1M-$Na_4P_2O_7$	(80:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
4	無機炭酸塩態	0.1M-EDTA(pH6.5)	(80:1)	8hr×2回	→ 遠沈 →	原子吸光測定
5	硫化物塩態	1M-HNO_3	(50:1)	16hr振トウ	→ 遠沈 →	原子吸光測定
6	残留態	−	−	(HNO_3+$HClO_4$)分解後	→	原子吸光測定
7	全重金属量	−	−	(HNO_3+$HClO_4$)分解後	→	原子吸光測定

形態分画の抽出試薬と分画操作のフローの所に分画操作の概要を示してあるが、１例としてNo.１のイオン交換態の分画方法について示す。

① 抽出溶液名のあとにカッコ内に示した数値は、左側が抽出液の量（ｍｌ）を示し、右側が汚泥量（ｇ・ｄｒｙ）を示してある。No.１は１M－ＫＮＯ3（５０：１）なので、汚泥（乾燥重量で）１ｇに対して抽出液を５０ｍｌの割合で各々ポリプロピレン製の遠沈管にとる。

② つぎに振トウ時間を示してあるので、①の各試料を入れた遠沈管を振トウ機で指定された時間だけ振トウを続ける。No.１は１６時間（午後４時～翌朝８時まで自動運転）

③ つぎは、“遠沈”と記してあるが、遠心分離機によって固（汚泥）、液（抽出液）分離を行う。回転数は、３,０００ＲＰＭで２０分間とした。

④ 遠心分離により固液分離した上澄液は、後に示す蒸留水洗浄液と共に０.４５μのメンブレンフィルターでろ過して、浮遊固形物を除去後、原子吸光用の分析試料とする。なお、この測定結果はイオン交換態の重金属量の計算に用いる。

⑤ 蒸留水洗浄は、遠沈管に残った汚泥に、蒸留水２５ｍｌを加えて①～④の操作を行い、抽出試薬を洗い落とす。ただし、振トウ時間は１時間、この時の蒸留水の上澄液も１回目の抽出液と合わせてろ過作業を行う。以下がイオン交換態の分画操作方法であるが、引続き吸着態の分画操作に入る。

蒸留水洗浄後に遠沈管内に残っている汚泥にNo.2の吸着態分画抽出液である０.５Ｍ（ｐＨ６.５）－ＫＦ液を８０ｍｌ加えて①～④の操作を行って、再び蒸留水で洗浄し、吸着態の分析試料とする。このようにNo.1～No.5まで連続して抽出操作を行うため、最初に秤量分取した汚泥は、No.6の各抽出処理後の残留物の分析まで繰り返し用いるので、各操作過程で汚泥のロスがないように十分注意して行うことが重要である。

なお、各形態の特徴は、No.1のイオン交換態は、農業分野で植物の栄養素であるアンモニア性窒素を土壌から抽出するときに用いられる方法の一つであり、イオン交換等で溶出しやすい形態の重金属と考えられる。

No.2の吸着態は、フッ化カリウム（ＫＦ）によって有機物や無機鉱物の表面に吸着した重金属を分離溶出させて抽出するものである。

No.3の有機態はＫＦより抽出力が強いピロリン酸ナトリウム（Ｎａ4Ｐ2Ｏ7）で有機物の表面の重金属を抽出するが、この方法は、土壌中の腐殖質の抽出にも用いられる方法である。

No.4の炭酸塩態は、ＥＤＴＡ（Ethylene-Diamine-Tetra-Acetic acidの略称）による抽出法である。ＥＤＴＡは、多くの重金属とキレート化合物（錯化合物）を作って水中で安定した状態で存在する性質を持っており、主に、炭酸塩等の重金属が抽出されるものと考えられる。

No.5の硫化物態は、強酸性の硝酸を用いて、重金属の抽出を行うので、多くの無機化合物の重金属や、硫化物の重金属が抽出されるが、ここでは、No.1～No.4までに溶出しやすい重金属は抽出されてしまった後の汚泥中の重金属の抽出であり、主に、硫化物態の重金属が抽出されるものと考えられる。

NO.6は、NO.1～NO.5までに抽出されずに残ったものである。

3．1．3 結 果

H下水処理場の調査結果を、表－1に示した。同表には、63年度までに調査した初沈汚泥と終沈汚泥の4回分の調査結果の平均値も示したが、これは、脱水処理やコンポスト化によってどのような形態変化を示すか比較するためであり、一例としてZn，Cu，Cr，Niの5元素について各形態の含有率を各元素ごとに比較したものを図－1～図－5に示した。

同様にM下水処理場の消化汚泥と消化脱水汚泥の調査結果も63年度までに調べた初沈汚泥と終沈汚泥の平均値を含めて表－2に示した。

また、H下水処理場のものと同様に5元素の重金属について、各形態の変化を比較したものを図－6～図－10に示した。以上の結果から、次のような傾向がみられた。

表－1 H下水処理場の各種汚泥中重金属の形態別濃度 単位（mg/kg）

項目	汚泥の種類	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe
TOTAL	初沈	795	96.1	0.78	16.9	9.7	8250	1330	52.9	7680
	終沈	908	134.5	1.18	12.2	11.4	10070	4100	85.2	10070
	脱水乾燥	367	61.4	0.37	12.8	10.7	97460	8830	135.0	29420
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	366	60.6	0.31	11.5	10.0	85870	8410	161.2	30320
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	348	58.8	0.29	10.5	10.0	81350	8100	156.8	29290
イオン交換態 (KNO3)	初沈	72	4.4	0.05	0.1	1.4	4960	500	10.2	410
	終沈	20	2.5	0.02	0.3	1.0	4330	2190	6.6	100
	脱水乾燥	3	24.6	0.00	0.1	2.7	9770	3080	0.6	80
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	7	2.6	0.00	0.0	1.1	8090	2900	1.7	120
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	6	5.2	0.01	0.0	1.1	8330	2560	1.3	90
吸着態 (KF)	初沈	60	8.9	0.05	0.6	1.0	110	80	1.7	490
	終沈	41	4.1	0.03	0.6	1.0	70	90	5.8	780
	脱水乾燥	8	8.1	0.00	0.0	0.7	690	90	1.3	90
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	3	2.8	0.00	0.0	0.4	320	0	0.7	80
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	4	4.4	0.00	0.0	0.3	380	0	1.7	80
有機態 (Na4P2O7)	初沈	135	6.9	0.02	2.5	0.4	330	100	6.3	1820
	終沈	133	8.3	0.06	2.5	0.9	770	860	33.2	5050
	脱水乾燥	81	2.8	0.00	0.1	0.0	10250	2440	8.9	1300
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	104	2.4	0.00	1.2	0.0	12030	1500	32.2	1630
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	125	3.4	0.00	1.1	0.0	11680	1300	33.2	1830
炭酸塩態 (EDTA)	初沈	328	14.4	0.43	1.1	1.9	1220	70	3.4	920
	終沈	390	14.1	0.58	1.6	3.6	2190	550	13.3	2650
	脱水乾燥	275	14.4	0.42	9.3	2.9	78000	2760	93.2	26710
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	228	17.7	0.20	7.8	4.8	69080	3640	88.0	19720
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	198	17.5	0.20	7.2	4.6	57860	3450	78.7	15000
硝化物態 (HNO3)	初沈	113	17.2	0.11	1.7	1.7	120	90	6.2	640
	終沈	251	18.6	0.31	0.8	1.9	120	120	5.3	380
	脱水乾燥	32	4.9	0.02	0.5	0.5	1590	470	3.7	380
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	60	14.0	0.05	2.4	1.3	1110	420	20.8	4060
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	42	10.6	0.02	1.9	1.2	1290	550	19.9	5690
残留物	初沈	25	28.4	0.06	8.8	3.6	340	410	20.7	2990
	終沈	57	71.7	0.18	5.9	2.2	40	180	3.6	1050
	脱水乾燥	9	3.6	0.01	2.6	0.8	120	140	9.3	1220
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-3)	15	17.5	0.06	1.7	1.7	1340	160	11.6	1340
	ｺﾝﾎﾟｽﾄ(本-4)	13	12.9	0.04	2.1	1.5	1370	160	14.0	1370

表－2 M下水処理場の各種汚泥中重金属の形態別濃度 単位（mg/kg）

項目	汚泥の種類	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe
TOTAL	初沈	442	122.3	0.88	17.8	11.6	8080	1540	87.5	5730
	終沈	406	166.3	1.07	12.0	12.4	7480	7510	176.2	5010
	消化	955	342.2	1.39	24.4	24.6	16610	3270	863.2	14800
	消化脱水乾燥	935	408.8	3.01	17.2	21.9	20080	3420	702.1	9100
イオン交換態 (KNO3)	初沈	43	6.0	0.06	0.3	1.4	4910	740	21.8	80
	終沈	24	7.6	0.05	0.1	1.5	3640	4740	17.2	70
	消化	28	7.4	0.03	0.0	0.7	3510	1490	12.4	140
	消化脱水乾燥	7	11.7	0.00	0.0	3.0	4290	1100	11.2	10
吸着態 (KF)	初沈	41	11.7	0.07	0.4	1.6	210	70	5.9	210
	終沈	38	7.4	0.03	0.4	1.3	310	70	18.5	520
	消化	57	25.3	0.05	0.0	2.3	300	270	27.0	420
	消化脱水乾燥	18	17.9	0.01	0.0	1.1	30	750	10.7	90
有機態 (Na4P2O7)	初沈	88	7.9	0.06	2.1	0.6	350	120	17.3	810
	終沈	138	17.1	0.05	2.4	1.4	780	1420	87.5	1700
	消化	216	18.2	0.02	2.6	1.1	420	930	355.9	4870
	消化脱水乾燥	398	18.5	0.02	0.3	0.0	8420	780	470.4	2850
炭酸塩態 (EDTA)	初沈	171	18.3	0.37	1.6	1.4	1190	90	15.3	690
	終沈	140	27.7	0.47	2.0	3.7	750	280	12.3	680
	消化	383	75.6	0.80	1.8	5.7	3560	410	375.6	4780
	消化脱水乾燥	383	143.0	1.75	1.6	7.3	5160	530	149.3	3400
硝化物態 (HNO3)	初沈	69	33.0	0.22	1.5	1.6	90	90	5.0	460
	終沈	75	52.7	0.22	0.6	1.2	90	60	8.6	280
	消化	142	72.8	0.26	2.8	3.5	190	180	27.1	1600
	消化脱水乾燥	118	58.5	0.27	1.6	1.7	170	130	15.7	800
残留物	初沈	16	17.8	0.08	9.6	3.6	130	210	11.0	2710
	終沈	14	21.7	0.14	7.2	2.2	50	190	7.2	1320
	消化	42	108.7	0.17	13.4	6.0	60	720	26.3	6480
	消化脱水乾燥	55	122.4	0.21	13.3	5.1	50	560	17.9	3410

① H下水処理場の脱水汚泥（石灰系）のCuとNiのイオン交換態は、図－2と図－5に示したように初沈汚泥及び終沈汚泥より大幅に増加しているが、この脱水汚泥をコンポスト化すると、初沈汚泥及び終沈汚泥と同じ程度の含有率に減少する傾向がみられる。

② CuとNi以外の7元素（Zn，Cd，Cr，Ca，Mg，Mn，Fe）は図－1，図－3，図－4及び表－1に示したように、逆にイオン交換態は初沈汚泥及び終沈汚泥より減少しており、炭酸塩態が大幅に増加する傾向がある。また、この7元素はコンポスト化により、有機態と硫化物態が少し増加する程度で大きな変化はない。

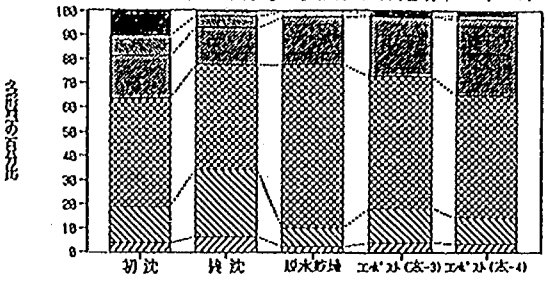
③ M下水処理場の消化汚泥中重金属のイオン交換態は、図－6～図－10及び表－2に示したが全元素とも初沈汚泥及び終沈汚泥より少し減少しており、その他の形態は、元素によって傾向は少し異なるが、炭酸塩態，硫化物態，残留物等、安定した形態のものが増加する傾向がある。また、この消化汚泥に高分子凝集剤を添加して脱水した消化脱水汚泥（高分子系）中重金属の各形態は、消化汚泥のものとほぼ同じであり、高分子系の脱水処理は重金属の形態に大きな影響を与えないようである。

3．2 消化処理及び脱水剤添加による汚泥中重金属の各形態に与える影響

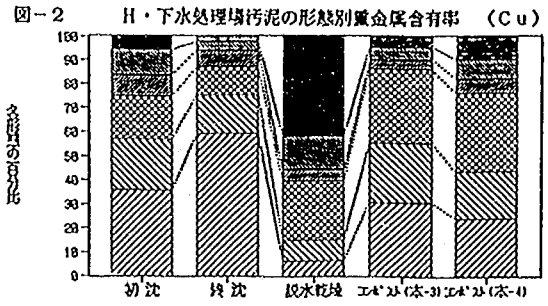
3．2．1 目 的

3．1の調査結果から、脱水剤の種類や消化処理によって重金属の各形態に与える影響は、違った傾向が示されたが、供試汚泥がH下水処理場のものとM下水処理場のもので、異なった下水処理場の汚泥を用いた結果であり、同一汚泥を用いたときの傾向は明かでない。従って、3．1の調査結果が、一般的な傾向を示したものかどうかを確認するため、H下水処理場の終

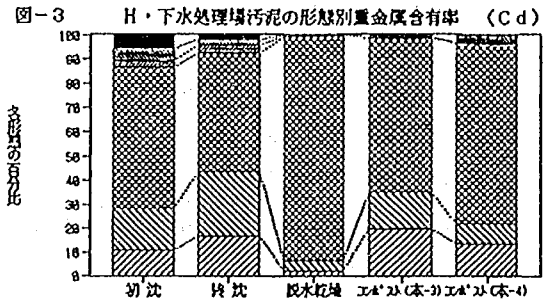
図－1 H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率 （Zn）



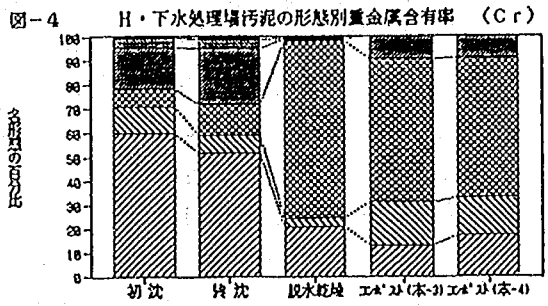
図－2 H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率 （Cu）



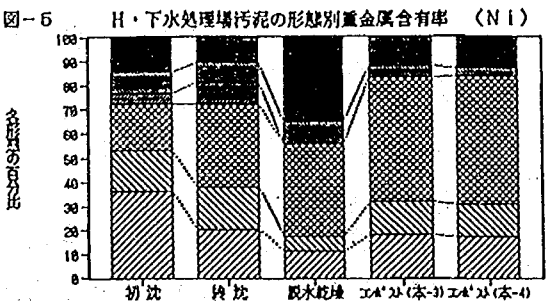
図－3 H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率 （Cd）

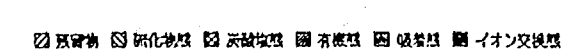


図－4 H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率 （Cr）



図－5 H・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率 （Ni）





沈汚泥を用いて、消化処理及び脱水剤の種類による影響を調査した。

３．２．２　調査方法

供試汚泥はＨ下水処理場の終沈汚泥を用いた。汚泥の各処理は、図－１１に示した通りであり、消化処理と脱水剤の種類による汚泥中重金属の各形態に対する影響を調査した。

３．３．３　調査結果

Ｈ下水処理場の終沈汚泥を供試汚泥とし、消化処理及び脱水剤添加による重金属の各形態に与える影響の調査結果を表－３に示した。また、各元素の形態変化の一例としてＺｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｃｒ，Ｎｉの５元素について、各元素ごとに比較したものを図－１２～図－１６に示した。

本調査結果の主な傾向は、次のとおりである。

１）消化処理による各形態への影響

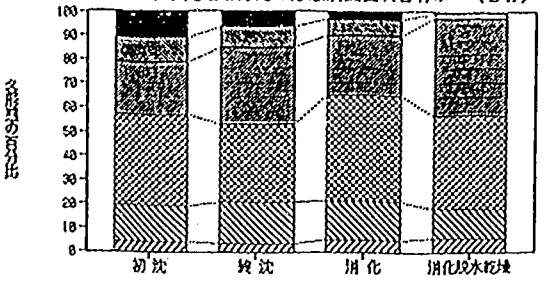
①　消化処理による各形態の変化は、Ｍ下水処理場の初沈及び終沈汚泥に対する消化汚泥の傾向とほぼ同様の傾向であるが、図－１３と図－１６及び表－３からＣｕとＮｉ及びＭｇのイオン交換態が消化処理によって増加する傾向がみられる。しかし、３．１の調査結果のＨ下水処理場の終沈汚泥（調査回数が４回の平均値）のものと比較すれば、これら３元素もＭ下水処理場の消化汚泥の傾向とほぼ一致している。

２）脱水処理による各形態への影響

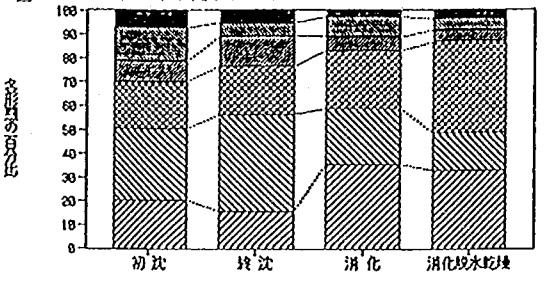
①　石灰系脱水剤添加による各形態の変化は、３．１のＨ下水処理場の脱水乾燥汚泥の場合と一致しているが、消化処理汚泥に石灰系脱水剤を添加して脱水した汚泥（消化＋石灰）のＣｕとＮｉのイオン交換態の増加は、消化なしのもの（生＋石灰）より小さくなっており、消化処理を行なった場合、ＣｕとＮｉのイオン交換態の増加を少なくする傾向がある。

②　高分子系脱水剤添加による各形態の変化はほとんどなく、高分子系の脱水剤は、汚泥中重

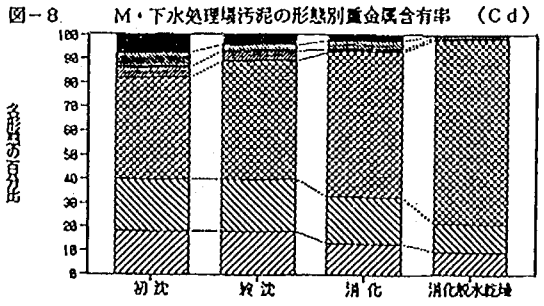
図－６　Ｍ・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率　（Ｚｎ）



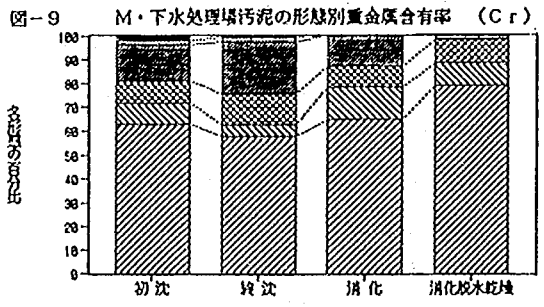
図－７　Ｍ・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率　（Ｃｕ）



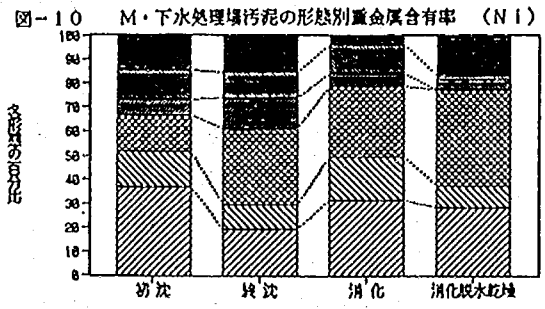
図－８　Ｍ・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率　（Ｃｄ）

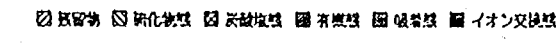


図－９　Ｍ・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率　（Ｃｒ）



図－１０　Ｍ・下水処理場汚泥の形態別重金属含有率　（Ｎｉ）





金属には、ほとんど関与していないものと考えられる。

4．まとめ

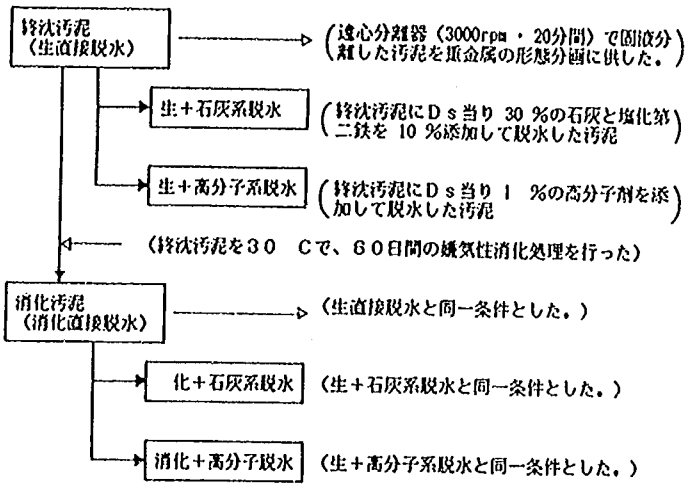
消化処理及び脱水剤添加による汚泥中重金属の各形態に対する影響を３．１及び３．２による調査結果を要約すると次のようになる。

① 下水汚泥の消化処理は、イオン交換態の含有率を少し低下させ、炭酸塩態，硫化物態，残留物中のものを少し増加させるので相対的には安定した形態を少し増加させる傾向がある。

② 消化処理しない汚泥（消化汚泥に対して生汚泥と呼ぶ）の石灰と塩化第二鉄による脱水処理はＣｕとＮｉのイオン交換態の含有率を増加させるが、他の元素は、イオン交換態を減少させ炭酸塩態等を増加させる傾向がある。しかし、消化処理した汚泥は、イオン交換態の大幅な増加はない。

③ 高分子系の脱水剤は、汚泥中重金属の各形態にあまり関与しない。

④ 生汚泥の石灰系脱水汚泥をコンポスト化すると、ＣｕとＮｉのイオン交換態を減少さ



図－１１　　消化及び脱水処理のフローと条件

表－３　　消化処理及び脱水剤添加後の汚泥中重金属の形態別濃度　　単位（mg/kg）

項　目	汚泥種類	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｎｉ	Ｃａ	Ｍｇ	Ｍｎ	Ｆｅ
ＴＯＴＡＬ	生直接	643	119.9	0.64	9.8	11.4	8690	3810	60.5	9620
	生＋石灰系	529	114.5	0.36	9.1	13.7	70250	4330	226.9	29630
	生＋高分子系	627	121.7	0.56	10.2	10.4	8430	3320	61.4	9370
	消化直接	1028	200.6	0.88	14.0	13.4	15790	4510	100.5	16000
	消＋石灰系	758	143.1	0.62	12.9	14.9	86000	4970	200.2	24090
	消＋高分子系	1021	197.7	0.85	14.0	14.6	13990	4630	103.8	12320
イオン交換態（KNO3）	生直接	20	0.6	0.00	0.0	0.1	1490	630	2.8	60
	生＋石灰系	8	9.7	0.00	0.0	3.7	12760	170	8.5	860
	生＋高分子系	18	0.4	0.00	0.0	0.0	1710	660	2.8	40
	消化直接	25	4.8	0.01	0.1	1.0	3270	1960	2.8	300
	消＋石灰系	7	1.2	0.00	0.0	2.3	7890	1170	1.7	370
	消＋高分子系	8	0.7	0.00	0.0	1.1	2640	2050	1.3	50
吸着態（KF）	生直接	6	5.3	0.01	0.0	0.4	290	180	2.9	520
	生＋石灰系	32	15.9	0.00	0.0	0.6	1750	200	8.2	1220
	生＋高分子系	5	4.6	0.00	0.0	0.1	200	90	2.4	490
	消化直接	26	4.9	0.02	0.0	1.3	160	0	2.0	330
	消＋石灰系	10	5.9	0.01	0.0	2.6	140	0	4.1	510
	消＋高分子系	12	2.1	0.01	0.0	1.3	100	0	0.9	150
有機態（Na4P207）	生直接	90	7.0	0.08	2.9	1.4	1300	1440	22.3	3690
	生＋石灰系	82	7.3	0.00	1.6	1.9	13440	2460	31.8	5740
	生＋高分子系	111	8.3	0.10	3.7	1.2	2250	1610	27.5	5050
	消化直接	177	14.5	0.00	3.8	0.0	5320	1130	44.7	6980
	消＋石灰系	143	18.5	0.00	3.9	0.0	13000	1810	64.0	10470
	消＋高分子系	156	8.4	0.00	4.5	0.0	6270	1310	47.1	7040
炭酸塩態（EDTA）	生直接	276	17.2	0.25	2.0	4.0	3480	1210	12.2	2780
	生＋石灰系	325	26.7	0.30	3.1	3.7	37910	1180	106.4	20750
	生＋高分子系	309	23.8	0.22	1.6	4.1	2800	700	7.0	2000
	消化直接	487	34.4	0.56	3.6	5.2	5200	1010	25.6	5620
	消＋石灰系	497	28.6	0.45	4.5	5.7	67980	1430	79.1	10210
	消＋高分子系	495	40.0	0.54	3.1	5.3	3520	740	20.9	3939
硫化物態（HNO3）	生直接	202	13.4	0.15	0.4	1.9	80	80	5.8	320
	生＋石灰系	67	14.1	0.04	0.5	0.9	260	40	5.4	240
	生＋高分子系	160	14.7	0.12	0.6	1.6	80	60	5.7	300
	消化直接	248	22.0	0.17	1.5	1.8	250	190	11.3	1250
	消＋石灰系	119	23.8	0.10	0.9	1.0	740	110	9.1	640
	消＋高分子系	253	28.5	0.20	1.0	1.7	170	130	10.9	720
残留物	生直接	45	53.2	0.11	3.1	1.4	30	150	5.8	1390
	生＋石灰系	14	23.8	0.06	3.6	1.3	30	130	5.2	2070
	生＋高分子系	36	49.5	0.11	2.9	1.5	30	160	6.6	1490
	消化直接	68	100.7	0.11	6.9	2.5	40	270	8.0	2120
	消＋石灰系	31	81.1	0.06	5.5	1.8	40	200	6.4	2300
	消＋高分子系	73	114.3	0.14	6.4	2.7	50	300	9.3	470
各形態の合計	生直接	640	96.8	0.59	8.3	9.1	6670	3690	51.8	8770
	生＋石灰系	526	97.5	0.40	8.8	12.0	66150	4180	165.4	30880
	生＋高分子系	639	101.3	0.56	8.9	8.5	7080	3290	52.0	9370
	消化直接	1029	181.3	0.87	15.8	11.7	14240	4550	94.5	16600
	消＋石灰系	807	139.1	0.62	14.8	13.4	89790	4730	164.4	24500
	消＋高分子系	998	191.9	0.89	15.0	12.1	12750	4530	90.5	12360
回収率（%）	生直接	99.5	80.7	91.8	85.4	80.0	76.7	96.9	85.8	91.2
	生＋石灰系	99.4	85.2	109.9	96.9	87.3	94.2	98.6	72.9	104.2
	生＋高分子系	101.9	83.2	100.1	87.2	81.6	83.9	99.1	84.7	100.0
	消化直接	100.0	90.4	98.8	112.9	87.5	90.1	100.8	94.0	103.8
	消＋石灰系	106.6	97.2	100.1	114.1	89.4	104.4	95.0	82.1	101.7
	消＋高分子系	97.7	97.0	104.6	107.4	82.9	91.2	98.0	87.2	100.3

せ、他の元素を含めて炭酸塩態等を増加させるので、汚泥中重金属を安定した形態に変える効果がある。

5．今後の課題

これまでに、１）流入下水及び処理水等の重金属濃度の２４時間調査、２）流入下水及び処理水等の粒径別重金属調査、３）各種汚泥（初沈汚泥，終沈汚泥，消化汚泥，コンポスト化汚泥，石灰径脱水汚泥，高分子系脱水汚泥）中重金属の形態別調査をＳｔｏｖｅｒの方法で行なった。

以上、大別して３通りの調査実験を行なって来たが、今後の課題としては、① 各種汚泥中重金属の形態別分画調査で、建設資材化利用している焼却灰や溶融スラグ等に含まれる重金属の形態分画調査が残っている。

その他、流入下水中重金属の粒径別濃度分布を調査した結果、下水処理プロセスで除去される重金属の多くは、粒子性のものが圧倒的に多いと推定出来るので、② 汚泥中の重金属がどの部位にどれだけ含まれているかが興味深い問題として残されている。

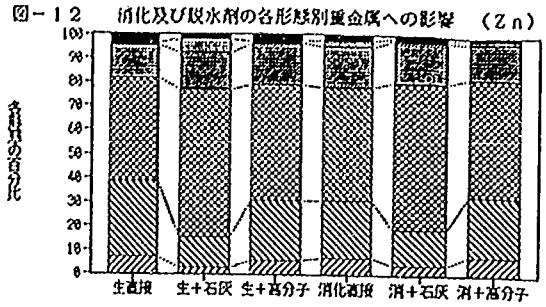
参考文献

1)６２年度下水道関係調査研究年次報告書集 p.51～p.56

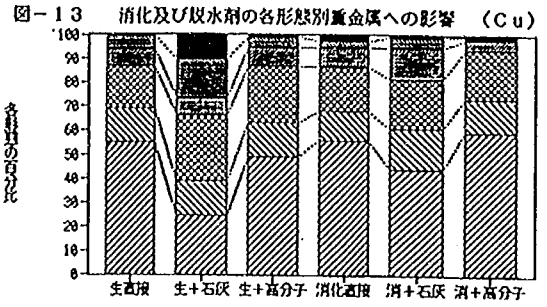
2)６３年度下水道関係調査研究年次報告書集 p.53～p.58

3)R.C.Stover,and D.J.Silviera「Evaluation of metals in wastewater

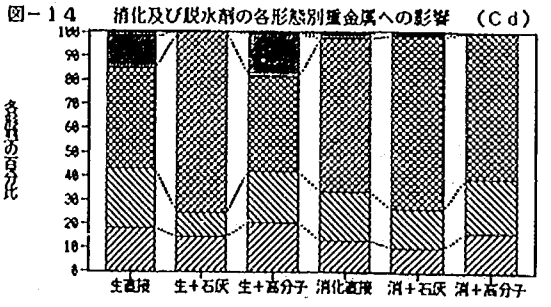
図－１２ 消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響 （Ｚｎ）



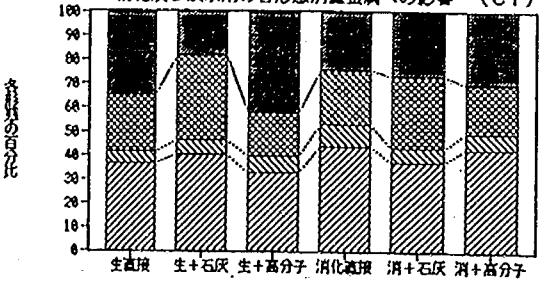
図－１３ 消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響 （Ｃｕ）



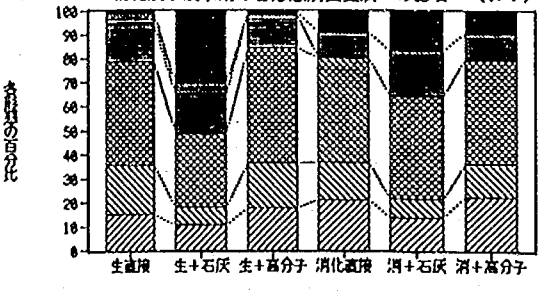
図－１４ 消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響 （Ｃｄ）

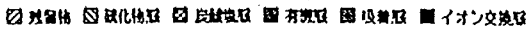


図－１５ 消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響 （Ｃｒ）



図－１６ 消化及び脱水剤の各形態別重金属への影響 （Ｎｉ）





4．流水中の窒素収支に関する基礎的研究

水質研究室 室 長 中村 栄一
研究員 古賀 俊行

1．まえがき

近年、河川の上・中流域における社会活動の進展とともに、各種の水利用面から見た河川水の水質が悪化する傾向にある。この一つの原因として河川水中の窒素化合物濃度の増大が挙げられる。窒素化合物は水域の富栄養化を促進させる原因物質の一つと言われており、湖沼や内湾等の閉鎖性水域では富栄養化による様々な水質障害を軽減するため、窒素化合物等の栄養塩類の対策が急務とされているが、他方、最近では特に河川水中のアンモニア性窒素が、上水における塩素の使用によるトリハロメタンの生成と関連して問題化している。

河川の流水中において、窒素はアンモニア性窒素の他に、有機性窒素、窒素ガス、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の形で存在しており、これらの窒素化合物は化学的あるいは生物化学的な作用を受けながら絶えずその形態を変化させ流水中を輸送されている。さらに、流水に接する大気及び河床を構成する底泥と流水との間においても形態変化を伴った窒素化合物の移動が行われている。富栄養化が進んでいる水域で問題となる赤潮や「あおこ」などの植物性プランクトンが利用する窒素の形態は、アンモニア性か硝酸性と言われており[1]、流水中で生ずる一次生産活動に伴う窒素化合物の変動についての研究もかなり行われている[2]。しかしながら、流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を詳細に再現・予測する手法は未だ確立されておらず、アンモニア性窒素を原因とした水質障害の問題に対する効果的な解決策の立案が出来ない状況にある。

本研究では、流水中でのアンモニア性窒素の濃度変動を詳細に再現・予測する手法の確立に資するため、流水中のあらゆる形態の窒素化合物を対象に輸送量や形態変化の特性を定性的あるいは定量的に評価することを目的としている。

2．昭和６３年度の研究概要

昭和６３年度は、流水中に存在するアンモニア性窒素の酸化速度、有機性窒素の加水分解速度、ならびに底泥から上層水中へのアンモニア性窒素の静置溶出速度を把握するため室内実験を行い所要のデータを収集した。さらに、実験結果を解析して各々の現象の定量的な評価を行った。

先ず、流水中のアンモニア性窒素及び有機性窒素の時間的変化は一次式で表されると仮定し、各々の濃度をC1、C2 として次式で表した。

$$\frac{dC1}{dt} = -\beta 1 \cdot C1 + \beta 2 \cdot C2 - R$$

$$\frac{dC2}{dt} = -\beta 2 \cdot C2 + R$$

ここに、β１、β２はそれぞれアンモニア性窒素の酸化速度定数及び有機性窒素の加水分解速度定数であり、Ｒは系内における見かけ上のバクテリアの増殖速度である。

１０℃の実験系で系内バクテリアの増殖に伴うＣＯＤcrの分解量に対する収率を４０％と仮定して、上式から平均的なβ１、β２の計算を行った結果次のような数値が得られた。

$\beta 1 = 0.0804$ (1/day),

$\beta 2 = 0.0312$ (1/day)

また、底泥中のアンモニア性窒素の上層水中への静置溶出速度を、次式に示すよう２相間の濃度差の関数で表わされると仮定した。

$$\frac{dC}{dt} = Ks\ (C_{\bullet} - C)$$

ここに、Ｃは上層水中のアンモニア性窒素濃度、Ｃ•は底泥間隙水中のアンモニア性窒素濃度、Ksはアンモニア性窒素の静置溶出速度定数である。

実験結果をもとに、上式から１０℃、２０℃及び３０℃における静置溶出速度常数、Ｋｓを計算した結果次の値が得られた。

$K_{s-10} = 1.97 \times 10^{-4}$ (1/day)　（１０℃）

$K_{s-20} = 5.09 \times 10^{-4}$ (1/day)　（２０℃）

$K_{s-30} = 5.40 \times 10^{-4}$ (1/day)　（３０℃）

アンモニア性窒素の静置溶出現象は、底泥中のアンモニア性窒素に関する生物反応速度が律速となる場合と、アンモニア性窒素の濃度境界層における輸送速度が律速になる場合とが考えられるが、Ｋｓの温度依存性が対数関数的になっていることから、アンモニア性窒素の静置溶出現象においては底泥中での有機性窒素の加水分解等の生物反応が律速因子になっているものと考えられた。

３．平成元年度の研究

３．１　底泥中における有機性窒素の加水分解速度に関する実験

３．１．１　実験方法

本実験は静置状態における底泥中の有機性窒素量の経時変化を求めることにより、有機性窒素の加水分解速度を測定するものである。実験に使用した底泥は、つくば市北条町にある生活系排水によって汚染された水路の底泥であり、実験使用前の前処理として底泥を２㎜のふるいにより礫・葉等を除いた。ふるい操作の後、底泥が均一となるようによく混合し、径２５cm、深さ１５cmのプラスチック製容器３器に約１０kgづつ底泥を分取した。分取の後、水道水を注水し、有機性窒素について底泥中と上層水中の濃度差ができるだけ小さくなるよ

うに十分に撹拌した後、１０℃、２０℃、３０℃の恒温室内に静置した。実験は底泥の沈降が十分に完了した後、週１回約１０ｇずつ分析用試料を採取しアンモニア性窒素、ケルダール性窒素及びＣＯＤcrについて分析を行った。なお、底泥中の有機性窒素含有量は、ケルダール窒素とアンモニア性窒素の含有量の差として求めた。

３．１．２　実験結果

図－１に各実験ケースにおける有機性窒素含有量の経時変化の様子を示す。これによれば各ケースとも時間的に変動していることが認められるが、これは各系内に於けるバクテリアの増殖に伴う変動が影響しているものと考えることができる。

今、底泥中の有機性窒素含有量$C_{o\text{-}N}$が、加水分解及びバクテリアの増殖によってのみ変化するような系を考えると、$C_{o\text{-}N}$の時間的変化は次式で表すことができる。

$$\frac{dC_{o\text{-}N}}{dt} = -\beta 2 \cdot C_{o\text{-}N} + R$$

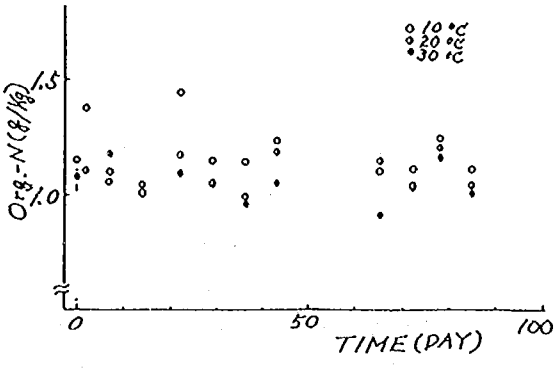
ここに、$\beta 2$は底泥中における有機性窒素の加水分解速度定数、Ｒは系内バクテリアの見かけ上の増殖速度を表している。

図－１に示す実験結果及びＣＯＤcrの経時変化の測定結果をもとにして上式から平均的な$\beta 2$を計算した結果次に示す値が得られた。

ケース１（１０℃）：$\beta 2_{10}=0.00569$　(1/day)

ケース２（２０℃）：$\beta 2_{20}=0.00404$　(1/day)

ケース３（３０℃）：$\beta 2_{30}=0.00185$　(1/day)



図－１　底泥中の有機性窒素の加水分解速度実験結果

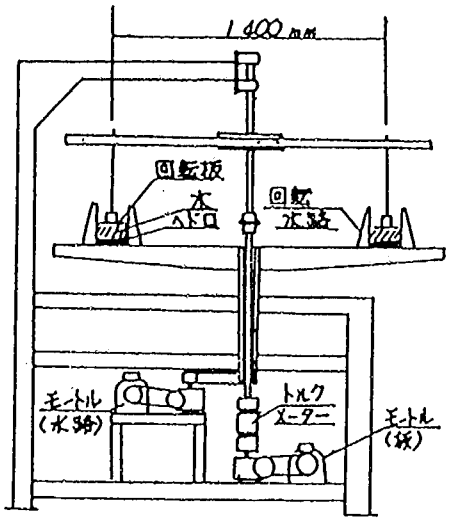
ただし、この計算においては系内バクテリアの増殖に伴うＣＯＤcrの分解量に対する収率を４０％とした。

３．２　底泥の巻き上げに伴う流水中への窒素回帰に関する実験

３．２．１　実験装置

図－２に本実験に使用した実験装置の概略を示す。装置は、円形水路と上部回転板とがモーターにより互いに逆方向に回転することにより水路内の流体に流れを発生させ、水路内に敷き詰めた底泥表面に剪断応力を与えるものである。

円形水路、上部回転板はともにアクリル製であり、円形水路の中心半径、幅及び深さはそれぞれ0.685m、0.15m及び0.2m、上部回転板の中心半径、幅は、各々0.685 m、0.14mである。また、円形水路及び上部回転板の回転数は連続的に変化させることができる構造である。また、上部回転板の回転軸にはトルクメーターが取り付けてあり、これにより上部回転板に作用するトルク値Ｍを測定した。このＭの値をもとにして円形水路内に敷き詰めた底泥表面に作用する剪断応力T_oを次のように計算した。即ち、底泥面積をA_B、上部回転円板の面積をA_R、側壁面積をA_W、上部回転板に作用する剪断応力をT_R及び側壁に作用する剪断応力をT_Wとすると、底泥面と上部回転板とにはさまれた流体塊における力のつり合いは、



図－２　　底泥巻き上げ実験装置の概要

$$T_R \cdot A_R = T_0 \cdot A_B + T_w \cdot A_w \qquad (1)$$

となる。また、上部回転板がもつ慣性トルクをM_0とすれば、トルクメーターからの出力値Mは次式で表すことができる。

$$M = M_0 + T_0 \cdot A_R \cdot R \qquad (2)$$

ここに、Rは上部回転板の中心半径である。

予備実験及び馬場らの実験[3]によれば、上部回転板と円形水路の回転数の比が１．５から２倍であるような場合には、水路内流体に作用する遠心力の影響が小さくなり、かつ、$T_0 \fallingdotseq T_w$となることが認められている。従って、M_0の値をあらかじめ測定しておけば、上記のような回転数のもとでは、式（１）及び（２）よりT_0を計算することができる。

３．２．２　実験方法

本実験に使用した底泥は、船橋市海老川で採取した。採取した底泥は前処理として２mmふるいにより礫等の粗大残留物を取り除き、均一になるように撹拌した後、円形水路内に約４cmの厚さに敷き詰めた。さらに、底泥を乱さないように十分に注意しながら所定の水深になるまで水道水を注水した。注水終了後、静かに上部回転板を接水し、底泥の圧密を完了させるために一夜放置した。

実験に先立ち採水を行った後、円形水路及び上部回転板を互いに逆方向に回転させた。ただし、回転の初期において底泥の急速巻き上げが起こらないように十分に注意しながら所定の剪断応力が得られる回転数までを徐々に回転速度を上げていった。所定の回転数に達した時点で速やかに採水を開始し、最初の２時間は１５分毎、次の１時間は３０分毎、次の５時間は１時間毎に８時間まで採水を継続した。採水試料はｓｓ及び窒素項目について分析した。なお、実験は底面剪断応力T_0を変えながら計５ケース行ったが、各実験ケースに使用する底泥は実験毎に取り替えた。表－１に実験条件を示す。

３．２．３　実験結果

図－３に巻き上げに伴う流水中のSS濃度の経時変化の一例を示す。これによれば、ある一

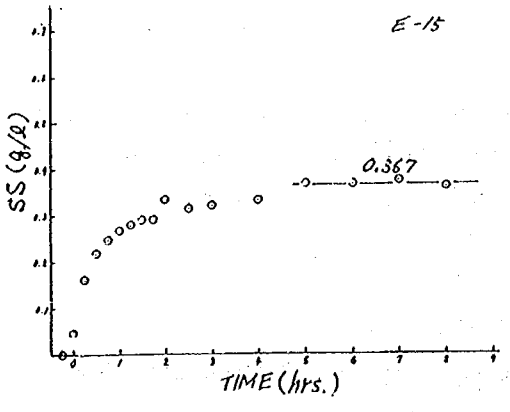
表－１　底泥巻き上げ実験の条件

	M	Mc	Mo	R	B	H	Ar,Ab	Aw	Temp.	To	Tc
	kgf·m	kgf·m	kgf·m	m	m	cm	m^2	m^2	℃	N/m^2	N/m^2
E-11	0.055		0.043	0.685	0.15	10.07	0.646	0.867	5.9	0.012	
E-12	0.085	0.085	0.055	0.685	0.15	9.87	0.646	0.850	3.8	0.029	0.029
E-13	0.125	0.081	0.070	0.685	0.15	10.15	0.646	0.874	3.9	0.053	0.011
E-14	0.107	0.089	0.066	0.685	0.15	9.83	0.646	0.847	3.5	0.040	0.023
E-15	0.061	0.060	0.036	0.685	0.15	9.62	0.646	0.828	2.7	0.025	0.024

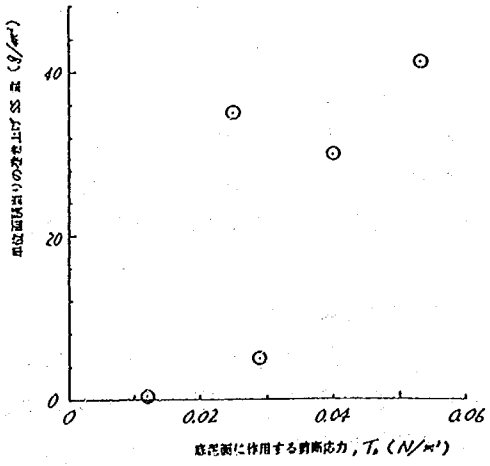
M=トルクメーター出力、Mc=同左限界値、Mo=上部回転板の慣性トルク、R=上部回転板半径、B=水路幅、H=水深、Ar,Ab=上部及び下部回転板の水路部面積、Aw=側壁面積、Temp.=水温、To=底面剪断応力、Tc=限界剪断応力

定の剪断応力下における底泥の巻き上げ現象は、今回のように徐々に回転数を増加させた場合、回転数が所定の値に達した後でもSS濃度に変動が見られる不安定な状態が暫く継続するが、やがてはSS濃度が安定する動的に定常な巻き上げ状態に移行する。

図－４に底面剪断応力T_oと定常期における巻き上げSS量との関係を示す。巻き上げSS量は底泥面に作用する剪断応力T_oだけでなく、底泥の持つ力学的特性（剪断抵抗）によっても影響されるので実験結果に若干のばらつきはあるが、この図に示す通り剪断応力の上昇とともに巻き上げSS量も増加することがわかる。一般に底泥の巻き上げ現象は、底泥と流水から形成さる系において、流水のもつエネルギーが剪断応力を媒体として底泥表面に伝えられ、その結果として底泥を構成する粒子が不安定化し流水中へと浮上するものである。さらに、この底泥粒子の浮上は、流水のもつエネルギーと底泥のもつ力学的特性に対応した一定の限界まで継続した後定常状態に達するものと考えられる。

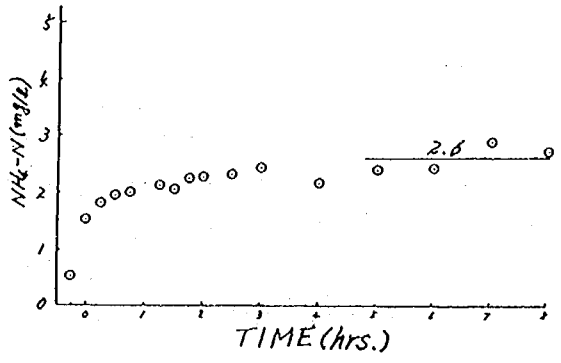


図－３　底泥の巻き上げに伴う流水中の SS 濃度の経時変化

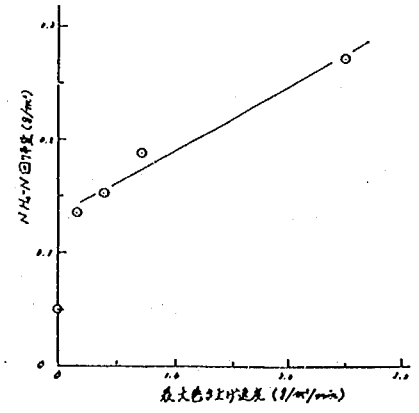


図－４　底泥面に作用する剪断応力と単位面積当りの巻き上げ SS 量

図－５に、図－３に示した実験時の水中のアンモニア性窒素濃度の経時変化を示す。これによれば、底泥の巻き上げによるアンモニア性窒素の水中への回帰現象（以下、アンモニアの回帰現象という）においても、SSの回帰現象の場合と同様に安定状態に移行するまで時間を要することがわかる。アンモニアの回帰は、第一に巻き上げられた底泥塊の間隙に存在していた水の中のアンモニア性窒素に起因すると考えられる。しかしながら、安定な巻き上げ状態においても、新たに形成された固液界面近傍の底泥塊は巻き上げられないまでも微視的には流動しており、流動している底泥塊の間隙水中のアンモニア性窒素も拡散、あるいは移流によって回帰してくるものと考えられる。従って、巨視的に見たアンモニアの回帰量は、巻き上げられたSS量と同時に、巻き上げられないまでも撹乱されて流動状態にされた底泥塊の量の双方に影響されると考えられる。図－６は定常状態に達したときのアンモニアの回帰量と最大巻き上げ速度との関係を示したものであるが、定常期におけるアンモニアの回帰量と最大巻き上げ速度の相関が高いことが分かる。ここで、最大巻き上げ速度は回転開始からの非定常な巻き上げ期における巻き上げ量の時間勾配の最大値によって定義しており、最終の剪断応力の値とともに撹乱・流動される底泥塊の量を左右する因子と考えられる。



図－５　底泥巻き上げ時のアンモニア性窒素濃度の経時変化



図－６　アンモニア性窒素の回帰量と最大巻き上げ速度との関係

４．今後の課題

流水中の窒素化合物の収支を再現・予測するためには、(1)河床礫等に附着している植物性プランクトンや硝化菌等の影響の評価、(2)流水中の細菌等の影響を評価、(3)底泥の巻き上げによる影響評価のための底泥の力学的な特性の把握等が必要と考えられる。

＜参考文献＞

1)門田　元（編）(1987)：淡水赤潮、恒星社厚生閣、267-269

2)村上　健他（1984)：河床附着生物群による浄化作用の研究、S.58年度試験研究費報告、建設省土木研究所

3)馬場洋二他（1982)：ヘドロの堆積及び除去に関する調査、S.56年度河川事業調査費報告、建設省土木研究所

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究

三次処理研究室　室　　長　佐藤　和明
主任研究員　森山　克美
研　究　員　南山　瑞彦

1.　はじめに

下水処理水は、水資源の逼迫する地域の代替水源として注目されてきた他、最近では玉川上水の清流復活事業に代表されるように都市域内の水環境創造の素材としても重要度が高まりつつある。また、下水処理水放流先の河川海浜において、レクリエーション利用等、水空間の積極的な活用が図られるようになってきている。

このような下水処理水の新たな資源化あるいは水環境の高度な保全にあたっては、これまでの下水処理に求められていた処理水質に加えて、着臭原因物質、着色原因物質及び残存有機物の除去が極めて重要な課題となってきている。

本研究では、下水処理水を水資源として高度利用する場合、あるいは処理水放流先の水環境の高度な保全を図る際に、問題となってきつつある処理水中に残存している臭気成分・色度成分及び有機物に関して、その分析法の検討、現在の下水処理場における挙動の実態把握をはじめとし、これら各成分の処理水からの効率的な除去技術を確立することを目的として調査研究を実施するものである。

2.　汚泥処理プロセスに着目した臭気・色度・残存有機物に関する実態調査

2.1　調査方法

関東地方の下水処理場の中から表-1に示す26の処理場を選定し、臭気、色度、残存有機物に関する実態調査を実施した。処理場の選定にあたっては、表-1に示すように、汚泥処理プロセスの違いと処理水量により関東地方の処理場159ヶ所を12のカテゴリーに分類の上、一つのカテゴリーの中から1～

表－1　実態調査対象処理場分類表

	汚泥処理プロセス						
	① 濃縮 薬品添加 （ポリマー） 脱水 （ベルプレ、遠心）	② 濃縮 薬品添加 （鉄、石灰） 脱水 （真空、圧搾）	③ 濃縮 嫌気性消化 洗浄 薬品添加 （鉄、石灰） 脱水 （真空、圧搾）	④ 濃縮 嫌気性消化 薬品添加 （ポリマー） 脱水 （ベルプレ、遠心）	⑤ 濃縮 系外搬出 （濃縮返流水のみ） （22は返流水受けず）	⑥ 系外から濃縮汚泥受け入れ（汚泥の集中処理を実施）	⑦ 好気性硝化 濃縮 薬品添加 （ポリマー） 脱水 （ベルプレ）
都市下水（処理人口10000人/80以上）合流	2 3	4 5 6	7 8	9 10 11	12	13	無し
都市下水（処理人口10000人/80以上）分流	14 1	無し	15	無し	16 17	無し	無し
住宅団地下水（処理人口1000～5000人/日）分流	19 20	21 22 23	24	25	26	無し	18

4ヶ所を選定した。水処理プロセスは、すべて標準活性汚泥法である。なお、都市下水については、合流式、分流式で分けているが、実態調査にあたっては、晴天時に実施したので、データ検討上は、特に合流、分流の違

表－2　分析項目と分析方法

評価対象	分析項目	分析方法
臭気	臭気の種類	（上水試験方法、表－２４参照）
	臭気強度	（上水試験方法、40℃に加温したＴＯＮ）
	冷時臭気強度	（上水試験方法、室温でのＴＯＮ）
	ＧＣ－ＭＳ分析	（前年度報告書参照）
色	色度	（上水試験方法、白金・コバルト法）
残存有機物	Ｃ－ＢＯＤ	（下水試験方法、ＡＴＵ添加）
	ＴＯＣ	
	COD_{Mn}	

表－３　実態調査結果（その１）

処理場分類			No.	試料名	臭気強度		色度度	C·BOD mg/l	CODMn mg/l	TOC mg/l	ＧＣ－ＭＳ分析			
汚泥処理	流入形式	対象規模			冷時室温	温時40℃					2-MIB ng/l	ｼﾞｵｽﾐﾝ ng/l	ｶﾞﾙﾈｵｰﾙ ng/l	ﾄﾞｰｶﾝﾌｧｰ ng/l
①	合流	都市	2	処理水	21	52	16	2.4	12.3	9.2				
			3	処理水	27	114	70	4.4	21.2	12.2				
	分流	都市	14	流入水	1520	1520	50	228	175	89.5	6	20	151	70
				返流水	630	1360	80	195	86.9	64.9	5	ND(1)	65	18
				処理水	53	37	15	4.0	14.0	10.3	ND	ND	ND(1)	ND
		住宅	1	処理水	65	154	28	1.7	10.8	8.2				
			19	処理水	10	46	16	5.2	15.2	8.0				
			20	処理水	27	33	16	1.8	7.9	6.8				
②	分流	都市	4	流入水	440	1020	120	107	66.0	37.0	ND	ND	11	11
				返流水	118000	158000	120	3670	3250	1430	ND	ND	17	29
				処理水	74	684	50	3.2	13.9	10.6	ND	ND	ND	ND
			5	処理水	9	84	48	5.0	12.4	8.0				
			6	処理水	15	68	40	1.9	10.1	6.2				
		住宅	21	処理水	23	48	36	7.4	16.6	9.4				
			22	処理水	15	46	28	3.2	11.2	7.8				
			23	処理水	35	57	36	6.8	16.6	10.3				
③	合流	都市	7	流入水	170	6440	90	146	99.0	48.6	ND	ND(0.4)	17	9
			w	返流水	5400	12600	240	914	708	441	ND(0.2)	ND	273	4
				処理水	22	50	56	3.6	14.0	9.4	ND	ND	ND	2
			e	処理水	13	70	64	2.9	13.0	8.5	ND	ND	ND	ND
			8	処理水	22	108	20	7.6	19.3	12.3				
			15	処理水	20	35	32	7.6	21.5	14.3				
	分流	住宅	24	流入水	95	167	40	142	75.4	56.5				
				返流水	370	850	80	601	559	381				
				処理水	5	12	18	3.0	11.0	8.5				
④	合流	都市	9	流入水	216	944	90	159	123	60.1	4	ND	45	19
				返流水	3360	8200	28	205	97.3	114	ND	2	3	6
				処理水	6	45	16	0.6	7.0	5.1	ND	ND	3	ND
			10	処理水	14	56	64	6.1	17.4	9.6				
			11	処理水	11	46	20	6.8	15.7	9.3				
	分流	住宅	25	流入水	514	620	70	155	109	47.2				
				返流水	870	1220	60	97.0	127	68.7				
				処理水	10	106	45	3.9	16.7	9.1				
⑤	合流	都市	12	流入水	230	520	64	205	125	67.6	3	ND	55	27
				返流水	44000	60600	160	612	322	176	ND	2	23	46
				処理水	44	60	18	5.0	13.6	9.9	ND	ND	ND	ND
	分流		16	処理水	21	63	28	3.0	12.3	8.1				
			17	処理水	11	14	24	1.7	12.3	8.5				
		住宅	26	処理水	18	62	32	3.6	14.6	9.3				
⑥	合流	都市	13	流入水	164	410	72	141	70.8	72.5	2	ND	46	35
				返流水	2140	2340	40	122	90.2	81.8	2	24	58	118
				処理水	35	69	12	2.5	10.2	7.3	ND	2	ND	3
⑦	分流	住宅	18	流入水	96	310	40	104	70.1	54.2				
				返流水	27	66	8	31.4	62.5	35.3				
				処理水	7	31	18	4.4	11.8	9.0				

凡例）
① 浪箱，ポリマー，脱水
② 浪箱，塩鉄・石灰，脱水
③ 浪箱，嫌気性消化，塩鉄・石灰，脱水
④ 浪箱，嫌気性消化，ポリマー，脱水
⑤ 浪箱，系外放出
⑥ 系外受け入れ
⑦ 浪箱，好気性消化，脱水

いを考慮する必要はない。

分析項目と分析方法を表-2に示す。官時臭気強度は、上水試験方法に定められたものではないが、人が通常感じ得る臭気強度を評価する方法として導入した。

2.2 調査結果と考察

実態調査の集計結果一覧を表-3,4に示す。

2.2.1 臭気について

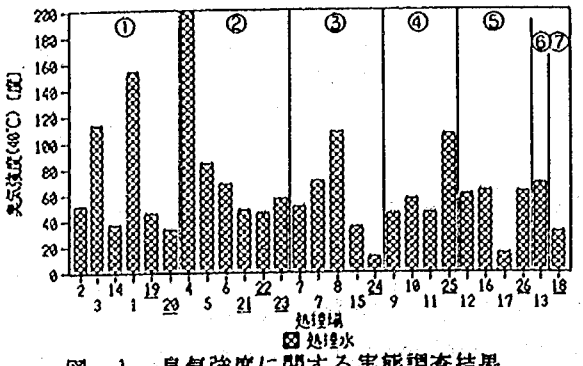
全処理場26ヶ所の生物処理水（以下、処理水と記す）の臭気強度を図-1に示す。①～⑦は、表-1に示した汚泥処理プロセスの分類番号である。65％の処理場が臭気強度60度以下であった。処理場No.4が著しく高い(臭気強度684度)のは、表-3に示されているように、返流水の臭気強度が158,000度と高いためであると考えられる。表-3から、他で臭気強度の高い処理場を挙げると、No.7(12,600度)、No.12(60,600度)である。これらの処理水の臭気強度は、それぞれ50度、60度である。以上のことより、返流水の臭気強度が10^4のオーダーまでは、処理水の臭気強度に影響を与えないと考えられる。

9ヶ所の処理場では、処理場への流入下水

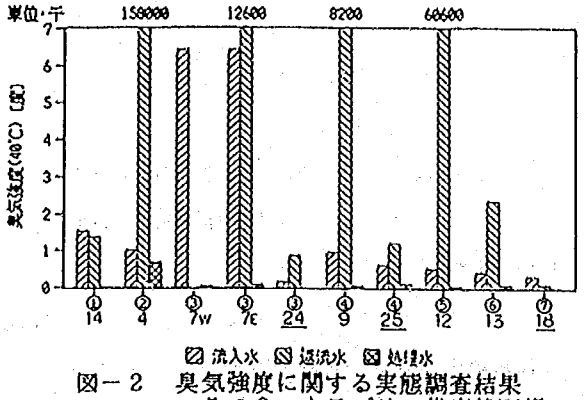
表－4　実態調査結果（その2）

汚泥処理	流入形式	対象規模	処理場No.	試料名	芳香臭	硫黄臭	青草臭	土臭	かび臭	魚臭	腐敗水	酸化水	腐敗臭	下水臭	腐敗臭	し尿臭	汚泥臭
①	合流	都市	2	処理水										○			
			3	処理水		○											
	分流	都市	14	流入水	●									●			
				返流水										×		×	
				処理水	○												
		住宅	1	処理水										○			
			19	処理水	○									○			
			20	処理水										○			
②	分流	都市	4	流入水										●	●	●	
				返流水												×	
				処理水										○			
			5	処理水										○			
			6	処理水										○			
		住宅	21	処理水	○									○			
			22	処理水	○									○			
			23	処理水										○			
③	合流	都市	7 w	流入水	●									●			
				返流水										×		×	
			e	処理水			○		○					○	○		
			8	処理水										○			
			15	処理水										○			
	分流	住宅	24	流入水					●								
				返流水										×			×
				処理水	○					○							
④	合流	都市	9	流入水										●	●		
				返流水				×	×								
				処理水	○	○			○								
			10	処理水										○			
			11	処理水										○			
	分流	住宅	25	流入水										●	●		
				返流水				×						×			
				処理水					○								
⑤	合流	都市	12	流入水						●				●			
				返流水							×						×
				処理水										○			
	分流		16	処理水	○				○					○			
			17	処理水	○												
		住宅	26	処理水										○			
⑥	合流	都市	13	流入水	●									●	●		
				返流水												×	×
				処理水										○			
⑦	分流	住宅	18	流入水	●									●	●		
				返流水													×
				処理水	○				○					○			

● 流入水　× 返流水　○ 処理水



図－1　臭気強度に関する実態調査結果
－その1：26処理場生物処理水
（アンダーラインは住宅団地下水処理場）

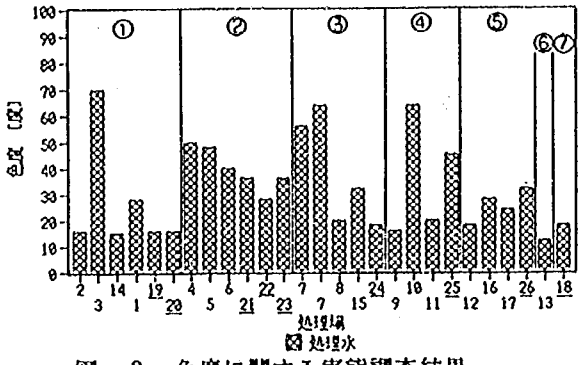


図－2　臭気強度に関する実態調査結果
－その2：カテゴリー代表処理場の
流入水、返流水、処理水

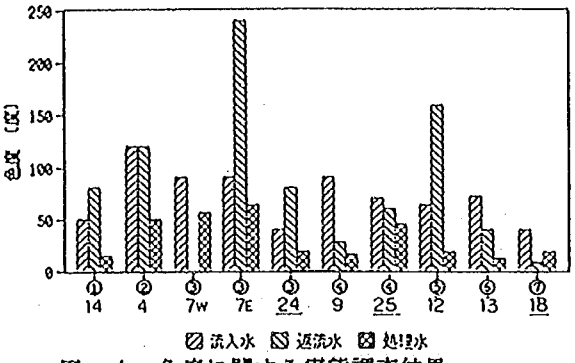
（以下、流入水と記す）、返流水、処理水の３点で臭気強度を測定した。その結果を図-2に示す。図中の７e、７wは同一処理場の東系、西系を示している。西系汚泥は東系内にある汚泥処理工程で処理されている。汚泥処理工程からの返流水は、すべて東系で受け入れている。図-2によると、アンダーラインを引いた住宅団地下水処理場においては、返流水の臭気強度は低いのが一般的であると考えられる。

2.2.2　色度について

臭気と同様に、26ヶ所の処理水の色度を図-3に示す。また、９ヶ所の流入水、返流水、処理水の色度の変化を図-4に示す。これらの結果から、色度成分も生物処理により除去されるが、処理水の色度の下限値としては15度程度であることがわかる。



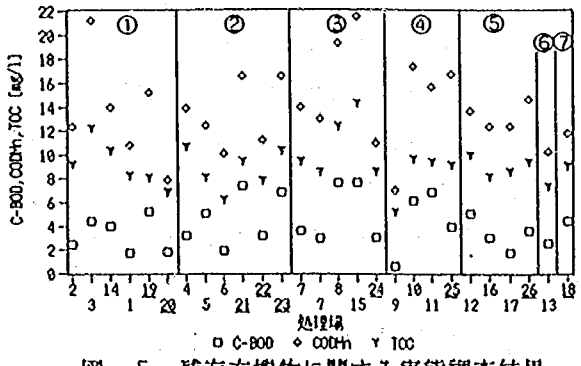
図－３　色度に関する実態調査結果
－その１：２６処理場生物処理水



図－４　色度に関する実態調査結果
－その２：カテゴリー代表処理場の
流入水、返流水、処理水

2.2.3　残存有機物について

26ヶ所の処理場で採取した処理水に残存する有機物濃度を、C-ＢＯＤ、$ＣＯＤ_{Mn}$、ＴＯＣを指標として図-5に示す。ほとんどの処理水で、C-ＢＯＤは10mg/l以下、$ＣＯＤ_{Mn}$は10～20mg/l、ＴＯＣは７～12mg/lであった。



図－５　残存有機物に関する実態調査結果
：２６処理場生物処理水

3.　パイロットプラント実験

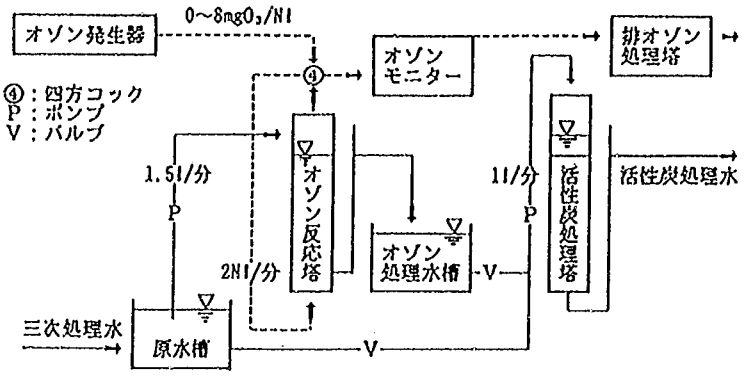
オゾン、活性炭によるパイロットプラント実験を実施し、三次処理水（生物処理＋砂ろ過）からの脱臭、脱色、有機物除去について検討した。

3.1　調査方法

プラントの処理フロー及び、運転条件を図-6に示す。装置は、オゾン単独処理、活性炭単独処理及びこれらの直列処理が可能なフローとなっている。実験では、オゾン濃度を0～8mg-O_3/Nlの範囲で変化させた。オゾンガスの送気流量は２Nl/min、オゾン反応塔への原水の流入量は1.5l/minで固定した。また

活性炭塔への流量は、単独処理、直列処理いずれにおいても１l/minで固定した。オゾン注入率は、オゾンガス濃度によって設定されることになる。

プラントは、表-1のNo.9の処理場に設置し、この処理場の三次処理水（生物処理＋砂ろ過）を原水とした。

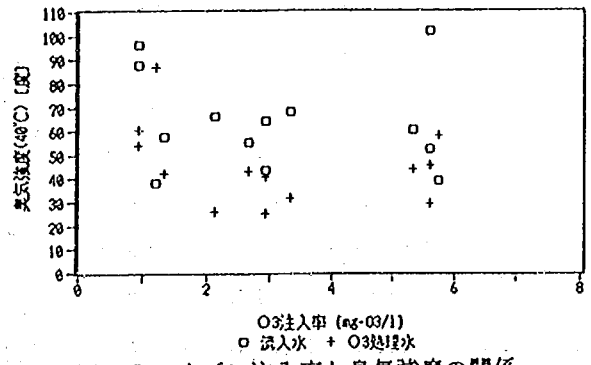


図－６　オゾン・活性炭処理パイロットプラント処理フロー
オゾン反応塔反応部容積4.5ℓ（反応塔HRT3分）
活性炭層高１m，断面積0.01m²（107mm内径）
活性炭処理操作条件：LV6m/hr，SV6/hr
活性炭：三菱化成ダイアホープ106

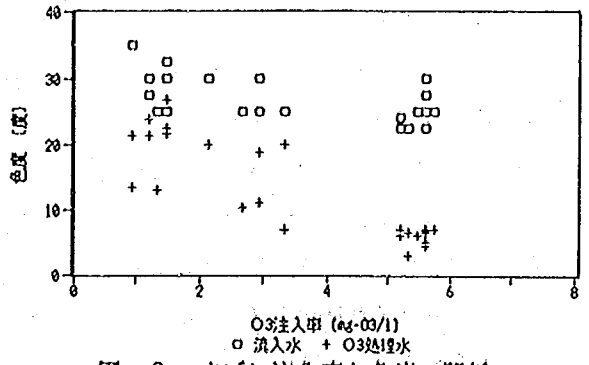
3.2　調査結果と考察

3.2.1　オゾン単独処理について

オゾン注入と臭気強度、色度の関係を図-7,8に示す。本実験で設定したオゾン注入率の範囲では、ＴＯＣがほとんど除去できなかったので省略する。これらの図より、試されたオゾン注入率８mg/l以下では、臭気の除去はほとんど期待できないことがわかる。一方、色度は、試されたオゾン注入率の範囲において、ほぼ注入率に比例して除去されることが明らかとなった。これらの臭気、色度のオゾンによる処理特性は、前年度の室内実験（回分実験）で得られた結果によく一致するものであった。回分実験の結果は、脱臭に必要なオゾン注入率が、脱色に必要なオゾン注入率の５～10倍であった。



図－７　オゾン注入率と臭気強度の関係



図－８　オゾン注入率と色度の関係

3.2.2　活性炭単独処理について

活性炭処理による脱臭、脱色、有機物除去の結果を図-9,10,11に示す。有機物の指標としてはＴＯＣを用いた。臭気強度は、活性炭処理により、ほとんど臭気を感じさせないレベルまで除去されていた。一方、色度は、1000BV程度までは良く除去され、処理水は、ほとんど無色であった。しかしながら、その後、破過が生じ、次第に処理水質が悪化した。図-11に示されるＴＯＣの除去は、臭気と同様に実験の通水量内では、安定して除去することができた。

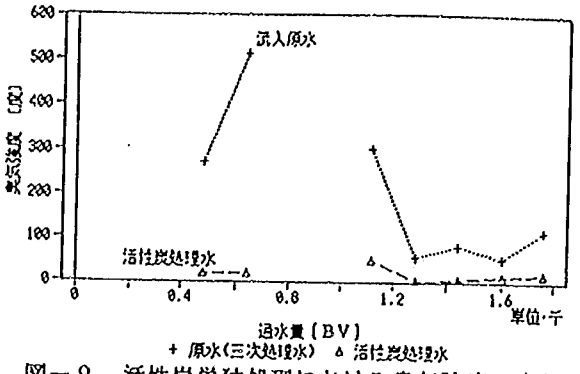
以上、活性炭処理では、臭気と有機物は、色度に比較して破過に至る処理継続時間が長いことが明ら

かになった。

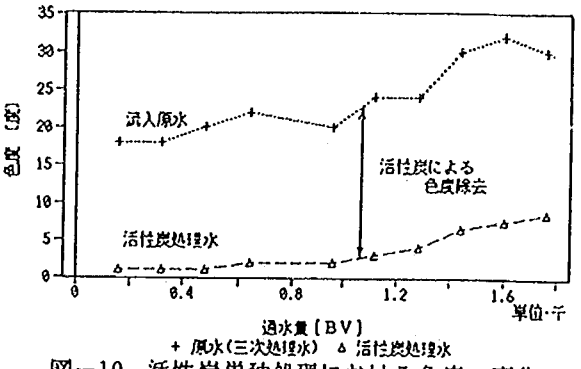
3.3.3　オゾン・活性炭直列処理について

前項までの結果から、オゾン単独処理は、色度除去には有効であるものの、臭気、有機物除去に関しては、必要となるオゾン注入率の範囲が、色度除去で必要となる注入率よりも高いことが明かとなった。また、活性炭単独処理は、色度、臭気、有機物の除去に効果があるが、色度除去については処理継続時間が短いことが明らかとなった。したがって、これら二つの処理の得失を補い合う組み合わせとして、オゾン処理後に活性炭処理を行う直列処理のフローが有効と考えられる。

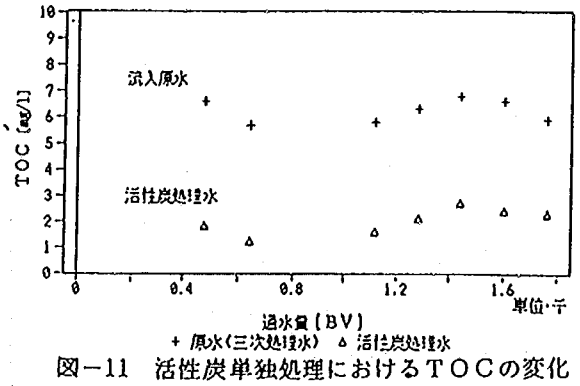
図-12,13,14にオゾン・活性炭直列処理による臭気、色度、ＴＯＣ除去の結果を示す。オゾン注入率は4 mg-O_3/lである。図-12に示される活性炭処理水の臭気強度は、10～20度であるが、その臭気の種類は、活性炭由来の芳香臭が主なものであり、下水臭は消失していた。色度については、図-13に示されるように、オゾン処理により大部分が除去され、オゾン処理水中に残留した５～10度の色度が、活性炭により除去されていることがわかる。また図-10と比較すると、オゾンとの組み合わせにより、色度の破過が実験期間内では生じなくなったことがわかる。ＴＯＣの除去に関しては、本実験条件下におけるオゾン処理の効果がほとんどないため、図-11に示された活性炭単独処理の結果と同様であった。



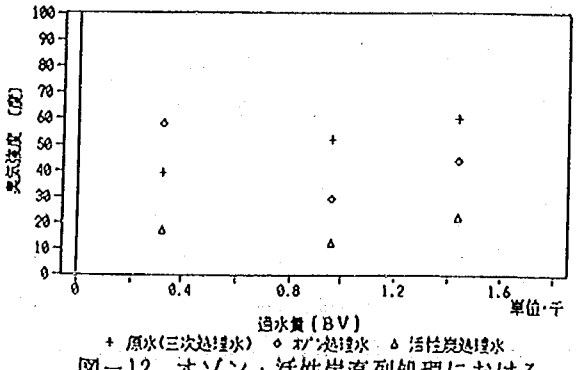
図－９　活性炭単独処理における臭気強度の変化



図－10　活性炭単独処理における色度の変化



図－11　活性炭単独処理におけるＴＯＣの変化



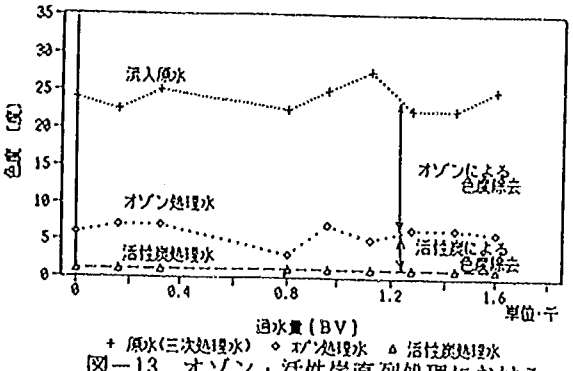
図－12　オゾン・活性炭直列処理における臭気強度の変化

4．おわりに

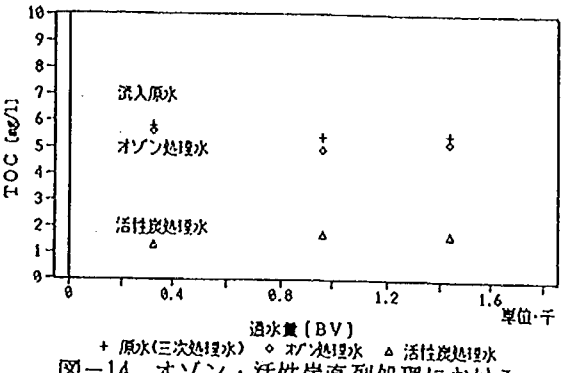
本年度の調査では、臭気、色度、有機物について関東地方の下水処理場26ヶ所で実態調

査を実施した。その結果、活性汚泥法の処理水における臭気強度は一般に40～60度の範囲で、返流水の臭気強度が10^4以下では処理水の臭気強度は影響を受けないことがわかった。色度については、生物処理で除去されるが、処理水の色度の下限値は15度程度であった。

また、オゾン・活性炭処理をパイロットプラントにより実施し、三次処理水に残留する臭気、色度、有機物の除去特性を検討した。オゾン処理は色度除去に有効であるが、臭気、有機物除去には適さないこと、活性炭処理はすべての除去に有効であったが、色度の破過が臭気、有機物に比べて早いことが、明らかとなった。オゾン、活性炭処理それぞれの得失を考慮し、これら二つの単位操作の組み合わせ処理を実施し、良好な処理水質を得られることが明らかとなった。



図－13　オゾン・活性炭直列処理における色度の変化



図－14　オゾン・活性炭直列処理におけるＴＯＣの変化

2．下水汚泥の資源化技術に関する研究

建設省
土木研究所下水道部
汚泥研究室　大嶋 吉雄　増田 隆司
白石 隆

研究期間　平成元年～平成３年度
平成元年度当初予算額　20,183千円

Research on Utilization Technique of Melted Slag and Incinerated Ash of sewage Sludge

(FY1989~1991)

Y. Ohshima, T. Masuta, T. Shiraishi
Ultimate Dsiposal Division, Water Quality Control Department
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

Quality stabilization and improvement of the melted slag and incinerated ash are necessary for promoting sewage sludge utilization as construction materials. On the other hand, there is a problem to treat and dispose a lot of construction waste which is generated mainly in urban area. Especially, excavated soil and concrete waste are generated in big mass from public works such as sewage works, and development on recycling and reuse technique of these wastes becomes pressing need.

The purpose of this study is to establish low cost technique grading up the final product quality of the melted slag and incinerated ash as construction materials to combine with sewage sludge and construction waste in sewage treatment system.

Excavated soil is used for basicity (CaO/SiO2) conditioning additive for melting lime-added sludge. Melting and slag characteristics are investigated in two cases of excavated soil additive one and no addition. The summary of the study in FY 1989 is as follows.

(1) ·Change of slag characteristics by basicity conditioning.

Abrasion resistance is compared between two types of water-granulated slag which have different basicities (1.0 and 2.0). The result shows that the abration resistance tends to increase by basicity conditioning.

Surface characteristics inspection for the two types of crystallized slag shows that there is no clear difference between two cases of excavated soil additive one and no additive one.

(2) Change of melting characteristics by basicity conditioning.

Mass balance and heat balance in case of basicity conditioning melting are compared with those of no addition. The result of calculation indicates that the volume of generated slag is increased by the addition of excavated soil, but, the oil consumption is reduced because of melting temperature decrease. Consequently the running cost can be decreased by the basicity conditioning.

1. はじめに

下水道普及率の向上に伴い，発生する汚泥量も年々増加している。昭和62年度においては発生した汚泥の約63%が陸上及び海面埋立処分されている。しかし，今後これらの処分地確保は十分といえず，その確保は年々困難になってきている。また，環境中に排出される廃棄物量の低減を図る目的からも，下水汚泥の再資源化技術の確立及びその流通システムの構築が急務となっている。

このような状況において，各地で下水汚泥の減容・減量化のために焼却・溶融が行われており，焼却灰及び溶融スラグの有効利用が進められている。しかし，石灰系焼却灰の土質改良材への利用，高分子系焼却灰の陶管及びブロックへの利用等実用化に至っているものはわずかである。この原因としては，原料，製品としての質の安定及びコスト面に問題があることが挙げられる。今後，下水汚泥の有効利用を積極的に進めていくためには，下水汚泥製品の品質の改善，安定化を低コスト条件下で解決する必要がある。

一方，都市域を中心に大量に発生している建設廃棄物もその処理，処分に苦慮している。特に，掘削残土やコンクリート廃棄物は下水道をはじめとする公共土木工事からも大量に発生しており，有効利用について何らかの対策を講じる必要がある。

したがって，下水汚泥と残土及びコンクリート廃材を組み合わせることにより，下水汚泥の処理コストを増大することなく，最終的に発生する焼却灰及び溶融スラグの強度増加，質の安定を図るシステムを構築することは，両者の問題を解決できることになり非常に有益な方法であると考えられる。

そこで，本研究では，このシステムの技術的問題点を解決し，下水汚泥処理の低コスト化と有効利用技術の確立を目的として実施するものである。元年度は初年度であり，まず，廃棄物の実態調査を行い，発生量，性状及び処分の現状を把握した。また，下水汚泥と混合する材料として建設残土に着目し，残土添加による溶融特性及びスラグの性状の変化を調査した。

2. 廃棄物の実態調査

2.1 廃棄物の処理及び清掃に関する法律

(1) 廃棄物の種類

廃棄物の処理及び清掃に関する法律（昭和45年），(以下，廃掃法とする。）で定義する廃棄物とは，占有者が自ら使用し，または他人に有償で売却できないために不要になったものをいい，産業廃棄物と一般廃棄物に区分される。産業廃棄物は産業活動を行うことにより生じたもので，図２－１に示す19種類が定められており，これ

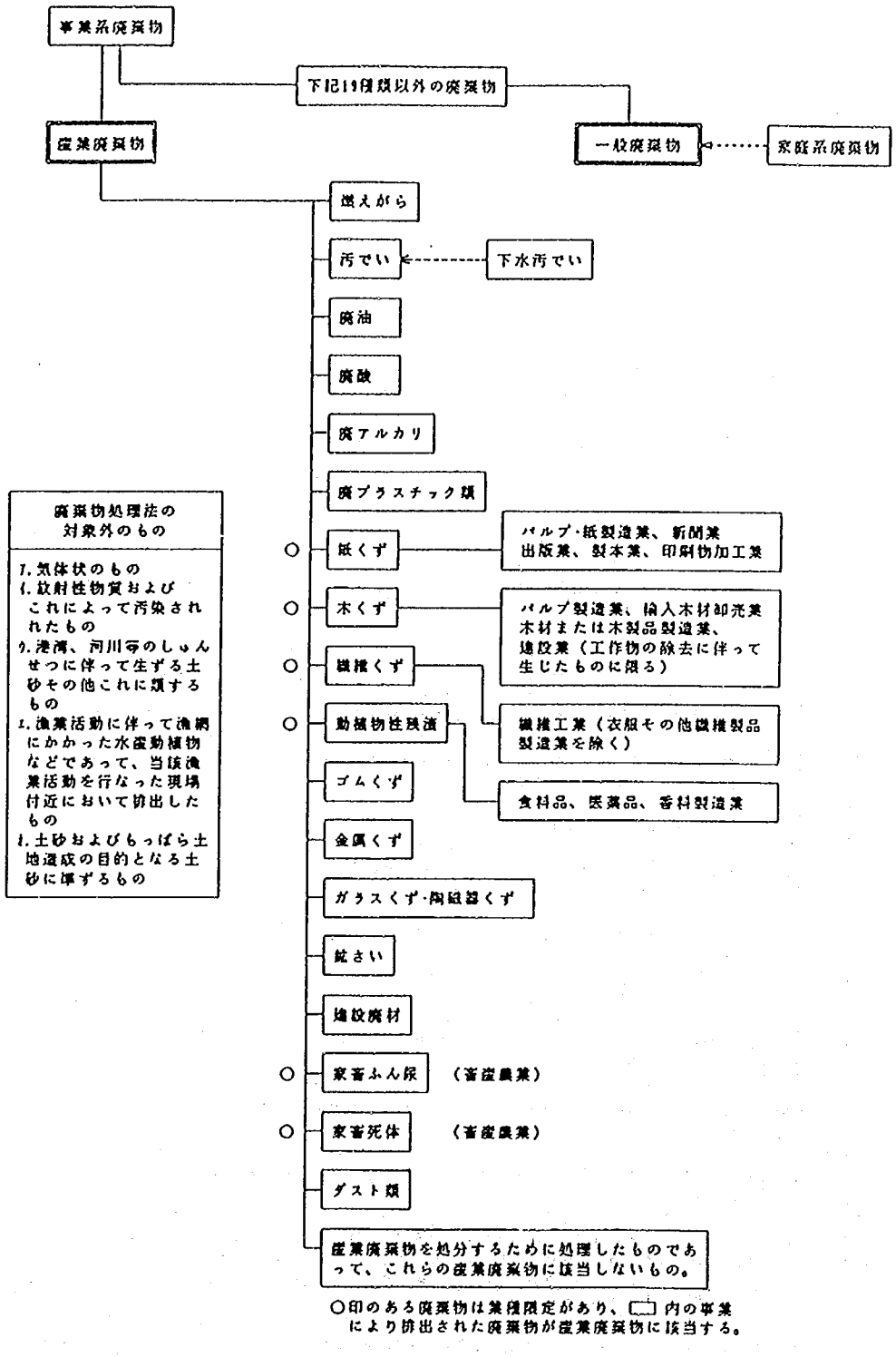


図２－１　廃掃法による廃棄物の種類[1)]

表２－１　廃棄物の種類と内容

定義	分類	種類		内容
廃棄物とは 1 ごみ 2 粗大ごみ 3 燃えがら 4 汚でい 5 ふん尿 6 廃油 7 廃酸 8 廃アルカリ 9 動物の死体 10 その他の汚染又は不用物であって固形状又は液状のもの（放射性物質及びこれによって汚染されたものを除く）	一般廃棄物	1 ごみ 2 粗大ごみ 3 し尿及びし尿浄化槽に係る汚泥 4 その他		産業廃棄物以外の廃棄物
	産業廃棄物	法律	1 燃えがら	石炭がら、焼却炉の残灰、炉清掃排出物、その他の焼却残渣
			2 汚でい	活性汚泥法による余剰汚泥、パルプ廃液汚泥、動植物性原料使用工業の排水処理汚泥、ビルピット汚泥、カーバイトかす、赤泥、炭酸カルシウムかすなど工場排水などの処理後に残る泥状のもの及び各種製造業の製造工程ででる泥状のもの
			3 廃油	潤滑油系、絶縁油系、洗浄油系及び切削油系の廃油類、廃溶剤類及びクールピッチ類など、鉱物性油及び動植物性油脂に係るすべての廃油
			4 廃酸	廃硫酸、廃塩酸、各種の有機廃酸類など、すべての酸性廃液
			5 廃アルカリ	廃ソーダ液、金属せっけん液など、すべてのアルカリ性廃液
			6 廃プラスチック類	合成樹脂くず、合成繊維くず、合成ゴムくずなど、合成高分子系化合物に係る固形状液状のすべての廃プラスチック類
		政令	1 紙くず	パルプ製造業、紙製造業、紙加工品製造業、新聞業、出版業、製本業、印刷物加工業から生ずる紙くず及びＰＣＢが塗布された紙くず
			2 木くず	建設業に係るもの（工作物の除去に伴って生じたものに限る）並びに木材又は木材木製品製造業（家具製造業を含む）、パルプ製造業、輸入木材卸売業から生ずる木材片、おがくず、バーク類など
			3 繊維くず	衣服その他の繊維製品製造業以外の繊維工業から生ずる、木綿くず、羊毛くず等の天然繊維くず
			4 動植物性残渣	食料品製造業、医薬品製造業、香料製造業から生ずる、あめかす、のりかす、醤造かす、発酵かす、魚及び獣のあらなど
			5 ゴムくず	天然ゴムくず
			6 金属くず	鉄鋼、非鉄金属の研磨くず、切削くずなど
			7 ガラスくず及び陶磁器くず	ガラスくず、耐火レンガくず、陶磁器くずなど
			8 鉱さい	高炉・平炉・電気炉などの残さい、キューポラのノロ、ボタ、不良鉱石、不良石炭、粉炭かすなど
			9 建設廃材	工作物の除去にともなって生ずるコンクリートの破片、レンガの破片その他これに類する不要物
			10 家畜ふん尿	畜産農業から排出される牛・馬・豚・めん羊・山羊・にわとりなどのふん尿
			11 家畜の死体	畜産農業から排出される牛・馬・豚・めん羊・山羊・にわとりなどの死体
			12 ばいじん	大気汚染防止法に定めるばい煙発生施設又は汚でい、廃油、廃酸、廃アルカリ、廃プラスチック類、上記に掲げるものでＰＣＢが塗布された紙くず若しくは上記6に掲げるものでＰＣＢが付着し又は封入された金属くずの焼却施設において発生するばいじんであって、集じん施設によって集められたもの
			13 その他	燃えがら、汚でい、廃油、廃酸、廃アルカリ、廃プラスチック類又は上記1～12に掲げる産業廃棄物を処分するために処理したものであって、これらの産業廃棄物に該当しないもの

以外の廃棄物は一般廃棄物である。また，表２－１には19種類の産業廃棄物の内容を示す。廃掃法の分類でみれば，最初沈殿池及び最終沈殿池から発生する下水汚泥は「汚でい」に該当し，産業廃棄物である。

(2) 建設工事から発生する廃棄物

下水道工事をはじめとする建設工事からは種々の廃棄物が発生する。このうち，廃掃法により定められているものを表２－２に示す。ここで，残土については，昭和46年10月25日，環整第45号課長通知の中に「もっぱら土地造成の目的となる土砂に準じたものを除く」という文書があり，廃掃法上廃棄物には該当しない。

表２－２　建設工事から発生する廃棄物[2)]

種類		具体例
産業廃棄物	建設廃材	工作物の除去に伴って生じたコンクリートの破片、その他これに類する不要物、セメントコンクリート破片、アスファルトコンクリート破片、レンガ破片
	木くず（建設木くず）	建設業に係わるもの（工作物の除去に伴って生じたものに限る）木造家屋解体材
	汚でい	含水率が高く粒子が微細で泥状のもの、廃ベントナイト泥水、泥状土
	廃酸 廃アルカリ	セメントミルク廃液、機材洗浄廃液（公共水域に放流できるものは除く）
	廃油	重機等の交換廃潤滑油、アスファルト乳剤等の使用残渣
	廃プラスチック類	発泡スチロール、廃タイヤ
	ガラス・陶磁器くず	ガラスくず（板ガラス、空きビン）、タイル、衛生陶器くず
	金属くず	鉄骨・鉄筋くず、金属加工くず、空き缶類
一般廃棄物	木くず	型枠、足場材、大工建具工事残材
	紙くず	包装材、ダンボールくず、壁紙くず
	繊維くず	廃ウエス、ロープ類
	その他	現場事務所、宿舎の撤去に伴う不要物（建具、寝具フロ、畳、日用雑貨品、雑誌等）
残土（土砂）		土砂は一般的には、有用物として土地造成の材料として用いられるため「廃掃法」が適用されない。ただし、建設廃材が混合しているときや、含水率が高く泥状のときは産業廃棄物と判断されることがある。

2.2　廃棄物の発生量

(1) 産業廃棄物の発生量

表２－３に昭和60年度の産業廃棄物の種類別発生量を示す。また，図２－２には昭和55年度と昭和60年度の種類別発生量の変化を示す。昭和60年度の産業廃棄物総発生量は312,271千トンである。種類別でみると，汚でいがもっとも多く112,821千トンであり全体の約36％を占めている。次いで家畜糞尿が全体の約20％，建設廃材が約16％となっている。

表２－３　産業廃棄物の種類別発生量[3)]

（昭和60年度）

廃棄物名	発生量（千t／年）	合計に対する割合（％）
燃えがら	2,409	0.8
汚でい	112,821	36.1
廃油	3,672	1.2
廃酸	4,320	1.4
廃アルカリ	923	0.3
廃プラスティック類	2,816	0.9
ゴムくず	78	0.0
金属くず	8,877	2.8
ガラスくず及び陶磁器くず	3,910	1.3
動植物性残渣	2,207	0.7
紙くず	1,472	0.5
木くず	8,058	2.6
繊維くず	98	0.0
鋼さい	41,649	13.3
建設廃材	48,948	15.7
家畜ふん尿	62,462	20.0
家畜死体	96	0.0
ダスト類	6,224	2.0
その他	1,230	0.4
計	312,271	

昭和55年度からの増加量でみても，汚でいの増加が最も多く約25,000千トン増となっている。次に建設廃材が約19,000千トン増，家畜糞尿が約13,000千トン増となっている。

表２－４には，昭和60年度の産業廃棄物の業種別発生量を示す。また，図２－３には昭和55年度と昭和60年度の業種別発生量の変化を示す。昭和60年度の業種別発生量は農業が最も多く62,690千トンであり，全体の約20％を占めている。次いで建設業が約18％，鉄鋼業が約16％となっている。

昭和55年度からの増加量でみると，建設業が約27,000千トン増で最も多くなっている。次いで，電気・ガス・水道業が約13,000千トン増となっている。

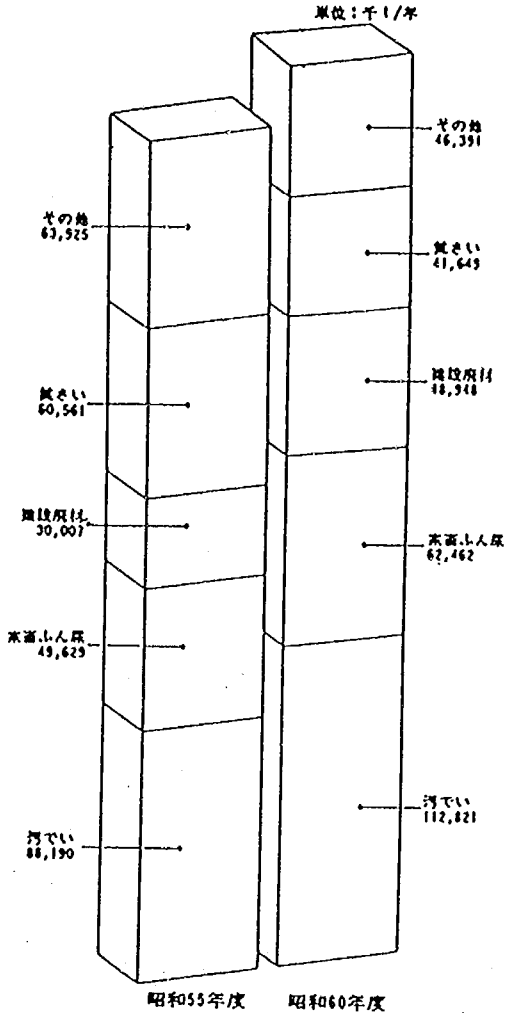


図２－２　産業廃棄物の種類別発生量の変化[3)]

表２－４　産業廃棄物の業種別発生量[4)]

業種	発生量 (1,000t/年)	合計に対する割合 (%)
農業	62,690	20.1
林業	0	0.0
漁業・水産養殖業	12	0.0
鉱業	26,017	8.3
建設業	57,481	18.4
製造業	132,324	42.4
(食料品・たばこ)	12,093	3.9
(繊維工業)	2,629	0.8
(衣服製造業)	115	0.0
(木材・木製品)	4,034	1.3
(家具・装備品)	425	0.1
(パルプ・紙)	12,800	4.1
(出版・印刷)	870	0.3
(化学工業)	10,364	3.3
(石油・石炭)	2,482	0.8
(ゴム製品)	290	0.1
(皮製品)	263	0.1
(窯業・土石)	17,941	5.7
(鉄鋼業)	50,098	16.0
(非鉄金属)	2,150	0.7
(金属製品)	4,452	1.4
(一般機械)	2,152	0.7
(電気機械)	3,811	1.2
(輸送機械)	4,450	1.4
(精密機械)	177	0.1
(武器製造業)		0.0
(その他製造業)	729	0.2
(大分類のみ)		0.0
卸・小売業	3,441	1.1
運輸・通信業	582	0.2
電気・ガス・水道業	27,748	8.9
サービス業	1,476	0.5
公務	500	0.2
合計	312,271	

(2)　建設工事から発生する残土量

図２－４に首都圏１都３県（東京都・神奈川県・埼玉県・千葉県）の昭和50年度及び昭和60年度の工事種別残土発生量を示す。昭和60年度における残土発生量は約52,000千m^3であり，昭和50年に比較して約10,000千m^3増加している。工事の区分でみると，公共土木工事は約２割減少しており，建築工事が約2.6倍に増加している。これは，首都圏におけるオフィスビル等の建設が増加したこと及び建築物の地下空間の利用促進によるものと考えられる。

なお，公共土木工事のうち下水道工事の占める割合は自治体により異なると考えられるが，東京都の場合，約６割が下水道局工事から発生している。[5)]

したがって，下水道サイドとしては，汚泥とともに残土についても何らかの利用を検討する必要が生じているといえる。

(3)　下水汚泥量

下水汚泥の発生量は昭和61年度において固形物で約1,300千トンであり，その量は下水道普及率の向上とともに増加している。しかし，処分量でみると図２－５に示すように昭和52年の2,417千m^3をピークに年々減少している。これは，焼却等による汚泥の減容化を図っているためである。

2.3　性状

(1)　建設残土の性状

下水汚泥と残土を混合する場合に重要と考えられる残

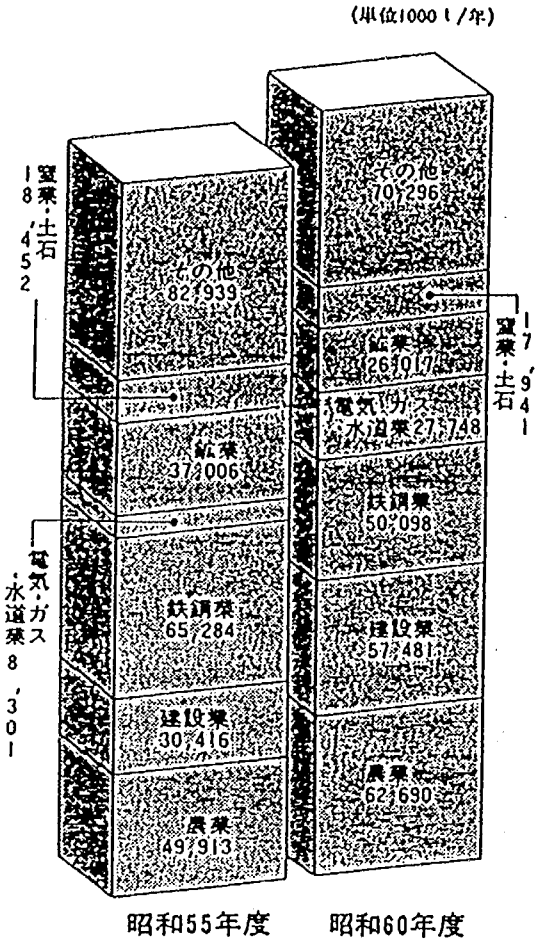


図２－３　産業廃棄物の業種別発生量の変化[4]

土の性状としては，含水率，強熱減量及び化学成分が挙げられる。これらの測定結果の一例を表２－５に示す。なお，化学成分は酸化物形態に換算したものを用いた。[7] この表に示した試料土では，含水率が10~20％程度，強熱減量は２～５％程度のものが多い。また，化学成分は，その他の割合が高くなっているが，一般的に珪素の含有率が高いことがわかる。

(2)　建設工事から発生する汚泥の性状

表２－６にシールドトンネル工事現場から発生する泥土の化学成分を示す。この表から珪素の含有量が非常に高く，SiO_2 として60~70％程度であることがわかる。またカルシウムの含有量は小さく，CaO として３～５％程度である。したがって，塩基度（CaO/SiO_2）は非常に低く0.1以下となっている。このことは，残土及び建設汚泥が，塩基度の高い石灰系下水汚泥の溶融時に塩基度調整材として利用できる可能性を示している。

(3)　下水汚泥の性状

表２－７は下水汚泥の化学成分を脱水機種別に示したものである。なお，この値は全国の下水処理場のうち，加圧脱水機12箇所，真空脱水機12箇所，ベルトプレス脱水機11箇所，遠心脱水機13箇所のデータを平均したものである。[9] この表から，消石灰等を添加する加圧脱水機及び真空脱水機から発生する汚泥はカルシウムが多く，塩基度も加圧脱水機が約2.5，真空脱水機が約1.4と高くなっている。逆に，高分子凝集剤を添加するベルトプレス脱水機及び遠心脱水機から発生する汚泥は珪素が多

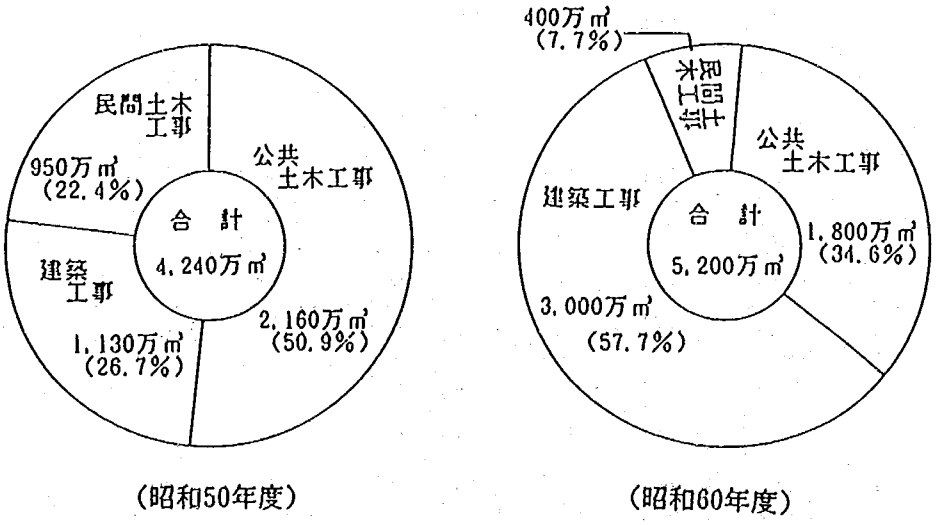


図２－４　工事種類別発生残土量の構成[2]

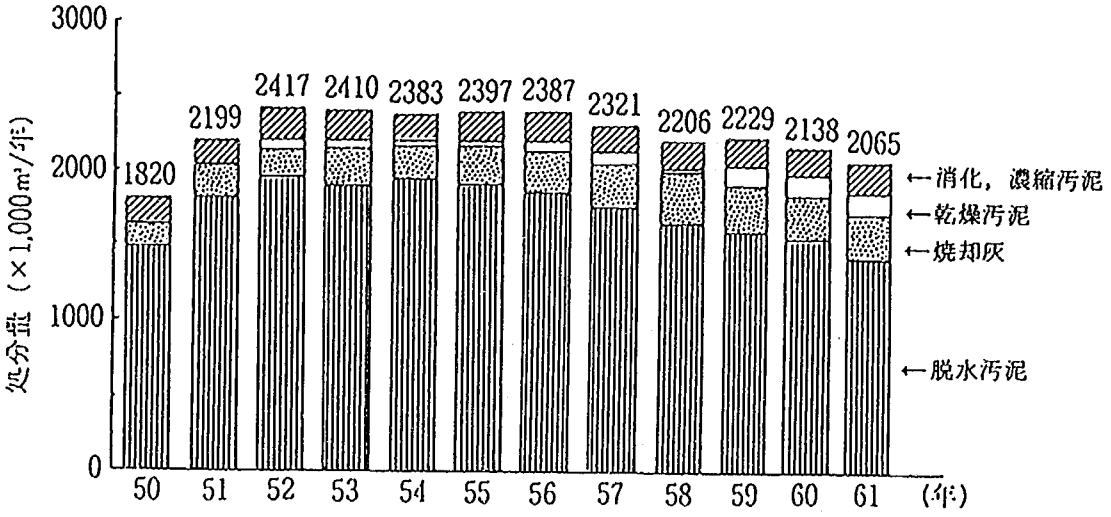


図２－５　下水汚泥処分量[6)]

表２－５　残土の性状

No	換算含有比（%）									
	含水率	強熱減量	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	Al_2O_3	Fe_2O_3	SiO_2	その他
1	15.88	2.45	1.86	0.11	0.17	0.11	1.34	0.76	69.21	23.98
2	21.72	3.20	2.70	0.34	0.30	0.08	0.78	0.52	74.36	17.72
3	16.83	1.67	1.11	0.20	0.13	0.13	1.78	0.16	70.71	24.10
4	15.28	2.72	8.23	0.54	0.10	0.17	2.59	2.21	53.79	29.65
5	7.10	1.90	3.26	0.36	0.11	0.11	1.39	1.70	50.14	41.02
6	8.53	3.24	7.63	0.84	0.19	0.12	1.57	1.64	25.29	59.47
7	14.08	3.10	6.10	0.25	0.10	0.13	0.21	2.21	35.57	52.32
8	7.56	2.38	1.08	0.23	0.13	0.10	0.11	1.66	48.21	46.10
9	8.56	3.44	5.36	0.94	0.27	0.13	1.30	1.53	49.71	37.31
10	11.37	4.39	0.68	0.31	0.23	0.10	1.08	2.00	26.14	65.07
11	12.74	3.89	2.93	0.35	0.24	0.16	1.43	2.60	50.14	38.24
12	14.03	2.93	1.61	0.61	0.17	0.15	1.96	4.03	52.93	35.62
13	12.47	5.69	2.69	0.64	0.42	0.11	1.85	3.83	58.71	26.06
14	9.12	1.77	3.28	0.85	0.15	0.21	1.81	2.59	72.21	16.58
15	7.28	2.68	2.69	0.80	0.16	0.17	1.65	2.36	69.21	20.28

