ＩＳＳＮ　　0386－5878
土木研究所資料　第3458号

土　木　研　究　所　資　料

平成7年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成８年10月

建設省土木研究所

Copyright © (1996) 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3458号1996年10月

平成７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
環境部　緑化生態研究室
河川部　都市河川研究室
材料施工部　施工研究室　土質研究室
　　化学研究室
耐震技術研究センター　振動研究室　動土質研究室

要旨

本報告書集は，平成７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34編317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

序　　文

本報告書は、平成７年度に建設省土木研究所が実施した下水道関係の調査、研究の成果を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、建設技術研究開発経費、及び環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費、地球環境研究総合推進費によって実施されている。

平成７年度における新規課題は、①病原性微生物に関する研究（試験研究費）、②水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究（試験研究費）③窒素の超高度除去に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費）④小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査（下水道事業調査費）⑥バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査（下水道事業調査費）⑦下水道施設のコンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査（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７年度に終了した課題には、①下水汚泥の無害化処理に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費）、②下水処理施設の補修・更新方法に関する調査（下水道事業調査費）、③新しい役割に対応した計画手法に関する調査（下水道事業調査費）、④小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査（下水道事業調査費）、⑤発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査（下水道事業調査費）、⑥下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査（下水道事業調査費）、⑦下水処理水の評価基準に関する調査（下水道事業調査費）、⑧下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査（下水道事業調査費）、⑨面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査（下水道事業調査費）、⑩下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査（建設技術研究開発経費）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下水管渠の流量に関する研究（試験研究費）、②ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究（試験研究費）、③中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査（下水道事業調査費）、④河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査（河川事業調査費）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。

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７年度の調査・研究を実施するにあたって種々ご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８年９月

下水道部長　京　才　俊　則

目　　次

序　文　　頁

概要約集 …… 1

Ⅰ　試験研究費による研究

1．下水管渠の流量に関する研究……（下水道研究室）…… 35

2．ディスポーザー導入に対応した
高度処理施設の開発に関する研究……（三次処理研究室）…… 43

3．塩素消毒技術の高度化に関する研究……（三次処理研究室）…… 53

4．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究……（汚泥研究室）…… 59

5．病原性微生物に関する研究……（汚泥研究室）…… 69

6．水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究……（水質研究室）…… 77

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．窒素の超高度除去に関する研究……（三次処理研究室）…… 85

2．下水汚泥の無害化処理に関する研究……（汚泥研究室）…… 93

Ⅲ　地球環境研究総合推進費による研究

1．温室効果ガス排出抑制のための下水処理
システム対策技術……（新下水処理研究官・三次処理・汚泥研究室）……103

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査……（下水道研究室）……111

2．新しい役割に対応した計画手法に関する調査……（下水道研究室）……127

3．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査……（下水道研究室）……135

4．小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査……（下水道研究室・システム課）……153

5．小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査……（三次処理研究室）……163

6．再生水供給施設における水質管理手法に関する調査……（三次処理研究室）……171

7．再生水の消毒に関する調査……（三次処理研究室）……179

8．下水処理・資源回収のための最適システムの
開発に関する調査……（三次処理研究室）……187

9．発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査……（汚泥研究室）……201

10．下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査……（汚泥研究室）……215

11．中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査……（汚泥研究室）……225

12．下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査……（汚泥研究室）……233

13．下水処理水の評価基準に関する調査……（水質研究室）……241

14．下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査……（水質研究室）……261

15．面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査……（水質研究室）……271

16．バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査……（水質研究室）……281

Ⅴ　下水道事業調査費による他部の研究

1．下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査……（緑化生態研究室）……293

2．超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の
計画に関する調査……（都市河川研究室）……299

3．中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査…（施工研究室）……305

4．下水道管渠の変形防止に関する調査……（土 質 研 究 室）……311
5．下水道施設コンクリート防食材の耐久性
向上技術に関する調査……（化 学 研 究 室）……317
6．下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査……（振動・動土質研究室）……323
Ⅵ 河川事業調査費による研究
1．河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査……（水 質 研 究 室）……329
Ⅶ 建設技術研究開発経費による研究
1．下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査
（社会資本の維持更新・機能向上技術の開発）……（下水道研究室）……335
2．建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発……（化学・汚泥研究室）……351
付 録
平成７年度 下水道関係刊行報告書一覧……357
平成８年度 下水道関係調査研究課題表……359