表２－６　建設汚泥の成分分析結果[8)]

試料名	成分分析結果(Dry Base %)									種類	塩基度
	SiO_2	Al_2O_3	MgO	P_2O_5	CaO	Fe_2O_3	Na_2O	K_2O	その他		
対象土−1	64.67	17.16	2.70	0.12	3.32	7.00	2.16	1.91	0.96	シルト	3.32/64.67 = 0.05
対象土−2	65.43	15.66	−	−	4.90	6.72	−	−	7.29	シルト質砂	4.90/65.43 = 0.07
対象土−3	69.61	14.98	−	−	3.91	3.52	−	−	7.98	砂質	3.91/69.61 = 0.06
対象土−4	61.48	16.54	−	−	4.80	5.70	−	−	11.48	シルト	4.80/61.48 = 0.08
対象土−5	61.75	16.31	−	−	5.46	5.33	−	−	11.15	シルト	5.46/61.75 = 0.09
対象土−6	63.74	17.01	−	−	3.29	5.57	−	−	10.39	シルト	3.29/63.74 = 0.05
対象土−7	65.66	17.21	−	−	3.06	5.46	−	−	8.61	シルト	3.06/65.66 = 0.05
対象土−8	63.25	17.82	2.60	0.15	2.66	7.17	2.34	2.12	1.89	シルト	2.66/63.25 = 0.04
対象土−9	63.39	17.05	2.62	0.14	3.16	7.51	2.41	2.16	1.56	シルト	3.16/63.39 = 0.05

※対象土２～７については，４成分分析結果である。

表２－７　下水汚泥の成分分析結果

脱水方式	SiO_2	Al_2O_3	MgO	P_2O_5	CaO	Fe_2O_3	Na_2O	K_2O	その他
加圧脱水機	18.81	7.02	2.94	4.97	46.35	14.43	0.42	0.41	4.66
真空脱水機	25.26	9.01	2.58	4.77	34.92	16.71	0.63	0.50	5.58
ベルトプレス脱水機	38.72	13.83	3.11	14.36	9.41	9.67	1.36	1.49	8.04
遠心脱水機	42.41	15.61	2.86	11.79	7.25	9.47	1.15	1.40	8.03

く，塩基度はベルトプレス脱水機が約0.24，遠心脱水機が約0.17と低くなっている。

2.4　処理・処分及び利用

(1)　産業廃棄物

図２－６に産業廃棄物の処理フローを示す。昭和60年度の産業廃棄物総排出量312,000千トンのうち直接再利用されたものは全体の33%にあたる104,000千トン，中間処理されたものは44%にあたる136,000千トン，直接最終処分されたものは23%にあたる72,000千トンである。また，中間処理されたものは，処理前の約1/3に減量され，再利用あるいは最終処分されている。中間処理後のものをあわせると，最終的には発生量の41%にあたる129,000千トンが再利用され，29%にあたる91,000千トンが最終処分されている。昭和55年度のデータと比較すると，再利用量の増加がみられるものの，排出量の増大，中間処理量の減少等がみられ，結果として最終処分量は増大している。なお，産業廃棄物の中間処理及び再利用の具体例を示すと表２－８のようである。

(2)　建設残土

表２－９に首都圏１都３県の建設残土の処分状況を示す。昭和60年度では発生量の23%にあたる14,000千m^3が臨海埋立地へ，33%にあたる20,000千m^3が内陸廃棄処分されており，他の工事現場で再利用された量は14%の8,400千m^3である。

(3)　コンクリート廃材

表２－10にコンクリート廃材の処分状況を示す。路体盛土として再利用されているものは30%程度であり，残りの70%は廃棄処分されている。

(4)　下水汚泥

図２－７に下水汚泥の処分方法の経年変化を示す。下

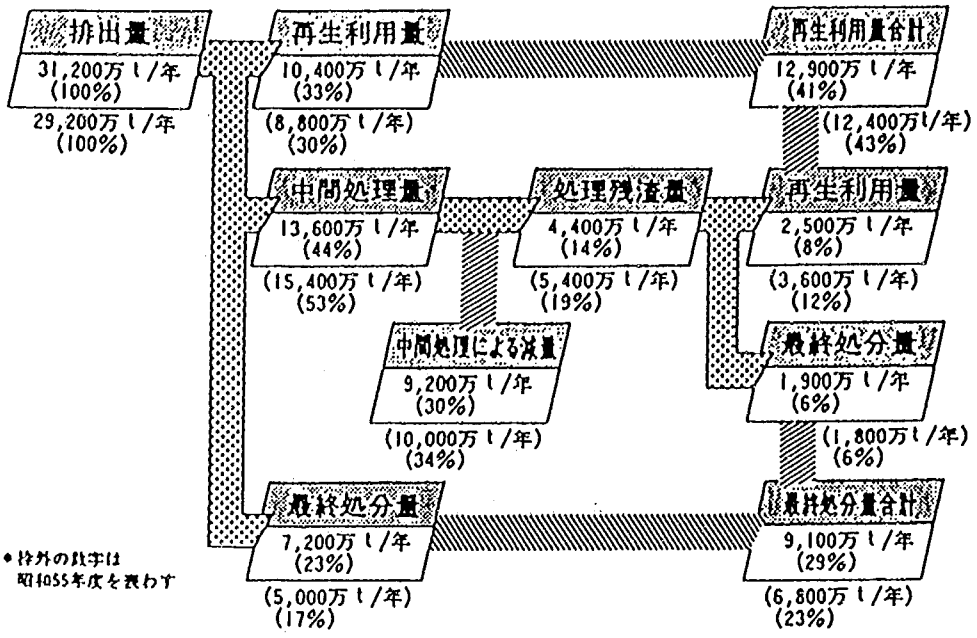


図２－６　全国産業廃棄物の処理フロー（昭和60年度）[4]

表２－８　再利用の具体例[10]

廃棄物名	中間処理等	再利用（資源化）の具体例
建設廃材	破砕	○工事用仮設道路路盤材 ○再生骨材 ○道路路盤材 ○裏込材
木くず	破砕 切断	○燃料 ○チップ ○合板、仮設材
廃油	再生	○燃料 ○再生油
金属くず	破砕	○鉄鋼原料
ダンボール類	－	○古紙再生

水汚泥の有効利用の比率は徐々に増加しているがまだ20%程度であり，大部分は陸上及び海面埋立処分にたよっている。しかしながら，処分適地の確保が困難なこと及び図２－８に示すように下水汚泥の処分には8,000～10,000円/m^3程度の処分費用を必要としている処理場が多いことから，より一層の有効利用推進が望まれている。

下水汚泥の有効利用方法は，①有機物に着目した緑農地への肥料としての利用，②同じく有機物を利用した嫌気性消化による消化ガスの利用，③無機物に着目した建設資材への利用に分類できる。有効利用用途は図２－９

表２－９　残土の処分状況[11]

	残土
発生量	・50年　4,240万㎥（1都3県） ・60年　6,000万㎥（1都3県）
処分の現状	・臨海埋立地　1,400万㎥ ・他の工事現場への再利用　840万㎥ ・内陸廃棄処分　2,000万㎥
処分上の問題点	・発生量が膨大なため処分地不足。 ・遊水地域，市街化調整区域，農用地で多量に処分。 ・不法投棄，住民苦情，交通混雑。 ・処分距離，処分費用の増大。
有効利用の可能性と問題点	・残土発生量とほぼ同量の山砂が工事現場に搬入されているのでこれを残土代替できれば良い。 ・用途別利用可能土質基準，施工基準の作成と見直し。 ・土質改良方法の開発と改良ヤード，改良車等の設置。 ・土砂の発生・利用に関する情報の整理提供。

表2－10　コンクリート廃材の処分状況[11]

	コンクリート廃材
発生量	49-52年 108千㎥(建設省直轄工事) 50年 2,800千㎥(1都3県の全工事) 将来 30,000－70,000千㎥ (全国)
処分の現状	・路体盛土　護岸根固めとして再利用　30％ ・廃　棄　70％
処分上の問題点	・処分地不足。 ・処分距離の増大。 ・交通騒音。
有効利用の可能性と問題点	・破砕後の大きさによってコンクリート用骨材，2次製品等への利用の可能性有。 ・バラツキのない経済的破砕機の開発。 ・収縮・クリープ歪が大きくなるという欠点がある。

に示すように様々な用途が提案されているが，実施状況は表2－11に示すように現在のところコンポスト汚泥をはじめとする緑農地利用が中心である。焼却灰及び溶融スラグの建設資材への利用は各地で試験施工等の調査が行われているが，実用化に至っているものは少ない。しかしながら今後とも焼却・溶融を行う処理場は増加することが予想され，焼却灰及び溶融スラグの利用促進は急務である。現在，この利用促進を図るために解決すべき課題としては次のものが考えられる。

①下水汚泥製品の品質管理技術の確立
②使用実績の蓄積及びマニュアルへの反映
③製造コストへの低減化
④製造・流通体制の確立

これらの課題の解決方法として，今後は下水汚泥以外の建設廃棄物との混合を含めた幅広い検討が必要と考えられる。

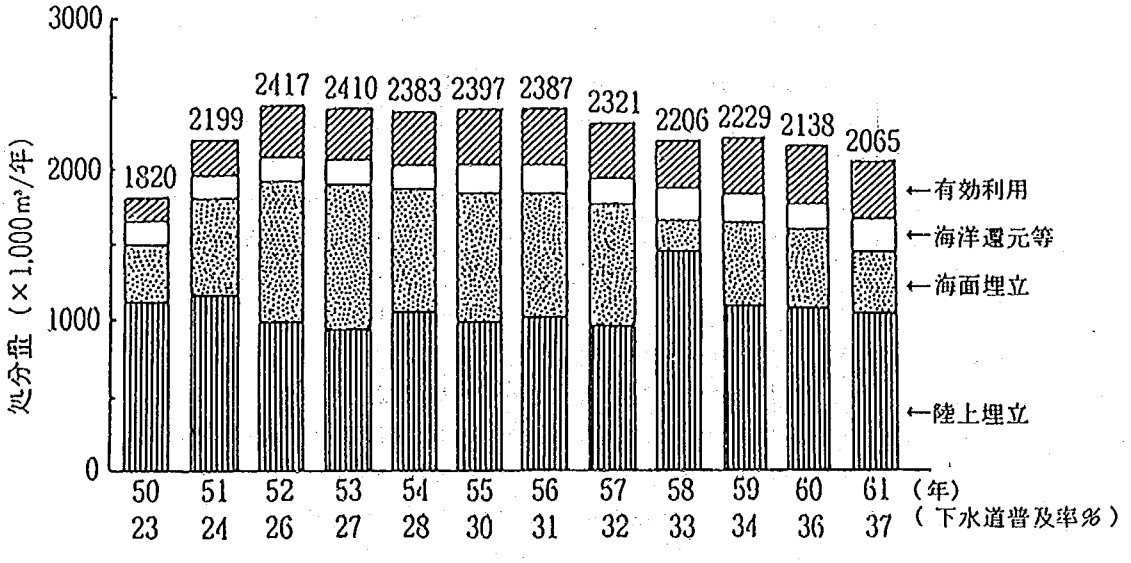


図2－7　下水汚泥の処分方法[6]

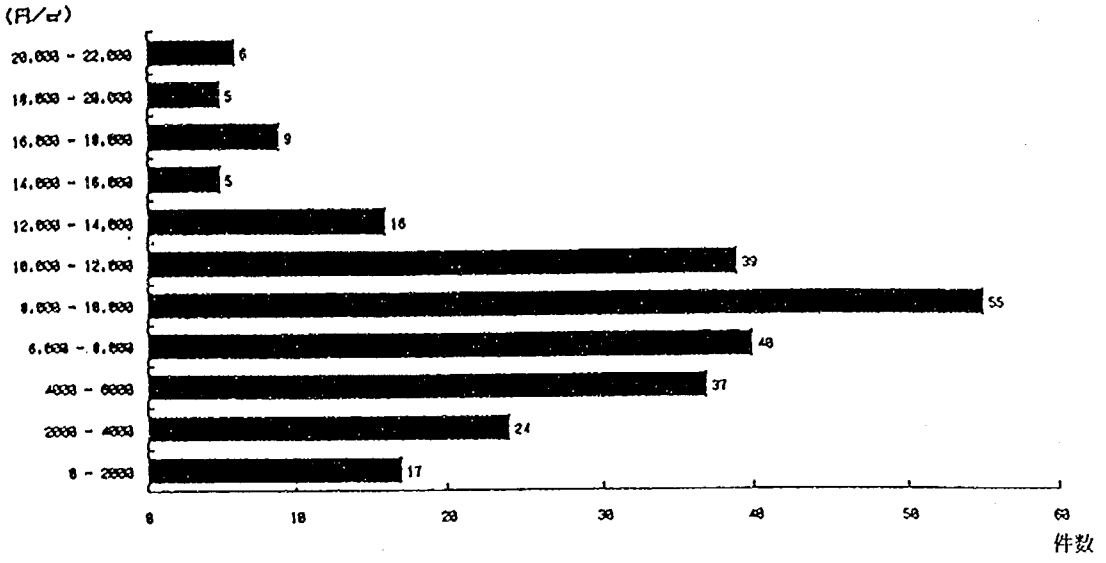


図２－８　単位汚泥量当たり汚泥処分費用の分布[12)]

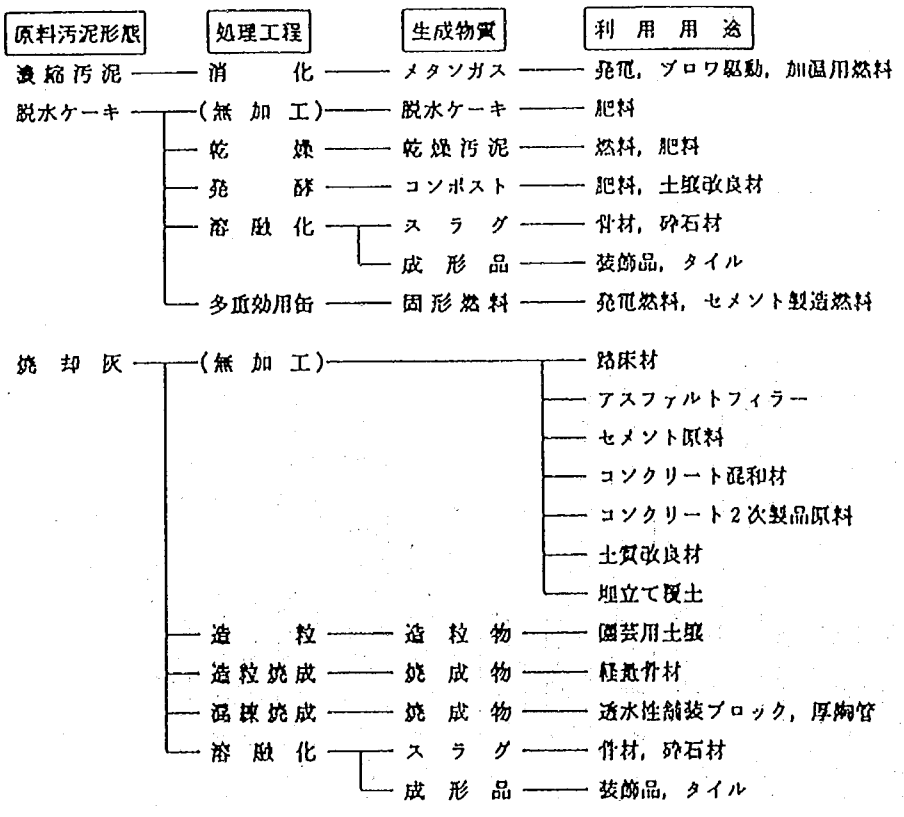


図２－９　下水汚泥の有効利用用途[13)]

表２－11　下水汚泥の有効利用実施状況（昭和62年度）[13]

（単位：千m³／年）

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	自治体で実施	117	0	7	80	0	204
	肥料会社等引渡し	157	7	15	24	0	203
	小計	274	7	22	104	0	407
建設資材利用		0	36	0	0	0	36
合計		274	43	22	104	0	443

3. 下水汚泥と建設残土の混合溶融によるスラグ性状の変化

石灰系下水汚泥と建設残土を混合して溶融する場合，塩基度調整により生成するスラグの性状が変化することが考えられる。スラグを有効利用する際に重要となる性状としては，スラグ自体の強度及び骨材として利用する場合のコンクリート等との付着性があげられる。

そこで，本調査では，塩基度の高い石灰系下水汚泥を溶融した際に発生するスラグと塩基度調整後溶融した場合のスラグについて，強度及び表面性状の比較を行った。

3.1　塩基度調整によるすりへり強度の変化

(1)　調査方法

調査は図３－１に成分組成を示す２種類の石灰系下水汚泥焼却灰に，SiO_2，CaOを添加し，塩基度を1.0及び2.0に調整した試料を電気炉で溶融（1,400℃）し，水砕スラグとしたものを用いて行った。なお，調整前の塩基度は，A灰が2.2，B灰が1.9であった。

すりへり減量試験は，スラグを適当な粒径まで破砕し，4.75, 2.36, 1.80, 0.60, 0.15mmふるいでふるい分けした試料約50gとアルミ球10個をボールミルに入れ，2,000回転（156rpmで12.8分）させる。ボールミルから取り出した試料を再度ふるい分けし，次式によりすりへり減量を求めた。

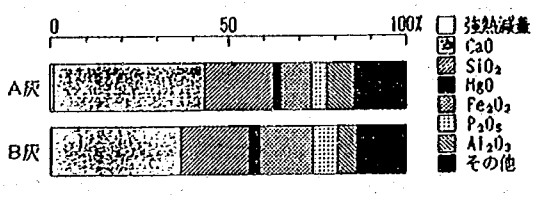


図３－１　焼却灰の化学成分分析結果

$$すりへり減量 = \frac{a-b}{a} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots(1)$$

ただし，a：試験前の各ふるいの加積残留重量百分率の和

b：試験後の各ふるいの加積残留重量百分率の和

(2)　調査結果

表３－１に，すりへり減量試験の結果を示す。この結果から，塩基度を1.0に調整することにより，すりへり減量が小さくなり，スラグ自体の強度が少しではあるが改善されていることがわかる。このことは，スラグを路盤材等として直接利用する場合に有利であるとともに，コンクリート骨材として利用する際にも骨材強度の増加によりコンクリート強度の増加が予想される等のメリットがあると考えられる。

表３－１　すりへり減量試験結果

試料名	すりへり減量　(%)	
	塩基度 1.0	塩基度 2.0
A灰	37.5	38.4
B灰	24.4	28.2

3.2 塩基度調整による表面性状の変化

(1) 調査方法

調査は，図 3－1に成分組成を示したA灰，B灰及び各灰を塩基度 1.0 に調整した 4 種類の灰を電気炉で溶融（1,400 °C）し，徐冷スラグとして取り出した試料の表面性状を走査電子顕微鏡で観察した。

(2) 調査結果

写真 3－1～3－4に各スラグの表面性状を示す。A灰を用いたスラグでは，塩基度を調整しない方が結晶化が進んでいるが，B灰を用いた場合は，塩基度を 1.0に調整した方が表面が緻密で結晶化していることがわかる。このことは，結晶化には塩基度だけでなく他の成分の含有量等が複雑に影響を及ぼしているためと考えられる。

3.3 考察

石灰系下水汚泥の塩基度調整溶融による，生成スラグ性状の変化に関する調査の結果をまとめると次のとおりである。

①石灰系下水汚泥は塩基度を 1.0に調整することにより，スラグ自体の強度が増加することが予想される。

②結晶化によるスラグの表面性状の改善は，塩基度だけでは評価することが困難であり，他の含有成分等を総合的に検討する必要がある。

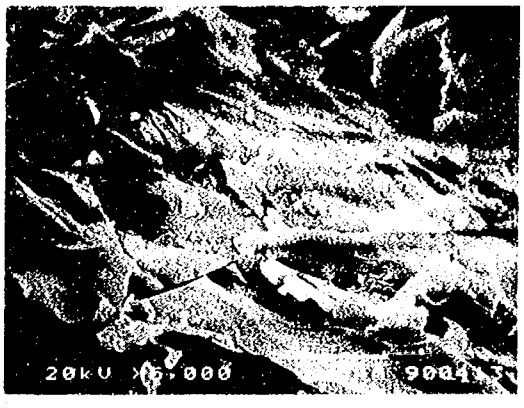


写真３－１　スラグの表面性状（A灰）



写真３－２　スラグの表面性状（A灰，塩基度 1.0 ）

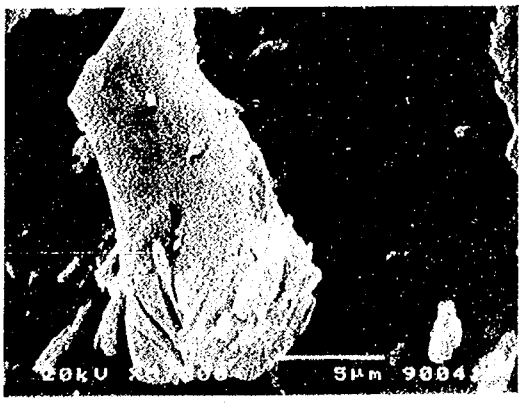


写真３－３　スラグの表面性状（B灰）

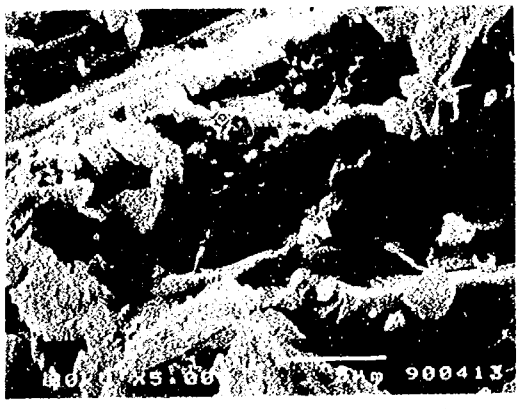


写真３－４　スラグの表面性状（B灰，塩基度 1.0 ）

4. 下水汚泥と建設残土の混合溶融による熱収支の変化

石灰系の下水汚泥と建設残土を混合し，塩基度を調整した後，溶融を行う場合，生成するスラグの性状と同時に熱収支からみた経済性を評価しておく必要がある。建設残土を添加し塩基度を調整する場合，溶融温度は低下するが，建設残土のほとんどは無機物であるため混合汚泥の発熱量は低下することが考えられる。

そこで，本調査では，石灰系汚泥を溶融した場合と建設残土を添加し塩基度調整を行った場合について，物質収支計算・熱収支計算を行い，総合的なコスト比較を実

施した。

4.1　調査方法及び条件

図４－１に検討フローを示す。また，図４－２には対象とした溶融システムのフローを示す。ここで，下水汚泥処理量は30t-DS/日とした。さらに，蒸気乾燥機出口の汚泥含水率は20%とした。

表４－１には対象とした下水汚泥及び建設残土の設定条件を示す。対象下水汚泥は脱水機の機種により加圧脱水機から発生する汚泥と真空脱水機から発生する汚泥とした。下水汚泥の含水率，有機分比，発熱量については，文献14)，言汚泥及び塩基度調整後の溶流点については文献９)，建設残土の有機分比，塩基度については文献８)の実測値をもとに決定した。また，実炉溶融温度は溶流点プラス100℃とした。さらに，建設残土の含水比は10，20，30%のとおりとした。これらの条件により，本調査の検討ケースは，表４－２に示す８ケースとした。

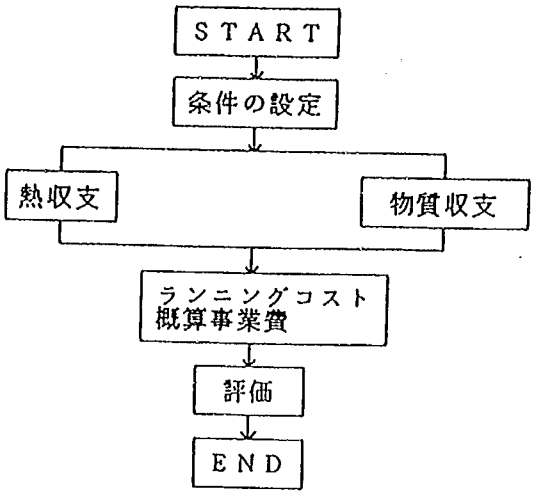


図４－１　検討フロー

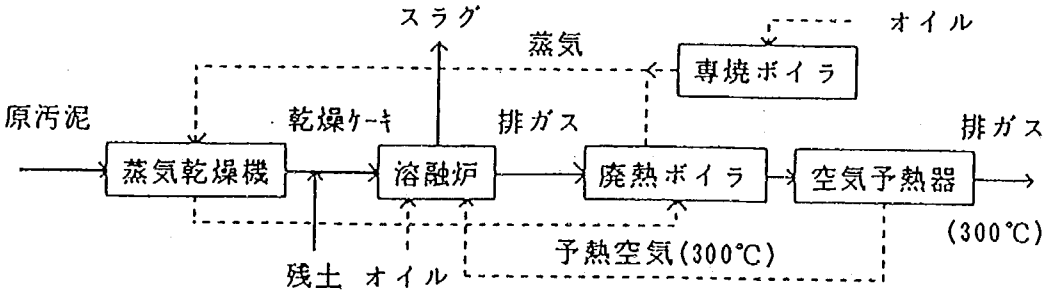


図４－２　溶融システムのフロー

4.2　調査結果

(1)　物質収支・熱収支計算結果

図４－３に乾燥機蒸発水分量と必要蒸気量の計算結果を示す。この図から，加圧脱水汚泥及び真空脱水汚泥のいずれの汚泥についても残土添加の影響はわずかである。これは，下水汚泥の持込水分量に比べて残土の持込水分量が少ないためと考えられる。なお，脱水機種別でみると真空脱水機の汚泥が加圧脱水機の汚泥の２倍以上となっている。これは，投入汚泥の含水率の違いであると考えられる。

図４－４には炉への投入汚泥量と発生スラグ量を示す。添加する残土量は湿重量ベースではごくわずかであるが，混合，乾燥後の炉投入汚泥量でみると加圧脱水汚泥は17%，真空脱水汚泥は８%の増加となる。さらに，溶融後のスラグ量でみると，加圧脱水汚泥は34%，真空脱水汚泥は17%の増加となる。この増加は，残土の含水率が低く，かつ，無機物であるための結果である。また，加圧脱水汚泥と真空脱水汚泥の増加量の差は残土添加量の違いによるものである。

図４－５は溶融システムにおいて供給すべきオイル量を乾燥用の専焼ボイラと溶融炉にわけて示したものである。残土添加により，加圧脱水汚泥，真空脱水汚泥のいずれの条件もオイル使用量が削減されることがわかる。これは，残土添加による溶融温度の低下によるものと考えられ，溶融温度の低下が160℃と大きい加圧脱水汚泥では全体で37%のオイル使用量削減となる。溶融温度

表４－１　溶融時の設定条件

項目			加圧脱水汚泥	真空脱水汚泥
下水汚泥	含水率		６０%	７７%
	有機分比		５０%	５０%
	発熱量	固形物高位	2,230Kcal/kg	2,360Kcal/kg
		固形物低位	2,040Kcal/kg	2,150Kcal/kg
		湿ｹｰｷ低位	477Kcal/kg	15Kcal/kg
	塩基度		２．０ CaO:40% SiO_2:20%	１．４ CaO:40% SiO_2:20%
	溶流点		1,400 ℃	1,320 ℃
	実炉溶融温度		1,500 ℃	1,420 ℃
建設残土	含水率		10%,20%,30%	
	有機分比		０%	
	塩基度		０．０８ CaO:5% SiO_2:65%	
混合後	目標塩基度		１．０	
	溶流点		1,240 ℃	
	実炉溶融温度		1,340 ℃	

の低下が80°Cと小さい真空脱水汚泥でも10～11%の削減につながっている。このことは，溶融炉の運転においては，溶融温度が重要な要素であることを示しており，処理固形物量が多少増加しても溶融温度が低下すれば熱的効率からみて有利であるといえる。また，オイルの使用場所でみると，含水率が低い加圧脱水汚泥は専焼ボイラによる追いだきの必要はないが，真空脱水汚泥は含水率が高いため溶融炉からの廃熱ボイラだけでは乾燥機の必要蒸気量を確保することができない結果となっている。

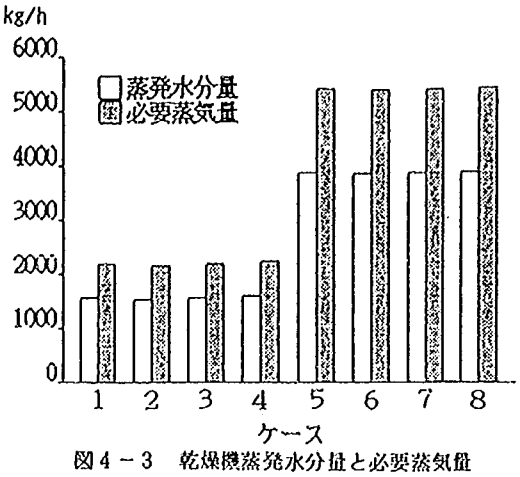


図４－３　乾燥機蒸発水分量と必要蒸気量

(2)　経済性

物質収支・熱収支の計算結果をもとにイニシャルコスト及びランニングコストを概算した結果を表４－３に示す。

イニシャルコストでみると，加圧脱水汚泥，真空脱水汚泥とも残土を添加するケースの方が無添加に比べ機械工事を中心に総工事費で約４%高くなっている。これは，下水汚泥と建設残土を混合するための設備が必要となること及び処理固形物量が増加することによるものである。なお，添加する残土の含水率は10～30%の範囲ではイニシャルコストに影響しない。

ランニングコストでは，残土を添加する方が無添加の場合より安くなっており，その差は１日あたり，加圧脱水汚泥で約８万円，真空脱水汚泥で約２万円となっている。ランニングコストには，オイル，電力，用水，排水，苛性ソーダ，上水，消缶剤，脱酸剤を計上しているが，オイル代の占める割合が大きく25～30%であった。したがって，オイル使用量が少なくて済む残土添加のケースが安い結果となっている。なお，ランニングコストに

表４－２　検討ケース

	ケース１	ケース２	ケース３	ケース４	ケース５	ケース６	ケース７	ケース８
脱水機種	加圧	加圧	加圧	加圧	真空	真空	真空	真空
残土含水率　(%)	0	１０	２０	３０	0	１０	２０	３０
残土投入量 (t/日)	0.0	5.6	6.3	7.1	0.0	2.8	3.1	3.6
溶融温度　(℃)	1,500	1,340	1,340	1,340	1,420	1,340	1,340	1,340

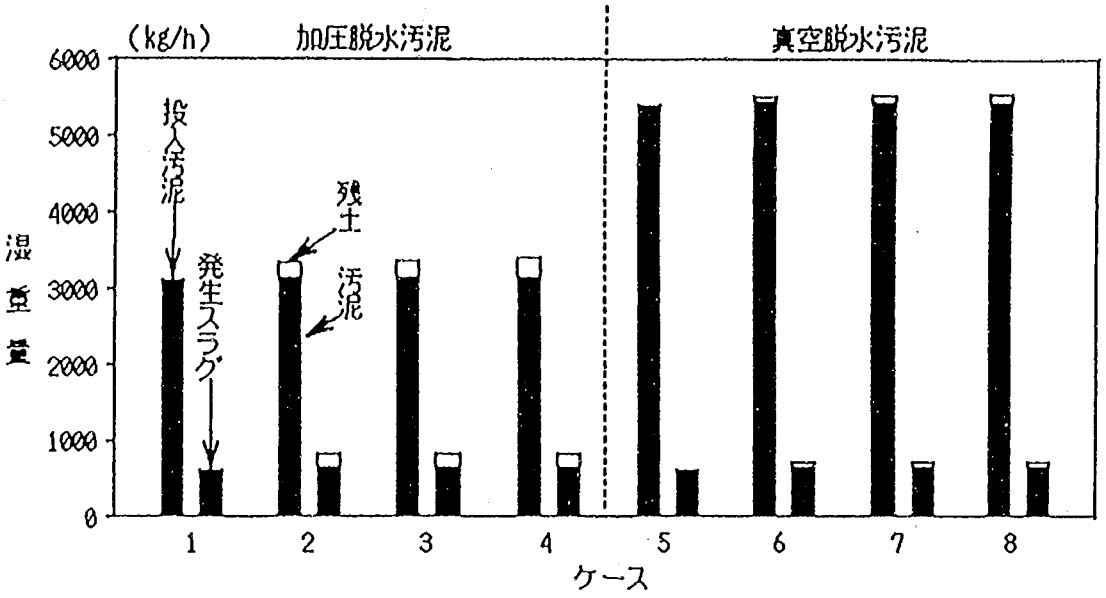


図４－４　投入汚泥量と発生スラグ量

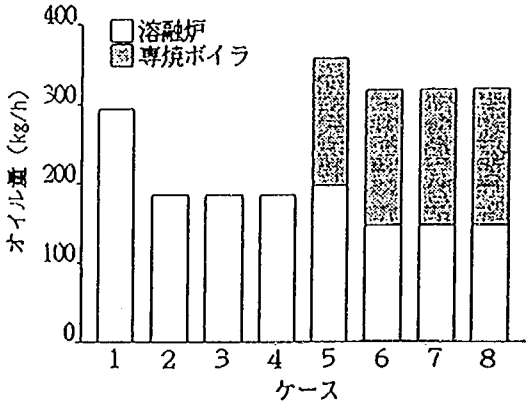


図４－５　オイル使用量

おいても添加する残土の含水率は10～30%の範囲ではほとんど影響しない。

4.3　考察

下水汚泥と建設残土を混合して溶融する場合の物質収支・熱収支及び経済性を検討した結果をまとめると次のとおりである。

①建設残土を添加することで，無添加の場合に比べ処理固形物量及び発生スラグ量は増加するが，オイル使用量は削減できる。このことは，溶融システムの運転には溶融温度が重要な要因になることを示している。

②建設残土を添加することで，溶融システムのイニシャルコストは無添加の場合より約４%増加する。しかしながら，塩基度調整による溶融温度の低下によりランニ

表４－３　コスト比較結果

		ケース１	ケース２	ケース３	ケース４	ケース５	ケース６	ケース７	ケース８
イニシャルコスト	機械工事　（億円）	29.1	30.5	30.5	30.5	33.1	34.7	34.7	34.7
	電気工事　（億円）	7.5	7.8	7.8	7.8	7.9	8.2	8.2	8.2
	土木建築工事（億円）	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9
	合　計　（億円）	39.5	41.2	41.2	41.2	43.9	45.8	45.8	45.8
ランニングコスト	１日当たり（円／日）	668,585	587,465	587,465	587,465	869,880	846,345	847,305	848,505
	ＤＳｔ当たり　（円）	22,219	19,582	19,582	19,582	28,996	28,211	28,243	28,283
	ケーキｔ当たり（円）	8,887	7,832	7,832	7,832	6,670	6,490	6,497	6,506

ングコストは削減することができる。

③添加する建設残土の含水率の影響は10 ～ 30%の範囲ではみられない。

さらに，溶融設備の稼働実績が少ないため，定量的にはいえないが，溶融温度が低下することにより，耐火物の延命が図れることも予想される。これらの結果を総合すると，建設残土を添加して塩基度調整を行うことは，経済的にみても十分見あうものであり，塩基度調整により安定した性状のスラグが得られる場合は，石灰系汚泥の塩基度調整溶融はメリットがあると考えられる。

参考文献

1) 相崎元衛：" 掘削工事における残土（廃棄物）処理と法的規制 "，基礎工，1985. pp 45～51

2) 辻英夫：" 建設残土の発生と処理の現状 "，基礎工，Vol．16. No 2, 1988

3) 産廃新聞：" 産業廃棄物の種別 "，1989

4) 産廃新聞：" 産業廃棄物の業種別排出量の変化 "，1989

5) 佐藤治：" 光輝く下水道の実現に向けて "，下水道協会誌，Vol.25, No 295, pp 21～36, 1988

6) 水道産業新聞社：" 下水道年鑑 "，1990

7) 二宮敏明：" 石灰添加処理による掘削残土土質改良の金属溶出への影響 "，環境技術，Vol．17, No 5. pp 319～325

8) 建設省土木研究所機械施工部施工研究室：" 掘削残土の利用技術に関する試験調査 "，土木研究所資料，1989. 2

9) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団：" 汚泥溶融プロセスの省エネルギー化に関する調査報告書 "，昭和63年 3月

10) 高橋幸男：" 東京都における建設廃棄物の適正処理について "，基礎工，Vol．16, No 2, pp 16～22, 1988

11) 建設省：" 建設事業への廃棄物利用技術の開発概要報告書 "，昭和61年 11月

12) 建設省：" 昭和62年度維持管理実態調査 "

13) 建設省都市局下水道部：" 日本の下水道 "，平成元年

14) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団：" 汚泥焼却炉の省エネルギー化に関する調査報告書 "，昭和61年 3月

III 環境保全総合調査研究促進調整費による研究

1．活性汚泥中における非土着微生物の挙動に関する実験系を用いた研究

三次処理研究室　佐藤和明
主任研究員　高橋正宏
研究員　中島敏幸

1　まえがき

近年バイオテクノロジーの発展に伴い、組み換えDNA 技術をはじめとする遺伝子操作技術が様々な産業分野で利用されようとしている。排水処理技術においても、これを適用してより効率よい処理技術を開発することが期待されている。この技術により改良された改良微生物を用い、従来の方法では処理の難しい難分解性物質の除去を可能にしたり、よりコンパクトな処理系を実現したりすることが可能かもしれない。しかしこの方法の実現のためには、改良微生物が生物反応系に安定に存続しなければならない。より安定な改良微生物の開発をするうえで、一つの重要な課題として、改良微生物という非土着微生物が排水処理系に侵入した場合の挙動を予測する方法論的な課題が挙げられる。

さらに、様々な産業分野で遺伝子操作微生物が開放系利用されれば、これらが下水中に流入する可能性が考えられる。この場合、遺伝子操作微生物の環境影響の評価のためにも排水処理系での挙動を知ることは重要課題である。

2　研究の目的

本研究は、以上に述べた観点から代表的な下水処理プロセスである活性汚泥系中に流入した非土着微生物の挙動を予測する為に、室内で各種実験条件が制御でき、かつ閉鎖系であるモデル活性汚泥系を導入した。このモデル活性汚泥系を用いて、外来の非土着微生物のモデルとして活性汚泥中の細菌と区別し菌数測定できる細菌を接種し、この細菌の個体群密度の変化を追跡した。本実験においては、モデル活性汚泥系の運転条件は同じにし、組成の複雑さの異なる二種類の人工下水を用い接種された非土着微生物の挙動を追跡した。

このようなモデル系でのモデル微生物の挙動の結果の記述に加え、その結果を説明する為のいくつかの実験を行った。これらの結果に基づき、一般に或る特定の微生物が或る特定の系に侵入した場合その微生物がその系に定着し得るか或は消滅するのかという予測が可能であるのか、もし可能なら、それはどのようにして予測しうるのかという点を考察した。

3　研究方法

1）培養系

本実験に用いたモデル活性汚泥系を図１に示す。このモデル系では、人工下水はローラーポンプで一定の流速（約 700 ml／day）で生物反応槽に相当する培養槽に送られる。培養槽の容量は

300 ml であり、ここで培養液はエアーポンプで曝気され、スターラーバーによって撹拌される。人工下水流入に伴い所定容量を越えた培養液はローラーポンプによって沈殿槽（容量 50 ml）に送られる。沈降した微生物は沈殿槽底部から再び培養槽に返送される。この返送を行うポンプは、間欠タイマーによって 30 分間停止し 4 分間作動するようにした。沈殿槽の上部からは水位が一定になるように固定されたガラス管から培養液がローラーポンプで抜き取られ、流出水フラスコへ送られる。この実験は 20 ±1 ℃で行った。

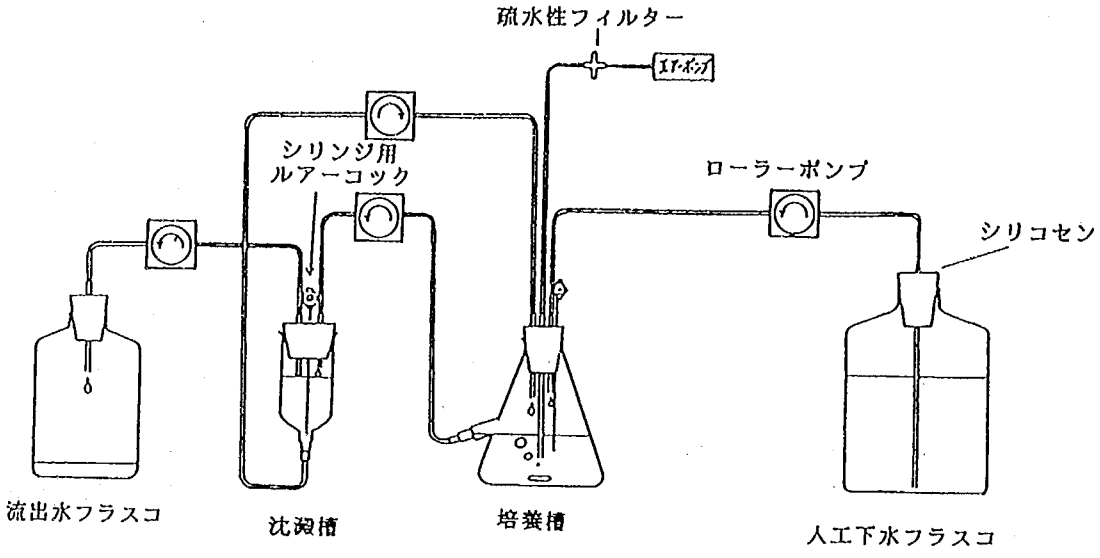


図１　モデル活性汚泥系

２）人工下水

人工下水は基質の複雑さの異なる二種類のものを用いた（表１）。一つは一般的な人工下水であり基質としてペプトン、牛肉エキス、酵母エキスのような組成の複雑なものを含むもの（人工下水 I ）である。他方は、それらの代わりにカザミノ酸（カゼインの加水分解物）を含む人工下水 II である。ここで、人工下水 I を用いた実験系をモデル活性汚泥系 I と呼び、人工下水 II を用いた実験系をモデル活性汚泥系 II と呼ぶ。

表１　人工下水の組成　（１／L）

人工下水 I	グルコース	23 mg
	ペプトン	5 mg
	酵母エキス	5 mg
	牛肉エキス	168 mg
	KCl	10 mg
	NaCl	5 mg
	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	3 mg
	K_2HPO_4	14 mg
人工下水 II	グルコース	23 mg
	カザミノ酸	268 mg
	KCl	10 mg
	NaCl	5 mg
	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	3 mg
	K_2HPO_4	14 mg

3）活性汚泥

モデル活性汚泥系に接種した活性汚泥は、茨城県霞ヶ浦浄化センターにある下水処理実験プラントより採取され実験室内のベンチスケールの活性汚泥系（本モデル活性汚泥系とは異なる）において約３ケ月培養されたものを用いた。

4）非土着細菌のモデルとして用いた細菌

E. coli HB101/pBK9 を用いた（本細菌は、東北学院大学遠藤銀朗助教授より分譲された）。この細菌は、ストレプトンマシン、カナマイシン、アンピシリン、テトライクリンに耐性である。ストレプトマシンの耐性遺伝子は染色体上にあり、他の抗生物質の耐性遺伝子はプラスミドpBK9上にあることがわかっている。

5）生菌数測定

モデル活性汚泥系より次のような方法で培養槽、沈殿槽底部、流出水から試料を採取し、これらの全菌数及び、*E. coli* HB101/pBK9 の生菌数を求めた。培養槽及び沈殿槽底部からの採取は、5 ml の滅菌したルアーロック式シリンジを採取用ルアーコックにセットし 5 mlの試料を採取した。流出水の採取は、流出水フラスコへのガラス管の通った通気栓を外し、ここから出る流出水を試験管で受け取った。

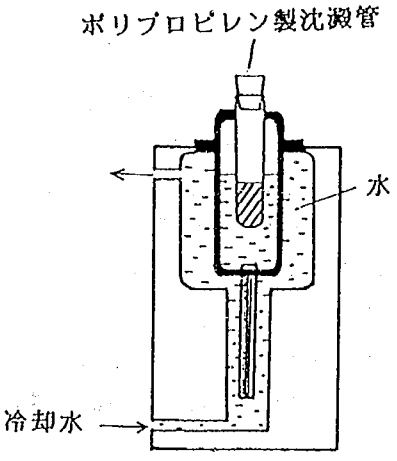


図２　超音波処理機の構造図

i) 全菌数の測定：　細菌フロックを壊す為に、試料の超音波処理を100 ワット1分間行った。ここでは、超音波の発振棒を直接試料に触れさせず、試料が閉鎖状態で処理を行える超音波処理機（クボタINSONATOR MODEL 200M）を用いた（図２）。処理後の試料を適当に希釈した後、人工下水 I と同じ組成の 1.7 %の寒天濃度の平板培地にまき、20 ℃で２、３日間培養し、ここで成育した細菌コロニーを数えた。

ii) *E. coli* HB101/pBK9 の生菌数の測定：　超音波処理後の試料を適当に希釈した後、全菌数測定用平板培地に最終濃度100 ug のストレプトマイシン、カナマイシン、アンピシリン、テトラサイクリンを加えたものにまき、37 ℃で２－３日間培養しここで生育した細菌コロニーを数えた。

4 研究結果

1）非着土微生物接種前のモデル活性汚泥系の状態

活性汚泥を本モデル活性汚泥系に接種し、約２ヶ月間細菌相が安定するように培養を続けた。*E. coli* 接種前１７日、６日、１日前の培養槽及び流出水の MLSS 及び MLVSS を表２に示す。これらの時点では沈殿槽の状態は、観察によれば、活性汚泥が水深の約半分ぐらいの位置まで沈殿するようになり、肉眼での活性汚泥と水との分離はかなり良好であった。

表２　モデル活性汚泥系のＭＬＳＳ及びＭＬＶＳＳ

活性汚泥系		ＭＬＳＳ／ＭＬＶＳＳ (mg/l)		
		１７日前	６日前	１日前
I	培養槽	898.0/844.0	764.0/678.0	776.0/710.0
	流出水	24.0/ 22.0	47.0/ 41.6	80.6/ 72.2
II	培養槽	718.0/676.0	844.0/772.0	1018.0/910.0
	流出水	74.0/ 60.0	146.4/134.4	83.0/ 73.2

２）モデル活性汚泥系での*E. coli* HB101/pBK9 の挙動

E. coli HB101/pBK9 をモデル活性汚泥系に接種するに先立ち、L-broth 培地で 37 ℃で定常期まで培殖させた。これを滅菌したシリンジに 3 ml 吸い取り培養槽に接種した。接種後、培養槽、沈殿槽底部 、流出水中の全細菌及び *E. coli* HB101/pBK9 の生菌数を調べた。この結果を図３、４に示す。この結果の図から I，II のいずれの系でも培養槽、沈殿槽底部、流出水中の *E. coli* HB101/pBK9 は接種後すぐに数が減少したことがわかる。培養槽及び流出水中において、接種後４日には消滅が確認されたが、沈殿槽底部においてはまだ消滅していなかった。しかし、１週間後に調べたところ沈殿槽底部に於いても消滅が確認された。

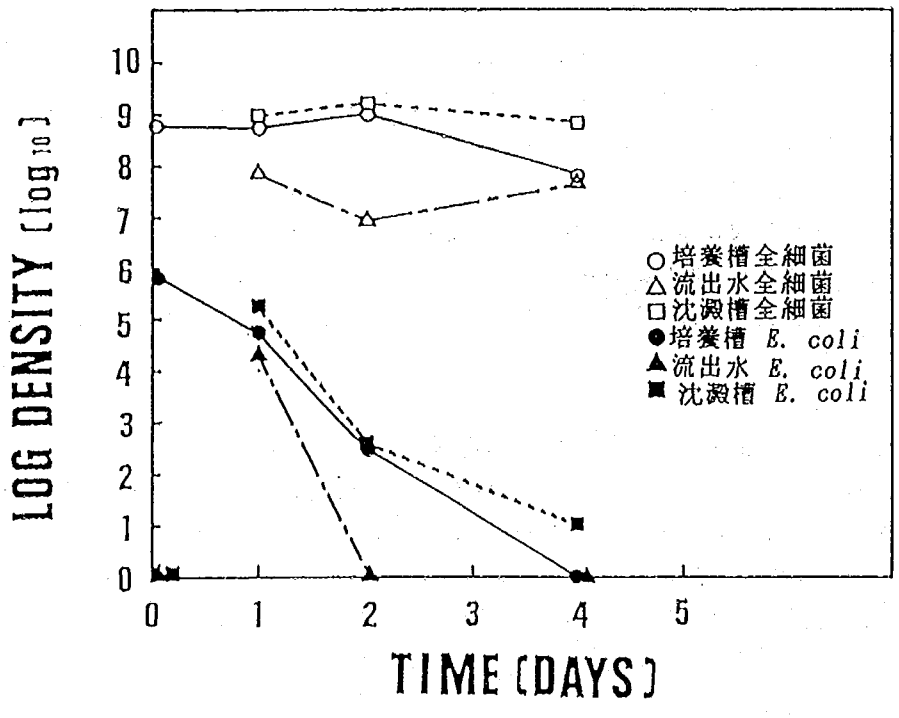


図３　モデル活性汚泥系Ｉにおける、全細菌及び *E. coli* の生菌数の変化

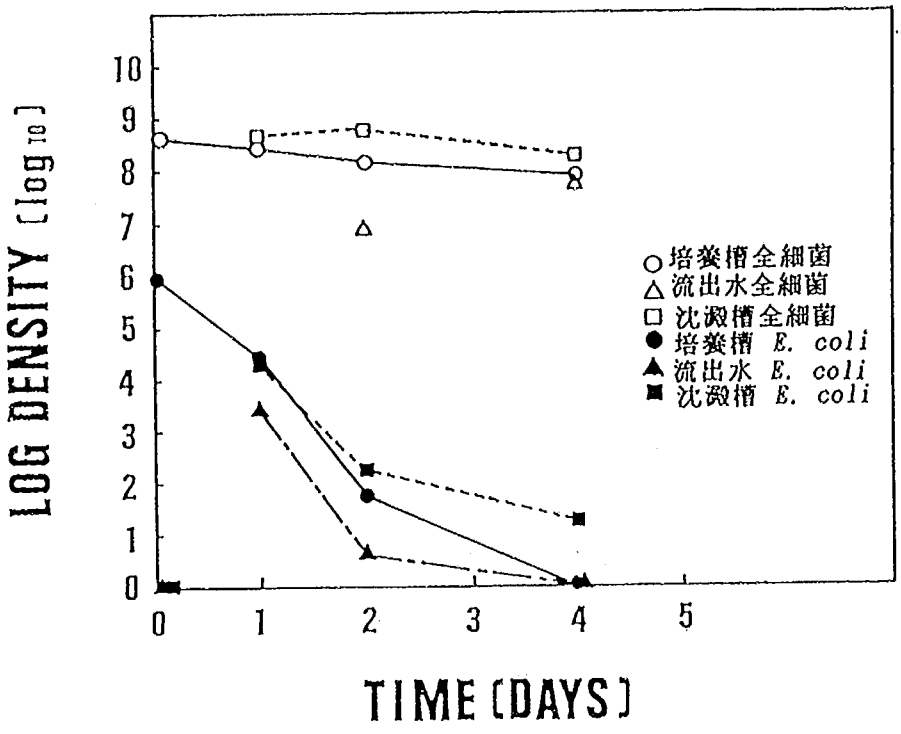


図４　モデル活性汚泥系Ⅱにおける、全細菌及び *E. coli* の生菌数の変化

３）*E. coli* HB101/pBK9 の挙動結果の生態学的解析

E. coli HB101/pBK9 が図３、４に示されたようにこれらの系で数が減少し最終的に消滅した機構を解析するために以下の実験を行った。

ｉ）培養槽で *E. coli* HB101/pBK9 は増殖しているか、また活性汚泥の細菌に比べ増殖率はどうであるか？

培養槽で *E. coli* HB101/pBK9 が増殖できるかどうかを調べるために、実験中にモデル活性汚泥系Ⅰの培養槽から細菌浮遊液を約20 mlとり 0.22 um のフィルターで濾過し以下に調べる方法でこの濾過液での *E. coli* HB101/pBK9 及び活性汚泥細菌の増殖曲線を求めた。さらにこれと同時に、人工下水Ⅰでの増殖曲線も求めた。

増殖曲線測定に先立ち活性汚泥細菌（*E. coli* HB101/pBK9 を接種する２週間前に培養槽から採取し5 ℃で保存しておいた）及び、*E. coli* HB101/pBK9（L-broth培地で 5 ℃で保存しておいた）を各々、10 ml の人工下水Ⅰの入った試験官に 1 ml接種し 20 ℃で定常期まで増殖させた。これを、各々 1 ml とり 1.5 ml 容量のスピッツ管に移し、先の濾過液で２回洗浄した。この洗浄後の細菌浮遊液（1 ml）から0.2 ml とり 8 mlの濾過液の入った試験官に各々接種した。ここでの細菌の増殖曲線を調べる為に図５に示すようにこの試験管にフローセルをセットし、このセルをセルホルダーが温度調節可能な自記分光光度計（島津製６連装セルポジション CPS240B 付

UV-160）にセットして 20 分間隔で 550 nmでの吸光度の変化を求めた。尚、この培養系が20 ℃になるようにセルホルダーの温度を19 ℃にした。

人工下水 I での測定は、濾過液で洗浄せず、定常期の細菌浮遊液を 0.2 ml とり 10 ml の人工下水 I が入った試験管に接種し、先と同様にフローセルをセットし自記分光光度計で測定した。

この結果を図６に示す。この図に示されているようにこの濾過液（図中で I(F) として示した）及び人工下水 I において *E. coli* HB101/pBK9 は、活性汚泥の細菌に比べ、増殖曲線の傾きが非常に低いことが分かる。

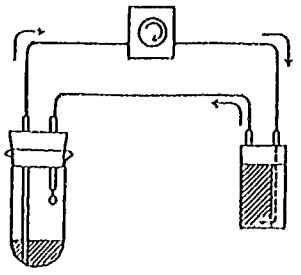


図５　増殖率測定用のフローセル系

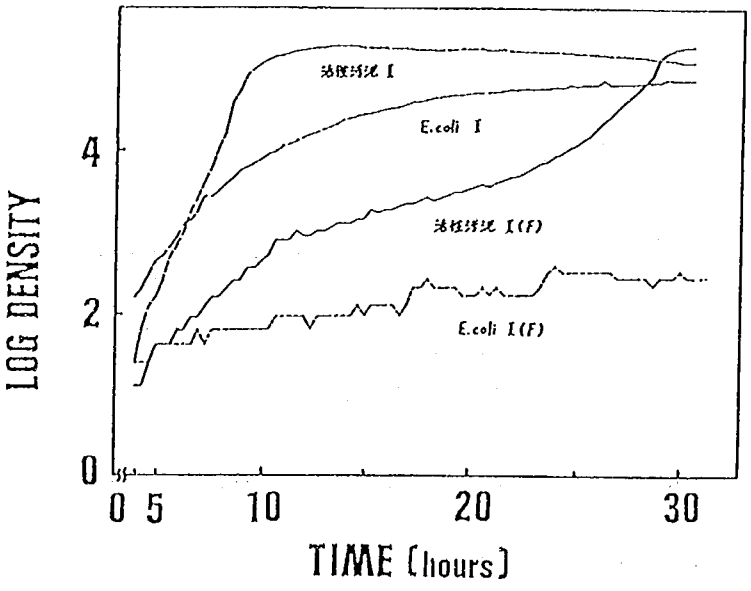


図６　人工下水 I 及び培養濾過液での活性汚泥細菌及び *E. coli* の増殖曲線

ii)　本活性汚泥系の系外への *E. coli* HB101/pBK9 の流出率は活性汚泥細菌に比べ高いか？

もし細菌が培養液中に均一に分散しているならその細菌の系外への流出率はその系の培養後の希釈率に等しいはずである。しかし、例えば沈みやすい性質を持っていれば沈澱槽から再び培養槽に返送されるため系外の流出率は、培養液の希釈率より小さいはずである。この観点から、活性汚泥細菌と *E. coli* HB101/PBK9 の系外への流出率の大小を比較するために沈殿槽での両者の

沈降率を以下の方法で比較した。

図７に示すように、200 ml の人工下水 I の入った300 ml フラスコに活性汚泥細菌及び *E. coli* HB101/pBK9 を各々別に接種し、20 ℃で曝気しスターラーで撹拌しながら定常期まで増殖させた。これを各々、沈殿槽として用いたガラス容器と同じ型のものに 50 ml 移し 30 分間静置した。この後、底部及び上部から培養液を各々 2.5 ml とり 550 nm での吸光度を測定しその比（上部のO.D／底部のO.D）を求めた。

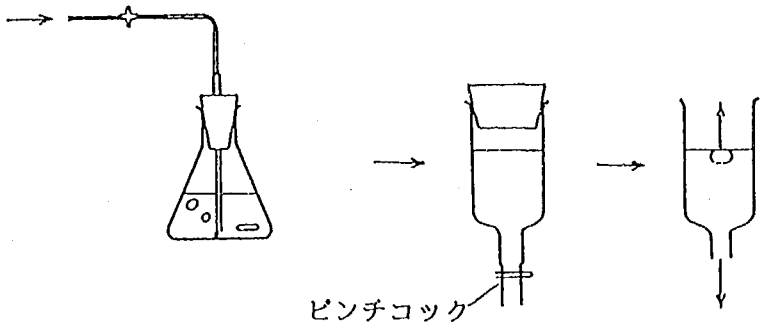


図７　細菌の沈降性の測定方法

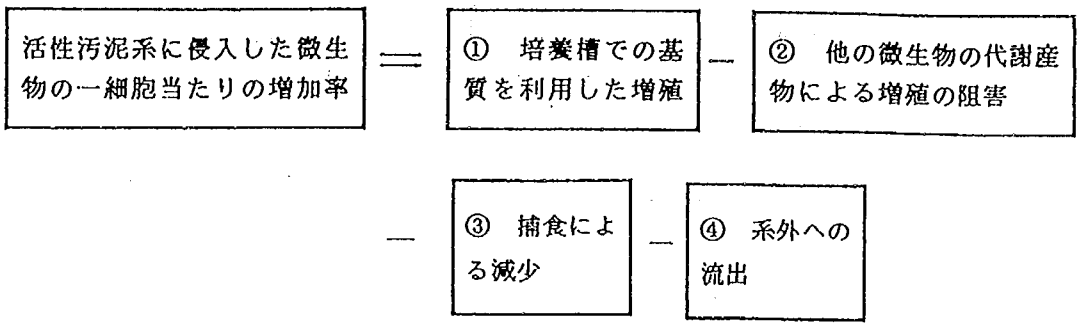
この結果を表３に示す。これからわかるように活性汚泥細菌が沈降性が高いのに対し、*E. coli* HB101/pBK9 はほとんど均一に分散していることがわかる。

表３　E. coliと活性汚泥細菌との沈降性の比較

	上部 O.D	底部 O.D	上部 O.D/底部 O.D
E. coli	0.190	0.181	1.05
活性汚泥細菌	0.142	0.340	0.42

4） 生態学的考察：活性汚泥系に侵入した細菌の挙動（特に定着の可否）を一般に予測できるか？

一般に、（微）生物個体は（微）生物群集において様々な生物的相互作用をしている。特に重要と考えられるのは、資源（例えばエサ）を取り合う消費型の競争、互いに干渉する干渉型の競争（例えば、代謝産物によって互いに負の効果を及ぼす）、そして捕食により食われる被食等である。さらに物理的な要因による死滅（或いは、系外への流出）も存在する。このような生物的相互作用及び物理的要因によって（微）生物の挙動が決まるという観点から、活性汚泥系に侵入した外来微生物の挙動を理解するためにその増加率を次のように考えてみる。



本実験でモデルとした活性汚泥系は連続培養系であるので考察は連続系を前提にして行う。ある活性汚泥系が平衡状態にあれば、そこでの微生物の増加率は増殖と減少が釣り合ってゼロの増加率で個体群密度が一定に保たれているはずである。従って、ある微生物が侵入してきた場合その侵入時の増加率は、その細菌のその活性汚泥系の平衡状態の基質濃度での増加率が、代謝物産による阻害によるマイナス効果及び捕食による減少、系外への流出率等の負の項の値を上回らないかぎり侵入した細菌は増加し定着できないはずである。

4 3）の（i）に記述した培養濾過液での増殖実験において *E. coli* HB101/pBK9 の増殖率は活性汚泥細菌のそれを下回っていることがわかった。培養濾過液にはエサ資源である基質と様々な活性汚泥中の細菌からの代謝産物が含まれているはずである。従ってこの結果は、この活性汚泥系の平衡状態での *E. coli* HB101/pBK9 の" 代謝産物による増殖のマイナス効果を込みした" 基質消費による増加率（即ち、①−②）が、活性汚泥細菌のそれを下回っていることを意味している。さらに、4 3）（ii）の沈降性の実験から *E. coli* HB101/pBK9 は培養液中に均一に分散する性質を持っていることがわかった。この性質は、沈殿槽から培養槽に返送される率が活性汚泥細菌より悪いこと、即ち、系外への流出率がより高いことを意味している。以上のことから、侵入した *E. coli* HB101/pBK9 はそこでの活性汚泥系という微生物相互作用系において負の増加率を持ち、これ故にこの系から減少し消滅したと考えられる。ただし、本研究では、行っていないが捕食による減少率を調べる必要もあると考えられる。

5　結論

本研究では、非土着微生物の活性汚泥系中での挙動を予測するためのモデル活性汚泥系を導入した。このモデル系の結果の記述に加え、さらに外来細菌の減少の機構の実験的な解析（４　３））を行った。このような解析は、単にモデル活性汚泥系の結果を裏付けるだけのものではない。つまり、実際にその細菌をその系に投入しなくても結果が予測できる可能性があることを示唆している。つまり、４　３）の実験的解析を挙動結果の説明ととらえるのでなく、逆に事前の予測の為の解析としてとらえるのである。外部環境系に対する影響が未知である遺伝子操作微生物の場合、ある一つの特殊なモデル系だけでの挙動をチェックしただけでは不十分であることもあるだろう。このような場合、例えば、実際の下水処理系においてその挙動を定性的にでも（つまり定着するかやがて消滅するかという予測）知ることができればより好ましい。このような意味からも、非土着微生物の挙動の評価方法の確立に必要なことは、単に非土着微生物の影響試験用のマウスとしての〝モデル〟の開発にとどまらず、これに依らない先の実験的解析のような影響評価手法の可能性も見落としてはならないだろう。

IV 下水道事業調査費による研究

1．浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査

水質研究室 室　　長 中村栄一
主任研究員 長谷川清
〃　　酒井憲司

1．はじめに

都市域における雨水の速やかな排除により市街地の浸水を未然に防ぐことは勿論、公共用水域の水質汚濁を防止し、水洗化による生活環境の向上を図るものとして、下水道は重要な都市施設として位置付けられている。下水道整備の進行に伴い、一旦どぶ川化した河川に清流が蘇ったり、鮭が再び川に帰ってきたという報告も聞かれるようになった。

しかしながら、下水道の整備が完了していない地域や、あるいは全くの未整備地域では、し尿浄化槽による水洗化を果たしたものの、却って地域内の河川の水質汚濁が進行してしまったという話も耳にする。この原因は、し尿浄化槽の放流水質が河川の水質を保全するに足らないという点もあるが、さらに大きな原因として雑排水の水質およびそれによってもたらされる負荷量が地域内の河川の水量・水質からみると非常に大きなインパクトを持つという点が考えられる。このため、最近ではし尿は雑排水とを同一の施設で処理する小型合併浄化槽(戸別合併浄化槽)も普及しつつある。また、極めて小規模な地域排水処理システムも下水道の代替施設として建設されている。このような分散型処理装置は、比較的最近になって普及してきたこともあって、処理の程度や安定性に関する公表データが乏しく、それらの施設の水質保全に果たす役割の不明確なものが多い。

本調査は、浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に、①処理機能の把握、②問題点の把握、③経済性の把握を行い、分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし、水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

2．昭和６３年度までの調査結果

(1)水路浄化施設１５箇所の実態調査を行った結果、①ＢＯＤの除去率と施設内の滞留時間との間に正の相関があること、②エアレーションが多くの場合ＢＯＤ除去率の向上をもたらしていること、③水路内に直接施設を設置し、雨天時の流入水量の制御ができないものは処理効率が極めて悪いことなどが明らかになった。

(2)豚舎からの排水を活性汚泥法によって処理し、処理水をさらに土壌によって処理する系において、水収支を測定した結果、トレンチによって土壌層に導いた原水のうち約２５％は蒸発散等によって系外に出ていくことが明らかとなった。また、土壌層のみによる

BOD、COD、ｓｓ、PおよびNの除去率はそれぞれ９７、９４、９８および６０％と極めて高く、目詰りなどの対策を講じれば分散型処理装置として採用できる。

(3)戸別浄化槽の処理機能について４時間毎のスポット採水による２４時間調査と、１回のみのスポット採水による調査を行ったところ、処理水質は季節、時間および家庭によって大きく変動していた。処理水のＢＯＤを悪化させる原因としては、浮遊性固形物(ss)の流出に伴うC-ＢＯＤの上昇と、不完全な硝化に伴うN-ＢＯＤの上昇の双方がみられた。特に、流出水量のピーク時には 30分で最大700１という水量を流出する浄化槽があった。このような浄化槽では、瞬間的に接触曝気槽、沈殿槽のそれぞれの滞留時間は0.9、0.3時間と短くなるため、このような浄化槽では十分な処理時間がとれていない可能性が強い。

３．平成元年度の調査結果

３．１　戸別合併浄化槽の処理機能調査

３．１．１ 調査方法

前年度に引続き、H市において戸別合併浄化槽の処理機能に関する調査を実施した。調査の対象となった４軒は、６人槽の小型合併浄化槽を既に２年以上使用している。以後、この４軒を各々K、Y、E、Fで表すものとし、本年度はKろ材を槽内に充填した比較的槽容量の大きなＩ宅の浄化槽も調査対象とした。その家族構成を表１に示す。調査対象の合併浄化槽は嫌気ろ床接触曝気方式のもので、その容量については表２に示す。

表１．調査対象家庭の家族構成

	人数	構成
K	4	夫婦、中学生、小学生
Y	6	夫婦、老人、小学生2、乳児
E	4	夫婦、中学生、小学生
F	2	夫婦
I	6	夫婦、老人、中学生、小学生

表２．調査対象浄化槽の容量

K、Y、E、F宅については約3.5m³
(内訳：嫌気ろ床 1.91、接触曝気槽 1.20、沈殿槽0.38、消毒槽 0.03、合計約3.5m³)
Ｉ宅については約１１m³である。
(内訳：沈殿分離槽、第一嫌気性ろ床 第二嫌気性ろ床、予備ろ過槽 第一接触曝気槽、第二接触曝気槽、沈殿槽)

調査の方法は、いずれの場合も定時(５回)に採水を行うスポット系と、流出する処理水を全量採取する方法を取った。全量採取の方法は流出する処理水の 100Ｌごとを定量ポリバケツに小型ポンプで汲み上げ、良く混合したのち必要な量の分析試料を分取する方法である。

また、汚水が槽内を移流する際の水質変化を把握するために、いくつかに区切られた各槽の水質調査についても実施した。これらの調査では、調査現場での採水と現場測定(気温、気圧、水道使用量、各槽内の pH、DO、ORP、試料のろ過)と、室内分析とを実施した。なお、分析は河川水質試験方法と下水試験方法に従って行った。

３．１．２ 有機物に対する処理機能

戸別合併浄化槽には、嫌気ろ床接触曝気方式と沈殿分離接触曝気方式の二通りが認められており、前段で嫌気性処理、後段の接触曝気槽で好気性処理を行い、沈殿槽で固液分離を行って処理する。なお、前段の嫌気性槽に各種ろ材を充填したものを嫌気ろ床と呼んでいる。調査対象とした嫌気ろ床接触曝気型浄化槽とKろ材浄化槽の各槽における有機物の平均的な

水質状況を図１に示す。

有機物を溶解性のＴＯＣ(以後D-TOCと呼ぶ)でみると、嫌気ろ床部で64±12mg/l、流出部で12±3 mg/lとなっている。D-ＴＯＣが主として減少するのは曝気槽処理水の返流がある第二嫌気ろ床部上層と曝気槽との間であり、流入水濃度の約２０％まで低下している。

なお、曝気槽内の水質と放流水の水質からD-ＴＯＣとＢＯＤ₅との関係は次のようになっていた。

ＢＯＤ＝2.73×D-ＴＯＣ＋2.6

(r = 0.700 , N = 22)

一方、Ｎ市のＩ宅に設置されているＫろ材浄化槽は、調査実施時点までの４年間の使用期間中、一度も系外への汚泥の搬出は行っておらず、年４回程度の汚泥返送を最前段の沈殿分離槽に行っているだけである。このような使用状況でのＫろ材浄化槽の各室における有機物濃度は第二嫌気性ろ床部でのＢＯＤ₅およびＣＯＤMn濃度はそれぞれ152、125mg/lであり、第一接触曝気槽(廃ヤクルト缶１万個を使用)では16、14mg/l、放流水では3.9、9.8mg/lであった。これらの結果から浄化槽からの排出負荷量と除去率を求めたものが図２である。市販型での排出負荷量は約7～11gr/cap./dとＫろ材の約１に比べかなり大きく、ろ材の違いなのか、滞留時間の違いなのかは明らかではない。

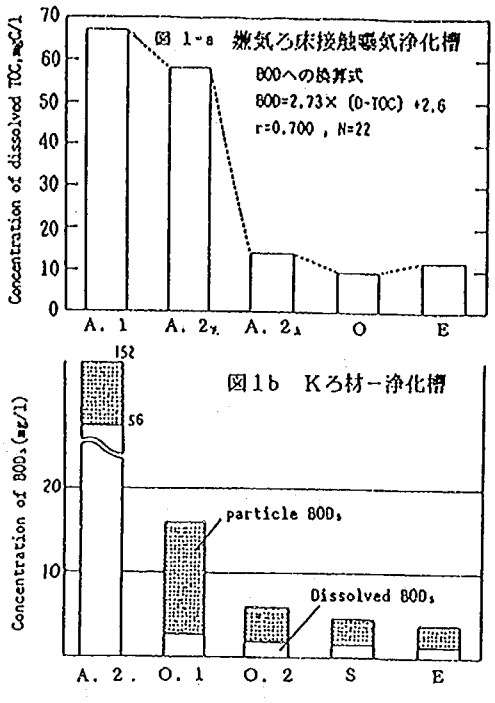


図１ 浄化槽内の有機物濃度

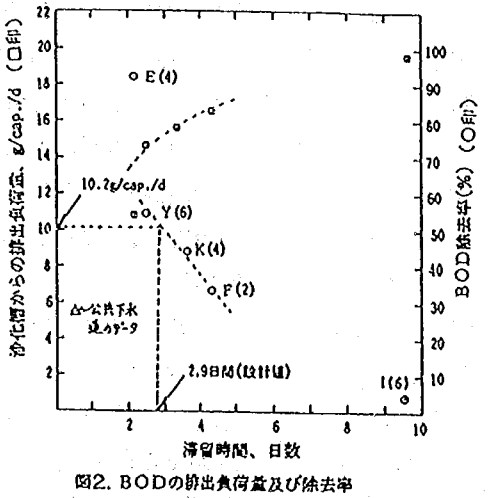


図2. BODの排出負荷量及び除去率と滞留時間との関係

３．１．３ 栄養塩類(Ｎ，Ｐ)に対する処理機能

リンについては、嫌気性状態や好気性状態での環境条件ならびに生物化学的な影響によりその存在形態が異なることはあっても、それ自体(Ｐ)分解を受けない保存性物質であるので、合併処理浄化槽に限らず、汚水処理システムからリンを除去するためには、なんらかの方法で系外へ取り出すことが必要となる。合併処理浄化槽の場合には、リンを含む汚泥の系外搬出が考えられるが、年１回程度の汚泥引抜きでは、ほとんど処理はされない。

窒素についてはその存在形態がさまざまなので、汚水処理技術では脱窒過程を利用して窒素を窒素ガスにする除去方法がよく採用されている。

まづ、嫌気ろ床接触曝気型浄化槽とKろ材浄化槽の各室における窒素濃度を図３に示す。嫌気ろ床接触曝気型浄化槽の場合は使用条件が各家庭で異なり、各室の濃度および形態別比率が大きく異なっているため、ここでは４軒の平均的水質で表している。滞留時間の短い嫌気ろ床接触曝気型浄化槽の場合は、放流水中のNO_x-Nが５３％と低く、かなりのNH_4-Nが残存している。

一方、Kろ材浄化槽の場合はNO_x-Nが約９５％と十分に硝化されている。

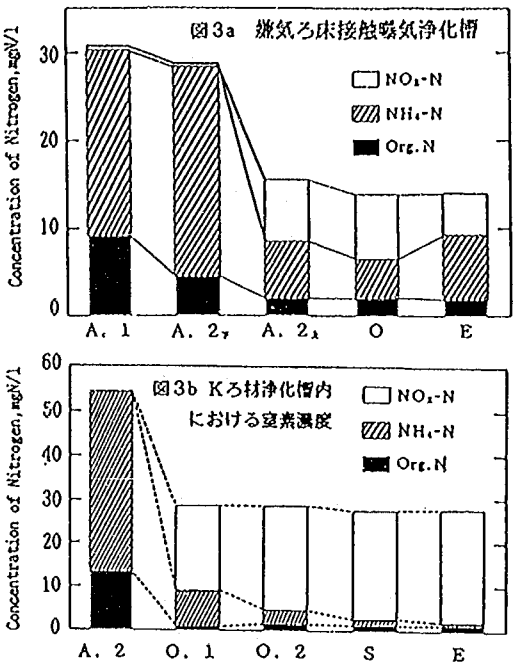


図３ 合併処理浄化槽内の形態別窒素濃度

しかしながら、Ｔ－Ｎで評価した場合には、たとえNO_x-Nに変化させたとしても約２６mgN/lと高濃度であるので、次に窒素除去の可能性について検討してみる。 脱窒のための条件を表３に示す。すなわち、流入水中の主成分である有機性窒素をまず加水分解してNH_4-Nに転換し、ついでNO_x-Nまで酸化したのち脱窒によりN_2にする訳であるから、各々の段階における反応を十分に進めることが肝要である。

表３．硝化・脱窒のための条件

（硝化過程を進める条件）
- ＊NH_4-Nの存在
- ＊硝化菌の存在
- ＊D-BODで５mg/l程度以下
- ＊pHは７～７．５が最適
- ＊アルカリ度の補給

（脱窒過程を進める条件）
- ＊NO_x-Nの存在
- ＊脱窒菌の存在
- ＊有機炭素の存在、（必要量;BOD_5/NO_3-N=3.3～4.5）
- ＊pHは７～８
- ＊アルカリ度の生成

① 硝化反応を進めるための条件； 硝化を進めるには硝化菌の働きを阻害する有機物を除去しD-BODで５mg/l程度以下にすることが必要である。嫌気性槽から曝気槽への流入水中のD-BODを100mg/lと仮定し、曝気槽中で５mg/lまで酸化除去するに必要な処理時間は約 15 時間($C_t=C_0\exp-kt$とし、C_0=100、C_t=5および接触酸化法の結果からK=0.2、1/hr)程度となる。滞留時間の短い嫌気ろ床接触曝気型浄化槽の場合でも、曝気槽の滞留時間が２４時間程度は確保されていることから、流入量の平準化や蓄積

表４ 市販型浄化槽とKろ材浄化槽での脱窒条件

	市販型浄化槽	Kろ材浄化槽
嫌気性槽	BOD=240 D-BOD=130 pH=6～7.6 Alk=174	BOD=152 BOD^{ATU}=143 pH=6～7.6 Alk=260
好気性槽	NO_x-N=2.4 pH=7.4 D-BOD=14 Alk=110	NO_x-N=25.5 pH=6.5～7.1 D-BOD=1.3 Alk=11

汚泥の影響あるい構造的な面からも検討する必要がある。

② 脱窒反応を進めるための条件；処理水中の窒素をNO_x-Nまで酸化したならば、表3に示すように脱窒のための条件を整えることが必要になる。前述したように、脱窒反応は硝化反応と異なり、その進行に有機炭素が必要となる。嫌気ろ床接触曝気型浄化槽とKろ材浄化槽の水質状況をみると、表4のように有機炭素量の点でもアルカリ度の点でも十分に確保されているので、処理水を嫌気性槽へ返送することが経費の面でクリアーできれば十分脱窒可能である。なお、Kろ材浄化槽での運転実績によると、500円／月の経費で窒素の70～75%程度の除去が可能であった。

3．1．4　大腸菌群数による放流水の安全性の確認

合併処理浄化槽が設置されているH団地の放流水とKろ材浄化槽からの放流水についてそれぞれ大腸菌群数を測定した結果を図4に示す。H団地の放流水は河川に放流される直前で採水したもので、各家庭で予め消毒槽にて処理をしているにもかかわらず、10^3～10^4のオーダーを示し、特に、朝夕の流量の多い時間帯では2×10^4程度にまで達している。一方、Kろ材浄化槽からの放流水については、消毒槽が設置されていないもののほとんどが10^2～10^3個／mlと排水基準以下であった。放流水中の大腸菌群数を減じるためには、消毒剤との接触を効率良く行うような構造の改善、消毒剤そのものの溶解性と効果の改良、ssに付着しやすいので、ss流出防止の工夫などが必要となろう。

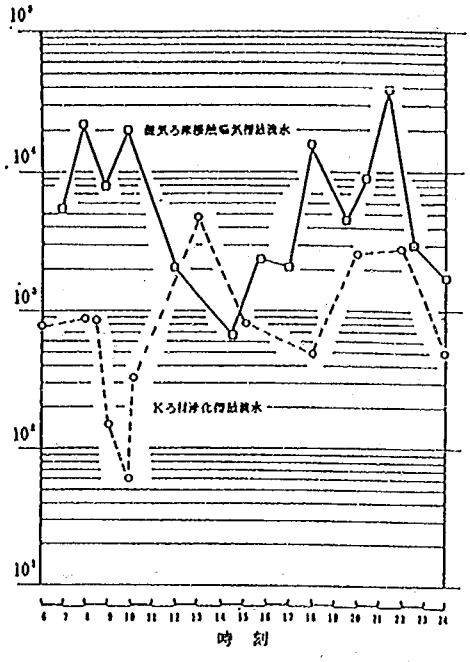


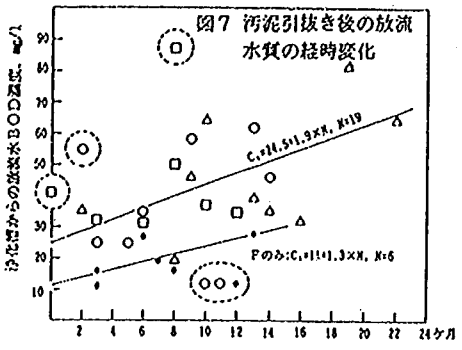
図4　浄化槽放流水中の大腸菌群数の経時変化

3．1．5　汚泥の引抜き頻度について

図5および6にH市で実施した通日調査の結果を図示する。図5は汚泥引抜き後6か月後図6は9か月後の放流水の水質状況で、Y宅のみ定期の汚泥引抜きを実施していないので、他の結果よりも水質は悪化している。いずれにしても、年に1度の汚泥引抜き頻度では放流水の目標水質を維持するには難しいといえる。

特に、浄化槽はその容量が小さいため、処理過程で発生する汚泥によって生ずる槽内蓄積汚泥の影響が大きく、処理装置が本来有する処理空間を狭め、必要な滞留時間が確保できなくなることや、蓄積した汚泥から処理水への汚濁物質の回帰により、目標水質が得られなくなるためである。また、時間変動の大きな流入水のため、槽内蓄積汚泥の洗い出しによる排出量増大も問題である。図7はH団地で使用されている浄化槽について、汚泥引抜き後の時間の経過と共に変化する放流水の水質を示したものである。いづれの場合も時間の経過とともに水質は悪化していく傾向が現れている。また、F宅の場合、理想的な維持管理が

実施されていれば、ＢＯＤで約１１㎎/l程度の放流水が期待できる。使用人数が４～６人のＫ、Ｙ、Ｅ宅では理想的な維持管理が実施されていれば約２５㎎/l程度の水質となっている。２０㎎/l程度の水質を目標とするならば、３．１．４で述べたような浄化槽の改善と適切な維持管理が必要になる。



３．１．６　排出負荷量の算定方法について

本調査の放流水調査においては、５回の定時採水を実施したスポット系と、全量採水によるものとの二種類の調査を実施した。前者のスポット系による平均水質は概ね沈殿槽の静的水質を示し、全量採水による荷重平均値は実際に浄化槽から放流されている動的水質を示していると考えられる。そして、一般には、浄化槽から放流される水質は沈殿槽の水質と同じであり、しかも、時間的にそれ程変化しないものと期待しているのが普通であろう。図８は両者の調査結果を比較したもので、T-P、T-Nはそれほどの差は見られないが、ＢＯＤ₅とｓｓについては大きく異った結果になる恐れが明らかとなった。

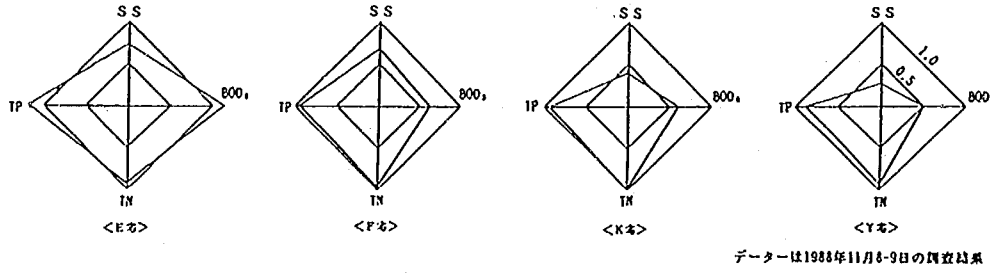


図８　スポット試料による相加平均の全量採水による荷重平均に対する割合

４．おわりに

戸別浄化槽の処理機能調査について行った通日調査の結果を中心に報告した。結果は、今までマスコミで報道されているものや、雑誌等で述べられているものと相当の隔たりを生ずるものとなった。特に、処理性能を評価する場合、本文でも述べたが、処理水の全量採水を採用することが不可欠である。一方、Ｋろ材浄化槽は容量が大きいこともあろうが、その放流水の水質はＢＯＤで５㎎/l以下という結果になった。浄化槽がし尿だけでなく、雑排水も受け入れて処理する合併処理浄化槽の考え方はそれなりに積極的であり、評価される側面を持っているが、汚水の流入が無い時間帯でのスポット的採水による水質分析結果のみで評価することは、誤った結論を導きかねないだけでなく、無過失に公共用水域の汚濁原因となる可能性もある。

最後に、この調査はＨ市の４軒とＮ市のＩ宅の方々の協力があって初めて可能になったものであり、改めて、御礼を申し上げます。また、厳しい寒さの中、調査に協力してくれた方々にも御礼を申し上げます。

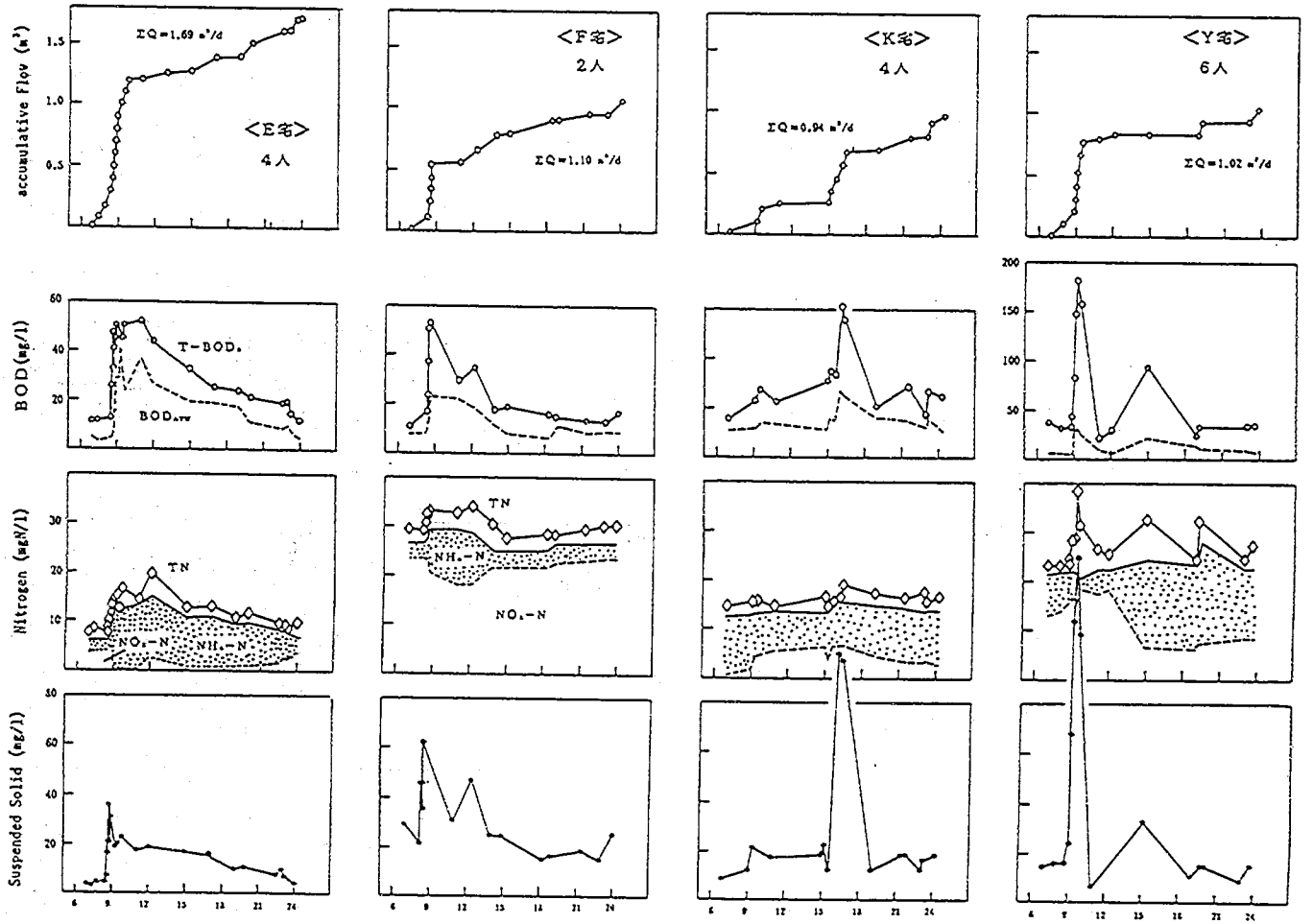


図5 汚泥引抜き後6か月目の浄化槽から放流される排水の水質状況

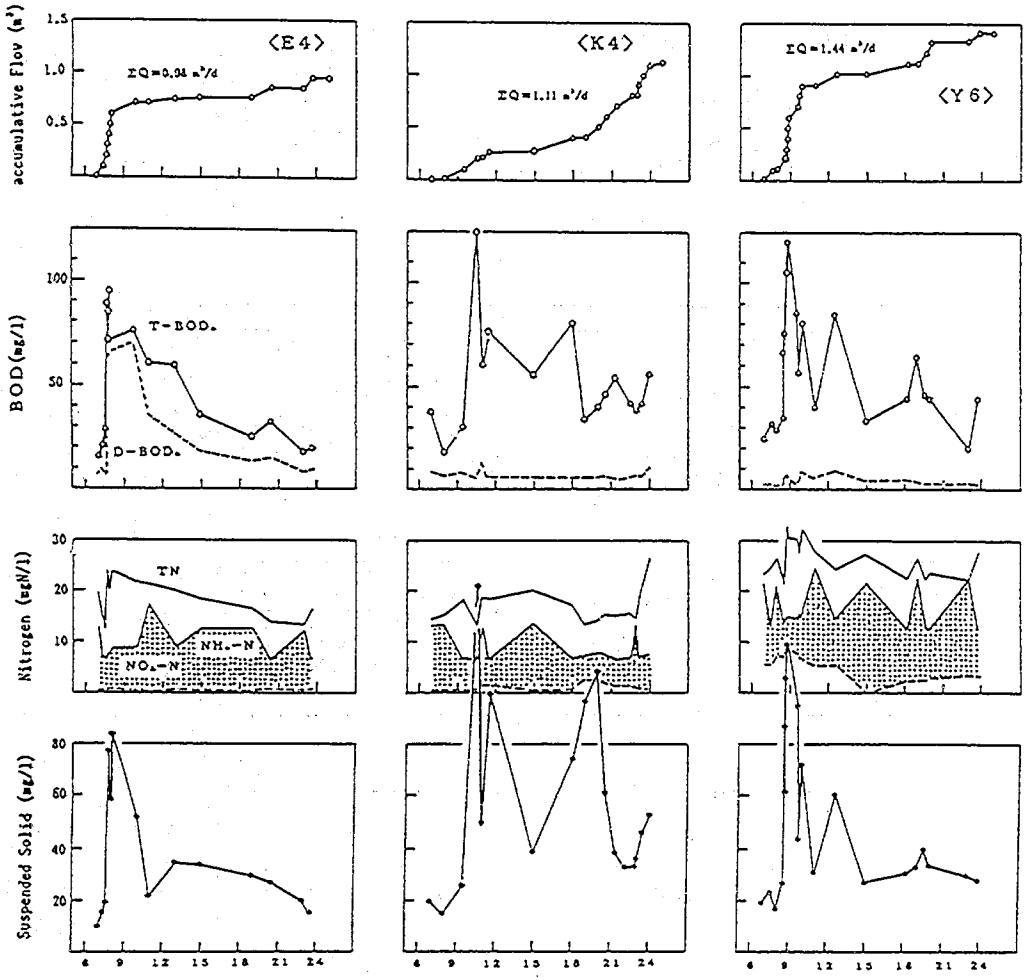
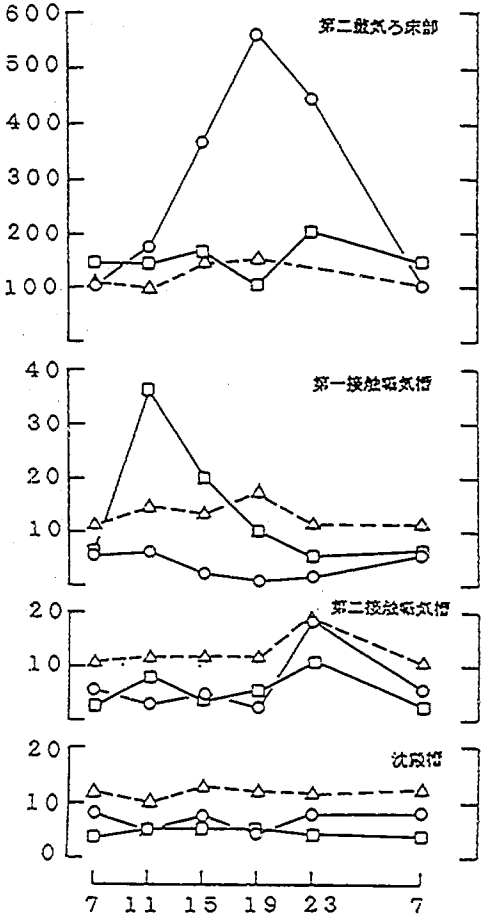


図6 汚泥引抜き後9か月目の浄化槽から放流される排水の水質状況



Kろ材浄化槽の各槽内での水質変動、mg/l
(□印はBOD₅、△印はCOD_Mn、○印はSS)

2．下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
主任研究員　塩路　勝久

1．はじめに

下水道の整備が地方中小都市に及ぶにつれて投資効果の低下が予想されるためこれまで大都市で行われてきた下水道整備手法に加え、より機動的・弾力的な整備手法の開発が望まれている。一方、比較的整備の進んだ大都市地域においては、維持管理の時代を迎え、多数の処理場やポンプ場及びそれらを結ぶ膨大な管渠網をより効率的に管理していく必要性が高まっている。さらに、これらの地域においては下水道の持つ多様な機能を利用する下水道施設の多目的利用が検討、実施されつつある。

本調査は、このような下水道事業を取巻く環境の変化を把握し、要求されるニーズに的確に対応することを目標とし、以下の課題について調査を行なうものである。

（1）　下水道の統合的・広域的な管理手法に関する調査
（2）　下水道の多目的利用に関する調査
（3）　下水道整備の総合的な効率化に関する調査

2．過年度の調査結果

初年度の昭和６３年度は、上記課題のうち、（1）及び（3）に関する課題として、「広域的管理を前提とした下水道整備の機動的・弾力的整備手法に関する調査」及び「下水道圧送管に関する基礎的調査」を実施し、以下の結果を得た。

① 最終的には集中処理をめざしながらも、事業着手当初は人口密度の高い地区に小規模処理場を設置し、集中処理の幹線が到達した時点でそれにつなぎ込む整備形態（以下機動的展開と言う）は全建設費は通常の整備方式に比べ高額となるが、人口密度の高い区域の早期の共用開始が望めるため一定期間内の累積処理人口当りの建設費でみると経済的となる可能性がある。

② 圧送管に関する文献調査により以下の結果を得た。

ア、管の破損は継手よりも管体でおこりやすい（鋳鉄管では管体に、塩ビ管では継手部で破損しやすいという報告もあった）。

イ、小口径管ほど破損しやすい。

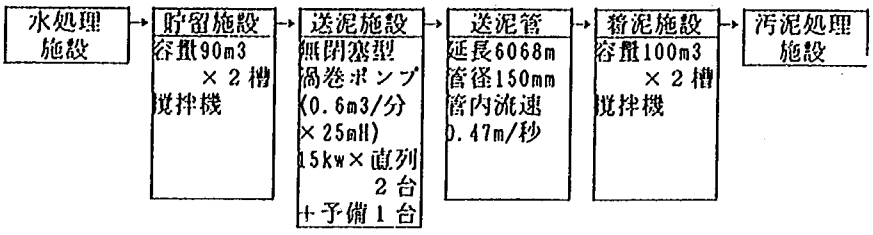
ウ、破損は冬季が多い。

エ、破損は、地盤のＮ値、埋設深度等と関係しており特に埋設深度と関係が深い。

表－1
計画流入水量

	計画流入水量（m３／日）
A処理場	20000
B処理場	6730

表－2　汚泥圧送施設のフロー、主要機器



３．平成元年度の調査結果

平成元年度は調査課題のうち①及び③に関して以下の調査を実施した。

（１）汚泥圧送管による汚泥集中処理の維持管理費に関する調査

（２）下水道圧送管に関する実態調査

３．１　汚泥圧送管による汚泥集中処理の維持管理費に関する調査

３．１．１調査の背景

近年下水処理場の数が増加するに従って、維持管理性の観点より汚泥を集約して処理しようとする計画が検討されるようになってきた。汚泥を輸送する方法にはいくつかの案が考えられているが、汚泥をポンプにより圧送する方法もその一つである。しかしながらこのような汚泥の圧送、集中処理を検討する上で必要な基礎的な資料は十分とは言えない。例えば汚泥処理系列のみを対象とした維持管理費に関する費用関数としては昭和５９年度に建設省土木研究所下水道部汚泥研究室が作成した費用関数があるが、この費用関数もモデル計算により作成されたものである。そこで、実際の処理場を対象とし、汚泥の圧送、集中処理をおこなった場合と行わない場合の維持管理費を積み上げ計算により求め、その変化をあきらかにすることとした。

３．１．２調査方法

Ａ市には中心地区を受け持つＡ処理場と近郊の新興住宅地を受け持つＢ処理場の２つの処理場がある。現在はそれぞれに汚泥処理系列を持ち、汚泥は両処理場とも重力濃縮－消化－脱水を経た後埋め立て処分されている。そこで、この２つの処理場を対象に現在のまま汚泥を各々の処理場で処理した場合（以下分割処理と言う）とＢ処理場の汚泥をＡ処理場に圧送し、Ａ処理場で一括処理した場合（以下集中処理と言う）の維持管理費を平成５年を評価年として求めた。

平成５年を評価年としたのは、Ｂ処理場の第１期計画が平成５年までであるためであり、今回の計算ではこの第１期計画を最終計画であるものとした。従って建設される汚泥圧送施設等は平成５年時点の計画値に対応するものである。平成５年時点の両処理場の流入水量は表－１に示すとおりである。

維持管理費の算定は以下の手順によった。

①　集約処理を実施した場合の施設の設計

設計された汚泥圧送施設のフロー及び主要機器の構成を表－２に示す。輸送する汚泥は生汚泥と余剰汚泥を合わせた混合汚泥とし、送泥サイクルは１回１２時間で３時間送泥、３時間洗浄水（処理水）送水、６時間休憩とした。また、分割処理の場合と集中処理の場合の各処理場の汚泥処理系列の主要施設の概要は表－３のとおりである。

② 維持管理費の算定

①で設計された施設内容等に基づき以下により維持管理費を求めた。

表－3 汚泥処理系列主要機器

	分割		集中
	A処理場	B処理場	A処理場
重力濃縮槽	φ10000×1槽	φ6000×2槽	φ10000×1槽
消化タンク	1910m3×2槽	670m3×2槽	2000m3×3槽
脱水機	ベルトプレス 2m×2台	ベルトプレス 1.5m×2台	ベルトプレス 2m×2台

ア、保守点検必要人員については「下水道施設維持管理積算要領」（日本下水道事業団）により求めた。

イ、電気料金については全ての機器の電力量を求めそれを基に算出した。

ウ、薬品費等については予想発生固形物量に基づき現状の注入率を用いて算出した。

エ、修繕料については現状の修繕実態及び今後の修繕計画に基づき求めた。

オ、その他燃料費等については現状の実態に基づき求めた。

カ、水処理分、汚泥分を明確に区別できない経費については原則として積算要領に基づきその配分を決定した。

3．2．3．結果と考察

平成5年度の分割処理の場合のA処理場の水処理、汚泥処理の経費の内訳を表－4に示す。表より、経費として割合の多いのは人件費（地方公共団体の下水道関係職員の費用）、需要費のうち消耗品費（汚泥処理の消耗品費のうち半分程度が脱水機の薬品費）、光熱水費（ほとんどが電気料）、修繕費、及び委託料（ほとんどが処理場の保守点検の委託）であるので、以下では、これら以外の経費についてはその他として一括計上した。なお、前述の汚泥処理系列の費用関数では重力濃縮－消化－ベルトプレス脱水として

$$Y = 579.993 X^{0.536589}$$

Y：維持管理費（千円／年）

X：処理水量（m^3／年）

としており、これよりA処理場の維持管理費を計算すると116683千円／年となるが、表－4によればA処理場の維持管理費は約半分程度となっている。

維持管理費の積算結果を分割処理の場合と集中処理の場合を対比して各処理場及び処理場の合計ごとに水処理、汚泥処理、処理場計に分けて示したものが図－1から図－9である。以下、これらの図より読み取れる結果を列挙すると以下の通りである。

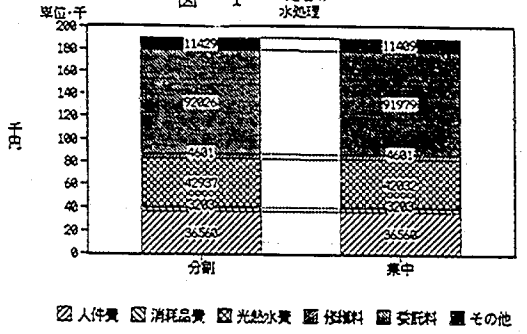
① 当然の結果ではあるが、A処理場、B処理場とも水処理費用については分割処理、集中処理の場合ともほとんど同様の金額となっている（図－1、図－4、図－7）。

② 集中処理を採用した場合汚泥処理費用はA処理場で1．25倍に増加し、B処理場

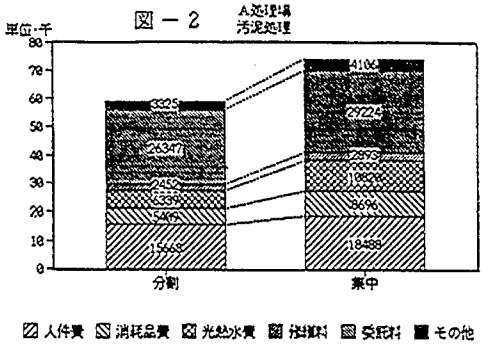
表－4 A処理場経費内訳

項目	水処理		汚泥処理	
	費用（千円）	割合（%）	費用（千円）	割合（%）
人件費	36560	19.2	5668	26.3
修繕費	53	0.0	27	0.0
需要費	52314	27.4 (100)	5004	25.2 (100)
消耗品費	3203	(6.1)	5409	(36.1)
燃料費	1073	(2.1)	590	(3.9)
食料費	45	(0.1)	19	(0.1)
印刷製本費	210	(0.4)	90	(0.6)
光熱水費	42937	(82.1)	6339	(42.2)
修繕料	4601	(8.8)	2452	(16.3)
自動車用費	245	(0.5)	105	(0.7)
役務費	373	0.2	160	0.3
委託料	92026	48.2	26347	44.3
使用料	9	0.0	4	0.0
工事請負費	6720	3.5	1181	2.0
原材料費	2660	1.4	1140	1.9
公課費	31	0.0	9	0.0
合計	90755	100.0	59540	100.0

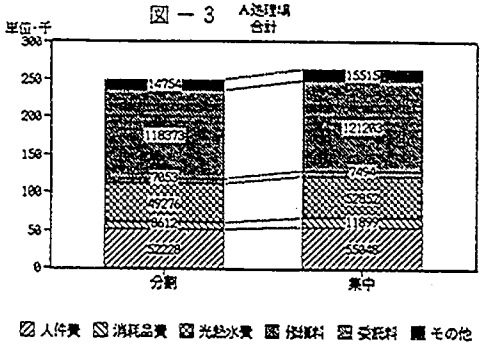
図－1 A処理場 水処理



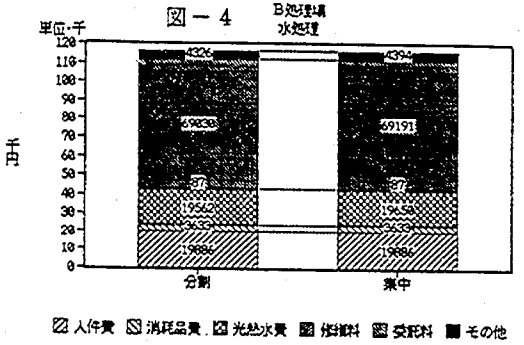
図－2 A処理場 汚泥処理



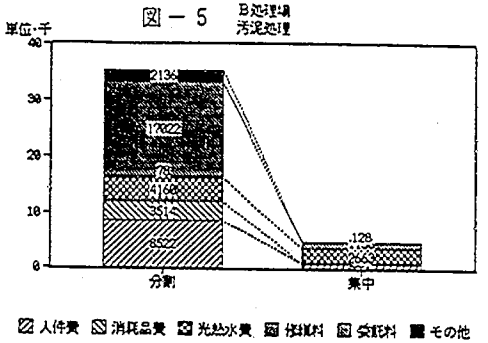
図－3 A処理場 合計



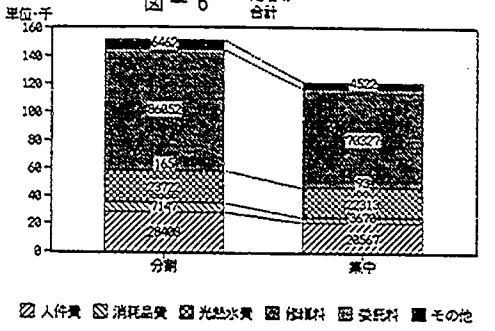
図－4 B処理場 水処理



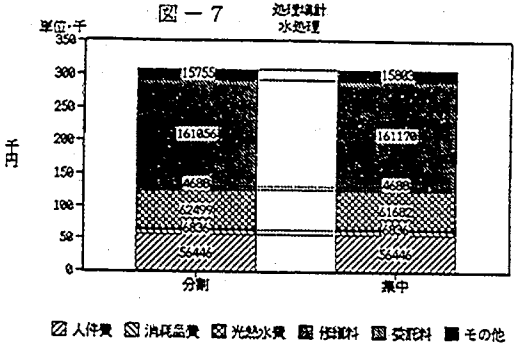
図－5 B処理場 汚泥処理



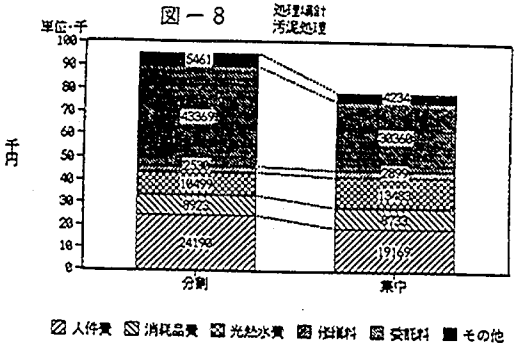
図－6 B処理場 合計



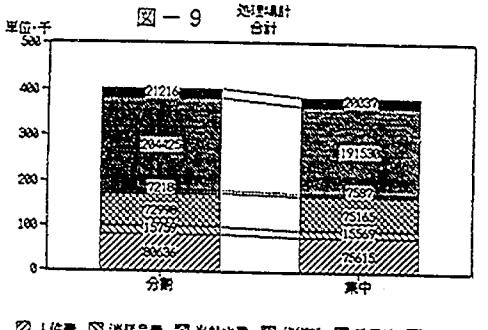
図－7 処理場計 水処理



図－8 処理場計 汚泥処理



図－9 処理場計 合計



で０．１３倍に減少している（図－２、図－５）。Ｂ処理場における汚泥処理系列の主要機器は送泥施設であるため、光熱水費が全汚泥処理費用の５０％以上を占めている。両処理場を合わせた汚泥処理費用は０．８３倍に減少している（図－６）。

③　両処理場を合わせた合計を見れば、集中処理を採用することにより、委託料、人件費ともそれぞれ０．９４倍に減少するが、送泥施設を設置したことにより光熱水費は逆に１．０３倍に増加し、結果として維持管理費トータルで０．９６倍の減少となった（図－９）。

このように、集中処理が維持管理費に及ぼす効果はわずか４％程度の削減であるという結果となったが、この理由としては、汚泥の圧送施設を建設することにより、保守点検を必要とする施設が増え、かつ電気料も増加すること、薬品費等は発生固形物量により決定されるので集約しても基本的には変わらないこと等があげられる。また、上記で考察したようにＡ市の汚泥処理系列の維持管理費がそもそも平均と考えられる費用に比べ安価であること、汚泥処理フローとして脱水までであり、焼却等を行っていないこともその理由であると考えられる。

しか　しながらこのように本検討で取り上げた地方公共団体の特殊性はあるものの、汚泥処理フローとして脱水ののち埋め立て処分を行っていて全維持管理費に占める汚泥処理費の割合が低い箇所については汚泥の圧送による集約処理は維持管理費低減という観点からはさほど効果が無いと考えられる。

３．２　下水道圧送管に関する実態調査

３．２．１調査方法

調査方法は、アンケート調査とした。調査対象は昭和６３年３月末日迄に施工済みの圧送管であり、圧送距離が３００ｍ以上のものを対象とした。また、アンケートは個々の管路を対象とした。従って例えば図－１０の場合には３管路として計上されている。

３．２．２調査結果

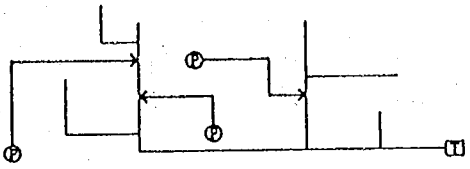
有効回答数は合計７１８管路（以下件数という）であり、その内訳は下水を対象とするもの６７０件、汚泥４８件となっている。以下、各項目ごとに集計結果を示す。

①　計画数値等

計画流量、圧送距離、管内流速及び管種毎の件数を表－５、表－６、表－７、表－８に示す。なお、表中の計画流量等の数値の範囲は（以上～未満）を示している（以下同様）。圧送距離は６割程度が１ｋｍ程度以下であり、それほど長距離のものはないが、汚泥の圧送管に長距離のものが多く見られた。管内流速は７割以上が０．６～１．８の間となっているが、中には３．０ｍ以上と極端に大きい例も見られた。

②　土被り

最小土被り、最大土被り毎の件数を表－９、表－１０に示す。最大土被りではかなり大きな土被りとなっているものもある。これが地下埋設物等との取合によるごく部分的なものであるのかどうかについては今回の調査でははっきりとしない



図－１０　調査対象管路の例

が、５割以上が最大土被り２．５ｍ以下となっており、土被りを小さくできるという圧送管のメリットを十分生かしているといえる。

③　安全対策

泥吐き設置の有無、空気弁設置の有無を圧送距離ごとに表－１１、表－１２に示す。泥吐きについては全体として３～４割が設置しており、空気弁については６割程度が設置している。また、設置している件数の割合は圧送距離が長くなるほど高くなっていることがうかがえる。同様に管内流速と泥吐き、空気弁の設置の有無との関係についても調べたが、こちらは明らかな傾向はつかめなかった。また、掃除口については設置割合が低く、全体の５％程度であった。次に、ウオーターハンマー対策について調べたところ、表－１３に示すように全体の７割以上が対策を実施しており、その主なものはフライホイール及び空気弁であった。

④　竣工検査

竣工時の検査方法を表－１４に示す。これによると水圧試験を実施しているのは全体の４割～５割であった。水圧試験の内容について回答の得られた１０５件の内訳は表－１５の通りであった。加圧時間の多くは１時間以内であるが、中には４８時間という事例も見られた。

⑤　事故例等

圧送管の事故事例について聞いたところ、合計１９

表－５　管路の計画流量による分類

計画流量（m^3／秒）	件数	構成比（％）
～0.05	201	28.0
0.05～0.1	107	14.9
0.1～1.0	286	39.8
1.0～2.0	61	8.5
2.0～	46	6.4
不明	17	2.4
計	718	100.0

表－６　管路の圧送距離による分類

圧送距離（ｍ）	件数	構成比（％）
300～700	299	41.6
700～1100	157	21.9
1100～1500	71	9.9
1500～1900	53	7.4
1900～2300	41	5.7
2300～	97	13.5
不明	0	0.0
計	718	100.0

表－７　管路の管内流速による分類

管内流速（ｍ／秒）	件数	構成比（％）
～0.6	46	6.4
0.6～1.0	148	20.6
1.0～1.4	229	31.9
1.4～1.8	151	21.0
1.8～2.2	70	9.7
2.2～2.6	19	2.6
2.6～	17	2.4
不明	38	5.3
計	718	100.0

表－８　管路の管種による分類（複数回答）

管　種	件数	構成比（％）
ﾀﾞｸﾀｲﾙ鋳鉄管	623	77.8
鋼　管	70	8.7
その他	106	13.2
不明	2	0.2
計	801	100.0

表－９　管路の最小土被による分類

土被り（ｍ）	件数	構成比（％）
～1.0	84	11.7
1.0～1.5	487	67.8
1.5～2.0	67	9.3
2.0～2.5	19	2.6
2.5～	18	2.5
不明	43	6.0
計	718	100.0

表－１０管路の最大土被による分類

土被り（ｍ）	件数	構成比（％）
～1.0	2	0.3
1.0～1.5	138	19.2
1.5～2.0	130	18.1
2.0～2.5	100	13.9
2.5～3.0	40	5.6
3.0～3.5	68	9.5
3.5～4.0	31	4.3
4.0～4.5	31	4.3
4.5～5.0	15	2.1
5.0～	60	8.4
不明	103	14.3
計	718	100.0

表－１１管路の圧送距離ごとの泥吐設置の有無による分類

圧送距離（ｍ）	泥吐設置の有無							
	有り		無し		不明		合計	
	件数	構成比（％）	件数	構成比（％）	件数	構成比（％）	件数	構成比（％）
300～700	49	16.4	243	81.3	7	2.3	299	100.0
700～1100	43	27.4	111	70.7	3	1.9	157	100.0
1100～1500	32	45.1	38	53.5	1	1.4	71	100.0
1500～1900	24	45.3	27	50.9	2	3.8	53	100.0
1900～2300	27	65.9	13	31.7	1	2.4	41	100.0
2300～	72	74.2	25	25.8	0	0.0	97	100.0
不明	0	－	0	－	0	－	0	－
計	247	34.4	457	63.6	14	1.9	718	100.0

例の報告があった。その内最も多いのは漏水の１０件であり、以下道路陥没、ウオーターハンマー等があげられていた。最後に今後の計画、設計、施工における注意事項について聞いたところ、ルート選定や管路数の適切な設定（２条管方式等）など、計画段階から十分な配慮を行うべきであるとの回答もあった。

4．今後の検討課題は以下の通りである。

① 下水道圧送管の計画、維持管理等について統一的な考え方を整理する必要がある。

② 下水道施設の多目的利用とその考え方について整理する必要がある。

表－１２ 管路の圧送距離ごとの空気弁設置の有無による分類

圧送距離（m）	空気弁設置の有無							
	有り		無し		不明		合計	
	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）
300～700	128	42.8	167	55.9	4	1.3	299	100.0
700～1100	88	56.1	64	40.8	5	3.2	157	100.0
1100～1500	55	77.5	15	21.1	1	1.4	71	100.0
1500～1900	44	83.0	8	15.1	1	1.9	53	100.0
1900～2300	38	92.7	3	7.3	0	0.0	41	100.0
2300～	92	94.8	5	5.2	0	0.0	97	100.0
不明	0	－	0	－	0	－	0	－
計	445	62.0	262	36.5	11	1.5	718	100.0

表－１３ 管路のウオーターハンマー対策による分類（複数回答）

対策	件数	構成比（%）
対策あり	596	72.5 100.0
流速低下	26	4.4
フライホイール	218	36.6
サージタンク	68	11.4
空気室	12	2.0
空気弁	211	35.4
その他	61	10.2
対策なし	215	26.2
不明	11	1.3
計	822	100.0

表－１４ 管路の竣工時検査方法による分類（複数回答）

検査項目	件数	構成比（%）
外視検査	450	62.7
寸法検査	441	61.4
写真検査	25	3.5
通水検査（水圧試験）	329	45.8
計	1245	－

注：構成比は全数７１８に対する比である。

表－１５ 管路の水圧試験内容による分類

加圧時間（時間）	試験水圧（kgf／cm²）							
	5.0		7.5		10.0		合計	
	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）	件数	構成比（%）
～0.5	25	55.6	2	4.4	18	40.0	45	100.0
0.5～1	2	8.7	2	8.7	19	82.6	23	100.0
2～5	0	0.0	0	0.0	5	100.0	5	100.0
6～10	4	66.7	2	33.3	0	0.0	6	100.0
11～24	1	7.7	12	92.3	0	0.0	13	100.0
25～	1	100.0	0	0.0	0	0.0	1	100.0
不明	6	50.0	3	25.0	3	25.0	12	100.0
合計	39	37.1	21	20.0	45	42.9	105	100.0

3．閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査

水質研究室 室　　長 中村 栄一
主任研究員 田中 宏明

1．調査の目的

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

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取り上げ、その流域で建設が進められている下水道施設により、栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし、閉鎖的な水域の水質保全に資する効果を評価するとともに、その評価手法の確立を目指すものである。

2．昭和６３年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下の通りである。

①下水道整備により削減される汚濁負荷は、年間総流出負荷量をもとに評価する必要があり、市街地からの年間総流出負荷量の推定を行った。また、下水道整備に伴い、排出区域からの有機物と、栄養塩の削減負荷量が増大していくことが分かった。

②手賀沼湖内では冬期においても藻類の生産がみられ、藻類による内部生産の寄与が年間を通してかなりあることが分かった。また、湖内水質は鉛直方向はほぼ一様であるが、水平方向にはＣＯＤ、クロロフィルａは上沼より下沼が、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐは下沼より上沼の方が高い傾向にある。手賀沼湖内流速は通常かなり小さいが、大きな流動があるときは複雑な流向であることが分かった。

③湖内における物質環境の現況と過年度の調査結果を整理する上で、湖内水質モデルを作成し、内的外的汚濁要因の整理を主目的に現況再現のための試算を行った。

④水質伝播モデルの空間表現による相違を検討し、湖の滞留時間と湖内のペクレ数で表現される湖の混合特性を考慮した空間表現方法を選択する必要があることかが分かった。

⑤大堀川、大津川の晴天時流量は８万m3／日、９万m3／日程度であり、降雨量と流出高の関係は、降雨量が70～80mm程度までは0.2～0.3の流出率であるが、降雨量が 120～ 150mmでは流出率が大きくなる傾向にある。また雨天時の流出負荷量は、晴天時に比べかなり大きく降雨量の増大に伴い増加する傾向にある。このため流入負荷量把握のためには雨天時を含めた詳細な調査が必要である。大堀川

と大津川で流出負荷量を調査し、降雨量と一雨によって増加する流量と流出負荷量の関係をまとめた。また、大降雨時の水質項目ごとの流出特性を整理した。

⑥手賀沼の水収支を試算した結果、降雨や樋門操作等の影響により滞留時間が大きく変化し、またそのために内部生産された有機物量や栄養塩類量が大きく影響されることが分かった。

⑦手賀沼湖水を用いて粒子態成分の分解速度を求めた結果、上沼と下沼での粒子態有機物の分解速度が異なるが、溶解態有機物の分解速度は同程度であった。

⑧表層付近の夏の藻類生産速度を求めると１時間当りかなり大きな値が得られたが、測定方法によって値が異なる結果となった。

３．　今年度の調査内容

手賀沼の富栄養化の直接的原因である植物性プランクトン（藻類）の一次生産速度の大きさがどのような要因により影響を受けるのかを調べるとともに、湖内有機物の分解速度（無機化速度）を調査した。

３．１　植物性プランクトンの一次生産速度の影響因子に関する調査

植物性プランクトンの一次生産速度に影響を及ぼす因子として光の照射強度（照度で測定）、水温、栄養塩濃度を取り上げ、それらの季節的な変化が各季節の植物性プランクトンの一次生産速度にどのような影響を与えているかを定量的に把握するため、次の３つの実験を行った。

①植物性プランクトンの一次生産速度の光依存性に関する実験　（光依存性実験）

②植物性プランクトンの一次生産速度の温度依存性に関する実験　（温度依存性実験）

③植物性プランクトンの一次生産速度の栄養塩依存性に関する実験　（栄養塩依存性実験）

実験に供した試料は、千葉県手賀沼の２地点（手賀大橋、曙水門）より表層水を採取し、ポリ容器で実験室に搬入した。採取時期は、７月、９月、１１月、１月とした。採取した試料は前処理として、NXX-25プランクトンネット（メッシュサイズ約40μm）を用いて浮遊ゴミならびに枝角類等の大型動物プランクトンを除去した。

３．１．１植物性プランクトンの一次生産速度の光依存性に関する実験

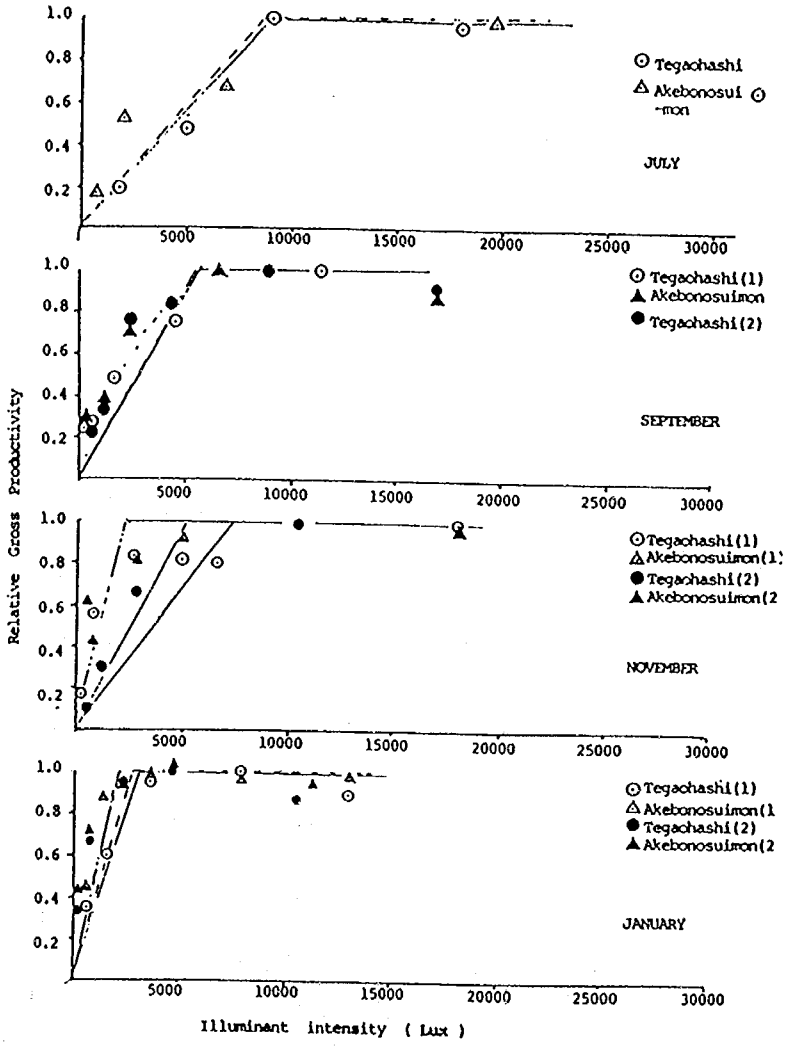
（１）実験方法

水槽を屋外に設置し、水槽上部を寒冷紗で覆うことで５段階の照度条件を設定し、水道水を通水することで恒温性を保ちながら日中の２～３時間実験を行った。実験開始時、及び実験中は約１５分毎に各水槽の水温及び寒冷紗を掛けていない水槽（照射量のコントロール）の水中照度を測定し、予め求めておいた遮光水槽の照度の減衰率から、それぞれの水槽の照度を推定し、測定値の平均値を実験中の平均照度とした。２００ｍｌの孵卵ビンに湖水のサンプルを分注し、孵卵ビンの溶存酸素濃度（ＤＯ）をウインクラー・アジ化ナトリウム変法で測定し、ＤＯの変化量から純生産量をもとめた。また、アルミ箔で遮光した孵卵ビンを対照（一次生産のコントロール）として設定してＤＯ変化量を求め、双方のＤＯ変化量から総生産量を測定した。

（２）実験結果

実験の結果を季節ごとに整理したものを図－１に示す。光以外の実験条件は季節により異なるため

最大の一次生産速度の値にも相違があり、各実験で純生産量が最大となった値（飽和速度）に対する相対値で照度別の一次生産速度測定結果を示してある。これから、植物性プランクトンの一次生産速度と照度との関係として次のような特徴が分かる。　夏期（７月）は、比較的高い照度条件まで実験結果を得ることが出来たが、照度が約１万ｌｕｘで飽和速度に達している。飽和速度に達するまでの一次生産速度の変化は、飽和定数(half velocity const.)を仮定するMichaelis-Menten型の速度式で表すことが出来るが、実験結果を見るかぎりにおいては一次生産速度を照度の一次式とする線形関係を仮定しても差し支えないと言える。飽和速度に達したときの照度を飽和照度とすると、一次生産速度は照度が飽和照度を超えても変化は見られず、図には示していないがさらに３万ｌｕｘ以上になると速度低下がみられる。



図－１　植物性プランクトンの生産性に及ぼす光照度の影響

秋期（９、１１月）は、照度が約５千ｌｕｘで飽和速度に達しており、飽和照度を超えた照度の変動があっても一次生産速度の変化は見られない。冬期についても全く同様の関係が示されているが、飽和速度を与える飽和照度は他の季節に比較するとかなり低い値となっている。

夏などの非常に高い照度条件下で一次生産速度が低下する傾向は、昨年の現場調査でも見られた。光は光合成のエネルギーとして利用されるので一般には照度、あるいは日射量が強いほど生産力は増大するが、度を越すと熱エネルギーの蓄積などのためにクロロフィルを破壊する場合がある。このた

め、光がある一定の強度以上になると阻害の影響が現れ、光をエネルギー源とした生産活動の速度は飽和速度よりも低下するという考えもとられている。

（3）考察

一次生産速度は、照度Ｉが飽和照度Ｉ$_s$以下の場合には照度の一次関数として増加するが、照度が飽和照度に達すると一次生産速度も飽和速度となり、これ以上の照度変動に対しては一次生産速度の変化は見られない。

この場合、一次生産速度Ｐと任意の照度Ｉとの関係は、P_{max}を温度、栄養塩をある条件とした場合の最大総生産速度とするとき、

$$P\ (T,N,P,I)=P_{max}(T,N,P)\cdot I/Is \qquad (I<I_s)$$

$$P\ (T,N,P,I)=P_{max}(T,N,P) \qquad (I>I_s)$$

と表わせる。ただし、T,N,P,Iはそれぞれ水温、窒素濃度、リン濃度、照度を表す。

水深ｚの地点の水中照度は、減衰係数をｋ、表面（水面）照度をI_{surf}として

$$I\ (z)=I_{surf}\exp\ (-k\cdot z)$$

と表されるから、水中照度が飽和照度Isとなる飽和水深をHsとすると、H＞Ｈｓのときは湖内の深さ方向に関する一次生産速度の平均値は水深をＨとして

$$\int_0^H P\ (T,N,P,I)\,dz/H$$

$$=\{\int_0^{Hs} P\ (T,N,P,I)\,dz+\int_{Hs}^H P\ (T,N,P,I)\,dz\}/H$$

$$=\{P_{max}(T,N,P)/H\}\cdot[\{1-I_{surf}/Is\cdot\exp(-k\cdot Hs)\}/k+Hs]$$

となる。Is及び減衰係数ｋの実測値は実験値及び過去の調査結果より表－１のようにまとめられる。

表－１　飽和照度及び減衰係数（手賀沼）

	Ｉｓ	ｋ（ｅを底とする）（m^{-1}）	Ｈｓ（m）
７月	4500～9400 (6,950) lux	8.003	0.269
９月	1800～5500 (3,650) 〃	4.7588	0.528
１１月	1600～3700 (2,650) 〃	4.7588	0.595
１月	1600～2100 (1,850) 〃	4.7588	0.626

季節毎の照度Ｉを夏季６万lux、秋季４．５万lux、冬季３万luxと仮定して手賀沼の平均水深，H=1.5m に対する飽和水深Hsは表－１のようになり、光をパラメーターとした場合の全層平均の一次生産速度の最大総生産速度との比を求めると、夏７月 0.263 、秋９月 0.491 、秋11月 0.0.535 、冬１月 0.564となり、全層平均の一次生産速度の飽和速度に対する比は夏期を除けばと秋期、冬期とも同様な値を示した。夏期においては、全層平均の一次生産速度は飽和速度の約２６％程度の値しか得られず、また飽和速度で一次生産を行う層が水面から約27 cm程度までに限られていることがわかる。ただし、夏期の飽和速度の絶対値は他の季節よりもはるかに大きいため、一次生産量そのものは一年を通して最大の値を示すこととなる。

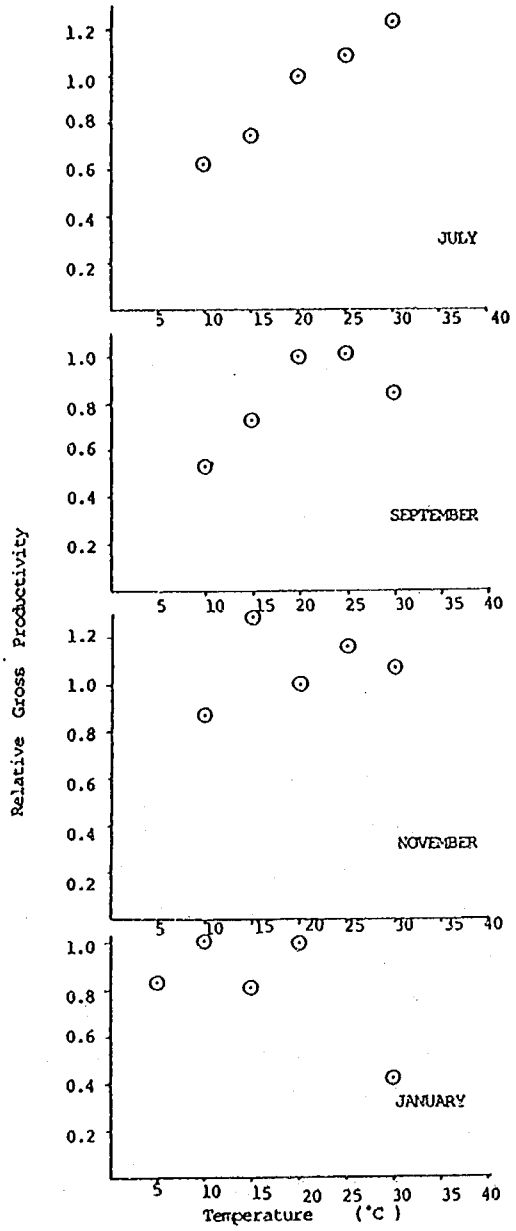
3．1．2　植物性プランクトンの一次生産速度の温度依存性に関する実験

（1）実験方法

現場水温を考慮して5～30℃の範囲で５段階の水温を設定した５つの恒温水槽を室内に設置した。水槽上方に白色螢光燈を設置し、1200～1800luxで12時間照明した後、12時間消灯する明暗サイクルを設定し、24時間の一次生産速度を測定した。湖水サンプルを200mlの孵卵ビンに詰め、水槽中に水平に設置した。純生産速度を孵卵ビンの溶存酸素濃度の変化量から求めるとともに、アルミ箔で被覆した暗ビン中のＤＯ変化量も合わせて測定し総生産速度を求めた。

（2）実験結果

実験結果を図－２に示した。試料の栄養条件等が採取時期により異なるので、異なる時期の結果を直接比較することができない。このため、各々の季節ごとの生産速度を２０℃を基準として相対的な値で示している。この結果から、採取した時期の水温により、各試料中の植物性プランクトンの一次生産速度の温度依存性が大きく異なっている。夏期に採取した試料は、水温が３０℃までは水温上昇とともに総生産速度も大きくなっている。 秋期の試料採取は、９月と１１月に実施したが、植物性プランクトンの一次生産速度の最大値は、それぞれの採水温度付近に表れる結果となった。冬期は１月に試料を採取した為１０℃付近に一次生産速度の最大値を持つような温度依存性を示した。



図－２　植物性プランクトンの一次生産速度と温度との関係

（3）考察

一つの湖における植物性プランクトンの一次生産速度と温度との関係は、従来その湖に生息する植物性プランクトンの固有な、一つの至適温度までは速度が増大し、至適温度を超えると速度は低下するような関数形が与えられることが多かった。しかしながら、実際の湖では各種の植物性プランクトンが生息しているため、藻類は各々１つ毎の株については至適温度を有するとしても、季節によって異なる種が存在するような場合には、季節毎に植物性プランクトンの一次生産速度と温度との関係は

異なってくる。実験結果が夏期に高温、秋期に中温、冬期に低温付近にそれぞれ至適温度を示していることが多いのは、各々の藻類を採取したときの現地の温度付近に最も適した植物性プランクトンが優先種となっていたことが主な理由と思われる。例えば、冬期に捕獲された藻類は３０℃での総生産速度がそれよりも低温の状態の総生産速度よりはるかに低い値を示しており、季節毎の至適温度が変化するということを如実に表している。従って、植物性プランクトンの一次生産速度と水温との関係を定式化する場合には、各季節によって植物性プランクトンの増殖のための至適温度が異なることを考慮する必要がある。

３．１．３ 植物性プランクトンの一次生産速度の栄養塩依存性に関する実験

（１）実験方法

3000～4000 luxの照度が得られる白色螢光燈を用いたモノー式振とう培養装置を２０℃の恒温室に設置し、12時間照明、12時間暗状態とした明暗サイクルを６～７日間継続したまま、湖水サンプル中に含まれていた植物性プランクトンの一次生産速度に及ぼす栄養塩の影響を調べた。

実験にあたり先ず、植物性プランクトンを含む湖水のサンプルをワットマンGF/Bろ紙でろ過したあと、イオン交換水蒸溜水で16倍に希釈し培養液原水とした。これに硝酸ナトリウム溶液、リン酸二水素ナトリウム溶液を用いて、リン過剰の条件で窒素を４～５段階の濃度で添加した培養液と、窒素過剰の条件でリンを４～５段階の濃度に添加した培養液を調整した。これらの培養液400mlをモノー型の振盪フラスコに入れ、濾過濃縮により約３０～４０倍に濃縮した植物性プランクトンを５mlを接種した。２０℃の恒温室に設置した3000～4000 luxの照度が得られる白色螢光燈を用いたモノー式振とう培養装置に振盪フラスコを設置し、12時間照明、12時間暗状態とした明暗サイクルで、６～７日間培養した。植物性プランクトンの活性量(クロロフィルａ，Chl-a) 測定のため、分光光度計を用いて550 nm の吸光度を測定した（７、９月）。また、螢光光度計を用いてChl-aの励起波長（３６０ｎｍ）に対する螢光の発光光度（６８０ｎｍ）を毎日測定した（１１、１月）。実験最終日に得られたアセトン抽出三波長によるクロロフィルａ分析値と分光光度計の吸光度及び螢光光度計の螢光光度との相関性から毎日のクロロフィルａの濃度を推定した。

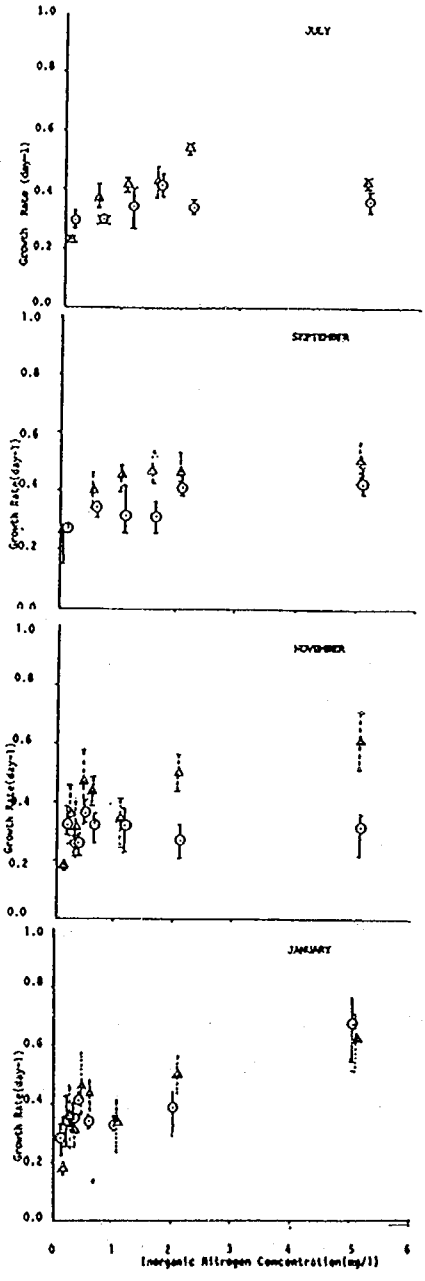
（２）実験結果と考察

植物性プランクトンの比増殖速度係数μiは、時間Ｔｉ のChl-a濃度をＣｉとすると次のようになる。

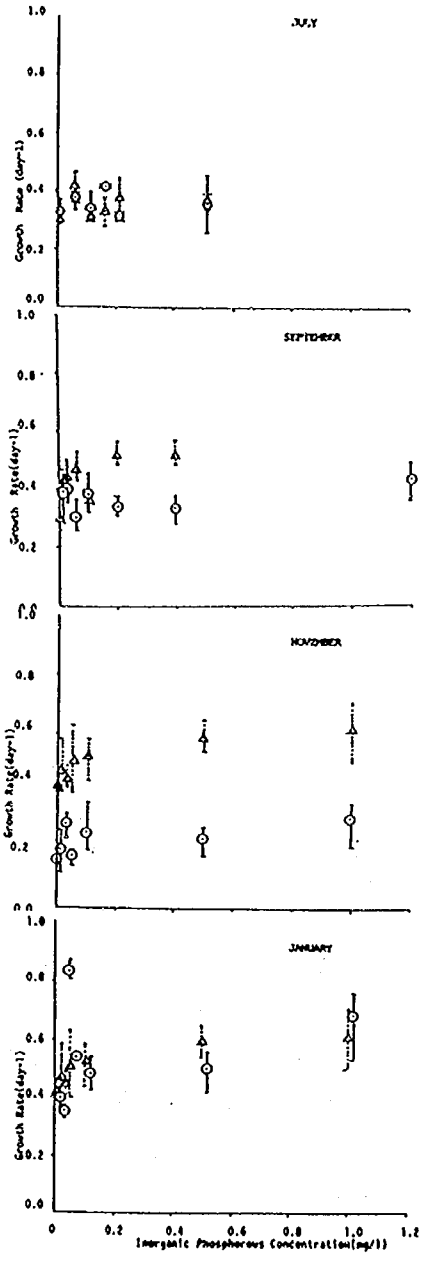
$$\mu i = \frac{\ln (Ci) - \ln (Ci_{-1})}{T_i - T_{i-1}}$$

植物性プランクトンの比最大増殖速度係数μiは対数増殖期の最大増殖が起こるときの速度として定義される。測定が１日単位であるため、毎日データでμiを求め、最大のμiとなる値をその条件下での増殖速度とした。無機性窒素（I-N）と無機性リン（I-P）を、それぞれＧＦＢでろ過したろ液に含まれるアンモニア性窒素と硝酸・亜硝酸性窒素の総和およびろ液に含まれるオルトリン酸性リン(PO_4-P)と定義し、初期の培養液に含まれるI-N,I-P濃度と増殖速度との関係を求めた（図３～４）。

この図から判断すると、窒素濃度の上昇に伴い増殖速度の増加が見られるが、リンについては濃度の上昇に対しる増殖速度の増加は顕著でない。増殖速度と栄養塩類との関係がMichaelis-Menten型の式で表されると仮定すると最大増殖速度係数は 0.5 ～ 0.7 (1/day) 程度であり、飽和定数 (half



図－３　生産速度と窒素濃度の関係



図－４　生産速度とリン濃度の関係

velocity const.)は窒素で 0.1～0.2 mg/l、リンでは0.01 mg/l 以下となった。リンについては添加後の濃度が飽和定数より大きな場合がほとんどであるため、この定数についてはさらに検討が必要である。

一方、クロロフィルａは培養中に飽和値となるが、培養の継続により低下を始める場合がほとんどであった。このようなクロロフィルａの低下は、一次生産の進行に伴って培養液中の栄養塩濃度が減少するために生ずると考えられる。クロロフィルａで測定した増殖量の最大値（収穫量）と栄養塩の添加量とには強い関係があり、特に窒素の場合は濃度の増加とともに最終クロロフィルａ量も大きく

なった。つまり、バッチ培養の実験では増殖の速度に大きな差がなかったものの、最大収穫量では添加した栄養塩量の量が影響をもつことがわかった。

また、栄養塩の添加量で増殖速度に大きな差がでなかったことから、手賀沼の内部生産速度を抑制するにはリンの削減よりも窒素の削減の方が効果的と思われる。植物性プランクトンを構成する生体の窒素とリンの比は通常１０：１と言われているが、リンの比率が低下した場合も増殖は可能であるとの報告もされている。即ち、生体内に蓄えられているリンを一時使用することにより、増殖が可能となるものである。今回の実験の場合、湖の現地での増殖状況に近い条件で実験を行うため、採水後余り時間を経過せずに培養を開始した。このため、体内に蓄えられていたリンを一時的に使用することにより増殖が可能となったとも考えられる。湖内のリン濃度が低下した場合に、どの程度のリンの削減効果を持つのかについてもさらに検討が必要であろう。

３．２　湖内有機物の溶解・無機化速度の検討

植物性プランクトン、デトライタス等の湖内有機物は、バクテリア等の活動により分解していくが、炭素については植物プランクトンの呼吸作用に因って、溶解態の有機物となったり、あるいは炭酸ガスとなり水中へ放出されていく。従って、デトライタスのバクテリアによる分解と同時に植物性プランクトンについても呼吸及び死滅細胞のバクテリア等による分解により、有機態の形態で蓄えられていた生体内の炭素、窒素、リンなどが無機化し、再び湖水中へと回帰していく。このような溶解・無機化の過程がどの程度の速さで進行しているのかを実験的に調べてみた。

（１）実験方法

手賀沼の手賀大橋と沼の出口にある曝水門で、湖の表層付近から採取した湖水を容量 30L のポリバケツに撹拌装置（ラボスターラー）及び採水用のサイフォンを組合せた実験装置に移した。光が当たらない状態で、酸素の供給と粒子性物質が沈澱しないために、撹拌装置の回転数は約 150～200rpm として、約１か月間、５～３０℃の恒温室に放置し、実験開始後、６回～１０回程度、サンプリングし分析に供し、サンプルの水質形態の変化を追跡した。実験に使用した湖水は７月、９月、１１月、１月にサンプリングした。

（２）　調査結果

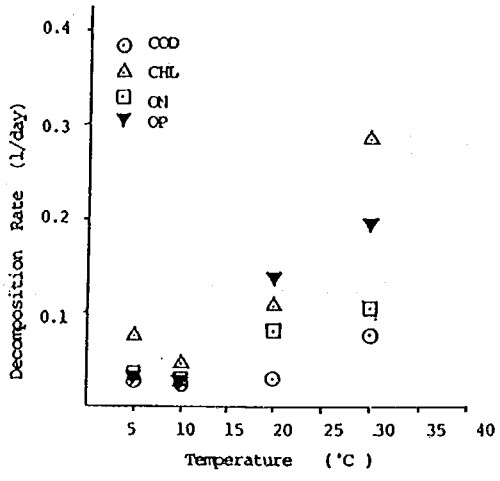
化学的酸素要求量（ＣＯＤ），浮遊物質量（SS），クロロフィルａは分解により減少していくが、その分解速度は水温の影響を大きく受けた。また、有機性の窒素やリンも同様な傾向を示した。分解反応を一次として各水質項目が残存濃度に対して一次反応的に減少すると仮定して、分解速度定数を求めると表－２のようになる。この表を見ると、季節や採取地点で、分解速度定数は若干変化しているが、むしろ、温度の相違による変化の方が極めて目立っている。そこで、温度による変化を比べるため、サンプリング地点と時期を含めて図にしたものが、図－５である。これによると、分解速度が最も大きいのは２０℃での有機性窒素を除いて、クロロフィルａであり、続いて有機性窒素、有機性リン、ＣＯＤの順であった。１０℃以下の低温の状態では分解速度はいずれの項目もかなり小さいが、２０℃からは分解速度がかなり大きくなってくる。特に、クロロフィルａは３０℃になると急速に分解される。有機性窒素と有機性リンが分解した量に相当する無機性の窒素（$IN=NH_4\text{-}N+NO_2\text{-}N+NO_3\text{-}N$）

表－２　湖内有機物の分解速度定数（手賀沼）

単位：１/day

試料採取時期	実験温度(℃)	COD	Chl-a	SS	O-N	O-P
７月	１０	0.028	0.056	0.058		
	２０	0.033	0.101	0.081		
	３０	0.041	0.457	0.045		
１０月	１０	0.019	0.029	0.008	0.027	0.038
	２０	0.027	0.081	0.014	0.104	
	３０	0.025	0.083	0.023	0.099	0.286
１１月	１０	0.011	0.027	0.031	0.026	0.017
	２０	0.036	0.131	0.029	0.107	0.305
	３０	0.039	0.115	0.020		

や無機性リン（ここではIP＝D·PO_4-Pと考えた）は増加している。窒素について見ると、NH_4-NはNO_2-Nを経てNO_3-Nへと変化するが、途中アンモニア性窒素が増大する時期があり、低温ほどその傾向が強い。また、亜硝酸の蓄積が見られる場合もあったが、約１か月後には、５℃の場合を除いて、無機性窒素のほとんどは硝酸性窒素となった。約１か月後の無機化率は概ね80％程度であった。また、リンについては D·PO_4-Pへと変化しており、１か月後の無機化率は90％程度である。一方、クロロフィルａは温度の影響が特に大きく、１０℃以下では２週間程度までは過半数の植物性プランクトンが生存した。また、９月の実験では、１０℃１か月後も過半数が生存した場合も出ている。しかし、３０℃の高温では約１週間でほとんどが無くなる。



図－５　湖内有機物等の分解速度と水温の関係

４．まとめ

今年度は、手賀沼湖内の植物プランクトンの生産速度を室内実験等により、調査した結果、

①湖内の純生産量は、光の強さの影響を受けるが、ある光の強さになると生産速度はほぼ一定となった。また、飽和する光強度は、冬は低く、夏ほど大きな値を示す。手賀沼の平均的な光の減衰率を考慮すると、湖の深さ方向の平均的な夏と冬の生産力に及ぼす影響を余り受けない。

②現在の湖内の生産力の栄養塩制約条件は、主に窒素に依存しているが、栄養塩に因る削減効果を期待するためには、現況の水質から大幅な改善を行う必要がある。また、将来湖内水質の改善が継続して起こった場合の制約要因は今後さらに検討が必要である。

③生産速度は、温度依存性をかなり受けるが、採取した水温条件付近に生産速度の最適点を有することが多かった。このため、植物プランクトンの群集としては、履歴が、最適な生産速度条件はその履

歴の影響を受け、必ずしも高温時に生産力が向上することとはなっていない。
④一方、植物プランクトン等の呼吸速度は温度の依存性が極めて高く、5℃～30℃までの範囲では、温度の増加に伴い、呼吸速度も単調に増大する場合がほとんどであった。
⑤湖内有機物が分解無機化していく速度を測った。この結果、サンプリング地点や季節の違いによる分解速度の相違よりも、温度による依存性が極めて高いことが分かった。

5．今後の課題

今年の結果から、手賀沼湖内の植物性プランクトンは、湖内の栄養塩、光の強度、水温のいずれからも余り影響を受けない状況で大きな生産速度を維持している可能性が示唆された。実際、夏と冬の生産速度は過去の現地調査からも極端な違いがないことが分かっている。一方、湖内有機物の分解速度あるいは植物プランクトンの呼吸速度は温度依存性が高い。夏期のらんそう類が爆発的に増える場合を除いて、冬期に手賀沼の水質が悪化する場合がある。湖内の植物性プランクトンの純生産速度に余り変化がない結果から判断すると、冬期に湖内の水理学的滞留時間が長くなることのほか、水中の有機物の生物学的な分解速度が低下することもそのような現象の原因となっている可能性がある。

手賀沼のような滞留時間の短く、流入する汚濁負荷量の大きい湖での水質変化を的確に予想するためには、湖に流入する流量や汚濁負荷量の推定精度を向上させることが重要であり、今後流域の社会、自然構造と湖に流達してくる負荷量等の関係を整理し、下水道の資する役割を考察する予定である。

4．下水道による住環境の改善に関する調査

下水道研究室　室　長　竹石　和夫
主任研究員　塩路　勝久
主任研究員　村上　孝雄
櫻井　真一

1．はじめに

下水道の有する機能には、大きく分けて次の3つがある。

①浸水の防除

②公共用水域の水質保全

③トイレの水洗化等による住環境の改善及びドブ等の悪水路の解消による都市環境の向上

上記のうち、①②については、国土保全・国土資源の維持活用というマクロ的な視点から、その重要性は論を待たないところであり、従来から幅広く議論され、その効果・計画の考え方等についても、広く、調査研究が行われてきた。一方、③に関しては、調査・研究テーマとして、これだけに焦点をあてて取り上げられることはほとんど無かった。

以上の背景の下に、「下水道による住環境・都市環境の改善」に関する検討を行うのが本調査の狙いである。具体的な調査課題は、以下である。

①戸別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査

②ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査

③圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

2．過年度の調査結果

2．1 昭和61年度の調査結果

初年度の昭和61年度は、上記課題のうち、①の「個別合併浄化槽の処理性能及び放流水域へ与える影響に関する調査」を実施し、以下の結果を得た。

①戸別合併浄化槽の排水等を調査した結果、日間平均値としてもＢＯＤ20㎎／以下を担保するのは確実ではない。

②戸別合併浄化槽からの臭気問題が発生している。

③以上のような問題点があるものの、従来のたれ流しよりはよほどましなこと、施工の容易なこと等の利点もあり、これらの評価も今後、重要である。

2．2 昭和62年度の調査結果

昭和62年度は、1で述べた①～③の調査課題のうち、②及び③に関して調査を実施した。具

体的には、以下の課題である。

（1）ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響及び使用者の意見に関する調査

（2）圧力式下水道システムに関する調査

このうち（1）については、昭和63年度にまたがる一連の調査であり、「2．3昭和63年度の調査結果」でまとめて整理した。また、（2）については、圧力式下水道システム研究会との共同研究のための実証実験施設をつくば市大角豆地区に設置するとともに、文献調査、現地調査により欧米における圧力式下水道システムの計画・設計・維持管理に関する実態を調査し、日本におけるマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。

2．3 昭和63年度の調査結果

昭和63年度は、昭和62年度に引きつづき、以下の課題に関する調査を実施した。

（1）ディスポーザの使用に伴う下水処理への影響及び使用者の意見に関する調査

（2）圧力式下水道システムに関する調査

この結果、（1）に関しては、ディスポーザを使用した場合の1人1日当りの各水質項目の負荷量原単位はディスポーザを使用しない場合に比べて相当量増加することがわかった。また、（2）に関しては主としてつくば市大角豆地区に設置した実証実験施設により、圧力式下水道システムのマニュアル作成のための基礎的な資料の整理を行った。

3．平成元年度の調査結果

平成元年度は、前年度に引続き、調査課題のうち②及び③に関して以下の調査を実施した。

（1）ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査

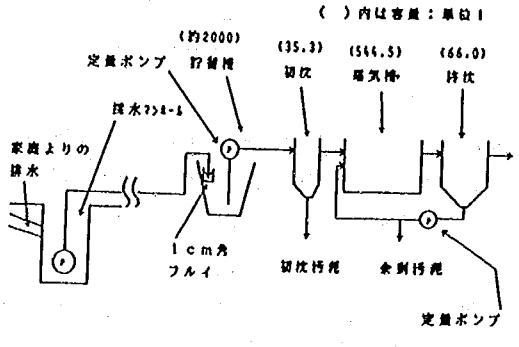
（2）圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する調査

3．1 ディスポーザの使用に伴う下水道施設への影響に関する調査

3．1．1 調査方法

首都圏にあるT市の一般住宅（全戸数8戸）を4戸ずつの2グループに分け、片方のグループの家庭にはディスポーザを取り付けてディスポーザを使用した場合の家庭排水と使用しない場合の通常の家庭排水の処理実験を行った。処理実験に用いた小規模処理プラントを図－1に示す。プラントは同容量、同仕様のものが2系列設置してあり、各グループの家庭よりの排水は採水マンホールに流入したのち、ポンプにより貯留槽に送られ、ここより定量ポンプにより小規模処理プラントに流入する。

小規模処理プラントの運転は平成元年10月より平成2年3月まで行われたが、この間を実験条件により3つの実験区画に分類した。その実験期間、実験条件等は表－1に示す通りである。実験開始当初、ディスポーザを設置した4軒の家庭のうちの1軒が長期不在であり、標準活



図－1　小規模処理プラント模式図

性汚泥法の運転とするだけの流入量を確保できなかったため、オキシデーションディッチあるいは長時間エアレーション法等を想定し、プラントへの流入量をできるだけ減らし、かつ最初沈澱池を使用せず直接曝気槽に原水を供給した（実験区画１）。その後、４軒の家庭が揃って流入水量が増加したので、当初の計画どうりプラントへの流入量を増加させて標準活性汚泥法の運転とした（実験区画２）。実験区画１及び２では、１系列にはディスポーザを使用している家庭の排水（以下、ディスポーザ排水）を、残り１系列にはディスポーザを使用していない家庭の排水（以下、対照排水）を供給した。最後に、対照排水を処理していた系列にディスポーザ排水を供給し、ディスポーザ排水の高負荷、低負荷の２系列運転とした（実験区画３）。

表－１　実験区画毎の実験条件等

実験区画（期間）	排水	流入水量（l／分）	初沈滞留時間（時間）	曝気槽滞留時間（時間）	終沈滞留時間（時間）
区画１	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ	0.5	1.2	18.2	2.2
11.19-12.18	対照	0.5	1.2	18.2	2.2
区画２	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ	1.4	0.4	6.5	0.8
1.8-2.20	対照	1.4	0.4	6.5	0.8
区画３	高負荷	1.4	0.4	6.5	0.8
2.21-3.20	低負荷	1.1	0.5	8.2	1.0

なお、小規模処理プラントの運転に関しては

①　ＭＬＳＳを２０００ｍｇ／ｌ程度とする。

②　曝気槽の終端でＤＯ１ｍｇ／ｌ以上を確保する。

ことを目標として返送汚泥量、送気量等の調節を行った。各実験区画のＳＲＴ、ＢＯＤ－ＳＳ負荷は表－２に示すとおりであった。

表－２
各実験区画のSRT, BOD-SS負荷

	排水	ＳＲＴ（日）	BOD-SS負荷（kg/kg･日）
区画１	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ	11	0.13
	対照	33	0.09
区画２	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ	2	0.31
	対照	6	0.20
区画３	高負荷	8	0.23
	低負荷	5	0.19

３．１．２結果と考察

①　流入水質

両グループの対象家庭が４軒づつとなった実験区画２の流入水の平均水質を表－３に示す。ディスポーザ排水は対照排水に比べ、各水質項目とも大幅に増加している。また、ディスポーザの使用に伴って溶解性成分（Ｓ－ＢＯＤ）も増加しており、その増加の割合はＴ－ＢＯＤの増加割合と同程度である。これらの結果は昨年度調査の結果ともよく合致するものである。また、目視によってもディスポーザを使用している家庭からの排水にはかなりの粗大固形物が混入しており、曝気槽までこのような固形物が流入しているのが確認された。

表－３
実験区画２の流入水質測定結果

水質項目（mg/l）	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ排水	対照排水	ﾃﾞｨｽ／対照
ＢＯＤ	261	194	1.35
Ｓ－ＢＯＤ	104	76	1.37
(SBOD/BOD)	0.40	0.39	1.02
ＣＯＤ	141	82	1.71
ＳＳ	428	190	2.26
Ｔ－Ｎ	55.5	35.3	1.57
Ｔ－Ｐ	5.8	3.8	1.51

（注）実験区画２の単純平均値

②　長時間曝気運転（区画１）

区画１のディスポーザ排水処理系列と対照排水処理系列とのＳＲＴは表－２に示したように大幅に異なっている。これは、後述するように終沈より大量のＳＳが流出したためであり、期間中、ＭＬＳＳがあまり上昇しなかったため余剰汚泥の引抜はディスポーザ排水処理系列で２回、計５２．８ｌ，対照排水処理系列で２

表－４
実験区画１の水質測定結果

		ディスポーザ排水	対照排水
流入水温		14.5	15.9
流入	ＢＯＤ	218	127
	Ｓ－ＢＯＤ	86	57
	ＳＳ	212	116
	ＣＯＤ	112	68
	Ｔ－Ｎ	34.7	31.5
	Ｔ－Ｐ	5.4	4.0
処理水	ＢＯＤ	159 (26.9)	37 (70.9)
	Ｓ－ＢＯＤ	5 (94.2)	4 (93.2)
	ＳＳ	134 (37.0)	36 (68.6)
	ＣＯＤ	62 (44.4)	25 (64.1)
	Ｔ－Ｎ	26.3 (24.2)	23.8 (24.3)
	Ｔ－Ｐ	3.8 (30.0)	2.6 (36.6)

単位：°Ｃ、ｍｇ／ｌ
（注）　（）内は除去率

回、計２７．２１のみであった。従って、実験条件はほぼ同じであると考えられるので、表－４に水質測定結果を比較する。表によれば、ディスポーザ排水処理系列の処理水の各水質値及び除去率は対照排水処理系列に比べて悪くなっている。これは、長時間曝気を行った結果、硝化が進み、終沈での脱窒により汚泥の浮上、流出が起こったためであり、この現象はディスポーザ排水処理系列で特に激しく、終沈における脱窒速度はディスポーザ排水処理系列の方が対照排水処理系列より約５０％大きかった。しかしながら表によれば溶解性ＢＯＤは両系列とも良好な処理が行われている。本処理プラントは小規模であり終沈の汚泥界面と越流堰の間隔は数十ｃｍ程度のため少しの汚泥界面の上昇によって処理水に汚泥が流出することとなる。また、表－１に示すように終沈での滞留時間が短いことも汚泥が流出しやすい理由であると考えられる。そこで、処理水ＳＳ濃度が処理の良好な下水処理場の処理水レベルであったと仮定し（１０ｍｇ／ｌと仮定する）、表よりＳＳ起因のＢＯＤのＳＳ１ｍｇ当りの値を求め（（ＢＯＤ－ＳＢＯＤ）／ＳＳ）、これを１０倍してＳ－ＢＯＤの値に加えた仮想ＢＯＤ濃度を求めた。その結果、ディスポーザ排水処理系列でＢＯＤ１６．５ｍｇ／ｌ，対照排水処理系列で１３．０ｍｇ／ｌであり、流入ＢＯＤ濃度に対する除去率はそれぞれ９２％、９０％となり、終沈での固液分離が良好であれば除去率には差は無いと考えられる。

③　標準活性汚泥法による運転（区画２、区画３）

表－２によれば区画２のディスポーザ排水処理系列及び区画３の低負荷系列のＳＲＴが他に比べ低くなっている。これは活性汚泥がバルキングぎみとなったため処理水に汚泥が流出したためであり、処理水のＳＳ濃度の平均はそれぞれ２４７．４ｍｇ／ｌ，９１．６ｍｇ／ｌとなっている。そこで、処理の比較的安定していた区画２の対照排水系列と区画３の高負荷系列を用いてディスポーザの影響を解析することとした。実際、表－１よりわかるように、区画３の高負荷系列の運転条件は区画２のディスポーザ排水処理系列の運転条件と同じであり、かつ、表－２よりわかるように区画２の対照排水系列と区画３の高負荷系列とはＳＲＴ，ＢＯＤ－ＳＳ負荷とも比較的似た値となっており、また期間中の平均ＭＬＳＳもほぼ同様の値（それぞれ２４７５ｍｇ／ｌ，２３３５ｍｇ／ｌ）となっている。

水質測定結果を表－５に示す。流入水質はＢＯＤを除きディスポーザ排水処理系列の方が高くなっているが、処理水質は両系列とも似たような値となっており、その分ディスポーザ排水処理系列の方の除去率（曝気槽、終沈での除去率）が高くなっている。また、ＢＯＤ、ＳＳ、ＣＯＤについては初沈での除去率は両系列ともほぼ同様であり、除去率より見ると初沈の機能は対照排水、ディスポーザ排水の場合とも同様であると言える。

両系列とも処理水のＳＳは終沈での固液分離が良好でな

表－５　区画２の対照系列と区画３の高負荷系列の水質測定結果

		区画２ 対照系列	区画３ 高負荷系列
流入水温		10.8	12.8
流入	ＢＯＤ	194	201
	Ｓ－ＢＯＤ	76	60
	ＳＳ	190	305
	ＣＯＤ	82	129
	Ｔ－Ｎ	35.3	76.5
	Ｔ－Ｐ	3.8	5.9
初沈流出	ＢＯＤ	132 (32.0)	144 (28.6)
	Ｓ－ＢＯＤ	79 (-3.8)	56 (7.5)
	ＳＳ	90 (52.5)	147 (52.0)
	ＣＯＤ	62 (25.2)	92 (29.2)
	Ｔ－Ｎ	32.9 (6.9)	52.5 (31.4)
	Ｔ－Ｐ	3.5 (8.6)	4.7 (20.8)
処理水	ＢＯＤ	58 (56.2)	66 (54.1)
	Ｓ－ＢＯＤ	12 (84.7)	5 (90.8)
	ＳＳ	57 (36.9)	50 (65.6)
	ＣＯＤ	37 (39.3)	43 (53.3)
	Ｔ－Ｎ	33.1 (-0.8)	37.7 (28.1)
	Ｔ－Ｐ	3.0 (14.0)	3.6 (22.8)

単位：°Ｃ、ｍｇ／ｌ

（注）（）内は除去率　また処理水の除去率は初沈流出水に対する除去率

く、通常の下水処理場のレベルよりも高くなっているため、区画１の場合と同様に仮想ＢＯＤ濃度を求めたところ、区画２の対照排水系列で２０．１ｍｇ／１，区画３の高負荷系列で１７．２３ｍｇ／１となり、流入ＢＯＤに対する除去率はそれぞれ９０％、９１％となり、終沈での固液分離が良好であれば除去率には差は無いと考えられる。

表－６
実験区画２、３の固形物発生量

	排水	１日当り初沈汚泥発生固形物量（ｇ／日）	１日当り余剰汚泥発生固形物量（ｇ／日）	除去BOD当り余剰汚泥発生固形物量（g/g-BOD）
区画２	ﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞ	271	124	－
	対照	84	105	0.70
区画３	高負荷	149	64	0.41
	低負荷	143	73	－

④　汚泥発生量

実験区画２及び３の１日当り初沈汚泥、余剰汚泥の発生量及び除去ＢＯＤ当りの余剰汚泥発生量を表－６に示す。ただし区画２のディスポーザ排水及び区画３の低負荷の除去ＢＯＤ当りの余剰汚泥発生量については、この期間、これらの系列の処理が安定せず、処理水のＢＯＤ濃度が高くて除去ＢＯＤが非常に小さくなったので算出していない。表－６によれば、ディスポーザを使用した場合、汚泥発生量は大幅に増加（特に初沈汚泥）することがわかる。また、初沈汚泥、余剰汚泥を混合して消化実験を実施したところ、投入ＶＳ当りのメタンガス発生量はディスポーザ排水の系列の方が対照系列よりも１割～２割大きかった。

３．２　圧力式下水道システムに関する調査

圧力式下水道システムに関して平成元年度は以下の項目について調査、検討を実施した。

ア、つくば市大角豆地区に設置した実証実験施設による基礎的なデータの収集、整理

イ、１．２ｋｗのＧＰの開発のための調査

ウ、圧力式下水道システム技術指針（案）の作成

このうち、ウ、はア、等の結果を基に作成されたもので、既に土木研究所資料（平成２年３月）として取りまとめられている。従って、ここではイ、の調査結果を報告する。

３．２．１調査の背景

圧力式下水道システムにおいては１戸～数戸に１つのＧＰユニットを設置するが、現在日本において製品化されているうちで最も容量の小さなものは３線３相２００Ｖ１．５ｋｗのＧＰである。一方電気料金の契約は個々のユニット毎となっており、東京電力の場合、契約基本料金は１０２０円／ｋｗ／月であり、１．５ｋｗのＧＰは契約上２ｋｗの扱いとなるので、基本料金だけでも２０４０円／月となる（ただし実際にはこの金額に力率をかけた額とするので２０４０円そのままではない）。表－７は実証実験施設の８台のＧＰの平成元年８月の電気料金の内訳であるが、この表より電気料金のほとんどを基本料金が占めていることがわかる。そこで、全揚程が高くなく、かつ接続家庭数も少なくて流入水量の少ないユニットにはさらに小型のＧＰを設置して契約基本電力を１ｋｗとすることが経済性を高めることとなると考えられた。具体的には、出力１．１９ｋｗ（公称１．２

表－７　電気料金内訳

単位（円）

ＧＰ	基本料金	従量料金等	合計
Ｎｏ．１	1938	322	2260
Ｎｏ．２	1938	652	2590
Ｎｏ．３	1938	285	2223
Ｎｏ．４	1938	145	2083
Ｎｏ．５	1938	322	2260
Ｎｏ．６	1938	120	2058
Ｎｏ．７	1938	133	2071
Ｎｏ．８	1938	183	2121

（注）１９８９年８月分
従量料金等とは従量料金と消費税である

ｋｗ）以下のポンプが契約上１ｋｗの扱いとなるが、このようなポンプでは出力が小さくトルクが小さいため夾雑物によってはグラインダーで破砕することができず、トラブルの原因となることが懸念される。共同研究参加企業の中には、海外向けにＧＰを製造、輸出している企業があるが、この企業の調査によればＧＰの起動トルクが約１０００ｇ－ｍを下回るとポンプのトラブルが多くなる傾向にあるとのことであった。この企業は海外向けに１．２ｋｗのＧＰを製造しているが、これを日本に適用した場合、地域（周波数）により、その起動トルクは表－８に示すとおりとなり、このＧＰをそのまま日本に適用するには６０Ｈｚの地域ではリスクが大きいと考えられる。従って、６０Ｈｚの地域でも起動トルクが１０００ｇ－ｍ以上となるポンプを開発する必要があるが、その前段階の検討として起動トルクが約１０００ｇ－ｍの場合の破砕性能を上記ポンプを５０Ｈｚの地域で使用することにより確認することとしたものである。

３．２．２調査方法

Ｉ県流域下水道の中継ポンプ場の流入部の水路の一部に上記ＧＰを２台設置し（図－２）、実下水による耐久テストを実施すると共に、耐久テスト前後に家庭よりユニットに流入すると思われる夾雑物（表－９）による破砕テストを実施した。破砕テストは、清水を用い、ポリバケツ内でＧＰを起動させてその中に夾雑物を投入することにより実施した。また、併せて耐久テスト前後のグラインダー部の摩耗テストも実施した。耐久性テスト期間中はＧＰの運転をタイマーによる間欠運転（運転４分４５秒、休止１５秒の１サイクル５分）とした。

３．２．３調査結果

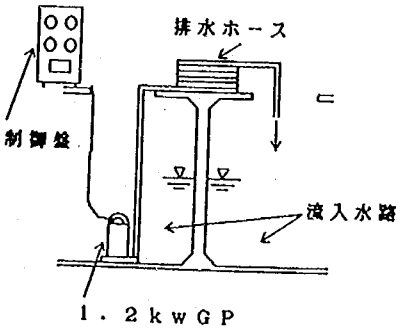
耐久テストは平成元年６月１６日に開始され、９月２０日に終了した。この期間の延運転回数、延運転時間は表－１０に示すとおりである。耐久テスト期間中、ポンプの運転状況は良好であり、特に異常は認められなかった。

各種夾雑物による破砕テストにおいては、耐久試験後のテストでＮｏ．１のＧＰにパンティストッキングを破砕させたところパンティストッキングがグラインダーの回転刃にからまり、ＧＰの保護回路が働いてＧＰが停止した。但しその直後に同じＧＰで新しいパンティストッキングをもう１度試みたところ、今度は絡まることなく破砕された。その他の夾雑物については２台とも問題なく破砕した。

表－８　1.2kwのGPの起動トルク

区域	起動トルク（ｇ－ｍ）
５０Ｈｚ	約１０８０
６０Ｈｚ	約８５０

図－２　耐久テスト模式図



表－９　破砕テストに供した夾雑物

ビニール袋
男性用避妊具
女性用衛生用品
ボロ布
ハンカチ
ﾊﾟﾝﾃｨｽﾄｯｷﾝｸﾞ

（注）ﾊﾟﾝﾃｨｽﾄｯｷﾝｸﾞは耐久テスト後のみ

表－１０　耐久テスト運転状況

ＧＰ	Ｎｏ．１	Ｎｏ．２
延運転回数（回）	23499	21558
延運転時間（Hr）	1869.4	1706.9
（参考）相当年数（年）	15.3	14.0

（注）相当年数とは１日２０分の運転時間として耐久テストの運転時間が何年分に相当するかを示したものである。

耐久性テスト前後のグラインダーの摩耗を重量の変化で示したものが表－１１である。また、目視によれば耐久テスト後、回転刃の外側面、固定刃の内側面には摺動跡が見受けられ、刃のエッジは回転刃がＲ０．１５ｍｍ程度に丸まっていたが固定刃はまだ鋭利さを有していた。

表－１１　耐久テスト前後のグラインダー摩耗量

単位（ｇ），（％）

ＧＰ	Ｎｏ．１		Ｎｏ．２	
部分	回転刃	固定刃	回転刃	固定刃
耐久テスト前	236.35	404.33	234.43	419.91
耐久テスト後	234.44	402.39	232.62	417.98
摩耗量	1.91	1.94	1.81	1.93
摩耗率	0.81	0.48	0.77	0.46

３．２．４考察

調査結果より、起動トルクを１０００ｇ－ｍとする１．２ｋｗのＧＰは、通常の個人の家庭より流入すると考えられる夾雑物（ビニール袋、衛生用品等）に対しては長時間運転後も十分な破砕性能を持つと考えられる。従って、外食産業や展示会場等、不特定多数の客が出入りし、それに従って様々な夾雑物が流入すると考えられるユニットに設置することは破砕性能の面より不安はあるものの、通常の個人の家庭を対象とするユニットに設置することは特に問題が無いものと考えられる。

３．３真空式下水道システムに関する調査

真空式下水道システムに関しては、平成元年度は以下の項目について調査、検討を実施した。

ア、真空弁及び真空発生装置の耐久性、対応性に関する調査

イ、共同研究参加企業の社宅等に設置した実証実験施設による基礎的なデータの収集、整理

このうち、ア、について以下に報告する。

３．３．１調査方法

Ｙ市下水処理場内に真空弁及び真空発生装置より成るテストプラントを設置し、実下水によるテストを実施した。民間企業との共同研究においては現在２つの方式が検討されているため、テストプラントもそれぞれの方式のものを設置した。以下、真空発生装置として真空ポンプと真空タンクを用いる方式を方式１、イジェクターとポンプを用いる方式を方式２と呼ぶこととする。また、それぞれのプラントには真空弁を２個ずつ設けた。このテストプラントによる耐久性テスト、対応性テストの概要は次の通りである。

耐久性テスト

① ２軒の家庭より排出される汚水（１ｍ３／家庭・日とする）を１１年分排除することとし、これを約半年でおこなった。

② テスト実施中、真空弁１つ当り概ね１年分の水量経過毎に汚水の供給を止め、真空弁を待機状態にした上で真空ポンプ（または循環ポンプ）を停止させ、放置してシステム内の圧力変化を記録した（真空保持テスト）。

対応性テスト

耐久性テストの前後に真空弁ユニットへ種々の夾雑物を投入し、それに対するシステムの対応性について調査した。ただしこの調査は清水で実施した。

３．３．２結果と考察

耐久性テストの運転状況は表－１２に示す通りであった。耐久性テスト期間中は、特に重大なトラブルはなく、両プラントとも運転は順調であった。また、合計１２回にわたる真空保持テストにおいても両プラントとも著しい真空度の低下は認められなかった。

表－１２　耐久テスト運転状況

	合計水量（m３）	真空弁開閉回数（回） No．１	No．２	合計	排風量 (N-m3)	開閉１回当り水量（l）	気液比
方式１	19808	269373	236763	506136	72200	39.1	3.6
方式２	17068	156321	101459	257780	16210	66.2	0.9

対応性テストの結果は表－１３に示すとおりであった。このうち、方式２については重量物（コーヒー用スプーン）や長大物（割箸）は吸入しなかったが、そもそも方式２は循環ポンプとイジェクターにより真空を発生しており、構造上吸入された汚水はイジェクター部の狭い部分を通過しなくてはならないため、真空弁の構造が重量物や長大物を吸入しないようになっているためである。対応性テストでも吸入された夾雑物はすべてイジェクター部を通過した。また、両方式とも吸入した夾雑物によりトラブルが発生することはなかった。これらの結果より両方式とも夾雑物に対する対応性は良好であると言える。

表－１３　対応性テスト結果

方式１

雑物	耐久テスト前	耐久テスト後
布きれ	１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
ビニール袋	１回の真空弁の作動で吸入	数回の真空弁の作動で吸入
ビールの王冠	数回の真空弁の作動で吸入	数回の真空弁の作動で吸入
コーヒー用スプーン	吸い込み管より遠いところに沈んだものについては吸入されなかったが，吸い込み管の近くまで移動させたところ１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
割箸	数回の真空弁の作動で吸入	数回の真空弁の作動で吸入
男性用ゴム製避妊具	１回の真空弁の作動で吸入	数回の真空弁の作動で吸入
女性用衛生用品	１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
紙おむつ	１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入

（注）真空弁に吸入された異物はすべて最終的に真空タンクまで搬送された。

方式２

雑物	耐久テスト前	耐久テスト後
布きれ	１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
ビニール袋	１回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
ビールの王冠	数回の真空弁の作動で吸入	数回の真空弁の作動で吸入
コーヒー用スプーン	沈降して吸入されない	沈降して吸入されない
割箸	浮上して吸入されない	浮上して吸入されない
男性用ゴム製避妊具	数回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
女性用衛生用品	数回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入
紙おむつ	数回の真空弁の作動で吸入	１回の真空弁の作動で吸入

（注）真空弁に吸入された異物はすべてイジェクター部も通過した。

４．今後の検討課題

平成２年度以降残されている課題としては、以下の通りである。

① ディスポーザの設置が下水道施設以外の社会全般に与える影響を調査し、下水道施設に与える影響も合わせ総合的な評価を実施する必要がある。

② 圧力式下水道システム、真空式下水道システムに関する技術開発を継続するとともに、真空式下水道システムに関しては早期に技術指針を作成する必要がある。

5．合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査

下水道研究室 室長 竹石 和夫
主任研究員 村上 孝雄
櫻井 真一

1．はじめに

都市における浸水防除は、下水道の重要な役割の一つである。特に、近年では都市化の進行に伴い不浸透面積の増大によって降雨の流出率が高まり、いわゆる都市型水害が増加している。都市型水害の防止には、下水道システムの雨水排除能力増強が重要であることは自明であるが、排出先である河川の流下能力に制約があることが多いため、雨水流出抑制の重要性が増している。流出抑制手法のなかでも貯留は確実な効果が期待できることから、今後多くの雨水調整池や貯留管きょ等の貯留施設が建設されて行くものと考えられる。また、浸水対策に加えて下水道における雨水対策上の重要な問題として合流式下水道の雨天時越流水による水質汚濁の問題があるが、これに対処するためには、特に汚濁程度の激しい初期流出水を一時貯留・処理することが有効である。

このように、貯留施設は浸水対策や合流式越流水対策で対策の中心となるものであり、特に今後は浸水対策と合流式越流水対策の両方を目的とした貯留施設が増加すると考えられる。しかしながら、前者がピーク流量を問題にするのに対して後者は初期流出分が問題であり、対象とする部分が異なるために、その両方の目的を効率よく充たすことは容易ではなく、その計画・設計や運転管理についての最適手法の開発が待たれている。

本調査は、雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流汚濁負荷削減効果を発揮させるための施設計画・設計手法および運転管理手法を確立することを目的とするものである。平成元年度は、本調査の初年度であり、浸水対策施設の設計手法とその浸水安全度への影響、浸水対策・越流水対策併用施設の運転手法とその汚濁削減効果への影響及びサーチャージ流状態におけるマンホールの水理学的検討を行なった。

2．貯留管きょの設計手法とその浸水安全度への影響に関する検討

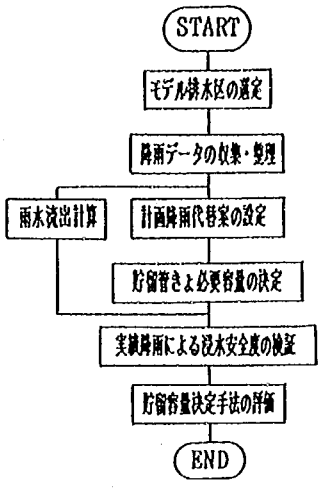
2．1 目的

貯留施設の設計には、現在のところ計画降雨として降雨強度式に基づいて作成した中央集中型降雨波形を用いるのが一般的である。中央集中型降雨波形は、かなり鋭いピークを有する形状となるが、貯留施設容量決定に際しては、許容放流量以上の総流量が問題となるため、ピーク流出量は同程度でも総雨量が大きい降雨があった場合には、許容放流量以上を全量貯留しきれず、浸水が生じることが考えられる。このことから、本検討では貯留施設の設計を行なう場合の計画降雨波形の浸水安全度に

対する感度分析を行なった。

２．２　検討方法と結果

検討作業のフローを図－１に示す。モデル排水区としては、K排水区（首都圏、面積約1,060ha）とT排水区（関西圏、面積約1,000ha）の２つの実在排水区を選定した。これらの各排水区について時間最大降雨量≧20mm/hrの降雨データの収集を行なった。この結果、T排水区については、1952～1981年までの30年間の降雨データ中から23降雨が、K排水区については1940～1985年の46年間の降雨データ中から31降雨が検討対象降雨となった。計画降雨は確率年を10年とし、計画ハイエトグラフの設定には、次の３通りの手法を用いた。



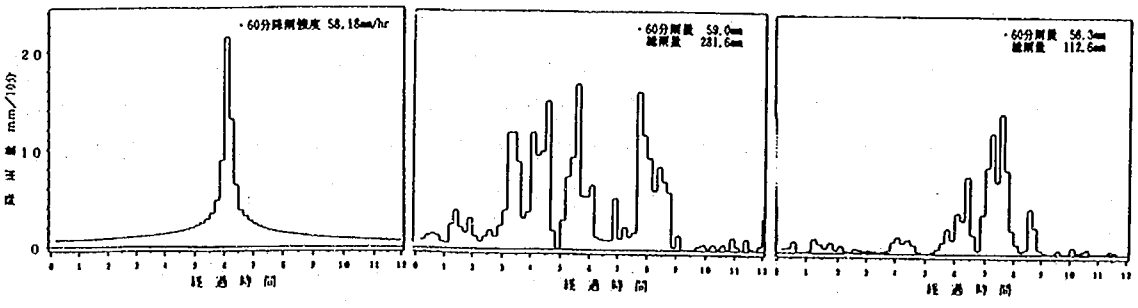
図－１　検討作業フロー

①降雨強度式から決定した中央集中型降雨

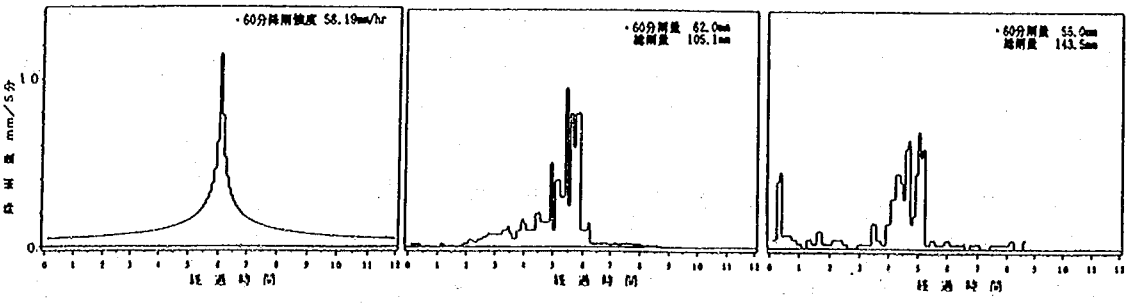
②60分降雨強度が既往最大の降雨のハイエトグラフ

③60分及び180分降雨強度が①とほぼ等しい降雨のハイエトグラフ

両排水区について、①～③の降雨のハイエトグラフを図－２～３に示す。興味深いことに、両排水区とも既往最大降雨の60分降雨強度は、降雨強度式より求めた10年確率の60分降雨強度とほとんど一致しているという結果になっている。



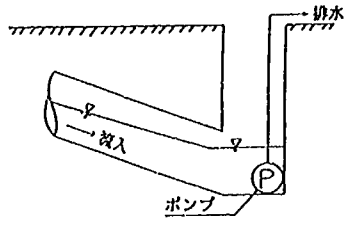
図－２　T排水区の計画ハイドログラフ（左から、①②③）



図－３　K排水区の計画ハイドログラフ（左から、①②③）

次に、①～③の降雨波形を用いて、貯留管きょの計画貯留容量算定を行なった。想定した貯留管きょの概念図を図－４に示す。貯留管きょはピークカットを行なうもので、末端に排水ポンプがあり、流入量とポンプ排水量の差が貯留量となる。貯留管きょの必要容量算定については、流出モデルとし

て、修正RRL法を用いた。両排水区のモデルパラメータを表－１に示す。容量の算定は修正RRL法により計算したハイドログラフに基づいて、排水ポンプ能力を10㎥/s～100㎥/sまで10㎥/sきざみに変えて、各ポンプ能力について、マスカーブ法により必要貯留量を算定した。

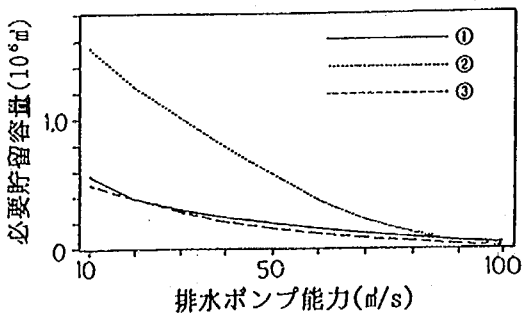


図－４　貯留管きょの概念図

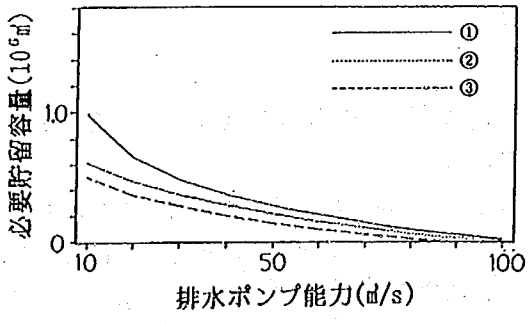
表－１　両排水区の修正RRL法パラメータ

	T排水区		K排水区	
有効降雨モデル	初期損失＋一定量損失モデル		初期損失＋一定量損失モデル	
	不浸透面積率	0.7	不浸透面積率	0.777
	不浸透域凹地貯留域の割合	0.6	不浸透域凹地貯留域の割合	0.6
	不浸透域の凹地貯留量(mm)	2.0	不浸透域の凹地貯留量(mm)	2.0
	浸透域凹地貯留域の割合	0.8	浸透域凹地貯留域の割合	0.8
	浸透域浸透能(mm/hr)	10.0	浸透域浸透能(mm/hr)	10.0
流出モデル	到達時間(分)	50.0	到達時間(分)	85.0
	P値	0.7	P値	0.7
	K値	0.874	K値	1.427

この結果を図－５～６に示す。T排水区については既往最大降雨を用いた場合が、最も必要貯留容量が大きくなっている。これはその既往最大降雨波形が複数のピークを有しており総雨量が大きく、長時間降雨強度は10年確率降雨強度を大きく上回っているためである。また、K排水区については中央集中型降雨波形が最大必要貯留容量を与えるが、これはK排水区の場合には既往最大降雨が降雨後半の裾野がない波形になっているためと考えられる。図からポンプ排水能力が小さい場合には、巨大な貯留容量が必要になることがわかるが、現存あるいは計画中の貯留管きょ・排水ポンプの諸元から判断すると、現実性があるのはポンプ排水能力が50㎥/s～90㎥/s程度の範囲であろう。



図－５　T排水区の必要貯留容量



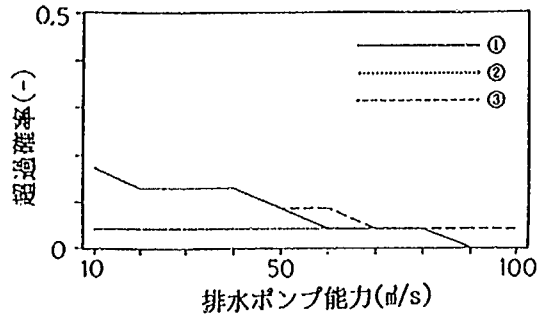
図－６　K排水区の必要貯留容量

以上で計画した貯留管きょの浸水安全度について、実績降雨による検証を行なった。実測流出データがないため、流出量は修正RRL法により計算した。浸水安全度の評価は、排水ポンプ能力をパラメータとして各実績降雨における必要貯留量を求め、①～③の降雨波形に基づいて求めた計画貯留管きょ容量と比較して、次式により超過確率を計算した。

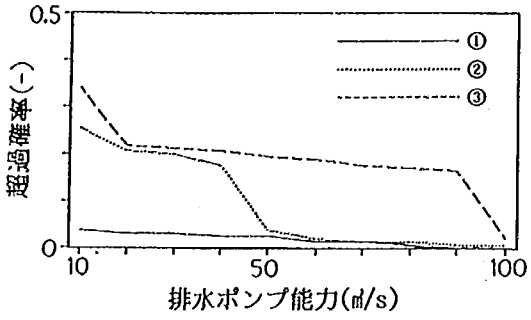
$$\text{超過確率}=\frac{\text{必要貯留量が計画貯留容量を超える降雨数}}{\text{実績降雨数}} \quad \cdots\cdots(1)$$

この結果を、図－７～８に示す。前述したポンプ排水能力50㎥/s～90㎥/sの範囲について見ると、T排水区では計画降雨として既往最大降雨を用いた場合が最も超過確率は小さいが、中央集中型降雨を用いた場合と大差はない。K排水区については、中央集中型降雨を用いた場合に超過確率がもっとも

小さい結果となった。また、両排水区ともに超過確率は全体的に排水ポンプ能力が小さくなると増大する傾向を示しており、このことは小排水ポンプ能力ー大貯留容量型の貯留管きょを計画する場合大排水ポンプ能力ー小貯留容量型の貯留管きょと同程度の浸水安全度を有するためには、貯留容量に余裕を見込む必要があることを示唆している。



図－7　T排水区での超過確率



図－8　K排水区での超過確率

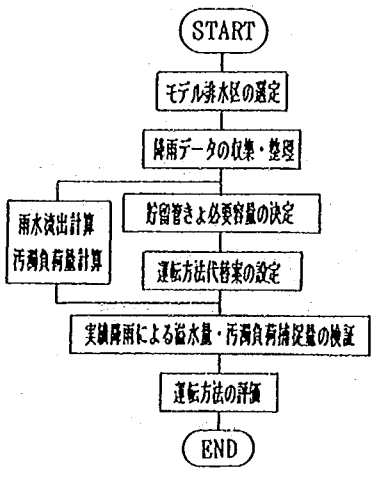
2．3　まとめと今後の課題

以上の検討結果では、計画降雨波形として中央集中型降雨を用いた場合、既往最大降雨波形を用いた場合と比較して、貯留管きょの浸水安全度には大きな差がないという結果になった。また、排水ポンプ能力と貯留容量の組合せによっては、貯留容量に対する余裕率を考慮する必要があることが明らかになった。今後は、これらの点について、一般性の検証を含めてさらに詳細な検討を行なう予定である。

3．浸水対策・越流水対策併用施設の運転方法に関する検討

3．1　目的

浸水対策用貯留施設は、大降雨を対象とするため容量が大きく稼働率も低いことから、施設を有効に利用するために、小降雨時には初期流出分を貯留し、越流水汚濁負荷削減対策に用いる例が多い。しかしながら、初期流出分を貯留することによりピークカット用貯留容量が減少する結果となり、それだけ大降雨時における浸水安全度は低下することになる。降雨に関する予測が完全にできればこのような問題は解決するが、現状では溢水を回避しつつ最大限に越流汚濁負荷量を削減する運転方法が望まれる。本検討では浸水対策・越流水対策併用の貯留管きょにおいて、いくつかの運転方法を想定し、その浸水安全度と汚濁負荷削減効果について考察する。



図－9　検討作業フロー

3．2　検討方法と結果

本検討作業のフローを図－9に示す。検討にあたっては、前項で述べたK排水区をモデル排水区として選択し、まず排水区流末に貯留管きょを想定した。貯留管きょ容量決定の基本的考え方は、排水

区域に降った10年確率降雨に対して、放流先河川の流下能力が５年確率降雨におけるピーク流出量相当分しかないと仮定し、この許容流出量を超える流量については貯留を行なうとした。貯留管きょの概念は前項図－４と同様である。表－２に計算に用いた降雨強度式その他を示す。計画ハイエトグラフは中央集中型を用いた。流出計算は修正RRL法によったが、排水区モデルパラメータは前項表－１と同様である。また、遮集量は計画時間最大汚水量の１倍（1.5㎥/s）とした。計算の結果得られた必要貯留管きょ容量は、69,000㎥である。また、排水ポンプ能力は85㎥/sであるが、この量が河川への許容放流量に相当する。

表－２　降雨強度式その他

降雨強度式	$I=1452/(t^{0.7}+7.5)$
降雨継続時間	12時間
時間最大降雨量	57.9mm/hr
総降雨量	162mm

貯留管きょの運転方法としては、次のＡ～Ｅの５通りを想定した。

Ａ．降雨開始からａ㎥までを貯留し、それ以降は貯留管への流入を行なわない。（越流水対策のみを行なうケース）

Ｂ．降雨開始からａ㎥までを貯留し、それ以降は一旦貯留水を全量ポンプ排水し、その後はピークカットに用いる。（浸水対策と越流水対策両方を行なうケース）

Ｃ．降雨開始からａ㎥までを貯留し、それ以降は一旦貯留水を全量ポンプ排水した後、再度ａ㎥まで貯留を行い、貯留量がこの量に達すると再び全量をポンプ排水する操作を繰り返す。（浸水対策と越流水対策両方を行なうケース）

Ｄ．降雨開始からａ㎥までを貯留し、それ以降は貯留管流入分をポンプ排水し、貯留量＝ａ㎥を目標とする。ただし、流入量がポンプ能力より大きい場合には、貯留量はａ㎥以上となる。（浸水対策と越流水対策両方を行なうケース）

Ｅ．ピークカットのみを行なう。（浸水対策のみを行なうケース）

次に実績降雨により、各運転方法について貯留管による汚濁負荷削減量の計算を行なった。用いた降雨データは、同地区の昭和55及び56年の全156降雨である。この前後9年間で見ると昭和55年については降雨がやや多く、昭和56年は平均的である。各降雨による流出汚濁負荷の計算にあたっては、土研モデルを用いBODを汚濁指標とした。

表－３　土研モデルのパラメータ

管内初期汚濁負荷量の日発生量に対する比率α	(－)	0.5
晴天時平均BOD濃度	(mg/l)	120.0
限界流量Q_c	(㎥/s･ha)	0.0001
晴天時日平均汚水量	(㎥/d･ha)	46.0

表－４　越流負荷量その他の計算結果

年	総降雨数	越流を生じる降雨数	越流量(10^3㎥)	遮集量(10^3㎥)	越流負荷量(t)	遮集負荷量(t)
55	84	71	10,630	4,166	177.1	199.2
56	72	61	9,200	3,688	144.4	165.6

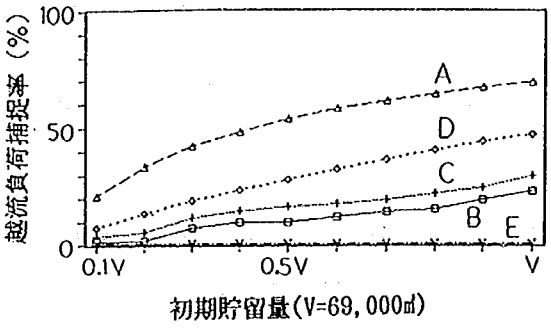
表－３に計算に使用した土研モデルのパラメータを示す。また、計算の結果得られた156降雨の年間越流負荷量、年間遮集負荷量等について表－４に示したが、越流負荷量は全発生負荷量の約1/2であり越流を生じる降雨は全降雨の約85％である。越流を生じた降雨を対象に、Ａ～Ｅの運転方法について、初期貯留容量をパラメータとして年間越流負荷の捕捉率（最終的に貯留された負荷量／年間越流負荷量）を各年度について計算した。ただし計算にあたっては、

(1)貯留管内では貯留水と流入水が瞬時に完全混合される。

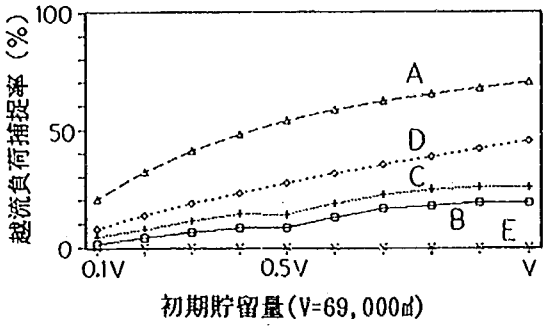
(2)排水ポンプは起動直後から最大排水能力での運転が可能である。

と仮定した。計算結果を図－10～11に示す。当然のことながら、越流負荷捕捉率は越流水対策のみのAが最も高く、浸水対策のみのEが最も低い。この間ではD、C、Bの順番で汚濁負荷量捕捉率が大きく、Dの運転方法ではBの約２倍の越流負荷捕捉率が得られている。

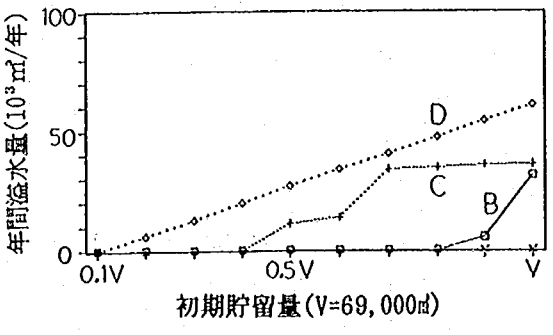
次に、B～Eの運転方法について、年間溢水量を計算した。計算結果を図－12～13に示す。溢水は初期貯留量が大きいほど生じる可能性が大きく、また溢水量は運転方法B、C、Dの順で増加している。溢水を生じた降雨は昭和55、56年ともに一降雨のみであった。これらの雨は、降雨継続時間がK排水区の最大流達時間である90分前後での降雨強度が５年確率降雨強度を上回っているために溢水したものと考えられる。また、同排水区における昭和48～54年の７年間の降雨データにより同様の計算を行なった結果では、併用利用のいずれかの運転条件下で溢水を生じた降雨は２降雨であった。従って、併用利用時に溢水を生じる可能性のある降雨は、９年間で合計４降雨である。これらの降雨の降雨強度はいずれも10年確率降雨強度以下であった。



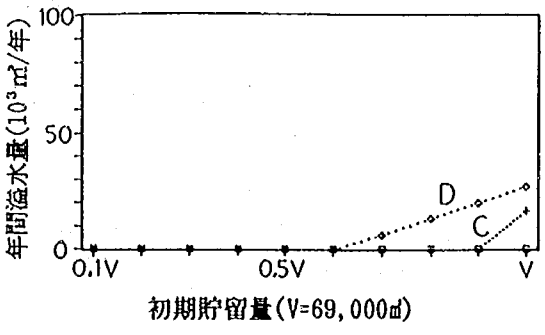
図－10　越流負荷捕捉率（昭和55年）



図－11　越流負荷捕捉率（昭和56年）



図－12　年間溢水量（昭和55年）



図－13　年間溢水量（昭和56年）

３．３　貯留水排水時間の浸水安全度への影響

貯留された雨水は、降雨終了後に下水処理場に送水・処理されるのが普通であるが、送水は下水処理場の処理能力の余裕がある時間帯に行わなければならないことと、経済性の面からあまり送水能力の大きいポンプは設置できず、24時間程度をかけて処理場に送水されるのが一般的である。

ここでは、前出のK処理区貯留管きょについて、貯留水送水時間が浸水安全度に及ぼす影響を検討した。降雨毎の貯留量は、総流出量から総遮集量を差し引いたものとした。昭和48～56年の全656降

雨中で、貯留が生じるのは556降雨である。この556降雨を検討対象として、貯留水送水時間（満水状態から全量を排出するのに必要な時間）を12時間、24時間、36時間の３通りに仮定して、次の降雨開始までに管内の貯留水を全量排出可能かどうかを計算した結果を表－５に示す。このように、送水ポンプ能力が大きくなるほど、次の降雨開始までに貯留水が残存する降雨の割合は多くなる。

表－５　送水時間毎の貯留水が残存する割合

	送水時間別貯留水残存降雨数			送水時間別貯留水残存降雨割合(%)		
	12時間	24時間	36時間	12時間	24時間	36時間
貯留水が残存する降雨	３８	７５	１２２	６．８	１３．５	２１．９
貯留水を全量排水できる降雨	５１８	４８１	４３４	９３．２	８６．５	７８．１
総降雨回数	５５６	５５６	５５６	１００．０	１００．０	１００．０

そこで、貯留管きょ内に貯留水が残存している状態（実質貯留容量が減少している状態）で大降雨があった場合の浸水の危険性を検討するため、満水状態の貯留水の処理場への送水開始後４時間後に次降雨が始まった場合の貯留管きょの貯留状況のシミュレーションを行なった。シミュレーションでは、以下の条件を仮定した。

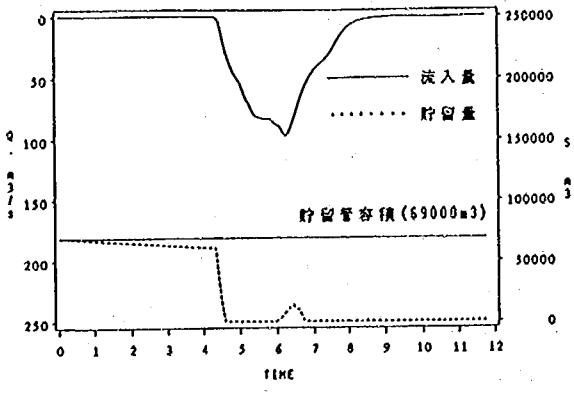
(1)送水ポンプ能力は、満水状態の貯留水を36時間で排出できるものとする。(1,917㎥/hr)

(2)貯留水が管内に残存している状態で、次の降雨による流入が始まった場合には、残存貯留水はその時点から排水ポンプを用いて排出するものとする。

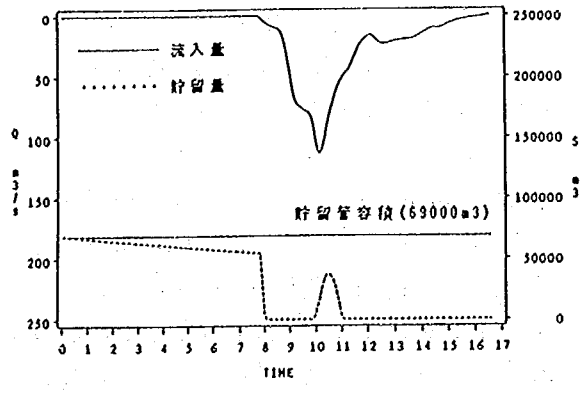
(3)残存貯留水の排出完了後は、貯留管はピークカット運転のみを行なうものとする。

(4)検討に用いる降雨は、前項の検討で併用利用時に溢水を生じる可能性のある４降雨とする。

検討対象降雨の貯留量曲線の例を図－14及び図－15に示す。シミュレーションの結果では、降雨開始時に貯留水の排出が完了していなくても、排水ポンプにより残存貯留水を排出すれば貯留管を速やかに空にしてピークカットを行なうことが可能であり、溢水は生じなかった。



図－14　貯留量曲線(1)



図－15　貯留量曲線(2)

３．４　まとめと今後の課題

以上の検討結果から、貯留管きょの浸水対策と越流水対策の併用利用では、最も浸水安全度の高い

運転方法は、運転方法Bにおいて初期貯留容量を小さく設定する方法である。しかしながら、最も危険側である運転方法Dにおいても、初期貯留量＝0.5Vでは昭和56年には溢水は生じず、初期貯留量を小さく設定することにより、溢水に対する危険度は低減できる。貯留施設を季節によって併用利用とピークカットに使いわけることは既に行なわれているが、併用利用運転方法の使い分けや初期貯留量の適切な設定を行なうことにより貯留施設を通年的に併用利用できる可能性も生じると考えられる。

また、貯留水排出時間の検討では、仮に貯留水全量を排水できていない状態で大降雨が生じた場合でも、流入が始まった時点で残存貯留水を速やかに排水ポンプで排出するという前提に立てば、残存貯留水の影響により溢水が生じるという結果にはならなかった。ただし、本検討では排水ポンプ能力をかなり大きく設定したために残存貯留水の影響が出なかった可能性があり、今後は排水ポンプ能力が小さいケースについても検討を行う必要があろう。

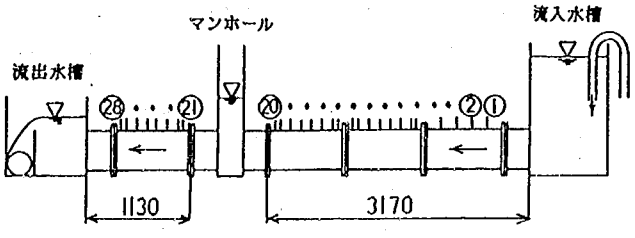
4．マンホールの損失水頭に関する検討

4．1　目的

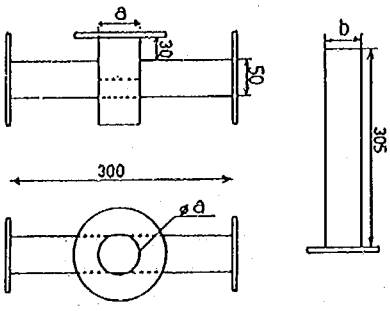
都市域の降雨を速やかに排除し、浸水による被害を回避することは、下水道の重要な役割の一つである。このためには、できるだけ効率的に雨水を収集・排除できる管路ネットワークを構築する必要がある。下水管路には取り付け管やマンホール等の付帯設備が数多く存在しており、下水道枝線部や末端部において生じる浸水や溢水には、このような付帯設備の排除・流下能力も関係するところが大きいと考えられるが、この点については、水理学的検討はあまりなされていない。特にマンホールについては、損失水頭がかなり大きいことが知られているもの[1]、水理学的見地からのマンホール構造の検討は、ほとんど行なわれていない状況である。本研究では、サーチャージ流状態でのマンホールによる損失水頭を調査するとともに、その損失水頭低減方法について検討した。

4．2　実験方法と結果

図－16に、実験装置の概略を示す。実験装置は透明アクリル製で、流入水槽管、マンホール及び流出水槽からなっている。管の内径は800㎜の管きょの1/16の模型を想定して50㎜とした。管の長さは1ｍとし、マンホール上流部に３本、下流部に１本を取り付けた。マンホール模型は、図－17に示すような構造とした。マンホール内部にはインバートを設置し、その深さは管内径の半分(25㎜)とした。マンホール径(ａ)は６㎝、7.5㎝、９㎝、10㎝、12㎝の５種類、マンホール上部シャフトの構造は、シャフト径(ｂ)が５㎝(Ａタイプ)と、マンホール径＝シャフト径(Ｂタイプ)の２通りとした。上部シャフトは、管頂より30㎜の所で交換可能な構造になっている。ただし、マンホール径６㎝のものについ

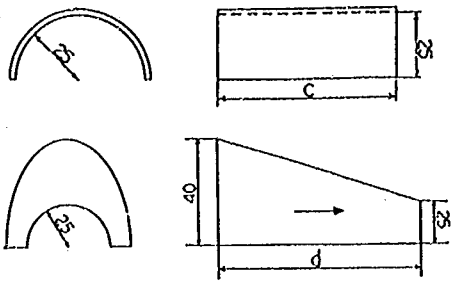


図－16　実験装置概略図



図－17　マンホール部詳細

ては、両タイプのシャフト径の差が小さいため、Bタイプのみとしている。また、各マンホールにはインバート部にガイドカバーを取り付けられる構造とした。これらのカバーは図－18に示すように、Ⅰ型とⅡ型の2種類がある。Ⅰ型は半径2.5cmの半円筒形であり、Ⅱ型は半円錐台形である。Ⅰ型の長さ(c)は2cm、3.5cm、5cm、6cm、8cmの5種類であり、Ⅱ型の長さ(d)は5cm、6cm、8cmの3種類である。これらのガイドカバーは、マンホールに流入する水流をできるだけ速やかに流出口に導くことにより損失水頭を低減することを意図したものである。マンホールサイズとガイドカバーサイズの組合せは表－6の通りである。



図－18　ガイドカバー、Ⅰ型(上)とⅡ型(下)

流入水槽は容量25ℓで、高さを違えて15個の孔が開けてあり、これらの孔から越流を行なわせることにより、流入槽水深を調節することができる。流出水槽では、管頂より5mm高い越流堰を設置してサーチャージ流を保証した。実験装置は鋼製架台の上に水平に設置し、管内圧の測定は管に一定間隔で取り付けたピエゾメータにより行なった。

表－6　マンホールとカバーサイズ

マンホール内径(cm)	ガイドカバー長(cm)
6.0	2.0
7.5	3.5
9.0	5.0
10.0	6.0
12.0	8.0

マンホール前後の管内圧は直線的な減少を示した。図－16に見られるように、マンホール直近のピエゾメータの位置はマンホール直前・直後ではないため、マンホール入口と出口の管内圧は、マンホール前後管部の動水勾配をマンホール入口及び出口まで外挿して求めた。マンホール部の損失水頭はこのようにして求めたマンホール入口及び出口の管内圧の差である。

ここで、マンホールの損失水頭は、(2)式のように表現される。

$$\Delta H = k \cdot (v^2 / 2g) \qquad \cdots\cdots\cdots (2)$$

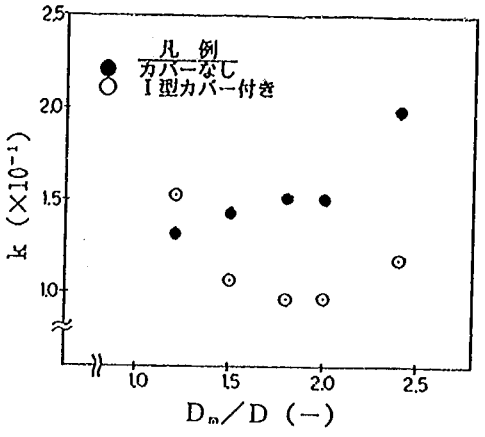
ここに、　ΔH：マンホールによる損失水頭(cm)

k：マンホールの損失係数(－)

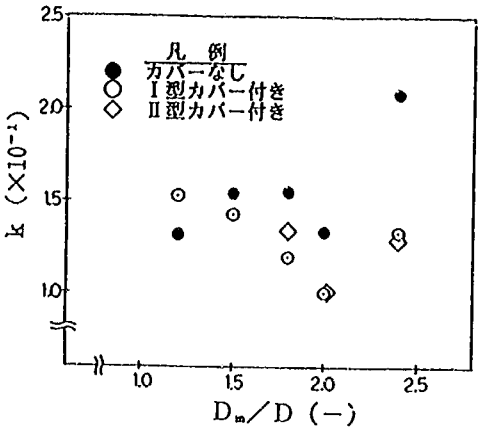
v：管内の平均流速(cm/s)

各条件についてΔHと$(v^2/2g)$をプロットし、原点を通る直線で回帰した勾配がkを与える。図－19にAタイプについて、マンホール径(D_m)と管径(D)の比(D_m/D)と　kの関係を整理した 。(ただし、マンホール径6cmのものはBタイプのみであるため、図中のデータはマンホール径＝シャフト径) 図－20には、Bタイプについて同様なデータを示した。また、これらの図中にはガイドカバーを設置した場合のkの測定値も併せて示した。ただし、ガイドカバーはいづれもインバート中央に設置した。Ⅱ型カバーについては、Bタイプマンホールについてのみ実験した。

Lindvallが報告しているように[2]、本実験でもマンホール径が大きくなるほどkも大きくなる傾向が見られた。これは、AタイプもBタイプも同様であった。特に$D_m/D=2.4$になるとkは急激に増大する。また、AタイプとBタイプの差はあまり大きくはなく、マンホール上部シャフトの構造は損失水頭にはあまり影響しないと思われる。



図−19　Aタイプマンホールのk値



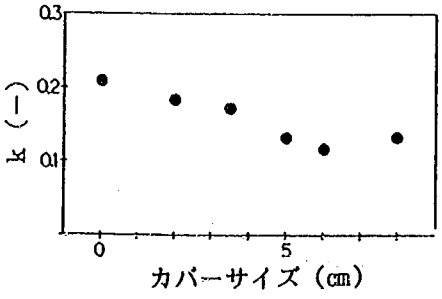
図−20　Bタイプマンホールのk値

ガイドカバーをインバート部中央に設置した場合では、A・B両タイプともに$D_m/D \geqq 1.5$ではガイドカバーを設置した場合の損失係数はガイドカバー無しの場合よりも大幅に低下し、特に$D_m/D = 2.4$ではカバーなしの場合の60%程度の値となっている。$D_m/D = 2.4$のマンホールについて、トレーサを用いた流況観察を行なったが、ガイドカバーのないものでは、マンホールに流入した水流の一部が下流側マンホール壁に衝突し複雑な渦流が生じているのが観察された。これに対して、ガイドカバー設置時には水流の大部分がカバー内を流下し、下流側マンホール壁に衝突する水流が大きく減少しており、ガイドカバーによる整流効果により損失水頭が減少することが確認できた。

しかしながら、$D_m/D = 1.2$の場合には、Aタイプ、Bタイプ共に逆にkは増大しており、ガイドカバーの設置により、マンホール径が大きく損失水頭が大きいものについては損失水頭低減効果が見られるが、マンホール径が小さく、もともと損失水頭が小さい場合にはガイドカバーの設置は反ってマンホール内部での流れ抵抗となることを示唆している。

また、I型とII型のガイドカバー形状による効果の相違については、図−20に見られるように両者で大差がない。

図−21は$D_m = 12$cmのBタイプマンホールについて、I型ガイドカバーの長さを変えて、そのkに及ぼす影響を示したものである。ガイドカバーサイズの影響については、カバーサイズが大きくなるほど損失係数は低下してゆく傾向が見られたが、カバー長＝5cm以上では大差ない。