概　要　約　集

下水管渠の流量に関する研究		本文35ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成５～８年度	下水道研究室	

（目的）

下水管渠の更新においては，既存管渠の流下能力を正確に把握することが必要である。しかしながら下水管渠内の流量測定は，測定機器の設置箇所が限定されており，かつ設置そのものが困難であること，下水の流量変動が大きく，変動幅の全ての測定が可能な機器が存在しないこと，下水中の固形物や油分による障害が大きく保守管理が容易でないこと等の問題を抱えている。本研究は，流水断面の流速分布を測定することにより円管内の流れの特性を把握し，下水管渠に適用した流量測定法の確立に供しようとするものである。

（結果）

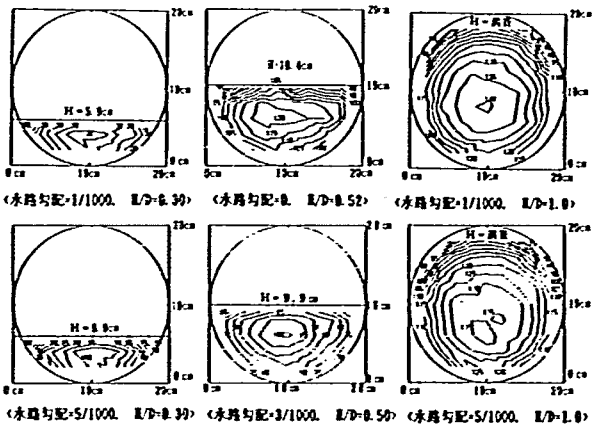
(1)　下水管渠の流量測定に関する基礎的実験

管径200㎜，長さ12ｍの透明アクリル製円形管渠模型を製作し，流水断面主方向流速をプロペラ流速計を用いて測定した。実験は，水路勾配を0，1/1000，3/1000，5/1000，10/1000の５通り，管内水深を２割水深～満管（4.0～20㎝）の範囲で約２㎝ピッチで変化させた。

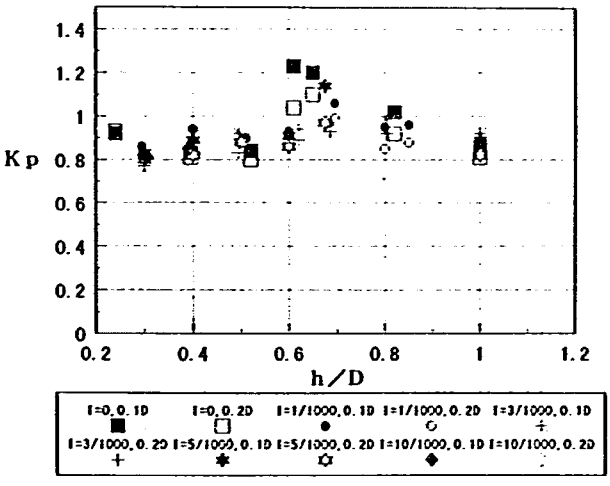
管内の流速分布は，横断方向及び鉛直方向それぞれの中央部に最大流速が発生し，管壁に沿うような等流速線を描いた。また，水路勾配が変化しても，同一水深であれば，ほぼ同じ流速分布を描くことを確認した（図－１参照）。

(2)　点流速測定型流量算出法の検討

点流速測定型流量算出法は，任意の点で測定した点流速（Vp）に管内水深（h）と補正係数（Kp）を与えることで平均流速に換算し，流積を乗じることにより流量を算出する方法である。実験で得られたデータを基に補正係数Kpについて検討した結果，補正係数Kpは水路勾配に関わらず，水深によってのみ変化する傾向があることが分かった（図－２参照）。



図－１　流速分布図（横断面）



図－２　h/DとKpの関係

研究担当者：田中 修司，榊原 隆，深谷 渉

キーワード	下水管渠，流速分布，点流速測定型流量算出法

ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究		本文43ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成５～８年度	三次処理研究室	