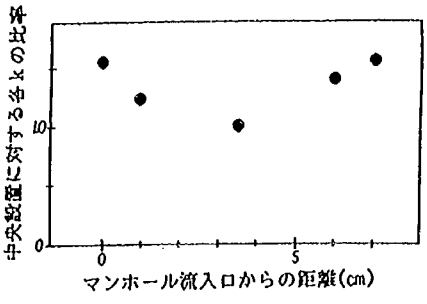


図−21　ガイドカバー長さの影響

また、図−22にガイドカバー設置位置の影響について調査した結果を示す。これは、図−21と同じく、$D_m = 12$cmのBタイプマンホールについて、$\ell = 5$cmのガイドカバーを用いてその設置位置を様々に変えて、損失水頭を測定したものである。図では、横軸にはガイドカバー端の流入口からの距離を示したが、3.5cmがインバート部中央に相当する。図からわかるように、kはガイドカバーをインバート中央に設置した場合に最も小さく、設置位置がどちらにずれてもその値は増大した。

4．3　まとめ及び今後の課題

マンホール内に設置したガイドカバーにより、サーチャージ流状態におけるマンホールによる損失水頭を低減できる可能性が示された。この場合、ガイドカバーの形状は半円筒型とし、長さはマンホール径の半分程度で良く、また設置位置としてはインバート中央が最も効果が大きいと考えられる。ガイドカバーは単純な構造であり、設置も簡単であるので実際のマンホールにも十分適用可能であると考えられる。



図－22　ガイドカバー位置の影響

今後の課題としては、諸条件でのマンホール損失水頭の検討を継続するとともに、ガイドカバーに関しては、合流のある箇所での適用をどうするかといった点についての検討が実用化の上で必要であろう。

＜参考文献＞

(1)松本、「マンホールの損失水頭を考慮した下水道管きょの設計について」　(財)建設技術研究所　1984　など

(2) Lindvall, "Head losses at surcharged manholes with a main pipe and a 90° lateral" Proc. of the 3th international conference on urban storm drainage, vol.I, 1987

6．栄養塩類の高度除去のための既存施設の改善に関する調査

三次処理研究室 室　　長 佐藤 和明
主任研究員 森山 克美
〃　　小越 眞佐司

1．調査の目的と必要性

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

2．前年度までの調査結果

昭和６３年度までの調査結果を要約すると以下の通りである。

（１）嫌気好気法では、低ＭＬＳＳ・高ＢＯＤ／ＳＳ負荷運転により高いリン除去率が維持できたが、降雨時等におけるリン除去の不安定化は避け得なかった。また、リンの除去と硝化の進行は相反する関係となる傾向があり、NH_4－Ｎ１mg/l以下が２～３日持続するとリンの除去が不安定になった。

（２）嫌気好気・嫌気好気のフローでは窒素とリンを同時に高率で除去することが難しかった。本プロセスで住宅地からの下水を処理した場合は９０％の、都市下水を処理した場合は７０％の窒素除去率が得られた。

（３）循環式硝化脱窒法に付加する凝集剤として、硫酸ばん土はリンの不溶化、バルキング抑制、汚泥濃縮性などの点で、ＰＡＣや鉄塩より優れた性能を有する。しかし、注入率が高いと硝化を抑制するので注意が必要である。

（４）凝集剤添加硝化・内生脱窒法の硝化槽・脱窒槽容量比は１：１が適当であった。硫酸ばん土をアルミとして流入オルトリンに対して等モル程度添加し、硝化槽末端のＤＯを0.5mg/l程度に管理したところ、T-P 0.5～1mg/l, T-N 5（低水温期は5～10）mg/l の処理水が得られた。

（５）間けつ曝気法による全窒素除去率は、ＨＲＴ１５時間で８０％程度が得られた。

（６）硝化・内生脱窒法では、初沈バイパスの場合の方が初沈を通した場合より脱窒量が多かった。

（７）好気－嫌気－好気法では、窒素・リン同時除去のためにＯＲＰ制御が有効であった。

（８）凝集剤の添加量を処理水リン濃度の変化に基づいて制御するフィードバック制御法は生物脱リン・脱窒法の補強手法として有効であり、安定した窒素・リンの同時除去が僅かな凝集剤の使用で達成できた。

3．平成元年度の調査結果

3．1　硝化脱窒同時反応に関する調査

これまでの調査において、硝化・内生脱窒法及び好気－嫌気－好気法の硝化槽（好気槽）で脱窒反応が生じていることが認められている。この曝気条件下での脱窒現象を窒素除去に積極的に活用することは、プロセスのコンパクト化、除去率の効率化に役立つものと考えられる。しかしながら、曝気条件下での脱窒現象については、その反応速度および制御方法など不明な点が多く、実用に供するにはこれらの点を解明する必要があろう。

本報告では、この曝気条件下において硝化反応と脱窒反応を同時に進行させる窒素除去法を硝化脱窒同時反応法と呼ぶこととし、本法を適用した３種のプロセスにおける硝化脱窒同時反応速度の定量化と窒素収支、並びに制御法について検討した。

3．1．1　調査概要

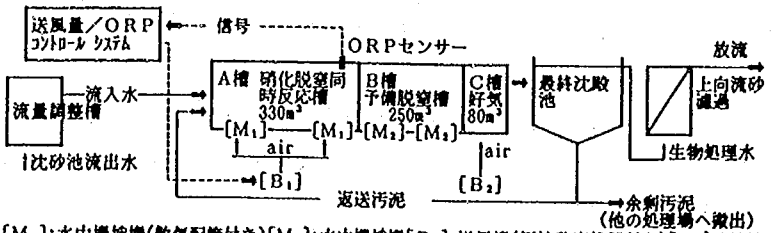
＜瞳ケ丘処理場＞

実験施設のプロセス構成を図－１、運転条件を表－１に示す。最初沈殿池は無く、下水は沈砂池へ流入後、流量調整槽を経由して生物反応槽へ導入されている。硝化脱窒同時反応槽（Ａ槽）の撹拌曝気は空気配管を装備した水中撹拌機を槽底部に設置して行った。この撹拌曝気はＡ槽ＯＲＰが一定になるよう制御された。嫌気槽（Ｂ槽）は水中撹拌機により撹拌した。再曝気槽（Ｃ槽）は定量曝気とした。

＜湖東処理場＞

プロセスのフロー、条件は図－７に示す。本施設は、約4,000人の処理人口を持ち、1,000㎥／日程度の生活排水を処理する下水処理場であり、長時間エアレーション法を硝化・内生脱窒法のプロセスに改造したものである。最初沈殿池は設置されておらず、下水は沈砂池へ流入後、調整槽を経由して生物反応槽へ導入されている。生物反応槽は、仕切板で分割されている。硝化槽と再曝気槽は、粗気泡型散気装置（ディスクディフューザー）により曝気され、脱窒槽では上向噴射式水中撹拌機を底部に固定し、撹拌している。

当処理場の硝化槽送風量は自動制御されてないが、硝化槽ＤＯ濃度が0.5～1.0mg/ℓ程度になるように調整されている。硝化槽の制御が完全ではない場合の硝化脱窒同時反応速度の評価対象とした。



[M₁]:水中撹拌機(散気配管付き)[M₂]:水中撹拌機[B₁]:送風機(周波数変換器付き)[B₂]:送風機

図－１　瞳ケ丘処理場フロー

＜パイロットプラント＞

パイロットプラントは、湖東処理場に設置された。フロー、条件を図－８に示す。プロセスは、硝化脱窒同時反応槽と返送汚泥ライン上の予備脱窒槽から構成される。このフローは、同時反応を利用して窒素を除去することを意図したものである。処理場の流量調整槽流出水を生物反応槽への流入原水とした。送風量は硝化脱窒同時反応槽のＯＲＰ値が一定となるよう自

表－１　運転条件（瞳ケ丘処理場）

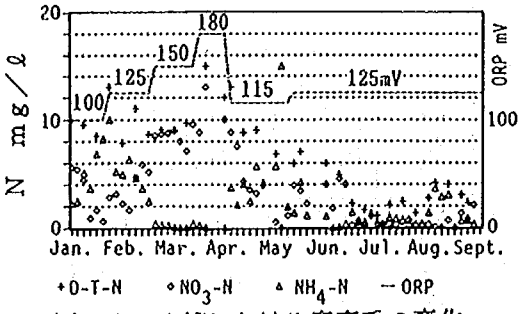
流入水量	900～1100(1000)㎥／日
生物反応槽滞留時間	15～17(16)時間
（Ａ槽:8時間, Ｂ槽:6時間, Ｃ槽:2時間）	
汚泥返送比	60～90(80)％
ＭＬＳＳ	2800～3200(3000)mg／ℓ
ＢＯＤ－ＳＳ負荷(Ａ槽に対し)	0.1～0.16
ＴＮ－ＳＳ負荷（Ａ槽に対し）	0.02～0.04
ＳＲＴ	17～25日
ＳＡＴ	10～16日
Ａ槽ＯＲＰ設定値	100→125→150→180 →115→125mＶ（段階的に変更）
（ＯＲＰ値：飽和塩化銀電極を比較電極とした。）	

動制御された。「硝化脱窒同時反応槽でNH_4-Nを０．５mg/ℓ程度残留するＯＲＰ値」として、同時反応槽NH_4-N濃度の推移状況を観察し、適宜ＯＲＰ設定値を修正した。生物反応槽滞留時間１０時間、汚泥返送比１００%、ＭＬＳＳ3000mg／ℓとした。

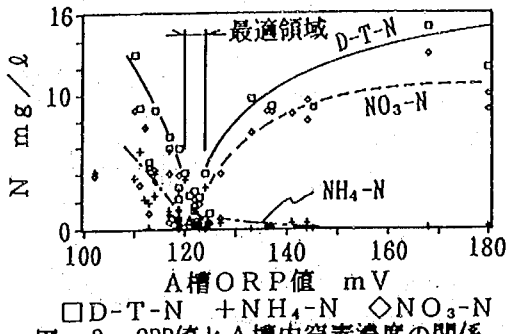
3．1．2　実験結果と考察

＜瞳ケ丘処理場＞

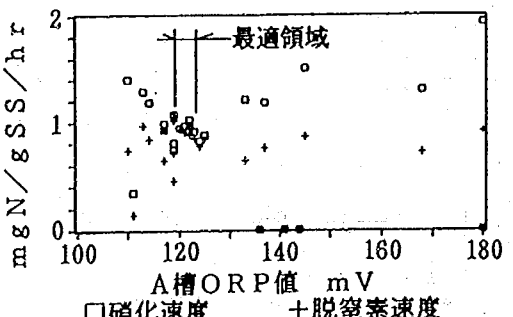
同時反応槽における窒素系の変化を図－２に示す。また、このデータをもとに、ＯＲＰ測定値と同時反応槽における各形態の窒素濃度の関係を求めた結果が、図－３である。同時除去の最適ＯＲＰ値は120～125mV近辺にあり、これより高いＯＲＰ値ではNO_3-NがＤＴＮ（溶解性全窒素）の大部分を占め、120mV以下では、NH_4-Nが残留することが認められる。図－４、５に同時反応槽ＯＲＰ値、ＤＯ値と硝化速度(K_N)、脱窒速度(K_{DN})の関係を示す。ＯＲＰ値では120～125mV、ＤＯでは0.2～0.3mg/ℓの範囲でK_N、K_{DN}共に約0.8～1.0mgN/gSS/hrであった。これらの領域より高い領域では、K_N、K_{DN}にひらきが生じる。これは同時反応槽にNO_3-Nが残留することを意味する。



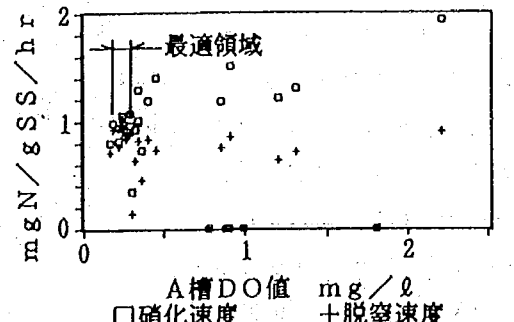
図－２　Ａ槽における窒素系の変化



図－３　ORP値とＡ槽内窒素濃度の関係



図－４　ＯＲＰ値とＡ槽内での硝化、脱窒速度



図－５　ＤＯ値とＡ槽内での硝化、脱窒速度

図－６に、設定ＯＲＰ値125mVで運転された６月～８月末までの全データを用いて、当処理場の窒素収支を求めた結果を示す。ＤＴＮ流入負荷の約86%が同時反応槽で除去されており、硝化脱窒同時反応速度は、0.87mgN/gSS/hrであった。一方、図－２に示されたＯＲＰ時150、180、115mV時の各水質平均値で窒素収支を求めると、ＤＴＮ除去量は15.1kg/日、K_{DN}は 0.64mgN/gSS/hrであった。

＜湖東処理場＞

図－６と同一の高水温期(６月～８月末)のデータを用いて当処理場の窒素収支を求めた結果を図－７に示す。当処理場の同時反応槽(硝化槽)で得られたK_{DN}は、高度な制御を行なわない条件での値と

して評価するものである。瞰ケ丘処理場での値の約6割であったが、ほぼ内生脱窒速度に匹敵した。

＜パイロットプラント＞

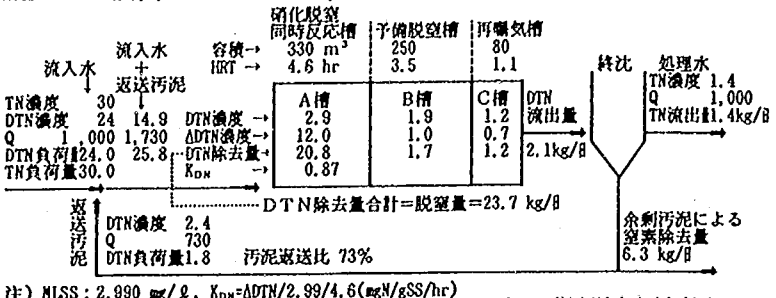
窒素収支を図－8に示す。得られたK_{DN}値は制御を行なったにもかかわらず、瞰ケ丘処理場に比べ低い値であったが、処理水ＴＮとしては、10～15mg/ℓを得られた。パイロットプラントのK_{DN}値が低いのは、反応槽混合特性の実施設との差異によるものと考えられる。

3．2　結合固定化担体を用いた循環式硝化脱窒法に関する調査

3．2．1　調査概要

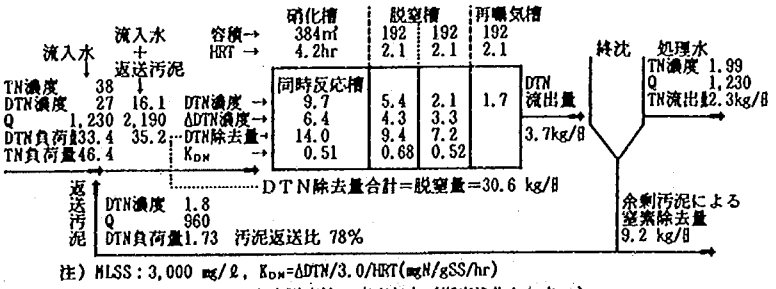
本調査で対象としたプロセスは、循環式硝化脱窒法の脱窒槽、硝化槽に結合固定化担体として活性炭を容積率で5％添加したものである。これによって、MLSS濃度を高濃度に維持し、硝化、脱窒の安定化を図ったものである。

プロセスのフロー、条件を図－9に示す。住宅団地の下水処理場の最初沈殿池流出水をプロセスへの流入原水とした。脱窒槽は撹拌機によって撹拌された。活性炭は室内実験にて、流動撹拌が可能（比重が小さい）で、流動による摩耗の少ないものを選定し、最終的にキャタラー工業キントールWA30～60mesh（0.25～0.5mm、かさ密度1.9kg/ℓ）とした。尚、種汚泥としてA$_2$O法で運転されている瞰ケ浦浄化センターの返送汚泥（約10,000mg/ℓ）を4m^{3}投入した。



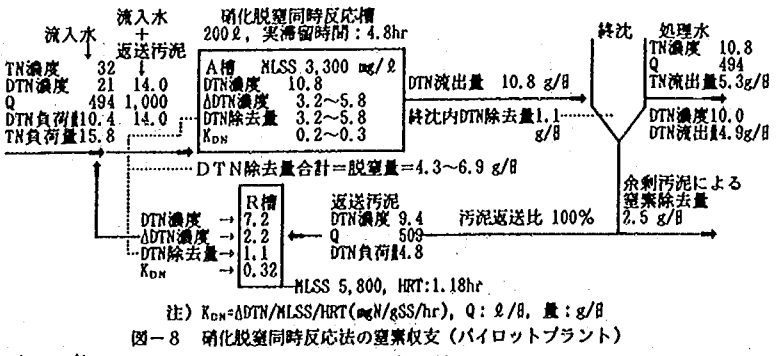
注）MLSS：2,990 mg/ℓ，K_{DN}=ΔDTN/2.99/4.6(mgN/gSS/hr)
Q：m³/日，濃度：mg/ℓ，量：kg/日，TN：全窒素，ΔDTN：除去DTN（溶解性全窒素）濃度

図－6　硝化脱窒同時反応法の窒素収支（瞰ケ丘浄化センター）
（昭和63年度6月1日～8月末日の全データの平均値を使用．）



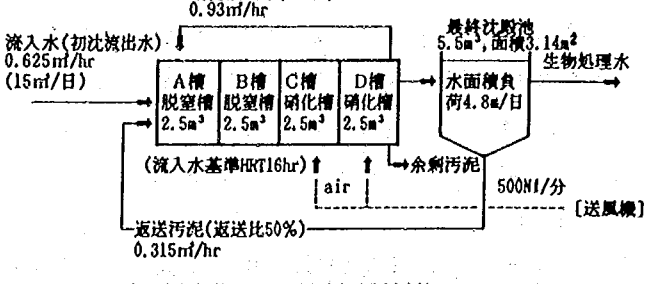
注）MLSS：3,000 mg/ℓ，K_{DN}=ΔDTN/3.0/HRT(mgN/gSS/hr)

図－7　硝化・内生脱窒法の窒素収支（湖東浄化センター）
（平成元年度6月1日～8月末日の全データの平均値を使用．）



注）K_{DN}=ΔDTN/MLSS/HRT(mgN/gSS/hr)，Q：ℓ/日，量：g/日

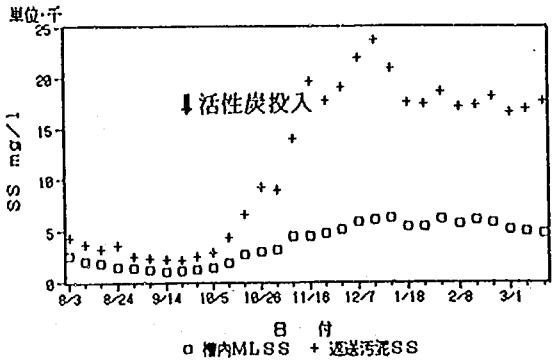
図－8　硝化脱窒同時反応法の窒素収支（パイロットプラント）



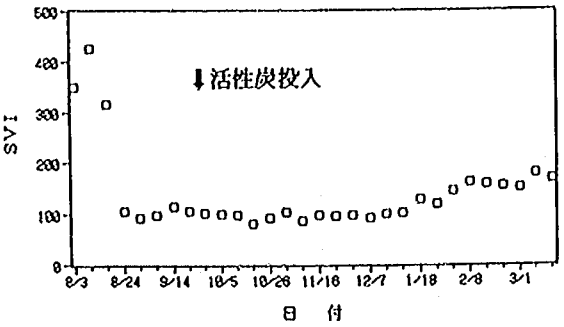
図－9　結合固定化担体を用いた循環式硝化脱窒法フロー及び運転条件
（A～D槽に活性炭を175kg，容積率5％添加）

3．2．2　実験結果と考察

図－１０にMLSSと返送汚泥濃度の推移を示す。MLSSは最終的には6,000mg/ℓという高い濃度に維持することができた。



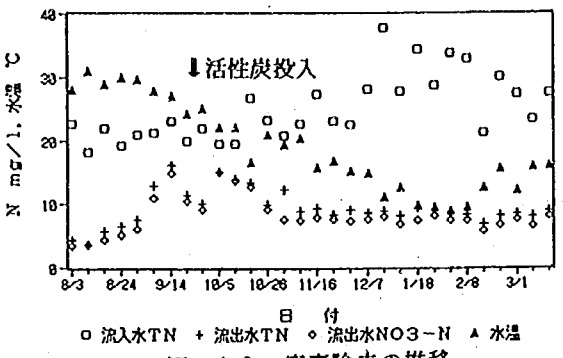
図－１０　ＭＬＳＳおよび返送汚泥濃度の推移



図－１１　ＳＶＩの推移

このとき、返送汚泥濃度は18,000mg/ℓ程度であった。このように高濃度の返送汚泥が得られたのは固定化担体の導入によってSVI100～150(図－１１参照)という沈殿性の良い汚泥を保持することが可能となったためであろう。

図－１２に窒素除法の推移を示す。固定化担体の投入後、MLSSが増加したため安定して処理水TN10mg/ℓを得ることができた。また、低水温期（９℃程度）になり、流入TN濃度が35mg/ℓ程度に高くなった条件下でも安定した処理成績が得られた。１１月１６日以降の低水温期の処理結果を平均すると表－２が得られた。



図－１２　窒素除去の推移

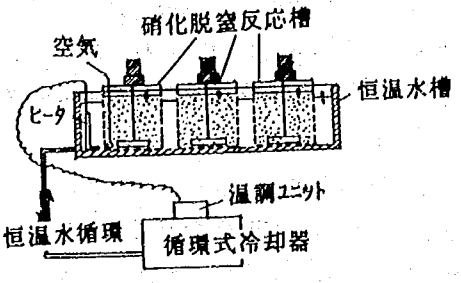
表－２　処理結果概要
（１１月６日以降の低水温期の平均値、単位：mg／ℓ）

項目	流入水	処理水
BOD	149	9
SS	103	12
TN	28.5	8.5
NH_4-N	14.7	0.3
NO_3-N	—	7.3

3．3　硝化・脱窒速度の実態に関する調査

3．3．1　調査の目的

下水中の窒素・リン除去法として種々の活性汚泥変法を計画する場合、活性汚泥の硝化・脱窒等の速度がどの程度期待できるかは、施設の容量等を決定する上で重要である。しかし、現在のところ、実際にどの程度の数値が期待できるかについて検討された資料は限られており、活性汚泥変法による窒素等除去施設の計画・設計における課題の一つになっている。そこで、代表的な活性汚泥処理施設、及び活性汚泥変法による処理施設から得られた活性汚泥を用いて回分式の硝化脱窒速度実験を実施し、活性汚泥の硝化脱窒能力について実態の把握を行うこととした。



図－１３　回分式硝化脱窒実験装置

3．3．2　調査方法

図－１３に回分実験装置の概要を示した。また、表－３に調査対象処理場の運転状況等を示した。実験は処理場内で試料採取後ただちに実施し、Ａ～Ｄの４処理場については季節を変えて２回調査した。

表－３調査対象処理場の概要

処理場	排除方式	水処理方式	汚泥返送率	空気倍率	SAT (d)	SRT (d)	BOD/MLSS負荷	特記事項
A	分流(一部合流)式	活性汚泥変法	25%	3.7	11	20	0.16	循環式硝化脱窒脱リン(一部凝集剤添加)
B	分流(一部合流)式	標準活性汚泥法	35%	2.7	12	12	0.16	汚泥熱処理
C	分流式	活性汚泥変法	50%	2.7	10	20	0.13	凝集剤添加二段硝化脱窒法
D	分流式	標準活性汚泥法	30%	9.0	12	12	0.22	硝化脱窒促進運転粗気泡ﾃﾞｨﾌｭｰｻﾞ
E	分流式	標準活性汚泥法	57%	7.5	6	6	0.21	硝化促進運転汚泥濃縮のみ

硝化実験　返送汚泥と当該処理場の二次処理水を１：２の割合で反応槽に投入・混合したのち、アンモニア性窒素を約２０mg／ℓ、炭酸水素ナトリウムを約２００mg／ℓの割合で添加し、直ちに攪拌と曝気を行った。曝気開始後一定時間間隔で混合液を採取した。採取した試料は直ちに５A沪紙にて活性汚泥と沪液に分離し、沪液に保存液（クロロホルム、硫酸等）を添加した。反応槽の温度は高水温期調査では、１２、２０、２８℃に、低水温期調査では１２、１７、２２、２８℃に調整した。保存液を添加した沪液は一連の現場実験が終了したのち冷蔵保存して分析所に運び、アンモニア性窒素、硝酸性窒素の分析を行った。

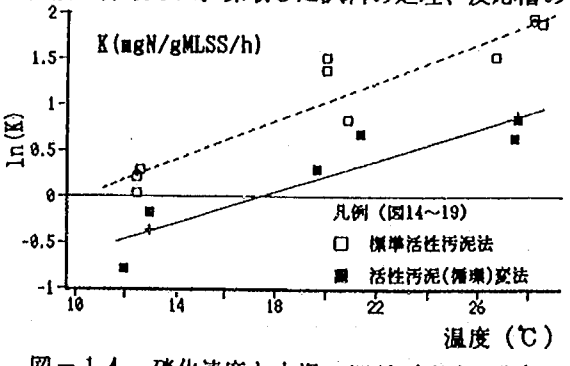
脱窒実験Ⅰ　返送汚泥と当該処理場の二次処理水を１：２の割合で反応槽に投入・混合したのち硝酸性窒素を約２０mg／ℓ、基質として酢酸ナトリウムを約６００mg／ℓの割合で添加し、直ちに緩やかな攪拌を行った。攪拌開始後一定時間間隔で混合液を採取した。採取した試料の処理、反応槽の温度設定、分析は硝化速度の場合と同一である。

脱窒実験Ⅱ　返送汚泥と当該処理場の一次処理水を１：２の割合で反応槽に投入・混合したのち硝酸性窒素を約２０mg／ℓの割合で添加し、直ちに緩やかな攪拌を行った。以下の操作は脱窒実験Ⅰの場合と同一である。

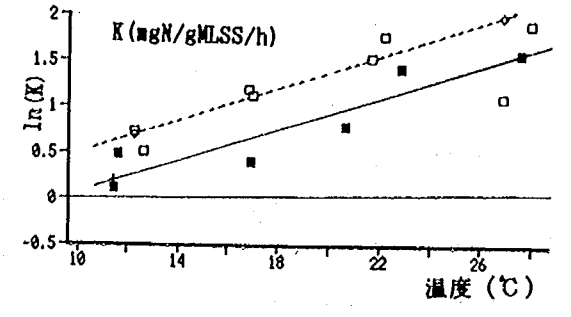
３．３．３　実態調査の結果と考察

硝化実験の結果から、アンモニアの減少速度または硝酸生成速度を、脱窒実験の結果から硝酸性窒素の減少速度を、何れも０次反応を仮定して求めた。これらの速度の対数と実験時の平均水温の関係を図－１４～１９に示した。

図より明らかなように、硝化速度、脱窒速度とも水温と正の相関関係が認められた。高水温期の速度について各処理場ごとに回帰分析を行って温度係数等を求めたところ、循環法で運転をしてい



図－１４　硝化速度と水温の関係（高水温期）



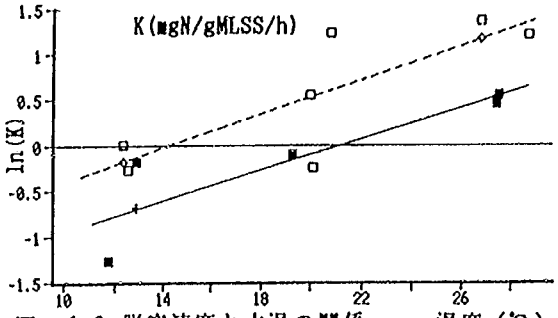
図－１５　硝化速度と水温の関係（低水温期）

る処理場と、標準活性汚泥法で運転をしている処理場との間に差が認められた。そこで、低水温期も共に、循環法と標準法の２つのグループに分けて、水温との関係について回帰分析を行ったところ、表－４に示すとおりの回帰係数が得られた。このようにして得られた回帰直線は、図－１４～１９中に示されている。

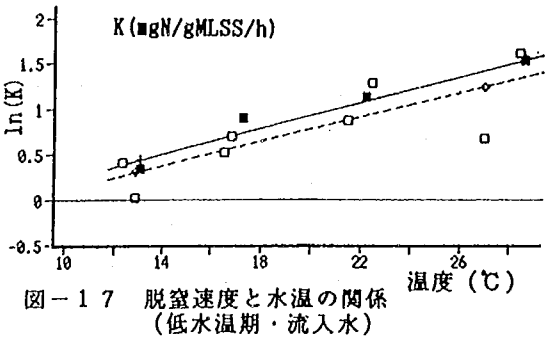
これらの結果によれば、硝化速度の温度係数も、脱窒速度の温度係数も共に処理場や季節の違いによっては大きく異ならず、ほぼ同じ値をとる。速度の違いは回帰直線の切片にあたる係数ｂの違いによるもので、季節と処理場グループによって異なっている。すなわち、高水温期と低水温期では、高水温期のほうが係数ｂが常に小さく、硝化速度では循環法によって運転されている処理場グループのほうが標準法で運転されている処理場グループより小さいｂ値を示す。脱窒速度の場合グループ間の違いは酢酸を基質として与えた場合には硝化速度と同様の傾向を示す。しかし、その差は僅かである。流入水を基質とする場合と比較すると、酢酸基質の場合のほうが脱窒速度が大である。一方、流入水を基質とする脱窒速度では、循環法と標準法のグループ間の違いは低水温期には認められない。

これらの違いが生じた原因については、低水温への馴致状況の違いや、窒素の負荷状態の違いが考えられる。特に、２つの処理場グループの間には、表－５に示すような窒素負荷率の違いがあり、窒素負荷の高い標準法の処理場では活性汚泥1g中の硝化菌数が多かったのではないかと推測される。

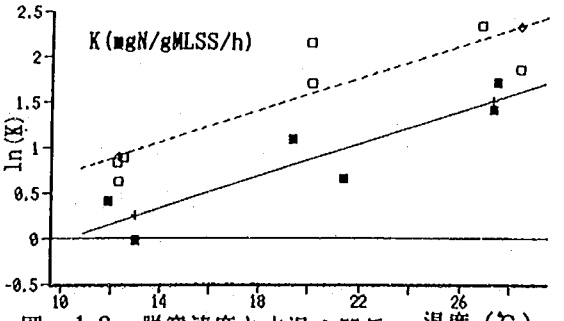
今回の調査の結果からｂ値の変動の原因を明らかにすることは困難であり、施設の設計にあたっての利用に耐えるような各反応速度定数の提案を行うことができなかった。今後、より精密な調査を行っていく必要があるものと考えられる。



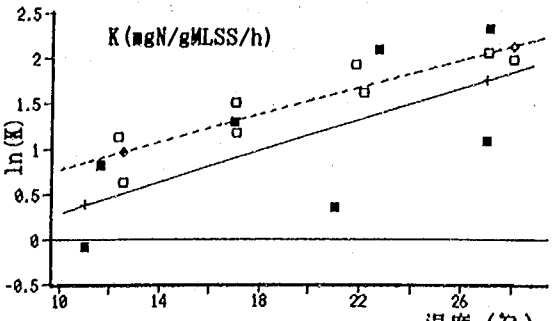
図－１６　脱窒速度と水温の関係
（高水温期・流入水）



図－１７　脱窒速度と水温の関係
（低水温期・流入水）



図－１８　脱窒速度と水温の関係
（高水温期・酢酸添加）



図－１９　脱窒速度と水温の関係
（低水温期・酢酸添加）

表－4　硝化・脱窒速度と水温の関係（回帰分析結果）

K=b*EXP(a*t(℃))			a	b	相関係数	標本数
硝化速度	循環法	夏	0.085	-1.459	0.913	6
		冬	0.082	-0.749	0.913	6
	標準法	夏	0.106	-1.061	0.940	9
		冬	0.086	-0.372	0.940	9
脱窒速度（酢酸）	循環法	夏	0.088	-0.891	0.909	6
		冬	0.086	-0.553	0.656	7
	標準法	夏	0.089	-0.200	0.881	7
		冬	0.075	0.015	0.909	8
脱窒速度（流入水）	循環法	夏	0.083	-1.759	0.871	5
		冬	0.073	-0.506	0.956	4
	標準法	夏	0.094	-1.337	0.803	7
		冬	0.066	-0.540	0.800	8

4．おわりに

硝化脱窒同時反応に関する調査では、同時反応を窒素除去プロセスに活用するに当たってはＯＲＰ制御、又はＤＯ制御等が必要であり、これらの制御を行なった場合の高水温期の反応速度として、実施設の窒素収支から　0.8～1.0mgN/gSS/hrが求められた。また高度な制御を行わない場合でもＤＯを０．５mg/ℓ程度に維持管理することにより、０．５mgN/gSS/hr程度の反応速度を得られることが明らかとなった。なお、硝化脱窒同時反応槽としては、基本的に完全混合型の単一槽を想定しているが、パイロットプラントの結果が示すように、反応槽のスケールと完全混合の程度により反応速度が支配される点については、今後検討したい。

表－5　窒素負荷率

処理場	処理方式	N/MLSS (gN/gSS/d)
A	循環法	0.023
B	標準法	0.045
C	循環法	0.017
D	標準法	0.042
E	標準法	0.056

結合固定化担体を用いた循環式硝化脱窒法に関する調査では、ＭＬＳＳの高濃度化（5000～6000mg/ℓ）が達成され、これによって低水温期においても安定した処理が行えた。

硝化速度・脱窒速度に関する実態調査の結果、各反応速度の温度による変化率は、処理場の条件や季節に関係なくほぼ一定であることが判った。したがって、同一の処理場ではある時点での硝化反応速度等の実測値から各温度での反応速度を推定することが可能である。

また、循環法を実施している処理場グループと、標準活性汚泥法で運転がされている処理場グループでは硝化速度に違いのあることが判った。その原因の一つとして、活性汚泥に対する窒素負荷の違いが推測されたが、より利用価値の高い硝化反応速度の推定式とするには、これらの影響要因について更に検討を加える必要がある。

7．水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査

三次処理研究室　室　長　佐藤　和明
研究員　南山　瑞彦
諏訪　守

1．はじめに

近年、環境に対する社会的関心は非常に大きく、公共用水域の水質についても、親水機会の増大とともに関心は一層高まるものと思われる。このような状況において、下水処理水中の窒素・リン等の栄養塩類をより多く除去することは、処理水放流先での富栄養化防止という観点から、また、今後増大するであろう処理水のアメニティ利用の観点から重要となるであろう。

処理場の親水性の向上、さらに、処理水水質の向上を可能とする手段の一つとして、水生生物を利用した処理水浄化法が挙げられる。水生植物は、その生長過程において水中から窒素・リン等を吸収するとされている。そのため、水生植物を水質浄化に利用するという研究が、内外を問わず、盛んに行われている[1][2]。しかしながら、これまで行われてきた水生生物による水質浄化の研究は、主に自然水域の水質を対象としており、下水処理水そのものの浄化を図るための研究は比較的少ない。下水処理水は、自然水域の水質に比べて高濃度の窒素、リンを含む場合がある。また、放流水質も流入水量、水質の変動をうけ、日間でも大きな変化があるとされている。これら下水処理水の持つ特殊性のため、自然水域における研究の成果を直接下水処理水に応用することは困難であると考えられる。また、汚水処理への水生生物の利用を目指した実験も行われている。しかし、それらは主に、二次処理過程の代替法として水生生物を利用することを目的としており、ＢＯＤの除去に視点を置いている。従って、三次処理水中の栄養塩類除去という分野には直接応用できないと考えられる。

本調査は、下水処理場内に水生生物を繁茂させたポンド施設を設けることにより、処理水水質の一層の改善・安定化を図ると共に、処理場敷地空間の親水公園化の構想を具現化することを目的として調査、研究を行うものである。

2．昭和63年度までの調査結果

1)　水生生物を利用した水質浄化に関する文献調査を行い水生生物の生長特性、栽培管理及び浄化効果等の既往の研究を整理した。「水生生物は、用水路の流水機能を阻害するため、環境の悪化を引き起こすという一面を持つ。その反面、水生生物、特にホテイアオイは、繁殖力が旺盛であり、栄養塩類の吸収効率が良いことから、水質の浄化に利用することが可能である。水生生物は、その生長過程において気象条件等の自然環境の影響を強く受けるため、個々の植物の特性をふまえつつ、対象とする環境に最適な植物種の選定手法およびその管理手法に注目して調査を進める必要がある。」

2) 処理場内に設置した水生生物利用ポンド施設を用い、調査を行った。調査対象は、浮漂性植物としてホテイアオイ、また、沈水性植物としてクロモを用いた。この調査によって、以下に示される結果を得た。

① ポンド施設実験槽内流況特性

トレーサー調査を行い、槽内の流況特性の把握を試みた。その結果、槽内には短絡流が発生していることが確認された。また、各槽の流出パターンをデルタ応答と仮定して、槽列モデルで解析した。その結果、実験槽は、室数が1～2に相当する特性を持っていることがわかった。

② ホテイアオイの生長速度

ホテイアオイは、その密度が0.8kg-dry/m^2程度までは指数関数的に生長し、夏期の生長速度係数は0.05[day^{-1}]を上回った。また、ホテイアオイの生長速度と日射量の間には正の相関が認められた。しかし、滞留時間を12時間から48時間まで変化させて生長速度を比較したところ、明確な差異は生じなかった。

③ 水生生物による水質改善

滞留時間を12時間とした調査では、クロモ、ホテイアオイともに窒素・リンに対する目立った浄化効果はなかった。しかしながら、ホテイアオイを用い、滞留時間を48時間に延長した結果、浄化効果は増大し、繁殖力の強い夏期においては、かなりの水質改善効果を得ることができた。

ホテイアオイの窒素、リン及びカリウムの含有量は、茎葉の方が根よりも高い値を示した。また、クロモは、ホテイアオイよりも、窒素・リンの植物体含有量が多く、ＤＯの増加にも寄与することが示唆された。ただし、クロモは、栽培管理面での問題がありポンド型の施設には必ずしも適さないことが明かとなった。

ＤＯ及びｐＨは、ホテイアオイ槽よりも藻類の繁茂しているクロモ槽及びコントロール槽で高く、特に、昼間上昇する傾向があった。逆に、ホテイアオイ槽ではＤＯ、ｐＨ共に低く、日変化も小さかった。

④ 流入水濃度が水生生物の水質浄化能に与える影響

水中の栄養塩濃度の違いは、植物体中の栄養塩含有量に対してほとんど影響をおよぼさなかった。また、ホテイアオイの、栄養塩濃度に由来すると考えられる生長制限限界値は、Ｔ－Ｎで約2mg/l、Ｔ－Ｐで約0.15mg/lであった。ただし、実験を行った昭和63年度は、日射時間が短い、気温が低いの、一般性を欠く気象条件となり、無条件にこの値を応用することには無理があると考えられる。

⑤ 複数の水生生物を用いた水質浄化

植生の違いは、栄養塩除去能に対して大きな影響を与えてはいないようであるが、ホテイアオイと共にクロモを植えた槽における栄養塩除去が比較的良好に行われた。

⑥ 実験槽内で形成される生物相

槽内に出現するプランクトンの出現種数は、植物プランクトン・動物プランクトンとも20～30種程度で明確な差異は見られなかった。

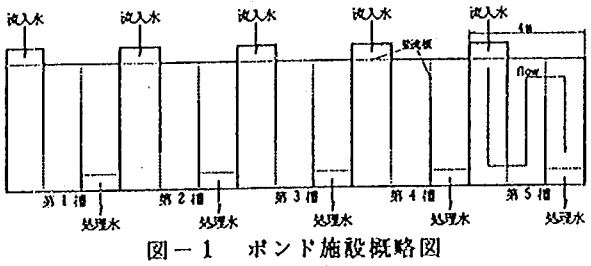
⑦ ホテイアオイの通年生長実験

ホテイアオイは、下水処理水のように冬期でも水温の高い（15℃前後）水を用いることにより、簡易な保温施設内であっても越冬させることができた。

3. 平成元年度の調査結果（植生ポンドの浄化機能調査）

3.1 実験施設の概要

実験は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内に設置した水生生物利用ポンドにおいて行った。ポンド施設の概略を図-1に示す。施設は、防水加工を施した鉄筋コンクリート製であり、合計５槽の実験槽から成っている。各槽の大きさは、長さ、幅及び高さがそれぞれ4m、4m及び1mである。各実験槽は、短絡流を防ぐため、コンクリートブロックによる仕切り壁と整流板を用いて３区画に分けられている。流入水は、三次処理水（砂ろ過水）である。流入水量はバルブで調整した。槽内水深は、流出側をオーバーフロー式とすることで0.9mに設定した。63年度までは、沈水性植物を植えるために、施設の底部に砂を敷いていたが、元年度は、沈水性植物を使用しなかったため、底部の砂を取り除いた。



図－１　ポンド施設概略図

3.2 調査内容

ポンド施設を用い、表-1に示す実験条件を設定した。

1)　日射量が水生生物の増殖速度および水質浄化能に与える影響（第３槽、第４槽、第５槽）

63年度までの結果から、ホテイアオイの生長速度と日射量の間に正の相関が認められることが明かとなった。元年度は、日射量が水生生物の成長速度および水質浄化能に及ぼす影響をより定量的に把握するため、水槽毎に異なった日射量となるように実験条件を設定した。条件の設定は、各槽を、遮光率50％及び80％の寒冷紗で覆うことによって行った。この遮光の条件は、50％が半樹陰、80％が完全な樹陰の場合に相当すると考えて決定したものである。なお、藻類の発生状況を調査するため、各槽の３区画目にはホテイアオイを投入しなかった。

表－１　ポンド施設運転条件

	水生生物	遮光率 ～89. 8. 2	遮光率 89. 8. 2～	流入水	滞留時間	設定流量	設定水深
第１槽 (P-1)	ホテイアオイ ハクレン	０％ (100%透過)		三次処理水 (砂ろ過水)	48時間	0.29 m^3/hr	0.9 m
第２槽 (P-2)	ホテイアオイ フナ・ワキン	０％ (100%透過)					
第３槽 (P-3)	ホテイアオイ	０％ (100%透過)					
第４槽 (P-4)	ホテイアオイ	５０％ (３区画目)	５０％ (全区画)				
第５槽 (P-5)	ホテイアオイ	８０％ (３区画目)	８０％ (全区画)				

2)　複数の水生生物を用いた水質浄化

複数種の水生生物を利用し高度な生態系を実現することは、浄化施設の維持管理（藻類の除去等）のため、また親水公園等での修景利用のため、有効であると考えられる。

元年度は、実験槽中に発生する藻類の除去と、水生植物に対して有害な小動物を駆除すること

を目的として、淡水魚を実験槽に放流した。

①ハクレン（第１槽）

槽中に発生する藻類の除去を主な目的として、ハクレンを放流した。ハクレンは、浮遊植物・流下藻類を専食するコイ科の魚である(3)。なお、ハクレンがホテイアオイの根を捕食する可能性があるため、ハクレンがホテイアオイに直接接することができないよう３区画目に隔離した。

②フナ、ワキン（第２槽）

槽中に発生する藻類及び小動物の除去を目的として、フナ・ワキンを放流した。

3.3　調査結果

3.3.1　ホテイアオイの水質浄化能に対する日射量の影響

1)　ホテイアオイの生長特性

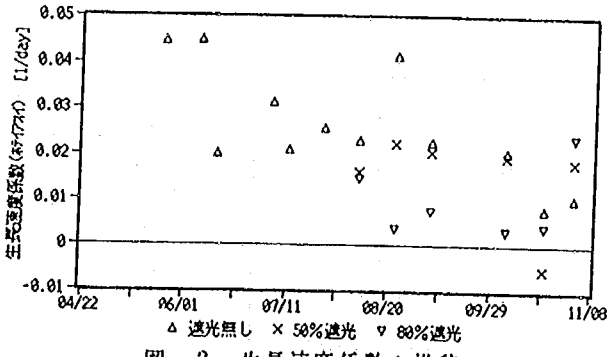
水生生物の生長速度に対する日射量の影響を把握するため、実験槽内に存在するホテイアオイの湿重量（現存量）を測定した。そして、測定時にホテイアオイの一部を排除することにより、空間的な生長制限の発生を抑えた。

63年度までの現存量調査の結果をもとに、調査期間中、ホテイアオイが指数関数的に生長したものとして、生長曲線を次式で表すこととする。

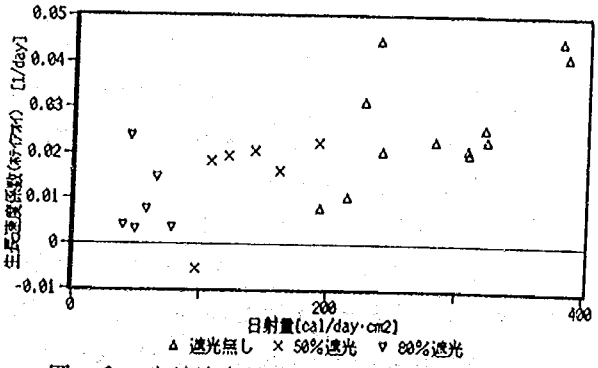
$$Wt = W0 \cdot \exp(\lambda \cdot t)$$

ここで、Wt：ｔ日後の現存量[kg-dry/m^2]、W0：初期現存量[kg-dry/m^2]、λ：生長速度係数[day^{-1}]、ｔ：経過時間[day]である。

この生長速度係数を用い、ホテイアオイの生長の推移を図-2に示す。本来、生長速度係数は生長期間に対して定義されるものであるが、ここでは生長期間の最終日（湿重量測定日）にプロットした。図から、生長速度係数は６月以降次第に減少する傾向にあることがわかる。ホテイアオイの生長に与える日射量の影響については、80％の遮光を行った場合の生長速度係数が0.005day^{-1}程度であり、無遮光の場合の値が0.015～0.02day^{-1}程度となっている。このことから、日射の80％程度の遮光によりホテイアオイの生長が抑制されることがわかる。50％遮光を行った実験槽のホテイアオイの生長速度係数は、日射量の多い８月期に80％遮光と無遮光の中間値となるが、日射が比較的弱まる９月期以降は、無遮光の場合と同



図－２　生長速度係数の推移



図－３　生長速度係数に及ぼす日射量の影響

程度となることがわかる。

期間平均日射量に対する生長速度係数の値を図-3に示す。200cal/day付近に春・秋期の測定値に起因するばらつきはあるものの、平均日射量300～400cal/dayでは繁殖力が強く、100cal/day以下では、あまり繁殖しないことがわかる。

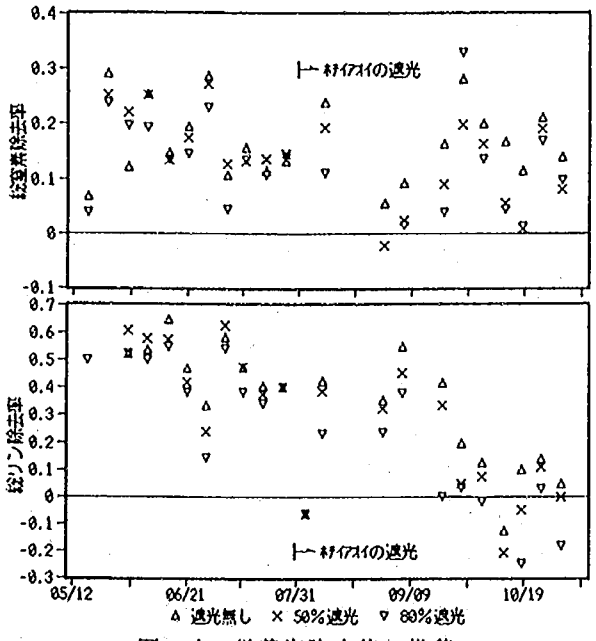
2) ホテイアオイの成分調査

水生生物の栄養塩吸収能力を把握するため、ホテイアオイの植物体中栄養塩含有量を測定した。その結果、茎葉の窒素含有量が、春期から夏期にかけて50g/kg-dryから30g/kg-dryに減少し、夏期から秋期にかけて45g/kg-dryに上昇した。根の窒素含有量は、調査期間を通じてほぼ一定の25g/kg-dryであった。また、ホテイアオイのリン含有量は、茎葉で夏期に4～5g/kg-dry、春・秋期に7g/kg-dry程度、根で3～4g/kg-dry程度であった。

日射量の違いが、成分に及ぼす影響に関しては、80%遮光を行ったホテイアオイの茎葉中窒素・リン含有量がやや多くなる傾向にあるものの、明確な差異は現れなかった。

3) ホテイアオイの水質改善効果

水生生物による栄養塩類除去効果を把握するため、実験槽への流入水および各実験槽からの処理水について窒素・リン濃度を測定した。図-4に総窒素除去率および総リン除去率の推移を示す。ホテイアオイに対する遮光を開始した8月以降、80%遮光を行った実験槽における栄養塩除去率が減少しており、総窒素除去率で10ﾎﾟｲﾝﾄ、総リン除去率で20ﾎﾟｲﾝﾄ程度低い値を示していることがわかる。

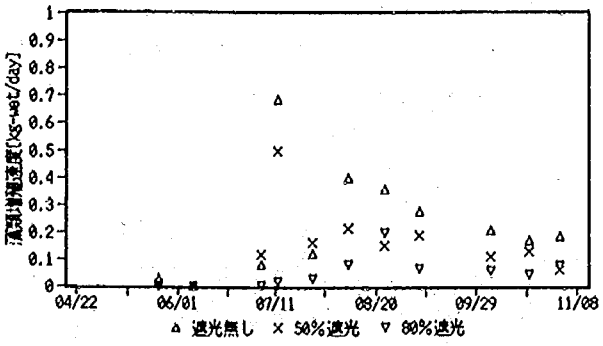


図－4 栄養塩除去能の推移

3.3.2 ウキクサ・長繊維形の藻類等の発生に与える日射量の影響

1) ウキクサ・長繊維形の藻類等の生長特性

日射量の違いが、藻類の生長に及ぼす影響を調査するため、実験槽から除去した植物体の湿重量を測定した。湿重量から求めた増殖速度の推移を図-5に示す。クマデを用いて藻類除去を行っているため、対象となる植物は、主に、ウキクサ及び<u>Spirogyra</u>(ｱｵﾐﾄﾞﾛ)、<u>Stigeoclonium</u>等の長繊維形藻類である。図から、遮光を施した実験槽で発生し



図－5 藻類増殖速度の推移（日射量の影響）

た藻類の増殖速度が、無遮光の槽における藻類の増殖速度に比べ、遅いことがわかる。特に、80％遮光の条件で顕著である。

ポンド型施設に対して三次処理水を供給する場合、施設内で発生する藻類が美観を損ねるため、藻類の生長を抑制する因子の検討が必要である。ここで得た結果から、日射の遮光も、藻類発生抑制のための有効な手段の一つとして挙げることができると考えられる。例えば樹陰下における遮光率に関して、ヒマラヤスギ(孤立木)で95～98％、クスノキ(孤立木)で97％、ケヤキ(孤立木)で85～88％、イチョウ(並木)で92～96％、スギ(林)で92～95％、アカマツ(林)で63～72％という測定例があるとされている[4]ことから、ポンド型施設の護岸・周辺部における植栽の工夫により、ある程度、施設内における藻類発生の抑制が可能であると考えられる。

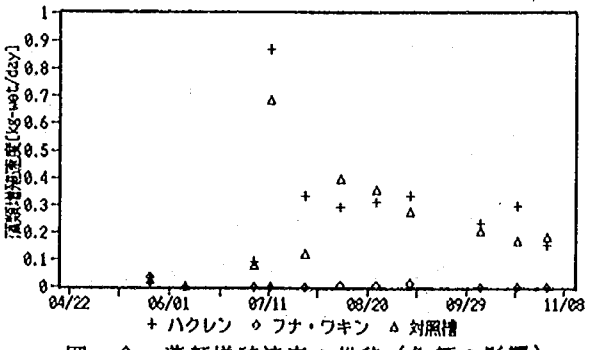
2)　ウキクサ・長繊維形の藻類等の成分調査

藻類中の栄養塩含有量を、ウキクサ及び長繊維形の藻類が混合した状態で測定した。その結果、含有量の季節変動を特定するすることができず、窒素含有量で35～45g/kg-dry、リン含有量で5～6.5g/kg-dryであった。

日射量の違いが、成分に及ぼす影響に関しては、80％遮光を行った槽中に発生した藻類のリン含有量がやや少なく4～5g/kg-dryである点を除けば、明確な差異は現れなかった。

3.3.3　水生動物を用いた藻類除去効果

水生動物を放流した実験槽における藻類増殖速度を図-6に示す。フナ・ワキンを放流した実験槽では、除去が可能なウキクサ及び長繊維形の藻類がほとんど存在していない。一方、ハクレンを放流した槽の藻類増殖速度は、対照槽の藻類増殖速度と同程度であることから、ハクレンがほとんど藻類の除去に寄与していないことがわかる。この結果は、調査終了時のフナ・ワキンが増殖していたのに比べ、ハクレンは各個体の重量が全て減少していたことによっても裏付けられる。ハクレンの生存には、ある程度の流れと広い生活空間が必要であるとも考えられる。これらの結果から、ハクレンは小型のポンド型施設の藻類除去には不向きであることがわかる。



図－6　藻類増殖速度の推移（魚類の影響）

3.3.4　生物相調査

流入水中栄養塩濃度の差及び水生生物の植生の違いが生物相に与える影響を把握するため、植物・動物プランクトンの同定・定量を行った。

1)　植物プランクトン

各槽とも夏期から秋期にかけて珪藻類が多く出現しており、春期には、緑藻類が多く出現していた。また、夏期から秋期にかけて鞭毛藻類も出現していた。実験槽に照射する日射量の差や、実験槽中に放流した魚類の違いは、出現プランクトン種に対して明確な差異を与えなかった。

フナを放った第２槽では、夏期から秋期にかけての総細胞数が、他の実験槽に比べて非常に多

かった。逆に、日射を80%遮光した第5槽では、実験期間を通じて、細胞数が少なかった。フナ・ワキンの放流により、第2槽からは長楕雑形の藻類がほとんど採取されなかったが、生物相に変化が生じ、ケイ藻等が多く発生したものと考えられる。

2) 動物プランクトン

各槽とも春期から夏期にかけてケンミジンコ等の節足動物が比較的多く出現した。夏期から秋期にかけては、原生動物の出現が多くなる傾向にあった。また、夏期以降、輪虫が多く出現する傾向にあった。

3.3.5 底生小動物調査

実験槽中で生息する底生小動物種について調査するため、11月に底生小動物調査を行った。その結果、貧毛類（イトミミズの一種）、甲殻類（ミズムシ）が多く発生していることが明かとなった。また、蛭類（イシビル等）、昆虫類（フタバカゲロウの幼虫、イトトンボの幼虫、トンボの幼虫、コミズムシ、ゲンゴロウ、ユスリカ等）、サカマキガイ等も生息していた。これらのことから、実験槽中には、ある程度の有機汚濁に耐え得る種類の小動物が多く生息していることがわかる。

4. 平成元年度の調査結果（ポンド施設の修景化に関する検討）

植生ポンド施設の機能をまとめ、表-2に示す。本調査では、主に栄養塩除去目的施設として植生ポンド施設を位置づけてきた。しかしながら、今後、親水機会の増大にともない、修景・親水利用目的施設として植生ポンド施設が計画されると予想される。従って、親水施設としてポンド施設を計画する場合の留意点について検討する必要がある。元年度は、施設の持つ親水機能と、それにともない計画時に必要となる考慮事項について検討した。概略をまとめ、表-3に示す。目的とする親水機能によって、池の規模、水面の形、池床の構造、護岸の構造、周辺の整備等、施設の構造についての検討が必要となる。さらに、場合によっては、利用者が直接水に接する活動が計画されることも予想されるため、施設に導入するべき処理水の水質についても検討が必要となる。また、施設の美観の維持には十分な注意を払う必要がある。そのため、施設内での藻類発生等を防ぐ工夫が必要となると考えられる。藻類発生の防止のためには、栄養塩の削減、殺藻剤の使用の他、本調査でも示されているとおり、魚類による捕食、樹陰による藻類増殖速度の抑制など、

表－2 植生ポンド施設の機能

機能分類	BOD除去目的施設	栄養塩除去目的施設	修景・親水利用目的施設		
			自然観察型	水面水辺利用型	水面修景型
機能	水生植物の持つ浄化能及び浮遊物除去能を利用し、BODの除去をはかる。	水生植物の生長にともない、水中栄養塩を植物体として固定化する。	生態系が豊かであり、自然の状態をより多く再現する状態となる。	水面の利用、水辺での活動に対し、不快感を与えない。場合によっては水に触れる可能性がある。	水面の存在によって、環境緩衝効果が得られる。水面の存在自体が親水機能を持つこととなる。

表－3 親水機能と施設構造

機能	親水活動	水質	池の規模	水面の形	池床	護岸	周辺
自然観賞	ホタル観賞 虫の声	○	○	○	◎	◎	◎
魚釣り		○	○	○	○	◎	○
採集	昆虫採集 野草つみ	△		△	△	○	○
ボート		△	◎	○		○	△
水辺活動	散策、日光浴、球技等		△	△		○	◎

◎:大いに関連あり、○:関連あり、△:やや関連あり

水質・施設構造両面からの対応が必要となると考えられる。

5. まとめ

水生生物を用いた三次処理水浄化実験を行い、「日射量が水生生物の水質浄化能に与える影響」および「複数の水生生物を用いた水質浄化」について検討した。また、ポンド施設の修景化に関する検討をおこなった。以下に結果をまとめる。

1) 日射量がホテイアオイの水質浄化能に与える影響

① 日射をある程度遮光すると、ホテイアオイの生長が抑制される。

② 日射量の違いは、ホテイアオイ中の栄養塩含有量に対して明確な影響をおよぼさない。

2) 藻類の除去に関する検討

日射量が藻類の生長速度に与える影響

① 日射をある程度遮光することにより、藻類の生長を抑制することができる。

複数の水生生物を用いた水質浄化

① ハクレンは、小型のポンド型施設の藻類除去には不向きである。

② フナ・ワキンは、Spirogyra(アオミドロ)、Stigeoclonium等の長繊維形藻類の除去に適している。

3) ポンド施設の修景化に関する検討

① 植生ポンド施設を修景・親水利用目的施設として計画する場合、施設の構造と導入すべき処理水水質の両面からの検討が必要となる。

6. 今後の課題

これまでの調査結果をふまえ、今後の課題として検討すべき点をまとめる。

① 水生植物の収穫方法及び処分・再利用方法の検討。

② 処理場の敷地を利用した親水空間を創造する上での、水生生物の役割及び植栽に関する検討。

③ 三次処理水を利用した修景施設における水生生物の利用のために必要となる、基礎的特性の把握。

参考文献

(1)青山 勲,"水生生物を利用した水質改善",用水と廃水,24,87(1982)

(2)"Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater treatment",EPA Design Manual,EPA/625/1-88/022,(1988)

(3)宮地傳三郎他,"原色日本淡水魚類図鑑",保育社,156(1979)

(4)"樹木の設計～緑の創造～",産業技術センター,163(1977)

8．し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査

三次処理研究室　室長　佐藤和明
主任研究員　高橋正宏
研究員　中島敏幸

1. まえがき

全国の市町村は、何らかの形でし尿、浄化槽汚泥の処理処分を行っているがそのための財政負担は小規模な自治体ほど厳しいものとなっている。近年、これらの自治体においても下水道が続々と供用開始されており、し尿処理と下水処理の二つの事業を行うことにより、財政的負担は更に増加するものと考えられる。このため、し尿等を下水処理場で処理することによって、経費の削減を図りたいという要望が強くなっているが、下水処理場を適正に運転するためには慎重な対応が必要となろう。

なお、昭和４７年８月７日の厚生省環境衛生局長、建設省都市局長通達により処理区域内のし尿は全量下水処理場に受け入れるよう処置するものとされ、五箇年計画の整備予定区域内のし尿については処理場を先行整備することにより受け入れ可能とされている。

本研究はこのような全国的要望に対処するため、下水道としての技術的受け入れ指針、適正な受け入れ方法を確立するため着手された。

2. 研究目的

本研究では、し尿等の投入が下水処理場の運転に与える影響を調査し、問題点を抽出する。また、浄化槽の普及により浄化槽汚泥の投入割合が増加しており、以前のし尿の性状との隔たりが大きくなっていると考えられるため、最近の汲み取りし尿、浄化槽汚泥の性状を把握しなければならない。

これらの基礎的情報を整理した後、し尿等投入の影響を実験的に評価するものとする。我が国の下水処理方法の殆どは、標準活性汚泥法であるが、小規模な処理場においてはオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、回分式活性汚泥法の採用が増えている。このため、各処理法の運転条件ごとにし尿等の受け入れ限界負荷量を把握する必要がある。また、処理施設の簡易な改造によって循環式硝化脱窒法、嫌気好気法、更には固定化担体を利用した硝化脱窒法なども適用の可能性があり、これらの限界負荷量も明らかとする必要があろう。

、湖沼法の規制地域ではＣＯＤの、水質汚濁防止法の総量規制を受ける地域ではリン、窒素、ＣＯＤ等への対応が必要であるが、し尿等の投入によりこれらの負荷は大幅に増加するため、処理方式の見直しが必要であろう。し尿等投入は永続的なものではないため、施設の簡易な変更で対応できる処理方式の開発が要求される。

3. 平成元年度の調査結果

3.1　し尿等の性状

文献調査、聞き取り調査により求めたし尿等の性状を表－1に示す。ここに挙げた値はあくまで平均的なものであり、同一箇所においてもサンプル間のばらつきは大きいものでは平均値の50～200%に及んでいる。資料 1～4 は1976、1977年の報文であり、浄化槽が普及する以前の値であるため、他の資料に比べて高めの値となっている。3と4はし尿をロータリードラムスクリーン（目幅 3.5～7㎜）にかける前後で採取し、性状を比較したものであるがほとんど変化しないことがわかる。6、7、11～14、16の7資料が最近の汲み取りし尿等の性状を示している。浄化槽が普及している地域ではBOD 8,000、NH_4-N 2,000㎎/l程度が通常の値と考えられる。この場合のアルカリ度は 9,000㎎/lであり NH_4-N 2,000㎎/lの硝化に必要な14,000㎎/lより小さい。

し尿等を嫌気性消化した後に下水処理施設に受け入れる場合も多いが、その脱離液は消化槽の運転条件により BOD 1,000～3,000㎎/l程度に変動する。ただしアンモニア、アルカリ度はさほど変化しない。

表－1　し尿等の性状　　単位　㎎/l　（pHを除く）

No	pH	BOD_5	COD_{Mn}	SS	T-K-N	NH_4-N	T-P	ｱﾙｶﾘ度	サンプルの由来
1	8.2	11,600	5,340	12,000	4,130				2し尿処理理場　搬入し尿89サンプル平均[1]
2	8.1	9,590	5,190	12,700	3,680				22処理場　搬入し尿平均[1]
3	8.3	11,400	5,300	13,000	4,110				4処理場82サンプル　搬入し尿平均[1]
4	8.2	10,900	5,300	12,400	4,040				4し尿処理場82サンプル除渣し尿平均[1]
5	8.0	1,920	1,410			2,820			20し尿処理場　嫌気性消化脱離液　年間平均[2]
6	7.5	8,250	4,120	3,430	3,590	2,730		9,980	不明 20～23サンプル[3]
7		7,300	4,760		2,580				2し尿処理場　投入し尿[4]
8		736	953		2,220				上記処理場嫌気性処理水[4]
9	7.9	1,360	1,870	1,910	2,930	2,480			し尿の嫌気性消化脱離液[4]
10	8.1	1,000	1,710	1,010	2,600	2,200	220	8,960	し尿の嫌気性消化脱離液[5]
11	7.7	7,160	4,990		2,035	1,400	305		A市投入し尿(本調査)
12	7.8	7,550	5,060	10,390	2,100	1,460	276		A市汲み取りし尿 (〃)
13		8,200	8,500			2,600	530	8,300	B市投入し尿(〃)
14	8.5	11,070	6,830	11,110					C市投入し尿(〃)
15	7.9	3,070	2,410	1,860	3,300	3,010		9,930	同嫌気性消化脱離液(〃)
16	8.2	17,710	5,170	13,750		3,110	708		D市投入し尿(〃)
17	7.8	2,300	1,770	2,730		2,850	411		同嫌気性消化脱離液(〃)

尿、糞便の成分についての生化学的データを表－2に示す。尿中の黄色成分はウロクロムと呼ばれており化学的本質は不明であるが、酸化されるとウロメラミンに変化しその組成式は $C_{14}H_7O_{13}N_7S$ といわれている[7]。糞便中のウロビリノーゲンは胆汁色素の主成分であるビリルビンが腸内で変化して排出されたもので、酸化されるとウロビリンとなる[8]。このことよりし尿中の着色成分の一部はウロメラミン、ウロビリンであろうと考えられるが、これらの物質には様々の類似物質があり、その同定は現在のところ難しい。糞便中のムチンとは、糖タンパク質を中心とした粘性物

質である。

表－２　し尿の生化学的データ[6]

尿	排泄量	1,000～1,600 ml/day
	pH	6.0
	TS	55～70 g/day
	T-N	11(6～21) g/day
	尿素性窒素	2.2～14.7 g/day
	アンモニア性窒素	0.42～0.49 g/day
	ウロクローム	0.4～0.7 g/day
	T-P	640～750 mg/day
糞便	排泄量	50 g/day
	食物残渣	20 g/day
	腸内細菌	16 g/day
	塩、ムチン、その他	14 g/day
	T-N	1.4±0.2 g/day
	ウロビリノーゲン	40～440 mg/day
	T-P	510 mg/day

重量は乾燥重量、成人一日当たり排泄量

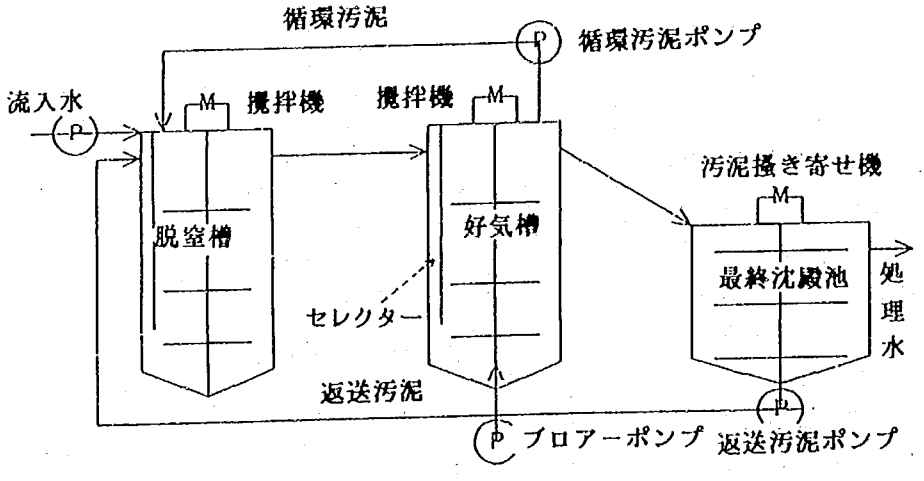
３２　下水処理方式別のし尿受け入れ限界負荷量の検討

本年度は、人工的に調整したし尿混合下水を用いて、活性汚泥法とその変法の基礎的な処理特性を検討すると共に、実際のし尿、下水を用いて、標準活性汚泥法、長時間曝気法の処理実験を行った。

３２１　人工し尿、下水を用いた基礎的検討

(1)　実験方法

処理方法として、標準活性汚泥法、循環法、硝化に結合固定化微生物を利用した循環法（以下、結合固定化循環法と呼ぶ）の三方式を採用し、想定し尿投入率を0，0.2，0.5，1.0％の四段階、水温を20、10、30℃の三段階で運転した。用いた実験装置を循環法を例にして示すと図－１の通りである。脱窒槽、好気槽とも最大容量20ℓのアクリル製筒形反応槽であり、撹拌器と、散気球を備えている。また、反応槽が完全混合槽であり、バルキングが容易に起こると考えらるため、反応槽の流入部に円筒状のセレクター[9]（反応槽との体積比1:46）を設置した。沈殿池は容積 12.13ℓ、水面積 314cm²の円形沈殿池で、汚泥掻き寄せ機を有している。



図－１　実験装置フロー図

標準活性汚泥法では脱窒槽を用いず好気槽のみで運転した。

結合固定化循環法では、ポリプロピレン製の結合固定化担体を好気槽に投入した。このとき、好気槽の水位を下げ、脱窒槽と好気槽の体積比を5.1:2.9に調整した。担体の比重は 1.01、長さ 5㎜、平均外径 3.5㎜のストロー形をしており、表面は凸凹に加工されている。

使用した人工下水、人工し尿の組成と水質を表－３、４に示す。人工し尿はBOD，NH_4-N，T-N，T-P，アルカリ度を最近のし尿の性状に合わせて調整すると共に、胆汁末を一人当たりの分泌量に合わせて色度成分として加えた。しかし、他の成分（牛肉エキス、酵母エキス等）にも、生体由来の色度成分が多量に含まれているため、胆汁末添加の効果は明らかではない。流入水、各反応槽の汚泥とGF/B沪過水、処理水の水質を、表－５に示す項目、頻度で測定した。実験装置の運転条件を、表－６にまとめた。固定化微生物による硝化では、標準活性汚泥法の処理時間以内で硝化脱窒を行うことを狙っている。

なお、20、30℃では1％のし尿投入率の実験終了後、10℃では0.5％の実験終了後、汚泥の硝化速度、脱窒速度を回分で求める実験を行った。硝化速度を求め

表－３　人工下水の組成及び水質

組成		水質	
デキストリン	23mg／l	BOD	120 mg／l
ペプトン	50mg／l	COD	67 mg／l
粉末酵母エキス	50mg／l	T－N	23 mg／l
牛肉エキス	168mg／l	NH4-N	4．1mg／l
KCl	10mg／l	T－P	6．4mg／l
NaCl	5mg／l	PO4-P	5．9mg／l
MgSO4	3mg／l	アルカリ度	160 mg／l
KH2 PO4	14mg／l	TOC	85 mg／l
NaHCO3	200mg／l	P H	7．1

表－４　人工し尿の組成及び水質

組成		水質	
デキストリン	1380mg／l	BOD	7100 mg／l
ペプトン	3000mg／l	COD	5000 mg／l
粉末酵母エキス	3000mg／l	T－N	3900 mg／l
牛肉エキス	10080mg／l	NH4-N	2400 mg／l
KCl	600mg／l	T－P	430 mg／l
NaCl	300mg／l	PO4-P	380 mg／l
MgSO4	180mg／l	アルカリ度	10000 mg／l
KH2 PO4	840mg／l	TOC	6000 mg／l
(NH4)2 CO3	12000mg／l	P H	9．4
NaHCO3	2600mg／l		
胆汁末	350mg／l		

表－５　測定および分析項目と頻度

項目	頻度	項目	頻度
流入水量	5回／週	COD_{Mn}	3回／週
返送汚泥量	〃	BOD_5	2回／週
余剰汚泥量	〃	TOC	3回／週
循環汚泥量	〃	K-N	〃
DO	3回／週	NH_4-N	〃
MLSS	5回／週	NO_2-N	〃
MLVSS	3回／週	NO_X-N	〃
SVI	〃	T-P	〃
pH	〃	Ort-P	〃
ORP	〃	余剰汚泥 K-N	2回／週
アルカリ度	〃	余剰汚泥 T-P	〃
SS	〃	色差	1回／週
担体SS	1回／2週		

（余剰汚泥以外の窒素、リンは全て溶解性）

る実験では、NH_4Clを窒素として25～30mg/lとその7倍量のアルカリ度（重炭酸ナトリウムとして）を試料に添加し、各水質項目の経時変化を2～5時間追跡した。脱窒速度については硝酸カリウムとデキストリンを用いて試料中のNO_3-N，BODをそれぞれ 10，60mg/lに調整し、各水質項目を同様に追跡した。

表－6　実験条件

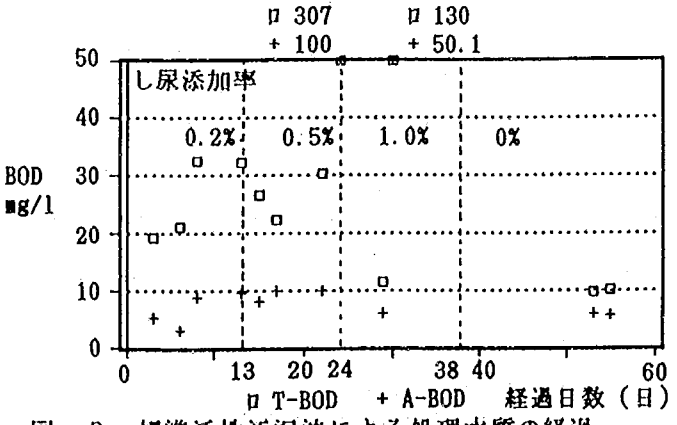
系列名	1系	2系	3系
処理方法	循環式硝化脱窒法	循環式硝化脱窒法	標準活性汚泥法
水理学的滞留時間	脱窒槽8hr	脱窒槽5．1hr	——
（HRT）	好気槽8hr	好気槽2．9hr	好気槽8hr
汚泥滞留時間(SRT)	20日	10日	10日
循環率	150%	150%	——
返送率	50%	50%	50%
固定化担体添加率	——	30%（見かけ体積）	——
最終沈殿池			
水面積負荷	2m3/m2 日	3m3/m2 日	2m3/m2 日
滞留時間	4．9hr	3．1hr	4．9hr
その他の条件	10℃：0%，0.2%，0.5%，1.0%		
温度及びし尿添加率	20℃：0%，0.2%，0.5%，1.0%		
（各系列共通）	30℃：0%，0.2%，0.5%，1.0%		

循環率＝反応槽循環汚泥量／流入下水量×100
返送率＝返送汚泥量／流入下水量×100

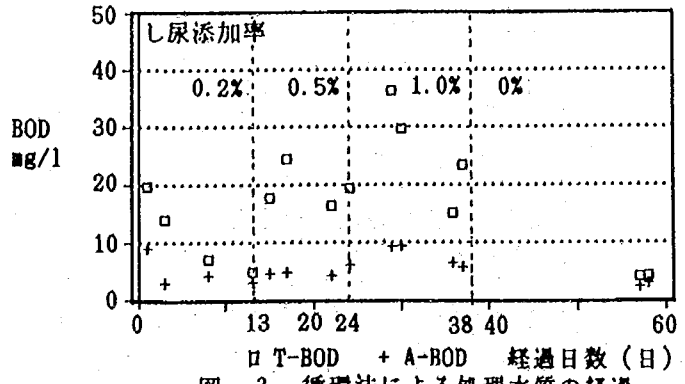
3.1.2　実験結果

(1)　処理の状況：図－2～4に10℃における、各系列の処理水BOD、ATU-BODの経緯を示す。10℃においても溶解性BODは標準活性汚泥法で6mg/l、他は 3mg/l以下であり、処理水BODの内訳は、ATU-BODか固形性BODが大半を占めた。図ではATU-BODとBODの差のほとんどが窒素性BOD、ATU-BODのかなりの部分が固形性BODに相当する。

標準活性汚泥法は人工下水のみでは安定したBOD除去性能を示しており、アンモニアの残留も見られなかった。ただし酸化態窒素として亜硝酸イオンが50%以上存在した。しかし、し尿投入率 0.2%でアンモニアが残留するようになり、窒素性BODが増加した。このときの汚泥滞留時間はし尿投入率 0，0.2，0.5，1.0%でそれぞれ 15、13、9、8日となった

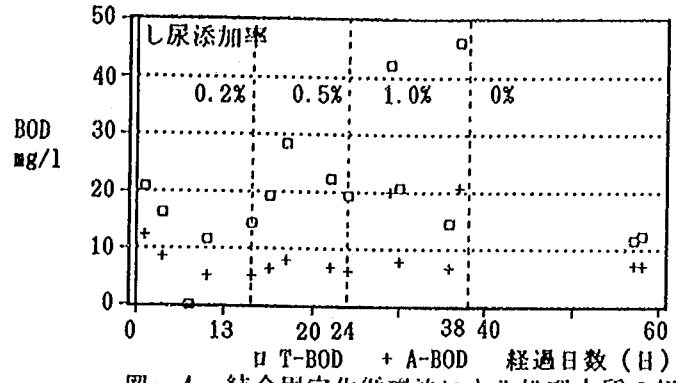


図－2　標準活性汚泥法による処理水質の経過



図－3　循環法による処理水質の経過

。本法は、20℃以上の温度ではアンモニアは残留しないが、し尿投入率 0.2%で糸状細菌による強度のバルキングを起こし運転継続不能となった。循環法はし尿投入率 0.5%で窒素性BODが急増し、1.0%ではそれに加えて固形性BODも上昇した。これは水温低下による硝化速度の減少、バルキングの発生のためである。20℃以上の温度では、1%のし尿投入率でも安定したBOD、窒素の処理水質を示した。



図－4 結合固定化循環法による処理水質の経過

結合固定化循環法も10℃においては滞留時間が2倍の循環法と同様の傾向を示し、0.5%で窒素性BODが 10mg/l以上検出された。本法の好気槽は循環法と比べ、滞留時間 2.9時間と短く、水深も浅いため3倍の送気量が必要だった。このため、浮遊汚泥のフロックが小さく、処理水中にリークするSSも全温度条件で循環法に比べ多かった。20℃以上の温度では 0.5%のし尿投入率までは安定した処理水質であったが、1%では窒素性BODが検出された。全実験期間を通じ浮遊汚泥の沈降性は最も優れており、糸状細菌の大量発生は見られなかった。これは結合固定化法の特性かも知れない。

(2) 硝化、脱窒速度

各温度、各処理法における、硝化、脱窒速度を表－7に示す。

表－7 硝化、脱窒速度のまとめ

水温 ℃	処理方法	硝化速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)	脱窒速度 (NO_x-N-mg/SS-g/hr)
10	標準活性汚泥法	1.4	—
	循環法	0.9	2.68
	結合固定化循環法（担体有）	4.3	—
	結合固定化循環法（担体無）	0.35	4.10
20	標準活性汚泥法	4.4	—
	循環法	6.1	2.80
	結合固定化循環法（担体有）	4.4	—
	結合固定化循環法（担体無）	2.0	4.26
30	標準活性汚泥法	—	—
	循環法	11.0	3.9
	結合固定化循環法（担体有）	5.84	—
	結合固定化循環法（担体無）	2.51	4.7

結合固定化循環法では、固定化担体を除いた浮遊汚泥のみの場合でも実験を行った。求めた硝化速は好気槽の汚泥（結合固定化担体を含む）を用いた浮遊固形物1g、1時間当たりのNO_x-N生成速度であり、脱窒速度は脱窒槽の汚泥を用いた同様のNO_x-N減少速度である。このため、結合固定化法の硝

化速度には固定化微生物の量は考慮されていない。

硝化速度を見ると、標準活性汚泥法、循環法とも水温の影響を大きく受けているが、結合固定化循環法は10℃の場合も20℃とほとんど同じ硝化速度を示していることが特徴である。本法において20、30℃では浮遊汚泥も硝化に対する寄与率が43～45％あるが、10℃では92％が固定化微生物の寄与である。これは、高水温期には浮遊汚泥中の硝化細菌がアンモニアを利用するため、担体に付着している細菌には基質としてのアンモニア供給量が限られ、さほどそこでの増殖が起こらないが、低水温期には、浮遊汚泥中に硝化細菌が少なく、担体表面に基質が供給され易くなり、大量の硝化細菌が増殖しうるためと考えられる。20、30℃で結合固定化循環法の硝化速度が循環法のそれよりも小さくなっているが、これらの値はし尿投入率1％の実験終了後求めたものであり、0.5％から1％への負荷量の増加に対応し切れず結合固定化循環法の硝化が不安定な時期と言え、直接の比較は難しい。

脱窒速度で特徴的なことは結合固定化循環法のそれが、循環法より常に大きいことである。10℃においても脱窒槽では酸化態窒素はほとんど検出されなかった。これは結合固定化循環法の好気時間が短いため、浮遊している細菌に摂取された有機基質が好気槽で酸化される割合が少なく、そのまま脱窒槽に持ち込まれる量が多くなり、脱窒槽における呼吸速度が高まるためと考えられる。

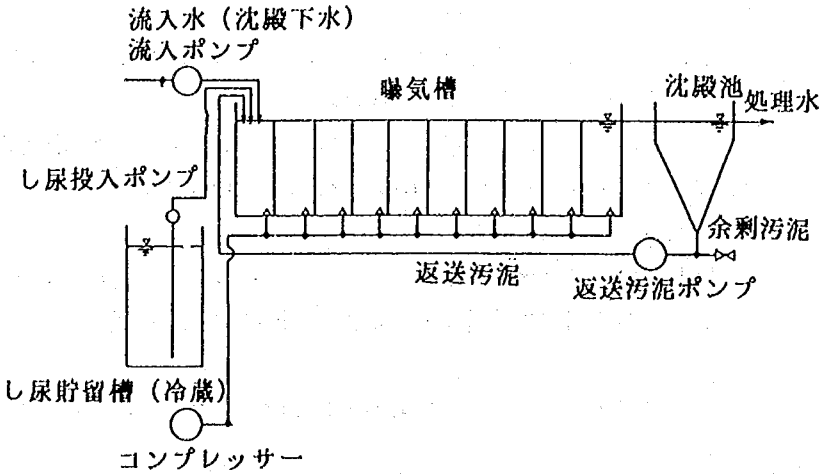
３３　実際の下水、し尿を用いた処理実験

３３１　実験方法

本年度は、標準活性汚泥法、長時間曝気法へのし尿投入の影響を調査した。図－６に示す実験装置２系列を用い、表－８の実験条件で行った。装置は透明アクリル製で曝気槽容量100ℓ、沈殿池容量50ℓである。下水は都市下水の最初沈殿池越流水であり、し尿はし尿処理場の流量調整槽より週一度採取し、1.41㎜の篩をかけたものを10～20倍に希釈して冷蔵しながら使用した。用いたし尿のBODは5,000～10,000㎎/l、平均的には6,500㎎/l程度で、浄化槽汚泥の混入率はかなり高いものと思われる。し尿投入率は 0、0.2、0.5、1.0％で、週二回採水、分析を行った。

３３２　実験結果

実験装置は平成元年9月より下水のみでの運転を開始し、10月中旬よりし尿無しの条件でのデータを取り始めた。標準活性汚泥法をＡ系、長時間曝気法をＢ系とした。流入水、処理水のBODの経過を図－７に示す。し尿投入率0.5％までは非常に安定した処理水質を示していたが、1％を越えると、特に標準活性汚泥法の処理水質が不安定になってきた。これはアルカリ度が



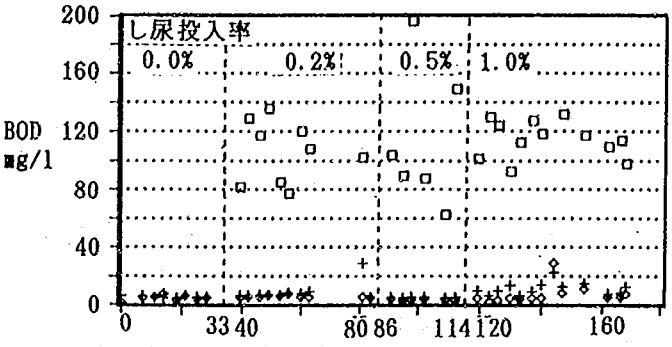
図－６　実験装置のフロー

ほとんどゼロになり、アンモニアが残留したためである。

本実験においては、低水温期（し尿投入率 0.5%のときの水温10℃）においてもかなり安定した処理水質が得られたが、その理由として以下のことが考えられる。

表－8　実験装置の運転条件

運転条件	装置 A	装置 B
1．流入水	一次処理水 ＋ し尿	一次処理水 ＋ し尿
2．曝気時間	8 時間	16 時間
3．返送汚泥率	50 %	50 %
4．し尿負荷	0．2～1．0 %	0．2～1．0 %
5．S R T	10 日	20 日



□ 流入水 ＋ A系処理水 ◇ B系処理水 経過日数（日）

図－7　実下水　し尿を用いた処理実験

① 使用した下水、し尿とも標準的なものよりも希薄であり、負荷としては低かった。

② 実験装置の沈殿池の水面積負荷が低く、汚泥の沈降性が悪化しても、処理水質に直接の影響が無かった。

③ ①に関連し、2,000mg/l程度の汚泥濃度を維持するため、汚泥滞留時間を10日と20日にする必要があり、低水温期においても硝化能力が低下しなかった。

来年度以降はBOD、NH_4-Nの負荷をより上げた実験が必要である。

4　まとめと今後の課題

本年度の成果をまとめると以下の通りである。

(1) し尿などの性状の取りまとめを行い、最近の値として BOD 8,000mg/l, NH_4-N 2,000mg/l、アルカリ度 9,000mg/l等の値を得た。

(2) し尿などの嫌気性消化脱離液は BODは 1,000～3,000ng/lに減少するが、アンモニア、アルカリ度などは元し尿とほとんど変わらない。

(3) 人工的に調整したし尿混合下水を用いた実験により、標準活性汚泥法では低水温期にはアンモニア過多による処理水窒素性BODの増加が、高水温期にはバルキングがし尿投入率が低くとも起こる可能性があることが示された。

(4) 同じ実験より循環法の導入により、し尿投入率を増加させ得ることが示された。

(5) また、結合固定化循環法も、循環法と同様の効果が期待でき、処理時間を短縮できる可能性があった。

(6) 実際のし尿、下水を用いた処理実験を開始したがその評価は来年度以降の実験に待たなければならない。

来年度以降は、循環法、結合固定化循環法の最適運転条件を明らかにすると共に、実際のし尿を用いた通年実験により活性汚泥に与える影響を検討する。また、色度、難分解性ＣＯＤ成分の除去につ

いて、生物学的、物理化学的処理法の検討を行う。

参考文献

1）寺田、高橋、中村、「福岡県下の搬入し尿の性状及び除渣装置の性能に関する知見」、日本環境衛生センター所報、No.3、pp53～57、1976

2）白木、中村、寺田、「し尿処理施設における一次処理液の性状」、日本環境衛生センター所報、No.4、pp48～51、1977

3）泉川等、「し尿処理施設における生物学的脱窒素機能の検討」、日本環境衛生センター所報、No.10、pp74～79、1983

4）日本環境衛生センター衛生工学部、「し尿処理施設による汚濁負荷の削減に関する研究」、日本環境衛生センター所報、No.7、pp38～48、1980

5）日本環境衛生センター衛生工学部、「し尿処理施設による汚濁負荷の削減に関する研究（Ⅱ）」、日本環境衛生センター所報、No.8、pp47～55、1981

6）日本生化学学会編、「生化学データブックⅠ」、東京化学同人、pp1597～1613、1979

7）今堀、山川監修、「生化学辞典」、東京化学同人、p148、1984

8）今堀、山川監修、「生化学辞典」、東京化学同人、p764、1984

9）Chudoba,J., P.Grau and V.Ottova, "Control of activated sludge filamentous bulking-Ⅱ. Selection of microorganisms by means of selector" Water Research, Vol.7, pp1389-1406, 1973

9．下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　小森　行也

1．はじめに

環境基準や排水基準にみられるようなアルキル水銀、有機リン、ＰＣＢの例を除けば、これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、飲料水中のトリハロメタンが発ガン性で問題になり、厚生省から給水栓で平均0.1mg/l以下に抑える通達がだされるにおよび、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)]によれば微量ではあるが、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の活性汚泥処理プロセスでの挙動及び処理プロセス、作業環境への影響について解明する必要がある。

2．昭和６３年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下のとおりである。

１）2,5-ｼﾞｸﾛﾛｱﾆﾘﾝ(2,5-DCA)、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、四塩化炭素、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(TCE)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ(1,4-DCB)、2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4-DCP)の９物質について、それぞれの化学物質を流入水に添加し、活性汚泥処理における化学物質の挙動と処理への影響について調査し以下の結果を得た。

① 2,5-DCA を添加した人工下水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、0.71～71.4mg/l程度の添加では、BOD 除去は良好であり除去率は90%以上を示したが、添加濃度が高くなるに従いCOD除去率が低下した。1.43mg/lでは90%以上であったが、14.3mg/lで85%、71.4mg/lで65%であった。

② 2,5-DCAを5mg/l添加した一次処理水を用い、SRTを10、20、30、40、50日に設定し活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、SRTを長くとると2,5-DCAは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。

③ 2-CPを 1、10、50mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、50mg/l添加のｹｰｽでは、実験開始当初においては2-CPが処理水中に残存し処理水質も悪化していたが、５ヶ月間連続運転した時点で2-CPは除去され、馴致すれば分解することが示唆された。

④ ｸﾛﾛﾎﾙﾑを0.16、1.6、9.7mg/l、四塩化炭素を0.0066、0.055、0.44mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、有機物除去機能に対する影響はなかった。

⑤ TCEを 0.186、1.56、14.3mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、14.3mg/l 添加ではBOD、COD等の有機物除去に影響は見られないが硝化が抑制される傾向がみ

られた。

⑥ ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝを 0.0947、0.977、7.34mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、7.34mg/l添加でも有機物除去機能に対する影響はなかった。

⑦ 2,5-DCA (1.12mg/l)、2-CP (1.29mg/l)、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ(400μg/l)、四塩化炭素(280μg/l)、TCE(120μg/l)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(24μg/l)、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ(930μg/l)の７物質を同時に添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験（連続）を行った結果、除去率はそれぞれ61%、98%、76%、93%、89%、89%、94%であった。

⑧ 1,4-DCBを0.89mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験（連続）を行った結果、SS、BOD、CODの除去機能には影響がなかった。また、窒素化合物もｺﾝﾄﾛｰﾙ同様十分硝化が起こっており、0.89mg/l程度の添加では活性汚泥処理に影響が認められなかった。

⑨ 1,4-DCBを1.45mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行い1,4-DCBの物質収支を求めた結果、処理水中に残存する割合、汚泥に吸着する割合は共に少なくｴｱﾚｰｼｮﾝによる揮散でほとんどが除去されていることがわかった。

⑩ 2,4-DCPを0.93mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験（連続）を行った結果、長いSRTの運転条件にもかかわらず処理水にNH_4-Nが残存することがあり硝化が抑制されていた。

２）2,5-DCAを添加した人工下水を用いた活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)で出現した、汚泥中の原生動物の観察を行った結果、原生動物に対する2,5-DCAの影響は14.3mg/lで阻害の徴候が現れ、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。

３）下水処理場における全有機ﾊﾛｹﾞﾝ（TOX）の実態調査を行った結果、流入水中のTOXは98μg/lで、二次処理水中のTOXは67μg/lであった。

４）種々の化学物質を添加した活性汚泥処理実験において、硝化が抑制される傾向が認められたため、化学物質(2,5-DCA、2-CP、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、四塩化炭素、TCE、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1,-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ)の硝化菌に対する最小増殖阻止濃度(MIC)について調査した結果、どの物質についても硝酸菌より亜硝酸菌の方が低い濃度で影響を受け、高い感受性を示した。

３．平成元年度の調査内容と調査結果

３．１　連続処理システムにおける2,4,6-ﾄﾘｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙの挙動

本実験は、化学物質が活性汚泥処理に及ぼす影響を調査するために実施するものであり、毎年１種類の化学物質を選定し実験を行っている。

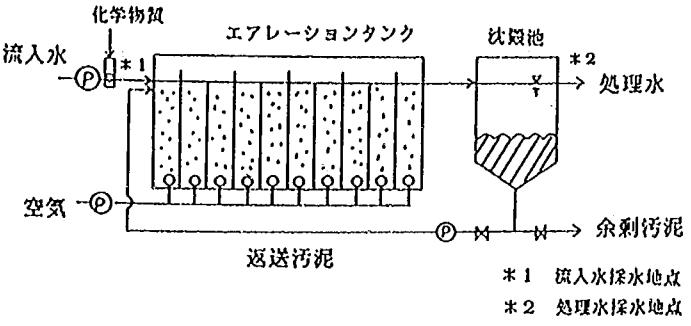
３．１．１　供試化学物質

2,4,6-Trichlorophenol(2,4,6-TCP)は、無色の針状晶又は黄色の個体で強いﾌｪﾉｰﾙ臭をもち、水に難溶（＜0.1g/100g水）、ｱｾﾄﾝ、ｴｰﾃﾙに可溶である。用途は殺菌剤のほか、染料中間体、木材用防腐剤として用いられている。動物に対して毒性があり、ラットへの経口投与によるLD_{50}は、820mg/kgである[3)]。

３．１．２　実験方法

実験は、図－１に示す連続流式活性汚泥処理実験装置を２台並列に運転し、一方をコントロール、

他方を化学物質を添加した実験系として2,4,6-TCPの活性汚泥処理への影響を調べるために行った。装置の運転条件を表－1に示す。本装置のｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ有効容積は100 l(10 lが10槽）であり、沈澱池有効容積は50 lである。本装置は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄに設置されており、流入水として同処理場の一次処理水を利用した。実験系の化学物質添加方法は、2,4,6-TCPを水に溶かした後、小型定量ポンプを用い一次処理水と同時に2ml/minで連続注入した。本実験は、平成元年９月から平成２年３月までの７ヶ月間連続で行った。



図－1 実 験 装 置 （連続流式）

表－1 運転条件

流入水量	288 l /日
曝気槽滞留時間	8 時間
沈殿池滞留時間	4 時間
返送率	25 %
沈殿池水面積負荷	2.3m³/m²・日

３．１．３ 分析方法

2,4,6-TCPの分析は、XAD-2樹脂を用いた液-固抽出法により行った。先ず、試料２ lを1μmのろ紙でろ過し、XAD-2樹脂(8～10g)を充填した内径15～20mmφのクロマト管に30ml/minの流速で通水する。通水後ｴｰﾃﾙ100mlで吸着物質を溶出し、脱水した後、濃縮し、GC-FIDにより測定する。なお、これ以外の分析項目は下水試験方法[4]により行った。分析は原則として毎週１回実施した。

３．１．４ 実験結果と考察

実験期間中の装置の運転管理状況と水質分析結果を表－２、３に示した。ｺﾝﾄﾛｰﾙ、実験系ともほぼ同じ処理水質を示しており、2,4,6-TCP添加によるものと考えられる処理水質の変化は特にみられない。ｺﾝﾄﾛｰﾙ、実験系とも処理水のBODの値は、5mg/l程度であり、生物処理が良好に行われていたことがわかる。また、COD、D-TOCも10mg/l程度であり有機物除去は良好であった。BOD、COD、D-TOCの除去率はそれぞれ93%、74%、73%以上である。また、硝化も十分進行しており硝化率〔$(NO_x\text{-}N)/(NH_4\text{-}N+NO_x\text{-}N)$〕は99.7%であった。2,4,6-TCPについては、表－３に示すように流入水

表－２ 運転管理状況

	BOD-SS負荷 (kg/kg・日)	BOD容積負荷 (kg/m³・日)	MLSS (mg/l)	汚泥日令 (日)	SRT (日)
1.ｺﾝﾄﾛｰﾙ	0.079	0.22	2750	30	29
2.実験系	0.096	0.25	2660	23	27

表－３ 水質分析結果

（平均値）

	1.ｺﾝﾄﾛｰﾙ系		2.実験系	
	流入水	処理水	流入水	処理水
水温 (℃)	14.7- 24.9	7.2- 25.7	14.7- 24.9	6.5- 25.7
pH	6.72- 7.36	6.72- 7.97	6.72- 7.36	6.61- 7.53
SS (mg/l)	31.4	6.3	41.1	4.8
BOD (mg/l)	75.0	5.4	88.4	5.0
COD (mg/l)	40.7	10.4	44.5	10.5
D-TOC (mg/l)	36.3	9.9	38.4	9.5
NH_4-N (mg/l)	15.8	0.05	14.5	0.05
NO_x-N (mg/l)	0.04	18.6	0.08	18.5
T-N (mg/l)	23.2	20.1	22.1	20.0
透視度 (cm)	－	63	－	67
2,4,6-TCP (mg/l)	－	－	1.84	0.034

中の98%が除去されているが、処理ﾌﾟﾛｾｽ中での除去ﾒｶﾆｽﾞﾑについては不明である。以上、本調査結果から1.8㎍/l程度の2,4,6-TCPが流入水に含まれていても何ら生物処理に影響をおよぼさないことが示唆された。

3．2　下水中に含まれる微量化学物質のGC-MSによる検索

近年、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ等の有機溶剤による地下水汚染、あるいはｺﾞﾙﾌ場の農薬汚染などが社会問題となっているが、下水道の分野においてもこれら微量化学物質の関心が高まっている。しかし、下水処理施設における化学物質に関する調査についての報告は少なく、ﾃﾞｰﾀが不足しているのが現状である。そこで、本調査では下水処理施設における化学物質に関するﾃﾞｰﾀの蓄積を目的として、実処理場における化学物質の実態調査を行った。

3．2．1　調査方法

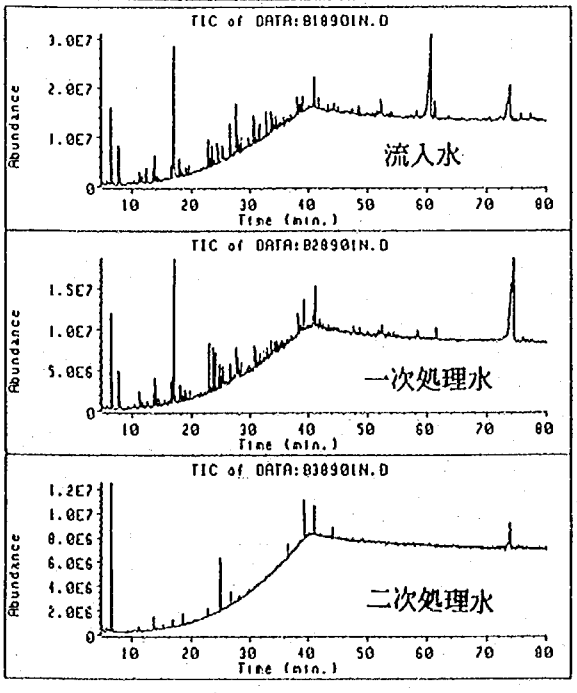
下水中に含まれる種々の微量化学物質について、ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｰ質量ｽﾍﾟｸﾄﾙ装置(GC-MS)を用いて検索した。試料の前処理は昭和63年度に検討した結果[5]からXAD-2樹脂を用いた液-固抽出による方法を採用した。液-固抽出法は、比較的操作が容易である反面、下水中に含まれる微量化学物質のうち溶解性で、比較的揮発しにくい物質のみ測定することができる。今回調査した処理場は、工場排水を受け入れている下水処理場のうち、流入水に占める工場排水の割合が12～97%の下水処理場7ヶ所である。調査試料は、各処理場の流入水、一次処理水、二次処理水の3試料について、原則として24時間のｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄ試料とした。調査試料は、中性分画、酸性分画、塩基性分画の3つの異なる方法で前処理し検索用試料を作成した。検索に使用したGC-MSの測定条件を表－4に示す。

表－4　分析条件

Column　DB-5(0.25μm) 60m×0.262mmφ
Column Temp. 80～230℃(4℃/min)
Carrier Gas He(99.9999%) 0.9ml/min
Inj. Temp. 250℃
Electron Energy 70eV
Mass Range 35～350(m/z)
Sample Size 0.5μl

3．2．2　調査結果

調査した7処理場のうちB処理場の調査結果を一例として図－2、表－5に示す。　B処理場は、流入水量が約20,000㎥/dで合流（一部分流）式の都市下水処理場であり、工場排水（主な業種は機械器具製造業）の割合が約30%である。図－2に示したﾄｰﾀﾙｲｵﾝｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾑ(TIC)は、比較的多くの物質が検出



図－2　B処理場のＴＩＣ

表－5　検索結果　（B処理場）

化合物	分子式	分子量	流入水	一次処理水	二次処理水
3-Penten-2-one, 4-methyl-	C6H10O	098		○	◎
Phenol, 4-methyl-	C7H8O	108	◎	◎	
Benzenemethanol	C7H8O	108	○	○	
Cyclopropane, pentyl-	C8H16	112	○	○	
Ethanol, 2-butoxy-	C6H14O2	118	○	○	
Phenol, 3,5-dimethyl-	C8H10O	122		○	
Cyclopentane, (2-methylpropyl)-	C9H18	126	○		
Indolizine, 3-methyl-	C9H9N	131	○		
1H-Indole, 6-methyl-	C9H9N	131		◎	
Butane, 1-(2-methoxyethoxy)-	C7H16O2	132		○	
Ethanol, 2-[2-(ethenyloxy)ethoxy]-	C6H12O3	132		○	
Benzothiazole	C7H5NS	135	○	○	◎
2-Cyclohexen-1-one, 3,5,5-trimethyl-	C9H14O	138		○	
Cyclopropane, 1-methyl-2-(3-methylpentyl)-	C10H20	140		○	
1-Octene, 3,7-dimethyl-	C10H20	140	○		
Cyclooctane, 1,4-dimethyl-, cis-	C10H20	140		○	
Octanoic acid	C8H16O2	144	○		
2H-1-Benzopyran-2-one	C9H6O2	146	◎	◎	
Ethanol, 2-(hexyloxy)-	C8H18O2	146	○	◎	
Phthalic anhydride	C8H4O3	148		○	
Ethanone, 1-(2-hydroxy-5-methylphenyl)-	C9H10O2	150	○		
2-Cyclohexen-1-one, 2-methyl-5-(1-methylethenyl)-, (S)-	C10H14O	150	○		
2(3H)-Benzothiazolone	C7H5NOS	151		○	
Thiocyanic acid, 4-hydroxyphenyl ester	C7H5NOS	151			○
Benzoic acid, 2-hydroxy-, hydrazide	C7H8N2O2	152	◎	○	
Cyclodecane, methyl-	C11H22	154		○	
Cyclopropane, octyl-	C11H22	154		◎	
Cyclohexanol, 5-methyl-2-(1-methylethyl)-, (1.alpha.,2.beta.,5.alpha.)-(.+-.)-	C10H20O	156	◎	◎	
Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-	C8H18O3	162	◎	◎	
Phenol, 2,5-dichloro-	C6H4CL2O	162	○		
Cyclododecane	C12H24	168	◎		
Cyclopropane, nonyl-	C12H24	168	○		
Cyclopropane, 1-ethyl-2-heptyl-	C12H24	168	◎		
Heptanoic acid, 2-ethyl-, methyl ester	C10H20O2	172		○	
Benzoic acid, 4-(1,1-dimethylethyl)-	C11H14O2	178		○	
Phenol, (1,1-dimethylethyl)-4-methoxy-	C11H16O2	180		○	○
Cyclohexanamine, N-cyclohexyl-	C12H23N	181		○	
Dodecanal	C12H24O	184	◎		
Ethanol, 2,2'-[oxybis(2,1-ethanediyloxy)]bis-	C8H18O5	194	○		
Caffeine	C8H10N4O2	194	○	◎	
Cyclotetradecane	C14H28	196	○		
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 3-nitro-	C8H5NO6	211	○		
Propanoic acid, 2-methyl-, 2,2-dimethyl-1-(2-hydroxy-1-methylethyl)propyl ester	C12H24O3	216		○	
Propanoic acid, 2-methyl-, 3-hydroxy-2,4,4-trimethylpentyl ester	C12H24O3	216	○	○	
Diethyl phthalate	C12H14O4	222		○	
Urea, N,N'-dicyclohexyl-	C13H24N2O	224			○
Methanone, (2-hydroxy-4-methoxyphenyl)phenyl-	C14H12O3	228	○	◎	
2H,8H-Benzo[1,2-b:3,4-b']dipyran-2-one, 8,8-dimethyl-	C14H12O3	228	○		
Tetradecanoic acid	C14H28O2	228	○		
Dodecanamide, N-(2-hydroxyethyl)-	C14H29NO2	243	○		
Ethanone, 2,2-dimethoxy-1,2-diphenyl-	C16H16O3	256	◎	◎	◎
Ethanol, 2-(tetradecyloxy)-	C16H34O2	258	○		
Hexanedioic acid, mono(2-ethylhexyl)ester	C14H26O4	258	○		
Octadecanol	C18H38O	270	○		
1,2-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-methoxyethyl)ester	C14H18O6	282	◎	○	○
Dodecanamide, N,N-bis(2-hydroxyethyl)-	C16H33NO3	287	◎	○	
9-Octadecenoic acid (Z)-, 2,3-dihydroxypropyl ester	C21H40O4	356	○		
Hexanedioic acid, dioctyl ester	C22H42O4	370	○		
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	C24H38O4	390		◎	○

凡例：◎・・・確度８０％以上，○・・・確度６０～８０％

された中性分画のものである。また、表－５には中性分画、酸性分画、塩基性分画より検出された物質のうち確度が60%以上の物質をまとめて示した。確度とは、試料より得られたﾏｽｽﾍﾟｸﾄﾙとGC-MS検索ｼｽﾃﾑのﾏｽｽﾍﾟｸﾄﾙとのﾏｯﾁﾝｸﾞ度を表すものであり、100%で全く同じﾏｽｽﾍﾟｸﾄﾙが得られたことを示す。確度60%以上で検出された物質は、流入水から38種、一次処理水から35種、二次処理水から8種であった。この他にも多くの物質が含まれていることは図－２のTICから容易に推察されるが、ﾋﾟｰｸの分離が不十分であり分析条件等を更に検討する必要がある。なお、表－５の検索結果はﾏｽｽﾍﾟｸﾄﾙより推定したものであり、同定するためには標準物質との比較を含め更に検討が必要である。流入水、一次処理水中に検出された多くの化学物質は、二次処理水中では検出されず生物処理の過程でその殆どが除去されているが、中には二次処理水のみに検出されているものもあり、分析上の問題なのか、あるいは生物処理ﾌﾟﾛｾｽの中で生成したのかの検討は今後の課題となろう。本調査結果から、一般的には微量化学物質に対しても生物処理が有効であることが示唆された。

３．３　原生動物に及ぼす有機塩素化合物の影響調査

活性汚泥生物群集を構成する原生動物は、浄化機構における生態的地位からみて、浄化担当生物として極めて重要な生物である。また、その形態的特性と水質環境との係わりから、活性汚泥の維持管理指標生物として位置付けられている。本調査は、原生動物のこれらの特性に着目し、有機塩素化合物の活性汚泥生態系及び浄化機能等に対する影響を原生動物を用いて検討し、同物質に対する指標生物としての原生動物の位置付けについて試行的に検討を行ったものである。

３．３．１　実験に用いた原生動物と有機塩素化合物

実験に使用した原生動物は、淡水産の自由生活性原生動物の繊毛虫膜口類に属する Paramecium caudatum、繊毛虫異毛類に属する Blepharisma japonicum、繊毛虫下毛類に属する Stylonychia mytilus、根足虫太陽虫類に属する Echinosphaerium akamae、鞭毛虫ﾕｰｸﾞﾚﾅ類の Euglena gracilis 、Astasia longa の６種類である。また、実験に使用した有機塩素化合物は、2-CP、2,4-DCP、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、TCEの４物質である。

３．３．２　実験方法

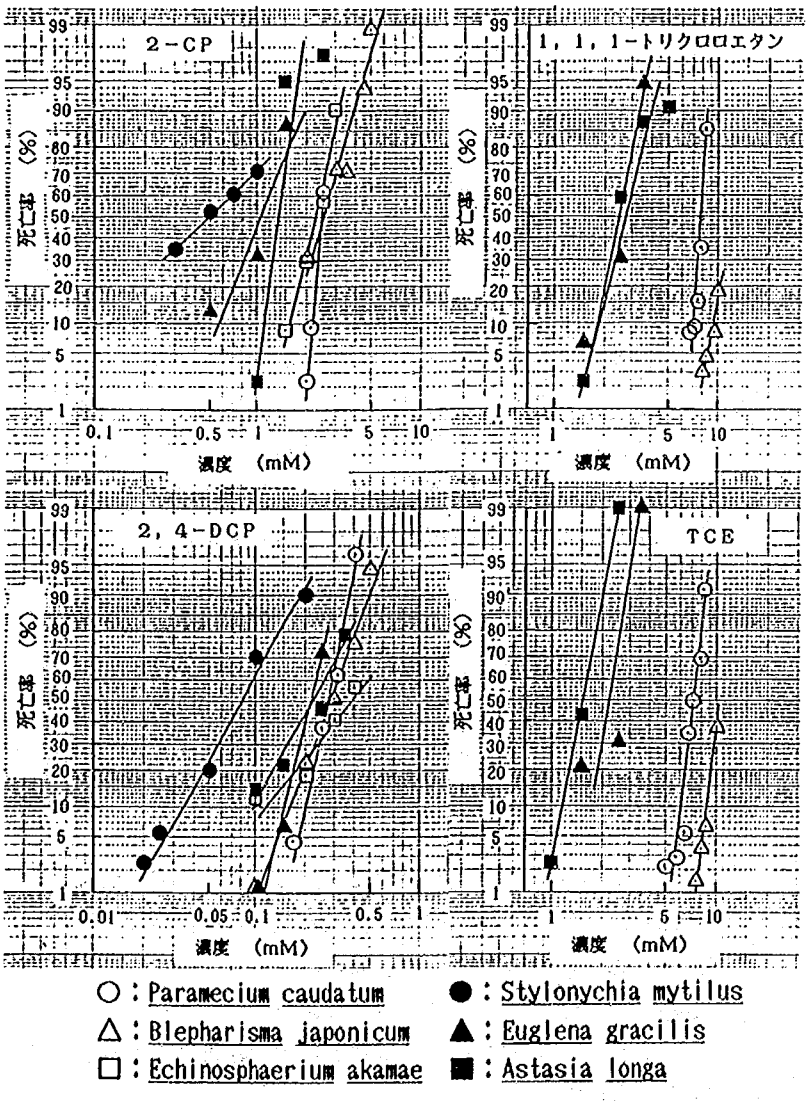
実験は、既存の活性汚泥生物調査結果から活性汚泥中の原生動物の代表的属種を選定し、それらを用いて各種の有機塩素化合物に対するLC_{50}を把握すると共に、それらに暴露した場合の形態変化を調査する目的で行った。

Paramecium caudatum、Blepharisma japonicumについては、先ず、純粋培養した増殖期の細胞懸濁液(100～3000cells/ml)に有機塩素化合物を加えた後ｼｬｰﾚに移す。この後、直ちに実体顕微鏡下で20個程度の細胞を先細ﾋﾟﾍﾟｯﾄを用いてｽﾗｲﾄﾞｸﾞﾗｽの上に載せ、ﾜｾﾘﾝを用いてｶﾊﾞｰｸﾞﾗｽで密閉封入し検鏡用試料とする。この後、４時間経過した後顕微鏡下で原生動物の動きを観察し死亡個体数を計数する。Stylonychia mytilus、Echinosphaerium akamaeについては有機塩素化合物を加えたｼｬｰﾚに純粋培養した増殖期の細胞を先細ﾋﾟﾍﾟｯﾄを用いて50細胞程度加える。この後、直ちに実体顕微鏡下で先細 ﾋﾟﾍﾟｯﾄを用いて数個体づつｽﾗｲﾄﾞｸﾞﾗｽの上に載せ、ﾜｾﾘﾝを用いてｶﾊﾞｰｸﾞﾗｽで密閉封入する。この後、４時間経過した後顕微鏡下で原生動物の動きを観察し死亡個体数を計数する。Euglena gracilis、As-

tasia longaについては、純粋培養した対数増殖期の細胞懸濁液(10^6cells/ml)に有機塩素化合物を加え、加えた直後と4時間経過後の細胞懸濁液の濁度を分光光度計(λ=470nm)で測定し、濁度から生体細胞数を求める。細胞が死亡すると鞭毛運動が停止し、試験管の底に沈降するため上澄液細胞濃度は低下する。なお、細胞懸濁液の濁度と、血球計算板で計数した細胞濃度とは、比例関係にあった。また、有機塩素化合物は原生動物の一般的培養液であるｸﾉｯﾌﾟ液 ($Ca(NO_3)_2$:2.42×10^{-5}M, KNO_3:1.41×10^{-5}M, $MgSO_4$:5.80×10^{-6}M, KH_2PO_4:1.05×10^{-5}M) に溶解した。

3．3．3　実験結果と考察

顕微鏡観察と濁度の変化より求めた死亡個体数から死亡率を計算し、添加した化学物質の濃度と原生動物の死亡率の関係を図－3に示した。また、この図よりそれぞれの有機塩素化合物に対する原生動物のLC_{50}を読み取り表－6に示した。6種類の原生動物を用い4種類の有機塩素化合物について実験したが、2-CPについては繊毛虫類のParamecium caudatum、Blepharisma japonicum、根足虫類のEchinosphaerium akamaeがほぼ同じ傾向を示しそのLC_{50}は、2.2～2.6mMであった。また、鞭毛虫類のEuglena gracilis、Astasia longaは、ほぼ同じ傾向を示しLC_{50}は1.03～1.32mMであった。繊毛虫類のStylonychia mytilusは他の原生動物に比べ低い濃度(0.50mM)で影響があった。2,4-DCPについても2-CPと殆ど同じ傾向がみられたが LC_{50}は、一桁低い0.08～0.32mMであった。1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、TCEについては、繊毛虫類の Paramecium caudatumのLC_{50}が7.2、7.8mM、鞭毛虫類のEuglena gracilis、Astasia longaのLC_{50}が1.6～2.6mMであった。Paramecium



図－3　原生動物に対する有機塩素化合物の影響

caudatumに化学物質を加えた後の顕微鏡観察で特徴的なことは死亡する直前に細胞が膨潤し、次に細胞破裂により死亡する様子が観察されたことである。Blepharisma japonicum、Echinosphaerium akamae、Stylonychia mytilusも同様の現象が観察された。この現象は、実験に使用した4種類の化学物質全てに見られた。Euglena gracilis、Astasia longaは、鞭毛がなくなり多少細胞が膨潤したが、他の原生動物に見られたような細胞の破裂は観察されなかった。これらの細胞の膨潤は収縮胞の肥大によるものと考えられるが原因は不明である。以上の結果から、本実験で用いた化学物質に対する原生動物の感受性の強さを比較すると、Stylonychia mytilus ＞Euglena gracilis、Astasia longa＞Paramecium caudatum、Blepharisma japonicum、Echinosphaerium akamaeの順番であった。繊毛虫類のStylonychia mytilusは他の原生動物に比べ2倍～5倍敏感であった。また、本実験で使用した化学物質の原生動物に対する毒性の強さは、2,4-DCP＞2-CP＞1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、TCEの順番であった。

表－6　原生動物に対する有機塩素化合物のLC$_{50}$(mM)

	2-CP	2,4-DCP	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	TCE
Paramecium caudatum	2.4	0.27	7.8	7.2
Blepharisma japonicum	2.6	0.29	-	-
Echinosphaerium akamae	2.2	0.32	-	-
Stylonychia mytilus	0.50	0.08	-	-
Euglena gracilis	1.03	0.22	2.6	2.2
Astasia longa	1.32	0.26	2.4	1.6

4．まとめ

本年度実施した調査結果をまとめると下記のとおりである。

1）2,4,6-TCPを1.84mg/l添加した一次処理水を流入水とし、活性汚泥処理実験を行い2,4,6-TCPが処理に与える影響を調査した結果、有機物除去及び硝化とも良好であり何等問題はなかった。

2）下水中微量化学物質のGC-MSによる検索を行った結果、工場排水が30%混入するB処理場で、流入水に38種、一次処理水に35種、二次処理水に8種の化学物質が検出された。

3）有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法について検討した結果、繊毛虫類のStylonychia mytilusが敏感であり指標生物としての可能性が見い出された。

なお、微量化学物質の下水処理施設における挙動を調査するため①微量化学物質の分析方法の検討、②生物処理ﾌﾟﾛｾｽ（汚泥処理系も含む）での微量化学物質の生成の検討、③微量化学物質の実処理場での挙動の検討等を今後の課題として実施する必要がある。

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 V01.21.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ﾎﾟｼﾞｳﾑ講演集(1977)

3）産業中毒便覧、医歯薬出版(1981)

4）日本下水道協会、下水試験方法(1984)

5）中村、小森、「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」土木研究所資料、第2787号(1989)

10. 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 小越 眞佐司
諏訪 守

1. 調査の目的と必要性

昨今の水資源の逼迫と需要の増大の中で、比較的近い将来に、地域によっては水需給のアンバランスが問題になると考えられる。その場合、定常的に、かつ、容易に確保できる水資源として、下水処理水が重要な役割を果たすことは必至である。下水処理水を直接再利用する場合の技術的問題点として、農業利用する場合の窒素の影響、中水として再利用する場合の病原性細菌・ウイルス等の消長、無機塩類の除去等がある。本調査は、これらの問題点の掘下げと、その解決のための諸検討を行なうため、昭和６０年度から実施している。

2. ６３年度までの調査結果

前年度までの調査結果の概要は以下の通りである。

水稲栽培への利用に関して

1） 全窒素９mg/l程度以下で平均硝酸性窒素濃度８．５mg/l以下であれば水稲に悪影響を及ぼさない。しかし、慣行水量の１０倍量までの連続潅漑では倒伏・稔実歩合・品質にやや悪い影響が表れた。

2） 水田による処理水の浄化効果は、慣行水量の２．５倍の連続潅漑で窒素除去率５４％であった。この浄化効果の７０～８０％は植物以外の作用によるものと考えられる。

3） NH_4-N10mg/lを含む処理水で灌漑をした場合でも、基肥窒素が不足すると生育不良となる。従って、アンモニア性窒素濃度が高い場合では施肥量の削減による対策には限界がある。

4） 大腸菌群数等からみると、田面水の環境水としての水準は、河川のC類型以下であると考えられる。

5） 比較的規模の大きい沪過施設を有する１００箇所の処理場について調査し、採用頻度の高い沪過池の構造や維持管理に関する現況と、主要な問題点等を把握できた。

6） 活性汚泥混合液のﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰによる連続沪過実験を行ない種々の孔径と圧力について検討したところ、孔径0.5μmのテフロンフィルターで0.4kg／cm^2の時、約40ℓ／m^2／hの流束が得られた。しかし、実用上十分な性能ではなく、初期の高い流束を維持する方法について、今後更に検討する必要があると考えられる。

7） 細菌・ウイルスの不活化に関しては、消毒法を幅広く調査することが必要と考えられた。

3．平成元年度の調査結果

本年度は１）水稲栽培への利用の検討、２）精密沪過についての基礎的検討を行なった。

3．1．下水処理水の農業利用に関する調査

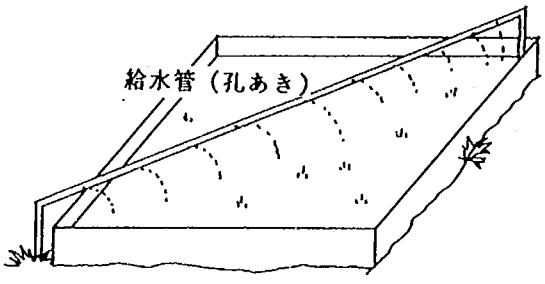
昭和５６年度より湖北総合実験施設内の試験圃場において、下水処理水を潅漑用水として用いた水稲の栽培実験を行ってきている。元年度も６３年度に引き続いて水稲を栽培し、処理水に含まれる各種の成分が稲の成育・収穫および水田土壌に及ぼす影響等について検討した。

3．1．1．平成元年度の栽培条件

（１）圃場の改良

元年度は１、４、８、９区に対して、短時間で必要な水量が供給できるよう処理水供給管の管径を大きくして実際の水田における潅漑状態に近づける改良を行った。

なお、前年度実施した２区の塩素注入は、今年度は中止した。　また、処理水の影響が田面全体に均等に表れるよう供給管を図－１のように配置した均等潅漑区は５、６区の２区に増加設定した。



図－１　均等灌漑区

（２）気象条件

稲作期間中の気温は、７月中旬まで低温であった６３年度よりさらに２～３℃低かったが７月下旬より好天がつづき、平均２５℃前後で推移した。降水量は８月に台風の影響による大雨があったほかはほぼ平年並であった。

表－１　平成元年の栽培条件

区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
潅がい水量(㎥/10a)	4363	6800	14619	6411	5880	3484	8538	4332	2669	2935
NH4-N (mg/l)	3.67	3.22	0.9	0.21	0.12	0.11	0.06	0.06	3.65	4.73
(負荷量) (kg/10a)	16.0	21.9	13.2	1.3	0.7	0.4	0.5	0.3	9.7	13.9
NOX-N (mg/l)	7.93	7.71	7.91	7.77	7.97	8.03	1.62	6.79	7.56	7.92
(負荷量) (kg/10a)	34.6	52.4	115.6	49.8	46.9	28.0	13.8	29.4	20.2	23.2
K-N (mg/l)	4.69	4	0.81	0.72	0.81	0.74	0.3	0.64	5.12	5.47
(負荷量) (kg/10a)	20.5	27.2	11.8	4.6	4.8	2.6	2.6	2.8	13.7	16.1
T-N (mg/l)	12.62	11.71	8.72	8.49	8.78	8.77	1.91	7.43	12.68	13.16
(負荷量) (kg/10a)	55.1	79.6	127.5	54.4	51.6	30.6	16.3	32.2	33.8	38.6
FERT.-N (kg/10a)	3.25	6.5	8	8	8	4	8	5.75	5.75	3.25
窒素負荷量(kg/10a)	58.3	86.1	135.5	62.4	59.6	34.6	24.3	37.9	39.6	41.9
T-P (mg/l)	1.95	1.59	0.56	0.35	0.35	0.35	0.07	0.3	1.92	2.3
(負荷量) (kg/10a)	8.51	10.81	8.19	2.24	2.06	1.22	0.60	1.30	5.12	6.75
PO4-P (mg/l)	1.98	1.56	0.3	0.31	0.31	0.31	0.01	0.27	2.19	2.22
(負荷量) (kg/10a)	8.64	10.61	4.39	1.99	1.82	1.08	0.09	1.17	5.85	6.52
FERT-P (kg/10a)	4	8	8	8	8	4	8	8	4	4
リン負荷量(kg/10a)	12.51	18.81	16.19	10.24	10.06	5.22	8.60	9.30	9.12	10.75
その他	大口径給水 二次処理 並 施肥削減	他品種	掛け流し	大口径給水 水量制限 追肥制限	大口径給水 二次処理 水量制限 施肥削減	大口径給水 二次処理 並 施肥削減	対照区	大口径給水	大口径給水 並 施肥1/4	大口径給水

また、栽培期間中の平均日照時間は、3.5時間／日で、比較的良好な数値となったが、前年度と同様に、穂の形成期に当たる７月と収穫直前の９月上旬に少なかったことが全般的な作柄に影響していると考えられる。

（３）平成元年度の栽培条件

平成元年度の栽培条件を表－１にまとめた。試験区画は２区を除く９区画とした。栽培品種はコシヒカリ、栽植密度は７１株／3.3m²・１株４本苗とした。潅漑用水は７区が霞ケ浦浄化センター内の水道水、その他は霞ケ浦浄化センターの３次処理水で、１、９、１０区には硫安をアンモニア性窒素として10mg/l、リン酸１ナトリウムをリンとして３mg/l添加した。潅漑は、３区を慣行水量の約１０倍の連続潅漑とし、その外は断続潅漑方式とした。１、４、８、９区は供給管口径の拡大による短時間潅漑区、５、６区は均等潅漑区とした。

３．１．２　栽培経過

平成元年度の栽培経過は図－２の水稲栽培カレンダーに示す通りである。

３．１．３　結果及び考察

（１）圃場改良の影響

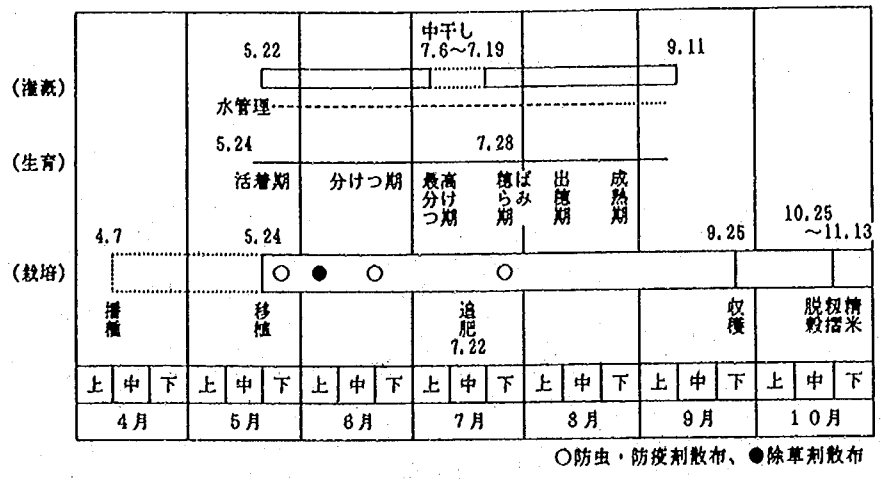
潅漑水が、田面に均等に流入するよう給水管を改造した５、６区では、従来方式で潅漑を行った他の区で見られる水口部分だけが過剰に繁茂する状態が消失し、ほぼ、区全体が一様な生育状況になり、前年度と同様の結果であった。また、供給管の口径を大きくした区画では、給水時間の短縮により、従来より水口と水尻の生育の差が小さくなった。

（２）栽培結果

栽培結果を表－２に示した。

イ．収量

今年度の各区の玄米収量は、１０ａ当たりの収量で444kgから512kgの間にあり、潅漑水量が多かった３、４、７区で茨城県の平均収量を下回った。特に、昨年614kgの収量があった３区の減少が著しく、前年比で２５％減、前々年比で１８％減と、大幅なものであった。その他、特に栽培条件に変化がなかった５区でも１５％近くの減少となった。これら収量の減



図－２　水稲栽培カレンダー

表－2 平成元年度の栽培結果

区画 / 項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
玄米収量 (kg/10a)	478	404	450	444	480	476	450	475	512	468
一穂粒数 (個)	92.4	99.7	100.1	93.2	89.3	80.6	79.3	89.2	88.1	87.8
精籾千粒重 (g)	21.8	23.9	25.1	23.6	23.7	24	25.1	24.2	22.4	24.3
籾藁比	1.02	1.12	1.15	1.17	1.06	0.98	1.1	1.02	0.9	1.04
稔実歩合 (%)	91.1	88.3	92.1	89.6	84.6	88.9	90.2	86.6	85.6	89.9
登熟歩合 (%)	78.2	81.5	86.5	83.9	74.4	73.7	82.5	84.6	72	80.7
倒伏程度	軽度			中程度	全面強	中程度	中程度	中程度	強度	軽度
座折荷重 (g)	158.2	313.7	284.4	281.5	223.3	203	214.8	228.2	186	174.8
倒伏指数	3390.6	1246.8	1743.5	1723.5	2634.9	2237.9	1919.3	1864.2	2993.6	2888.7
草丈 (cm)	113.5	96.3	109.3	108.9	113.7	106.3	103.5	105.9	115.1	110.6
かん長 (cm)	89	80.1	87.9	86.4	92.4	82.3	82.8	84.1	93.2	87.3
第5+6節間長 (cm)	4.7	1.1	2	1.3	3.1	1.8	2.1	2.3	4	3.2
上位三葉長 (cm)	41.7	35.5	38.0	38.8	36.5	37.0	37.1	39.4	38.2	37.0
葉色 (9/1時点)	2.5	4.2	3.8	2.7	2.3	2	2.3	2.2	2.8	2.7
有効分けつ数(本)	13	12	12	13	15	15	13	14	16	15
有効穂数 (本)	12.7	10.3	11	12.8	14.5	13.6	12.8	12.2	13.5	13.8
穂揃い期 (日)	84	78	78	78	78	78	78	78	84	78

少の原因については、それが何れも潅漑水量の大きい区画で生じていることから、潅漑水量の増加による追肥の流出によるものと推察される。

ロ．生育

ほとんどの区では７月１３日ごろ（移植後５０日頃）が最高分けつ期であったと考えられる。前年並かやや少なめの分けつ数で、長期的な分けつ数の減少傾向は止まらなかった。草丈の伸長は例年と大差の無い結果であった。成熟期から完熟期にかけて雨天が続いたため、黒穂（稲麹病？）が今年度も発生した。施肥条件等による生育の違いは例年と同じであった。

ハ．倒伏

倒伏は収穫期に顕在化し、５、９区では倒伏面積が大きくなった。これらの区では下位節間の伸長が比較的多く、かつ草丈の伸長も大きかったことが倒伏につながったものと考えられる。

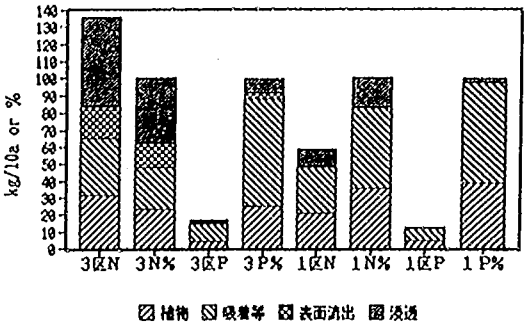
（３）水田による処理水の浄化

表－３に窒素・リンの植物体への吸収量を計算した結果を示した。暗渠排水の分析により地下浸透水の水質が把握できる１区と、表面流出量が把握できる３区について、潅漑水量と潅漑水中

表－３ 窒素・リンの植物体への吸収

項目	区画	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
窒素	稲体(kg/10a)	8.68	7.58	8.63	9.00	9.83	8.88	7.46	7.82	9.49	8.99
	吸収率(%)	14.89	8.80	6.37	14.41	16.48	25.71	30.69	20.61	23.96	21.47
	浮草等(kg/10a)	12.05	15.43	22.72	0.00	13.55	8.16	0.00	9.34	5.50	1.89
	吸収率(%)	20.67	17.92	16.77	0.00	22.73	23.60	0.00	24.63	13.89	4.51
	計 (kg/10a)	20.74	23.02	31.34	9.00	23.38	17.04	7.46	17.16	14.99	10.88
	吸収率(%)	35.56	26.72	23.13	14.41	39.21	49.31	30.69	45.24	37.85	25.98
リン	稲体(kg/10a)	2.22	2.23	2.02	2.02	2.45	2.52	2.16	2.38	2.79	2.46
	吸収率(%)	17.74	11.84	12.47	19.70	24.36	48.27	25.10	25.56	30.63	22.92
	浮草等(kg/10a)	2.59	2.49	2.01	0.00	1.93	1.01	0.00	0.97	0.71	0.23
	吸収率(%)	20.70	13.24	12.44	0.00	19.17	19.33	0.00	10.42	7.74	2.16
	計 (kg/10a)	4.81	4.72	4.03	2.02	4.38	3.53	2.16	3.35	3.50	2.70
	吸収率(%)	38.44	25.08	24.91	19.70	43.54	67.60	25.10	35.98	38.37	25.08

の窒素・リン濃度、流出水量と流出水の窒素・リン濃度、及び植物体の収穫量と窒素・リン含有量から窒素・リンの収支を推定した。結果を図－３に示す。なお、地下浸透量の推定に際しては蒸発量を栽培全期間で２５０mmと仮定した。計算結果によれば、掛け流し潅漑を行っている３区では流入総窒素の５２％が表面ないし地下から流出し、残りの４８％が植物に吸収されたり土壌中で脱窒されたことになっており、一昨年の推定結果とほぼ同じ結果になった。流入水量の少ない１区では、流出する割合が更に低下して、２０％以下と推定された。リンでは土壌の吸着による除去量が大きく、流出率は更に低下し、３区の場合で１３％程度、１区では数％程度になるものと推定された。



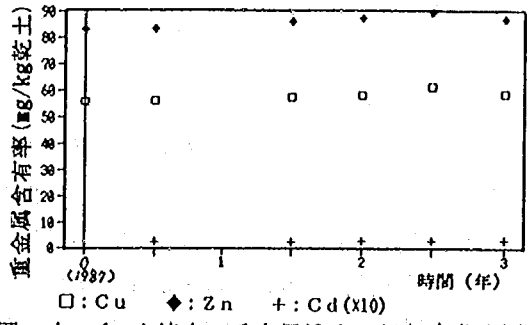
図－３ 窒素・リン収支の推定

表－４ 重金属含有量分析結果（1989年度）

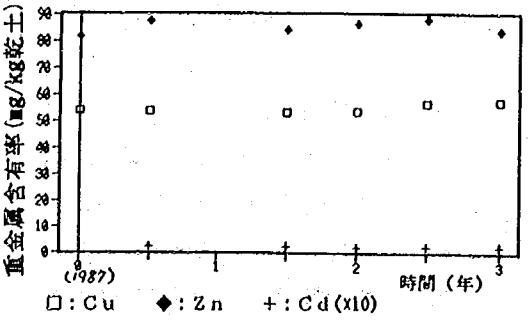
項目	区画	3	5	7	8	１０	つくば市産米
玄米	Ｃｄ(mg/kg)	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.06
	Ｚｎ(mg/kg)	27.3	22.5	28.6	25.3	25.4	20.0
	Ｃｕ(mg/kg)	3.81	3.95	3.83	3.85	3.79	3.20
土壌（移植前）	Ｃｄ(mg/kg)	0.26	0.23	0.26	0.23	0.22	
	Ｚｎ(mg/kg)	87.3	69.5	121.4	76.6	68.6	
	Ｃｕ(mg/kg)	54.6	54.3	50.8	51.4	50.4	
土壌（収穫後）	Ｃｄ(mg/kg)	0.31	0.23	0.23	0.18	0.22	
	Ｚｎ(mg/kg)	76.4	75.2	84.7	65	51.3	
	Ｃｕ(mg/kg)	71.8	47.6	50.3	50.2	43.2	

（４）重金属の蓄積・吸収等

収穫された玄米中に含まれる重金属および、収穫前後の土壌中の重金属含有量を調査した結果は表－４の通りであった。収穫物に含まれる重金属の量を試験地付近の産米と比較するとＺｎの含有量がやや高い外は同程度かそれ以下となっている。この値は前年度以前の分析結果と同程度であり、経年的な増加の傾向は認められなかった。一方、土壌中の重金属含有量の経年変化については図－４に示した通り、水道水で潅漑している７区と同様の変化であり、顕著な増加傾向は認められなかった。本実験で使用した処理水の潅漑による重金属の蓄積・吸収による危険性はないと考



図－４－１ 土壌中の重金属濃度の経年変化（３区）

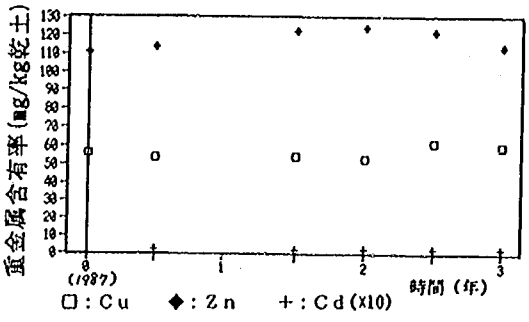


図－４－２ 土壌中の重金属濃度の経年変化（５区）

えられる。

（５）食味調査結果

収穫された米の味覚について、「食味試験の方法」（農林省食品総合研究所）に準拠して、食味調査を行った。パネラーは４３人（うち女子１５人）で、年齢は２１歳～７３歳であった。１、５、６、９区の米について試験した結果、１、５区は市販米より劣る評価、６、９区は市販米と同等の評価となった。



図－４－３ 土壌中の重金属濃度の経年変化（対照区）

３．２ 精密沪過の基礎的検討

３．２．１ 目的

精密沪過法は孔径が数μから０．１μm程度までのフィルターによって固液分離をする方法である。本法によれば浮遊物はほぼ完全に除去され、使用する孔径によっては細菌類もほぼ完全に除去することができる。しかし、抵抗の大きいフィルターを使用するためにフィルターを透過させるのにエネルギーを消費することと、フィルターの目詰まりによって度々フィルターの洗浄または交換を必要とする。そこで、種々のフィルターを用いて本法の基本的な性能を把握し、下水処理への適用可能性を検討するために調査を実施した。

表－５ 膜処理実験結果

実験番号	膜の種類	手洗い回数	実験時間(h)	終了時透過流束(l/m²/h)	総透過水量(m³/m²)
1A	UF 50000	0	188	4.78	1.28
1B	UF 20000	0	188	1.99	0.55
2A	UF 50000	0	167	3.80	0.73
2B	UF 200000	0	167	8.14	1.65
3A	MF 0.5 TFm	3	352	11.94	7.66
3B	MF 0.45 PS	3	381	7.75	4.37
4A	MF 0.45 PS	14	558	8.71	6.86
4B	MF 0.5 TFm	13	463	10.52	8.30
5A	MF 0.5 TFt	7	304	30.08	8.12
5B	MF 0.5 TFm	7	302	63.69	7.91
6A	MF 0.2 TFt	14	546	25.21	17.09
6B	MF 0.5 TFm	14	546	25.21	19.19
7A	MF 0.2 TFt	6	1499	6.70	16.56
7B	MF 0.22TFm	4	840	21.85	13.79

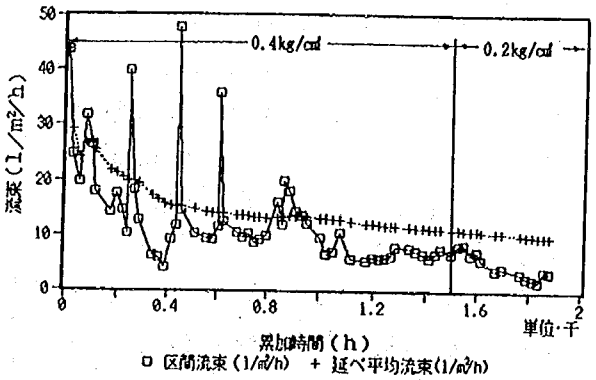
UF:限外濾過膜(ポリスルフォン系)　MF:メンブレンフィルター
PS:ポリスルフォン系，TF:テフロン系　m、t:製膜メーカー

平成元年度はテフロン系およびポリサルフォン系のメンブランフィルターとポリサルフォン系の限外沪過膜について連続型簡易膜分離活性汚泥処理装置（機械的膜面洗浄装置付き）を用いて一次処理水の処理実験を行った。今年度は同一の膜を長期間使用して性能の劣化の度合いを検討することにした。

３．３．３ 実験結果

実験結果の総括を表－５に、経過時間と透過流束の変化の例を図－５～７に、各実験の水質分析結果を表－６に示す。

分画分子量の異なる３種類の限外沪過膜について比較した結果、分画分子量の



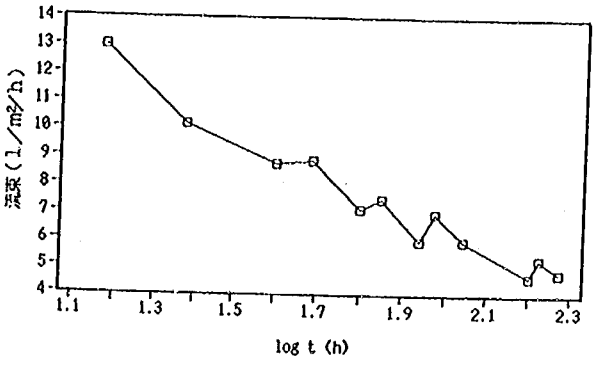
図－５ 透過流束の経時変化（テフロン膜）

小さい方が透過水量も少い結果になった。また、ポリスルフォン系とテフロン系のメンブレンフィルターを比較した実験３、４では、昨年度と同様にテフロン系のほうが透過水量が多いことが示された。

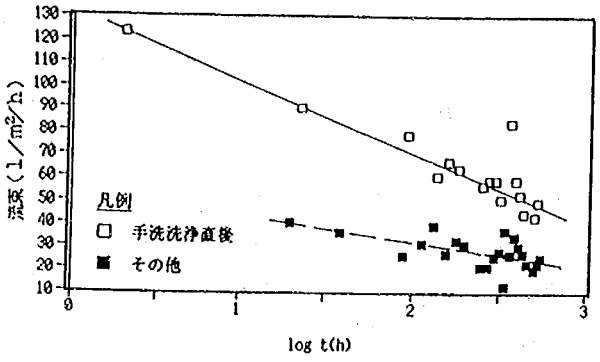
実験５では、同じ孔径でメーカーの異なるテフロン膜について、比較実験を行った。その結果、透過水量に大きな違いはないが、膜厚の小さいm社製のものは機械的な磨耗に対して、弱いことがわかった。

実験６では孔径が0.5μmと0.2μmのテフロン膜を比較した。その結果、孔径が0.5μmの膜のほうが僅かに透過量が多いことがわかった。

実験７では孔径0.2μmの膜を用いて更に長期間の連続実験を行った。ｔ社製の膜は１５００時間近くまで使用したが、洗浄装置による膜面の摩擦に対しては強く、孔あきは生じなかった。しかし、最終的には手洗の水洗浄を行っても透過流速の回復ができなくなった。なお、実験７では手洗回数を実験６の半分以下であったため、実験時間は３倍長かったにもかかわらず透過水量は実験６に及ばなかった。



図－６　透過流束とlog(t)の関係（限外濾過膜）



図－７　透過流束とlog(t)の関係（ﾃﾌﾛﾝ膜）

図－６は限外沪過膜を用いた場合の透過流速の変化を経過時間の対数に対してプロットしたものである。実験期間中に手洗洗浄を行わない場合の結果で、透過流束の減少はほぼ経過時間の対数に比例しているとみることができる。

図－７は実験６の結果を図－６と同様に示したものである。この場合は、手洗洗浄を頻繁に行ったので、洗浄直後の透過流束（白）とそれ以外（黒塗り）を分けて示した。各々のグループの透過流束の減少傾向は図－６の場合と同様に経過時間の対数にほぼ比例しているとみることができる。図中の直線は、それぞれのグループに対する回帰直線である。洗浄直後の透過流束も時間の経過と共に低下していくことから、手洗洗浄程度では十分に除去できない蓄積性の汚れがあることを意味しており、長期間、膜を使用するためには有効な洗浄法が必要であることを意味している。

表－６は本実験で得られた処理水の平均水質を示したものである。流入原水は下水処理場の一次処理水を使用している。透過水量が次第に低下していくため、ＨＲＴは0.1～3日程度まで変化している。汚泥の引抜きはＭＬＳＳの分析に際して採取したものだけであり、ＳＲＴは５０日以上になった。

表－6　膜処理水質（平均値）

膜の種類	反応槽	TS		BOD		COD		TOC	
	MLSS (mg/l)	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)
UF 20000	1610	479	524	134.0	1.0	70.0	8.0	47.9	7.3
UF 50000	1775	449	432	149.0	0.0	65.7	6.0	47.5	7.9
UF 200000	1940	419	390	164.0	0.0	61.4	5.6	47.1	8.0
MF 0.45 PS	2356	432	433	107.4	1.0	53.0	5.6	38.7	7.9
MF 0.5 TF	2283	419	406	103.4	1.3	51.1	6.1	38.3	8.1

膜の種類	T-N		T-P		大腸菌群数		一般細菌数	
	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)	INF. (mg/l)	EFF. (mg/l)	INF. (個/ml)	EFF. (個/ml)	INF. (個/ml)	EFF. (個/ml)
UF 20000					56000	165	90000	525
UF 50000					68500	158	112000	688
UF 200000					81000	20	134000	100
MF 0.45 PS	27.17	26.71	2.75	1.25	92667	50	96167	71
MF 0.5 TF	32.02	31.34	2.83	2.07	96833	42	104667	97

ＢＯＤの除去は何れの場合も良好で、ほとんど1mg/l以下であったが、細菌類は、最も孔径の小さい限外沪過膜の場合でも処理水中に検出された。これらは、膜の周囲から漏れだしたものや、処理水の抽出用チューブ、貯留槽などで混入したものと考えられる。また、ＴＳは何れの膜でも流入水とほとんど同じ値になっており、ＳＳとして流入した物質も可溶化されて流出しているものと考えられる。また、窒素はほとんど処理されていないのに対して、リンは僅かながら除去された。

4．まとめと今後の検討課題

平成元年度の調査結果を要約すると次の通りである。

（1）水稲栽培実験の結果、今年度は潅漑水量の多い区画で収量の減少がみられた。特に、例年収量の多い連続潅漑区での収量減少が顕著であった。この原因は、例年に較べて増大した地下浸透水により、施用された肥料のうち稲に吸収されないまま流出した部分が増加したことよると考えられる。

（2）下水処理水で栽培された稲の玄米に含まれる重金属濃度は、試験地近郊の農地で収穫された同品種の玄米中の重金属含有量と同程度であった。

（3）試験田土壌に含まれる重金属濃度の経年変化を調査した結果、銅とカドミウムは水道水で潅漑をしている対照区と同程度の水準で変動しており、特異な傾向は認められなかった。対照区の亜鉛含有率は他の区画より高い水準にあった。

（4）膜分離に関して、限外沪過膜の分画分子量と透過水量との関係を調べた。その結果、機械的な連続洗浄条件のもとでは、分画分子量の小さい膜のほうが透過水量も少ない結果になった。

（5）テフロン系の膜を用いて手洗いの水洗浄を併用する長期の連続実験を行った結果、透過流束は使用時間の増加と共に減少し、水洗浄によって回復する程度も次第に低下した。このことから、より長期の連続使用を前提とする場合は、より有効な洗浄法を採用するか、汚れに強い膜を使用する必要があると考えられる。

（6）ＳＲＴの長い膜分離活性汚泥法では、流入ＴＳと処理水ＴＳがほぼ同じ値であることから、流入ＳＳは、可溶化されて処理水中に流出するものと考えられた。

11. 下水汚泥の燃料化に関する調査

汚泥研究室　室長　大嶋 吉雄
研究員　増田 隆司
白石 隆

1. 調査の目的と必要性

下水道普及率の向上、下水処理の高度化に伴って下水処理場から発生する汚泥の処分量が、今後、恒常的に増加するため、安定した汚泥処分方法の確立は、下水道事業における最も重要な課題のひとつである。下水汚泥は、陸上及び海面埋立処分を主としており、一部が緑農地及び建設資材に利用されている。

埋立処分は、処分適地の減少などの理由から、長期的、安定的に継続することが困難になりつつある。したがって、今後は下水汚泥の有効利用を大いに進める必要がある。本調査は、下水汚泥自体が有する燃料的価値を有効に利用し、省資源、省エネルギーを図りながら、下水汚泥を利用、処分できる新しいシステムを構築するために実施するものである。

2. 前年度までの調査結果

(1) 汚泥の燃料的特性に関する調査を行い、①下水汚泥の有機物の割合は、食生活の変化の影響を受けているが、今後も７０%程度で推移すること、②濃縮汚泥中の炭水化物・蛋白質・脂質の構成比は、それぞれ２２%・４０%・２０%程度であり、高位発熱量は、4000kcal/kg.DS程度であることがわかった。

(2) 汚泥の脱水に関する調査を行い、わが国における脱水プロセスの処理成績を整理し、脱水性の向上を目的としてベルトプレス脱水実験を行い、凝集剤の種類と添加方法、ろ布走行速度、汚泥洗浄の有無が脱水性に与える影響を調査し、重力ろ過部での脱水性を示す指標として、水抜け率を提案した。

(3) 下水汚泥燃料化プロセスのエネルギー収支に関する調査を行い、焼却発電、消化ガス発電、蒸発乾燥等のプロセスにおいて生産されるエネルギーについて純抽出エネルギーを指標として評価した。また、この際の影響因子として、施設のスケールメリット、汚泥性状をとりあげ、その影響についても調査した。

(4) 戸別合併浄化槽汚泥のベルトプレス脱水実験を行った結果、発生汚泥は嫌気槽１槽目からのものが大部分であり、トイレットペパー等の混入や、ディスポーザーを使用している槽では野菜くず等の混入が見られたため、重力ろ過部での水抜け率は良好であった。

(5) 脱水汚泥の嫌気性消化実験を行い、含水率80%程度の脱水汚泥からのガス発生は可能であること

がわかった。

(6) 加圧脱水機の維持管理上の問題点を抽出し、その問題点を解消する新材料について検討した。また、下水道分野に適用可能な新材料の抽出を行った。

3．脱水汚泥の嫌気性消化に関する調査

3.1 目的

下水汚泥の嫌気性消化は、従来より汚泥の安定化及び減容化を目的として広く用いられているが、最近では、発生するガスを利用して消化ガス発電を行う等、燃料化プロセスとしても注目を集めている。現在、全国の下水処理場のうち約40%が嫌気性消化を採用しているが、臭気対策、脱離液対策、ガス回収効率の改善等、今後検討すべき課題も残されている。本調査では、従来の濃縮→消化→脱水というプロセスの視点を変え、脱水汚泥の嫌気性消化を行うことにより、脱離液処理問題の解決及び施設のコンパクト化の可能性を検討する。

3.2 実験に用いた汚泥

種汚泥は、茨城県湖北流域下水道霞ケ浦浄化センターから採取した消化脱水汚泥（遠心脱水）を用いた。投入汚泥は、東京都新河岸処理場から採取した脱水汚泥（初沈汚泥と余剰汚泥を混合し、遠心脱水した汚泥）を用いた。表3-1 に種汚泥及び投入汚泥の汚泥の分析結果を示す。

表３－１　種汚泥及び投入汚泥の性状

	pH	含水率 (%)	強熱減量 (%)	アンモニウム窒素 (mg/g-w)	有機態窒素 (mg/g-d)	有機態炭素 (mg/g-d)	総リン (mg/g-w)
種汚泥	8.0	81.7	49.3	3.76	38.2	217	2.65
投入汚泥	6.1	81.9	79.3	3.65	36.9	358	5.26

3.3 実験方法

実験は、図3-1 に示す実験装置を用いて行った。実験条件は、表3-2 に示す13条件であり、ケース１～６及びケース７～13の２回に分けて実施した。第１回目のケース１～６の実験期間中、種汚泥及び投入汚泥は冷暗保存し第２回目の実験に供した。実験開始時には、種汚泥と投入汚泥を混合し、装置内をヘリウムガスで置換し、嫌気状態とした。なお、汚泥の撹拌は装置を振とうして行った。

3.4 実験結果

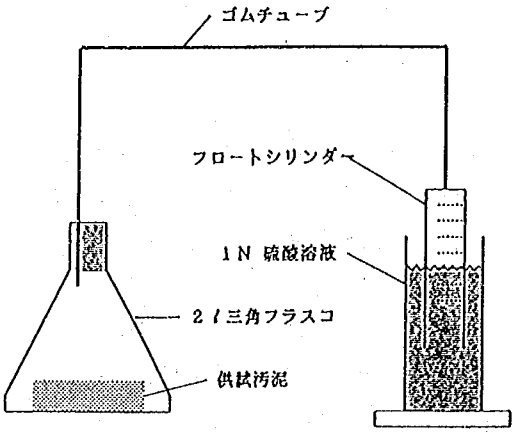


図３－１　実験装置の概要

表３－２　実験条件

No.	種汚泥TS(g)	投入割合(%)	設定温度(℃)	撹拌(回/日)
ケース1	150	0	35	あり（2）
ケース2	150	0	35	なし
ケース3	150	10	35	あり（2）
ケース4	150	10	35	なし
ケース5	150	20	35	あり（2）
ケース6	150	20	35	なし
ケース7	75	5	35	あり（2）
ケース8	75	5	35	なし
ケース9	75	10	35	あり（2）
ケース10	75	10	35	なし
ケース11	75	10	35	あり（4）
ケース12	75	20	35	あり（4）
ケース13	75	0	35	あり（2）

図3-2 及び図3-3 に第１回目及び第２回目の各実験条件におけるガス発生総量を示す。これらの図から、各実験条件とも脱水汚泥からのガス発生は可能であり、ケース12以外は実験開始20日目までに全体の約７割のガスが発生している。なお、ケース12においても、24日目で７割のガスが発生している。

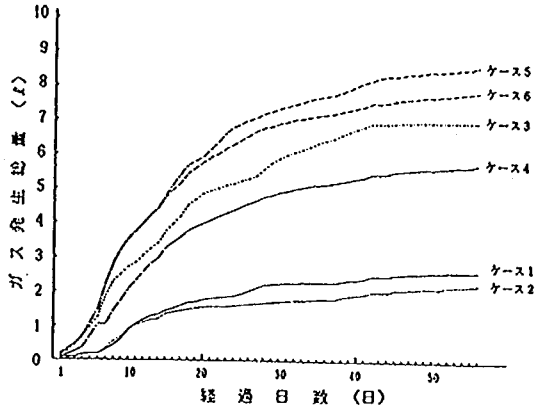


図３－２　ガス発生総量（第１回実験）

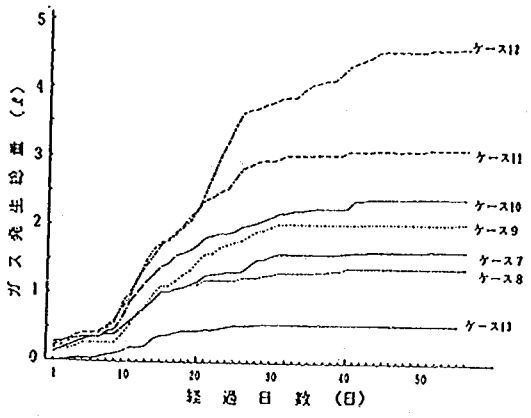


図３－３　ガス発生総量（第２回実験）

図3-4 及び図3-5 には、第１回目及び第２回目の各条件における投入ＶＳ当たりのガス発生量を示す。ここで、投入ＶＳ当たりのガス発生量は、各ケースのガス発生量から種汚泥のガス発生量を減じた値を投入ＶＳで除したものである。第１回目の結果から、種汚泥の固形物量に対する投入汚泥の固形物量の割合（以下、投入割合とする。）を10%としたケース３，４の方が投入割合20%としたケース５，６よりも投入ＶＳ当たりのガス発生量が大きいことがわかる。ケース３における最終ガス発生量は、0.37l/g であり、この値は通常の混合汚泥の嫌気性消化に比べ、やや低い値であった。また、投入割合が同じ場合は、撹拌を行った方が投入ＶＳ

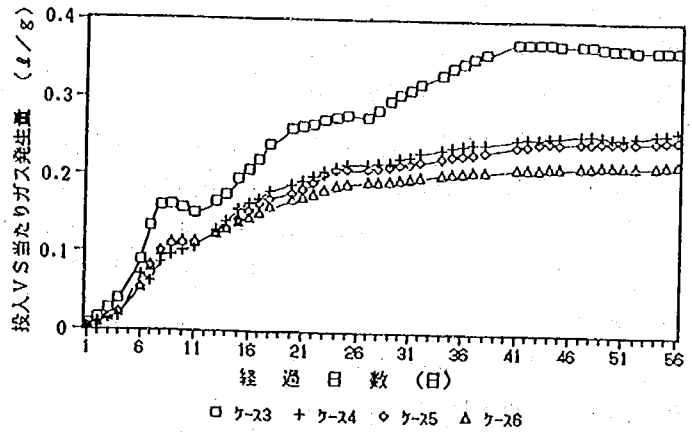


図３－４　投入ＶＳ当たりガス発生量（第１回実験）

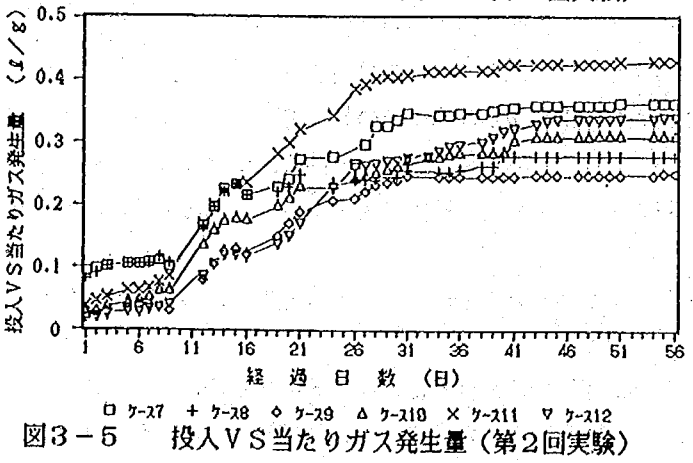


図３－５　投入ＶＳ当たりガス発生量（第２回実験）

当たりのガス発生量が多かった。これらの結果から、脱水汚泥からのガス発生に影響を与える要因として、投入汚泥の割合及び撹拌効率が考えられる。そこで、第２回目の実験では、供試汚泥量を半減し、装置が振とう撹拌しやすい状態で実験を行った。第２回目の結果からは、投入割合10%、撹拌回数4回/日 としたケース11の投入ＶＳ当たりガス発生量が最も多く、最終ガス発生量は0.43l/g であった。また、投入割合20%においても、撹拌回数を4回/日 としたケース12で0.34l/g のガス発生が認められた。このことは、撹拌方法を改善することで、ガス発生量を増加させることが可能であることを示している。

表3-3 には、各条件における投入ＶＳ当たりの最終メタンガス発生量を示す。この表から、投入ＶＳ当たりの最終メタンガス発生量は、0.15~0.26l/g程度であり、撹拌を行った方が発生量が多くなる傾向となった。投入割合を20%とした場合でも、撹拌回数を4回/日 としたケース12では、0.23l/g のメタンガスが発生した。

表３－３　　投入ＶＳ当たりの最終メタンガス発生量

実験条件	ケース3	ケース4	ケース5	ケース6	ケース7	ケース8	ケース9	ケース10	ケース11	ケース12
投入VS当たりメタンガス発生量(l/g)	0.258	0.182	0.145	0.144	0.262	0.234	0.146	0.189	0.210	0.230

表3-4 には、実験終了時の各条件の汚泥分析結果を示す。アンモニウム態窒素は、3.5 ~4.5mg/g-wet と種汚泥よりやや高くなっており、ｐＨも8.2 ~8.5 に上昇していた。また、強熱減量は、45~49%であり、種汚泥の49.3%よりやや低い値となっていた。

表３－４　　実験終了時の汚泥性状

	ｐＨ	含水率 (%)	強熱減量 (%)	アンモニウム窒素 (mg/g-w)	有機態窒素 (mg/g-d)	有機態燐素 (mg/g-d)	総 リ ン (mg/g-w)
ケース1	8.5	82.0	45.6	5.06	31.0	184	5.42
ケース2	8.4	81.8	45.7	4.88	33.7	221	5.45
ケース3	8.4	82.5	47.0	5.36	33.1	214	5.26
ケース4	8.3	82.1	47.6	4.95	35.5	250	4.89
ケース5	8.3	82.6	48.2	5.50	32.1	212	4.95
ケース6	8.2	82.3	48.8	5.13	33.4	215	5.07
ケース7	8.4	81.9	46.7	3.50	42.9	256	5.46
ケース8	8.5	81.4	46.6	4.10	37.6	233	5.60
ケース9	8.4	81.7	46.6	3.70	38.0	237	5.33
ケース10	8.5	82.5	46.7	3.90	37.7	239	5.18
ケース11	8.5	81.9	47.4	3.90	38.0	251	5.38
ケース12	8.5	82.9	49.7	4.90	35.9	242	5.10

3.5 まとめ

脱水汚泥の嫌気性消化に関するバッチ実験の結果をまとめると、次のとおりである。

(1) 含水率80%程度の汚泥を対象に消化を行う場合、種汚泥の固形物量に対する投入汚泥の固形物量が20%までの範囲では、ガス発生が可能であることがわかった。

(2) 各実験条件とも実験開始２０日間程度で最終ガス発生量の約７割のガスが発生した。

(3) 投入ＶＳ当たりの最終ガス発生量は、0.22~0.43l/g であり、撹拌を行うことで、発生量は増加する傾向にあった。

(4) 投入ＶＳ当たりの最終メタンガス発生量は0.15~0.26l/g であり、発生ガス中の約63%がメタンガスであった。

(5) 実験終了時の汚泥性状は、種汚泥の性状に比べ、アンモニウム態窒素がやや増加し、ｐＨも0.2~0.5 程度上昇していた。また、強熱減量は、種汚泥より若干減少していた。

今後は、撹拌方法等を改善し、消化日数の短縮及び投入ＶＳ当たりのガス発生量の増大を図るための装置開発を検討する。

4．脱水プロセスへの新材料の適用性に関する調査

4.1 目的

近年、科学技術の進歩は目覚ましいものがあり、これらの先端技術によって開発された新材料はその他の部門へも応用が考えられようとしている。下水道分野においても、これらの新材料の利用を近い将来検討する必要があると考えられる。

下水汚泥プロセスの中でも脱水プロセスは、脱水機構の複雑さ及び汚泥性状の多様さ等から新材料の適用可能性が高いと考えられる。脱水性の改善は、下水汚泥の燃料的価値の向上にもつながり、燃料化プロセスの導入にあたっても重要な要素である。脱水プロセスへの新材料の適用を考える場合、①既存の脱水プロセスの改善、②新しい脱水プロセスの開発、の二つのアプローチが考えられる。本調査では上記の二つのアプローチについて、導入が可能と考えられる新材料の抽出を検討するものである。

4.2 調査方法

元年度は、主要汚泥処理機メーカーへのヒアリング調査を行い、汚泥脱水プロセスにおいて、①現在適用されている新材料、②今後適用可能あるいは検討の可能性があると思われる新材料について、既存プロセスの改善につながるものと新しい脱水プロセスの開発につながるものとにわけて調査を実施した。なお、調査対象プロセスは、①濃縮工程、②脱水前処理工程、③脱水工程の３工程とした。

4.3 調査結果

各工程におけるヒアリング結果を表4-1 ～表4-3 に示す。これらの調査結果を概略すると次のようになる。

(1) 既存プロセスの改善につながる新材料

現在適用されている新材料を適用する理由により分類すると、次のようになる。

①耐摩耗性、耐用時間の改善

○タングステンカーバイト
○焼結タイル
○セラミックス
○Ｗ－Ｃ焼結鋼チップ
○超硬合金
○アラミド繊維（高張力）
○超高分子ポリエステル（耐付着性）

②軽量化、省エネルギー化

○エンジニアリングプラスチック

③耐食性、耐薬品、耐熱性の改善

○エンジニアリングセラミックス

○エンジニアリングプラスチック
○ナイロンコーティング

④その他

○常圧浮上濃縮における界面活性剤（汚泥の浮上効果向上）
○高分子凝集剤（共重合体、熱硬化性樹脂）

また、今後適用可能あるいは検討の可能性があると思われる新材料としては、次のものが考えられる。

①耐摩耗性、耐用時間の改善

○ＣＦＲＰ（炭素繊維強化プラスチック）

②軽量化、省エネルギー化

○エンジニアリングプラスチック
○高強度高分子
○チタン
○ＣＦＲＰ（炭素繊維強化プラスチック）

③耐食性、耐薬品、耐熱性の改善

○エンジニアリングプラスチック

④機能改善、低コスト化

○テフロンコーティング（遠心分離機の掻出性改善）
○紙材料（濃縮、脱水への適用）
○機能性合成繊維（ベルトプレスろ布への適用、剝離性、洗浄性の向上）
○セラミックコーティング（ベルトプレスローラ）

⑤その他

○高分子凝集剤（アイオノマー）

(2) 新しい脱水プロセスの開発につながる新材料

新しい脱水プロセスへの適用可能性があると考えられる新材料は次のものがある。

①機能性分離膜の利用

機能性分離膜として注目される膜としては、精密ろ過膜、気体分離膜、透過気化膜、能動輸送膜等が考えられる。しかしながら、ろ過機能を持つ分離膜は、ある特定のニーズに基づいて開発されており、下水汚泥の脱水に利用する場合は、それに応じた孔の設計、ろ過方法、加圧方法等を検討する必要がある。

②超高圧、高温、超電導の利用

従来の主脱水技術である、ろ過法、遠心分離法といった概念を変える技術として適用の可能性がある。

4.4 まとめ

脱水プロセスへの新材料の適用性に関するメーカーへのヒアリング調査の結果をまとめると次のとおりである。

(1) 既存プロセスの改善につながる新材料として、今後適用が検討されているものは、主に軽量化、省エネルギー化に寄与する新材料が多い。なお、適用可能な新材料としては、エンジニアリングプラスチック、高強度高分子、チタン、ＣＦＲＰ等が考えられる。

(2) 新しい脱水プロセスの開発につながる新材料としては、機能性分離膜の利用が考えられる。

今後は、今回の調査で抽出された新材料を中心に適用方法の検討を行う。

表４－１　ヒアリング調査結果（濃縮工程）

項目		現在適用されている新材料			今後適用可能あるいは検討の可能性がある新材料		
	機器名	適用箇所	新材料名	適用理由	適用箇所	新材料名	適用理由／問題点
既存プロセスの改善	重力濃縮タンク	・汚泥界面計	・超音波		・レーキ、レーキアーム	・エンジニアリングプラスチック	・軽量化に伴う省エネ／高コスト
	遠心濃縮機	・スクリュー刃先	・超硬合金 ・タングステンカーバイト ・セラミックス ・W-C 焼結鋼チップ	・耐摩耗 ・耐用時間の延長	・本体（回転体）	・エンジニアリングプラスチック ・高強度高分子 ・チタン	・軽量化／耐食 ・軽量化／強度、耐久性 ・軽量化、省エネルギー
		・液出口	・硬質セラミックス	・耐摩耗	・スクリュー 羽根前面	・テフロンコーティング	・スクリュー 面を平滑にし掻出性改善
		・フッシュ・ランナー	・セラミック	・耐摩耗	・フィードチューブ	・複合材料(CFRP)	・制振、軽量化
新プロセスの開発		（新材料名）			（新材料名） ・超電導磁石 ・分離膜技術（有機膜、無機膜） ・高分子添加剤 ・吸水性高分子 ・膜分離（酸化ジルコニウム）		・高磁力域における分離／コスト ・分離濃縮／耐久性 ・有機物濃縮 ・選択性／耐久性 ・耐薬、耐熱品／コスト

表４－２　ヒアリング調査結果（脱水前処理工程）

項目		現在適用されている新材料			今後適用可能あるいは検討の可能性がある新材料		
	機器名	適用箇所	新材料名	適用理由	適用箇所	新材料名	適用理由
既存プロセスの改善	ポンプ類	・ケーシング、接液部	・エンジニアリングプラスチック	・耐薬品、耐熱性			
	ミキサー類				・軸	・ＣＦＲＰ	・軽量化、剛性強化／高コスト
	撹拌機類	・接液部	・エンジニアリングプラスチック	・耐薬品、耐熱性	・弁全体	・エンジニアリングプラスチック	・軽量化、耐食性／高コスト
新プロセスの開発		（新材料名） ・常圧浮上における界面活性剤 ・高分子凝集剤 共重合体 熱硬化性樹脂		・汚泥を酸化性にし、ほぐしやすくする。ランニングコストに問題あり。	（新材料名） ・高分子凝集剤 アイオノマー		

表4－3　ヒアリング調査結果（脱水工程）

項目		現在適用されている新材料			今後適用可能あるいは検討の可能性がある新材料		
	機器名	適用箇所	新材料名	適用理由	適用箇所	新材料名	適用理由
既存プロセスの改善	加圧脱水機	・ろ板 ・スプロケット	・エンジニアリングプラスチック ・エンジニアリングプラスチック	・軽量化 ・耐食性、無給油	・ろ板	・エンジニアリングプラスチック ・高強度高分子	・軽量、高強度 ・現在使用しているPP製の強度向上
	遠心脱水機	・スクリュー刃先	・セラミックス ・W-C 焼結鋼チップ ・超高合金 ・硬質セラミックス	・耐摩耗性 ・耐用時間の延長 ・耐摩耗性	・回転体(外胴、外筒) ・フィードチューブ	・高強度高分子 ・チタン ・複合材料(CFRP)	・軽量化／強度、耐久性 ・省エネルギー／低コスト ・制振、軽量化
	ベルトプレス脱水機	・軸受 ・ろ布ガイド ・脱水ローラ ・防臭カバー ・高圧ベルト ・掻取ブレード ・ローラー表面処理	・エンジニアリングプラスチック ・エンジニアリングプラスチック ・ナイロンコーティング ・アクリル、PVC、ポリカーネット ・アラミド繊維 ・超高分子ポリエステル ・無電解メッキ	・耐食、耐摩耗、メンテナンス ・軽量、耐摩耗 ・防食 ・ガラスのような破損がない ・高強力、伸び率が小さい ・耐摩耗、耐付着性	・ろ布 ・高圧ベルト ・ローラ 表面処理	・繊維材料 ・機能性合成繊維 ・セラミックコーティング	・使い捨てろ布／高コスト ・高コスト、劣化性、水分性向上 ・低コスト
新プロセスの開発		(新材料名)			(新材料名) ・超高圧、高温、超電導		・脱水の概念を変える。

12. 下水汚泥の建設資材利用の実用化に関する調査

汚泥研究室　室長　大嶋 吉雄
研究員　増田 隆司
白石 隆

1．調査の目的と必要性

下水汚泥の最終処分は、現在、陸上及び海面埋め立てが全処分量の約3／4を占めている。しかし、大都市を中心に処分適地の減少から今後安定的に埋め立て処分を継続していくことは困難になると考えられる。このような背景から、下水汚泥の有効利用に対する要請は一層高まるであろう。有効利用のうち建設資材利用は、緒についたばかりであるが、下水道事業においても多くの建設資材を使用していることから、安定的利用を図っていくことが可能であり、利用方法として有望である。

下水汚泥の建設資材利用については、近年数々の調査、研究が行なわれており着実な成果が得られている。建設省でも、総合技術開発プロジェクト「建設事業への廃棄物利用技術の開発」（昭和56年度～60年度）において種々の利用用途について物理・化学的な特性の評価を行い、利用方法を提案した。しかし、変動する下水汚泥成分と品質の関係及び実用化にあたっての流通体制等の課題が残されている。そこで、本調査ではこのような点について、検討を加え、下水汚泥の建設資材利用を拡大することを目的として実施するものである。

2．前年度までの調査結果

2．1　石灰系焼却灰

石灰系焼却灰の水和に関する調査を行い、土質改良材として利用する際の改良効果を予測する方法として水和速度試験を提案した。この試験は試料として焼却灰単体及び焼却灰に$Ca(OH)_2$を10%添加したものを用い、この試料と蒸留水を混合した際の温度上昇の程度により土質改良効果の大小を予測するものである。

また、石灰系焼却灰を加圧造粒して土質改良剤として利用する際の、造粒物の強度及び改良土の強度について調査を行い、造粒物は市販の造粒土質改良剤ＱＣＢ（セメントと生石灰の混合物）と同等かそれ以上の強度を有しており、プラント造粒も可能であることがわかった。

2．2　溶融スラグ

下水汚泥溶融スラグの強度改善方法として、粒度調整と結晶化を取り上げ調査を行なった。その結果、水砕スラグは粒度調整することによりコンクリート骨材（細骨材）として利用する際の強度が改善されることがわかった。結晶化に関する調査では、下水汚泥は塩基度（CaO/SiO_2）が大きく、珪素含有率が少ないほうが結晶化しやすく、成分組成によって生成する結晶物質の種類が異なることがわかった。

3．下水汚泥の成分及び溶融後の冷却方法と生成スラグ特性に関する調査

3．1　調査目的

本調査は、溶融スラグを現在の主要利用用途である路盤材、コンクリート骨材として利用する際の強度等の特性と汚泥成分、冷却方法の関係を把握し、利用時のスラグ品質の安定化方法、品質判定方法を提案することを目的としている。

3．2　スラグの成分と強度特性に関する調査

3．2．1　調査方法

調査は図３－１に成分を示す６種類の焼却灰を電気炉で溶融し、スラグとしたものを用いて行った。表３－１に溶融条件を示す。A灰、B灰、E灰、F灰は1400℃の温度条件では流動性が悪く、水砕スラグを作ることができなかった。そこで、A灰、E灰、F灰は８℃/分 で、B灰は大気中で急冷した。これらのスラグについての結晶化に関する試験として、X線回折試験、及びピクリン酸・メタノール溶液による不溶残分（以下、P－M残分とする。）試験[1]、また、強度に関する試験として、すりへり減量試験、及びスラグを細骨材として利用したモルタルの圧縮強度試験を行った。

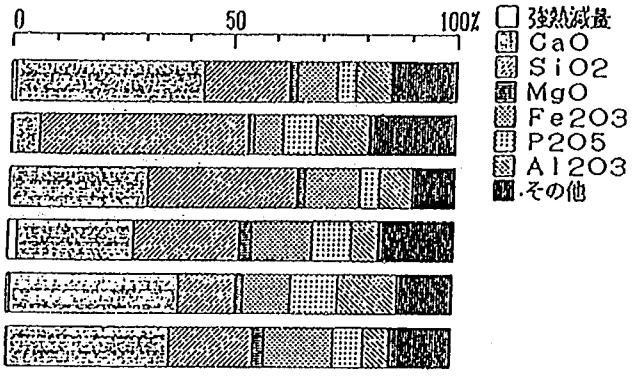


図３－１　焼却灰の化学成分分析結果

表３－１　溶融条件と冷却条件

溶融条件	1300℃	1400℃				
冷却条件	3℃/分	3℃/分	5℃/分	8℃/分	急冷	水砕
A灰	○	○		○		
B灰		○			○	
C灰	○	◎	△			◎
D灰	○	◎	△			◎
E灰		○		○		
F灰	○	◎	△	◎		

◎：X線回折試験、P－M残分試験、強度試験
○：X線回折試験、P－M残分試験
△：強度試験

X線回折試験は、X線回折装置を使用して結晶の定性を行った。

P－M残分試験は、試料0.5gにピクリン酸4.5g、メタノール30ccを加えて10分間攪拌し、ろ紙(No.6)でろ過する。メタノールで２回、約40℃の蒸留水で８回洗浄した後乾燥し、800℃で恒量になるまで強熱し、冷却後秤量し、P－M残分とした。

すりへり減量試験は、スラグを適当な粒径まで破砕し、4.75, 2.36, 1.18, 0.60, 0.30, 0.15mm ふるいでふるい分けした試料約50ｇとアルミ球10個をボールミルに入れ、2000回転(156rpm で12.8分) させる。ボールミルから取り出した試料を再度ふるい分けし、次式によりすりへり減量を求めた。

$$\text{すりへり減量} = \frac{a-b}{a} \qquad (1)$$

ただし、a：試験前の各ふるいの加積残留重量百分率の和

b：試験後の各ふるいの加積残留重量百分率の和

圧縮強度試験は、スラグ／セメント比＝２、水／セメント比＝0.65で練り混ぜたモルタルを直径２

cm×高さ4cmの型枠で成形し、28日間水中養生した供試体を用いて行った。

3．2．2　調査結果

X線回折試験の結果をまとめたものを表3－2に示す。ここで、結晶化の判定は、X線回折試験のチャートにおけるピーク強度から相対的に判定した。この結果から、焼却灰の成分と結晶化の関係では珪素の含有率が小さいほど結晶化しやすいことがわかる。また、結晶物質の種類も成分組成により異なっている。冷却方法と結晶化の関係では、一般的にいわれているように冷却速度が小さいほうが結晶化が進行している。しかしながら、珪素の含有率の大きいB灰、C灰は3℃/分の冷却条件でもほとんど結晶化しなかった。また、A灰では3℃/分と8℃/分の冷却条件で生成する物質が若干異なっている。

表3－2　X線回折試験結果

スラグの種類	塩基度	SiO₂%	検出された主な結晶物質	結晶化
A灰(1300℃-3℃/分)	2.17	19.5	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
A灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
A灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
B灰(1400℃-3℃/分)	0.13	46.9	Fe_2O_3	△
B灰(1400℃-急冷)				×
C灰(1300℃-3℃/分)	0.90	34.1	$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	△
C灰(1400℃-3℃/分)			$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	△
C灰(1400℃-急冷)				×
D灰(1300℃-3℃/分)	1.08	24.0	$(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite) $Ca_5(PO_4)Cl$(Chlorapatite)	◎
D灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_5(PO_4)Cl$(Chlorapatite) $(Ca,Fe,Mg)SiO_3$(Augite)	○
D灰(1400℃-急冷)				×
E灰(1400℃-3℃/分)	2.93	12.9	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
E灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
F灰(1300℃-3℃/分)	1.89	19.2	$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_3(OH)$(Hydroxylapatite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
F灰(1400℃-3℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎
F灰(1400℃-8℃/分)			$Ca_2Al_2SiO_7$(Gehlenite) $Ca_5(PO_4)_2SiO_4$(Silicocarnotite) Fe_3O_4(Magnetite)	◎

〔結晶化〕　◎：結晶化が大きい。　○：かなり結晶化している。
△：ほとんどガラス質。　×：ガラス質。

表3－3にP－M残分試験の結果を示す。P－M残分試験は、高炉スラグ中のガラス質成分を選択的に溶解する試験[2]とされているが、本試験の結果からは、結晶化の程度が高いスラグのほうが残分が少ない結果となった。P－M残分試験は、塩基性の化合物を弱酸を使って溶解させる方法であるために、今回のように成分組成の大きく異なる試料に対しては適用しにくいことが考えられる。しかしながら、B灰、C灰から作ったガラス質のスラグは、ピクリン酸とメタノールを添加して攪拌を開始した直後から黄色い雲母状の物質が大量に析出し、水を添加した時点で消失した。このことは、ガラス質の物質についても何らかの反応が起きていることを示している。

強度試験の結果を表3－4に示す。

すりへり減量は結晶化の進んでいると考えられるF灰のスラグのほうがガラス質であるC灰、D灰の水砕スラグより大きい結果が得られた。

表3－3　P－M残分試験結果

単位：%

溶融温度	1300℃	1400℃			
冷却条件	3℃/分	3℃/分	8℃/分	急冷	水砕
A灰	39.81	38.60	43.32		
B灰		99.40		99.26	
C灰	80.59	88.80			72.61
D灰	48.00	64.40			85.74
E灰		52.32	52.74		
F灰	42.43	58.52	52.34		

表3－4　強度試験結果

スラグ種類	すりへり減量（%）	圧縮強度（kg/cm²）
C-1400-3℃	20．9	256．0
C-1400-5℃	22．7	248．1
C-1400-急	18．6	249．7
D-1400-3℃	16．0	316．2
D-1400-5℃	15．0	308．7
D-1400-急	12．1	224．5
F-1400-3℃	26．4	267．5
F-1400-5℃	25．2	348．4
F-1400-8℃	21．9	363．5

このことは、結晶化の程度が必ずしもスラグ自体の強度と結びつかない可能性を示している。今回の実験においても、石灰含有率の高い灰を用いたスラグは、見た目にももろい結晶であったことから、スラグ自体の強度は結晶化の程度だけでなく、結晶の種類ひいては汚泥の成分が関与していることが推定される。なお、同一汚泥を用いた場合でも、結晶化を促進させる際の熱処理条件がガラス転移点より高いか低いかによって内部ひずみの大小に差が生じ、結晶の強度に影響を与えるという報告もある[3]。

モルタルの圧縮強度は、一般的にいわれているように、結晶化の程度が大きいほうが強度も大きい傾向にある。圧縮強度とすりへり減量試験によるすりへり強度との間には相関が得られておらず、モルタルにおいては結晶化による表面性状の改善が有効であることを示している。

3．3　溶融後の冷却方法と強度特性に関する調査

3．3．1　調査方法

試料は、K市O処理場で発生した下水汚泥を同処理場内の抑制燃焼炉で溶融し、水砕スラグ（以下、水砕スラグ1と記す），空冷スラグ（冷却速度約5℃／分），徐冷スラグ（冷却速度1℃／分以下）として取り出したものを用いた。なお、対照として、同汚泥を含水率10%程度に乾燥した後、直接溶融した水砕スラグ（以下、水砕スラグ2と記す）についても同様の調査を行なった。

調査に使用した汚泥スラグの化学成分組成を図3－2に示す。これらの成分を有する汚泥スラグを用いた供試体の修正CBR，圧縮強度，曲げ強度を測定し、路盤材，及びコンクリート骨材としての利用可能性について調査を行なった。、また、前出のP－M残分試験，X線回折試験を行い、その結果と強度試験との関係から強度の簡易な判定指標、及び強度改善方法を検討した。

3．3．2　調査結果

表3－5に修正CBRの試験結果を示す。各スラグの路盤材への利用を考えると、空冷スラグ，徐冷スラグではアスファルト舗装要綱[4]の下層路盤材としての設計基準値である修正CBR スラグ20%以上という値を満足しているため問題はないと考えられるが、水砕スラグの1，2においては、他の骨材との混合利用や路床材としての利用が適当と考えられる。また、空冷スラグ，徐冷スラグの上層路盤材としての利用を考えた場合、単体では設計基準値の80%以上を満足していないために、他の骨材との混合利用を検討する必要があると思われる。

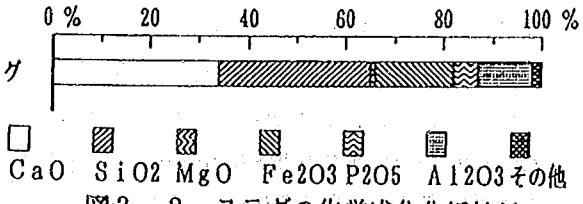


図3－2　スラグの化学成分分析結果

表3－5　修正CBR試験結果

試料名	水砕スラグ1	水砕スラグ2	空冷スラグ	徐冷スラグ
最大乾燥密度（t/m³）	1.960	1.917	2.201	2.363
最適含水比　（%）	4.1	3.7	1.9	3.5
締固め度　（%）	96.0	96.5	95.0	95.0
修正CBR　（%）	13.2	6.2	36.0	64.0

表3－6　コンクリート強度試験示方配合

Gmax (mm)	Slump (cm) (許容差)	Air (%)	W/C (%)	S/a (%)	単位量 (kg/m³) W (水)	C (セメント)	S (細骨材) <5mm	G1 (粗骨材) <20mm	G2 (粗骨材) <10mm
20	6±2	2	47	41	189	400	699	556	478

コンクリート強度試験の供試体の配合方法を表3－6に示す。また、モルタル強度試験には、スラグ／セメント比＝2，水／

セメント比＝0.65で配合したものを表３－６のコンクリート強度試験と同様に、28日間水中養生し試験に供した。

図３－３に圧縮強度試験の結果を示す。

細骨材の違いによる強度差は、結晶化の一番進んでいると考えられる徐冷スラグを用いたものが強度発現が顕著であり、対照の砕石と砂を用いたものを100％とすると80～111％と同等かそれ以上の値を示した。２番目は、空冷スラグであり、砕石と砂を用いた場合の64～83％の強度、３番目は結晶化のあまり進んでいないと考えられる水砕スラグ１であり、59～62％、また、乾燥汚泥を直接溶融した水砕スラグ２では35～52％の強度でしかなかった。徐冷スラグを粗骨材として用いたものは、粗骨材に空冷スラグを用いたものに比べ、細骨材が水砕スラグになった場合にでも強度の低下が少ないが比較的安定した強度を得ている。

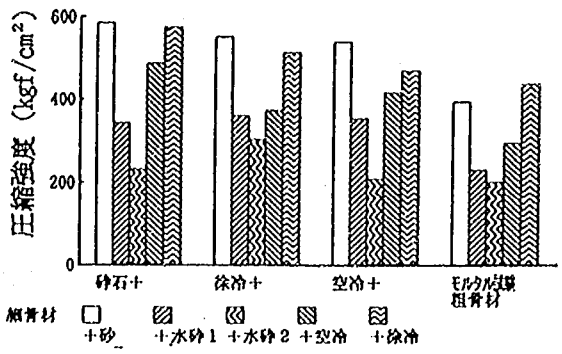


図３－３　圧縮強度試験結果

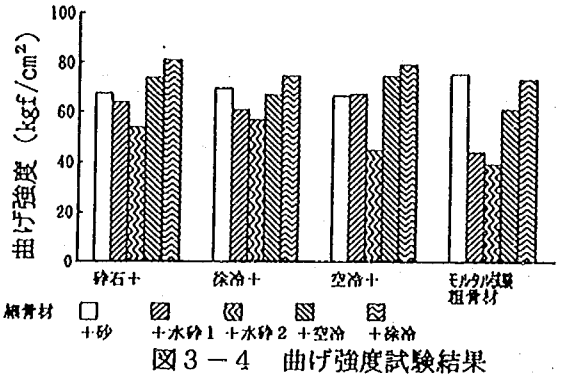


図３－４　曲げ強度試験結果

また、水砕スラグ１を細骨材として用いた場合には、どの粗骨材との組合せでも強度発現にあまり差が見られず、品質管理面から見れば重要な特性の一つであると考えられる。粗骨材別では、どの細骨材をとってもほぼ砕石＞徐冷＞空冷の順となっており、各骨材の結晶化の度合いと一致すると思われる。

図３－４に曲げ強度試験の結果を示す。モルタル試験では、細骨材の種類により差が出たもののコンクリート試験では、前の圧縮強度試験に比べ、水砕スラグ２を除けば、粗骨材，細骨材相互間に大きな強度差は認められず、強度の出にくかった水砕スラグ１でも低いもので砕石と砂を用いた場合の約90％であった。これは、スラグ自身の強度が大きく影響する圧縮強度に比べ、曲げ強度がスラグ自身の強度よりも粒子の付着力等の他の要因が関与しているためと考えられる。また、空冷スラグと徐冷スラグを比べた場合に粗骨材，細骨材のどち

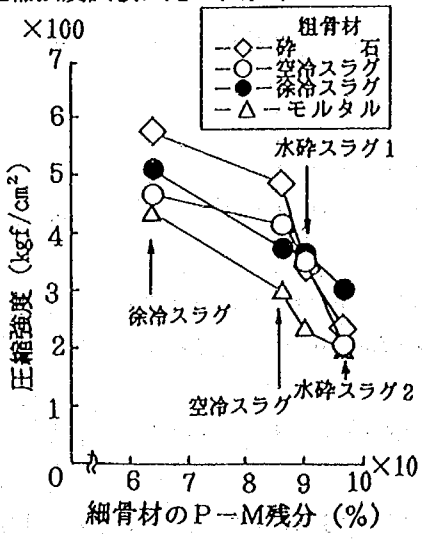


図３－５　Ｐ－Ｍ残分と圧縮強度の関係

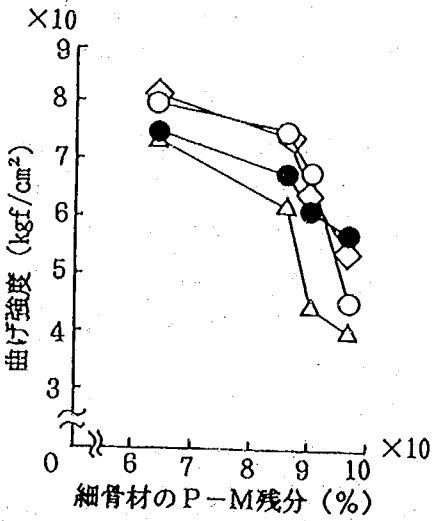


図３－６　Ｐ－Ｍ残分と曲げ強度の関係

らに使用しようとも双方に圧縮強度に見られた程度の差は認められなかった。よって、本試験に用いたスラグでは、冷却速度5℃／分と1℃／分の間には曲げ強度に対する影響は少ないものと考えられる。

図3－5に強度試験に用いた細骨材のP－M残分試験と圧縮強度試験の関係を、図3－6に曲げ強度試験との関係を示す。P－M残分試験は、前の表3－3の結果と同様に結晶化の程度が高いスラグの方が残分が少ない結果となった。粗骨材に砕石，空冷スラグを用いたものは、細骨材が水砕スラグになると強度の低下が大きく、とくに圧縮強度試験では顕著に表れている。しかしながら、粗骨材に徐冷スラグを用いたものは、比較的安定した強度を得ている。

図3－7にX線回折試験結果の3大ピークの合計値と圧縮強度試験の関係を、図3－8に曲げ強度試験との関係を示す。X線回折の3大ピークの合計値の小さい水砕スラグ1の方が、水砕スラグ2に比べ強度が大きいという結果となった他は、P－M残分試験の結果と同様に各強度との相関が認められる結果となった。よって、P－M残分試験，X線回折試験の結果から強度試験の結果をある程度予測することが可能であり、スラグの品質の判定に用いる因子として有効であると考えられる。

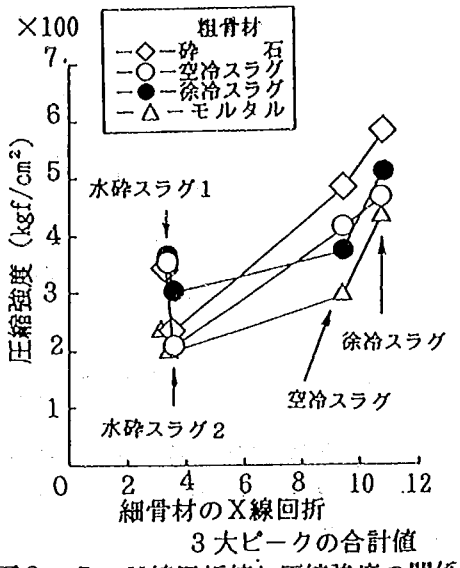


図3－7　X線回折値と圧縮強度の関係

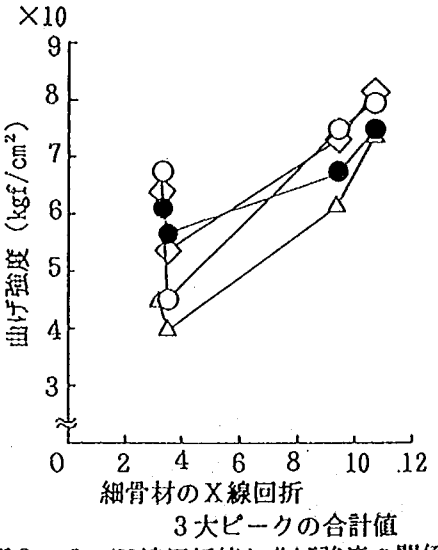


図3－8　X線回折値と曲げ強度の関係

3．4　まとめ

本調査の結果より、以下の点が明らかとなった。

（1）スラグ自体の強度は、単純に結晶化の程度だけでは説明できず、スラグ自体の強度と利用時の強度との間には相関がない。

（2）圧縮強度試験では、粗骨材に砕石＞徐冷スラグ＞空冷スラグを用いた順に強い結果となった。しかし、曲げ強度試験では、スラグの種類間の強度差は少なく、スラグ自体の強度の影響が少ないことがわかった。

（3）P－M残分試験、X線回折試験の結果より、利用時の強度をある程度予測することは可能であると考えられる。

本調査での結果は、数種の汚泥焼却灰を溶融して得た結果でありこの結果をもって一般的な汚泥スラグの品質や品質の判定方法を導くには問題が残る。今後は、様々な地域で発生した成分の異なる汚

泥に関して同様の調査を行い、汚泥スラグの品質安定化方法、品質判定方法について検討を続ける予定である。

4．高分子焼却灰の焼成実験

高分子系焼却灰の利用用途としては従来から、タイル、ブロック、レンガ等の二次製品への利用が進められてきた。特に、最近では焼却灰１００％を用いた圧縮、焼成レンガが製造され注目を集めている。しかしながら、これら焼成品への利用においては、焼成温度及び製品の収縮率の管理が必要である。そこで、本実験では成分の異なる焼却灰を用いて、圧縮・焼成実験を行い、収縮率、圧縮強度を測定した。

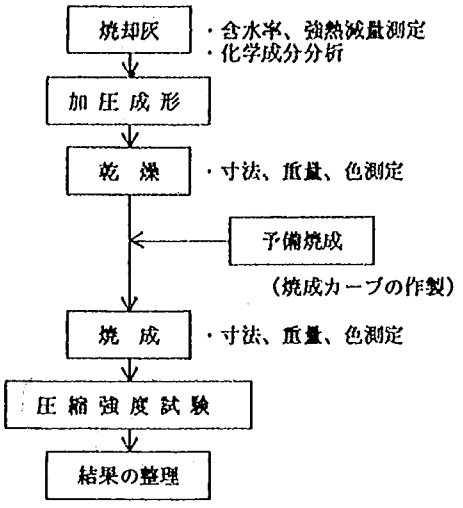


図４－１　　実験フロー

４．１　実験方法

実験は図４－１に示すフローに基づいて実施した。実験に用いた焼却灰は表４－１、図４－２に性状を示す５種類とした。なお、含水率、強熱減量の測定は下水試験法、化学分析はＪＩＳ　Ｒ５２０２及びＪＩＳ　Ｋ０１０２により行なった。

表４－１　　焼却灰の物理的特性

	Ａ灰	Ｂ灰	Ｃ灰	Ｄ灰	Ｅ灰
脱水機方式	遠心	遠心	ベルトプレス	ベルトプレス	多板、ベルプレ、真空
焼却炉型式	多段炉	流動床炉	ストーカ炉	多段炉	流動床炉
含水率（％）	０．７	０．５	０．０	０．０	０．１
強熱減量（％）	０．６	０．５	０．０	２．５	０．１

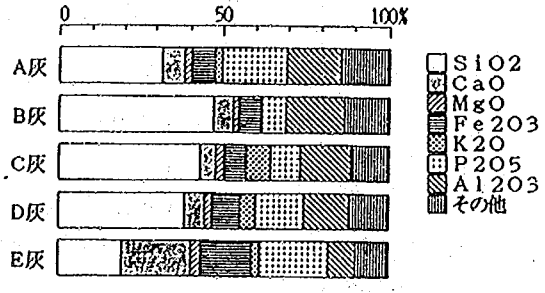


図４－２　　焼却灰の化学成分分析結果

成形は試料を図４－３に示す金型に入れ、加圧試験機で成形した。試料としは、焼却灰単体、バインダーとしてＰＶＡを添加したもの及びAl_2O_3を添加したものを用いた。ＰＶＡの添加方法はＰＶＡを蒸留水で１０％溶液として添加した。また、成形圧力は単体及びAl_2O_3添加は８ｔ、ＰＶＡ添加は３ｔまたは５ｔとした。なお、載荷速度は全条件とも１ ㎜/secとした。ただし、Ｃ灰は粒径が大きく数cmの塊であったため破砕後成形したが、単体では成形不可能であったため、単体及びAl_2O_3添加においては水を１０％添加して成形した。

焼成は、成形した試料を一週間風乾した後、ローラキルンを用いて行なった。各試料の焼成温度は電気炉による予備焼成により試料の最大収縮率を求め、その前後４温度条件とした。また焼温カーブは図４

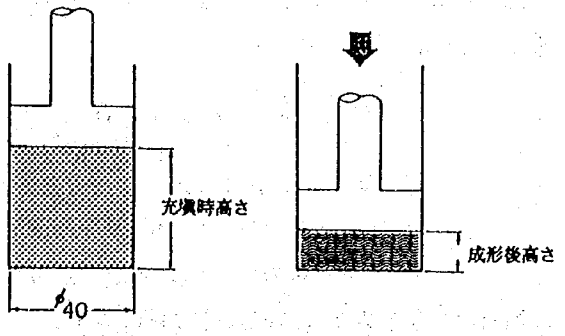


図４－３　　成形用金型の概要

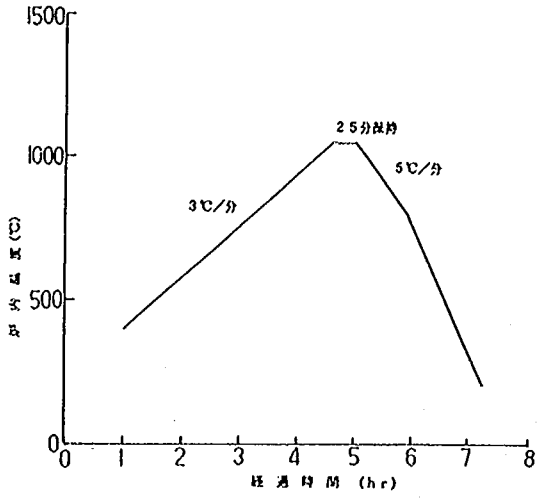


図4－4　焼成カーブ

表4－2　実験条件

試料名		成形荷重 (t)	焼成温度 (℃)					
焼却灰名	添加材等		900 90	1000 05	20	35	50	75
A灰	単体	8			○	○	○	○
	PVA 2%添加	3			○	○	○	○
	Al_2O_3 10%添加	8			○	○	○	○
B灰	単体	8			○	○	○	○
	PVA 2%添加	3			○	○	○	○
	Al_2O_3 10%添加	8			○	○	○	○
C灰	単体	8	○	○	○	○		
	PVA 2%添加	5	○	○	○	○		
	Al_2O_3 10%添加	8	○	○	○	○		
D灰	単体	8	○	○	○	○		
	PVA 2%添加	3	○	○	○	○		
E灰	単体	8			○	○	○	○
	PVA 2%添加	3			○	○	○	○

－4に示す。なお、焼成数量は、各試料・各温度条件とも3個とした。成形及び焼成の条件をまとめると表4－2のとおりである。

これらの供試体を用いて、焼成前後の寸法、重量、色を測定するとともに、焼成物の圧縮強度試験を行なった。圧縮強度試験はＪＩＳ　Ａ１１０８（コンクリートの圧縮試験方法）により行なった。ただし、本実験においては、供試体の寸法が圧縮試験に用いる供試体寸法とは異なるために次式により較正した強度を用いて圧縮強度とした。[5)]

$$\sigma_c = \frac{0.889}{0.778+0.222(D/L)}\sigma'_c \qquad (2)$$

ここで、σ_c：較正圧縮強度（ｋｇｆ／ｃｍ²）

Ｄ　：供試体の直径（ｃｍ）

Ｌ　：供試体の高さ（ｃｍ）

σ'_c：測定圧縮強度（ｋｇｆ／ｃｍ²）

なお、試験は各ケースとも2個ずつ行い、平均値を圧縮強度とした。

4．2　実験結果

図4－5に各試料ごとの焼成による体積収縮率、焼成後の密度及び圧縮強度を示す。なお、体積収縮率は次式によるものである。

$$C = \frac{V_1 - V_2}{V_1} \times 100 \qquad (3)$$

ただし、Ｃ：体積収縮率（％）

V_1：焼成前の供試体の体積（ｃｍ³）

V_2：焼成後の供試体の体積（ｃｍ³）

体積収縮率が最大となる温度を最適焼成温度とするとＣ灰、Ｄ灰は１０２０℃、Ａ灰、Ｅ灰は１０５

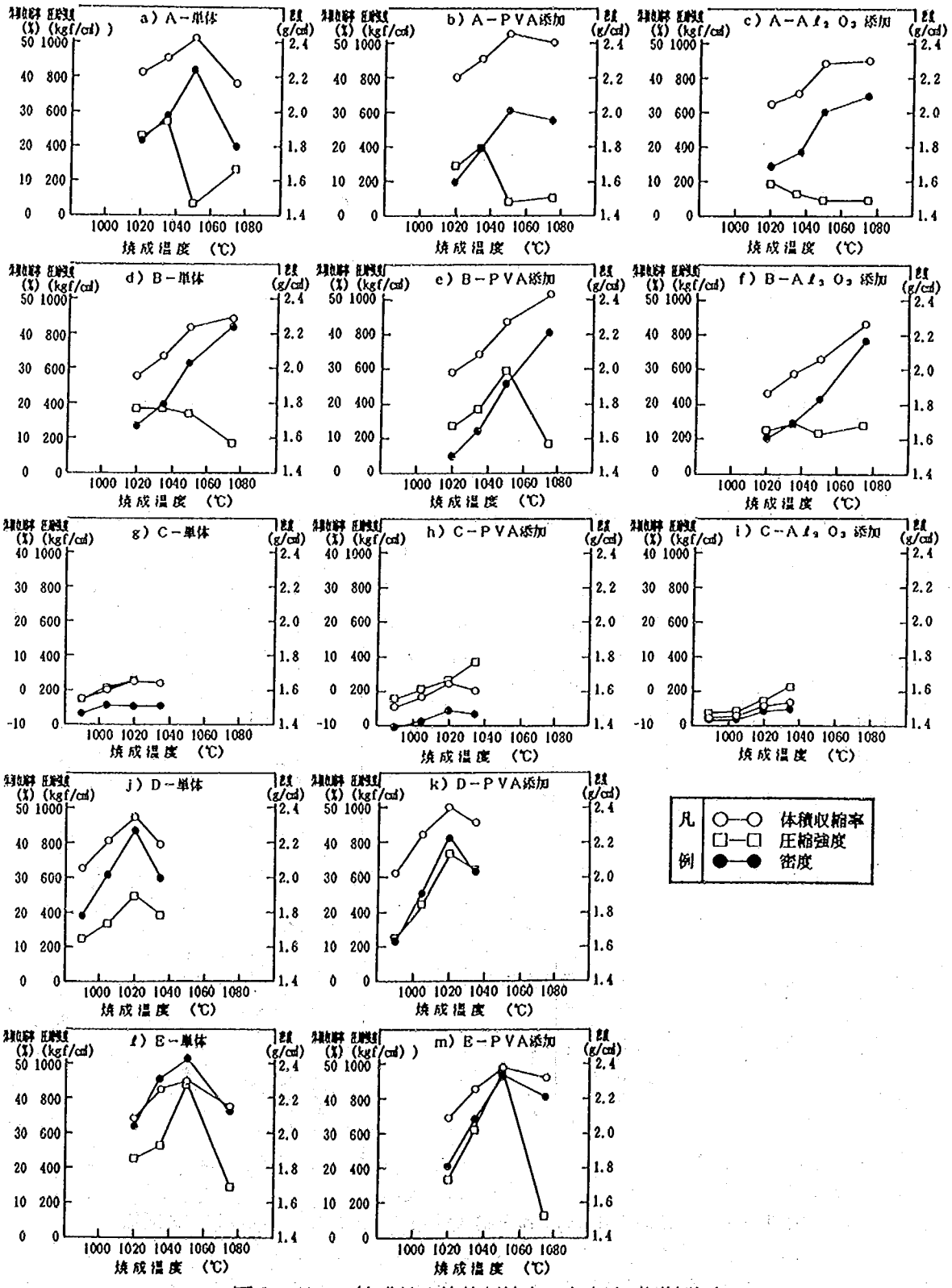


図4－5　焼成品の体積収縮率、密度及び圧縮強度

0℃、B灰は１０７５℃が最適焼成温度であるといえる。ただし、A灰及びC灰は$A\ell_2O_3$を１０％添加したことで最適焼成温度が上昇している。体積収縮率が一番大きかったのはA灰であり、単体で５１．２％、ＰＶＡ添加では５２．９％であった。逆に、体積収縮率が一番小さかったのはC灰であり、単体で２．７％ＰＶＡ添加で２．４％であった。C灰以外の体積収縮率は４５％～５３％程度の範囲に入っているがC灰だけが極端に小さくなっている。これはC灰がストーカ炉であり焼却温度が高いため焼却灰がすでに焼成に近い状態であったためと考えられる。また、ＰＶＡ添加による体積収縮率の増加はB灰が最も大きく７．２％であった。ＰＶＡ添加により収縮率が増加する理由としては、焼成によりＰＶＡが燃焼すること及び成形圧力が小さいことがあげられる。また、$A\ell_2O_3$添加による体積収縮率の変化をみると、各灰とも$A\ell_2O_3$を添加することでやや体積収縮率が小さくなっていることがわかる。なお、最適焼成温度における密度は、C灰を除くとすべて２．０～２．４g/cm³ 程度であった。

次に、圧縮強度は、A灰、B灰では最大体積収縮率となる温度よりやや低い温度条件で最大となっており、D灰、E灰では最大体積収縮率となる温度条件で最大となっている。また、C灰は温度上昇とともに、徐々に強度が増加し、本実験を行なった温度条件の最高温度で最大となっている。A灰、B灰が最大体積収縮率において強度が急激に低下した原因としては、焼成により内部にひずみが生じたことが考えられる。灰の種類による強度の比較では、単体、ＰＶＡ添加ともE灰が一番大きく、単体で８８１ｋｇ／ｃｍ²，ＰＶＡ添加で９５８ｋｇ／ｃｍ²であった。また、ＰＶＡ添加による強度の減少はA灰のみであり、他の灰では同等かそれ以上の強度が得られている。なお、$A\ell_2O_3$

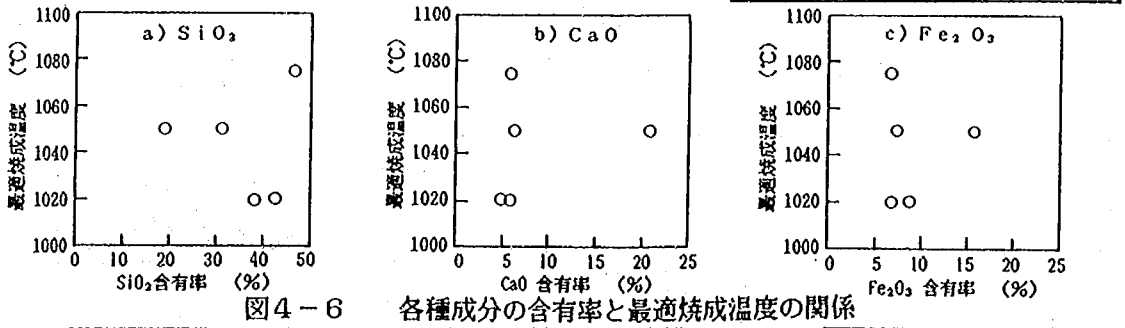


図４－６　各種成分の含有率と最適焼成温度の関係

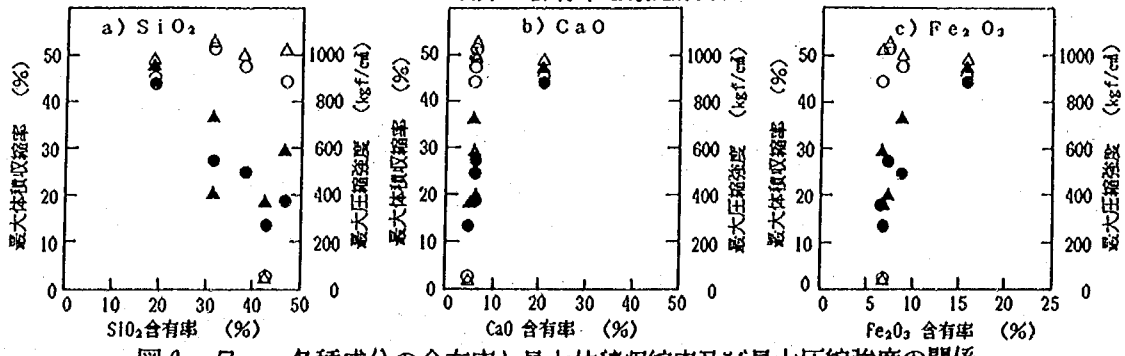


図４－７　各種成分の含有率と最大体積収縮率及び最大圧縮強度の関係

を添加した供試体は単体及びＰＶＡ添加に比べ強度が低く、温度による明確なピークも出現していない。これは、今回の実験における添加方法が焼却灰にAl_2O_3を直接混合する方法であったため、材料としての均一性がなかったことが考えられる。したがって、本来Al_2O_3を多量に含む焼却灰の強度が小さいとは判断できない。

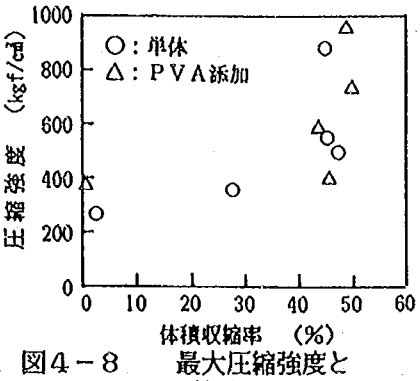


図４－８　最大圧縮強度と体積収縮率の関係

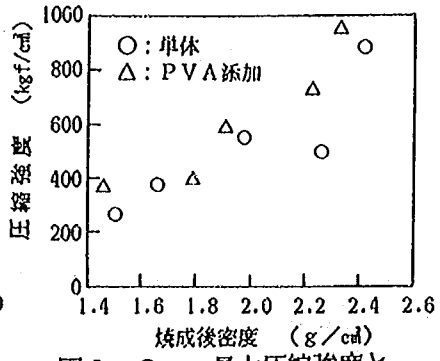


図４－９　最大圧縮強度と密度の関係

図４－６には、各種成分の含有率と最適焼成温度の関係を示す。今回の実験ではサンプル数が少ないこともあり、各成分と最適焼成温度との間に明確な傾向はみられなかった。

図４－７には、各種成分の含有率と最大体積収縮率及び最大圧縮強度の関係を示す。この図から、各成分の含有率は、体積収縮率及び圧縮強度とも明確な相関はみられない。しかしながら、最大圧縮強度はSiO_2含有率が小さく、Fe_2O_3含有率が大きい方が高くなる傾向があった。

図４－８には、最大圧縮強度とその時の体積収縮率の関係を示す。また、図４－９には最大圧縮強度とその時の焼成品の密度の関係を示す。体積収縮率では明確な傾向はみられないが、密度との関係では、焼成品の密度が大きい方が圧縮強度が大きくなる傾向にある。

４．３　まとめ

高分子系焼却灰の焼成実験の結果をまとめると次のとおりである。

（１）体積収縮率が最大になる温度を最適焼成温度とすると、その温度範囲は１０２０～１０７５℃程度であった。

（２）最大体積収縮率は多段炉及び流動床炉の灰では４５～５３％程度であった。また、ストーカ炉の灰は焼却温度が高いために焼成に近い状態であり、ほとんど収縮しなかった。

（３）各条件における圧縮強度は、体積収縮率が最大となる温度またはその前後で最大となる。また、ＰＶＡ添加により強度が減少したのはＡ灰のみでありＰＶＡを添加して成形荷重を小さくしたことによる影響はみられなかった。

（４）SiO_2、ＣａＯ、Fe_2O_3等の含有率と最適焼成温度、最大体積収縮率の間には明確な関係はみられなかった。

（５）最大圧縮強度はSiO_2含有率が小さく、Fe_2O_3含有率が大きい方が大きくなる傾向にあった。また、焼成後の密度が大きい方が最大圧縮強度が大きくなる傾向にあった。

今回の実験では、供試体の寸法が小さかったこと及びサンプル数が少なかったことから、焼成品の特性について明確な傾向が得られなかった点も多く、今後、実験条件の変更等を行い、より多くのデータを蓄積する必要があると考えられる。

【参考文献】

1）高島三郎：”シリカセメントおよびフライアッシュセメントにおける混合材の分離と定量（ピクリン酸処理法）”、セメント技術年報、11/1　957

2）竹村，喜多，天野：”高炉スラグの物性とその水和反応性について”、セメント技術年報、37/1983

3）森本康平：”結晶化スラグの強度発現に及ぼす結晶化機構に関する研究”、長岡技術科学大学建設工学過程課題研究、平成元年３月

4）日本道路協会：”アスファルト舗装要綱”

5）ＡＳＴＭ：”Ｄｅｓｉｇｎａｔｉｏｎ：Ｃ１７０－５０（Ｓｔａｎｄｅｒｄ　Ｍｅｔｈｏｄ ｏｆ　Ｔｅｓｔ　ｆｏｒ COMPRESSIVE STRENGTH OF NATURAL BUILDING STONE”、１９７０

6）東京都下水道局計画部技術開発課：”焼却灰のプレス焼成技術に関する基礎調査報告書”、平成元年３月

13. 下水汚泥による有用植物の栽培に関する調査

汚泥研究室 室 長 大嶋吉雄
研究員 落 修一
研究員 増田隆司

1. 調査の目的と必要性

近年、環境に対する社会的関心は非常に高まってきており、廃棄物の処理・処分の問題、炭酸ガス等による地球温暖化の問題をはじめとする様々な問題の解決が急がれている。下水道においてもこのような要請に応えていく必要がある。下水処理に伴って発生する下水汚泥は、昭和６２年度現在2,130千㎥／年であり、その６３％が陸上及び海面埋立処分されている。下水道普及率の向上に伴い発生汚泥量はさらに増加することが予想されるが、都市域を中心に処分適地の確保は年々困難となっていること及び貴重な資源の再利用を図ることから、今後は下水汚泥の有効利用を一層促推進し、下水汚泥処理システムを埋立処分にたよらないクローズドシステムとして構築することが必要である。

このような観点から、下水汚泥を用いて植物を栽培することは①埋立処分量を減少し、環境を保護するとともに、汚泥中の肥効成分を効果的に利用できる、②植物の成長により、周辺に潤いを与えるとともに、CO_2 等を吸収し、大気を浄化することができる等の多大なメリットを有する。

そこで、本調査では、まず下水汚泥の緑地利用用途の多様化の一環として、都市生活に緑と潤いを与え、わずかな空間で比較的簡単に栽培が可能である花き類や観葉植物の栽培に着目し、これらの栽培に適した下水汚泥製品の開発及び利用方法の確立を目的とした調査を実施する。さらに、処理場緑化による大気中CO_2 濃度低減対策のための基礎データを収集することを目的として、下水処理場から発生するCO_2 量についての検討を行う。

2. 調査内容の概要

昭和６２年度は消化脱離液の肥効成分に着目し、その有効利用方法の一つとして消化脱離液を園芸植物の養液栽培に利用する際の可能性を調査した。また、昭和６３年度は下水汚泥コンポストを用いた緑化用ブロックの製作についての検討及び肥効成分回収の一環として焼却灰からのりんの回収に関する検討を行った。さらに、今年度は下水処理施設からのCO_2 発生量の予測について検討を行った。

3. 前年度までの調査結果

3．1 消化脱離液を用いた園芸植物の養液栽培に関する実験

3．1．1 実験目的

嫌気性消化脱離液は、窒素・リン及び生物的に難分解な有機物を多く含み、通常は脱水ろ液等とともに水処理プロセスに返流しているが、その量が多いと水処理機能にも悪影響を与え、取扱いの難しいものである。そこで、本調査は、消化脱離液の肥効成分に着目し、園芸植物の養液栽培実験を行うことで、下水汚泥製品の多様化を図ることを目的としている。

３．１．２　実験装置と実験条件

養液栽培実験装置は、図３－１に示すロックウール方式の栽培装置を用いた。この装置は養液貯留タンクと複数のプランターよりなり、各プランターは２つのポットより構成されている。

液肥としては、Y処理場汚泥消化脱離液を遠心分離後１μmGFBろ紙でろ過したろ液を水道水で希釈して用いた。また、比較のために市販液肥についても同様に調査を実行した。表３－１に水質を示す。

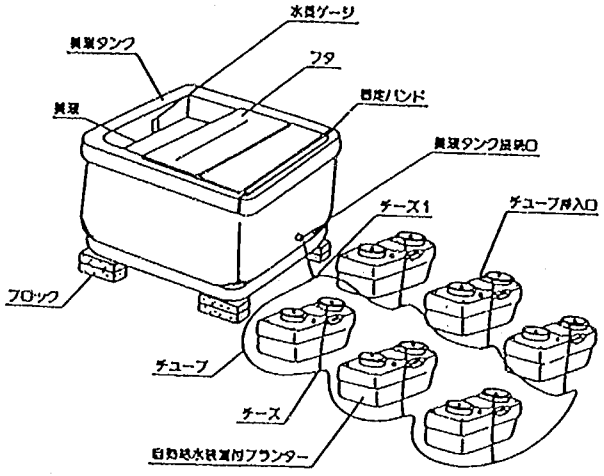


図３－１　　養液栽培実験装置

表３－１　　実験期間中の液肥平均水質

（mg／ℓ）

	pH	BOD	NH_4-N	NO_3-N	T－N	PO_4-P	T－P	K
消化脱離液(5倍希釈)	7.66	15.3	72.0	29.0	106.5	5.0	5.4	14.8
市販液肥	6.96	1.3	25.9	100.0	131.2	26.2	27.0	173.2

３．１．３　実験結果

表３－２に各植物の生育状況を、表３－３に果実の収量を示す。消化脱離液を液肥として用いた養液栽培実験では、市販液肥による栽培系よりも成長が遅く、結花までの期間が長い傾向があった。また果実の収量・一個当たりの重量も対照系に比較して小さかった。これは、消化脱離液の成分が窒素が多く、窒素量を市販の液肥と同程度になるように希釈したため、りん及びカリウムが不足したためと考えられる。ただし、カーネーションにおいては、消化脱離液の１０倍希釈液を用いたものが一番生育がよく、市販液肥より良好な結果となった。このことは、下水汚泥消化脱離液に適した植物が存在する可能性を示している。

表３－３　　果実の収量

植物種	実験系			対象系		
	個数	総重量(g)	一個当り重量(g)	個数	総重量(g)	一個当り重量(g)
ミニトマト	84	286	3.4	72	714	10.1
ピーマン	8	122	4.3	13	256	19.7
キュウリ	7	501	71.5	14	1648	119.7
トマト	21	816	38.9	58	3033	52.3
イチゴ	17	25.2	1.5	30	66	2.2

表3－2　植物種毎の生育状況

（◎ …… 速度が大きい or 日数が短い，○…… 差が明確でない）

種類	項目 / 栽培種		茎丈の成長速度 (cm/日) 開花時				茎丈の成長速度 (cm/日) 結実時				茎丈の成長速度 (cm/日) 実験全期間平均				開花までの経過日数 (日)				結実までの経過日数 (日)				備考
花き類	カーネーション	対照	0.25（2本とも）			◎	——				0.35～0.42				60（2本）			◎	——				
		実験	Ⅰ:2本 0.32～0.37	Ⅱ:2本 0.45～0.52	Ⅲ:2本 0.24 (1本)	Ⅳ:2本 0.24 (1本)	Ⅰ ——	Ⅱ ——	Ⅲ ——	Ⅳ ——	Ⅰ 0.28～○0.37	Ⅱ 0.44～◎0.52	Ⅲ 0.24～0.29	Ⅳ 0.17～○0.36	Ⅰ:2本 113～121	Ⅱ:2本 100～125	Ⅲ:2本 125 (1本)	Ⅳ:2本 105 (1本)	Ⅰ ——	Ⅱ ——	Ⅲ ——	Ⅳ ——	Ⅰ．5倍希釈 Ⅱ．10倍希釈 Ⅲ．20倍希釈 Ⅳ．ポット内培養液の減量
	キク	対照	0.10～0.15			○	——				0.24～0.35			◎	55～60			◎	——				
		実験	0.06～0.12			○	——				0.07～0.11				68～77				——				
	ベコニア	対照	0.10～0.11			○	——				0.07（2本とも）			○	35～42			○	——				
		実験	0.11（1本）			○	——				0.05（1本）			○	42（1本）			○	——				1本は途中で成長を停止
	ストック	対照	0.23～0.32			○	——				0.50（2本とも）			◎	86～96			◎	——				
		実験	0.21～0.25			○	——				0.26（2本とも）				119～122				——				
	コリウス	対照	0.04～0.47			○	——				0.21～0.25			◎	15～27			◎	——				
		実験	0.04～0.09			○	——				0.14～0.19				35～40				——				
	フリージア	対照	0.34～0.38			○	——				0.34～0.35			○	110（2本）			○	——				
		実験	0.25～0.40			○	——				0.28～0.43			○	104～132			○	——				
	バラ	対照	——				——				0.04～0.05			◎	——				——				
		実験	——				——				0.01				——				——				経過日数30日で成長は停止
観葉植物	ポトス	対照	——				——				0.12～0.14			◎	——				——				
		実験	——				——				0.01～0.03				——				——				経過日数20日以後成長は停止
	ピリア	対照	——				——				0.04～0.05			◎	——				——				経過日数50日まで成長はみられない
		実験	——				——				0.00～0.03				——				——				1本は成長しなかった
果菜類	トマト	対照	0.43～0.55			◎	0.56～0.80			○	0.26～0.69			○	65～70			◎	80～85			◎	
		実験	0.34～0.37				0.46～0.67			○	0.46～0.77			○	90～95				115～120				
	ミニトマト	対照	0.40～0.43			◎	0.50～0.82			○	1.16～2.03			◎	23～25			○	78（2本）			○	
		実験	0.20～0.38				0.36～0.78			○	0.31～0.74				25～37			○	78～94			○	
	キュウリ	対照	0.35～0.82			○	2.26～2.56			◎	1.77～1.87			◎	39～48			○	73～78			○	
		実験	0.09～0.42			○	0.46～1.42				1.42～1.46				45～55			○	69～104			○	
	メロン	対照	——				——				0.56～0.81			◎	——				——				経過日数 120日頃害虫の発生により開花・結実には至らなかった
		実験	——				——				0.40～0.48				——				——				
	ピーマン	対照	0.06（2本）			○	0.22～0.26			◎	0.29～0.30			◎	71～72			○	88～89			○	
		実験	0.06～0.10			○	0.09～0.13				0.11～0.16				69～72			○	86～87			○	
	イチゴ	対照	0.13～0.16			◎	0.18～0.19			◎	0.24～0.30			◎	87～96			◎	108～120			◎	
		実験	0.08～0.11				——				0.12～0.17				114～119				——				実験期間中では結実しなかった

３．２　下水汚泥コンポストを用いた緑化用ブロックの製作に関する調査

３．１．１　実験目的

都市緑化への下水汚泥コンポストの利用に際しては、コンポスト製品を使用しやすい形態で供給することが今後の需要を拡大してゆくうえで重要である。このような見地から、本実験は下水汚泥コンポストを用いた緑化ブロックを開発することを目的とし、試作した緑化ブロックを用いた植物栽培実験を実施した。

３．１．２　実験方法

実験に用いた装置は、図３－１に示したものと同様であり、ポット内にロックウールのかわりに試作した緑化ブロックを用いた。緑化ブロックは、市販の緑化用ブロック（Ｊ社製、木屑を圧縮成形したもの）をほぐした木屑とＨ市下水汚泥コンポスト（石灰系脱水汚泥、モミガラ添加）を表３－４に示す混合比率（容量比）で混合し、栽培用ポットに入れて２kgの重しを１分間静置して締め固めたものである。なお、培養液は水道水を用い７週間栽培した。

表３－４　緑化ブロック容量混合比

実験Ｎｏ.	コンポスト：木屑
Ｃａｓｅ－１	０：１
Ｃａｓｅ－２	１：４
Ｃａｓｅ－３	１：１
Ｃａｓｅ－４	４：１
Ｃａｓｅ－５	１：０

３．１．３　実験結果

図３－２及び図３－３にカーネーション及びフリージアの生育状況を示す。カーネーションはコンポストを混合しないものが生育が最も良好であり、コンポスト混合比率が大きくなるほど生育状況は悪化した。フリージアは、コンポストと木屑を容量比１：４で混合したものが最も生育が良好であった。コンポストの混合比率が大きい緑化ブロックを用いた場合に生育状況が悪化する理由についてはコンポストが水分を吸収し膨潤したため通気性が悪化したことが一因であると考えられる。

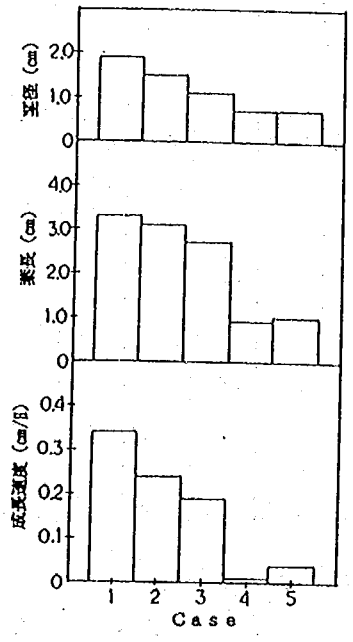


図３－２　　カーネーションの生育状況

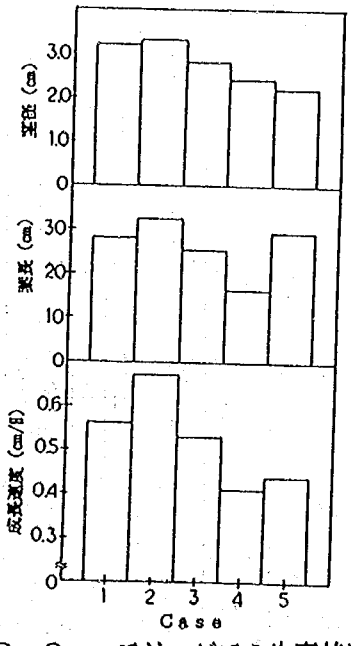


図３－３　　フリージアの生育状況

３．３　焼却灰からの肥効成分の回収に関する実験

３．３．１　実験目的

下水汚泥焼却灰は、有機分を含まないため脱水汚泥等と比較して性状が安定しており、取り扱い易く有価物質の回収には有利であると考えられる。また、下水汚泥焼却灰にはりんが６～１４％程度（P_2O_5 として）含まれている。そこで、本実験は焼却灰中のリンを回収して肥料として有効利することを目的として、酸処理によるりん溶出実験を行った。

３．３．２　実験方法

溶出実験には、表３－５に示す３種類の焼却灰を用いた。実験の手順は以下に示すとおりである。供試試料200gを１ℓビーカーに採集し、蒸留水を加えて懸濁させ１NのH_2SO_4を加えて初発ＰＨを調整し全量を500 mℓとした後、ジャーテスタを用いて４０ｒｐｍで撹拌した。

表３－５　溶出試験に使用した焼却灰

試料名	炉形式	焼却灰の種類	りん含有率(mgP/gDS)
A	多段炉	石灰系	４４．０
B	流動床炉	高分子系	６１．２
C	流動床炉	高分子系	３５．１

３．３．３　実験結果

表３－６に実験結果を示す。懸濁液のｐＨは各灰とも時間の経過とともに上昇する傾向にあった。これは時間の経過とともに焼却灰からアルカリ分が溶出してくるためと考えられる。懸濁液ろ液中のPO_4－Ｐ濃度はスタート時あるいは３０分後が最も高く、時間の経過とともに低下してゆく傾向が見られた。これは、焼却中のPO_4－Ｐは酸性条件下で容易に溶出するものの、撹拌を継続すると時間経過とともにアルカリ分が溶出しｐＨが上昇するために、PO_4－Ｐが不溶性塩として析出するためと考えられる。

表３－６　りん溶出実験の結果

試料名	溶出時間	初期条件							
		無調整		ｐＨ ５		ｐＨ ３		ｐＨ １	
	(hr)	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P	pH	PO_4-P
A	0	10.21	88.96	5.83	110.3	3.51	289.6	1.20	323.7
	0.5	10.31	0.07	6.72	27.7	6.03	88.3	3.02	289.6
	1	10.42	0.33	7.18	20.1	6.29	65.7	3.44	238.3
	2	10.73	0.03	7.50	11.4	6.54	31.9	5.30	217.0
	4	10.72	0.03	7.70	12.3	6.90	20.3	5.68	187.1
	6	10.70	0.01	7.83	6.3	7.31	11.9	5.95	10.7
	24	9.76	0.02	8.27	3.2	7.81	2.9	6.35	21.4
B	0	8.71	0.97	5.11	187.6	2.28	934	1.97	1628
	0.5	8.74	5.74	6.23	136.1	4.52	758	2.57	2092
	1	9.91	6.64	6.36	93.1	4.90	604	3.17	1063
	2	9.87	3.69	6.58	58.8	5.32	367	4.01	1085
	4	10.42	0.56	6.85	22.8	5.55	299	4.58	896
	6	10.50	0.12	6.98	28.8	5.68	346	4.60	939
	24	10.53	4.05	6.97	9.4	5.72	136	4.62	582
C	0	7.72	2.33	5.13	18.4	3.07	166	1.66	1744
	0.5	6.78	0.74	6.24	18.3	4.80	278	2.28	545
	1	7.32	0.43	6.36	17.2	4.88	308	2.35	582
	2	7.63	0.30	6.58	13.2	5.07	282	2.39	562
	4	8.99	0.40	6.74	10.1	5.19	265	2.42	545
	6	8.54	0.61	7.22	8.9	5.40	260	2.57	459
	24	8.59	0.11	7.39	5.3	5.57	158	2.52	271

表３－７　りん溶出率

試料名	りん溶出率(%)
A	１．６
B	７．２
C	１０．７

表３－７には、溶出実験中でPO_4－Ｐ濃度が最も高い値を用いて、りん溶出率を計算した結果を示す。りん溶出率はＣ灰が最も高く１０．７％であり、石灰系焼却灰のＡ灰はわずかに１．６％にとまっている。

4．下水処理施設からのCO_2発生量予測調査

本調査は、下水処理場の緑化による大気中CO_2濃度の低減対策のための基礎データを収集するために実施したものである。調査では、基礎データを効率良く収集する手法を確立することと、現時点における下水処理場からのCO_2発生量を概ね把握することに重点を置いたものである。

4．1下水処理施設におけるCO_2発生ユニットプロセス

下水処理施設を構成しているユニットプロセスは、CO_2を発生させているプロセスと、CO_2の発生の可能性があるプロセスとに分けられる。前者は、下水の処理過程において下水中の有機物を生物反応や燃焼等により酸化安定化するプロセスであり、後者は、前者の補助プロセスに当たるもので、そこでのCO_2の発生は主に液中に溶存しているCO_2が気液平衡の関係で大気中に放出される可能性のあるプロセスである。また上記以外にユニットプロセス間の連絡流路からも気液平衡の関係によるCO_2発生の可能性がある。

図4－1は現在の下水処理プロセスにおけるCO_2発生の大小について概念的に評価したものである。

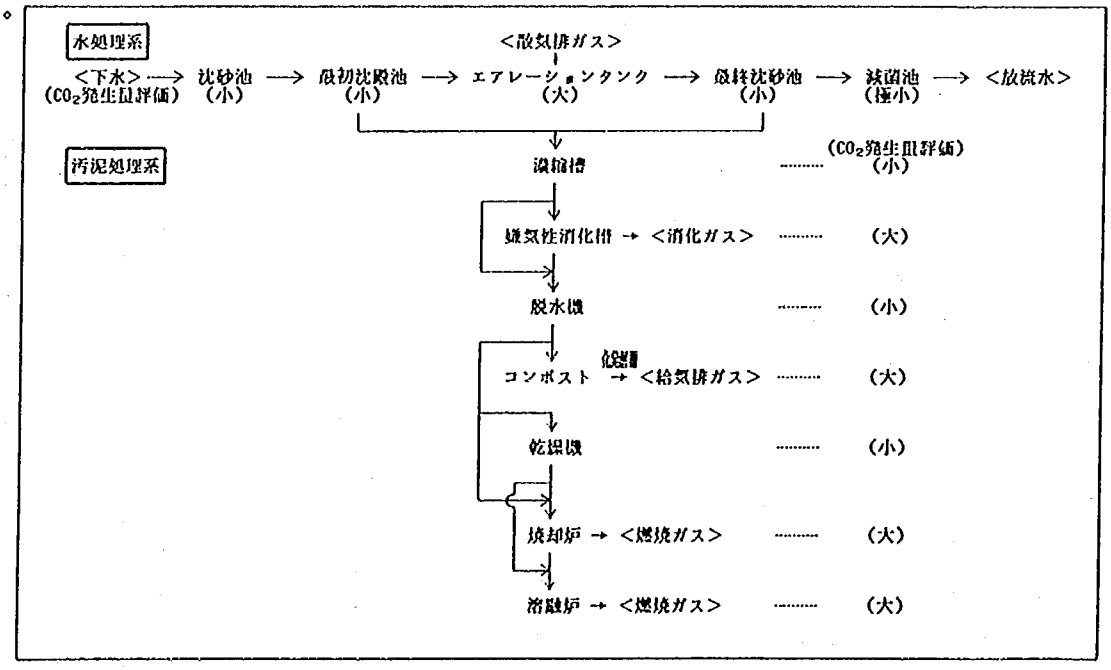


図4－1　　下水処理プロセスにおけるCO_2ガス発生の概念的な評価

4．2　調査方法

調査は、図4－1の下水処理プロセスにおいてCO_2の発生量が大きいと評価されたユニットプロセスの中から、その発生量が現段階で測定、あるいは予測し難いエアレーションタンクとコンポスト化発酵槽について、H市I終末処理場で実施した。

I終末処理場は、一部合流式の汚水を処理する晴天時・計画1日最大処理能力が約23，000㎥／日の施設規模である。水処理系には標準活性汚泥法を採用しており、4系列を有する。また、汚泥処理系は、濃縮、嫌気性消化した後、石灰と塩化第二鉄添加による真空脱水を行い、全量をコンポスト化している。コンポスト化施設は、モミガラ添加による横型スクープ方式の一次発酵槽（発酵日数

：１０日間）と堆積方式の二次発酵床（発酵日数：６０日間）からなっている。コンポスト化施設には、同市の別の終末処理場で発生する汚泥ケーキ（嫌気性消化汚泥を高分子凝集剤添加によりベルトプレス脱水したもの）も受け入れている。受け入れ量は、重量ベースでＩ終末処理場の約５％相当量である。

４．２．１　エアレーションタンクからのCO_2発生量の調査方法

調査は、４系列の内の１系列のエアレーションタンクにおいて、エアレーションタンク流入水がエアレーションタンクを流下する間に発生するCO_2量を測定する追跡調査と、エアレーションタンクでのCO_2発生量を予測するためのエアレーションタンク模擬試験を実施した。

エアレーションタンクは、流下方向に４槽に仕切られており、各槽は完全混合に近いものとなっている。このことから、追跡調査では、各槽での流入水の流下・滞留時間を考慮しながら、図４－２に示した位置および方法により散気排ガス量の測定を行うとともに、散気排ガスを採取してCO_2濃度の分析を行った。また、混合液中のCO_2濃度も分析した。この調査は実施日を変えて２回実施した。

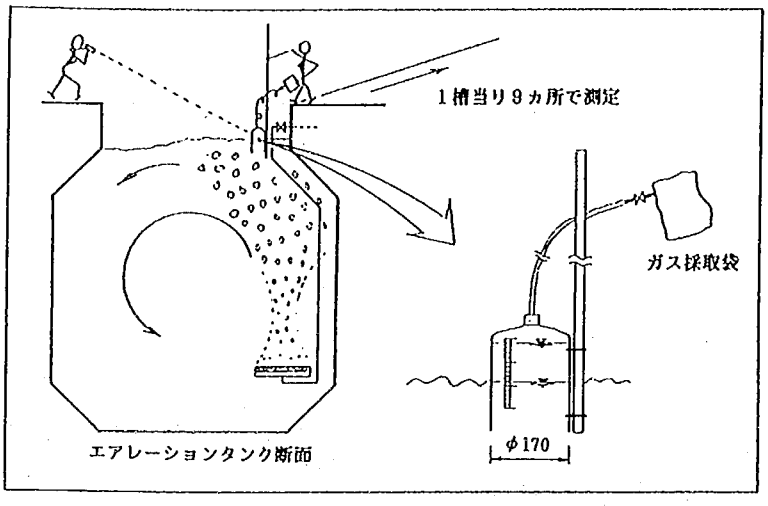


図４－２　　エアレーションタンク内追跡調査方法

エアレーションタンク模擬試験は、密閉した５ℓ相当のガラスビン内において、最初沈殿池流出水と返送汚泥とを実施設の混合比で、且つ一定量の空気量でエアレーションしながら（図４－３）、そこから発生する散気排ガス中のCO_2濃度を経時的に分析する方法を取った。また、試験は、最初沈殿池流出水の濃度を処理水で１００％、７０％、４０％、０％、に調整した４ケースについて実施した。

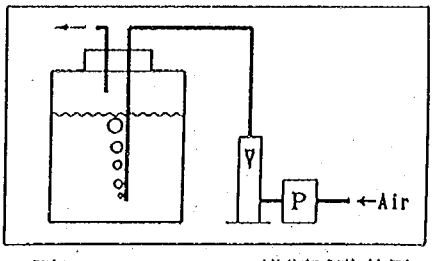


図4-3　エアレーションタンク模擬試験装置

４．２．２　コンポスト化施設からのCO_2発生量の調査方法

調査は、二次発酵床が無通気の堆積方式であったことから、一次発酵槽についてのみ実施した。

一次発酵槽は、臭気対策のために完全にフードで覆われる構造になっている。このことから、調査方法は、CO_2の発生量をフード専用の排気ファン出口の風量とCO_2濃度から求める方法と、発酵中の堆積汚泥への通気量と堆積汚泥から直接放出される排ガス中のCO_2濃度から求める方法を取った。後者の排ガスの採取方法は、堆積汚泥の表面を３ｍ×４．５ｍのビニルシートで数分間覆い、そこの間に捕捉された排ガスを小型エアーポンプでガス捕集袋に採取する方法である。

本調査は、１回／日の頻度で実施される切り返しの前後を通じて１回実施した。

4．2．3　分析方法

本調査に係る水質分析は、全て下水試験方法（１９８４年版）に依った。また、CO_2 ガスはガスクロマトグラフ法により分析した。なお、液中のCO_2 は、密閉容器内で溶存CO_2 を硫酸酸性下で気中に追い出し、気中のCO_2 濃度をガスクロマトグラフ法で分析した後、液中濃度に換算した。

4．3　調査結果

4．3．1　エアレーションタンクからのCO_2 発生量

エアレーションタンク流入水の追跡調査によるエアレーションタンクからのCO_2 発生量は表４－１の通りであった。また、エアレーションタンク模擬試験からは図４－４の結果が得られ、図中の最初沈殿池流出水濃度が１００％の結果が実際のエアレーションタンクを模擬したものであり、０％の結果は返送汚泥がエアレーションを受ける間に返送汚泥そのものから発生するCO_2 の潜在的な量を表している。なお、表４－１の結果には以下のことが考慮されている。

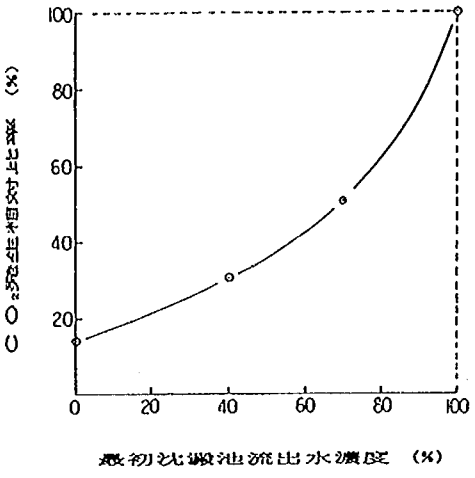


図4-4　エアレーションタンク模擬試験結果

表４－１　　エアレーションタンク内追跡調査結果

		流量 (m^3/日)	$BOD_{5,ATU}$ (mg/l)	COD_{Mn} (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLVSS／MLSS (%)	滞留時間 (hr)	散気量 (m^3/min)	排ガス中CO_2濃度 (l/m^3)	CO_2ガス発出量 (l/min)	液中CO_2濃度 (mg/l)
第一回調査	流入水	5020	99.3	65.4							41
	汚水										
	返送汚泥	950			6610	76					26
	エアレーション タンク 第１槽				1230	78	1.70	6.9	7.0	48	56
	第２槽				1210	78	1.62	7.1	10.3	73	41
	第３槽				1190	78	1.62	7.0	13.1	91	
	第４槽				1160	77	1.70	4.4	11.9	52	
	全体						6.63	25.3		264	
	処理水		2.8	10.1							
第二回調査	流入水	5110	71.2	44.6							37
	汚水										
	返送汚泥	960			6380	77					27
	エアレーション タンク 第１槽				1200	81	1.67	8.0	7.3	58	50
	第２槽				1190	81	1.59	7.6	9.5	73	35
	第３槽				1190	81	1.59	6.6	10.0	65	31
	第４槽				1160	81	1.67	3.6	10.4	37	26
	全体						6.53	25.8		234	
	処理水		2.2	10.1							32

（注）CO_2濃度及びCO_2ガス発生量は、大気中の値をブランクとして差し引いた値である。

①　４つに仕切られている各槽への通気量は実施設からは直接把握できない。ここでは、本調査において散気装置の吹き上げ上部で測定した値の平均値をもとに、エアレーションタンク１系列当たりに供給されている空気量を各槽に比例配分した。

②　エアレーションタンク液面から放出される散気排ガス中のCO_2 濃度は、エアレーションタンクが完全混合に近い槽となっていても、そこが旋回流方式の散気構造になっていれば、面的に異なった分布をする可能性がある。しかし、本装置では、エアレーションタンク全面を対象とした調査が困難であったことから、各槽における散気装置吹き上げ上部液面での測定値を排ガス量で加重平均して、それぞれの槽の代表値とした。

③　エアレーションタンク液面の観察からは、散気排ガスは散気装置上部だけに集中して吹き上

がってきているのではなく、旋回流方向の手前１／２領域の範囲を塊状になって、且つ不規則に移動しながら吹き上がっていることが認められ、他の領域からの発生はほとんど目視できない状況であった。このことから、本調査から求めた散気排ガス中のＣＯ２ 濃度は、真の代表値に近い値であるものと思われる。

図４－５は、エアレーションタンク流入水が持っている潜在的なＣＯ２ 発生量を起因物質別に表し、それがエアレーションタンク内で変化していく様子を示したものである。図の中の液中とガス中のＣＯ２ は測定値に基ずくものである。

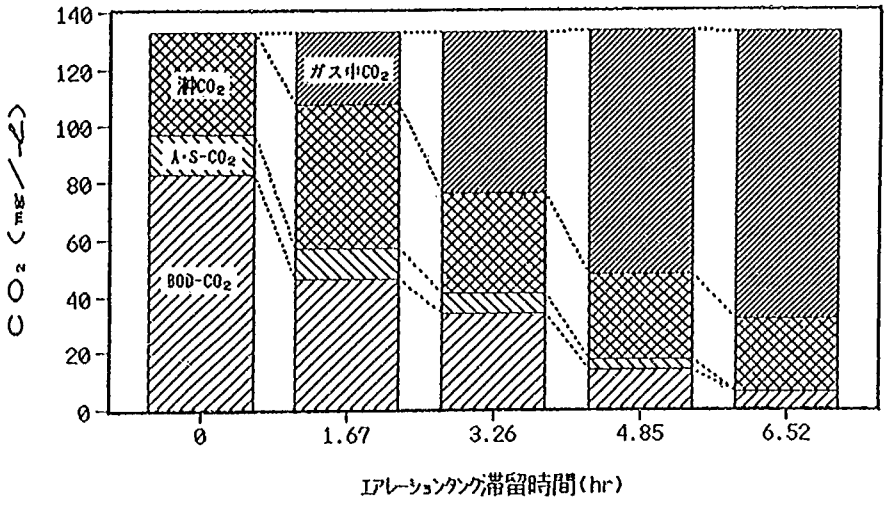


図４－５　　CO_2 発生起因物質のエアレーションタンク内での変化

Ａ・Ｓ－ＣＯ２ は、活性汚泥の見掛けの内性呼吸量に相当するものであり、活性汚泥がエアレーションされる間に活性汚泥から発生する可能性のあるＣＯ２ の残存量として、エアレーションタンク模擬試験から求めた1.871mg-CO_2/g-A・S/hrにより算出したものである。ＢＯＤ－ＣＯ２ は、流入水中のＢＯＤが（４－１）式のように変化した過程の結果であると仮定して（４－２）式により求めたものであり、流入水中の値は測定値から算出し、エアレーションタンクの値は流入水中の全ＣＯ２ 量から他のＣＯ２ 量の累積値を差し引いたものである。

$$C\ (=有機性炭素) + O_2\ (=BOD) \rightarrow CO_2 \qquad (4-1)$$

$$BOD-CO_2 = BOD \cdot [CO_2] / [O_2] \qquad (4-2)$$

エアレーションタクに流入した汚水中の有機物は、徐々に生物学的な加水分解を受けながら液中の溶存ＣＯ２ 濃度を高める方向に作用する。液中の溶存ＣＯ２ は、エアレーションによる気泡界面での気液平衡の関係からＣＯ２ ガスとして気泡中に移行し、エアレーションタンク液面から大気中に放出される。図４－５の結果は、最終的に、エアレーションタンクからガスとして発生するＣＯ２ の量は、エアレーションタンクに流入する汚水のＢＯＤ相当量に近いものであることを示している。

表４－２は、エアレーションタンクにおいて、流入したＢＯＤ量に対して何倍量のＣＯ２ ガスが発生していたかをまとめたものである。

表4-2　エアレーションタンクにおける流入BOD量に対するCO2ガス発生率

	エアレーションタンク内追跡調査		エアレーションタンク
	第１回調査	第２回調査	模擬試験
流入BOD量（a）	35.3 kg	25.3 kg	307 mg
流入溶存CO2量（b）	18.5 kg	15.1 kg	258 mg
CO2ガス発生量（c）	47.8 kg	41.7 kg	435 mg
処理時間	6.6 hr	6.5 hr	6.6 hr
(c)/(a)	1.35	1.65	1.42
(c)/(a)・(CO2)/(O2)	0.98	1.20	1.03
(c)/((a)・(CO2)/(O2)+(b))	0.74	0.83	0.64

（注）CO2ガス発生量は、大気中のCO2量をブランクとして差し引いた値である。

本調査結果だけから結論付けることは危険であるが、エアレーションタンクからは、エアレーションタンクに流入する汚水の

BOD量に見合った（（4－2）式によりCO₂量に換算した）量のCO₂ガスが発生しているらしい。また、本調査で実施したエアレーションタンク模擬試験の方法は、実施設の現象を容易に反映させることが出来る一法であると思われ、今後のデータの蓄積に寄与するものと思われる。

4．3．2　コンポスト化施設における一次発酵槽からのCO₂発生量

一次発酵槽における調査結果を表4－3に示した。切り返し前と後のCO₂ガス発生量の値には、調査方法の違いにより若干の差異が認められる。これは、調査方法に起因しているものと推察され、ここでは、調査方法が簡易で測定精度が高かったと思われる排気ファン出口での調査結果の値を採用することとする。表4－4は、この値をもとに本調査結果としてまとめたものである。

表4－3　コンポスト化一次発酵槽の調査結果

		通気量又は風量 (m³/min)	切り返し前 CO₂濃度 (l/m³)	切り返し前 CO₂ガス発生量 (l/min)	切り返し中（40分間） CO₂濃度 (l/m³)	切り返し中（40分間） CO₂ガス発生量 (l/min)	切り返し後 CO₂濃度 (l/m³)	切り返し後 CO₂ガス発生量 (l/min)
発酵中の堆積物上での調査	測定エリア No.①	0.82	90.7	74.5			1.5	1.2
	②	0.82	24.0	19.7			33.9	27.8
	③	0.82	12.3	10.1			20.9	17.2
	（番号が若い方が発酵日数が短い）④	1.34	8.5	11.4			7.3	9.8
	⑤	1.64	3.8	6.2			4.1	6.7
	⑥	1.64	7.8	12.8			3.4	5.6
	⑦	1.64	15.9	26.1			6.8	11.2
	計			161.0				79.5
排気ファン出口の調査		220	0.77	168.7	0.86	189.2	0.45	98.6

（注）CO₂濃度及びCO₂ガス発生量は、大気中CO₂量を差し引いた値である。

コンポスト化施設からのCO₂発生量は、原料汚泥の種類や添加物の有無および種類、発酵日数等により大きく異なることが想像される。本調査結果は、ひとつのケースのデータとして位置付け、今後は他の種々のケースについても調査を行い、データの蓄積を図っていく必要がある。

表4-4　コンポスト化一次発酵槽における脱水汚泥ケーキ当たりのガス発生率

		含水率(%)	VS/TS(%)	仕込み量(t-DS/日)
仕込み条件	汚泥ケーキ	76.5	50.5	0.95
	返送コンポスト	52.1	51.4	4.96
	モミガラ	23.4	80.0	0.48
	混合物	57.4		6.39
CO₂発生量	355kg－CO₂／日			
CO₂発生量	0.37 t－CO₂／t－DS汚泥ケーキ 0.74 t－CO₂／t－VS汚泥ケーキ 0.38 CO₂－(C)／汚泥ケーキ－(C)			

（注）CO₂ガス発生量及び発生率は、大気中CO₂量を差し引いた値である。

また、開放形の発酵槽からのCO₂発生量は調査しずらい面がある。特に、発酵槽全面を覆うフード等が設けられていない場合は、発酵中の堆積物上で直接調査するしかない。このときは、発酵過程における通気量が正確に把握できるような調査方法について綿密に検討する必要がある。排ガスの採取方法については、本調査で採用した方法も一法と思われる。そのときは、できるだけ薄いビニルシートを使うとともに、本調査では数分間覆ったが、覆う時間をもっと長く取ってシートが完全に膨らむまで待ってからガス採取をするようにすると良いものと思われる。

4．3．3　現時点の手法による下水処理場からのCO₂発生量の予測

本調査結果も考慮に入れて、現時点におけるCO₂発生量の予測手法を表4－5に示した。表中の推定式は、ひとつの例であり、以下のことが考慮されている。また、これらの推定式は、今後新しい知見により修正されて行くことを前提に記載されている。

表4－5　下水処理場のCO_2 ガス発生主要プロセスにおけるCO_2 発生量の推定法（案）

CO_2発生主要プロセス	推定式
汚水 ── 水処理系 ── エアレーションタンク	$(1-\alpha/100)\times BOD_{IN}\times Q\times(CO_2)/(O_2)$
汚泥処理系	$C=(SS_{IN}-SS_{OUT})\times Q\times V/100\times\gamma\times(CO_2)/(C)$
消化槽	$K_D\times\beta/100\times C$
コンポスト化発酵槽	$K_C\times\{\beta/100+0.38(1-\beta/100)\}\times C$
焼却	$K_I\times C$
（処理場外搬出）	$\{K_A+K_D\times(1-\beta/100)+0.62K_C\times(1-\beta/100)\}\times C$

※ Q　：汚水流入量(L^3T^{-1})
BOD_{IN}：汚水のBOD(ML^{-3})
SS_{IN}　：汚水のSS(ML^{-3})
SS_{OUT}：処理水のSS(ML^{-3})
$K_{D,C,I,A}$：全体の処理対象量に対する、それぞれのCO_2発生主要プロセスで処理される量の比率
$K_D+K_C+K_I+K_A=1$
（注）・消化汚泥をコンポストする場合は、消化の対象量をK_Cに考慮する。
・消化汚泥を焼却する場合は、消化の対象量をK_Iに考慮する。

V　：汚泥中の強熱減量の割合(%)
$V=100\times VS/TS$
C　：汚泥処理系で処理すべき汚泥量のCO_2換算値(MT^{-1})
α　：最初沈殿池でのBOD除去率(%)
β　：消化率(%)
γ　：有機物中の炭素含有率
$\gamma=(C_5)/(C_5H_7O_2N)\fallingdotseq0.531$
$(CO_2)/(O_2)\fallingdotseq1.375$
$(CO_2)/(C)\fallingdotseq3.667$

① エアレーションタンクにおける推定式　：　本調査結果に基ずいたものである。厳密に求めるとするならば、流入水中の溶存CO_2とエアレーションタンクでの気液平衡に関与してくる曝気強度を考慮に入れなければならない。

② 汚泥処理系における推定式　：　汚泥処理系においてCO$_2$の発生の対象となる全有機性炭素量は、有機物量は強熱減量に相当すると仮定して、その中の有機性炭素量を代表的な微生物の分子式から求めた。また、溶存CO$_2$としての発生量は考慮せず、全てCO$_2$ガスになると仮定した。ここでは、汚泥処理系で処理対象となる汚泥の総量を水処理系で除去された浮遊物量としたが、厳密には、この量は水処理系の処理方法により異なる。また、別の求め方もある。

③ 消化槽における推定式　：　消化された有機物相当量の炭素がCO$_2$として発生するものとした。従って、嫌気性消化法の場合でもメタンガス発生量に相当する炭素量も発生するCO$_2$ガス量に含まれている。

④ コンポスト化発酵槽における推定式　：　本調査結果に基ずき、コンポスト化される下水汚泥は、一次発酵槽において嫌気性消化を受けた量よりさらに残りの３８%が分解するとした。ここでの推定式は、全てのコンポスト化方式に適用できるものではない。しかし、大まかな推定には使えるだろうとした。

⑤ 焼却炉における推定式　：　汚泥中有機物の炭素が全て燃焼してCO$_2$ガスになるとした。なお、ここでの焼却炉には溶融炉も含まれるとしても差し支えない。

⑥ 処理場外搬出　：　有機物を含んだものが処理場外に搬出されて有効利用や処分が図られる量に相当するものであり、処理場外で発生するCO$_2$量の最大値を表す。実際は、搬出された全てが燃焼しない限り、この量には達しない。

表４－６は、全国の下水処理場から発生するＣＯ２ ガス量を、昭和６１年度実績[1)2)]に基ずき、表４－５を適用して試算したものである。この結果から、当時の下水処理場からは、年間２５０万～３００万トンのＣＯ２ ガスが発生していたと想像される。また、水処理系と汚泥処理系からの発生量の比率は約１：１となっている。

表４－６　　昭和61年度末における全国の下水処理場からのCO_2 ガス発生量の推定

			処理量 ($X10^6 m^3$/年)	設定条件	適用式	CO_2発生量 ($\times 10^3$ t-CO_2/年) 最大値	最小値
汚水(8518×$10^6 m^3$/年)	水処理系	簡易処理	369.0				
		中・高度処理	8149.0	汚水のBOD:200[160]mg/l(BOD_{1N}) 最初沈殿池BOD除去率:30,40% (α)	(イ)	1569	1210
	汚泥処理系 (1294×10^3 t-DS/年)	<CO_2発生プロセス> 嫌気性消化	<脱水機> (10^3 t-DS/年) 液状汚泥	271.0	VS/TS：70,80% 消化率：50,60% (β)	(ロ)	253 (211)	185 (148)
			脱水汚泥					
			乾燥汚泥					
		好気性消化	液状汚泥	3.3	VS/TS：70,80% 消化率：50% (β)	(ロ)	3 (3)	2 (2)
			脱水汚泥					
			乾燥汚泥					
		コンポスト化	コンポスト	25.3	VS/TS：70,80% 下水汚泥は、その嫌気性消化汚泥をコンポスト化した場合と同程まで酸化分解される。	(ロ)+(ハ)	30 (12)	24 (9)
		焼却	灰	788.6	VS/TS：70,80%	(ニ)	1228.	1075
		その他	液状汚泥	205.7	VS/TS：70,80%	(ニ)	(320)	(280)
			脱水汚泥					
			乾燥汚泥					
			熱処理汚泥					
			その他					
						小計	1514 (546)	1286 (439)
						1294×10^3 t-DSに相当するCO_2量	2015	1763
						下水処理場での発生量	3083	2496
						下水処理場外での潜在的な発生量	(546)	(439)
						合計	3584	2793

CO_2発生量＝$(1-\alpha)\times BOD_{1N}\times(CO_2)/(O_2)$ ――(イ)

$=OS\times VS/TS\times\beta\times\gamma\times(CO_2)/(C)$ ――(ロ)

$=0.38\times(1-\beta)\times OS\times VS/TS\times\gamma\times(CO_2)/(C)$ ――(ハ)

$=OS\times VS/TS\times\gamma\times(CO_2)/(C)$ ――(ニ)

$(CO_2)/(O_2)$≒1375　　$(CO_2)/(C)$≒3667　　γ ≒0.531

(注) CO_2発生量の（ ）内の値は、有機物を含んだ下水汚泥を下水処理場外で有効利用或いは処分した量に相当するものであり、その値は、下水処理場外における潜在的なCO_2発生量を表わす。（但し、これが全てCO_2になるとは限らない。）

４．４　下水処理場の緑化によるＣＯ２ 固定量の推定

全国の下水処理場の総敷地面積は、昭和６１年度末で４３．２km^2 有る[2)]。その内の３０～４０％相当が、現時点で植栽可能な面積と推定される。

ここでは、大気浄化植樹指針[3)]を参考にして、全ての下水処理場に常緑樹であるクスノキ（表４－７）を植樹したとしたときの年間のＣＯ２ 固定量を試算した。表４－８は、その結果であり、年間約１５万トンのＣＯ２ が木質として固定されるとともに、それにより乾燥重量で約９万トンの木質の生産量があると試算された。

表４－７　　クスノキによるCO_2 固定の基礎数値

胸高直径　：　38～45 cm	みかけの光合成速度(10月)： 0.57 g－$CO_2\cdot m^{-2}\cdot hr^{-1}$
樹　　高　：　11 m	春　夏　秋　冬
枝 張 り　：　7.3～8.0 m	光合成速度比　1.0　1.5　1.0　0.25
葉面積(10月)：　238～412(平均343)　m^2／本	着葉面積比　1.0　1.22　1.0　0.83
葉質乾重(10月)：　24～41.6(平均34.6)　kg／本	
みかけの光合成速度（年間平均値）	0．５３４　g－$CO_2\cdot m^{-2}\cdot hr^{-1}$
１日間（１０時間）の　みかけの光合成量	５．３４　g－$CO_2\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$
１年間（３６５日間）の　　々	１．９５　kg－$CO_2\cdot m^{-2}\cdot Y^{-1}$
１年間１本当たりの　　々	６７７　kg－$CO_2\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}$
葉が１年間で更新されるとしたときの葉質相当の光合成量（落葉分）	34.6 kg-葉乾重$\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}\times[6CO_2]/[C_6H_{10}O_5]$≒ ５６．４　kg－$CO_2\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}$
木の成長に係わる光合成量	677－56.4≒６２０kg－$CO_2\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}$
木質としての成長量	620 kg-$CO_2\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}\times[C_6H_{10}O_5]/[6CO_2]$≒ ３８０　kg－木質乾重$\cdot Y^{-1}\cdot$本$^{-1}$

施設の維持管理に支障を来す程に成長した段階で伐採して、それを建設資材やパルプ等への木質原料として有効利用に資することが肝要である。

表4-8　全国の下水処理場（昭和61年度末）にクスノキを植樹したときのCO_2固定量

全国の下水処理場の敷地面積	43.16×10^{6} m²
下水処理場における植栽可能面積率	30～40 %
全国の下水処理場の植栽可能面積	$43.16\times10^{6}\times0.35\fallingdotseq15.11\times10^{6}$ m²
クスノキ1本当たりの必要面積	φ8m ： 64m²／本
クスノキの植樹可能本数	236×10^{3} 本
年間のCO_2固定量	159.7×10^{6} kg－$CO_2\cdot Y^{-1}$
内、木質への固定量	146.3×10^{6} kg－$CO_2\cdot Y^{-1}$
内、葉質への固定量	13.4×10^{6} kg－$CO_2\cdot Y^{-1}$
年間のCO_2固定による木質生産量	89.7×10^{6} kg－木質乾重・Y^{-1}
々　葉質生産量（落葉量）	8.2×10^{6} kg－葉質乾重・Y^{-1}

ここで得られたクスノキの植樹によるCO_2固定量は、表4－6で試算した下水処理場からのCO_2ガス発生量の約5%量に相当する。この量は、施設の上部等での植栽が可能となったとしても、約10%相当量までと推察される。

従って、将来的に、地球環境レベルで下水処理場を考えると、場内の緑化推進はもとより、コンポスト等による下水汚泥の緑農地や荒廃地緑化への利用量を増大させ、他の緑地でのCO_2固定化を推進することが肝要と思われる。また、下水処理場においては、エネルギー消費量の削減を目指した技術開発を進めるとともに、有効利用が図れることを前提としたCO_2ガスそのものの効果的な固定化方法を見い出していく必要がある。

4．5　まとめ

下水処理施設からのCO_2発生量を予測するための調査を実施した結果、以下のような知見が得られた。

①　エアレーションタンクにおいては、エアレーションタンクに流入する汚水のBOD相当量（BOD×〔CO_2〕／〔O_2〕）のCO_2ガスが発生しているものと予測された。また、エアレーションタンクからのCO_2発生量予測調査には、本調査で実施したエアレーションタンク模擬試験方法（図4－3）が容易であり、適用できるものと思われた。

②　嫌気性消化汚泥を原料としたモミガラ添加法によるコンポスト化施設の一次発酵槽からは、仕込み汚泥中の有機性炭素相当量の38%がCO_2ガスに転換していた。

③　本調査結果も考慮に入れて、全国の下水処理場から発生しているCO_2ガス量を試算した結果、昭和61年度時点で年間250万～300万トン発生していたと推測され、その内で水処理系と汚泥処理系が占める比率は約1：1であった。

④　全国の下水処理場の敷地面積の約1／3に、樹高：11m、枝張：8m相当のクスノキを植樹すると仮定して、クスノキによるCO_2固定量を試算した結果、約24万本の植樹により、年間約15万トンのCO_2が木質として固定されるとともに、それにより約9万トンの木質が生産されると推測された。また、これによるCO_2の固定量は、昭和61年度時点での全国の下水処理場からのCO_2発生量の約5%量に相当するものであった。

参考文献

1） 水道産業新聞社 “ ’９０下水道年鑑”

2） （社）日本下水道協会 “ 下水道統計第４３号”

3） 環境庁大気保全局大気規制課監修、大気環境に関する緑地機能検討会編集 “ 大気浄化植樹指針” 第一法規出版（株）

14. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査

下水道研究室 室 長 竹石和夫
研究員 鈴木 穣
小沢 登

1. 調査目的

現在、下水道整備は大都市から地方の中小都市や農山漁村等の集落へと拡大する段階にあるが、地方都市・集落の特徴としては、人口が少なくそれに伴った都市活動の規模が小さいこと、また、自治体の財政基盤が弱いことがあげられる。これらの地域に適した下水処理方式には、小水量かつ時間流量変動の大きい流入下水に対して安定した処理が行えること、建設費が低廉であること、維持管理が簡易であることが求められる。しかし、これらの地域の特徴は画一的なものではなく、処理方式の処理の安定性、建設費の低廉性、維持管理の簡易性に対する要求程度も異なる。この他、周辺の水環境及び地形の特性等によっては、処理水質、処理施設面積に対する条件が付加される場合もある。

以上のようなことから、本調査では、地域特性の因子について整理し、地域特性を分類するとともに、数種類の処理方式に関する調査・開発を行い、既存の処理方式と合わせて、地域特性に応じた処理方式を提示することを目的とする。

2. 調査内容

元年度は、接触曝気処理法の処理特性に関する調査を行った。

3. ６３年度までの結果

図－１に示すような成形接触材を、ランダムに接触曝気槽内に充填し、沈殿処理後の下水と、さらにそれを砂沪過した下水の２種類のＳＳ濃度の異なる下水を用いて、処理実験を行った。沈殿処理水のＳＳ濃度及びＳＳ粒径は、それぞれ70～100mg/ℓ、74μm以下であり、沪過処理水のＳＳ濃度及びＳＳ粒径は、それぞれ20～40mg/ℓ、20μm以下であった。



図－１ 成形接触材

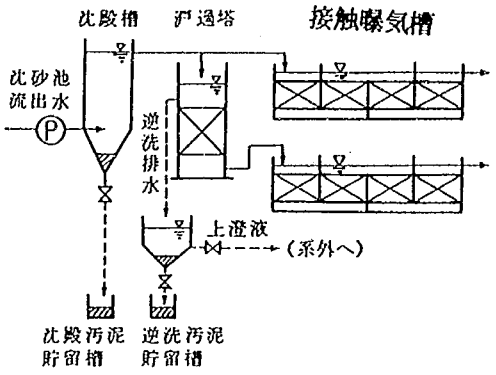
連続処理を行った場合、沈殿処理水が流入する系列においては、流入水中のＳＳ濃度が高いことから、ＳＳ及びＤ－ＢＯＤの処理が早い時期に悪化するが、沪過処理水流入系列においては処理が長く良好な状態に保たれた。

処理開始後の短期間の処理状況を調査したところ、砂沪過で除去されるような20～74μmの比較的大きなＳＳは、槽の前段で速やかに除去され、一方、砂沪過で除去されないような20μm以下の比較的小さなＳＳは、ゆっくりとした速度で除去されていたことから、ＳＳの除去は、大きなＳＳについては接触材表面への沈殿・吸着により、また、小さなＳＳについては生物反応により行われていると

考えられた。また、D－BODの除去は処理開始当初から十分な速度で行われていたのに対し、20μm以下の小さなSSについては、除去が行われるまでに1週間ほどの時間を要したことから、生物反応によるこの2つの物質の除去機構も異なっているものと考えられた。

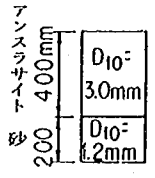
4. 調査方法

砂沪過で除去されるような比較的大きなSS、及び、砂沪過で除去されないような比較的小さなSS、そしてD－BODの各物質について、物質の濃度、水の混合強度、接触材の形状が除去速度に与える影響を調べるため、図－2に示す実験装置を用いて、流量、曝気量、接触材形状を変化させた処理実験を行った。



図－2 実験装置概要

実験装置は、砂沪過塔と接触曝気槽から構成され、接触曝気槽は、沈殿処理された下水が直接流入する系列と、沈殿処理の後さらに砂沪過処理された下水が流入する系列の2系列に分けられている。沪過塔は、図－3に示すような2層沪過であり、接触曝気槽は、流下方向に4段に分割されて、処理経過による水質変化が把握できる構造となっている。沪過塔の逆洗は1日1回行い、接触曝気槽については、底部に堆積した汚泥の引抜きを2週間に1度行い、処理が悪化した時点において槽内水の全量引抜きを行った。



図－3 沪過塔充填材

実験条件を表－1に示す。流量変化実験では、流量を10、20、40㎥/dの3段階に変化させ、各流量における処理速度を求めた。曝気量変化実験では、曝気量を通常の50ℓ/min·段から25ℓ/min·段に下げて処理を行い、接触材変化実験では、接触材を成形材からモール状材に変更して処理を行った。ただし、流量が40㎥/d、及び、接触材がモール状材である場合には、沪過処理水が流入する処理実験は行わず、沈殿処理水を処理する実験のみを行った。また、接触材がモール状材である場合には、DOを2mg/ℓ以上に保つことが困難であったため、流量を5㎥/dに下げるとともに、曝気量を最大の60ℓ/min·段に設定した。

表－1 実験条件

	流量 [㎥/d]	滞留時間 [h]	曝気量 [ℓ/min·段]	接触材
流量変化実験	10	5.0	50	成形材
	20	2.5	50	
	40	2.5	50	
曝気量変化実験	10	5.0	25	成形材
接触材変化実験	5	7.8	60	モール状材

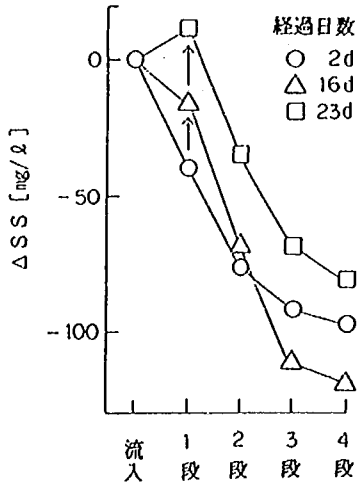
水質測定及び分析は、水温、pH、DO、SS、BOD、D-BODについて行った。試料は、1時間間隔で1日間採取したものを混合し、分析に供した。D-BODの分析に際しては、試料をGF/B沪紙で沪過した。

5．　調査結果

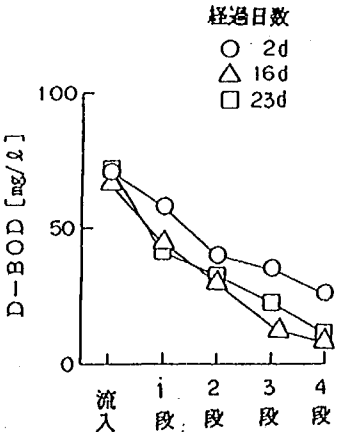
(1)　モール状接触材の処理特性

モール状材を接触材として沈殿処理下水の処理を行い、経時的に流下方向の水質変化を調べた。図－4、5にその結果を示す。６３年度の調査では、接触材を成形材とした処理を行った場合、流入水中の比較的大きなＳＳが槽の前段で速やかに除去され、その除去されたＳＳが、日数経過とともに水中にＤ－ＢＯＤの形で溶出して、Ｄ－ＢＯＤ除去の悪化を招くという傾向を示したが、モール状接触材では、槽の前段でのＳＳ除去速度が大きいという傾向は同じであるが、比較的早い時期に槽内のＳＳが増加を始め、また、ＳＳ除去の悪化にもかかわらずＤ－ＢＯＤ除去は良好に保たれるという傾向を示した。これは、モール状接触材のＳＳ保持能力が小さいという特徴のためであると考えられる。

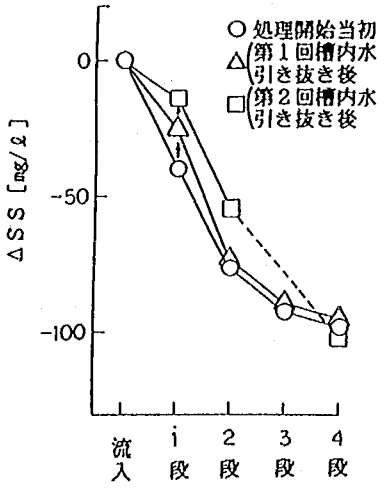
ＳＳ除去が悪化した時点において槽内水を引き抜き、槽内にたまった汚泥を系外に排除した。ただし、接触材に付着した汚泥を積極的に剝がすような操作は行わなかった。２回の水引き抜き後の流下方向ＳＳ除去状況と、処理開始当初のＳＳ除去状況との比較を図－６に示す。ＳＳ除去は、槽内水を引き抜くことによってある程度回復するものの、処理開始当初よりは低下し、その低下の程度も回数を重ねるに従い大きくなる傾向にある。これは、汚泥の付着により、接触材のＳＳ吸着・保持能力が時間とともに低下し、槽内水を引き抜くことによっても完全には回復しないことを示している。



図－４　ＳＳ除去の経日変化
（モール状接触材充填）



図－５　Ｄ－ＢＯＤ除去の経日変化
（モール状接触材充填）



図－６　槽内水引き抜き後のＳＳ除去
（モール状接触材充填）

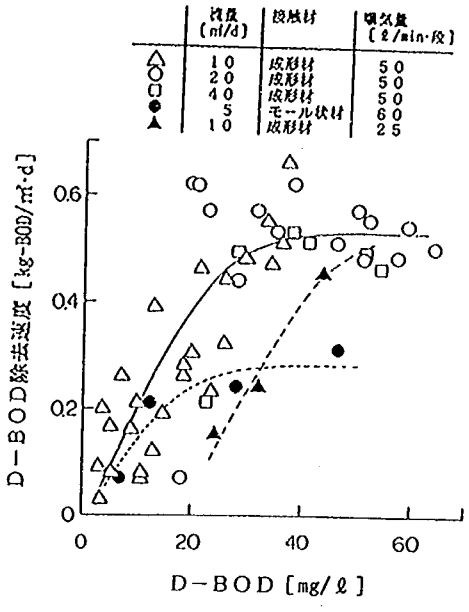
(2)　Ｄ－ＢＯＤ除去特性

異なる条件による処理を行い、接触曝気槽各段におけるＤ－ＢＯＤ除去速度を求めた。図－７にＤ－ＢＯＤ濃度に対するＤ－ＢＯＤ除去速度を示す。

流量を、10、20、40㎥/dと変化させた場合、除去速度は、濃度が高いときにほぼ一定値を示すが、濃度の減少とともに減少する傾向を示す。流量が異なることによる除去速度の相違は見られず、除去速度は濃度により決定されていることが分かる。最大除去速度は、接触材充填部体積当たりで0.5kg-BOD/㎥･d、接触材表面積当たりで5g-BOD/㎡･d、除去速度が最大値の1/2になるときの濃度は、約13mg

/ℓである。

曝気量を、通常の50ℓ/min·段から25ℓ/min·段に下げた場合、最大除去速度は変化しないが、低濃度側において、除去速度が低下する。除去速度が最大値の1/2になるときの濃度は約32mg/ℓであり、通常曝気量のときの約３倍の濃度になっていることから、溶解性物質の移動に関する抵抗が大きくなっていることが分かる。これは、曝気量の減少により下水の混合強度が低下したことが原因であると考えられる。



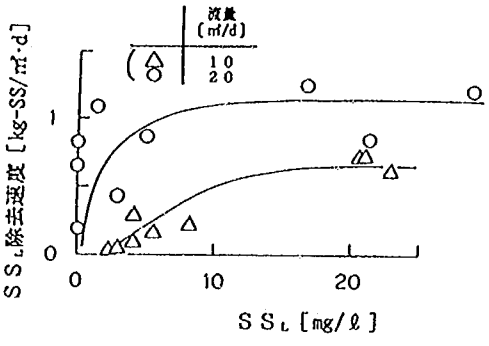
図－７　D-BOD濃度とD-BOD除去速度の関係

接触材を成形材からモール状材に変更した場合、接触材充填部体積当たりの最大除去速度は、成形材のときに比べて約1/2の0.3kg-BOD/m³·dに低下した。除去速度が最大値の1/2になるときの濃度は約10mg/ℓであり、成形接触材の場合の値とあまり変わらないことから、最大除去速度が低い原因は、生物膜付着面積が小さいことによると考えられる。モール繊維の表面積から計算された比表面積は138m²/m³であり、成形材充填時の比表面積100m²/m³よりも大きいが、下水処理に適用した場合、複数の繊維が束になった状態で生物膜が付着するため、実際の生物膜の付着面積は138m²/m³よりも小さくなっているものと考えられる。

表－２に、各処理条件ごとのＤ－ＢＯＤの最大除去速度を示す。

(3)　比較的大きなＳＳの除去特性

沈殿処理水中の、砂沪過で除去されるような比較的大きなＳＳ（以下、SS_Lと記述する）は、接触曝気法において、接触材への物理的吸着により速やかに除去される。流量が10、20m³/dの場合のSS_L濃度に対するSS_L除去速度を図－８に示す。同一条件下では、除去速度は濃度の増加とともに増加し、高濃度側において一定となる傾向を示すが、流量が異なると除去速度が異なることから、濃度では除去速度が整理されないことが分かる。今回得られたデータだけでは、SS_L除去機構の考察を行うことはできないため、今後さらに調査を行い、除去機構を明らかにする予定である。



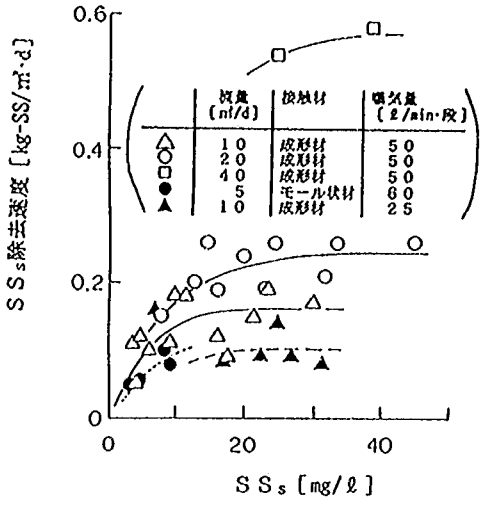
図－８　SS_L濃度とSS_L除去速度の関係
（SS_L：砂沪過で除去される比較的大きなSS）

表－２に、各処理条件ごとのSS_Lの最大除去速度を示す。

(4)　比較的小さなＳＳの除去特性

砂沪過で除去されないような比較的小さなＳＳ（以下、SS_sと記述する）は、接触曝気法において、処理開始当初はほとんど除去されないが、時間経過とともに除去されるようになる。流量、曝気

量及び接触材形状を変化させた実験において、最大のＳＳs除去を得るようになった時点での、ＳＳs濃度に対するＳＳs除去速度を図－９に示す。ただし、流量が40㎥/d、及び、接触材がモール状材である場合には、沪過処理水を流入水とした実験を行っていないため、ＳＳs濃度の変化が把握できていないないが、槽の前段で急速にＳＳが除去されるというＳＳ除去の傾向は、他の実験条件での結果と類似しており、槽の前段部分でＳＳLの除去は終了しているものと考えられる。このことから、槽の後段部分でのＳＳの濃度変化をＳＳsの濃度変化として、ＳＳs除去速度を求めた。



図－９　SSs濃度とSSs除去速度の関係
（SSs：砂沪過で除去されない比較的小さなSS）

除去速度は、濃度の増加とともに増加し、やがて一定値にいたる傾向を示すが、流量及び曝気量の違いにより除去速度が異なり、流量及び曝気量の大きい方が大きい除去速度を示している。また、接触材をモール状材としたときには、除去速度は、同程度の曝気量の場合と比べて幾分低下する傾向が見られる。

曝気量の増大による除去速度の増加は、水の混合強度の増大により水側から生物膜への物質移動が促進されたためと考えられる。流量により除去速度が変化するということについては、その理由は明らかではないが、流量が10、20、40㎥/dのそれぞれの場合について、水温が9～14、14～15、20～23℃と変化していたことが原因の一つであったとも考えられる。詳しい除去機構については、今後さらに調査を行い、明らかにする予定である。

表－２にＳＳsの最大除去速度を示す。ＳＳsの最大除去速度は、ＳＳLの最大除去速度に比べて1/4～1/5となっている。

表－２　D-BOD・SSL・SSsの最大除去速度

流量 [㎥/d]	接触材	曝気量 [ℓ/min·段]	除去速度 [kg-SS/㎥·d]		
			D-BOD	SSL	SSs
10	成形材	50	0.5	0.7	0.15
20	成形材	50	0.5	1.2	0.25
40	成形材	50	0.5	2.5	0.6
5	モール状材	60	0.3	0.5	—
10	成形材	25	0.5	—	0.1

（SSL：砂沪過で除去される比較的大きなSS，20～74μm）
（SSs：砂沪過で除去されない比較的小さなSS，20μm以下）

6．　まとめ

接触曝気処理法の処理特性を調べるため、流量、曝気量、接触材を変化させた下水処理実験を行い、砂沪過で除去されるような比較的大きなＳＳ、砂沪過で除去されないような比較的小さなＳＳ、及び、溶解性有機物の各物質の除去速度を求めた。

調査結果をまとめると以下のとおりである。

①モール状接触材はＳＳ保持能力が小さいため、連続処理を行った場合、槽の前段で早い時期にＳＳ除去が悪化するが、接触材内に過剰にＳＳをため込まないため、Ｄ－ＢＯＤ除去については良好に保たれる。また、ＳＳ除去悪化を回復させるため槽内水の引抜きを行ったが、接触材のＳＳ吸着・保持能力を完全に回復させることはできなかった。

②Ｄ－ＢＯＤ除去はＤ－ＢＯＤ濃度により決定される。また、曝気量を減少させると、水の混合強度が低下し、Ｄ－ＢＯＤ除去速度が低下する。モール状接触材については、生物膜付着後に表面積が減少するため、当初の表面積ほどの除去速度が得られない。

③砂沪過で除去されるような比較的大きなＳＳは、砂沪過で除去されないような比較的小さなＳＳの約４～５倍の速度で除去される。前者は物理的吸着により、後者は生物反応により除去されると考えられるが、詳細な除去機構の解明までには到らなかった。

15. 小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査

汚泥研究室 室 長 大嶋 吉雄
研究員 落 修一
白石 隆

1. 調査の目的と必要性

我国の下水道事業においては、下水道建設の中心は大都市や中都市から小規模な市町村へと移行しつつあり、今後は下水道事業にしめる小規模下水道の割合が大きくなってゆくと考えられる。小規模下水道においては、水処理プロセス・汚泥処理プロセスはもとより汚泥の最終処分方法も小規模施設に適し且つ地域の特性に合致したものでなければならないが、我国における下水道工学は大都市での経験を中心に発展してきたため、小規模下水処理場における汚泥の処理・処分の基本的考え方は未だ確立されていないのが現状である。本調査では、小規模下水処理場における汚泥の処理・処分について問題点を明らかにするとともに、技術的・経済的に最適な処理・処分プロセスを開発し、併せて集中処理の可能性の検討など維持管理手法をも含めた最適設計手法を確立することを目的としている。

2. 前年度までの調査内容

昭和６０年度は本調査の初年度であり、小規模下水処理場における汚泥の処理・処分に関する現状を把握するための実態調査を実施した。調査は、水処理方式が異なる１８ヶ所の小規模下水処理場において現地調査を行い、全国の中・大規模下水処理場との比較により小規模下水処理場の特性を把握した。

昭和６１年度は、小規模下水処理場の汚泥処理における処理技術及びその適用上の問題点を明らかにするために、汚泥貯留と濃縮・脱水性に関する室内実験、返送水の処理に関する室内実験、下水汚泥の好気性消化に関する室内実験、最初沈殿池の有無と汚泥性状に関する実態調査等を実施した。

昭和６２年度は、汚泥貯留と濃縮・脱水性に関する室内実験を行うとともに、貯留中における臭気発生の実態調査を行った。また、下水汚泥の好気性消化法に関する室内実験を実施した。

昭和６３年度は、臭気対策を図った汚泥貯留方法に関する実験を行うとともに、下水汚泥の無加温嫌気性消化法に関する実験を実施した。

3. 平成元年度の調査結果

本年度は、低負荷活性汚泥法における余剰汚泥中重金属の蓄積特性について調査するとともに、嫌気性消化槽における槽内ガス分圧と消化効率に関する実験を行った。

3．1　下水汚泥中の重金属の存在部位に関する実験

3．1．1　実験の目的

現在、下水汚泥の有効利用として、汚泥を緑農地へ施用する際には、特殊肥料としての重金属の基準値等を満足しなければならない等の問題が生じており、有効利用を推進するにあたっては、汚泥中に含まれる重金属の除去が重要な課題の一つとなっている。

これらの重金属を除去するためには、汚泥中での重金属の存在部位を明らかにする必要がある。

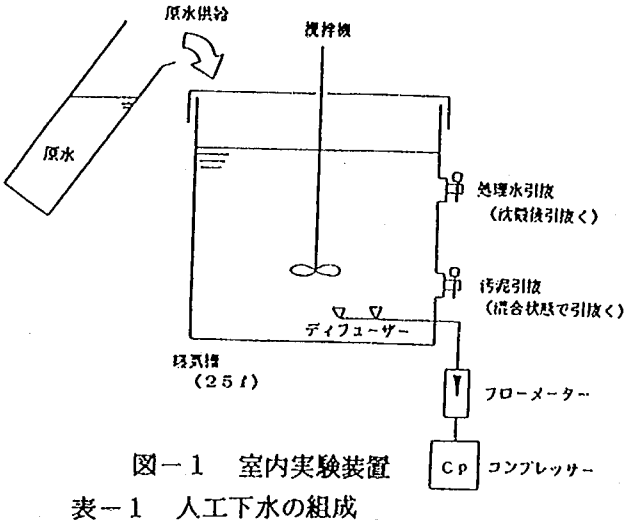
よって、元年度は、活性汚泥処理と重金属の存在部位との関係を明らかにするために、小規模下水処理法のうちの長時間エアレーションに着目し、そこから発生した汚泥中の重金属の存在部位に関する調査を行なった。

3．1．2　室内実験

（1）実験方法

①実験装置

実験装置を図－1に示す。この装置に表－1に示す人工下水を供給しながら、表－2の処理条件で運転を行なった。人工下水の供給は1日に午前と午後の2回、汚泥と処理水の引抜きは1日に各々午前と午後の1回ずつ行なった。なお、人工下水中の重金属濃度は、下水処理場に流入する平均的な値[1]を元に設定したものである。本実験装置のエアレーションタンク有効容積が25ℓであることと、有機物負荷量を0.15～0.20kg-COD/m^3-dに設定したことから、タンク内のエアレーション時間が6日間となった。よって、流入重金属の負荷量を下水処理場に流入する平均的な値と同一とするためには、処理場でのエアレーション時間を6時間と考えると24倍の重金属濃度で装置に供給しなければならない計算となる。この理由から、表－1中に示すように、平均的な濃度の24倍の濃度の重金属を作製し供給した。



図－1　室内実験装置

表－1　人工下水の組成

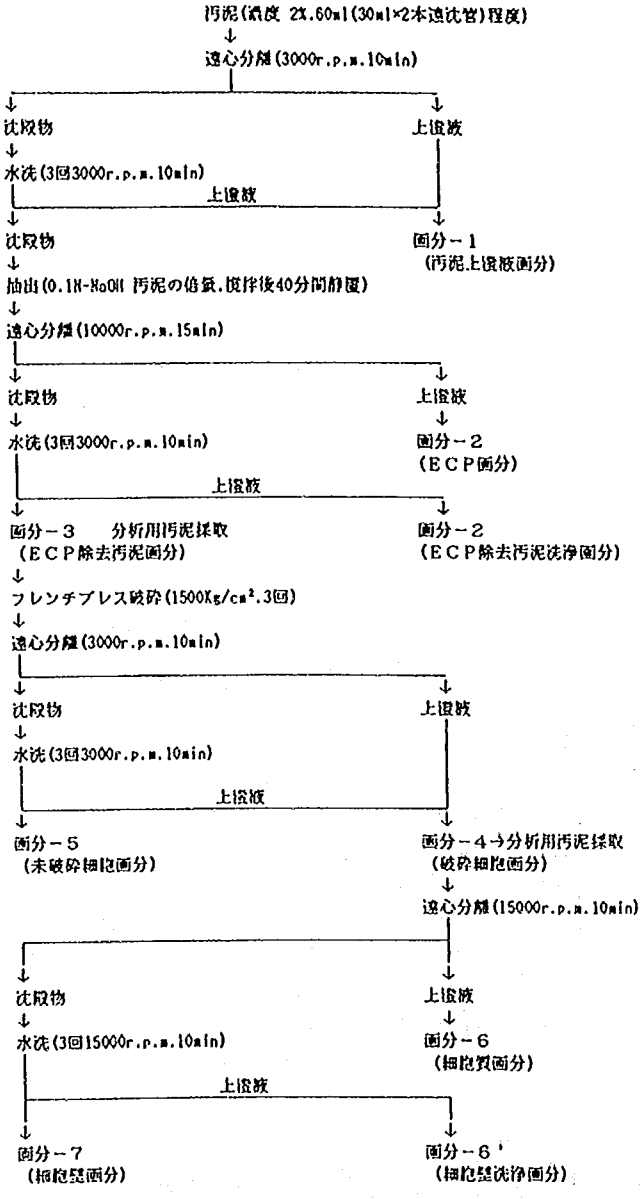
CSL (Corn Steep Liquor)	6.65 g/l	重金属	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	80	mg/l
K_2HPO_4	0.1 〃		$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	6.0	〃
KCℓ	0.67 〃		$K_2Cr_2O_7$	0.2	〃
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.67 〃		$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.3	〃
酵母エキス	0.2 〃		$PbCl_2$	0.3	〃
			$ZnCl_2$	6.0	〃
水は水道水を使用			$HgCl_2$	0.01	〃
（pH5.8～6.2）			$CdCl_2 \cdot 5/2H_2O$	0.02	〃
			$NiSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5	〃

表－2　活性汚泥処理条件

原水COD (Mn)	970	mg/l	処理水COD	60	mg/l
処理量	4.5	l/d	引抜き汚泥量	1.7	l/d
エアレーションタンク			pH	6～7前後に制御	
実効容積	25	l			
MLSS	2500	mg/l	HRT	5.6	d
有機物負荷	0.17	kgCOD/m^3·d	SRT	15	d
	0.07	kgCOD/kgSS·d			

②汚泥の分画

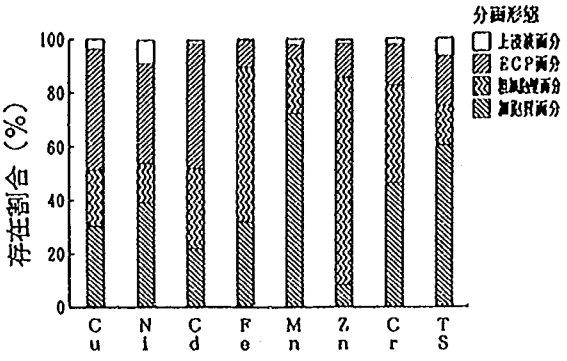
汚泥の細胞外高分子（Extra



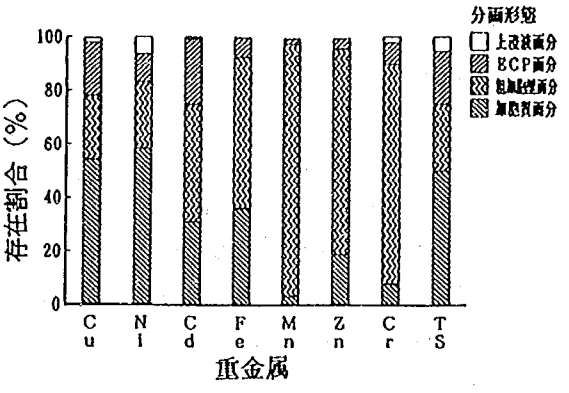
図－2　汚泥の分画方法

Cellular Polymer、以下ＥＣＰと記す）、細胞壁、細胞質への分画方法を図－２に示す。図中の画分－２′は画分－２に、画分－６′は画分－６に近い物質と考えられるため、分類上は、画分－１を上澄液画分、画分－２と２′の和をＥＣＰ画分、画分－７を細胞壁画分、画分－６と６′の和を細胞質画分とした。

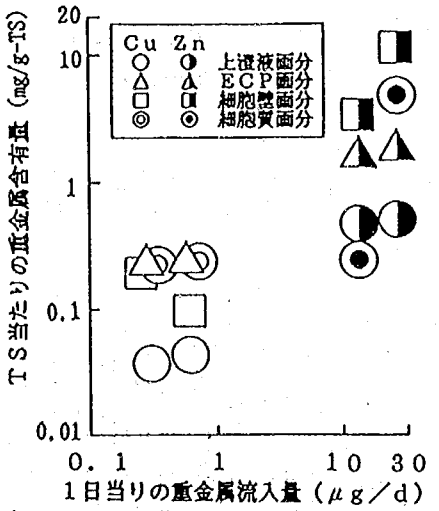
（２）実験結果



図－３　汚泥中重金属の存在部位
（重金属濃度１倍）



図－４　汚泥中重金属の存在部位
（重金属濃度２倍）



図－５　１日当りの重金属流入量と
ＴＳ当りの重金属含有量の関係

各重金属の汚泥中での存在部位を図－３に、装置に供給する重金属濃度を２倍にし、運転した汚泥中の重金属の存在部位を図－４に示す。

ＥＣＰ画分に多く存在する重金属は、銅，ニッケル，カドミウムであり、図－３中で約36～45％である。これらの割合は、供給される重金属濃度が２倍になると低下したが、他の重金属に比べ高い値を示しており、ＥＣＰ画分中に比較的多く存在する重金属として分類できる。供給重金属濃度が２倍、つまり単位時間に流入する重金属量が２倍になると、ＥＣＰ画分中の割合が減少し細胞壁より内部に貯えられる傾向がある。また、蒸発残留物（以下、ＴＳと記す）は重金属濃度が２倍になることで、細胞壁画分の割合が増える結果となった。

図－５に銅，亜鉛を例として、供給する重金属濃度を１日当たりの重金属流入負荷量として表したものと、各画分毎のＴＳ当たりの重金属含有量との関係を示す。

１日当たりの重金属流入負荷量が増加すると、ほとんどすべての画分で増加が見られ、とくに亜鉛の細胞壁，細胞質画分での割合の増加が顕著であった。このことは、存在割合の結果とも一致することである。

３．１．３　Ｔ市Ｙ処理場における現地調査

（１）調査方法

小規模下水処理場のうち、オキシデーションディッチ法での実態を把握するために、Ｔ市Ｙ処理場において平成元年８月と11月の２回にわたり、重金属の流入負荷量、及び発生汚泥中の重金属の存在部位に関する調査を行なった。

（２）調査結果

①重金属流入負荷量の挙動

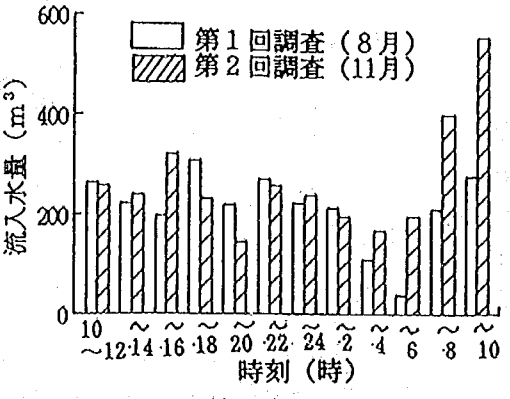
表－３に調査日１日当たりの流入重金属量を示す。（　）内の数値は、各重金属の総含有量に対する溶解性の割合を表したもので、単位はパーセントである。

表－３　１日当たりの流入重金属量

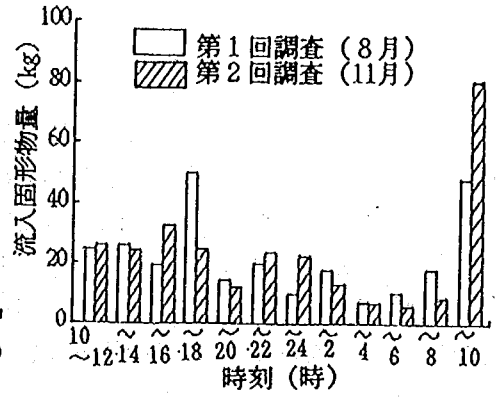
項　目		第１回調査（８月）	第２回調査（11月）
流入水量(m^3/d)		2,527	3,224
流入固形物量(kg/d)		261	280
重金属量	Cu(g/d)	69(66)※	78(44)
	Ni(g/d)	0.019(73)	0.009(47)
	Cd(g/d)	0.37(23)	0.24(14)
	Fe(g/d)	4,800(37)	4,700(33)
	Mn(g/d)	170(64)	360(81)
	Pb(g/d)	2.7(31)	0.96(45)
	Zn(g/d)	280(86)	260(95)
	Cr(g/d)	0.010(29)	0.006(57)

※（　）内の数値は、２時間毎の測定値における溶解性の割合％の単純平均値

重金属の流入量は、極端に濃度の高いものもなくほぼ平均的な値に近いと言える。また、溶解性の割合は、各重

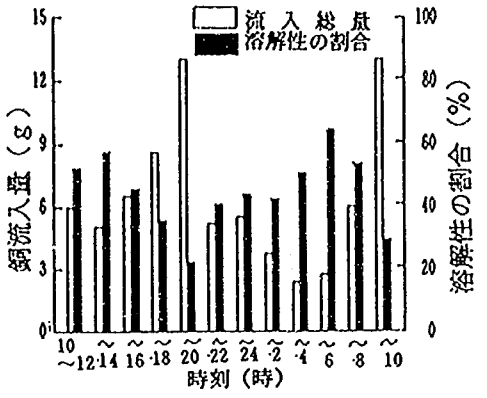


図－６　流入水量の変化

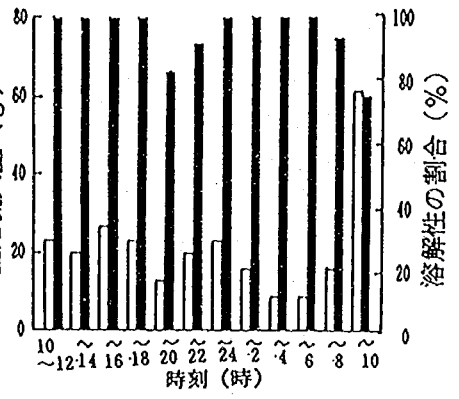


図－７　流入固形物量の変化

金属間に差があり、比較的溶解性分の高いものとして、亜鉛，マンガン、低いものとして、カドミウム，鉄，鉛、そして中間的なものとしては、クロム，銅，ニッケルに分類できた。

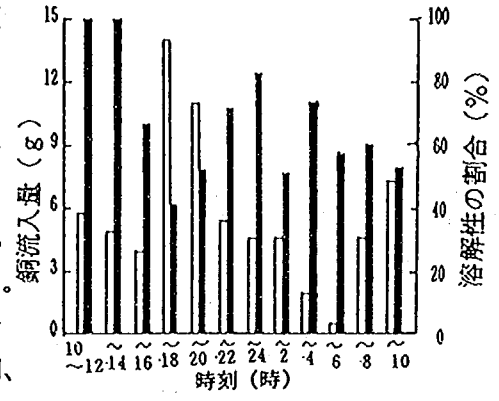


図－8　銅の流入量（8月）

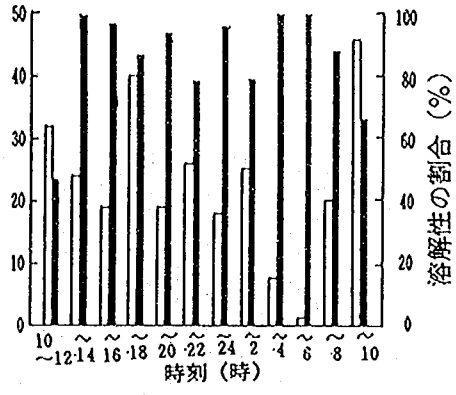


図－9　亜鉛の流入量（8月）

調査日における流入水量の変化を図－6に、固形物量の変化を図－7に示す。また、流入重金属の例として銅、亜鉛の流入負荷量とそれに含まれる溶解性の割合を示したものを図－8，9，10，11に示す。



図－10　銅の流入量（11月）



図－11　亜鉛の流入量（11月）

流入水量と固形物量は、類似した挙動を示しており、流入水量の多くなる時刻に流入固形物量も増加している。よって、この時刻の銅の流入負荷量も高くなった。この傾向は、溶解性の割合の高い亜鉛にも認められた。各重金属ともこの様な流入負荷量のパターンは、絶対量の差はあるものの同じ傾向であった。

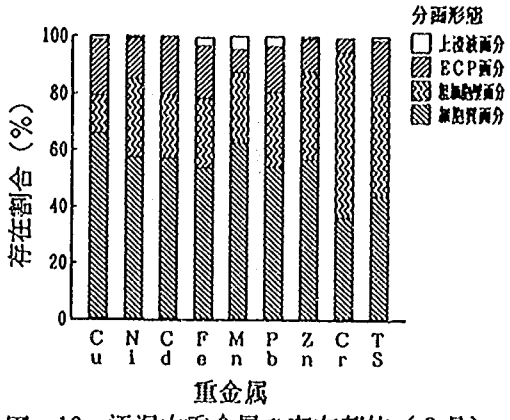
②発生汚泥中の重金属の存在部位

図－12，13，14に汚泥中の各重金属の存在部位を示す。

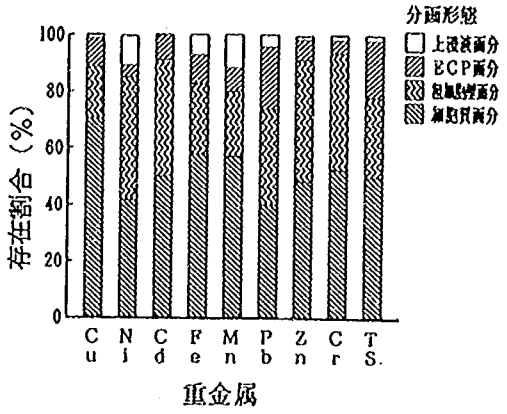
前述の3.1.2の室内実験と比較するとＥＣＰ中の存在割合の高かった、銅，ニッケル，カドミウムは、汚泥滞留時間の違いはあるが、ＥＣＰ中の存在割合が低く、高いものでも約24%、低いものになると４%弱にすぎず、室内実験との相関は見られなかった。汚泥滞留時間が45日から58日に増えると、細胞壁画分の割合が増加し細胞質画分の割合が減少した。

図－15に汚泥滞留時間（以下、ＳＲＴと記す）と細胞質画分に含まれる各重金属の割合の関係を示す。

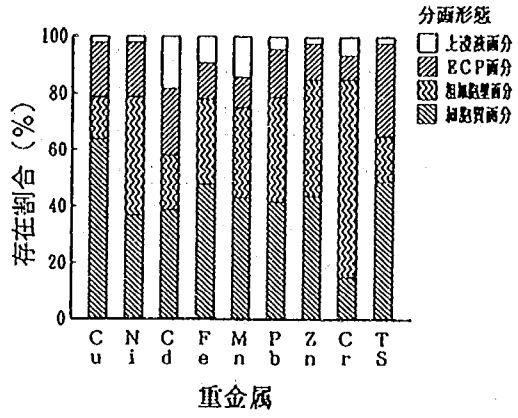
細胞質画分中の重金属の割合は、ＳＲＴが45日から58日と長くなると低下する傾向にある。これは、図－11～13で示す様に低負荷状態になるにつれ何らかの理由で細胞壁画分に重金属が貯えられたためと考えられる。



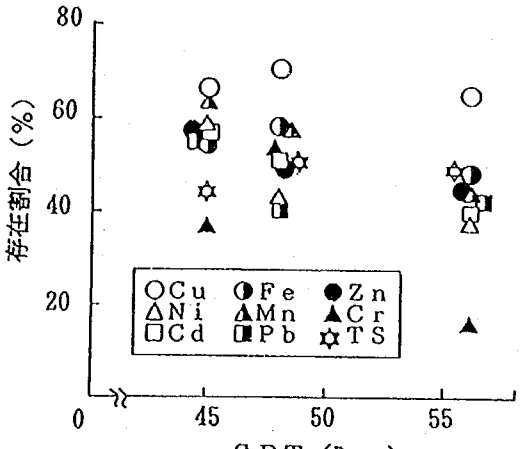
図－12　汚泥中重金属の存在部位（８月）



図－13　汚泥中重金属の存在部位（11月）



図－14　汚泥中重金属の存在部位（２月）



図－15　細胞質画分に含まれる重金属の割合の変化

３．１．４　まとめ

人工下水を用いた室内実験の結果より、

① ＥＣＰ画分中に多く存在する重金属は、銅，ニッケル，カドミウムであり、全体の約36～45%であった。

② 重金属の流入負荷量が２倍になると、亜鉛の場合には、細胞質画分より内部での割合の増加が顕著であった。

Ｙ処理場における現地調査より、

③ 重金属の流入負荷量は、流入水量の多くなる時刻に大きくなり、溶解性の重金属の比較的高いものは、亜鉛，マンガンであった。

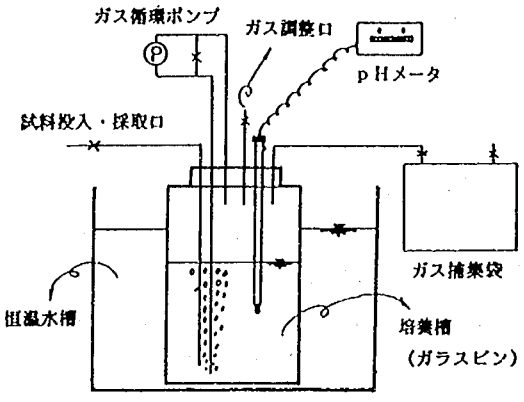
④ ＳＲＴが45日から58日へ長くなると、重金属の存在部位は細胞質画分から細胞壁画分に移行する傾向が見られた。

３．２　下水汚泥の嫌気性消化に及ぼすガス分圧の影響に関する実験

小規模下水処理場用の汚泥処理プロセスとして嫌気性消化法を適用することは可能である。例えば、それが極小規模のケースであれば、前年度調査したような汚泥の貯留と減量化を兼ねた無加温消化法として、また、下水処理規模が１万㎥／日前後のケースでは通常の加温消化法として適用することができる。しかし、通常の加温消化法として適用する場合には、消化槽の規模が小さいことから熱放散や機械ロス等の比重が大きくなり、系全体の熱効率が落ちる可能性がある。本調査は、これに対処する方法として、消化槽内の炭酸ガス分圧を制御することにより、より効果的なメタンガスの生産ができないかを検討するものであり、本年度は基礎的な実験を実施したものである。

３．２．１　実験方法

実験は、２０℃の恒温室に図－１６に示した実験装置を６台設置して、消化温度を３５±０．５℃にコントロールしながら実施した。実験には住宅団地下水を標準活性汚泥法で処理している終末処理場の余剰汚泥を基質として用い、培養ガス濃度を表－４のように設定した。実験開始時における培養槽内の培養液相は６ℓであり、培養ガス相は６．６３ℓである。培養ガスは、実験ケース：Ａを除いて培養ガス中のCO_2濃度を所定の濃度になるよう１日１回調整した。また、実験の前半は、嫌気性消化汚泥を１００～２００㎎／ℓとなるよう植種してバッチ方式で行い、後半は、消化日数を１０．８日に設定して１日に１回基質を投入する連続培養方式で行った。



図－１６　実験装置の概要

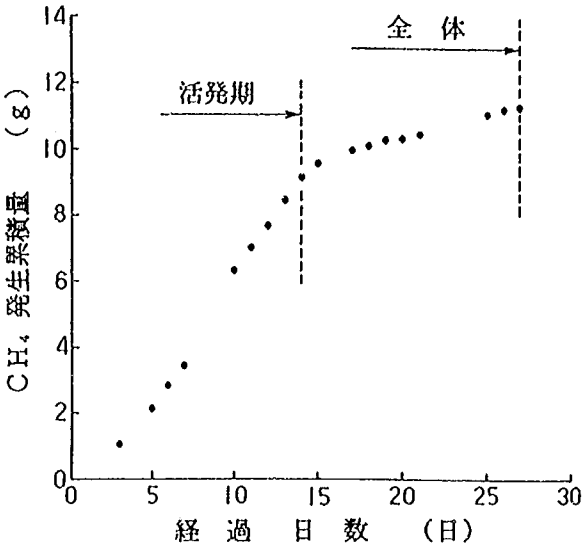
表－４　実験における培養ガス濃度の設定値

実験ケース		A	B	C	D	E	F
培養ガス	CO_2（%）	0	30	40	50	60	70
	N_2　（%）	100	70	60	50	40	30

実験に係わる水質分析は下水試験方法（１９８４）により、また、ガス分析はガスクロマトグラフ法により行った。

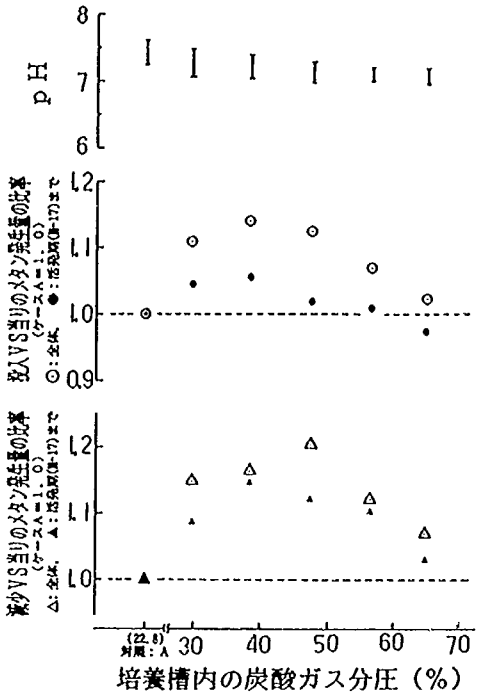
３．２．２　実験結果

バッチ方式の実験におけるメタンガス発生の累積量の変化を経時的に調べた結果、いずれの実験ケースにおいても図－１７に示したような傾向を現し、メタンガスの発生は、それが活発な前半部分と緩慢な後半部分とにはっきり分けられる。



図－１７　バッチ方式実験によるメタンガスの発生傾向の一例

この傾向を加味して、バッチ方式による実験結果を表－５にまとめた。また、この結果をもとに、培養槽内の炭酸ガス分圧を制御していない実験ケース：Ａとのメタンガス発生量の比較を行ったのが図－１８である。



図－１８　バッチ方式実験による培養槽内の炭酸ガス分圧とメタン発生量比率との関係

表－５　バッチ方式による実験結果

実験ケース		A		B		C		D		E		F	
	初期	全体	活発期	全体	活発期	全体	活発期	全体	活発期	全体	活発期	全体	活発期
培養槽内CO_2分圧(%)		22.8		29.6		38.4		47.4		56.3		64.8	
pH		7.25～7.61		7.06～7.48		7.04～7.38		6.99～7.28		7.01～7.21		6.97～7.19	
TS(g/l)	17.9	11.4	12.9	11.5	13.0	11.5	13.1	12.0	13.2	11.8	13.2	11.7	12.9
VS(g/l)	13.7	7.4	8.7	7.6	8.8	7.6	9.0	7.8	9.1	7.7	9.1	7.7	8.9
SS(g/l)	16.1	8.8	9.9	9.1	10.1	9.0	10.1	9.6	10.4	9.1	10.2	9.0	9.7
VSS(g/l)	13.4	6.8	7.7	7.1	7.9	7.0	7.9	7.4	8.1	7.2	8.0	7.1	7.6
VS減少率（%）		45.9	36.4	44.2	35.4	44.8	34.1	42.8	33.6	43.9	33.8	44.1	35.1
VSS　々		49.2	42.4	47.2	40.8	47.4	40.7	44.9	39.3	46.4	39.8	47.1	43.0
投入VS当たりメタン発生率 ($mg\text{-}CH_4/g\text{-}$投入VS)		129	112	143	117	147	118	145	114	138	113	132	109
減少VS当たりメタン発生率 ($mg\text{-}CH_4/g\text{-}$減少VS)		281	303	327	329	327	347	338	340	315	334	300	312

投入ＶＳ当たりのメタン発生量は、培養槽内の炭酸ガス分圧との関係において、分圧が約４０％の所にピークを持つ増加傾向を示した。メタンの増加率は、メタンガスの発生が活発な時期までは少ないことから、培養槽内の炭酸ガス分圧を上げたことによる効果は、メタンガス発生量が緩慢になるメ

タン発酵の後期に現れたものと言える。

減少ＶＳ当たりのメタン発生量が投入ＶＳ当たりの発生量に比べて著しく高くなっているのは、表－５からも分かるように、ＶＳの減少率がいずれの実験ケースにおいてもほとんど変わらず、どちらかというと培養槽内の炭酸ガス分圧を高めた方が小さくなっていることに起因しているものである。

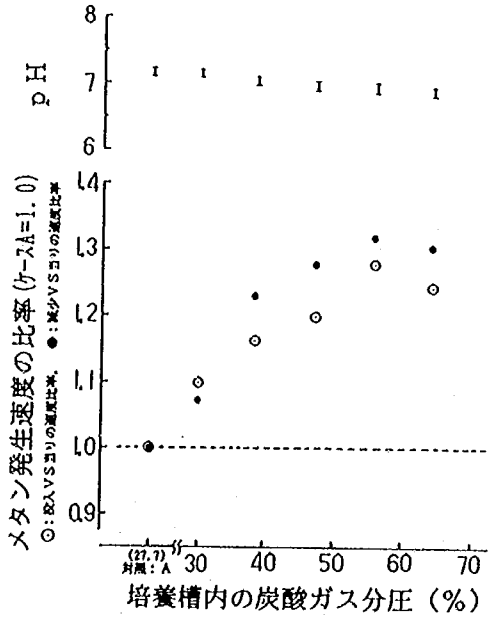
表－６は、連続方式による実験結果をまとめたものである。また、図－１９は、この結果をもとに、バッチ方式の場合と同様の方法で表したものである。

表－６　連続方式による実験結果

実験ケース	（投入）	A	B	C	D	E	F
培養槽内CO_2分圧（%）		27.7	29.8	38.4	47.7	55.8	64.3
pH	6.14～6.59	7.10～7.21	7.09～7.18	6.97～7.09	6.88～7.03	6.84～7.00	6.79～6.94
TS (g/l)	17.1	11.1	10.9	11.5	11.5	11.2	11.4
VS (g/l)	14.2	7.8	7.7	8.2	8.2	8.0	8.1
SS (g/l)	15.9	9.4	9.6	9.8	9.8	9.6	9.4
VSS (g/l)	13.5	7.2	7.4	7.6	7.6	7.5	7.3
VS減少率（%）		44.9	46.0	42.6	42.1	43.7	43.0
VSS　々		46.3	45.1	43.8	43.6	44.7	45.9
投入VS当たりメタン発生速度 (mg-CH_4/g-投入VS・日)		112	123	130	134	143	139
減少VS当たりメタン発生速度 (mg-CH_4/g-減少VS・日)		249	267	306	318	328	324

投入ＶＳ当たりのメタン発生速度は、培養槽内の炭酸ガス分圧を高めることにより、３割近く増加している。この増加傾向は、バッチ方式での実験結果とは異なり、増加のピークがバッチ方式のときよりも培養槽内の炭酸ガス分圧が高い方にシフトしている。

また、ＶＳの減少率については、本実験結果においてもバッチ方式の実験結果の場合と同様のことが言え、減少ＶＳ当たりのメタン発生速度の値には、メタンガスの増加分が実際に減少したＶＳ量に起因しているものではない可能性があることを含んでいることに留意して置く必要がある。



図－１９　連続方式実験による培養槽内の炭酸ガス分圧とメタン発生速度比率との関係

3．2．3　まとめ

本実験から、実際の嫌気性消化槽において槽内の炭酸ガス分圧を高めることにより、メタンガスの回収率を向上させる可能性があることが示唆された。

しかし、現時点では、この現象の理論的な説明ができるまでには至っていない。現時点において分かっている現象を整理すると以下のようになり、今後は、これらの現象をもとに、関係しているであろうメタン発酵反応の仮説を立てた基礎的な実験を行い、個々の仮説の検証を重ねながら理論的な現象の解明を進める必要がある。

〔現時点で分かっている現象〕

嫌気性消化槽内の炭酸ガス分圧を高めることにより、

① メタンガスの発生量が増加する可能性が高い。

② 消化率（ＶＳの減少率）は、ほとんど変わらない。

③ 増加したメタンガスは、下水汚泥のメタン発酵過程の後期において発生しているらしい。

④ 増加したメタンガス量は、炭酸ガス分圧の違いにより異なる。また、その増加のピークは、嫌気性消化槽に下水汚泥を連続的に投入する連続方式の方が下水汚泥の連続投入を行わないバッチ方式の場合よりも、炭酸ガス分圧が高い方にシフトする。

【参考文献】

1）　建設省都市局下水道部，（社）日本下水道協会　：　“汚泥の緑農地利用を目的とした下水処理技術に関する調査報告書”、昭和６１年３月

V 下水道事業調査費による他部の研究

1．下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査

シ ス テ ム 課課長　宮川　朝一
補佐　野口　正
自動化係長　川名万寿雄
下水道研究室主任研究員　塩路　勝久
(現)施設課　平林　久弥

1．まえがき

下水道事業の拡大・進展に伴い、政策決定,計画策定,事業の実施及び施設管理等に係る業務量は年々増大するとともに、業務の質的にもより高度なものが要求されている。このため、業務の遂行に必要な情報も飛躍的に多様化及び増大化し、これらの情報を体系的に整備し適宜提供できるデータベースネットワークシステムの構築が必要となる。

このような背景を踏まえて、本調査では下水道データベースネットワークシステムの構想を具体化することを最終的な目標とし、平成元年度は、広域及び流域下水道関連の予算要望調書に係るデータの収集・処理システムの改良を行うとともに下水道統計データベースの利用方法に関する調査及び下水道マッピングシステムの構築に係る事例調査について検討を行った。

2．調査目的

下水道施設の整備を促進しその管理運用面の効率化を図るため,下水道の調査計画,研究及び維持管理に係る実務的な下水道統計データベースの利用に関する検討及びネットワークシステムの構成を明らかにする。

3．調査方法

下水道データベースの具体化の一環として、流域下水道の予算要望調書に係る収集・処理システムの実用化に向けた改良と下水道統計データベースを構築し、その利用方法を明らかにする。

また、近年地方自治体等で開発が進められている下水道マッピングシステムについて、下水道データベースネットワークシステムに於ける位置づけを明らかにするため、導入計画策定中の都市へのヒアリング調査等実施した。

4．調査結果

4.1 下水道情報処理システムの改良

1）収集システムの改良

昭和６３年度に構築した流域下水道予算要望調書の収集処理システムは、システム作成が手軽に行えるパソコンと既存の表計算ソフトをベースにして作成している。昭和６３年度の建設省に於ける試験運用により、システムの有効性が明らかとなり平成元年度は、本システムの本格的な運用に向けて、収集年度や様式の変更等に関する改良を行い、今後の運用面に於ける汎用性の向上を図った。

主な変更項目は、以下のとおりである。

① 表示年度に関する修正（様式Ｃ－１、Ｃ－３－２）

② 補助対象区分の変更に関する修正（様式Ｃ－１）

③ その他（様式Ｃ－３－２）

2）運用マニュアルの作成

建設省において本システムを用いた流域下水道予算要望調書の収集処理を行っていくために、本システムの運用マニュアルの作成を行った。

今後の実運用に当たっては、次の様なシステムの修正が各年度で必要である。

（収集システム）	① 年度表示の変更	（各年）
	② 補助区分の変更	（随時）
	③ 流域下水道箇所の追加	（各年）
	④ 流域下水道処理区の追加	（〃）
（処理システム）	⑤ 流域下水道箇所の追加	（各年）
	⑥ 流域下水道処理区の追加	（〃）

さらに、本システムの入力用ファイルは、各都道府県の調書入力担当者がより利用しやすくするために各都道府県別に作成しており、上記の①、②の変更に当っては全都道府県分のファイルの修正が必要である。

また、③及び④の変更は、随時追加があった都道府県について行わなければならない。但し③、④に変更があった場合、これに対応して⑤、⑥の修正が必要である。

この収集処理システムの利用は、ベースとしている表計算ソフト（マルチプラン）についてのある程度の知識を有していることを前提としており、①～⑥等の修正は各年度、システムの利用者が行うものとしている。上記事項の修正方法を含めて、本収集処理システムを関係各所で容易に利用が可能なマニュアルを作成した。

4．2 下水道統計データベースの構築

下水道統計データベースは、社団法人下水道協会がワープロを用いて作成している「下水道統計」の文書ファイルをＭＳ-ＤＯＳのテキストファイルに変換して、パソコンで利用できるデータにしている。

変換対象は、下水道統計データの利用面の検討等を考慮し、昭和５９年度から６１年度の下水道統計を対象とした。 変換されたMS-DOSのテキストファイル全体の規模（全項目及び３年度分）は１０Ｍｂ程度となり、表計算ソフト用のデータファイルに変換した場合には約15Ｍｂとなる。 単独の項目についてみても、「水質試験成績」などは単年度分で ５００Ｋｂ以上のデータ容量となり、通常のパソコンによる表計算ソフトでは複数のファイルに分割する必要が生じる。

従って、パソコンを用いて下水道統計データの時系列的な分析や各項目間に関連を持たせた分析等を行うことはＩ／Ｏに要する回数及び時間が非常に増大し、利用面から見ると現実的な方法ではない。

以上のことを考慮し、当所の大型計算機上にすでにシステムとして構築されているリレーショナルデータベース(ＲＤＢ１)を用いて「下水道統計データベース」を構築した。

1）データベース化する内容

ＲＤＢ１の下水道統計データベースに登録する内容は、「下水道統計」による行政編及び財政編で、以下の記載内容について行った。ただし、下水道統計書の上で特に長文の文字データと備考欄は登録データから除いた。

＜行政編＞
1．計画
2．施設能力
3．各種作業
4．水質試験成績
5．面積及び人口（戸数）による普及状況

＜財政編＞
1．建設費と財源内訳
2．受益者負担金
3．維持管理費と財源内訳
4．施設別維持管理費

2）データベースへの登録

土木研究所におけるＲＤＢ１への下水道統計データの登録作業は、以下の手順により行うことができる。

① 登録用の下水道統計データ(MS-DOSのﾃｷｽﾄﾌｧｲﾙ)をパソコン上でワープロの文書ファイル形式から変換ソフトを用いてファイル単位で変換を行い作成する

② ホストの磁気ディスクに、RDB1へ登録するための作業ファイルを定義する

③ 統計データ（MS-DOSのテキストファイル）のホスト（磁気ディスク）への一括転送（ホストのファイル転送機能を利用）

④ 磁気ディスク上のファイルをRDB1の下水道統計データベースへ登録するためにデータの入力形式を定義する（以下、OLFISの入力機能を利用）

⑤ RDB1へ下水道統計データベースのテーブルを定義する

⑥ 下水道統計データベースへのアクセス権限を設定する

⑦ RDB1の下水道統計データベースへ統計データを一括入力する

今回作成した下水道統計データベースのテーブル名を表－1に示す。

表－1　構築した下水道統計データベースのテーブル名一覧

〈行政編〉

テーブル名	表番号	項目
G1	1.	計画
G2_1	2－(1).	施設能力－管路施設
G2_2	2－(2).	－ポンプ場施設
G2_3_1	2－(3)－1).	－処理場施設－概要
G2_3_2	2－(3)－2).	－場内ポンプ場施設
G3_1	3－(1).	各種作業－管路施設
G3_2	3－(2).	－ポンプ場施設
G3_3_1	3－(3)－1).	－処理場施設－水処理施設概要
G3_3_2	3－(3)－2).	－し渣投入部
G3_3_3	3－(3)－3).	－沈砂処理施設概要
G3_3_4	3－(3)－4).	－場内ポンプ場施設
G3_3_5_1	3－(3)－5)－①.	－水処理施設－着水ろ床
G3_3_5_2	3－(3)－5)－②.	－回転円板
G3_3_5_3	3－(3)－5)－③.	－エアタン及び特法
G3_3_5_4	3－(3)－5)－④.	－通報作業
G3_3_6_1	3－(3)－6)－①.	－沈砂処理施設－沈砂濃縮タンク
G3_3_6_2	3－(3)－6)－②.	－沈砂消化タンク
G3_3_6_3	3－(3)－6)－③.	－沈砂脱水設備
G3_3_6_4	3－(3)－6)－④.	－沈砂焼却設備
G3_3_6_5	3－(3)－6)－⑤.	－その他設備
G3_3_7_1	3－(3)－7)－①.	－沈砂資源化施設－コンポスト化施設
G3_3_7_2	3－(3)－7)－②.	－その他の沈砂有効利用
G3_3_7_3	3－(3)－7)－③.	－消化ガス発電
G3_3_8_1	3－(3)－8)－①.	－処理水の再利用－概要と場内利用の現況
G3_3_8_2	3－(3)－8)－②.	－場外再利用の現況
G4_1	4.	水質保全施設－(流入水質)
G4_2	4.	水質保全施設－(合流水質)
G5	5.	面積及び人口（戸数）による普及状況

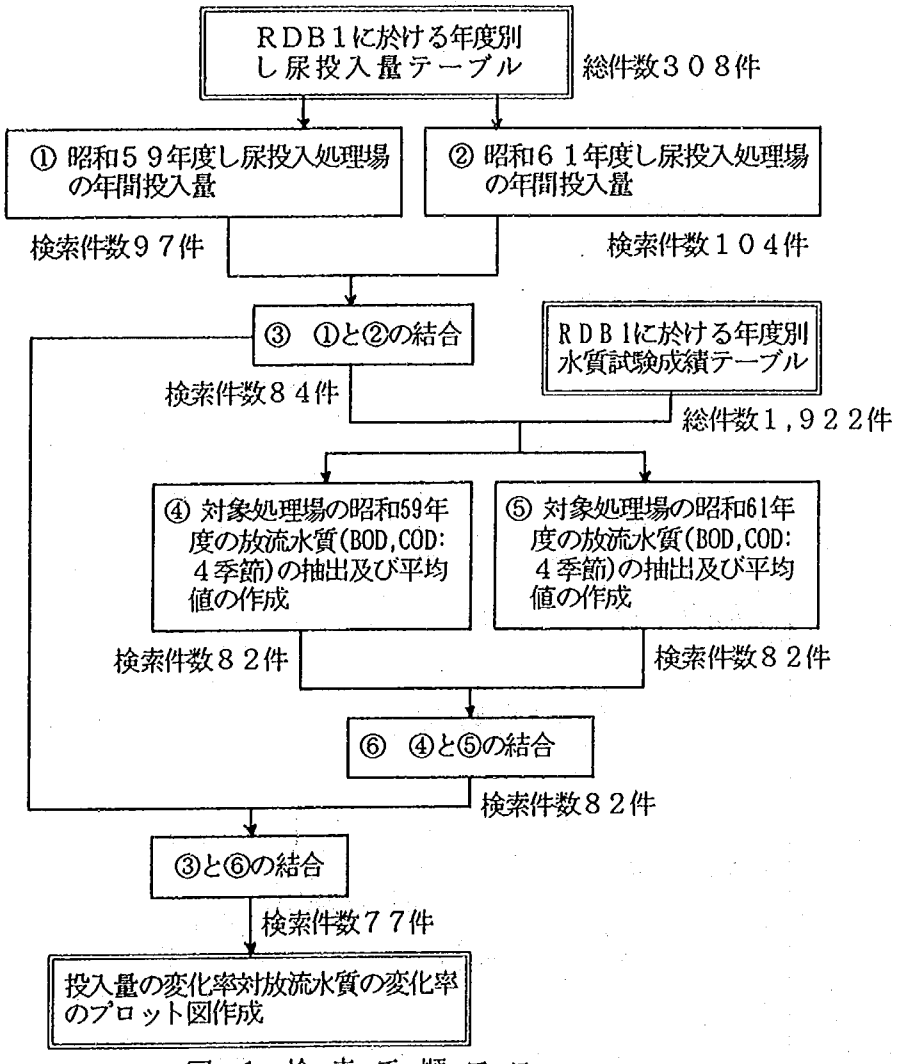
〈財政編〉

テーブル名	表番号	項目
Z1_1	1－(1).	建設費と財源内訳　－公共下水道
Z1_2	1－(2).	－流域下水道
Z2	2.	受益者負担金
Z3_1_1_1	3－(1)－1)－①.	維持管理費と財源内訳－公共－特別及び一般会計－単独
Z3_1_1_2	3－(1)－1)－②.	－流域関連
Z3_1_1_3	3－(1)－1)－③.	－単独及び流関
Z3_1_2	3－(1)－2).	－企業会計
Z3_2	3－(2).	－流域
Z4_1_1	4－(1)－①.	施設別維持管理費　－公共下水道－単独
Z4_1_2	4－(1)－②.	－流域関連

3）下水道統計データベースの利用例

下水道統計データベースは、必要な情報が必要な時に必要な形態で入手可能となり、下水道統計情報をより付加価値の高い情報として利用することが容易に可能となる。

例えば、昭和５９年度と昭和６１年度について、し尿投入処理場の年間投入量と放流水質の関係を検索してみると図－１に示すような流れで一連の検索及び情報の収集がＲＤＢ１を用いて容易に行うことができる。



図－１ 検 索 手 順 フ ロ ー

4-3 マッピングに関する検討

大都市圏における地方自治体等では、近年のコンピュータ関連技術の発達を背景に、下水道の維持管理業務に不可欠な膨大な量の下水道台帳資料をコンピュータを利用して整備及び管理する構想が持たれており、台帳の施設平面図等、図形データの管理にコンピュータマッピングシステムの導入が考えられている。

電子情報化された下水道台帳システムは、文字・数値データと図形・画像データを一元管理することにより現行の下水道事業係る維持管理及び計画面に於ける日常業務の省力化及び事務処理の高速化を図ることができるシステムとなる。

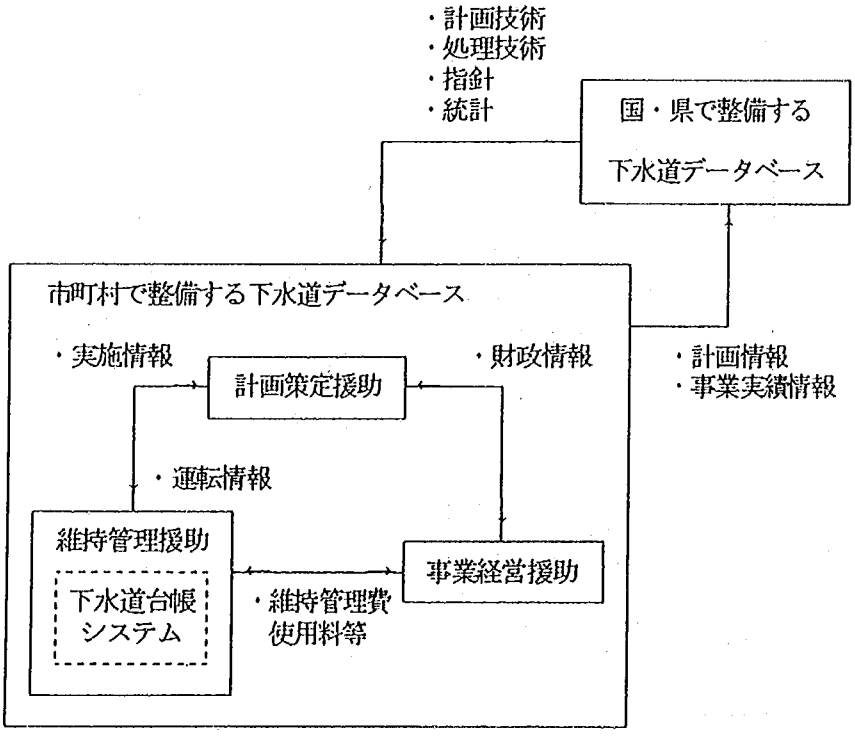
さらに、将来マッピング情報を関連機関とネットワークで結ぶことにより下水道事業に係る全国レベルでの体系化を図ることが可能となる。但し、体系化を推進する上で各種情報項目の標準化を図るとともに、図形データにおいては、以下の項目に留意し検討する必要がある。

① 座標系の統一

② 地形基図の整合

③ 図郭の整合等

マッピング技術を活用した下水道台帳システムを主体とした、地方自治体に於ける下水道データベースのイメージを図－2に示す。



図－2　地方自治体に於ける下水道データベースイメージ

5．今後の課題

今後、下水道に関するデータベースネットワークシステムの実用性を明らかにするために、マッピング技術を利用した下水道台帳システムや下水道統計データベース等の有機的な結合方策を検討し、その構築及び運用方策等に関する調査を行う必要がある。

2．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　杉田　秀樹
加納　尚史

1．まえがき

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

本年度は、下水道用鋼製シールド管渠の耐震設計上基本となる長手方向の動的変形特性を検討するために、部分模型供試体を用いて交番載荷し、供試体の変形特性・破壊性状を検討した。また、本調査課題5年間の研究成果の取りまとめを行った。

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、合理的な耐震計算法の開発を図るとともに、下水道施設の耐震化対策を検討することを目的とする。

3．下水道用鋼製シールドセグメントの動的交番載荷実験

3．1　供試体及び載荷方法

載荷実験に用いた供試体は、外径1.8mの下水道用標準鋼製セグメントを参考に、図1に示す、厚さ7.5cm、リング長75cmの鋼製セグメントを継ぎボルトで長手方向に連結した後、20cm厚の二次覆工コンクリートを打設したものである。供試体は二次覆工が無筋のものと図2に示すようにD13鉄筋（SD30）を管体長手方向に3本配置したものを、それぞれ製作した。

鋼製シールドセグメントはRCシールドセグメントと異なり、リング接合面の鋼板（主桁）がそのまま継手板となるため、RCシールドセグメントにみられるような継手金具がない点が特徴である。継手板の厚さは9mmであり、セグメント内には主として施工時の推進力に耐える目的から縦リブ（L字型、厚さ12mm）が3箇所に配置されている。継ぎボルトにはM16（強度区分4・6）を一体当り4本用い、それぞれ軸力1.5tfを目標に締め付けた。使用したコンクリート及び二次覆工鉄筋の引張強度は、それぞれ、19.3kg/cm^2、5260kg/cm^{2}である。

供試体の載荷は図3に示すように、供試体の一端を反力壁に固定し、他端を加振機に連結して長手方向に軸力を載荷した。載荷方法は、正負交番繰り返しとし、最終的に継手部が破壊するまで載荷した。

3．2　破壊の進展状況

載荷の履歴を図4に示す。以下、二次覆工鉄筋のある供試体について結果を述べる。

まず、最大1mmの引張載荷ループの変位0.11mmで継手部の二次覆工コンクリートにクラックが発生した。ついで、最大2mmの引張載荷ループの変位0.92mm（荷重30.35tf）で二次覆工コンクリートのクラックが二次覆工全周に導入されるとともにボルトが全て降伏した。その直後の変位1.12mm（荷重30.25tf）で継手部における二次覆工鉄筋が降伏を開始した。

継手部の開きは載荷変位の増加とともに順次増加し、最大20mmの引張載荷ループの変位18.8mmで最大荷重44.1tfが発生し、その直後二次覆工鉄筋が1本破断した。次に、最大30mmの引張載荷ルー

ブの変位29.4mm（荷重44tf）で継ぎボルトが1本破断し、耐力が低下した。続いて、31.6mm、36.5mm、43.4mmの引張変位で継ぎボルトが破断し、変位49.6mm、55.7mmにて二次覆工鉄筋が破断して載荷を終了した。

継手板の変形状況を概略示すと図5のようになる。これによれば、内側のボルト位置の継手板の軸方向変形量が外側に比べて小さくなっている。これは、内側のボルト位置の継手板を拘束する縦リブの断面積に比べて、外側のボルト位置の継手板を拘束する縦桁の断面積が小さく、継手板の拘束の度合が低いと考えられるためである。

3．3　供試体の耐力・変形性能

表1に供試体の耐力・変形性能を示す。なお、表中には荷重～供試体変位の履歴曲線から求めた概略の軸剛性も併せて示している。

二次覆工鉄筋のある供試体では、二次覆工鉄筋の降伏と継ぎボルトの降伏がほぼ同時に発生しており、この時の降伏耐力は、材料試験から得られたボルト・二次覆工鉄筋の降伏強度の合計29tfとよく一致している。また、供試体の最大耐力44.1tfは、ボルト・鉄筋の破断が最大耐力発生の直後から始まったことを考えると、材料試験結果から得られたボルト・鉄筋の破断強度の合計45.1tfとよく一致しているといえる。

終局変位を供試体が破断した時の供試体変位55.7mmと考えると、これは二次覆工鉄筋のない供試体の終局変位43.5mmを上回っている。ただし、ボルト破断時の供試体変位を終局変位とすると二次覆工鉄筋のある供試体では43.4mmであり、これは二次覆工鉄筋のない供試体の終局変位とほぼ等しく、ボルトの破断する変位に二次覆工鉄筋の有無が及ぼす影響は極めて小さいと考えられる。

3．4　鋼製シールド管渠の動的変形特性及び破壊特性のまとめ

本年度の実験から得られた、鋼製シールド管渠の耐震性を考慮する上でポイントとなる事項をまとめると以下の通りである。

1)供試体の破壊は継手部に集中し、その他の箇所には変状はみられなかった。

2)二次覆工鉄筋のある供試体の破壊は、①継手部二次覆工コンクリートにクラックが発生→②継ぎボルトの降伏→③二次覆工鉄筋の降伏→④継手部の開きの拡大→⑤継ぎボルト及び二次覆工鉄筋の破断、の順に進展した。これは、既に載荷実験を行っている鉄筋コンクリート製シールドセグメントの破壊の進展状況と基本的には同一である。

3)継手板は継ぎボルトによって伝えられる軸力を受けて曲げ変形をしており、このことから、継手部の剛性を検討する際には、継ぎボルトの軸剛性と継手板の曲げ剛性を評価することが基本となる。また、二次覆工鉄筋がある場合には鉄筋の軸剛性を併せて評価することとなる。

4．本調査5年間のまとめ

4．1　下水道管路耐震設計法（案）の作成

地中構造物の耐震計算法としては応答変位法があるが、下水道管路（シールド等を除く）の管体長さは、一般に2m程度と短いことから、ここでは、CABの耐震設計に採用されたものと同じ方法を基本として、以下の仮定に基づき、下水道管渠の縦断方向に必要とされる断面力（離脱防止力）及び継手部の許容伸縮量を計算する方法を開発した。なお、継手部における許容伸縮量が大きければ、管体に生じる軸力は減少し、軸力と許容伸縮量とはトレード・オフの関係にあるが、このような点が見込める耐震計算法を目指した。

図6に耐震計算法（案）の計算フローを示す。以下に耐震計算法（案）の基本方針を示す。

1)地中の管渠には、加速度よりも地震時に地盤に生じるひずみε_gの方が影響が大きいため、これを外力の基本と考える。

2)地盤ひずみε_g×管長ℓだけの地盤の相対変位$\Delta\ell$が生じるが、これを継手部の許容伸縮量$\Delta\bar{\ell}$で吸収できれば、当該管渠にはその管渠に地盤から伝えられる地震力だけが作用する。$\Delta\ell$が$\Delta\bar{\ell}$によって吸収できない場合には、当該管渠には隣接管渠の地震力が伝えられてくる。このとき、地震

力に寄与する隣接管渠の本数nを計算する。
3)地盤から管渠に伝えられる力Pは、管渠の外周面積（$\pi D \ell$）に単位面積当りの摩擦力(τ_0)を乗じて求める。
4)上記2)で、$\Delta \ell > \Delta \bar{\ell}$の場合には、当該管渠に作用する軸力は $n \times P$ となる。
5)液状化の判定は、道路橋示方書耐震設計編のFL法によって行う。
6)地盤の軟弱さ及び液状化の度合に応じて、地震時地盤ひずみε_Gを次のように求める。基本的に、地盤が軟らかい方が、また、液状化する方が、ε_Gが大きく求められるようにしている。

$$\varepsilon_G = C_Z \cdot C_I \cdot C_L \cdot C_D \cdot \varepsilon_0$$

ここで、C_Z：地域別補正係数、C_I：地盤別補正係数、C_L：液状化補正係数、C_D：埋設深度別補正係数、である。

現行のヒューム管に対して上記の耐震計算法に準じて試算を行った結果から、図7に示すような管渠に必要とされる継手部の伸縮性能と離脱防止性能の関係を求めた。また、地下埋設管路耐震継手の技術基準（案）（(財)国土開発技術研究センター、昭和52年3月）に示される分類を参考に、継手部に必要とされる伸縮性能と離脱防止性能を、それぞれ、表2に示すように3種類に区分し、図7から継手部に必要とされる伸縮性能と離脱防止性能の組合せを表3のように整理した。

4．2　ヒューム管継手部の離脱防止装置の試設計

上記4．1に示した計算法に基づき、φ250mm、φ1000mm、及びφ2000mmのヒューム管に対して離脱防止装置を試設計した。試設計の方針としては、管渠の継手部の許容伸縮量を定め、これに応じて表3で与えられる離脱防止力が得られる離脱防止装置を設計することとした。

図8～図10は、各管渠に対して試設計した離脱防止装置を示したものである。離脱防止装置は、いずれの場合にも基本的に連結金具とこれを固定するボルトから成り立っており、管渠の口径によって異なるが継手部1箇所あたりに2～6個取り付ける。また、図11はφ250mの管渠に対して、JISの規格にとらわれず、新しく継手構造を採用できるという前提条件の下で離脱防止装置を試設計したものである。

表4に離脱防止装置の製造費を示す。これによると、φ1000mm及びφ2000mmのヒューム管では、管渠本体価格の3～5％程度の製造費で済み、大口径のヒューム管に対しては、離脱防止装置の導入がある程度実現性があると考えられる。これに対して、φ250mmのヒューム管ではインサートを固定するための鋼板の費用が高いため、離脱防止装置の製造費は管本体価格の約92％にも達し、JIS規格にとらわれない新しい継手構造とした場合には管本体価格の160％に達してしまう。これは、φ250mmのヒューム管の本体価格がもともと安いためであり、施工費等を考慮してもφ250mm程度の小口径管では、離脱防止装置の導入は現状では経済的に難しいといえる。今後、さらに低廉で実用的な構造を検討していく必要がある。

4．3　マンホールと管渠の取付部の耐震構造の試設計

下水道管路の地震被害のうち、特徴的な被害形態として、①マンホールとの取付管のマンホール内への突出、②マンホールとの取付管の折損に着目し、これらの被害を軽減することを目的として、マンホールと管渠の取付部の可撓性継手構造の試設計を行った。

試設計の対象としたマンホールは、1号及び3号マンホールの2種類であり、取付管としてはそれぞれのマンホールに対して、φ250mm及びφ600mmのヒューム管を設定した。取付管のマンホール内への突出量を30cmと想定し、管渠がマンホール外に抜け出さないように離脱防止装置を設けることとした。

図12に試設計したマンホールと管渠の取付部の耐震構造を示す。また表5は、取付部の耐震構造に要する製造費について評価した結果をまとめたものである。

市販のマンホールジョイントを併用した場合には、離脱防止装置の設置が問題となるが、ここで

は、１号マンホールの場合には取付管に設置された支持バンドがマンホールに取り付けられた支持パイプの突起とぶつかることにより、また、３号マンホールの場合にはマンホールに取り付けられた支持パイプと取付管に巻き付けられた支持バンドとを結ぶボルトが抵抗することにより、それぞれ抜け出しに対応することとした。

市販のマンホールジョイントを使用しない場合には、曲げに対して可撓性を有するパイプを用い、このパイプにさや管をかぶせ、さや管内で管渠とマンホールの相対変位を吸収する構造とした。

マンホールと管渠の取付部の耐震構造の製造費が、マンホール一箇所あたりの部材・施工費に対する比を示すと、マンホールジョイントを使用した場合は６～７％、可撓性パイプを使用した場合は18％程度の額となる。

４．４　シールド管渠の耐震性調査

（１）下水道用ＲＣシールドセグメントの動的交番載荷実験

二次覆工の有無に着目した下水道用標準シールドセグメントの長手方向（軸方向）の動的載荷実験を行い、変形特性及び破壊特性を検討した。この結果、二次覆工を有するシールド管渠の方が、終局耐力のみならず終局変位についても二次覆工のないシールド管渠を上回り、二次覆工の評価がシールド管渠の耐震性を考える上で重要であることがわかった。

（２）立坑近傍のシールド管渠の地震時断面力の検討

立坑近傍ではシールド管渠に大きな地震時断面力が生じる可能性があることから、地震応答解析により、立坑のロッキングがシールド管渠に及ぼす影響をケーススタディー的に検討した。その結果、立坑とシールド管渠を剛結にした場合には、立坑のロッキング振動に伴い、大きな管水平軸まわりの曲げモーメント及びねじりモーメントが管渠に発生することがわかった。いずれのモーメントについても二次覆工が無筋であれば、それぞれ、引張及びせん断により大きなクラックの生じる程度の応力度であり、こうした場合には二次覆工に対する配筋が必要とされる。

（３）曲がり部のあるシールド管渠の地震時断面力の検討

曲がり部のあるシールド管渠では大きな地震時断面力が生じる可能性があることから、地震応答解析により、地震の入射角度を変化させてケーススタディー的に検討した。その結果、直線シールド管渠に比較して、曲がり部では大きな曲げモーメントが発生することがわかった。これはシールド管渠の二次覆工が無筋であれば、引張力により二次覆工にクラックが生じる程度の応力度であり、こうした場合には二次覆工に対する配筋が必要とされる。

５．本調査による調査報告

５ヶ年にわたる調査結果をまとめた報告書等は以下の通りである。

1)昭和58年日本海中部地震による下水道管路施設の被害調査―（その１）被害の特徴―、土木研究所資料、第2244号、昭和60年３月

2)昭和58年日本海中部地震による下水道管路施設の被害調査―（その２）被害状況写真集―、土木研究所資料、第2237号、昭和60年３月

3)日本海中部地震による下水道管渠の被害の特徴、土木技術資料、Vol.28、No.6、昭和61年６月

4)日本海中部地震による下水道管渠被害の解析、土木技術資料、Vol.29、No.1、昭和62年１月

5)日本海中部地震による下水道管きょ被害の解析、下水道協会誌、Vol.23、No.271、昭和61年12月

6)シールドトンネルの耐震性に関する研究―（その３）鉄筋コンクリートシールドセグメントの載荷実験―、土木研究所資料、第2381号、昭和61年４月

7)シールドトンネルの耐震性に関する研究―（その８）シールド管渠の地震応答に及ぼす立坑の影響―、土木研究所資料、第2815号、昭和63年２月

8)下水道管渠の耐震離脱防止装置の検討、土木技術資料、（投稿中）

9)マンホールと管渠の取付部の耐震構造の検討、土木技術資料、（とりまとめ中）

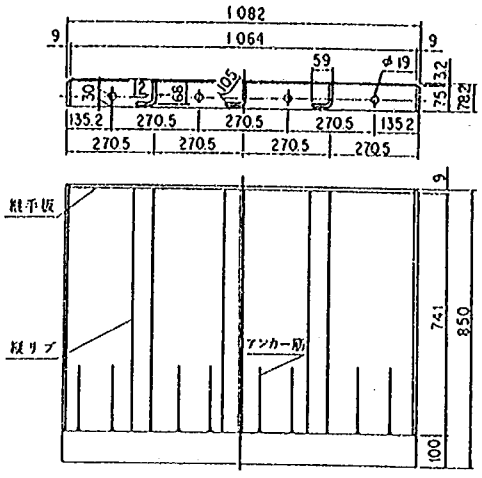


図1　実験に用いた鋼製セグメント

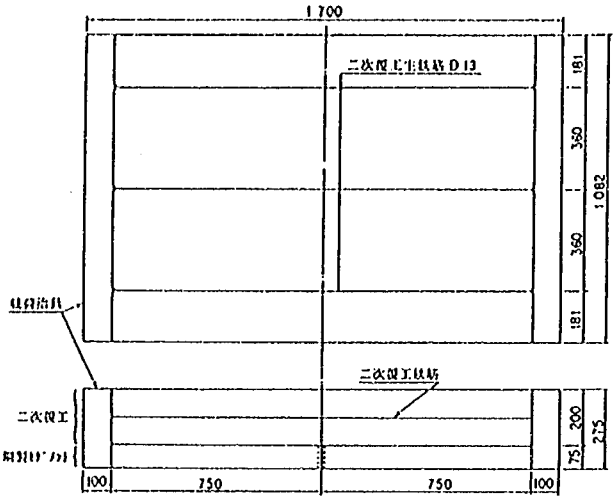


図2　供試体の概要（二次覆工鉄筋あり）

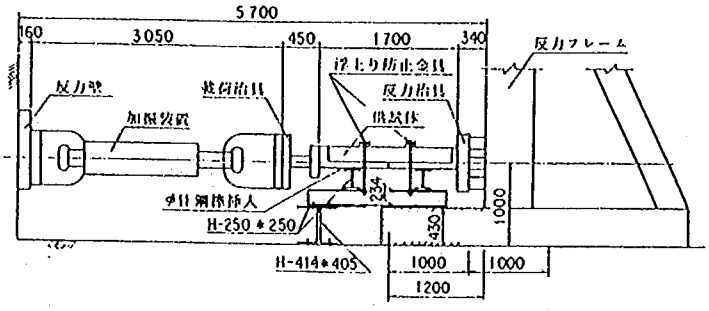
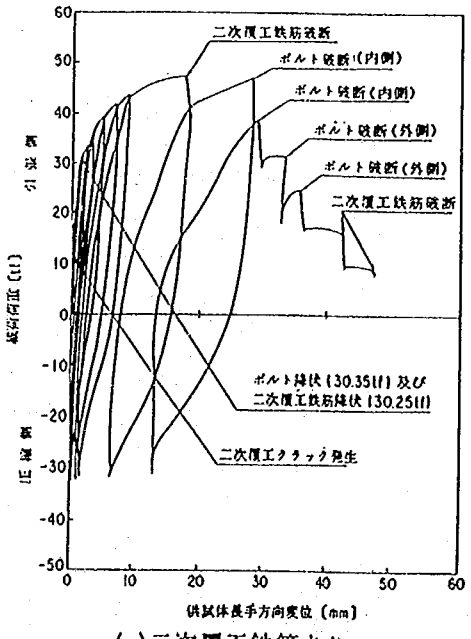
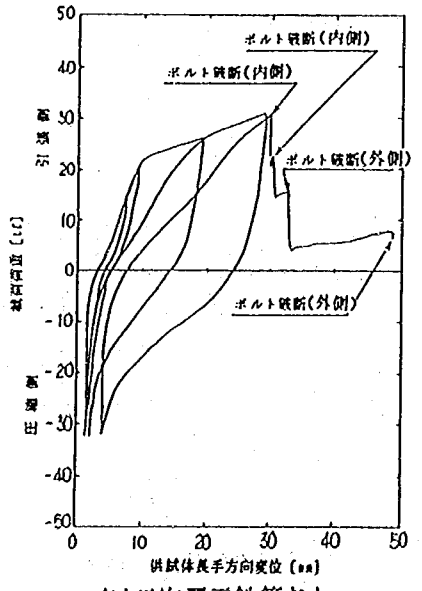


図3　載荷の方法



(a)二次覆工鉄筋あり



(b)二次覆工鉄筋なし

図4　載荷の履歴

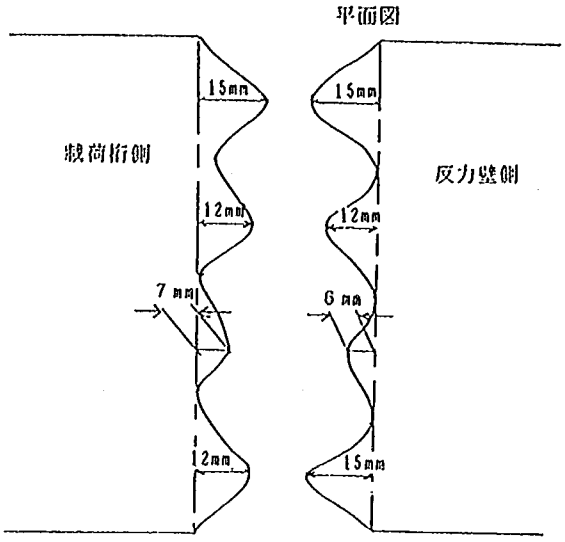


図5　継手板の変形状況（二次覆工鉄筋あり）

表1　供試体の耐力・変形性能

		鉄筋あり	鉄筋なし
二次覆工クラック発生荷重(tf)		11.2	—
降伏耐力(tf)	ボルト降伏時	30.3	—
	鉄筋降伏時	30.2	—
降伏変位(mm)	ボルト降伏時	0.92	—
	鉄筋降伏時	1.12	—
終局耐力(tf)		44.1	29.7
終局変位(mm)	ボルト破断前	43.4	43.5
	鉄筋破断前	55.7	—
供試体の引張剛性(tf/mm)	降伏前	30	—
	降伏後	0.8	0.4

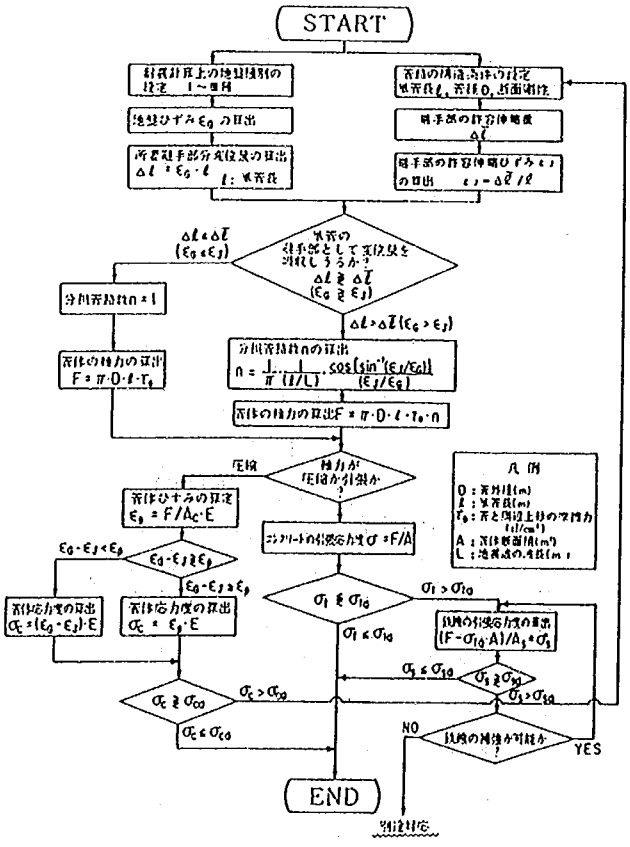


図6　耐震計算法(案)の計算フロー

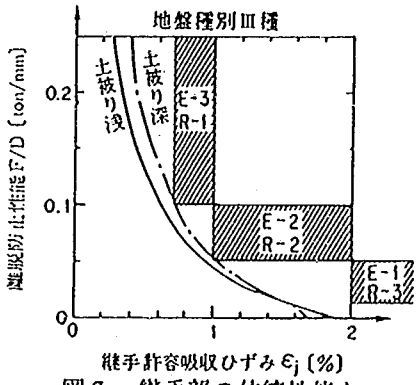


図7　継手部の伸縮性能と離脱防止性能の関係

表2　継手の耐震性評価基準（案）

	区分	性能
伸縮性能	E－1	0.02ℓ㎜以上
	E－2	0.01ℓ～0.02ℓ㎜未満
	E－3	0.007ℓ～0.01ℓ㎜未満
離脱防止性能	R－1	0.1 Dtf 以上
	R－2	0.05 D～0.1 Dtf 未満
	R－3	0.01 D～0.05 Dtf 未満

表3　継手部の伸縮性能と離脱防止性能との組合せ

		伸縮性能		
		E－3	E－2	E－1
離脱防止性能	R－1	○	—	—
	R－2	—	○	—
	R－3	—	—	○

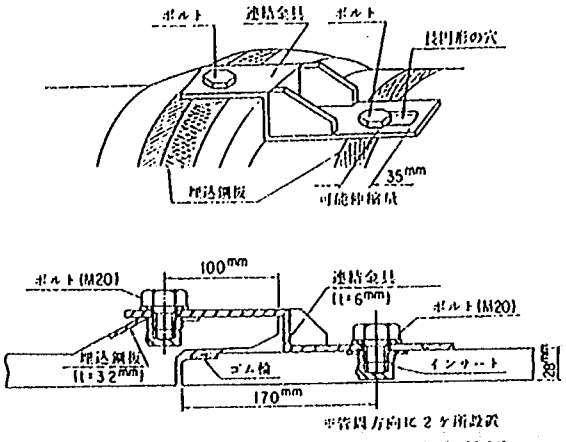


図8　φ250mmの管渠に対する離脱防止装置

(a)管周方向に4ヶ所設置する場合

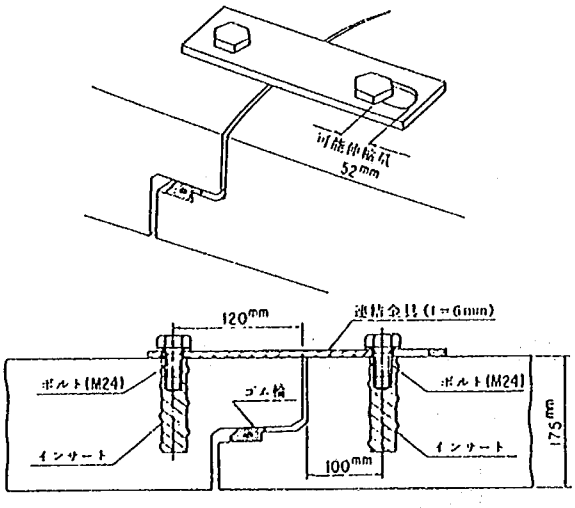
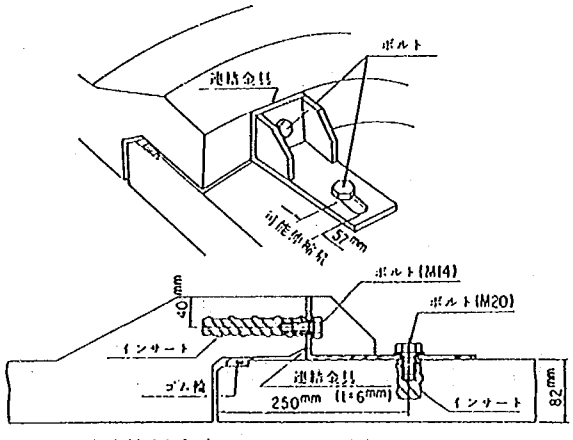


図10　φ2000mmの管渠に対する離脱防止装置



(b)管周方向に6ヶ所設置する場合

図9　φ1000mmの管渠に対する離脱防止装置

表4　試設計した離脱防止装置の価格（管渠本体価格に対する比）

呼び径	構造	必要材料	管渠本体価格に対する比
250mm	図8参照	埋込鋼板、インサート(D29×25、4本)、ボルト(M20×20、4本)ワッシャー(M20、4枚)、緊結プレート(2枚)	0.92
	図11参照	埋込鋼板、ポリプロピレンソケット、インサート(D35×50、4本)、ボルト(M24×30)、ワッシャー(M24、4枚)、緊結プレート(2枚)、コンクリート塊(138kgf)	1.62
1000mm	図9(a)参照	インサート(D29×50、D29×100、8本)、ボルト(M20×30、8本)、ワッシャー(M20×8本)、緊結プレート(4枚)	0.05
	図9(b)参照	インサート(D22×135、D29×50、12本)、ボルト(M14×30、M20×30、12本)、ワッシャー(M14、M20、12本)、緊結プレート(6枚)	0.05
2000mm	図10参照	インサート(D35×125、12本)、ボルト(M24×40、12本)、ワッシャー(M24、12枚)、緊結プレート(6枚)	0.03

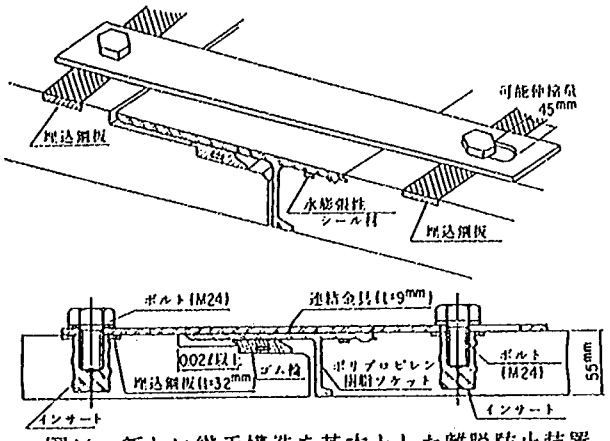
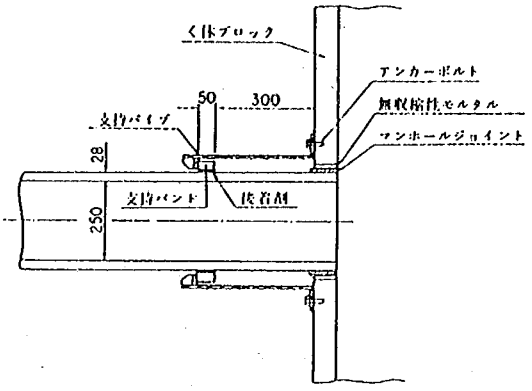
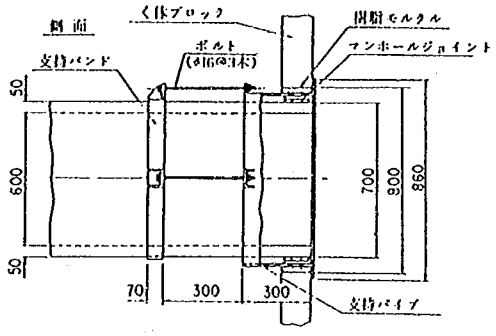


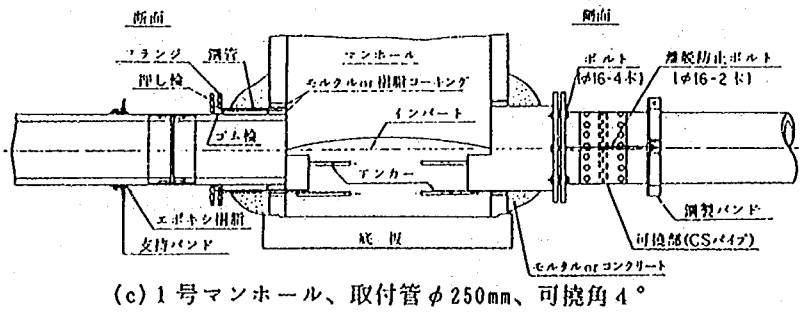
図11　新しい継手構造を基本とした離脱防止装置の試設計(φ250mm、管周方向に2ヶ所設置)



(a) 1号マンホール、取付管φ250mm、可撓角2°



(b) 3号マンホール、取付管φ600mm、可撓角2°



(c) 1号マンホール、取付管φ250mm、可撓角4°

図12　試設計したマンホールと取付管の耐震構造

表5　試設計したマンホールと管渠の取付部の耐震構造の価格
(マンホール材料・施工価格に対する比)

マンホール種類及び取付管	構造	必要材料	マンホール部材・施工価格との比
1号 250mm	図12(a)参照	マンホールジョイント、アンカーボルト(M14、3本)、支持パイプ、支持バンド、無収縮モルタル	0.07
3号 600mm	図12(b)参照	マンホールジョイント、長尺ボルト(M16、3本)、支持パイプ、支持バンド、無収縮モルタル	0.06
1号 250mm	図12(c)参照	CSパイプ(可撓パイプ)、鋼管(さや管)、ボルト(M16、4本)、長尺ボルト(M16、2本)、支持バンド、フランジ(2枚)	0.18

3．下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査

施工研究室　室　長　苗村正三
研究員　境　友昭
下坪賢一

1．まえがき

近年、下水道管路では、下水管の老朽化や過度の上載荷重などにより管路接合部等にひびわれや目地切れなどが発生し、管内に流入する水（不明水と呼ばれる。）の増大をはじめ、周辺土砂の管内への堆積、そして、それに起因して管路の流下能力の低下などの事例が見られる。また、管路への周辺土砂の流入によって、周辺地盤の緩み、上部地盤の空洞を引き起こす場合もある。

これに対し、修復工法には、管の種類や管の被害形態、程度等により様々なものが開発されている。管の被害が大きい場合は新管敷設やライニング工法などの方法で、また、目地切れやひびわれなど局部的な被害箇所では、グラウティングやコーキング工法などの止水工法が採用されている。しかし、これらの方法は、施工精度や耐久性などの面で課題が残されている。

また、管内部の調査については、最近ではテレビカメラなどを用いて、比較的大きな破損箇所を発見できるようになっているが、管周辺地盤の被害状況は把握できないのが現状である。

本課題は、昭和６３年度より調査を実施しており、管部あるいは管接合部の局部的な破損や周辺地盤の空洞や緩みに対し簡便で有効的な調査方法を検討するとともに、破損箇所および周辺地盤に対し効果的な補強方法を提案するものである。

2．調査目的

下水道管路の軽微な破損箇所周辺の状況を非破壊で調査する方法を確立するとともに、効果的な補強方法を提案し、下水道管路の合理的な維持・修繕方法に役立てる。

3．前年度の調査試験結果

前年度は、空洞箇所への充填材として各種市販の止水剤の適用性を調べ、室内試験（空中養生）を行った。前年度の試験結果を要約すると、以下のようになる。

(1)ｾﾒﾝﾄ系材料はたわみ性は小さいが、圧縮強度が十分に大きい。また、ｼﾘｶ系の材料は乾燥状態における体積収縮が大きく、気乾状態での使用には問題がある。

(2)ｳﾚﾀﾝ系の材料は、乾燥状態での体積収縮が大きく、材料自体の力学特性はほとんど期待できない。しかし、たわみ性が大きく、接着性が良いことから、止水材としては適用可能である。

(3)ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の材料はたわみ性の十分にある材料である。

(4)ｱｽﾌｧﾙﾄｰｳﾚﾀﾝ系は、反応剤に毒性があり、今後の調査対象には含めない。

4．本年度の調査試験項目

前年度の試験結果を踏まえると、施工箇所が地下水位以下になることがあることを考慮して、各種

材料の湿潤状態における適用性を調べておくことが必要である。また、実施工を行う前に、材料の圧送性および地盤への浸透性を概略的に把握しておくことが必要である。そこで、本年度は以下の2項目について検討を行う。

(1)湿潤状態における空洞充填材の適用性に関する試験

(2)空洞充填材の圧送性および浸透性に関する模型試験

なお、(1)の試験に用いた材料は表－1に示すように8種類、試験項目は表－2に示す通りである。表－2には試験条件や試験数も併記している。

また、(2)に関しては、図－1に示すような模型装置を作製して各種材料の圧送性の程度を比較するとともに、地盤中でどのような浸透性を示すのかを調べた。なお、(2)の模型試験に用いた材料は表－1に示したものと同じであり、表－3および表－4には、圧送性および浸透性の試験条件を一覧する。

表-1 試験材料

NO.	材料の種類
1	アスファルト乳剤系
2	セメント-アスファルト乳剤系
3	ウレタン系(1)
4	セメント-セメント系
5	セメント-シリカ系
6	ウレタン系(2)
7	非ウレタン系
8	シリカ系

表-2 適用性試験条件

		膨張性	耐久性		接着性
試験方法		ブロック試験	一軸圧縮試験	曲げ試験	圧縮せん断接着方試験
試験条件	試験温度	18℃ 1水準 (水中養生18℃)			
	材令	3h,6h,1d,3d,7d,28d	3h,1d,7d,28d		
	供試体形状	φ65×12	φ50×100	40×40×160	70×70×2
	個数	3	3	4	4
	材種	8	8	8	8

表-3 試験条件(1)

材種	アスファルト乳剤系	セメント-アスファルト乳剤系	ウレタン系(1)	セメント-セメント系	セメント-シリカ系	ウレタン系(2)	非ウレタン系	シリカ系
目標ゲル化時間	1min 3min 6min	20min 22min 28min	60sec 120sec	30sec 60sec 120sec	15sec 30sec 180sec	30sec	45sec 90sec 130sec	480sec

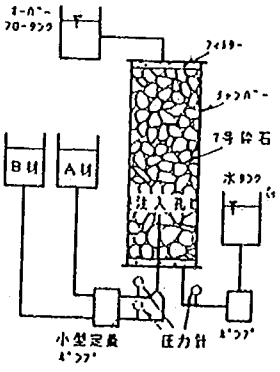


図-1 模型装置

表-4 試験条件(2)

試験条件	
流水量	なし 1ℓ cm/min
試料	7号砕石
試験温度	20℃
水温	20℃
個数	3個

5．管路周辺地盤の補強技術の概要

下水管で最も弱点となるのが、管継ぎ手部である。管の接合不良や目地材の老朽化により管の水密性が低下し、周辺土砂の流入に伴い図－2に示すように管外周部に大きな空洞を形成することがある。本課題では、このような比較的大きな空洞を生ずた場合と、管自体に軽微な破損を生じた場合を対象とし、基本的には非開削、つまり管内部から補修または空洞充填を行うことを考えている。また、このような箇所への空洞充填材としては、適用可能な各種既存のグラウト材や止水材を用いるか、または新しい材料を開発することを考えている。

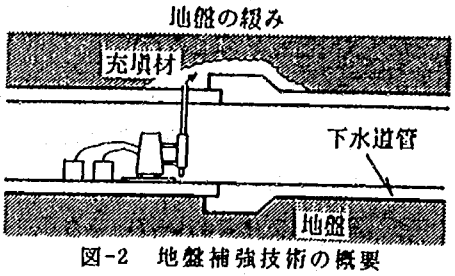


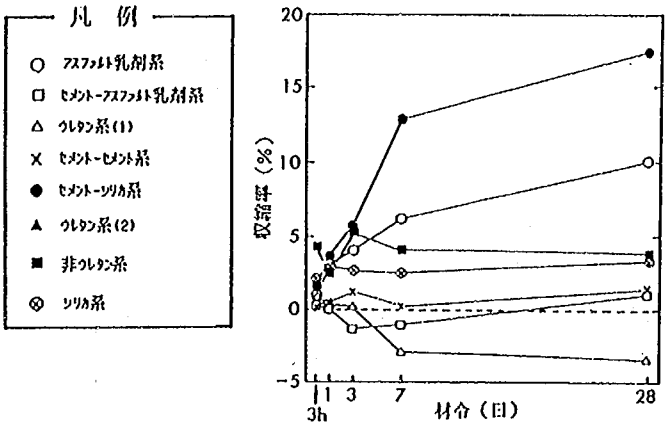
図-2 地盤補強技術の概要

6．調査結果

6．1　湿潤状態における空洞充填材の適用性に関する試験結果

（1）膨張性

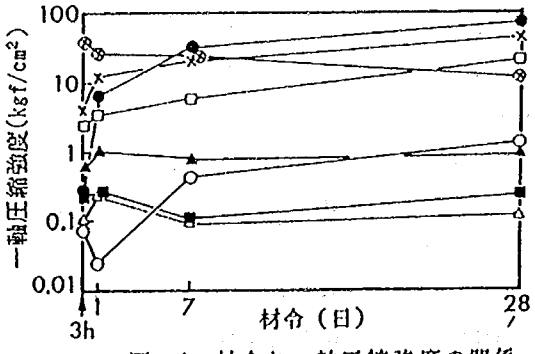
図－3には、各種材料を金属性の容器に入れ、硬化後に水中養生を行い、材令と収縮率の関係を示したものである。全材料とも極度の収縮をするものはない。ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系とｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、他の材料に比べて収縮率が高く、材令28日で10～20%である。ただし、ｳﾚﾀﾝ系(2)は水中において徐々に膨張し、材令28日では約２倍の体積になる。



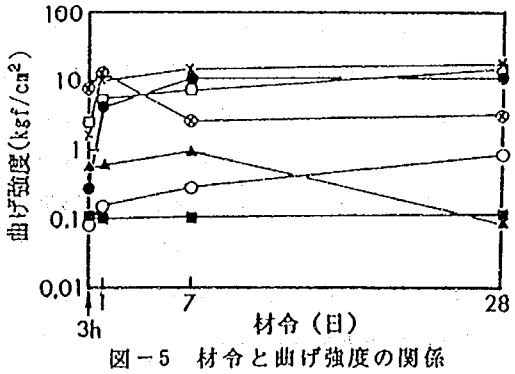
図－3　材令と収縮率の関係

（2）耐久性およびたわみ性

図－4、図－5には、各種材料の一軸圧縮強度、曲げ強度を測定材令で表したものである。これより、ｾﾒﾝﾄ系およびｼﾘｶ系は一軸圧縮強度が大きく、ｳﾚﾀﾝ系やｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は小さい。曲げ試験にお



図－4　材令と一軸圧縮強度の関係



図－5　材令と曲げ強度の関係

いても同様な傾向が認められる。なお、図－6を見ると、一軸圧縮強度の大きい材料は破壊ひずみが小さく、一軸圧縮強度の小さい材料は15%ひずみにおいて破壊は認められなかった。これらの傾向は、前年度の乾燥養生における試験結果と一致する。一軸圧縮強度の極端に小さいｳﾚﾀﾝ系(1)(2)、および非ｳﾚﾀﾝ系を除くものは、空洞充填

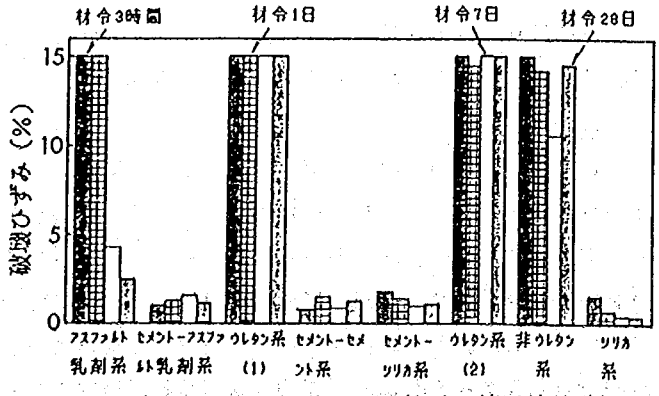


図-6　材令と破壊ひずみの関係（一軸圧縮試験）

材として適用性が高いと考えられる。また、ｼﾘｶ系の材料は材令とともに、一軸圧縮強度と曲げ強度が低下する傾向を示し、耐久性の面で検討する必要がある。

（３）接着性

２枚のｺﾝｸﾘｰﾄﾌﾞﾛｯｸに2mm厚の材料を挟んでせん断試験を行ったものである。測定された接着強度を図－7に示す。ｳﾚﾀﾝ系(1)(2)は、水中養生により接着強度が徐々に低下するが、変形追従性は高い。ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は材令7日までは供試体装着時に破壊し、測定不可能であった。破壊形態はｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系とｳﾚﾀﾝ系(2)、非ｳﾚﾀﾝ系が界面破壊であり、その他の材料は凝集破壊がほとんどであった。

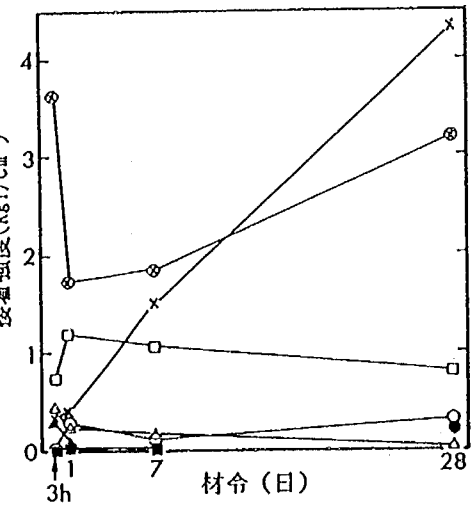


図-7　材令と接着強度の関係

６．２　空洞充填材の圧送性および浸透性に関する模型試験結果

（１）流出水量の変化

ここで言う流出水量は、材料の注入中に図－１のｵｰﾊﾞｰﾌﾛｰﾀﾝｸに出てきた水の重量である。

どの材料も注入時間に伴い、流出水量が増大するのが確認されたが、材料のｹﾞﾙ化時間やﾁｬﾝﾊﾞｰ内の流水の有無によって、流出水量のでかたに違いが見られた。なお、ﾁｬﾝﾊﾞｰ内の流水の条件は、表－４で既に示しているが、流水なしはﾁｬﾝﾊﾞｰ内に注水して静水状態である。また、流水ありは、水が鉛直上向きに10cm/min（約785cc/min)の流速で流れるようにした。

ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、ﾁｬﾝﾊﾞｰ内の流水が無い方が流出水量が多かった。これは、他の材料には見られない傾向である。ｾﾒﾝﾄｰｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、ｹﾞﾙ化時間の長い方が時間当りの流出水量が少なく、ｹﾞﾙ化時間が長い材料では、浸透性が悪化している可能性がある。ｳﾚﾀﾝ系(1)は、流水なしではｹﾞﾙ化時間の長短に関係なく、ほとんど同じ流出水量を示した。流水ありでは、材料が水に希釈され易いためか、材料の注入量よりも流出水量が多くなった。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系は、ｹﾞﾙ化時間が長いほど、また、流水ありの方が流水なしより流出水量が多かった。ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は、流水なしの条件ではｹﾞﾙ化時間に関係なく、時間当りの流出水量はほぼ同じあった。非ｳﾚﾀﾝは、流水ありでは材料の注入量よりも流出水量が多く、流水状態で希釈されやすいと考えられる。

（２）材料の固結状態

ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、ﾁｬﾝﾊﾞｰの中央部分でしっかりと固結しており、流水の有無による固結状態の違いは認められなかった。しかし、固結部の上下部は、固結が不十分であった。ｾﾒﾝﾄｰｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系と同じ固結状況であった。ｳﾚﾀﾝ系(1)は、ｹﾞﾙ化時間60secのものは良好な固結を示し、流水の有無の影響を受けないが、ｹﾞﾙ化時間120secのものは、全体的に材料が希釈されるのか、固結状態が弱い。また、流水の影響を受けて、ﾁｬﾝﾊﾞｰの壁面に沿って材料が流出していた。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系は、ﾁｬﾝﾊﾞｰの上端から下端までほぼ均一な固結物が形成されており（写真－１参照）、流水の有無で固結形状の違いは認められなかった。ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は、水によって少し希釈されているようであっ

たが、固結状態は良好であった。また、流水の有無によって固結状態の違いはほとんど無かった。ｳﾚﾀﾝ系(2)は、中央部分で固結が良好であったが、固結部の上下端は固結が弱かった。非ｳﾚﾀﾝ系は、均一な固結を示し、条件の違いによって固結状態に大きな変化は無かった。ｼﾘｶ系は、流水の有無の影響を受けないが、固結部の上下端で材料が希釈されていた。

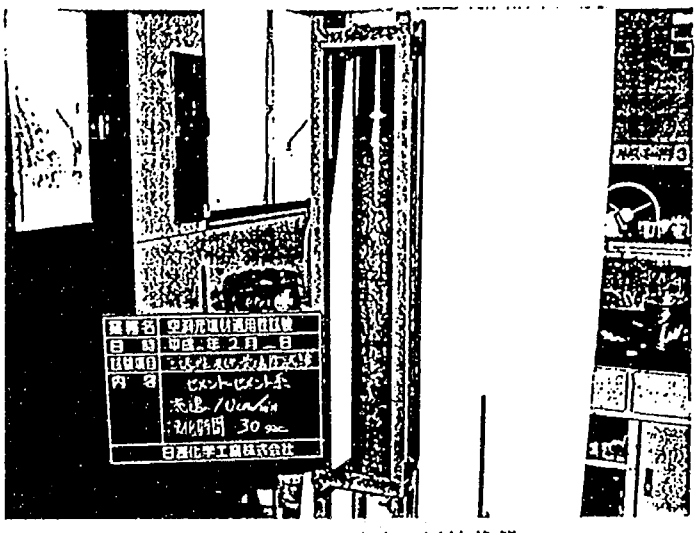


写真-1　ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系の固結状態

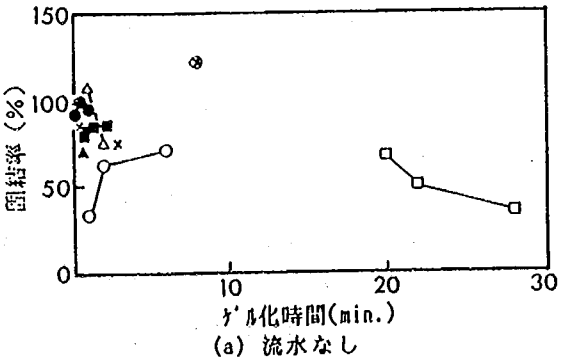
（３）固結率（図－８(a)(b)参照）

固結率は、以下の式によって算出した。

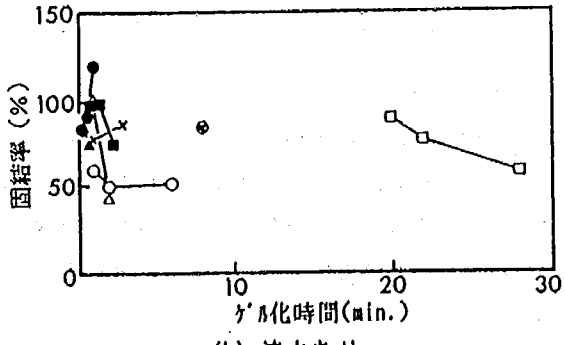
$$\text{固結率 } F = \frac{W}{W'} \times 100 \quad (\%)$$

ここで、W　：固結した注入材の重量(kg)
W'　：注入材の注入量(kg)

ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、流水の有無によって固結率の傾向が変わり、流水なしの場合は、ｹﾞﾙ化時間の長いものほど固結率が高く、流水ありの場合は、ｹﾞﾙ化時間が長くなると固結率は若干小さくなる。ｾﾒﾝﾄ-ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、ｹﾞﾙ化時間が長くなると固結率が小さくなる。ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系ｾﾒﾝﾄ-ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は流水ありの場合には希釈され、また、希釈されたものは流失していた。ｳﾚﾀﾝ系は、ｹﾞﾙ化時間の短いものは固結率が100%を超え、ｹﾞﾙ化しても新しい材料が既に固結した材料を突き破って注入されていると考えられる。また、ｹﾞﾙ化時間が長くなると、希釈されやすく固結率が小さくなる。ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系は、流水の有無にかかわらず、固結率が約80%であり、注入性がよく、固結しやすい材料である。ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系は、流水なしではｹﾞﾙ化時間の影響を受けずほぼ100%に近い固結率が得られている。また、流水ありではｹﾞﾙ化時間の長いものは希釈されるが、希釈されてもある程度の強度が得られており、固結率は約120%であった。ｳﾚﾀﾝ系(2)は流水の有無に関係なく、約70%の固結率



(a) 流水なし



(b) 流水あり

図-8　ｹﾞﾙ化時間と固結率の関係

であった。非ｳﾚﾀﾝ系は、ｹﾞﾙ化時間が長くなると流水の影響を受けて希釈されて流出していたようである。ｼﾘｶ系は、水に希釈されても固結状態を確保していた。

（４）流出水のpH

ここでは、pH 7.13の水を使用した。流出水のpHは、希釈されて流出した注入材料の量と材料自体のpHによって決まる。よって、希釈されやすく流出量の多いものほど、材料自体のpHに近い数字を示す。ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系（pH 11.5）、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系（pH 9）およびｾﾒﾝﾄ-ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系(pH 9）はｱﾙｶﾘ度が高く、希釈されやすい材料であると推察できる。その他の材料は、pHが7～8の中性領域であった。

7．まとめと今後の問題点

平成元年度の調査結果をまとめると以下のとおりである。

（１）ｳﾚﾀﾝ系は、空中養生28日では約90%収縮したが、水中養生を行うと28日で約3%の膨張が確認された。また、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系は、空中養生では固結表面に多数のｸﾗｯｸ発生が見られたが、水中養生では約17%の収縮し、ｸﾗｯｸは発生しなかった。

（２）ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系は、一軸圧縮強度は水中28日養生で42kgf/cm²で、空中28日養生(92kgf/cm²)に比べて約半分となる。材料の中にｾﾒﾝﾄを混合するものは、強度発現が大きく、破壊ひずみは1%程度と小さい。

（３）ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系の一軸圧縮強度および曲げ強度は、空中養生よりも水中養生が約20%増加した。ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系を除く材料は、材令28日の曲げ強度は空中養生と比較して、水中養生では約半分の強度となる。

（４）ｳﾚﾀﾝ系は、水中養生では圧縮せん断粘着力が非常に小さくなり、破壊形態も凝集破壊であった。また、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系を除く材料は凝集破壊であった。

（５）一連の試験より、材料の圧送性および浸透性に影響する因子として材料の粘性が挙げられる。適当な粘度は100cps程度であり、これよりも粘度の大きいものはある程度大きな空洞が適用対象になると思われる。

（６）浸透性が良く、固結率の高いものは、ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系、非ｳﾚﾀﾝ系、ｳﾚﾀﾝ系、ｼﾘｶ系であった。これらの材料は空隙の小さなところが適用対象になると思われる。一方、大きな空隙（空洞）に対しては、ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系、ｾﾒﾝﾄ-ｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系などが適当と思われる。

8．今後の問題点

今後の問題点は以下のとおりである。

（１）下水道管周辺の空洞探査手法に関して、既存の技術を応用し、定量的な探査手法を確立する。

（２）これまでに試験を行ってきた数種の材料について、実物大ﾚﾍﾞﾙの空洞充填実験を行い、充填用機械、充填条件（粘性、注入速度、注入圧等）について調べ、施工時の問題点等についてまとめる。

4．都市雨水流出抑制施設の機能に関する調査

総合治水研究室　室長　吉本　俊裕
研究員　須見　徹太郎
永友　嘉嗣

1.まえがき

都市域は人口・資産が集中し、水害に対する被害ポテンシャルが非常に高い。このため河川からの氾濫により大きな被害が生じるのはもちろんであるが、他の土地利用の場合ではあまり問題とならないような内水氾濫によっても相当の被害が生じる。

下水道と河川とは共に、このような都市域の排水に大きな役割を果たしている。下水道施設は都市の面的な排水を受持ち、河川は排水施設の根幹として流域全体からの排水を行っている。従って都市域の浸水に対し適正な安全度を確保するためには、河川と下水道との調和のとれた施設整備が必要であり、また施設整備のための全体計画として都市域の総合的な雨水処理計画の策定が必要である。

都市域においては、河川や下水道幹線への負担軽減を図るために、幹線貯留型、貯水池型など各種の流出抑制型の下水道施設が施工されている。これらの施設は、各々の施設計画に基づき計画・設置されるが、都市域の総合的な雨水処理計画を考える際には、これら施設の個別の水理特性だけではなく、施設が流域全体の流出特性に対しどのように影響するかを把握することが重要である。

本調査は、この様な流出抑制施設の流出抑制機能を評価する手法を検討することを目的とし実施したものである。

2.調査の概要

本調査は、昭和６２年を初年度とする３年計画で実施した。昭和６２年度は、実流域において流出抑制施設の設置状況及び維持管理の状況について調査した。設置状況調査については神奈川県の二級水系境川支川いたち川及び埼玉県一級水系新河岸川支川久保川において、流出抑制施設の諸元・位置及び流域の排水系統について現地調査を行っている。また流出抑制施設の維持管理状況については、全国の総合治水特定河川流域において、維持管理本体、費用、問題点などについてアンケート調査を実施した。また流出抑制施設の水理的機能に関する基礎的な検討を行った。

昭和６３年度は、流域の地表条件、流出抑制施設、小排水路等の流域内の詳細な情報を組み込める数値流出モデルとしてマルチフィルターモデル（以下ＭＦモデルと略す。）を開発した。また本モデルを昭和６２年度に調査したいたち川流域（流域面積14.07Km²）に適用し、土地改変、流出抑制施設、河川改修などの影響について、応答分析を行っている。

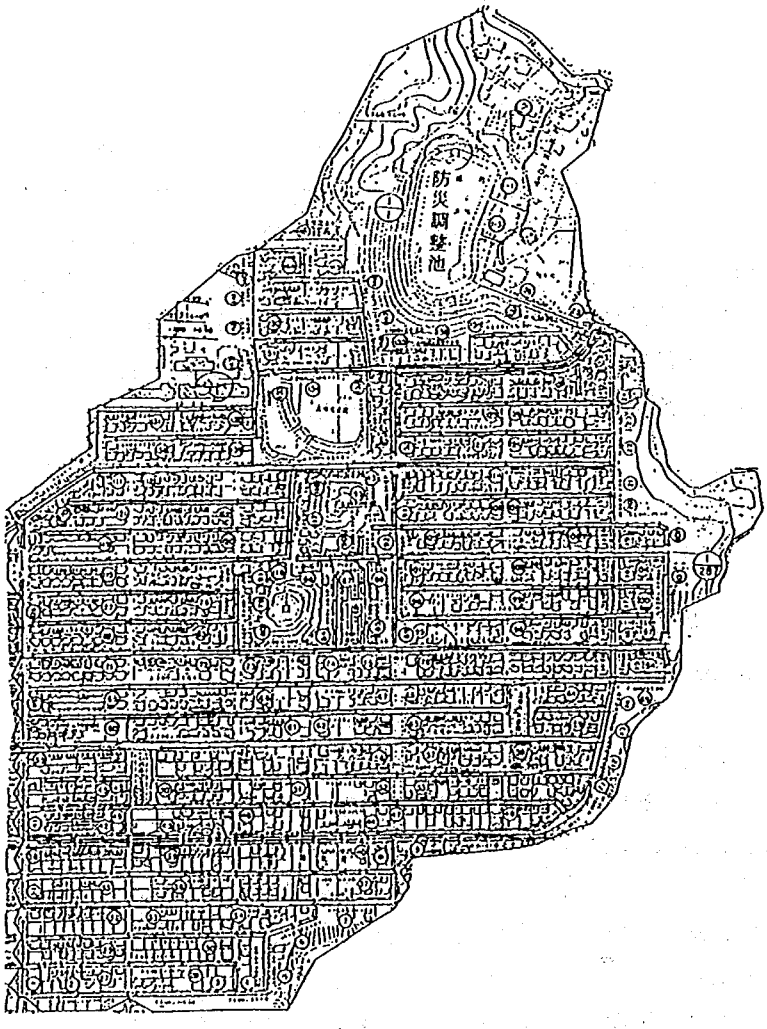
平成元年度は、６３年度のモデルにおいて流出要素として取り扱っていた下水道整備地域の斜面に

ついて、雨水管排水路網図を基にＭＦモデルで表現し、各戸貯留・浸透、浸透性舗装、下水管内貯留など規模の小さい流出抑制施設の効果について検討した。さらにこれらの結果から、各施設の経済性について検討した。

3.調査結果

3.1 検討対象地区

検討対象地区は、神奈川県横浜市栄区の新大船住宅地区とした。本地区は、昭和６２年度に調査した境川水系いたち川の上流部に位置しいてる面積 46.05haの斜面流域である。地区内は宅地の開発と同時に分流式の下水路網が整備されており、雨水管の流末は防災調整池を中間に介していたち川につながっている。図－１に検討対象区域図を示す。地区内の雨水管路の総延長は約1,600m、マンホール数は５７５個である。



図－１　検討対象区域図

3.2 下水路網特性

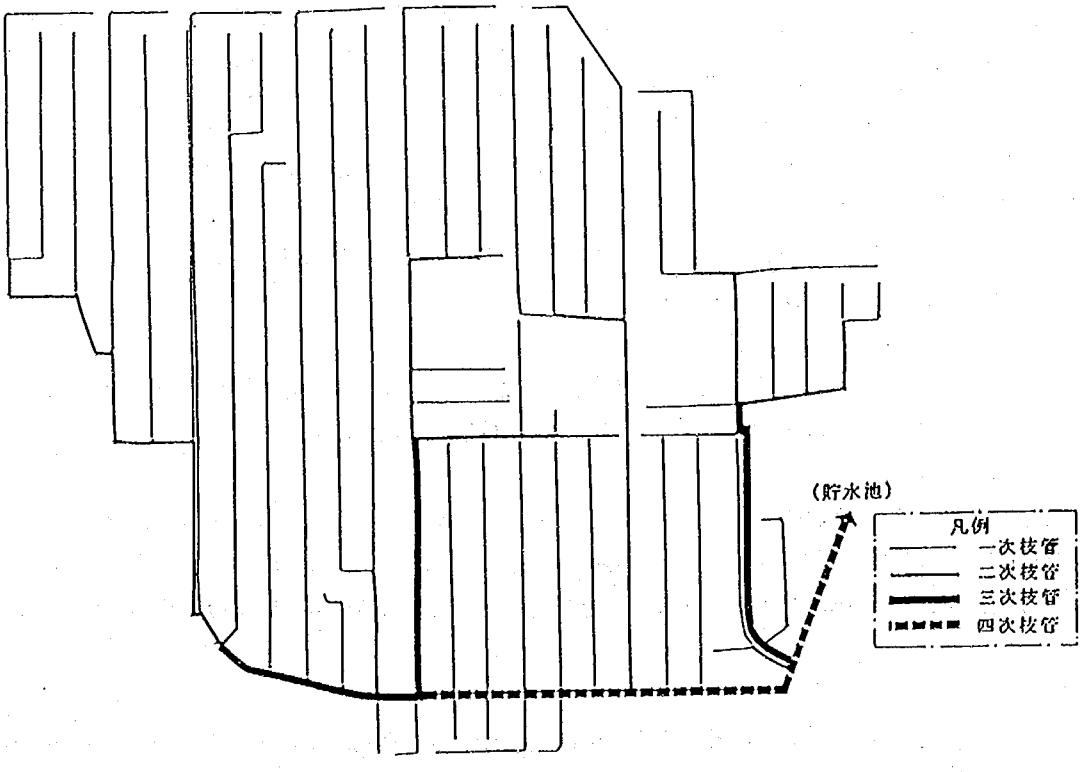
自然河川の河道網の統計的法則性は、複雑な流域の流出過程を集約化する際に有用である。これらは、角屋の洪水到達時間推定式、星らのプラサド型流出モデルのパラメータの推定などに応用されている。渡辺は、自然河川と同様に下水管路についても統計則が成立し、モデルのランピング等に応用できるものと考え、松山市、大阪市の下水路網のデータにより統計則の検討を行っている。今回の検討でも流域のモデル作成の際の簡便化のため、検討地区内の雨水管を、河川網に関するホルトン型の河道次数の考え方により整理し、渡辺の結果と比較した。

下水路網の統計則の一般形は以下のとおりである。

$Si = Sl \cdot Rs^{i-1}$ or $Sl \cdot Rs^{i-1}$ （Rs ≧1となる方の式を用いる。）

ここに、i：下水路網次数、Si：次数iの下水路の統計量（河道数・河道勾配等）、Sl：次数1の下水路の統計量、Rs：統計特性を表すパラメータである。

図－2に検討区域の次数別管路網図を、表－1に、管路次数と管路諸元の統計量を、また表－2に各諸元のRsを渡辺の調査結果と比較したものを示す。管路長則以外は、検討区域のパラメータは、渡辺の調査結果の範囲内である。管路長に関しては、今回の調査区域の地形特性が影響しているものと思われる。今回の調査区域は片斜面であるため、1次管の中に斜面方向に流域の上端から下端まで延びているものがあり、この結果低次管の平均管路長が長くなったものと考えられる。



図－2　次数別下水管路網図

以上より、今回の検討流域においても、管路長を除き一般に統計則のパラメータが他の流域と整合することが分かった。

表－1　枝管次数と平均諸元値

	1次	2次	3次	4次
枝管本数	51	8	3	1
平均枝管長（m）	25.645	25.131	25.485	27.289
平均管径（mm）	320	578	843	1,483
平均勾配（‰）	18.1	11.6	10.6	3.0
平均マンホール数	8.5	11.3	11.0	18.0

3.3 解析モデル

流出抑制施設の効果を把握するための、数値流出モデルとしては昭和６３年度に開発したＭＦモデルを用いた。ただし、検討流域のマンホール数が575 個と多くこれらの流入域を各々モデル化するには多大の労力を要するなどの理由により、以下のようにモデルの簡略化を行った。

表－2　下水管路網統計則のパラメータ比較

	新大船住宅	渡辺（松山・大阪）		
		Max	Min	Avr.
管路数則	3.59	4.51	3.23	3.93
管路長則	1.27	2.17	1.77	1.94
集水面積則	3.93*	5.27	3.66	4.43
管路勾配則	1.73	1.83	1.17	1.50
管路径則	1.65	1.75	1.48	1.61

注）＊は、集水面積の代わりにマンホール数を用いた。

①マンホールへの流入域の土地利用別面積については、全てのマンホールについて流域の平均値を用いる。その値は１マンホールあたり屋根216.2m²(26.9%)、道路221.0m²(27.5%)、浸透域366.5m²(45.6%)である（以下、このマンホール流入域を単位集水モデルという）。

②１次枝管についても、マンホール数、管路勾配、管径および枝管長の平均値で全ての１次枝管の流量の計算を行う。

これらの簡略化後の流出モデルネットワーク図を図－３に示す。

3.4 オンサイト型雨水流出抑制施設

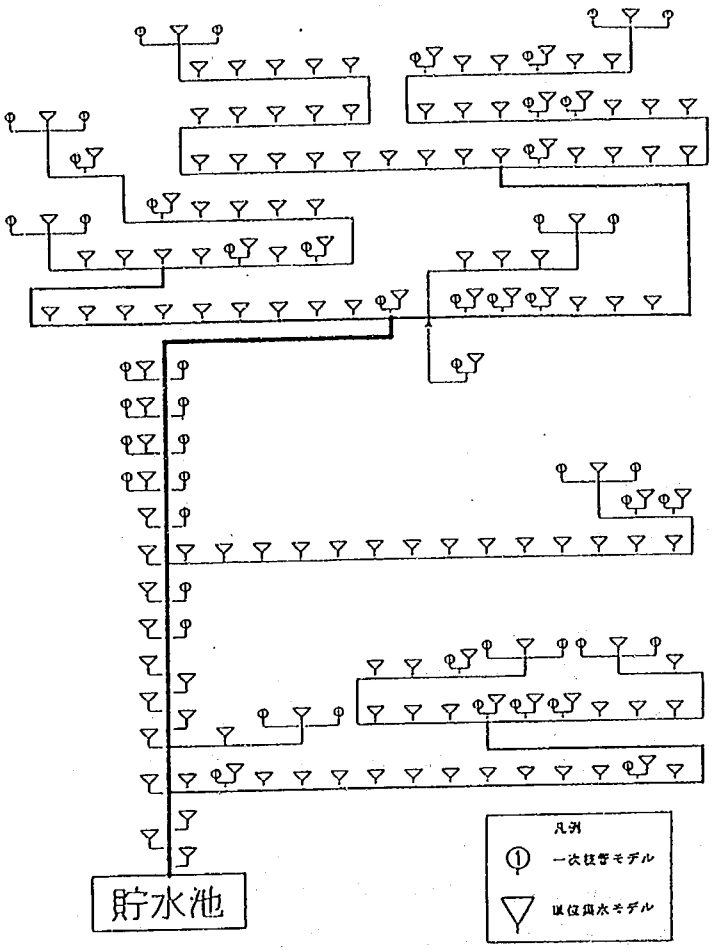
図－４に、オンサイト型雨水流出抑制施設の一般概念図を示す。今回の検討ではこれらの施設のうち以下の５種類の施設を取り上げ、その流出抑制機能を検討した。

①各戸貯留施設

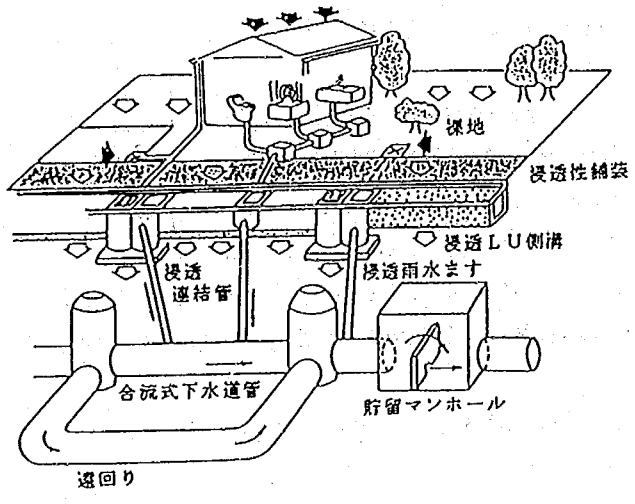
各戸貯留施設は各住居の庭などの敷地内において、雨水を貯留する施設である。したがって貯留の対象となるのは屋根および浸透域からの流出雨水である。今回の検討において施設の規模は千葉県の真間川流域の事例などから、500m³/haとした。また常用放流口の設計規模は降雨確率1/10対応とした。

②各戸浸透施設

各戸浸透施設は各住居において雨水を地中に浸透させるための施設である。ただし施設の浸透面での目づまりが維持管理上の問題となるため、処理対象は、懸濁物質の少ない屋根雨水に限られることが多く、今回の検討においても屋根雨水のみとした。今回の検討においては、浸透施設として



図－３　流出モデルネットワーク図



図－４　流出抑制型下水道システムの一般概念図

浸透マスを用いることとし、設置数は1棟あたり2ヶ所とした。また施設の浸透能力は、各自治体の浸透施設設置基準などの平均的な値として0.5m³/hr/ヶ所を用いた。

③浸透性舗装

浸透性舗装は道路面の雨水を多孔質のアスファルトコンクリートを通して直接地中へ浸透させようとするものである。現在浸透性舗装の施工実績としては、路面への荷重の小さい歩道・広場などが主であるが、ここでは将来的に走行路面でも一般的に用いられると仮定し、全道路面からの浸透を考えた。浸透性舗装の浸透能力は、②と同様に平均的な値として20mm/hrを用いることとする。

以上の①～③は各々単位集水モデルのなかに施設機能を組み込んだ。

④マンホール貯留

マンホール貯留は、マンホールの中にオリフィスの付いた堰を設け、マンホール及びその上流の管路内で雨水を貯留しようとするものである。今回の検討では貯留量をマンホール部においてはマンホール底から堰頂までの容量、上流管路についてはマンホールとマンホールの間の一区間（25.6m）とした。また施設設置ヶ所は各々の一次枝管の末端とし、一次枝管モデルのなかに組み込んだ。

⑤遠回り下水路

遠回り下水路は、下水管経路を遠回りさせることにより、管内で貯留効果および合流遅れによるピーク低減を図ろうとするものである。今回の検討では4次枝管の一部（約230m）をその3倍の長さの管路でバイパスさせるモデルを用いた。バイパス管の諸元は、元の管に対し勾配1/3、管径は約1.3倍とした。管径の増加については勾配がゆるくなった分の流下能力の減少を補償するためのものである。

3.5 流出抑制効果

それぞれの流出抑制施設の効果を把握するために表－3のケースを設定し、流出計算を行った。また降雨規模は、1/3、50mm/hr相当（1/6.3）および1/10とし、降雨波形は中央集中型モデル波形とした。それぞれのケースの流末地点におけるピーク流量およびピーク遅れ時間の一覧を表－4に示す。

表－3　検討ケース

CASE1	流出抑制施設なし
CASE2	各戸貯留施設
CASE3	各戸浸透施設
CASE4	浸透性舗装
CASE5	マンホール貯留
CASE6	管路遠回り
CASE7	全流出抑制施設

個別施設毎では、ピーク低減率のもっとも高いのは各戸貯留施設で、以下浸透性舗装、各戸浸透、遠回り下水管、マンホール貯留の順である。1/10降雨に対するピーク低減率は大きい順に、50.5%、4.8%、2%、1.6%、1.3%である。また全施設を設置した場合には60.7%である。ただしこれらの結果は、施設規模、施設設置区域などに依存するものであるから、この結果だけから各施設の優劣が決まるわけではない。

3.6 経済性の検討

各施設についてピーク低減1m³/sあたりの流出抑制年費用を計算した。年費用の算定は次式によった。

表－4　流出計算結果（流末地点）

降雨規模	流出抑制施設	ピーク流出量 (m^3/s)	ピーク遅れ時間 (分)
1/3	なし	5.648	7
	各戸貯留施設	2.838	8
	各戸浸透施設	5.109	6
	浸透性舗装	4.853	7
	マンホール貯留	5.620	9
	遠回り配管	5.569	10
	全施設	2.010	17
1/6.3 (50mm/hr)	なし	7.030	7
	各戸貯留施設	3.544	7
	各戸浸透施設	6.489	7
	浸透性舗装	6.234	7
	マンホール貯留	6.960	9
	遠回り配管	6.916	10
	全施設	2.722	14
1/10	なし	8.142	7
	各戸貯留施設	4.030	7
	各戸浸透施設	7.559	7
	浸透性舗装	7.346	7
	マンホール貯留	8.036	9
	遠回り配管	8.008	10
	全施設	3.203	16

流出抑制年費用＝施設設置年費用＋年維持費

施設設置年費用＝年利子＋年償却費

$$=\text{施設設置費}\times\left\{i+i/\left\{(1+i)^n-1\right\}\right\}$$

ここに i：利子率、 n：施設耐用年数で今回の検討においては、治水経済調査要綱を準用しx = 4.5%、n = 50 年とした。流出抑制施設の工事単価はそれぞれ簡単な積算により求めた。計算に用いた単位は表－5に示すとおりである。また年維持費については各戸浸透施設のみ年1,000円/ケ所を見込んだ。

表－5に各施設毎の1 m^3/sあたりの流出抑制年費用の一覧表を示す。最も経済的なのがマンホール貯留の243万円／（年・m^3/s）で、以下浸透性舗装、各戸貯留、各戸浸透、遠回り配管の順である。ただし、ここに示した数値は特定の流域において、特定の流出・経済のモデル化を行って求めたものであるから、さらにケーススタディ等を積み重ねて一般性を示す必要があろう。また、浸透

型の施設の場合、単に流出を抑制するだけではなく、地下水の涵養などの副次効果が期待できるので、これらの要素も考慮して最終的な評価をする必要があろう。

表－5　流出抑制年費用

流出抑制施設	流出抑制流量 (m^3/s)	流出抑制費用 (千円)	1 m^3/s当り流出抑制年費用 (千円／m^3/s)
各戸貯留施設	4.112	22,553	5,485
各戸浸透施設	0.583	13,023	22,338
浸透性舗装	0.796	2,884	3,623
マンホール貯留	0.106	258	2,434
遠回り配管	0.134	6,629	49,470
全　施　設	4.939	45,347	9,189

4.おわりに

本年度は本調査の最終年度であり、各流出抑制施設の経済的評価まで踏み込んだ検討を行った結果、各施設の経済評価手法およびそれらの費用についておおむね示すことができたと考えられる。しかしながら本検討は1流域を対象とした1つのケーススタディにすぎず、今後結論の一般性を示すためには、土地利用条件・施設設置条件などの異なる流域でさらに数多くのケーススタディを行う必要があるであろう。また流域条件を一般化するためには、下水路網の統計則等についてさらに検討を進め、これを用いて流域条件の理論的な取扱い、さらに流出抑制施設をも組み込んだ流出モデルのランピング手法の検討が必要と考えられる。

5.参考文献

1)　角屋・福島：中小河川の洪水到達時間、京大防災研年報、第19号 13 、1976
2)　星・村上：小流域における総合貯留関数法の開発、第31回水理講演会、1987
3)　渡辺：都市下水道流域の流出解析と流出制御に関する基礎的研究、1989

5．コンポスト汚泥等の緑化への利用に関する調査

緑化研究室　室　　長　半田真理子
主任研究員　小澤徹三
飯塚康雄

1．まえがき

近年の下水処理施設の急速な整備に伴い、下水処理の最終過程で発生する汚泥の処理処分の方法が重要な課題となってきているが、汚泥には有機物が豊富に含まれていることから、これを肥料又は土壌改良資材として緑地に利用する試みがなされている。当研究室における昭和62年度までの調査においても概ねその効果が確認され、それらをもとに「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」（昭和62年 3月、建設省都市局）が作成されている。しかし重金属及び細菌による汚染に対する不安や生理的嫌悪感を払拭しきれないという問題の他、下水汚泥は緑地利用を目的として製造されるものではないため、汚泥の品質、施用方法等によっては植物の生育に障害が現われることもあり緑地での利用はあまり進んでいないのが実情である。このためこれらの問題点についてより詳細な調査を行い使用者の不安を除く努力が求められている。また乾燥化、コンポスト化等の処理を行わない消化脱水汚泥は安価な反面、悪臭や高い含水率のため取扱性に難があるという問題を抱えており、経済的な土壌改良等を進めるうえで最大の障害となっている。そこで、昭和63年度より土壌改良資材として有効利用を図るための基礎的データの蓄積を行ってきた。

2．調査目的

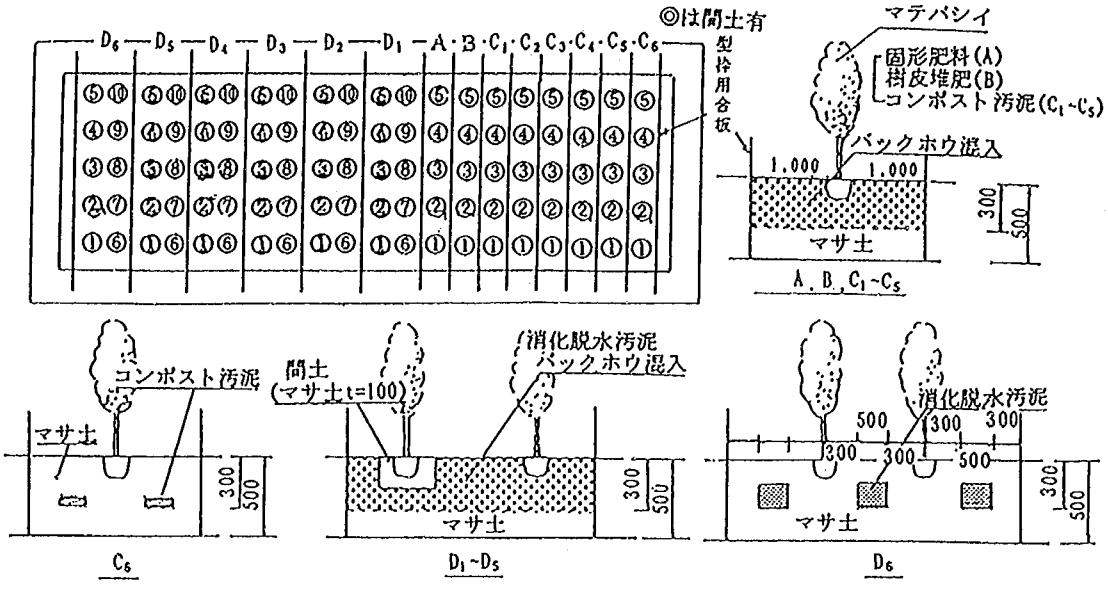
本調査はコンポスト汚泥及び消化脱水汚泥の緑地への施用に係る効果及び植物に対する生育障害の状況を把握し、「都市緑化における下水汚泥の施用指針(案)」を補強すること等を目的として行った。

3．調査方法

調査は、①土壌改良効果に関する調査、②汚泥利用に関するアンケート調査、③「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」の補強等より構成される。

3-1．土壌改良効果に関する調査

昭和62年 9月に土木研究所構内に設置したコンポスト汚泥及び消化脱水汚泥（以下この両者をまとめて「汚泥類」という。）を用いた植栽試験地において、植栽樹木の生育状況調査及び植栽地の土壌調査を行うことにより汚泥等の施用効果を確認した。植栽試験地の概要を図－1に、植栽試験の概要を表－1に示し、調査の項目及び方法ついての概要を以下に示す。なお植栽樹種は全てマテバシイである。また、使用した肥料や堆肥等の成分分析値を表－2に示す。



図－1　植栽試験地の概要

（1）樹木の成長量

樹木の成長量等の把握のため、以下の項目について測定した。

①樹高(地表から樹木の最も高い頂芽まで)

②枝幅（東西、南北の２方向）

③根元径（地上 5cmの部位の長径）

④葉色（新旧各3葉をグリーンメーターで）

⑤活力度（科学技術庁方式の評価基準）

（2）土壌の理化学性

土壌の物理性として土壌硬度、土壌の化学性として表－３の項目の測定を行った。ただし、サンプリングの際に、併せて断面観察も行った。

①土壌硬度（長谷川式土壌貫入計で地表面下60cmの深さまで連続的に測定）

②土壌化学性(図－１に示す位置から採取した試料をよく粉砕撹拌した後、表－３に示す項目及び方法で分析)

3-2．汚泥利用に関するアンケート調査

平成元年２月に、当研究室から造園施工業者

表－１　植栽試験の概要

試験区 / 混入資材・区名		面積	施用量 kg	施用量 kg/m²	混入深m	混入量 kg/m³	窒素量 g/m³
固形肥料	A	18.0	28	1.6	0.30	5.2	192
樹皮堆肥	B	18.0	540	30.0	0.48	62.5	－
コンポスト汚泥	C_1	18.0	120	6.7	0.48	13.9	89
	C_2		240	13.3	0.48	27.8	178
	C_3		360	20.0	0.50	40.0	267
	C_4		500	27.8	0.43	64.6	371
	C_5		620	34.4	0.53	65.0	460
	C_6		360	地表面下30cm帯状施用			61
消化脱水汚泥	D_1	18.0	500	15.9	0.40	39.7	122
	D_2		1,000	31.7	0.43	73.8	183
	D_3		1,500	47.6	0.46	103.5	245
	D_4		2,000	63.5	0.43	147.7	306
	D_5		2,500	79.4	0.44	180.4	
	D_6		1,500	地表面下30cm帯状施用			

表-２　使用材料の成分

材料名	成分名及び量
固形肥料	緩効性IB化成肥料12-6-6-2(N,P,K,Mg)
コンポスト化汚泥	全窒素1.78%、全炭素27.87%、C/N比15.6、全ネラウムA3.52me/100g、全カルシウムA14.36me/100g、含水率24.5%、全銅量5.27mg/100g
消化脱水汚泥	全窒素2.14%、全炭素27.45%、C/N比12.8、全ネラウムA5.05me/100g、全カルシウムA9.05me/100g、含水率81.9%、全銅量6.05mg/100g
土壌	全窒素0.1%未満(NH_4-N 1.83mg/100g,NO_3-N 0.01mg/100g未満、置換性ネラウムA0.07mg/100g、有効態P2.6mg/100g、PH(H_2O)6.4、電気伝導度(EC)0.01mS/cm、塩基置換容量(CEC)5.3me/100g

注）汚泥に関する分析値は農ケ浦浄化センターより入手

に対して実施された「緑地における下水汚泥利用に関するアンケート」（図－４参照）について集計解析を行った。このアンケートでは、コンポスト化汚泥と消化脱水汚泥の２種類について、各々ほぼ同様な内容のものを聴取した。

４．調査結果

4-1.土壌改良効果に関す調査

（１）樹木の成長量

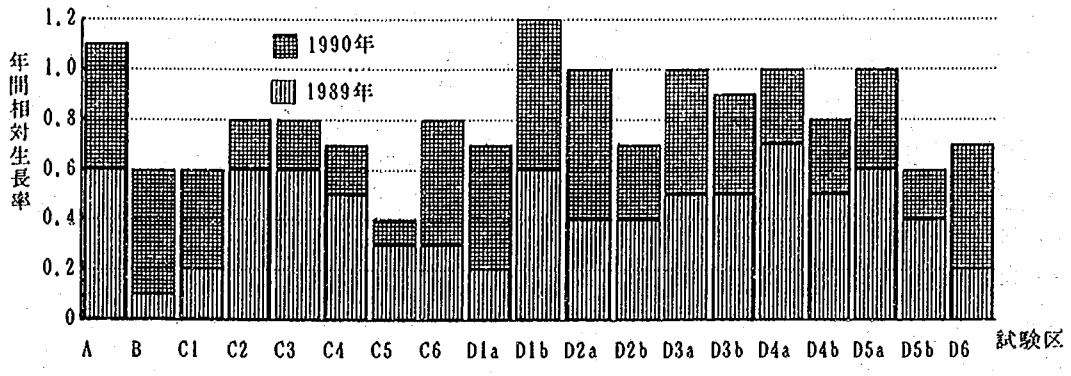
測定項目（樹高、枝幅、根元径）において同じ傾向がみられたので、最も一般的な樹高を代表として、樹木の成長量に係る調査結果を、図－２に示す。これは、樹木の成長量を経年的に評価するため、植付時の平均樹高を「１」として、その後の２年間の成長量を元の樹高に対する割合、即ち、成長率でみたものである。これによると、２年間とも最大の成長率をしめしたのは、間土なしの D1b区及び固形肥料の A区であった。また、初期成長に比べ２年目の成長が悪かったのがコンポスト汚泥区の C2～C5、消化脱水汚泥区の D2b、D3～D5であり、さらに、初期成長に比べ２年目の成長がよくなったのが、パーク堆肥区の B、コンポスト汚泥区の C1、溝状施用の C6、消化脱水汚泥区の D1a、D2a及び溝状施用の D6であった。本試験では、汚泥類において消化脱水汚泥区の方が成長が良く、その中で合間土のある方が全般的に成長が良かった。

葉色は窒素分の効果を反映していると考えられるが、新葉で比較する限り、昨年度より固形肥料やコンポスト化汚泥は効果が減少していると考えられる。

樹木活力度をみると、樹木成長量とほぼ同様な結果を示し、コンポスト汚泥区より消化脱水汚泥区の方が樹勢が良かった。ネクロシスでもほぼ同様であったが、消化脱水汚泥区では施用量の増加と供にその程度が増す傾向がみられたが、旧葉に関しては汚泥処理区において葉色異常等がかなりみられた。

（２）土壌の理化学性

貫入計により、地上より60cmまでの土壌の柔らかさの度合を調べたところ、１年を経過しても変化の傾向はみられず、マサ土の自然固化、汚泥による土壌膨軟化もみられなかった。



図－２　樹木成長率の経年変化

土壌化学性の分析結果を表－３に示す。前述の旧葉の葉色異常等の障害や、逆に新葉の葉色が濃いことなどから、窒素分や燐酸分の不足が考えられないこと、旧葉に障害が発生しており、新葉には発生していないこと等から、成長に関係があり、植物体内を移動し易い物質が関係していることが判明した。さらに、一般的に汚泥はカリウムが不足していること、図－３で分かるように汚泥施用区で全般的にカリウム分が不足していること及び、一般的な土壌ならば緑化樹が成長するのに必要なカリウム分は天然中に含有されるのであるが、今回は肥効を効果的に表すために保肥能が低い粒子の粗いマサ土を使用していること、そして雑草のため少ないカリウム分がさらに吸収されてしまったため、症状がでたのではないのかと考えられる。緑化樹への汚泥の施用に関しても、バランスのとれた肥料成分の保持の観点から、緩効性のカリ肥料等の添加が必要であろう。さらに、汚泥類の実際の C/N比をみると、出荷時の値と異なっており、コンポスト化汚泥では 8.4で肥料に近く、消化脱水汚泥では 10.1であり、コンポスト化汚泥では施用量が多いもので濃度障害、２年目以降は多くが流亡のため、肥料切れ的な症状がでたものと考えられる。

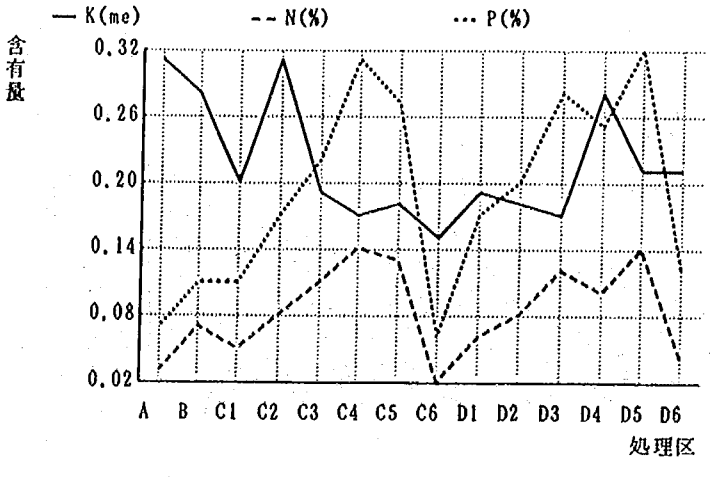
この２年間の追跡調査結果では、消化脱水汚泥の最適施用量としては、D1(15.9kg/㎡)～D4(63.5 kg/㎡)までは生育に大差がなく、D1以外は合間土があれば良いものと考えられる。コンポスト化汚泥では、最適施用量以前にC/N比に注意し、消化脱水汚泥も含めた汚泥類の施用では、特にカリウムに留意し、養分バランスを考慮していく必要があるものと言える。

4-2.汚泥利用に関するアンケート調査

表－３　土壌等分析結果

処理区	PH(H_2O)	EC	全炭素	全窒素	C／N	EX-K	CEC	全燐酸
		μS	%	%		me/100g		%
A	5.3	32	0.68	0.03	26.2	0.31	8.5	0.07
B	6.9	11	1.88	0.07	26.1	0.28	12.1	0.11
C1	5.6	17	1.13	0.05	21.3	0.20	10.9	0.11
C2	5.5	22	1.19	0.08	14.9	0.31	11.1	0.17
C3	5.2	29	1.63	0.11	14.3	0.19	10.3	0.22
C4	5.3	43	1.47	0.14	10.9	0.17	11.0	0.31
C5	5.4	28	1.45	0.13	11.4	0.18	11.6	0.27
C6	5.7	10	0.74	0.02	32.2	0.15	8.4	0.06
D1	5.3	15	0.91	0.06	14.2	0.19	12.6	0.17
D2	5.0	25	0.90	0.08	12.0	0.18	11.3	0.20
D3	4.6	37	1.30	0.12	11.0	0.17	12.0	0.28
D4	4.8	31	1.20	0.10	11.8	0.28	12.7	0.25
D5	4.7	30	1.59	0.14	11.8	0.21	12.3	0.32
D6	5.5	13	0.80	0.04	19.0	0.21	9.3	0.12
消化脱水汚泥			13.80	1.37	10.1	（試験区より採取し、分析した値）		
コンポスト化汚泥			21.70	2.58	8.4			

注）EX-Kとは置換性カリウムのことである。
<分析方法>
①PH(H_2O)：ガラス電極法(1:2.5)　②全炭素(有機炭素)：チューリン法
③EC(電気伝導度)：ガラス電極法(1:5,25℃換算)　④全窒素：ケルダール法
⑤全燐酸：バナドモリブデン法
⑥CEC(塩基置換容量)：セミミクロショーレンベルガー法
⑦EX-K：原子吸光法(1N酢酸アンモニウム浸出液)



図－３　N･P･K 成分の試験区毎の分析値

平成元年に、汚泥類に対する利用者の意見や希望等を把握し、利用され易い汚泥類の在り方を探るため、全国の緑化業者（技術者）130社に対し、アンケート調査を行った。このうち、有効回答数が123社あり、このうち３社は業者名が未記入であった。質問事項の概略及び回答数等の集計結果については、図－４に示す通りである。

		コンポスト化汚泥 乾燥	コンポスト化汚泥 汚泥	消化脱水汚泥
(1)緑農地で肥料や土壌改良材として利用されているのを知っているか？	①YES	1	10	59
	②NO		12	61
	無回答		11	3
(2)施用経験はあるか？	①YES		67	21
	②NO		43	37
	無回答		13	1
(3)使用した汚泥の種類は？	(重複6)		45	26
(4)使用した目的は？	①肥料		33	13
	②改良材		46	14
	③その他		4	1
	無回答		2	0 (重複6)
(5)効果は？	①肥料効果大		9	3
	②肥料効果中		17	10
	③肥料効果小		1	2
	④未確認		12	2
	⑤改良材効果大		2	0
	⑥改良材効果中		16	5
	⑦改良材効果小		2	2
	⑧未確認		27	5
	⑨その他		6 (重複27)	1 (重複9)
(6)今後も使用したい。	①積極的に		22	8
	②設計書にあれば		85	75
	③使いたくない		7	15
	無回答		10 (重複2)	23 (重複1)
(7)積極利用の理由は？	①効果大		7	2
	②安い		9	5
	③その他		9	3
	無回答		2 (重複5)	0 (重複2)
(8)使用したくない理由は？	①臭気		38	45
	②病原菌		16	23
	③重金属		21	33
	④取り扱い困難		39	30
	⑤効果なし		12	26
	⑥面倒		4	3
	⑦入手手続き		22	20
	⑧高価		9	—
	⑨その他		24	22
	無回答		3 (重複94)	0 (重複113)
(9)どのように改良したら使用するか？	①臭気対策		47	53
	②病原菌徹底証明		20	46
	③重金属安全基準内証明		34	35
	④無機化		40	35
	⑤手続き簡略化		29	25
	⑥面倒しない		14	—
	⑦価格安く		15	—
	⑧その他		10	15
	⑨使いたくない		3	1
	無回答		0 (重複126)	3 (重複121)

図－４　アンケート調査結果

内容を細かくみると、汚泥類の使用経験が無いものでも使いたくないとしている点や、その理由として汚泥類に共通のものは「(8)の①～⑤及び⑦」であり、「⑨」のなかでは、「効果が確認できない」や「製品知識がない」の意見が比較的多くみられたので、少なくともコンポスト化汚泥では、科学的データを駆使したPR不足と考えられる。さらに、「(8)の⑦」及び「(9)の⑤」で入手手続きが面倒なので簡素化をすべきとしているのも、流通経路の不備があげられる。「取りに行く」から一定範囲を決めて「一つからでも配達する」の姿勢が求められているものと考えられよう。しかし、「(5)～(7)」みられるように、効果については、特に肥料効果については大方認識されているものと言える。ただし、肥料効果と土壌改良効果に分けられてはいるが、残念ながら明確に区分されている訳ではなく、汚泥類の製品が非常にバラエティに富んでいるわりには、今まで分類されていなかったことが考えられる。今回のアンケートでも、製品の等級分類をしてもらいたいと言う意見があるのは、利用者としては当然のことと考えられる。「(9)の①、③、④」に集約されるように、臭気対策、重金属の安全基準内であることの証明や病原菌等に関する安全性の積極的 PR や啓蒙活動により、使用経験が無くとも拒否反応を示すようなことはなくなるものと予想される。緑化業者においては、アンケートの「(6)の②」にあるように、「汚泥類は、設計書にかかれてあれば使うが、自分からは使いたくない」というのが本音であると考えられるので、科学的態度に基づいた汚泥

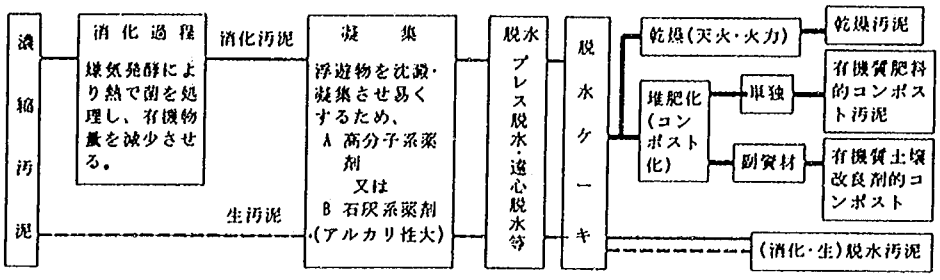


図-5　汚泥類の発生及び生産概略図

類の実状の PRとともに、製品の改良及び施工法の改善が必要であることが確認された。

4-3.都市緑化における下水汚泥の施用指針(案)の補強・修正

今回の試験に基づき、施用指針(案)の補強・修正を試みたが、内容に関しては、ほとんど網羅されており、そのような箇所は多くなかった。しかし、その過程において、実務において使用するには、かなり内容が多方面にわたっているため、実際の使用者（緑化業者を含む緑化関係者）の立場に立っていない面が多少みられた。そこで、この施用指針(案)を有効に使用するための手引解説的な意味において、補強・修正の検討を行った。以下に、その主要点を示すものとする。

（1）下水汚泥の種類と特性

図－5に生産フローチャートを示した。右端の汚泥類の各々に、さらに高分子系と石灰系のものがある。この流れ図は、汚泥類を肥料あるいは土壌改良剤として使用する観点から分類したものである。また、一般的に良質のコンポスト化汚泥以外は、有機質肥料として捉えた方が適切である。

（2）汚泥類入手時の注意点

汚泥の成分量は年間を通じて変動するため、年間の平均値と最新の分析結果を入手する必要がある。また、分析項目としては、全窒素、全燐酸、全カリ、PH及び全炭素(C/N比)程度は必要である。重金属に対しては、As、Cd、Hg、Pb及びCrが法的規制の対象になっている。しかし、その他にもZn、Cu及びMnが一般に含むとされており、植物への影響を考慮すれば、年間の施用ガイドラインを設けるべきであろう。

（3）その他

汚泥類の施用に関しては、基本である土壌の物理性の確保、緩効性のカリ肥料の併用及び肥料と土壌改良剤の見極めのためのC/N比(一般的に10以下であれば肥料と考える)に注意していく必要がある。

5．今後の課題

まだ、2年間しか追跡調査を行っていないが、より長期的に試験を行っていくと同時に、単なる汚泥の処分ではなく、コンポスト化汚泥では利用者である緑化業者の立場に立った使い易い製品の開発、根系が避けて伸長するようなことがないような手法の開発、そして、特に消化脱水汚泥においては、直接空気中に露出しないような施工法の工夫などが必要であるものと考えられる。

6．下水道管渠の作用土圧に関する調査

土質研究室　室　長　久楽勝行
研究員　青山憲明
研究員　竹内辰典

1．まえがき

下水道管渠に関する事故には、過大な作用土圧を受けて管体にクラックが発生したり、あるいは管体が破損するなどその機能を著しく低下することがある。しかしながら、下水道管渠に作用する土圧については、管種、地盤条件、埋設条件および施工条件などによってその大きさが異なってくる。そこで、下水道管渠の合理的な設計法を行うため必要となる作用土圧、特に地盤の沈下や矢板引抜きによって生じる作用土圧について検討を加えたので、ここに報告する。

2．研究目的

管種や地盤条件、矢板引抜きの有無などの要因で管渠に作用する土圧が変化するが、本研究ではこれらを整理して、それぞれの条件下での土圧変化のメカニズを解明し、合理的な設計を行うための作用土圧の算定方法を提示することを目的とする。また、近年管渠の老朽化が問題となっているので、作用土圧の観点からの修繕の目安を合わせて検討することをとする。

3．研究方法

本年度は以下の項目で調査を実施した。

① 矢板引抜き時の作用土圧に関する模型実験

② 剛性管およびとう性管の矢板引抜き時の作用土圧に関する有限要素による数値解析

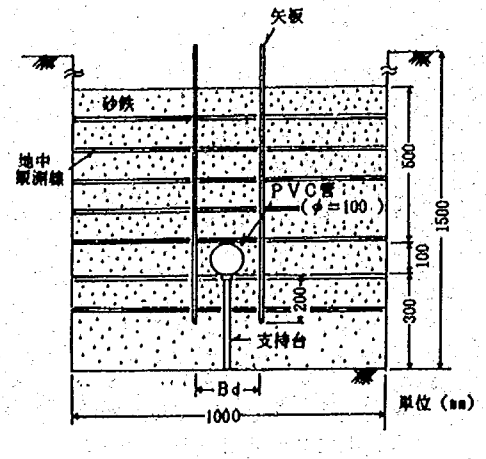
③ 各機関による作用土圧算定方法のアンケート調査

4．矢板引抜き時の作用土圧に関する模型実験

4．1　実験方法

矢板引抜き時に過大な土圧が下水道管渠に作用するが、このメカニズムおよび作用土圧の大きさを解明する目的で、二次元土槽内に管渠を埋設して矢板引抜き実験を実施した。

実験装置は図－1に示す全面ガラス張りの小型二次元土層を用いた。使用した管渠は硬質塩化ビニル管（呼び径100㎜、肉厚2.0㎜）で、管渠埋設に際しては土槽底部設置した支持台に管渠を固定した。管渠を固定する際、台と管底の間にクッション材を



図－1　模型実験の概要

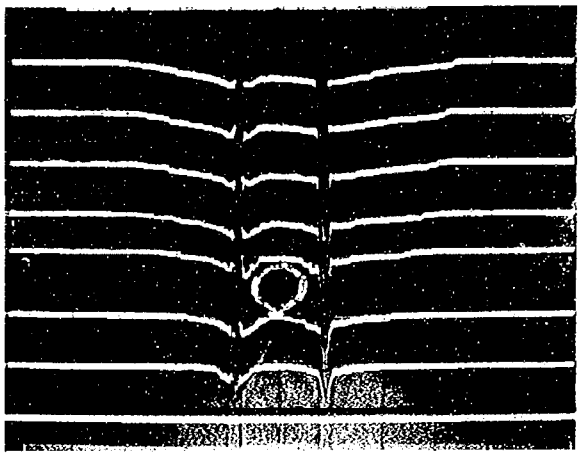
介して反力の集中を避けた。地盤および埋戻し材料は砂鉄を用い、ふるいによる自由落下でゆる詰め状態の地盤を作製した。このときの地盤の密度は$\gamma = 2.62 g/cm^3$であった。また矢板には厚さ20㎜のベニヤ合板を使用し、いずれのケースも管底より200㎜ 根入れした状態から静かに引き抜いた。実験は、表－1に示すように矢板引抜き幅を変えた3ケースについて実施した。矢板引抜き方法は、片方づつ引き抜いた。計測項目は、土圧計による矢板引抜き時の管頂土圧、変位計による管のたわみ量、ひずみゲージによる管周方向のひずみおよび地中観測線による模型地盤の沈下形状などである。

表－1　実験ケース

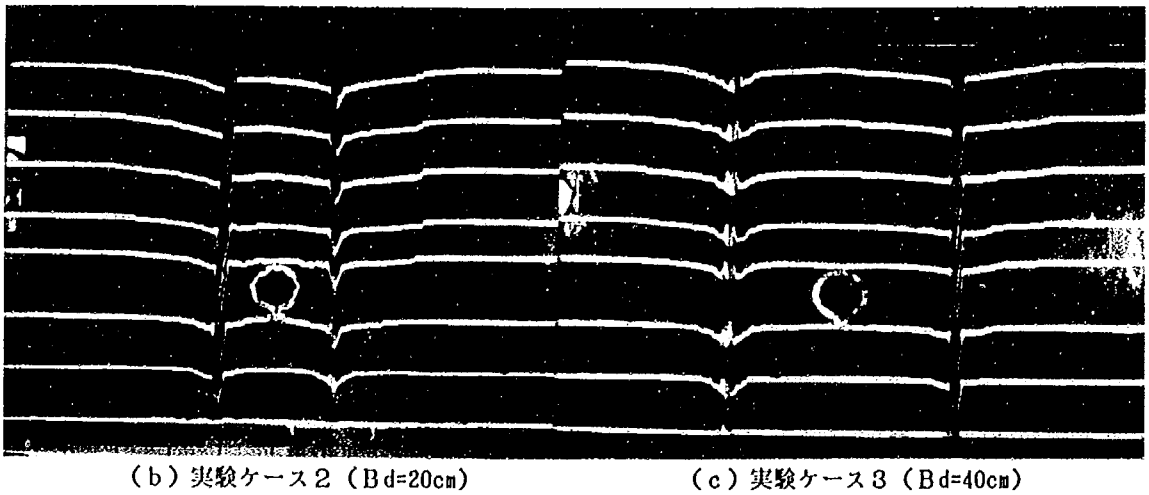
ケース	管渠	矢板引抜き幅
ケース1	有	Bd ＝15cm
ケース2	有	Bd ＝20cm
ケース3	有	Bd ＝40cm

4．2　実験結果

写真－1は、矢板引抜き後の地盤の変形状況を示したものである。この図より、地盤の変形は矢板引抜きの空洞を埋める形で、矢板外側の地盤と内側の埋戻し土の砂が移動していることが分かる。このため、埋戻し部の砂は管渠を中心とした凸型の変形をしている。また、矢板外側の地盤には、各ケースともくさび状にせん断面が現れている。次に矢板引き抜きに伴う管頂土圧の変化を図－2に示す。各ケースとも引き抜く前の土圧は鉛直土圧γh程度あったものが、矢板引抜き量30cm（管頂付近まで引き抜いた時点）まで、土圧は急激に増加している。その後の作用土圧はほぼ一定に保っている。反対側の矢板を引き抜く時には、さらに作用土圧は増大する。最終的な作用土圧は鉛直土圧γhよりかなり大きくなっており、特に矢板引抜き幅の広いケース3では、土圧増大が著しい。



（a）実験ケース1（Bd=15cm）



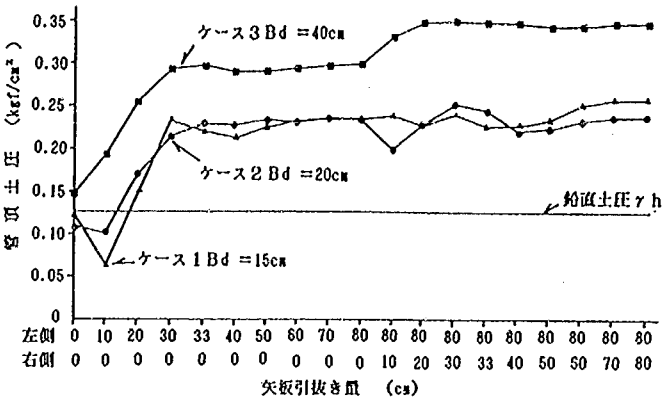
（b）実験ケース2（Bd=20cm）　　（c）実験ケース3（Bd=40cm）

写真－1　矢板引抜き後の地盤の変形状況

5．矢板引抜き時の管渠埋設地盤の有限要素解析

5．1　解析方法

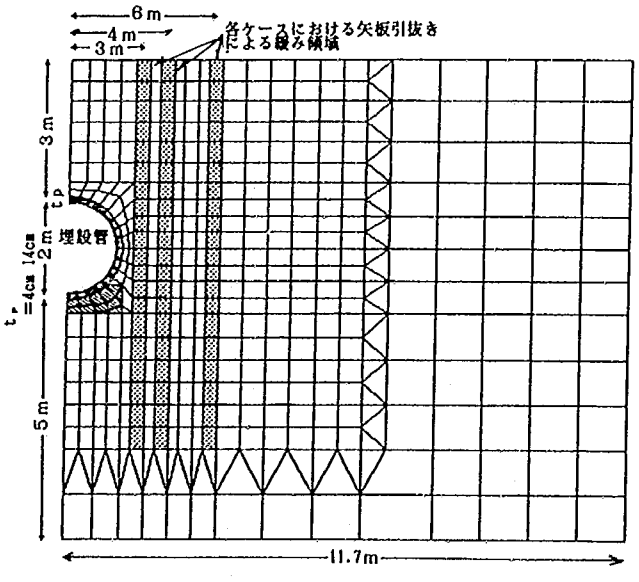
矢板引抜き時の地盤の応力・変形状態を解明し、さらに管渠に作用する土圧を検討するために、当研究室保有の二次元有限要素法による即時変形解析プログラム（HYENAP）を利用した数値解析を実施した。解析では、矢板を引き抜いた部分に緩み領域を設けた場合の地盤の応力・変形状態を求めた。また、解析では管渠と埋戻し土の境界面でのすべりを考慮するために、Goodman のJoint 要素を設けるものとした。解析方法は、非線形解析とするが、非線形はJoint 要素のみとし、地盤および管の要素の弾性係数は線形とした。さらに、地盤内の引張応力を除くために、ノンテンション解析を実施した。



図－２　管頂土圧の変化

5．2　解析モデル

解析モデルを図－３に示す。管渠は、剛性管（ヒューム管）ととう性管（ＦＲＰ管）の２種類とし、呼び径2000㎜の管径のものとした。また、矢板引抜き幅Ｂｄ を３ｍ（管径の1.5 倍）、４ｍ（管径の２倍）、６ｍ（管径の３倍）とした３種類のモデルを作製した。なお、解析にあたっては矢板引抜き後の緩み領域の幅を30㎝と想定して、その部分を弾性係数および単位体積重量を小さくとり、さらにその周辺の土が管側から１㎝、地盤側から３㎝緩み領域にそれぞれ水平変位するものとして、矢板引抜きを再現するものとした。解析に用いた材料物性を表－２、表－３に示す。地盤は軟弱地盤と普通地盤を想定して、５種類の弾性係数を設定した。また、埋戻し土と管渠の境界部のJoint 要素は、ＦＲＰ管については砂質土とプラスチックの一面せん断試験を実施して物性値を求め、ヒューム管については過去に実施したコンクリートと土の一面せん断試験の結果[1]を用いた。なお、モデルの大きさは、図－３に示す要素数512 とした。



図－３　ＦＥＭ解析モデル

5．3　解析結果

表－２　四角形要素の物性

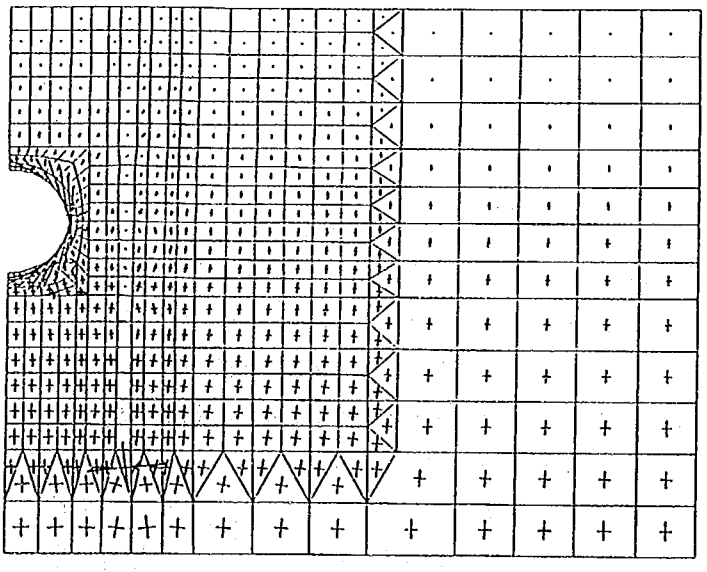
材料	弾性係数E (kgf/cm²)	ポアソン比 μ	単位体積重量 γ (kgf/cm³)
地盤	10,20,50, 100,200	0.4	1.8x10-3
管渠(剛性管)	5.0x10⁶	0.167	2.446x10⁻³
管渠(とう性管)	2.0x10⁶	0.380	2.660x10⁻³
矢板	2.1x10⁶	0.3	7.850x10⁻³
矢板抜け跡	0.1	0.01	1x10⁻⁴

図－４に、解析結果の一例として矢板引抜き後の地盤の応力図を示す。この図より、管周辺部の埋戻し土の主応力の向きが、管に向かって斜めになっている特徴が認められる。すなわち、管渠に作用する土圧は管直上の土塊だけでなく、管周辺部の土塊の影響を受けていることと考えられる。

次に、図－５は管渠に作用する管頂土圧の分布を示したものである。なお、図中に各種の土圧公式で算定した値も合わせて示した。図より、以下のことが認められた。

表－３　Ｊｏｉｎｔ要素の物性

材　料	引張圧縮特性			せん断特性			
	K2	EN1	EN2	A	Ao	B	Bo
ヒューム管と地盤	200.0	-1.0	0.01	0.0	0.6	0.0	80.0
FRP管と地盤	200.0	-1.0	0.01	0.0	0.48	90.0	35.0



① 管種の違い；

剛性管ととう性管の違いによる管頂土圧の違いはあまり明確でない。これは、管のたわみ量に比べて矢板引抜きによる地盤変形の大きいことに起因していると考えられる。

② 矢板引抜き幅と地盤の変形係数の違い；

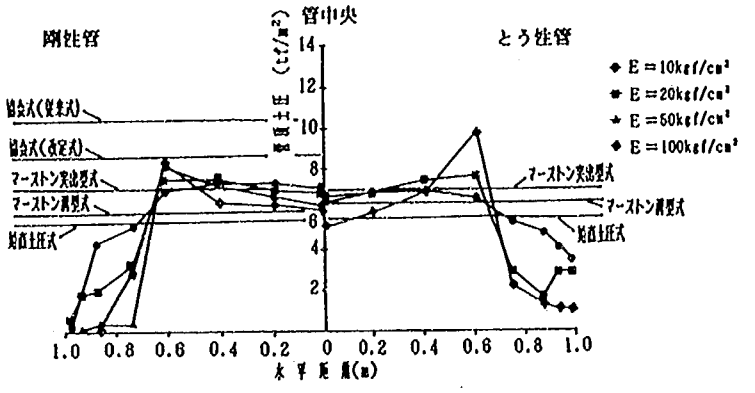
地盤の弾性係数が小さい場合には、矢板引抜き幅の違いによる管頂土圧の値にあまり差はない。また、管頂土圧の分布はについて、図－４矢板引抜き後の応力図（ヒューム管、Bd ＝４m、E＝20kgf/cm²）管渠の肩のところの管頂土圧が大きくなる場合も認められる。

③ 各種土圧公式との比較；

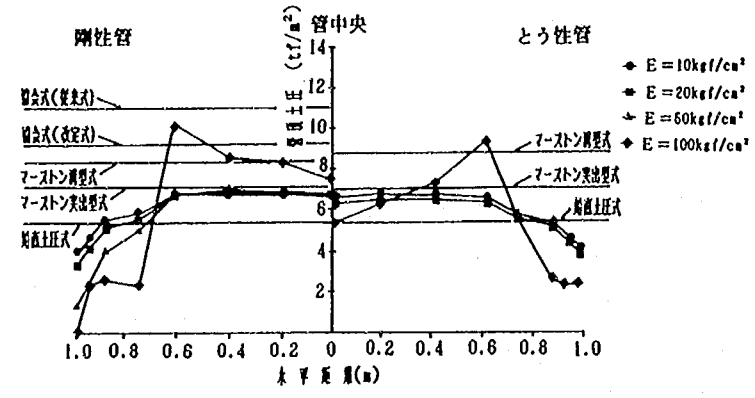
剛性管の場合、下水道協会式（従来式）による土圧は、いずれの場合もＦＥＭ解析結果より大きな値を示す。逆に鉛直土圧公式では、土圧はいずれの場合も小さな値を示す。マーストン公式のうち突出型では、地盤の弾性係数の小さいケースの場合にはＦＥＭ結果と比較的よく合うが、管渠の肩にに土圧が集中するケースではあまり合わない。溝型式の場合には矢板引抜き幅の狭いBd ＝３mのケースでＦＥＭ解析結果より小さな値を示す。下水道協会式（改定式）は矢板引抜き幅によらず、ほぼＦＥＭ解析結果と適合している。一方、とう性管では従来用いられている鉛直土圧公式では、いずれの場合も土圧がＦＥＭ解析結果より小さくなっている。従って、とう性管の場合でも、剛性管同様に矢板引抜き時の土圧の増大を考慮する必要のあることを示唆している。

5．4　矢板引抜き時の作用土圧増大のメカニズム

模型実験およびＦＥＭ解析の結果から、矢板引抜き時の作用土圧の増大のメカニズムは次のように説明される。図－６に矢板引抜き時の地盤および埋戻し土の変形と応力の概略図を示す。この図より、埋戻し土は矢板引抜きの緩み領域に流動するように変形する。このため、管渠上部の埋戻し土にはせん断変形が生じ、主応力の向きは管渠方向に傾く。一方、地盤と埋戻し部分は、溝型埋設にかかわらず矢板引抜きによって摩擦が切れる状態になっている。従って、図－７に示すような土塊重量が埋設管に作用すると考えられる。こうした考えに基づく作用土圧の公式としては、下水道協会式（改定式）およびベルミー溝型式（ただし、溝壁の摩擦力を見込まない場合）などがある。

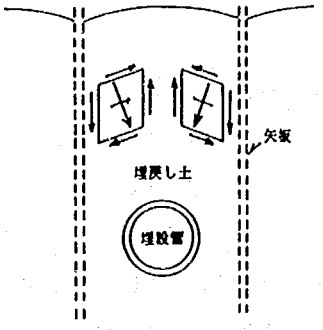


（ａ）矢板引抜き幅Ｂｄ＝３ｍ

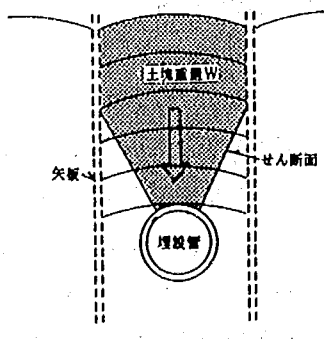


（ｂ）矢板引抜き幅Ｂｄ＝４ｍ

図－５　管頂土圧の分布と土圧公式計算値



図－６矢板引抜き後の地盤の変形・応力の概念



図－７　管頂土圧に影響を及ぼす土塊領域

ここで、下水道協会式（改定式）とベルミー溝型式の考え方を整理すると、次のようになる。両式とも、図－７に示す部分の土塊が管渠に影響すると考えている。下水道協会式（改定式）はベルミー溝型式から発展したもので、図－７に示す土塊重量をすべて管渠に作用させるのではなく、埋戻し土の緩み領域に応じて管渠と埋戻し部で土塊重量を分担している。一方、ベルミー溝型式は図－７に示す土塊重量から溝壁の上向きの摩擦力をマーストン溝型

式と同様に差し引いている。ベルミー溝型式で壁面の摩擦力を見込まなければ、ベルミー溝型式と改定式の相違は、土塊重量の管渠と埋戻し土との分担の有無だけである。以下に、溝壁の摩擦力を見込まないベルミー溝型式を提示する。

ベルミー溝型式（壁面摩擦力を見込まない場合）

$$W = C_{dv}\gamma B_d^2$$

$$C_{dv} = \frac{H'}{Bd} + \frac{1}{4}\left(1 - \frac{\pi B_o^2}{16 B_d^2}\right)\cot\phi$$

$$H' = H + \frac{1}{2}(B_o - B_0) - \frac{1}{2}(B_d - B_0)\cot\phi$$

$$B_0 = \pi B_o / 4$$

ここで、

W： 管の単位長さに作用する土圧
γ： 埋戻し土の単位体積重量
H： 土かぶり
B_d： 最大溝幅
B_o： 管外径
φ： 埋戻し土と溝壁の摩擦

6．作用土圧の算定方法に関するアンケート

下水道管渠の作用土圧算定方法の実態を把握し、本研究の基礎データを得るために、下水道管渠の作用土圧に関するアンケート調査を実施した。調査対象は、全国を対象に事業規模の大きい市および都道府県で、調査期間は平成元年12月から平成２年１月までの１か月とした。調査内容は、以下に示す８個のテーマについてである。

問１：準拠している指針について

問２：管種、地盤条件、埋設形態の各種条件のもとでの管頂土圧の算定式について

問３：水平土圧の算定式について

問４：活荷重による管頂土圧算定式について

問５：軟弱地盤における基礎選定と作用土圧算定方法について

問６：道路下、非道路下における算定方法の違いについて

問７：地下水位の高い箇所での設計方法について

問８：その他の意見など

調査の結果、81%の回答が得られた。現在、データを整理しているところであり、結果については来年度報告の予定である。

7．まとめ

本年度は、模型実験およびＦＥＭ解析により矢板引抜き時の作用土圧を検討するとともに、アンケート調査を実施した。それらの結果から、矢板引抜き時の下水道管渠に作用する土圧の増大のメカニズムをある程度把握することができた。さらに、作用土圧の増大のメカニズムに適合した土圧算定式として下水道協会式（改定式）およびベルミー式（ただし、溝壁の摩擦を見込まない場合）が考えられる。今後の課題として、模型実験でのパネル土圧計などによる正確な土圧計測ならびに、ＦＥＭ解析における応力開放等を考慮した新たな解析方法などが挙げられる。来年度は、土圧測定の精度を向上した模型実験の実施と、数値解析方法の見直しによるＦＥＭ解析を実施して、管渠に作用する土圧を検討するとともに、アンケート調査の結果に基づく作用土圧の算定法についてもとりまとめを行う予定である。

参考文献：１）軟弱地盤上のカルバートに作用する土圧；久楽、護摩堂、竹内；土と基礎，Vol.32,No.6,pp.13~19,1984.6

VI 河川事業調査費による研究

1．異常水質時の緊急対策に関する調査

水質研究室 室　　長 中 村 栄 一
主任研究員 長谷川　清
研 究 員 小 森 行 也

1．はじめに

現在、河川の水質管理の一環として、河道整備・維持流量の確保等による流況安定化、浄化用水の導入及び河川浄化施設による河川水質保全、及び水質自動監視装置による河川水質の連続観測などが行われている。これらは、定常的な汚濁源を念頭においた長期的な施策と言える。河川の水質管理としては、これら長期的施策の他に、極度な渇水時あるいは工場等における事故に伴う有害物質の流出時に想定される異常水質に対して対策を行う、短期的な施策も必要とされる。

しかしながら、異常水質時に緊急的な対策を行うような短期的施策は、制度的にも十分ではなく、場所によっては一時的であるにせよ、異常水質が大きな社会問題となる。

本調査では、通常想定し得ないような物質が河川に流入して異常水質を惹き起こす場合を念頭に、所要の技術的対応のあり方について検討を行うものである。なお、本調査は技術管理業務連絡会水質部会の共通テーマとして位置付けられており、土木研究所水質研究室と河川局河川計画課及び各地建技術事務所、北海道開発局開発土木研究所との共同研究として実施している。

2．調査の全体計画

本調査は、昭和６３年度より平成２年度までの３ヶ年を予定しており、各地建等の分担分も含めて全体計画を表すと図－１のようになる。「現況と課題の整理」を別にすれば、調査は情報取得、情報伝達及び対策工の３つに大別される。最終的には、本調査の成果は「異常水質時の調査・対策マニュアル（案）」としてまとめる予定である。

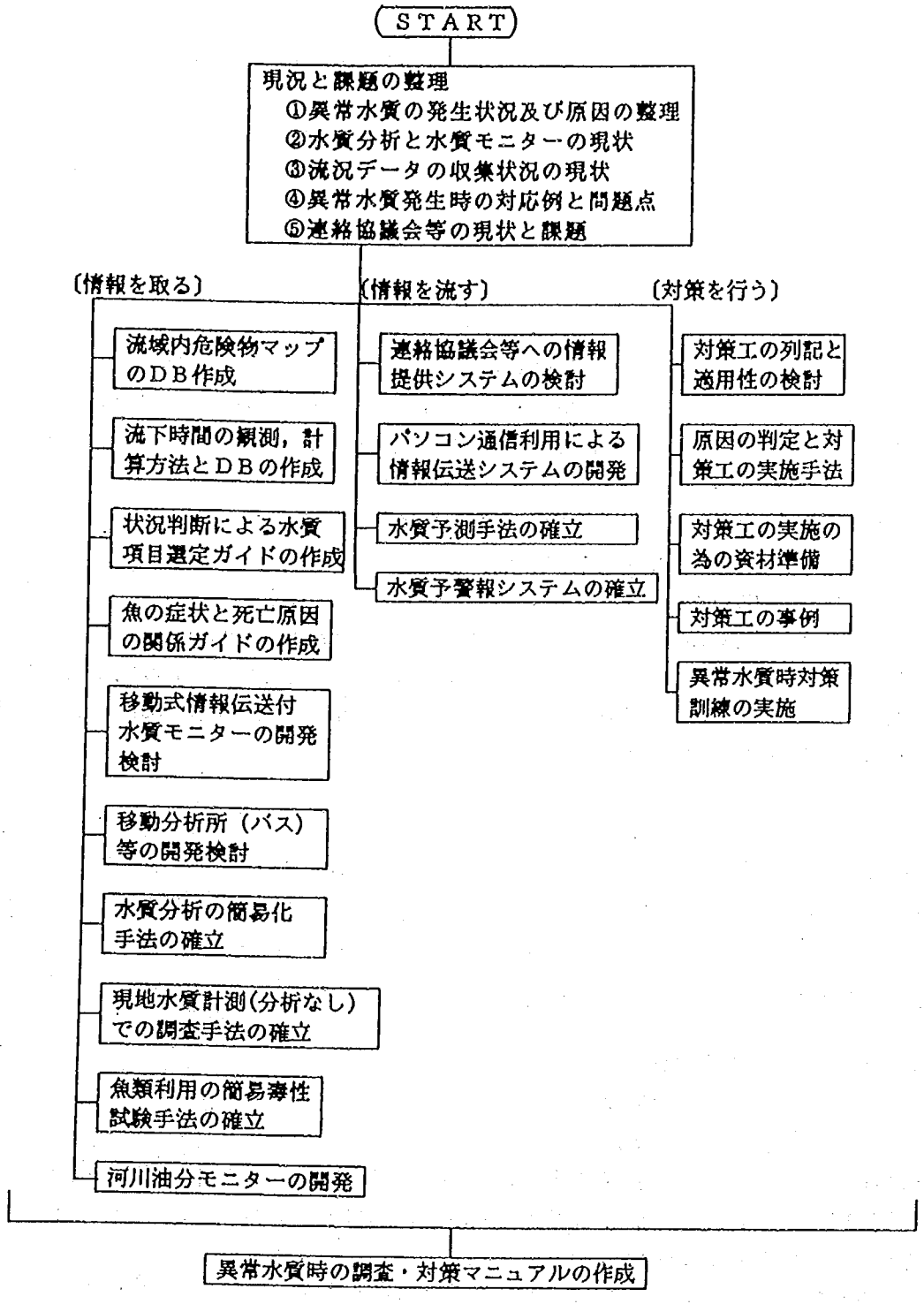
3．河川油分モニターの開発検討

3．1 河川油分モニター開発概要

3．1．1 油分モニターの測定方式

従来の油分モニターは、室内装置が大半であり、測定原理としては①四塩化炭素抽出-赤外線吸収法、②乳化濁度測定法、③紫外蛍光法、④比誘導電率法、⑤光反射法等がある。このうち①～③は油分測定、④～⑤は油分検知を主目的としている。

今回、開発にあたっている油分モニターは、⑤の光反射法に近いものであり、測定原理としては、油に光をあてると反射光が七色に見えることに着目し、太陽光（レーザー光）の水面での反射光を集光レンズで集め、その光を分光器によりスペクトル分解し増幅器で増幅させた後、メインアンプによ


START
現況と課題の整理
①異常水質の発生状況及び原因の整理
②水質分析と水質モニターの現状
③流況データの収集状況の現状
④異常水質発生時の対応例と問題点
⑤連絡協議会等の現状と課題
〔情報を取る〕
〔情報を流す〕
〔対策を行う〕
流域内危険物マップのＤＢ作成
流下時間の観測，計算方法とＤＢの作成
状況判断による水質項目選定ガイドの作成
魚の症状と死亡原因の関係ガイドの作成
移動式情報伝送付水質モニターの開発検討
移動分析所（バス）等の開発検討
水質分析の簡易化手法の確立
現地水質計測(分析なし)での調査手法の確立
魚類利用の簡易毒性試験手法の確立
河川油分モニターの開発
連絡協議会等への情報提供システムの検討
パソコン通信利用による情報伝送システムの開発
水質予測手法の確立
水質予警報システムの確立
対策工の列記と適用性の検討
原因の判定と対策工の実施手法
対策工の実施の為の資材準備
対策工の事例
異常水質時対策訓練の実施
異常水質時の調査・対策マニュアルの作成

図－1　調 査 の 全 体 計 画

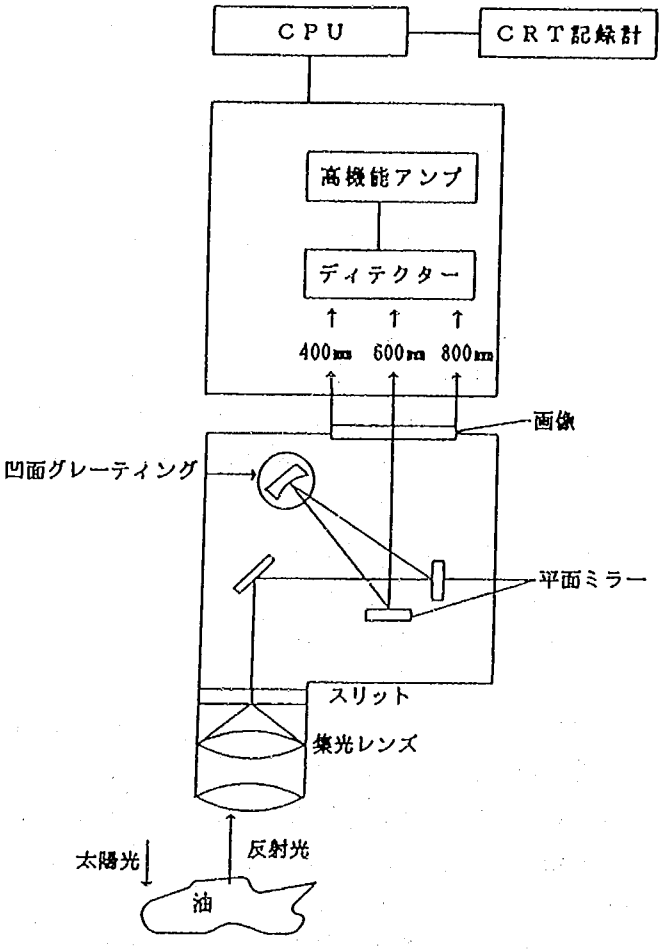
り信号処理する。そのスペクトル分光にあたってはＣＰＵにより２次元での色画像処理を行い、油による特性を引き出すものである。油分モニターの概念図を図－２に示す。

３．１．２ 開発目標

本研究で開発対象としている油分モニターは、従来の油分検出装置と比較して取扱の点で優れていることを念頭に、次のような性能を開発の目標としている。

１）河川等の橋あるいは水位等の観測施設に設置が可能であり、検出部の重量が全体で１０ｋｇ以内の運搬可能なものとする。

２）電源はＤＣ１２Ｖバッテリー電源を中心とした３電源方式とする。即ち、電源はＤＣ電源での使用が標準であり、内臓バッテリーで駆動する。併せて長期観測の場合は外部電源での端子に汎用バッテリー電源、太陽電池電源及びＡＣ商用電源での使用が可能な３電源方式である。



図－２　油分モニターの概念図

３）内臓バッテリー充電回路付きとする。内臓バッテリーの小型シール型バッテリーはＡＣ商用電源からの充電回路を持っている。

４）表示はＣＲＴ画面に画像処理された形で表わされ、油の有無が確認できる形式とする。

５）記録はプリンター記録及びカッセト記録の２方式とする。

記録は２４ドットプリンターにより、計測年月日、項目毎に指示値がプリントアウトされる。また、マイクロカセット記録も可能である。そして、データ８０桁のプリンターやＲＳ２３２Ｃ信号を通じてオンラインで他のコンピューターへのデータ転送が可能である（オプション）。

３．１．３ 開発状況

現在、河川油分モニターの試作装置を作成している途上であるが、各パーツについて試験を行った結果次のことが判明した。

１）光レンズで集光した反射光を、スリットを通した後ディテクターで検知し、ＣＰＵに信号として送りＣＲＴ画面に波長として表すことができた。ただし、スリットの分光機能上の制約から完全な

分光スペクトルを得るまでには至っていない。

2）このため、集光した後、光を４００～８００ｎｍの間でより細かく分光させる必要があり、スリットに代わって工業用分光器を取り付けて試作品を制作した。

3）分光器の試作品と現在ある集光レンズ及びディテクターと組み合わせて室内実験を行った結果、分光器での光量子の減衰が極めて大きく、ディテクターでの分光スペクトルの検出がほとんどできなかった。

以上の点をふまえて今後分光器の改良、光電増幅部の改良を試みる予定である。

4．情報伝達に関する調査

4．1 連絡協議会への情報提供システムの検討

4．1．1 異常水質時に寄せられる情報の整理方法

情報の整理方法としては、情報伝達とのからみもあるが、入手した情報を①情報整理表（Ｂ５版、ファックス可能用紙）で整理する方法、あるいは②コンピューターに入力し整理した後、各関連部所へ伝達する方法が考えられる。

①情報整理表

情報整理表は、各機関で共通な様式としておき、どの機関に入った情報でも同レベルで整理されるようにする必要がある。また、あまり詳しすぎても混乱のもととなるため、なるべく簡潔な方がよい。また、追加情報は、同用紙に第何版という印を設けて、情報の時間的な逆転がないようにする。表－１に情報用紙の例を示す。

②コンピューターを用いた情報整理

情報入力用紙を作成しコンピューターに入力し、各機関へ伝送する方式であり、入力用紙は各機関同一用紙とする。入力用紙の形式は情報整理表と同様な

表－１　情報伝達用紙（例）

＿＿＿＿川水質異常情報伝達用紙

（事故名）

受信	受信時刻 平成　年　月　日　時　分				
	発信者　氏名				
	発信者住所機関名				
	異常時の状況	1．発生時刻及び発見者			
		2．発生地点			
		3．水質汚濁の状況			
		4．対策状況その他			
発信	発信の内容				
	発信者	発信時刻	関係機関	受信者	
特記及び引継事項					

注）時間経過により関係機関に問合せを行うこと

内容が記されるようにする。

4．1．2 情報伝達方法

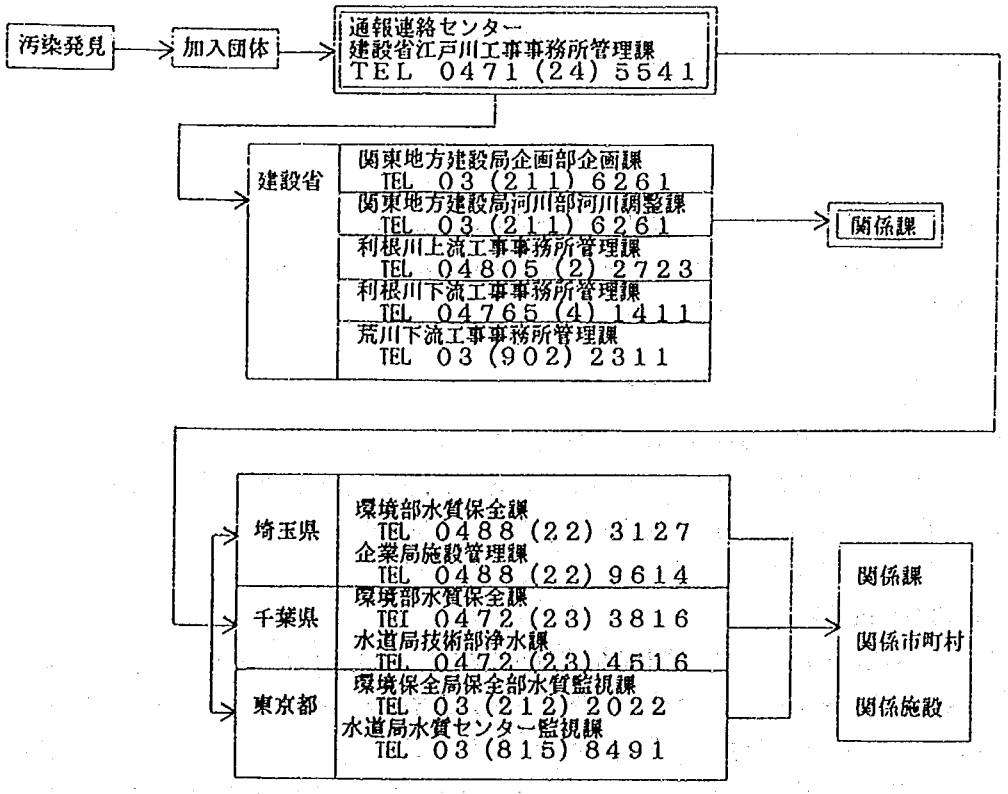
河川等の水質異常に関しては、各水系ごとに水質汚濁対策連絡協議会（例：関水対協(略記)組織として関東地方建設局と東京都、千葉県、神奈川県、埼玉県、群馬県、栃木県、茨城県及び水資源公団等の関係機関による構成）があり、この組織を中心として情報伝達網が形成されている。また、実際に異常水質の発生の場合には河川単位で起こってくるため、関連機関を含めて情報伝達は、一例を挙げると図－3のようになる。

また、現況の情報の伝達に関して問題点となっていること、及び対策をまとめると表－2のようなことがあげられる。

4．2 パソコン通信を用いた情報伝達

4．2．1 可搬式異常時用テレメーター付モニターの開発

今回開発を試みている水質モニターは、通常河川水質モニターと呼ばれている、ある特定の地点に観測小屋を建て、その中に据え置く装置（K82型水質自動監視装置等）とは別のものであり、異常水質時に任意の地点に持っていき、その場に簡単に設置でき、連続して水質計測させる小型の装置で



図－3 情報伝達網（例）

表－２　情報伝達に関する問題点とその対策

項　　目	問　題　点	対　策　案
情報の伝達	異常水質時の第一報が市役所や警察などに通報され、建設省の各担当事務所にはいってこないことがある	パンフレット、看板等による啓蒙活動が必要（連絡先の一本化……例えば110番、119番のような考え方）
	異常水質の刻々の状況及びデータが速やかに伝達されない	連絡協議会等の伝達機構の検討（ファックス通信などの利用等……聴覚より視覚）
	マスコミ等への情報伝達が速やかにいっていない	河川情報センター等での臨時ニュースによる情報提供

あり、同時に無線及びＮＴＴ回線を利用した通信機能をもったものである。対象水質項目としては当面、ｐＨ、ＥＣ、ＤＯを考えており、近い将来にはＣＮ毒物センサーの追加を考えている。装置のシステム構成は、図－４のとおりである。

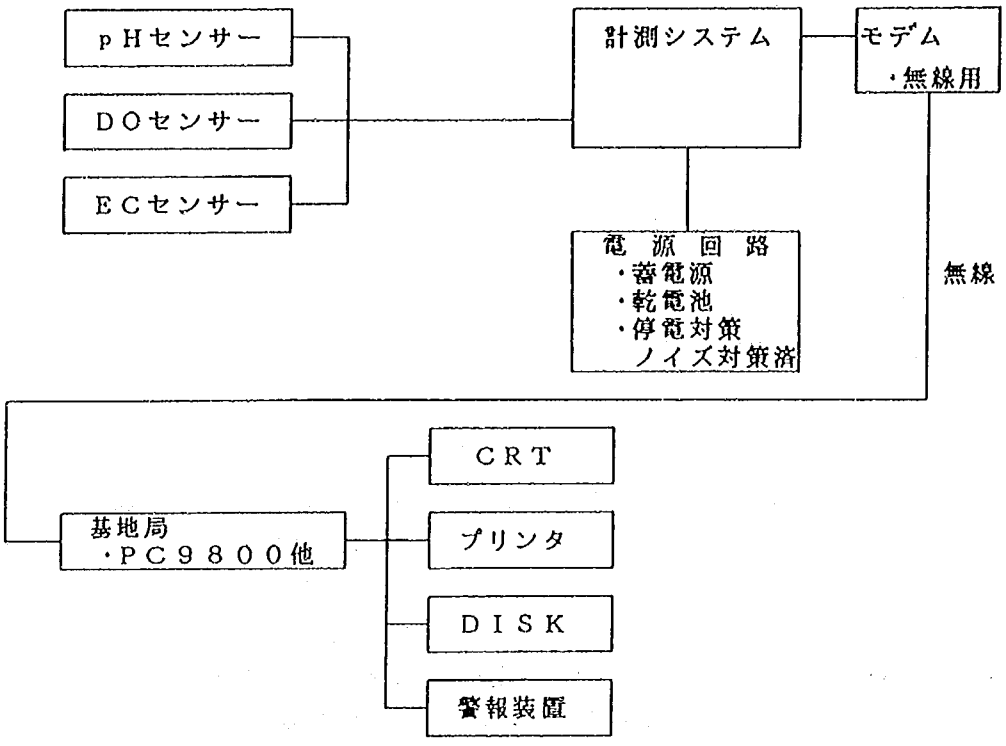
５．水質予測手法

異常水質時の水質予測にあたっては、原因物質によりかなり異なると考えられるが、一般的な予測手法としては、“異常水質モデル”を作成しておき、それに必要な基礎データの整理（データベースの作成）、基礎実験（測量、観測）等を行っておく必要がある。また、各項目ごとの物質特性を踏まえておくことも必要である。

５．１　異常水質モデル

モデルの作成にあたっては、基本的には流況ごとの流達時間及び流達率を調査し、その結果より、流下時間を算定するモデルを第一に作成する。次に、油等の水に不溶解性のものについては、比重等の条件を加え、表面下及び拡散の状況を予測する形とする。また、ＣＮ、フェノール等の水に溶解するものについては、全体が混合しながら流下することと考え、流下時間及び水質濃度を予測する形となる。

モデルを構築する場合の基本式は以下のとおりである。



図－４　パソコン通信を用いた情報伝達システムの標準構成

５．１．１ 重金属等有害物質の濃度と拡散・流下

重金属類等、水に溶解した有害物質は、河川水中での希釈・混合や拡散を受け、さらに河川流によって流下する。

濃度と拡散及び流下を表現した物質の一次元拡散方程式を次に示す。

<基本式>

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U\frac{\partial c}{\partial t} = D\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}$$

c；有害物濃度（mg／l）　　x；流下距離（km）

t；時刻（時）　　D；拡散係数（m^2／s）

U；平均流速（m／s）

＜解析解＞

$$C = \frac{M}{\sqrt{4\pi \cdot D \cdot t \cdot A^2}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4 \cdot D \cdot t}\right]$$

M；流出有害物質量（kg）　　A；河川の断面（m^2）

5．1．2 油分の拡散と流下

油の拡散特性は油の種類や量、油温により異なるほか、流出環境としての気象（気温、風等）や河川の状況（水温、流速、波浪等）によって異なる。

このように、要因が複雑なため、拡散については基本的な公式が多い。これらのうち比較的オーソライズされたブロッカーの公式を例に以下に示す。

$$D - D_0 = \frac{24}{\pi} K \cdot (d_w - d_o) \cdot \frac{d_o}{d_w} \cdot V_o \cdot t$$

D_0；時間 t＝0における直径（m）　　D ；時間 t における直径（m）

d_w；水の比重　　d_o；油の比重

V_o；油の推定量（m^3）　　K ；定数

Kの値は油の粘性によって大きく異なる。一例ではあるが、中東原産油では、約 15,000(l/min)となっている。また、通常、油の拡散速度は 100～300（m／時）程度が見込まれてる。

油分は上述のように河面で拡散するとともに、水の流れによって流下する。とりわけ、異常水質時において重要な事項は、河川要因としての混合状況、さらに、どの地点にいつ到達するかを把握するための河川の流下速度である。

6．今後の課題

異常水質時の対応として、先ず異常を探知するための油分モニターの開発を行っているが、試作器の改良が必要であることは既に述べた。河川の水質事故の大半が油であることから、試作器を通じて実用器の開発まで行う予定である。情報伝達に関しては、現場の状況が時々刻々に把握出来ない点が問題点として指摘されており、可搬式異常水質テレメーターの開発が強く望まれている。

さらに、具体的な対策になると、現時点においてはかなりの制約があることは事実であり、必要なストックの種類、配置場所と合わせて具体の対策事例の収集が必要である。

2．河川の富栄養化に関する調査

水質研究室　室　長　中村　栄一
研究員　古賀　俊行

1．まえがき

河川の自浄作用は一般に有機物の無機化現象を指すが、日照が河床に届くような浅い、富栄養化した河川では、この自浄作用とともに附着性藻類による有機物の合成活動（一次生産）も同時に行われている。このような河川における一次生産は「内部生産」とか、あるいは自浄作用に対して「自濁作用」と呼ばれている。多量に発生した附着性藻類は死滅した後、河床のヘドロとなったり、あるいは巻き上げられて懸濁態有機物として、あるいは含有していた有機物、栄養塩類等が溶出して下流の河川水中の有機物濃度の上昇の原因となる。このため、河川の景観上や河川水の上水利用の上での問題を引き起こすこととなる。また、附着性藻類の活動による影響として、河川水中の溶存酸素（DO）や水素イオン濃度（pH）の変動が大きくなることが知見として得られている。特に、附着性藻類の酸素生成活動が止まる夜間においては、呼吸活動による酸素消費が卓越するため、河川水中のDOがかなり減少する場所も少なくなく、水棲生物に対する影響、及びその結果としての河川生物群の貧困化が懸念されている。

我が国では比較的水深の浅い河川が多く、このような富栄養化による影響を受けやすい状況にあるといえる。河川の水質管理においては、従来、生物化学的酸素要求量（BOD）で代表されるような有機物負荷の制御を図り、DOの適切な維持を達成することが重要とされてきたが、河川の富栄養化現象は、このような従来の水質管理に加えてさらに内部生産の制御が重要であることを示唆している。

本調査は、河川の富栄養化による附着性藻類の増殖活動が、河川水中の有機物濃度及び溶存酸素濃度に与える影響を定量的に把握し、より効果的な河川の水質管理に資することを目的としている。

2．昭和６３年度までの調査結果

（1）大型還流水路での実験結果より、水中及び底泥境界面での酸素消費がない場合には次式によって一次生産量を推定することができる。

［溶存酸素変化量］＝［再曝気量］　＋　［一次生産量］

ただし、上式による一次生産量の推定精度は再曝気量の推定精度に大きく左右される。

（2）T－N＝２０mg/l，T－P＝２mg/l ，水深＝０．２mの条件下で行った実験結果

によると、内部生産活動により最大で０．２５～０．２８　g・O_2／m^2／ｈｒの有機物生産が行われていた。このときの河床クロロフィルａ（Ｃｈｌ－ａ）の密度は，１８～２４mg/m^2であった。

（３）実河川における調査から、一次生産速度に最も大きな影響を与えている因子は、水深と水温であることが判明した。

（４）富栄養化が進んでいる実河川の河床の附着性藻類密度は、クロロフィルａで表すと２２～４２０mg/m^2という結果が得られ、場所により大きな変動を示すことがわかった。

（５）富栄養化が進んでいる実河川の河床の附着性藻類の呼吸による酸素消費をＢＯＤ負荷で表すと１，４２４ｇ・O_2／m^2／ｈｒとなり、上流からもたらされるＢＯＤ負荷に比較して無視し得ない量であることがわかった。

３．今年度の調査

３．１　実河川における附着性そう類による水質変動

３．１．１調査方法

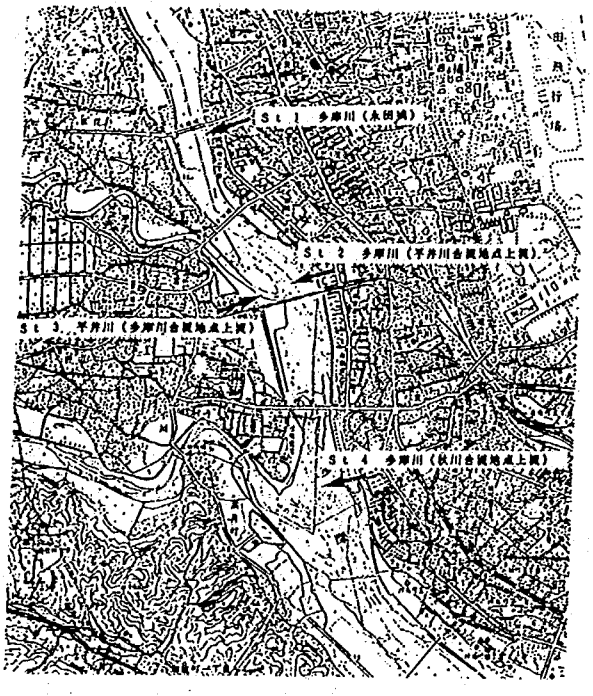
昭和６３年度と同様多摩川の永田橋から秋川合流点上流までの範囲（図－１）を対象に、同床の附着性そう類の増殖活動に伴う水質変動への影響を調査した。調査は夏期として平成１年９月、冬期として平成２年２月の２回実施した。ただし、冬期の調査では図－１に示すＳｔ－１は除いてある。

（１）流量、流速等の観測

各調査地点の河川横断方向に０．５ｍ毎に２０％水深と８０％水深の流速を電磁流速計によって測定した。この結果をもとに、各河積毎の流量を算出し、その総和でもって、その地点の総量とした。このよにして求めた流量を全体の河積で除して平均流速とした。また流心（流速が最大であったところ）の水深を代表水深、全体の河積を流れ幅で除して平均水深とした。

（２）採水及び分析

各調査地点の左岸、右岸、流心の３箇所で２時間毎に採水を行い、流速比のコンポジット試料とした。試料はアイスボックス内に保存し、調査終了後土研において分析した。



図－１　調査地点の概要

表－１　採水分析項目と分析方法

分析項目	分析方法
BOD	下水試験方法
S・BOD	GFBでろ過、〃
CODcr	テクニコン
S・CODcr	〃
T－N	〃
S・T－N	〃
T－P	〃
S・T－P	〃
Chl－a	

表－２　現地測定項目と測定方法

測定項目	測定方法
気温	棒状（アルコール）温度計
水温	〃
DO	機器測定
pH	〃
照度	〃
水中照度	〃

（3）附着性そう類の調査

Ｓｔ．１、Ｓｔ．２、Ｓｔ．４の３箇所の調査地点において河床の礫を採取して、藻類密度の計測及び種の同定を行った。

（4）その他

現地において気温、水温、DO、PH、照度等を２時間毎に観測した。（表－２）

３．１．２　調査結果

（1）流況

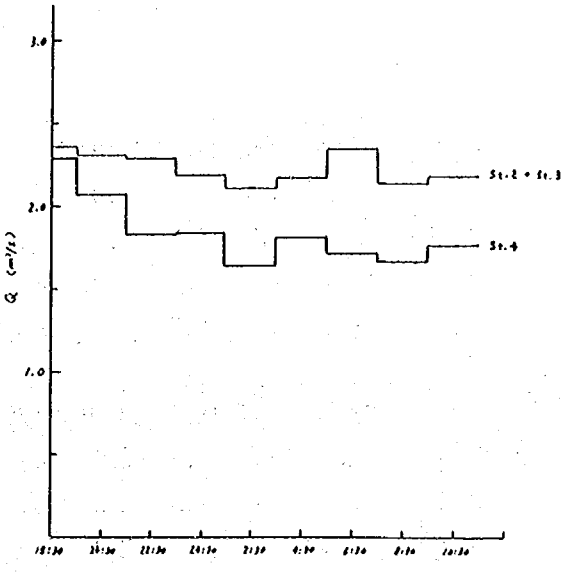
夏期の調査では、調査時の２日前に約１０mmの降雨があったため、通常よりも大きな流量を示し、St.２の地点で平均流量約２８m^3／ｓ、平均流速約０．９４m／ｓ、平均水深約０．７６mを記録した。

冬期の調査は約１週間の無降雨が続いた後に実施したため、昨年度の調査時と同様の流況を示し、St.２の地点で平均流量約１．４m^3／ｓ、平均流速約０．５５m／ｓ、平均水深約０．２６mを記録した。冬期の調査時の夜間における流量収支を示すと図－２のようになり、平均量では

St.２＋St.３＝２．２９２m^3／ｓ

St.４　　＝２．１４３m^3／ｓ

となる。上流側と下流側との流量収支は



図－２　冬期調査時の流量収支

概ね合っているが、河床材料が礫であるため、伏流水となって一部の河川水が逃げたため下流側で若干の流量減少を見たものと考えられる。

（2）水質等調査結果

先ず、水温については、夏期の調査時では１６～１９℃と３℃の範囲での変動が認められたのに対し、冬期の調査時では９．４～１４．３℃と約５℃の範囲の変動であり、冬期の方が大きな変動幅を持っていた。夏期の調査時では、降雨後の流出がまだ続いていたこともあり、かなり大きな流量であったため St.１から St.４までの流下に伴う水温変動よりも流入時の状態がほとんどそのまま経続したのではないかと考えられる。これに対し冬期の調査時では、小さな流量、浅い水深という条件であったため、流下期間中の変化量も無視できず、特に日中の日射による水温上昇のため水温変動幅が増大したものと考えられる。

BOD_5についてみると、夏期の値は相当低く、N．D．～１．１mg/lの範囲であり、ほとんど雨水のような状態と言える。しかしながら、冬期の場合には流量減の影響もあってか、夏期の調査時の３～４倍の濃度となっている（表－３）。

河川水中のＣｈｌ－ａについては、２時間当りの補足量が夏期で平均で２００μg、冬期で平均２，０００μgであり、夏期よりも冬期の方が高かったのは意外であった。通常、附着性藻類は流水からの剪断応力によって剥離すると考えられるので、流速が大きく、水深の深い夏期の方が剥離量も大きいと予想したのであるが、結果は逆であった。この原因の大きなものとしては河床の附着性藻類の密度の違いが考えられる。附着性藻類の密度は、

夏期：　St.１＝２．８，　St.２＝２．６，　St.３＝２．１，　St.４＝３．８　$\mu g/cm^2$

冬期：　　St.２＝５．６，　St.３＝６．７，　St.４＝７．０　$\mu g/cm^2$

という結果であり、冬期の方が２～３倍も高い密度を有していた。

表－３　　BOD測定結果

単位：ｍｇ／ｌ

夏期	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	0:00	2:00	4:00	6:00	8:00
St.1	N.D.	0.8	0.6	0.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
St.2	0.8	0.7	1.2	0.8	N.D.	0.9	N.D.	0.7	N.D.	1.1	N.D.	0.8
St.3	0.7	1.0	1.7	N.D.	0.7	0.8	1.0	0.8	N.D.	0.9	N.D.	1.1
St.4	0.6	N.D.	0.6	0.6	N.D.	N.D.	0.6	1.0	N.D.	N.D.	0.6	N.D.

冬期	14:30	16:30	18:30	20:30	22:30	0:30	2:30	4:30	6:30	8:30	10:30
St.2	2.9	2.0	3.5	3.9	3.1	3.1	2.8	3.4	2.6	2.5	0.9
St.3	2.7	1.8	1.9	2.2	5.4	3.8	1.7	1.7	1.3	1.4	1.3
St.4	2.2	1.8	2.6	2.9	2.5	3.7	4.0	3.0	2.5	3.0	2.7

N.D.:Not detectable，0.5mg/l以下の測定値については検出限界以下とした

夏期の調査時の附着性藻類についての同定結果を表－４に示す。出現した種類数は全体に少なく、殆どが珪藻類で占めていた。出現種類の構成は、地点間の差がほとんど見られず、いずれの地点においても代表出現種は、Nitzchia paleaとMelosira variansであった。

Nitzchia paleaは、出現範囲のかなり広い藻類で、有機性汚濁に対しては、β強腐水性からβ中腐水性まで出現する。Melosira variansは、河川の附着性藻類の代表的な種の一つであり、α中腐水性からα貧腐水性までに出現する。

表－４　夏期調査時の附着性藻類の種類

地点番号 / 生物名	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
〔藍藻類〕				
Phormidium sp.		+		
〔珪藻類〕				
Cymbella minuta	++	+	+	++
Cymbella turgidula	+	+	++	++
Fragilaria crotonensis	+	+		+
Gomphonema parvulum	+			
Melosira varians	+++	+++	++	+++
Navicula mutica			+	
Nitzchia palea	+++	+++	+++	+++
Synedra acus	+	+	+	+
Synedra rumpens	+		+	
Synedra ulna	+	+	+	+
Synedra ulna var. Ramesi	+	+	+	+
Surirella angustata		+	+	

その他の出現種は、ほぼβ中腐水性を中心に出現する種類であり、附着性藻類からみるとこの水域はβ中腐水性で、幾分か有機性汚濁の影響を受けている水域と判断される。

溶存酸素（ＤＯ）については、夏期の調査結果がほとんど変動を示さないのに対し、冬期の調査結果は（表－５）、河川水中のＤＯが流下過程で生ずる変化に少なからず影響を受けることを示している。

表－５　　冬期調査の溶存酸素濃度測定結果

単位：ｍｇ／ｌ

	14:30	16:30	18:30	20:30	22:30	0:30	2:30	4:30	6:30	8:30	10:30
St.2	10.45	9.85	8.90	8.40	8.60	8.80	8.60	8.90	8.90	9.10	9.60
St.3	10.65	9.75	9.70	9.70	9.90	9.90	10.00	10.10	10.30	10.50	10.80
St.4	10.80	9.82	8.51	8.28	8.31	8.29	8.23	8.40	8.50	9.40	9.98

３．１．３　考察

先ず、流下過程で変動の大きかった冬期の調査時の、河床附着性藻類の剥離による水中のＣｈｌ－ａの輸送量の変化を図示すると図－３のようになる。図には夜間を中心にデータを示しているが、昼間についても同様な変化が上下流の間で生じていたことは想像に難くない。

この図によると、夜間１２時間の間、約０．２μｇ／ｓのＣｈｌ－ａが常に河床から供給されていたことになる。１μｇのＣｈｌ－ａは、５０～１８０倍のＣＯＤとなるから、単純に見積もっても、

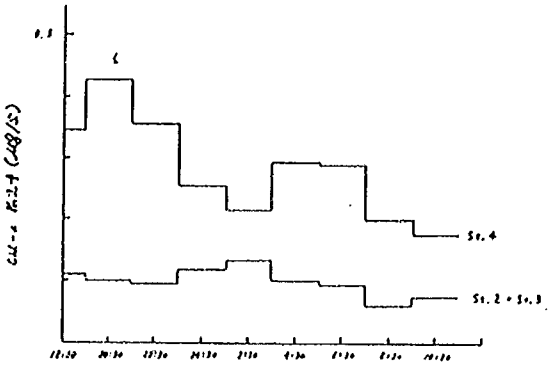
0.2μg x86,400x(50～180)/1,000/1,000
= 0.864～3.11 kg
のCOD負荷が河床から供給されたことになる。

次に、同じく冬期の調査時の上下流間のDO収支を表すと図－4のようになる。昨年度の調査でも明らかであったが、夜間の附着性藻類の呼吸による酸素消費のため、流下過程で平均約5．3g/sのDO減少となっている。この間の流下時間が約50分(=0.035 day)であるから、脱酸素係数を 0.1(1/day)としてBOD当量を求めると

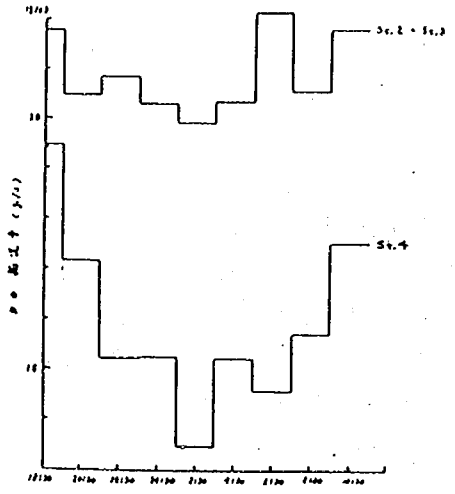
Eq.BOD=5.3(g/s)/[1-exp(-0.1*0.035)]
=1,517 (g/s)

となり、5g/s程度しかない上流からのBOD輸送量とは比較にならない程の汚濁源といえる。

勿論、この間で大きなDO減少があれば再曝気による大気中の酸素供給が図られるが、今回調査したような比較的人為的な汚染が少ない地域でもBOD当量がこの程度の大きさを持つということは、もっと人為的汚染の進んだ地域では、河川の富栄養化が河川の水質管理上極めて重要な現象となっていることを示唆するものと言っても過言ではあるまい。



図－3　冬期の上下流間のChl－a収支



図－4　冬期の上下流間のDO収支

4．おわりに

本調査では、河川の富栄養化現象の影響を中心にして、最初の2ヶ年で溶存酸素上昇と新たに生産される有機物量との関係を把握し、相当量の有機物が河川内で合成されていることを示した。さらにこのような附着性藻類の活動量に影響を及ぼす因子の解析を行った。また、調査後半の2ヶ年で、附着性藻類の夜間の呼吸により相当量の酸素消費があること、さらにこれをBOD基準にするともはや無視しえない汚濁源であることを示した。

河川の富栄養化現象は、今回対象としたようなDO問題の他に、大型水生植物の異常繁茂の問題も顕在化しつつあり、河川管理上効果的な対策の確立が急務となっている。調査期間の制約もあり、この問題へのアプローチはできなかったが、いずれにしても河川の富栄養化問題の重要性については喚起できたと考えている。

VII 建設技術研究開発経費による研究

1．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

新下水処理研究官		京才　俊則
下水道研究室	室長	竹石　和夫
	研究員	鈴木　穣
		小沢　登
三次処理研究室	室長	佐藤　和明
	主任研究員	高橋　正宏
	主任研究員	森山　克美
	主任研究員	小越真佐司
	研究員	中島　敏幸
汚泥研究室	室長	大鳩　吉雄
	主任研究員	岡沢　邦明
	研究員	落　修一
	研究員	増田　隆司
		白石　隆
水質研究室	室長	中村　栄一
	主任研究員	田中　宏明

1. まえがき

排水処理に係わる微生物を体系的に研究し、現在、及び将来の排水処理の課題を検討し、解決をはかろうとする、建設省総合技術開発プロジェクトのひとつとして「バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発」を昭和６０年度から平成１年度まで実施した。本プロジェクトは、下水道分野と浄化槽分野に分けて実施した。このうち本報告書は下水道分野の５年間の研究開発結果を要約したものである。

2. 研究目的

本プロジェクトでは、わが国の下水処理技術の課題のうち、バイオテクノロジーを活用して検討、解決できる可能性のある次の課題を全体的な観点からの開発目標とした。

① 下水処理の省エネルギー、低コスト化
② 下水処理施設の省スペース化
③ 処理水質の向上
④ 下水処理からの有価資源の回収
⑤ 下水処理施設の維持管理の簡易化

3. 研究方法

上記の開発目標を達成するために、以下の８課題について研究開発した。

① 排水処理に係わる微生物に関する研究
② 遺伝学的手法による改良微生物の排水処理への適用に関する研究
③ 固定化方法に関する研究
④ バイオセンサーに関する研究
⑤ 固液分離に関する研究
⑥ 下水処理用バイオリアクターに関する研究
⑦ 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究
⑧ 新下水処理システムに関する研究

4. 研究結果

８課題について、５年間の研究開発結果をまとめると次のようである。

4.1 排水処理に係わる微生物に関する研究

微生物による排水浄化では、細菌、原生動物 後生動物などが複雑な生態系を保ちながら、複雑な組成の排水を処理している。本研究は従来技術の改善や、新しい処理法の確立のために、主に細菌に焦点をあてて、その体系化を図ろうとするものである。このため、排水処理に係わる細菌の保存、単離、培養方法、排水処理との係わりや利用方法、遺伝情報等を総合的に集積していくことを目指した、「排水処理に係わる微生物バンク」の整備手法の確立を中心に、排水処理に係わるいくつかの微生物の特性、保存法について研究した。研究結果は次のようにまとめられる。

① 保存バンクと情報バンクに分けて「排水処理に係わる微生物バンク」を整備することを提案した。情報バンクでは菌株情報の選択基準、情報整理の手法をまとめた。また、菌株が下水道とどのような係わりを持つかをキーワードおよび解説で記述するとともに、微生物学の基礎的知識に関する手引きを添付した。
② 情報バンクの試行として、既存文献情報を中心に91の菌株の情報データベースを作成した。
③ 糸状性硫黄酸化細菌の一種である *Beggiatoa* の代謝特性を検討した。本菌株は、無機栄養的に増殖をする可能性のあることが明らかとなった。
④ 硫酸塩還元細菌の代謝特性を検討し、本菌は10℃以下でその活性が30℃の時の７～18%に低下すること、pH５以下では生育しないこと、除去硫酸イオン、及び除去TOC当たりの菌体収率はそれぞれ0.33～0.47, 0.57～0.85であることが明らかとなった。また、硫酸塩還元細菌の増殖を抑制する薬剤としては、テトラサイクリン、クロラムフェニコールといった蛋白合成阻害剤が有効であった。

⑤ 汚泥の嫌気的可溶化に係わる微生物を汚泥、底泥、動物の消化器系など1,419の試料より検索を行い、7株の優良株を単離し通産省特許微生物寄託センターに寄託した。これらは何れも *Clostridium bifermentans*と同定され、余剰汚泥の可溶化率 45～ 54%、生成した揮発性脂肪酸に占める酢酸含有率 51～71%という値を得た。

⑥ 低水温で運転中の下水処理場活性汚泥より、10℃で増殖可能な菌株51株を単離し増殖に対する温度、pHの影響や基質代謝性などを検討した。低温側に増殖速度の極大値を持つ菌株は無かったが、pH 3や11と行った極端な酸性、アルカリ性条件でも増殖可能な株が単離された。

⑦ 有機塩素化合物の一種であるモノクロロフェノールの分解菌の検索を行ったが、有効な分解能を有する菌株の単離には成功しなかった。この類似物質であるモノクロロ安息香酸の分解菌の単離に成功し、プラスミドを回収したが、分解遺伝子の解明はできなかった。

⑧ 天然系難分解性物質であるリグニン、タンニンの分解能を持つ細菌、菌類の検索を行い、タンニン分解能の高い真菌類を単離したが、リグニンについては有能な分解微生物は得られなかった。⑨ 活性汚泥法の立ち上げ運転期間を短縮したり、特殊な物質の処理に馴致した活性汚泥を保存、利用するため、凍結乾燥による活性汚泥の保存実験を行った。保護剤などを用いなくても活性汚泥を直接凍結保存することが出来ることが明らかとなった。脱水汚泥の利用についても検討したが、立ち上げ期間は、凍結乾燥汚泥よりも長かった。

4.2 遺伝学的手法による改良微生物の排水処理への適用に関する研究

遺伝子操作は近年のニューバイオテクノロジーの真髄であり、排水処理においてもこの技術を利用して難分解性物質を除去したり、汚泥から重金属を除去する微生物など、有用な微生物を作り出せれば排水処理が飛躍的に発展するであろう。しかし、遺伝子操作を排水処理に応用するにあたっては、遺伝子操作で改良株を作り出すことの他に、混合培養系における改良株の安定性、改良株の外部環境系への影響等の問題がある。本研究では、これらの問題について基礎的な検討を行った。研究結果は次のようにまとめられる。

① プラスミドをベクターにして特定の遺伝子を微生物細胞内に移入することは、改良微生物を作るひとつの有力な方法である。この方法を適用する場合、処理微生物群の中でそのプラスミドがどのように挙動し、また伝達するのかを知る必要がある。このため、まず活性汚泥より単離した５１種類の細菌から一般的な方法にしたがってプラスミドの抽出を試みた。この結果、プラスミドはどの細菌からも抽出されなかった。この結果から、ここで用いた細菌がプラスミドをもっていなかったか、或いは、従来の一般的な方法では不十分であるということが示唆された。

② 改良微生物の混合培養系における安定性について検討するため、まず、純粋培養系における植え継ぎで微生物の特性が変化するかどうかの実験を行い次のような知見を得た。比増殖率は、どの株も植え継ぎ回数とともに高まり、やがて平衡値に達した。平衡値は細菌の種、あるいは株によって異な

っていた。
③ 異なる平衡値に達した異なる種の個体群を混合培養し、両個体群密度の変化を調べた結果、平衡値が高い個体群が残り低い個体群は絶滅した。このことから、平衡値のより高い細菌を改良微生物として利用することが個体群の混合培養系での定着に有効であることが分かった。
④ 排水処理系という混合培養系で適用される微生物の改良技術の基礎として、多くの遺伝子の関与する量的形質としての生態的特性をどのように遺伝的に操作し得るのかという問題に焦点を当て、細菌の生態的特性が染色体レベルの組換えによってどのように変わるのかについて実験的に解析した。この結果、染色体レベルの組換えにより比増殖率や、最大密度、細胞の分散性といった生態的特性がかなり変わることがわかった。これらの特性は、混合培養系においても細菌の適応度に重要に係わると考えられる。
⑤ 開放系である排水処理での遺伝子改変微生物利用に関する問題点を、他の分野の場合と比較しまとめた。

4.3 固定化方法に関する研究

排水処理及び汚泥処理用バイオリアクター内に微生物を固定化することによって、リアクター内微生物の高濃度化、あるいは、特定汚濁物質除去のための有用微生物をリアクター内に大量に保持することが可能となる。本研究では結合固定化法、包括固定化法、自己固定化法の3種類の固定化方法について実験的に検討した。結合固定化法は、水に不溶性の担体表面に微生物を付着させ固定化する方法、包括固定化法は、高分子材料で作られるゲルの微細な格子構造内に微生物を包括する方法、自己固定化法は、微生物自身の作用により微生物を造粒化させ、微生物を反応槽内に保持する方法である。研究結果は次のようにまとめられる。

① 包括固定化法： 有機物除去を目的とする好気性流動床型バイオリアクターに用いる担体として、PVA－ホウ 酸法、PVA－冷凍法、寒天アクリルアミドモノマー法、アクリルアミドモノマー法による担体の開発を行ない、固定化材料の物理・化学的性質及び固定化時の微生物活性について取りまとめた。また、窒素除去用バイオリアクターに用いる硝化細菌固定化法として、数種の固定化方法を比較した結果、ポリエチレングリコール法における硝化活性が高いことが明らかになった。
② 結合固定化法： 有機物除去を目的とする固定床型あるいは流動床型バイオリアクターについて、それぞれ固定化担体の開発を行ない、固定化材料の物理・化学的性質、固定化微生物量について取りまとめた。固定床用担体については、嫌気性処理では、空隙率が高く閉塞を起こしにくい担体が用いられた。好気性処理では、ＳＳ捕捉能力がある比較的小さな担体、あるいは、空隙率が高く比較的大きな担体が用いられ、前者では担体充填部の定期的洗浄が、また、後者では後段でのＳＳ除去が必要であった。流動床用担体については、リアクター内での流動状態を保つため、砂のように比重の大きな担体は粒径を小さくする必要があるが、合成樹脂等の比重の小さな担体では、比較的大きなもので

も流動が可能であった。担体が流動するため、担体の対摩耗性、強度が重要である。
③ 自己固定化法： 上向流式嫌気性汚泥床法、好気性上向流式汚泥床法、多段反転流式バイオリアクターそれぞれについて、自己固定化が達成された。上向流式嫌気性汚泥床法を汚泥熱処理分離液の処理に適用した場合、沈降性の良い自己造粒汚泥が形成され、同法を都市下水の処理に適用した場合も、自己造粒汚泥が形成された。好気性上向流汚泥床法による都市下水の処理では、自己造粒汚泥の形成のためには、繊維状ＳＳの流入を防止することが必要であった。多段反転流式バイオリアクターによる都市下水の処理では、糸状硫黄酸化細菌の薄膜が嫌気性細菌を覆った自己造粒汚泥が形成された。

4.4 バイオセンサーに関する研究

排水処理施設を最適に管理するため、水質情報を時空間的に多くまた、多項目にわたって把握したいとする要望が高まっている。また、水利用や河川環境管理の高度化の観点からも河川等でも同様な要望の高まりが見られる。このためのひとつの方法は水質測定の自動化を進めることにある。そこで、本研究では医学や食品分野で一部実用化が進んでいる、酵素や微生物等の生体材料を識別素子として利用するバイオセンサーを水質測定の分野にも応用し、ＢＯＤ、アンモニア、および有機酸測定用センサーを開発した。研究結果は次のようにまとめられる。

① 下水道等の水質測定の担当者は、多くの水質項目の自動測定機器の導入や開発を望んでおり、生体材料を利用したバイオセンサーが適すると考えられている項目も多い。
② ＢＯＤセンサーを試作した結果、土壌細菌をＰＶＡで固定化したもの、*Trichosporon cutaneum* をＰＶＡまたはろ紙に吸着したものが、グルコース・グルタミン酸（ＧＧＡ）標準液、合成下水に対して、高い電極出力を示し、また基質濃度と出力値は線形性を示した。このＢＯＤセンサーは、生下水のろ過水には合成下水を検量線とした場合に、生下水の未ろ過水にはＧＧＡ標準液を検量線とした場合に比較的手分析値に近い値を示した。しかし、２次処理水、河川水に対しては、手分析値と比べ、極めて低いＢＯＤ推定値となった。
③ ２次処理水、河川水用のＢＯＤセンサーを開発するため、検量線作成用の難分解性の物質を含む合成２処理水を開発すると共に、有用微生物の探索を行い、２次処理水、河川水に対しても高い応答性を示す菌株を処理場放流先の河床から得た。また、センサー感度を上げるため、ハードウェアーの改良と最適な制御条件の確立を図った。以上の結果、２次処理水、河川水ののＢＯＤ推定がある程度可能となった。また、ある程度基質の投入があれば１ヶ月までの実験室内での使用は可能であった。
④ アンモニア酸化細菌を用いたアンモニアバイオセンサーを開発した。アンモニア性窒素応答性は高く、10分程度で測定できることが分かった。また、河川や処理場でのモニター用としても測定が可能であることを確認した。しかし、有機塩素化合物や重金属等が存在するときは、測定の妨害物質となる。また、この特徴を利用して、本センサーは微量な毒性物質の探知に応用できる可能性があるこ

とが分かった。
⑤ 酵母*Trichosporon braccicae*を利用した有機酸センサーを開発した。このセンサーは、酢酸標準液を短時間で測定できるとともに、１ヶ月に渡って安定した電極出力を得た。C_5より小さい他の揮発性有機酸に対しても感知するが、酢酸換算量ベースが分析値と異なることを確認した。処理場汚泥消化用のモニターを試作したが、前処理装置部に問題があった。

4.5 固液分離に関する研究

本プロジェクトにおいて開発してきたすべての下水処理用バイオリアクターは、微生物の固定化化手法を採用している。このようなリアクター、特に固定床式のリアクターでは、流入下水中の浮遊物によるリアクターの目詰まりが懸念される。また、溶解性有機物は浮遊性有機物より、微生物による分解速度が早いため、粒径の大きい粒子を除去することによって、リアクターの処理をより効果的に行うことができる。本研究では、生物処理の前処理としての固液分離の果たす役割について再検討を行うとともに、従来の沈殿分離法に変わるろ過、改良型沈殿、浮上分離などを用いた高効率の固液分離装置を開発してきた。主な開発目標は、高効率・省面積・省エネルギーの三点とした。研究成果は次のようにまとめられる。

① 生下水中の浮遊物の粒度と汚濁成分の関係を調査し、 8 μm 以上の浮遊成分の占める割合がＢＯＤ、ＣＯＤでは多いのに対し、窒素、リンは比較的少なかった。
② 1 μm 以下の有機性炭素の生分解性は、それ以上のものに比べ、好気性、嫌気性とも高かった。
③ 浮遊物除去率 70% 以上、ろ過速度 100～200m/d、ろ過持続時間２４時間以上の生下水用ろ過装置を開発した。ろ過では 10μm 程度までの浮遊物を除去できた。この方式では、従来の最初沈殿池と比較して大幅な設置面積の削減が可能である。
④ 化学凝集作用や生物凝集作用によって微細な生下水中の浮遊物を粗大化し、傾斜板沈殿池によって効率よくこれを分離する方式を開発した。化学凝集法では、Fe^{3+}の場合 20mg/l、Al^{3+}の場合 5.3mg/l 以上の注入率でアニオン系ポリマー0.5mg/lの併用により、浮遊物除去率 80% 以上が達成された。この時の処理速度は傾斜板の平面積当たりで360m/dである。生物凝集法では、活性汚泥との接触槽においてMLSSを1,000～1,250mg/l、ＤＯを0.5～1mg/l以上に保持することによって浮遊物を75％以上の高い効率で除去することができた。この時の処理速度は、144m/dである。これらの方式は従来の最初沈殿池と比較して、相当程度の設置面積の削減が可能である。
⑤ 生下水用の上向流式スラッジブランケット型沈殿池を開発した。無薬注で浮遊物除去率50％以上が可能であることがわかった。この時の処理速度は100m/dであり、従来の最初沈殿池と比較して、相当程度の設置面積の削減が可能である。
⑥ 生下水用の浮上分離装置を開発した。74μm 以上の浮遊物を空気量 15～20 g/㎥・下水、無薬注で殆ど除去できる。

4.6　下水処理用バイオリアクターに関する研究

わが国において現在、地方中小都市での下水道計画、建設が盛んに行われている。地方中小都市においても下水処理場の用地に限界があるケースが多い。更にこれらの都市では、十分な熟練技術者を確保することは困難である。一方、多くの自治体で、将来下水処理場の更新、改善を行わなくてはならない。改造時には、一部の運転系列で従来通りの水量を処理しなければならず、既存施設の能力向上が必要となる。また、既存の敷地で合流式管渠の雨天時下水処理を行う場合、既存施設の一部を振り替えることもあろう。この場合も処理能力の増強が必要となろう。更に、下水道の責務として積極的な、栄養塩類、難分解性有機物等の除去能力の向上が求められよう。下水処理用バイオリアクターの開発は、主として微生物の固定化技術を用いることによって、これらの要求に答えようとするものである。簡易な維持管理、リン、難分解性有機物の除去等の目標の他、３つの開発目標が掲げられている。①　現在の標準的プロセスと比べリアクターの滞留時間を1／2～1／10に短縮する。②　現在の標準的プロセスと比べ処理に要するエネルギーを1／2に、汚泥発生量を1／2にする。③　生物学的窒素除去用リアクターの滞留時間を6～12時間に短縮し、既存の処理場での窒素除去を可能にする。研究結果は次のようにまとめられる。

(1)　有機物除去用バイオリアクター

有機物除去用バイオリアクターは、リアクター内を好気的にするか、嫌気的にするかにより、好気性、嫌気性、微好気性の三種類に大きく分けられる。更に、リアクター内に微生物を保持する方法として、固定化担体をリアクター内で流動化させない固定床型、完全に流動化させる流動床型、固定化担体、または微生物のみを汚泥ブランケットとして保持する汚泥床型の三種類に分類できる。用いる担体の性状により、リアクターの構造や、前処理、後処理の固液分離法や、仕上げ処理の方法が異なる。本研究で扱ったリアクターのほとんどは、実下水を用いたパイロットプラントによる実証試験を行っている

①　好気性固定床リアクター：　用いた結合固定化担体は粒径数mmの比較的小さいものと、数cmの大きめのものに大別され、前者はリアクター内に固液分離機能を持たせ、後者はリアクター流出水をろ過等で固液分離する。いずれもＢＯＤ容積負荷 1.7 kg-BOD/m^3･日 程度で処理水ＢＯＤ 10～20 mg/l の成績を得た。

②　好気性流動床リアクター：　用いた結合固定化担体は、砂のように比重が大きく粒径の小さいものと、合成樹脂製で比重が１に近く粒径の大きいものの二種類に大別される。流動化した担体を水と分別する方法として、重力によるものと、スクリーンによる方法がある。反応槽滞留時間 1～2時間で最終の処理水ＢＯＤ 10～15 mg/l以下が得られた。

③　好気性、微好気性汚泥床型リアクター：　好気性、及び微好気性の条件で、自己造粒汚泥による

汚泥床型リアクターが開発された。好気性の場合、汚泥ブランケット内の滞留時間 1.7時間で高級処理レベルの処理水が得られた。微好気性の場合は、仕上げ段階での酸素不足という問題があり、改良が必要である。

④ 嫌気性固定床型リアクター： 嫌気性微生物の保持量が大きく、目詰まりを起こしにくい結合固定化担体を用いたリアクターを開発した。下水処理の場合、溶解性ＢＯＤの除去は余り期待できないが、リアクター内で除去された固形物を減量することが出来た。

⑤ 嫌気性流動床型リアクター： 径 0.35㎜のゼオライトを流動担体として用いたリアクターを開発した。本リアクターの処理時間は 2.8 時間と短いが、担体流動化のため流入水に対し６倍の循環水が必要である。

⑥ 嫌気性汚泥床型リアクター： 下水を上向流式で通水し、自己造粒汚泥が形成される嫌気性リアクターを開発した。滞留時間 6～9時間でリアクターのＢＯＤ除去率 65～85％を得た。

⑦ 嫌気性リアクターに組み合わせる好気性リアクター：. 嫌気性処理水は、腐食、臭気の原因となる硫化水素を含むこと、及びＢＯＤを更に低下させるため、仕上げ処理が必要なことが認識された。このための処理方式としてとして好気性固定床型リアクターを多く用いたが、リアクター形状によっては後処理にかなりの電力を要することが明らかとなった。散水ろ床タイプの後処理を行うと、使用電力は標準活性汚泥法の半分程度になると試算された。

(2) 窒素除去用バイオリアクター

本研究では、窒素除去に関与する微生物を結合法と包括法で固定化した生物学的窒素除去プロセスを開発した。

① 結合固定化法を用いた窒素除去用バイオリアクター： 粒径 0.2～0.3㎜ の硅砂を結合固定化担体とし、連続流入、間欠曝気の条件で、硝化、脱窒を単一槽内で行うリアクターを開発した。反応時間は４時間以下であった。また、多孔性の合成樹脂を結合固定化担体とし、循環式硝化脱窒法の硝化槽における硝化速度を向上させるリアクターを開発した。滞留時間３時間以下で、硝化を行うことが出来た。

② 包括固定化法を用いた窒素除去用バイオリアクター： 硝化細菌を包括固定したペレットを投入した硝化槽と、浮遊汚泥により脱窒を行なう脱窒槽で構成される硝化速度、脱窒速度の大きい循環式硝化脱窒法リアクターを開発した。生物反応槽の滞留時間は８時間以下で、既存の標準活性汚泥法による処理施設を窒素除去用に改善する場合にも適用できる。

(3) その他の研究開発

① 走光性を有するミドリムシを利用する新しい光利用型高度処理システムバイオリアクターの基礎的な検討を行った。本システムは最終的にはリン、窒素などの栄養塩類をミドリムシに摂取させた後、光によりミドリムシを回収、返送して集積させ、同時に固液分離をすることを目標としている。室内実験で、集光槽により 99％以上のミドリムシを回収し、リアクターに返送できること確認した。

② 曝気に代わって気体透過膜で酸素を供給するバイオリアクターの基礎的な検討を行った。孔径2μmの網目構造の通気孔を多数有するポリ4フッ化エチレン製の気体透過膜を用いた。膜表面上に硝化細菌を優占種とする生物膜を、硝化細菌上に通性他栄養細菌を増殖させることにより、硝化脱窒と酸素供給を効率的に行えることを確認した。

③ 結合固定化技術を用いて反応槽滞留時間を短く、汚泥滞留時間を長くする難分解性ＣＯＤ除去用バイオリアクターの検討を行った。難分解性ＣＯＤ成分としてポリビニルアルコール（ＰＶＡ）を用いた実験を行ったところ、人工下水を用いた実験では良好な除去が行われたが、実下水にＰＶＡを添加した実験では、実験装置のトラブルから安定した除去には至らなかった。

④ 嫌気性処理水の仕上げ処理としての硫化物除去技術を検討した。*Thiobacillus*等の絶対好気性細菌を利用する方法では、短時間で除去が可能であるが、急速な酸素消費を伴うため、施設の酸素供給能力を非常に大きくする必要がある。ＭＲＢは嫌気性細菌を大量に保持する方法であるが、*Beggiatoa*という微好気性硫黄酸化細菌が同じリアクター内で同時に増殖するため、水中への硫化物の移行が少ないという利点がある。紅色硫黄細菌を利用する方法は、嫌気的条件下で硫化物の除去がかなり効率的に行えることが明らかとなったが、光を細菌に効果的に照射する装置の開発を必要とする。

4.7 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究

従来の汚泥処理は、水分の除去あるいは有機分の分解等による汚泥の減容化、安定化が主目的であり、エネルギーの回収あるいは資源化は一部で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の意味あいが強い。しかし、水分によって希薄化されているとはいえ、汚泥中の固形物のの大半は有機物であり、この有機物中には未利用の種々の有用物が含まれていると思われる。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主な目的とし、種々の研究を行った。研究結果は次のようにまとめられる。

① 汚泥の嫌気性消化法の消化日数を既存プロセスの1／2（１０日）以下にする省エネルギー型と、メタンガスの発生量や汚泥の消化率を既存プロセスの1．5倍以上にする創エネルギー型のバイオリアクターの開発を試みた結果、3種類の省エネルギー型バイオリアクターと、1種類の創エネルギー型バイオリアクターを開発することができた。開発に際して得られた主要な成果は以下の通りである。汚泥の可溶化を促進させる種々の方法を検討した結果、余剰汚泥には効果的な手法が見出せたが、最初沈殿池汚泥に対しては見出せなかった。結合固定化担体を用いることにより嫌気性消化微生物が効果的に集積し、消化日数を短縮することができた。開発したバイオリアクターから得られる消化汚泥は、脱水性において従来法に劣っていた。また、脱水濾液中には溶解性の難分解性有機物が従来法よりも多く含まれていた。

② ＢＯＤ数千～数万mg／ℓの有機性濃厚廃水を基質として活発に増殖するとともに、その乾燥菌体は良質の肥料や飼料として利用できる光合成細菌の汚泥処理系返流水処理への適用性について検討した。光合成細菌は、ＢＯＤが十～百mg／ℓオーダの低有機物濃度でも生育できるが、高有機物濃度の方が増殖は早い。汚泥の熱処理分離液では菌体の増殖と有機物の除去が認められるが、嫌気性消化脱離液では増殖も少なく有機物の除去率は低い。光合成細菌への重金属の濃縮率は、活性汚泥に比べて１オーダー低い。

③ 嫌気性消化法の中で最もシンプルな方法である無加温消化法の適用性について検討した。消化温度３０℃、消化日数２０日の中温消化において得られる消化率約５０％を達成するために必要な消化日数は、消化温度２０℃では６０日、消化温度１０℃では１５０日以上と考えられる。消化温度１０℃及び２０℃では、投入ＶＳ当たりの最終ガス発生量は中温消化に比べて少なく、消化日数を延長しても中温消化法のガス発生量レベルには到達しないものと考えられる。

④ 汚泥の熱処理分離液を処理するための、嫌気性ろ床と嫌気性汚泥床を組合わせたバイオリアクター、上向流式ハイブリッド法を開発した。本法の処理水質は長時間エアレーション法のそれに多少劣っていたが、独立した処理場内での返流水としては支障ないものと思われる。本法は、従来の好気性処理法の１０倍以上の高負荷に耐え得るとともに、処理時間も６～８時間と短く、且つメタンガスの回収ができる機能を有していた。汚泥床に嫌気性自己造粒汚泥が生成した。汚泥発生量は少なく、脱水は容易であった。

⑤ 下水汚泥から有価資源を回収したり、有用物質を開発することを目的に、下水の処理過程で発生する種々の汚泥の成分を分析した。分析項目は、炭水化物７項目、脂質１０項目、蛋白質２１項目である。この成果をもとに、最初沈殿池汚泥からアルコールを生産するための基礎的実験を行い、最初沈殿池汚泥の乾燥汚泥重量１ｇ当たり１５．３％のエチルアルコール １mℓ を得た。

⑥ バクテリアリーチング法の下水汚泥中の重金属除去方法への適用性を検討した。下水汚泥中の重金属除去にバクテリアリーチング法を適用することは可能であるが、適用に際しては、硫黄の添加が必要であるとともに、初期溶出速度を向上させるためには硫黄酸化細菌の植種が必要である。本法による重金属の溶出率は、硫酸添加によるケミカルリーチング法とほぼ同じ傾向であったが、本法はケミカルリーチング法よりも長い溶出時間を要する点から、ケミカルリーチング法に劣るものと思われる。重金属の溶出率は金属の種類により異なり、Ｃｄ，Ｚｎ，Ｍｇ等は８０％以上であったのに対してＨｇは数％程度にすぎなかった。

⑦ 下水汚泥に含まれている重金属の汚泥中での存在部位等について検討した。重金属は、Ｆｅ，Ｍｎ，Ｚｎ，Ｃｒ等が細胞壁部分に多いのに対して、Ｃｕ，Ｎｉ，Ｃｄ，Ｐｂ，Ｈｇ等は全体に分散して存在していた。

4.8 新下水処理システムに関する研究

本研究では、本プロジェクトで研究開発してきた個々の開発研究を総合化して、省エネルギー型、

省面積型、窒素除去用、エネルギー自立型、及び小規模下水用等の特徴を備えた新しい下水処理システムを提案した。

5. 今後の問題点

本プロジェクトは下水処理を改善すると共に、より良く理解するために、広くバイオテクノロジーを下水処理に適用しようとするものであるため、極めて基礎的な研究から、応用的な研究まで包含している。このため、成果は今後の研究課題を特定したものから、実用化の目処がついたものまで広範にわたっている。本章では、本プロジェクトで見いだされた、今後更に研究を継続すべき課題をまとめる。

5.1 排水処理に係わる微生物に関する研究

① 排水処理に係わる微生物バンクの整備手法を提案し、約100の菌株について、下水道との係わりを中心とした情報整備を試行したが、今後は、本バンクの設立へ向けての準備が必要である。技術的には、ここで提案した整備手法に則り、実際にデータベースとしてプログラミングする作業が残っている。これらの作業を含め、バンクの実施主体が決定されれば、データ登録・収集の方法、利用者のアクセス方法等の具体的運営法が決められるであろう。
② 細菌、原生動物などの排水処理に係わる微生物の挙動を解明することによって、排水処理の種々の課題が解決される可能性がある。いくつかの例を6．1にまとめた。

5.2 遺伝学的手法による改良微生物の排水処理への適用に関する研究

① 排水処理微生物中のプラスミド抽出法を確立する必要がある。
② 改良微生物の安定性の研究では、細菌の適応度の遺伝的変化を追跡する目的から、細菌の或る系での適応度が実験的に測定しやすいように単純化した培養系を用いた。今後は、より現実の排水処理系に近い培養系において、研究する必要がある。
③ 遺伝子改変微生物の開放系における利用の可能性に関する動向を注視する必要がある。

5.3 固定化方法に関する研究

① 包括固定化法： 包括担体の大量生産技術の開発、担体製作費、充填量、補充量などの経済性の評価、長期間にわたる担体強度の確認が今後の課題である。

② 結合固定化法： 固定床型リアクターに適用した場合には、汚泥の目づまり対策と洗浄方法の確立が必要であり、流動床型リアクターに適用した場合には、後段での微細ＳＳの除去のための、固液分離装置の開発が必要である。
③ 自己固定化法： 自己固定化条件のさらなる明確化、流量変動に対する処理の安定性の確保などが、今後の課題である。

5.4 バイオセンサーに関する研究

① ＢＯＤセンサー： 資化性が高い細菌の探索をさらに続け、低濃度の試料、特に生物処理を受けた二次処理水や河川水にも安定した出力が得られるようにする必要がある。また固形性成分のＢＯＤを計測するための前処理方法の確立を行うとともに、センサー標準液の検討をさらに行うことも必要である。
② アンモニアセンサー： 薬品使用量を削減できるため、モニターとして有利な緩衝液内部循環型の開発改良を行うことが必要である。またアンモニアセンサーの妨害物質とその影響を調査する必要がある。また、毒性物質の生体反応素子への呼吸阻害性の定量化等をさらに続け、毒物センサーの実用化を図るための基礎的調査が必要である。
③ 有機酸センサー： 安定した出力を得るための生体反応素子の製作方法の確立を図る必要がある。異なる揮発性有機酸に対してセンサー感度が相違するため、消化汚泥等を測定する際に使用すべき検量線作成用標準液の組成を今後検討することが必要である。また消化槽のモニターとして使用するためには、前処理装置の改良を行い、実機運転をさらに行う必要がある。

5.5 固液分離に関する研究

① 開発プロセス全体として、変動に対する検討は、実際の流量変動や濃度変動に対して十分長期にわたって行われたものではない。そのため、実施設への適用に先立って、まず、これらの変動に対する運転法の確立と安定性の確認が行われなければならない。組み合わされるべき後続のプロセスとの関係についての検討もほとんど行われていないので、これらについてもさらに検討を継続する必要がある。
② ろ過装置では、ろ材の耐久性・油脂類による阻害等のほか、洗浄排水と共に排出された浮遊物の処理法の確立が今後の課題である。
③ 凝集沈殿と傾斜板の組合せでは、長期間使用したときに問題となる傾斜板の保守・管理方法の確立、高速で処理を行う場合の汚泥の管理法の確立が課題である。
④ 上向流式沈殿法では、汚泥界面の管理法の確立と、スケールアップに伴う均等流入と均等分散が今後の課題である。

⑤ 浮上分離を含め、開発装置を生下水の処理だけでなく、雨天時越流水の処理など多分野への適用を検討することも必要である。

5.6 下水処理用バイオリアクターに関する研究

① 好気性バイオリアクターでは、好気性微生物をより高濃度に保持するため、効率的な酸素供給法の開発が必要である。
② 流動床、汚泥床型のバイオリアクターでは、仕上げの固液分離をより確実、簡単にすることが望ましい。
③ 嫌気性バイオリアクターでは、発生する硫化水素による腐食を防止する技術の実証が必要である。また、処理水中の硫化水素の除去について、確実で、効率的手法を更に開発する必要がある。④ 結合法、包括法の担体の寿命、補充頻度について、現在のところ安全側の試算を行っているが、実施設、パイロットプラント等により長期的に確認することが望ましい。
⑤ バイオリアクター、前段、後段の固液分離、流量変動への対処方法等の最適な組み合わせについて、より詳細な検討が必要な場合があった。
⑥ パイロットプラント実験を行ったリアクターの多くは、リアクター形状が既存の曝気槽とかなり異なるものが多かった。既存の大規模下水処理場の改造時にも適用できるリアクターを、更に開発する必要がある。
⑦ 光利用型高度処理プロセス、気体透過膜を用いた処理プロセス等、従来の排水処理とは発想を異にするプロセスを検討したが、実用化のためにより実際的研究が必要である。
⑧ 難分解性ＣＯＤ等、従来生物処理の対象外であった物質の処理を、固定化技術を応用することで行いうる目途がついたが、実用化のためにより実際的研究が必要である。

5.7 汚泥処理用バイオリアクターに関する研究

① 下水汚泥からのエネルギー生産や有価資源の生産等に係わる技術開発を進めて行く上では、原料となる下水汚泥の性状・成分の把握が不可欠である。今後とも下水道施設から発生する各種汚泥についてデータの蓄積を図る必要がある。
② 既存の嫌気性汚泥消化法の能力向上のために開発したプロセスにあっては、実用化に向けてプロセスの最適設計を図る必要がある。また、さらに能力向上を目指すため、最初沈殿池汚泥が持っている潜在的なエネルギーの回収技術を開発するとともに、消化汚泥の脱水性が改善できるような技術開発を進めなければならない。
③ 高濃度有機物除去用として開発した嫌気性バイオリアクターは、今後、汚泥の集約処理場等に適用するに際して処理水質、中でも浮遊物質に関して一層の向上を目指した技術開発が望まれる。

付　　録

付録1.　平成元年度　下水道関係刊行報告書一覧

圧力式下水道システム技術指針（案）

土木研究所資料　　第2846号　　1990年3月　　下水道部下水道研究室

要　旨

本技術指針（案）は従来の研究の成果をふまえ，新しい下水収集システムとして期待される圧力式下水道システムの技術的な考え方を取りまとめたものであり，今後日本における同方式の適用に際し，技術的な参考とするものである。

キーワード：圧力式下水道システム，技術指針，下水の圧送，グラインダーポンプ

下水処理水の滅菌及び消毒に関する研究報告書

土木研究所資料　　第2859号　　1990年3月　　下水道部三次処理研究室

要　旨

下水処理水再利用にあたって，処理水の衛生学的安全性について検討を行い，衛生学的基準のあり方の整理を行った。さらに，塩素，紫外線，オゾンの耐性実験を行い，各々の消毒指標微生物の消毒耐性を把握した。

キーワード：大腸菌群，バクテリオファージ，ウイルス，塩素，紫外線，オゾン

マルチフィルターモデルを用いた流出抑制施設の評価

土木研究所資料　　第2861号　　1990年3月　　河川部総合治水研究室

要　旨

流域の保有する自然の保水遊水機能，河川，下水道の水理的機能，流域調節池・雨水貯留施設等の流出抑制機能などを解析するために比較的勾配のある市街地での流出計算スキームとしてマルチフィルターモデルを開発した。

本資料はこのマルチフィルターモデルの概要，プログラム及びこれを実流域に適用した結果をまとめたものである。

キーワード：流出モデル，都市流出，流出過程，数値解析，流出抑制施設，土地利用変化

河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）

土木研究所彙報　　第53号　　1989年11月　　下水道部水質研究室

要　旨

河川の水質は，流域の水文条件や社会活動によって影響を受けるが，河川の汚濁状況を正しく捉えるためには，水質よりもむしろ汚濁負荷量を把握することが必要である。本研究は技術管理業務連絡会水質部会のテーマとして，流域の上流から下流まで，また低水時から高水時までの河川の負荷量を調査する方法の整理を行い，追試により調査方法として優れたものをまとめ，マニュアル化を図ったものである。

キーワード：河川水質，汚濁負荷量，発生負荷量，流量，調査マニュアル

付録2.　平成2年度下水道関係調査研究課題表

担当研究室	課題
下水道	1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 2. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 3. 下水道による住環境の改善に関する調査 4. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 5. 地域特性に応じた処理方式の選定に関する調査
三次処理	1. 下水処理水の消毒及び滅菌に関する研究 2. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 3. 水生生物を利用した処理水水質の改善に関する調査 4. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 5. 固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査 6. 下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査
汚泥	1. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 2. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 3. 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 4. 下水汚泥の燃料化に関する調査 5. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 6. 焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査
水質	1. 流水中の窒素収支に関する基礎的研究 2. 閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査 3. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 4. 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 5. 異常水質時の緊急対策に対する調査
システム	1. 下水道に関するデータベースネットワークシステムの開発調査
施工	1. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査
土質	1. 下水道管渠の作用土圧に関する調査
振動	1. 下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査
総合治水	1. 都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査
緑化	1. 下水汚泥の施用方法に関する調査

平成元年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386－5878
土研資料第2906号
平成2年10月（1990）
下水道部

要旨

本報告書集は，平成元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31編270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，水質浄化，バイオテクノロジー

郵便はがき

41円切手をはって下さい。

3 0 5 －□□

茨城県つくば市大字旭一番地
建設省土木研究所
下水道部 御中

No.

No.
配布先氏名
配布先住所

土木研究所資料第2906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　＊＊