（目的）

ディスポーザーとは，台所で発生する生ゴミを粉砕して下水管へ流す装置であり，ごみ処理の効率化，台所などの生活環境向上等の利点がある。しかし，既施設の処理能力では，ディスポーザー導入に伴う過大な負荷に対応できず，処理機能を悪化させることが考えられ，現状の下水処理施設では受け入れ困難である。一方で，潤いのある水環境の創造のため，現状以上に高度な処理水質を求める市民の要望が年々高まっている。従って，本研究では，ディスポーザー導入時を想定した高負荷下水を既存の下水処理施設敷地内で高度処理することが可能となる，新しい処理技術の開発を目的とする。

（結果）

本年度，高負荷対応型高度処理実験施設によるパイロットプラント実験では，最初沈殿池の前段に流入SS濃度を高めるための生下水濃縮槽を設けて実験を行った。濃縮槽により最初沈殿池流入SS濃度は約60%程度増加し，248㎎/lとなった。

また，ディスポーザー排水の生物反応への影響について検討するため，特にSS性有機物による脱窒反応速度及びりん放出速度への影響を回分実験により調査した。以下，得られた結果を示す。

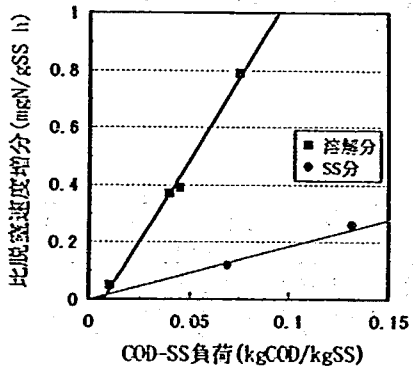
(1) 空気倍率を７倍一定で運転したところ，好気タンクのDO濃度は流入有機物濃度の変化によって変動した。空気倍率の７倍とは，日平均のBODに対して十分量であるが，比較的高い有機物負荷のある時（冬季にその傾向があった）のピーク時には，DOは0.4㎎/lまで低下し，処理水BODが悪化した。ディスポーザー普及時には，朝夕のピーク時負荷は更に大きくなるものと考えられ，十分な注意が必要である。

(2) パイロットプラントの比脱窒速度は，低水温期にもほぼ1.0㎎N/gSS・hを維持していた。これは，当時期に比較的流入BOD濃度が高くなったためと考えられた。

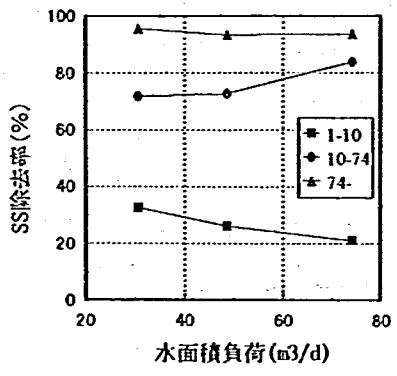
(3) 下水SS１㎎は，有機物量として1.3㎎COD_{Cr}に相当するが，74μm以下のSS有機物は，脱窒及びりん放出に有効に利用された。このSS性有機物によるCOD-SS負荷あたりの比脱窒速度増加量は，溶解性有機物によるそれの1/6程度となった（図－１）。

(4) 74μm以上のSS性有機物によっては，数時間内には脱窒速度の増加も，りん放出反応も見られなかった。

(5) 74μm以上のSSは，最初沈殿池において70m/dの高い水面積負荷としても良好に除去された（図－２）。



図－１　COD-SS負荷に対する比脱窒速度の増分



図－２　水面積負荷とSS除去率との関係

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 穣，吉澤 正宏

キーワード	ディスポーザー，高負荷下水，高度処理，SS性有機物，脱窒速度

塩素消毒技術の高度化に関する研究		本文53ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成６～９年度	三次処理研究室	

（目的）

塩素消毒は，放流水の衛生学的安全性を保つため，日本のほとんどすべての処理場で行われている消毒法である。しかしながら，近年水道水中の微量汚染物質に関心が持たれ，また，自然界の生物保護の動きが高まる中，放流水の水質についても今後要求が厳しくなることが考えられる。

本研究では，生物処理レベルと消毒効果の関係，および，消毒方法が消毒副生成物の生成および水生生物に与える影響を明らかにすることにより，塩素消毒技術を高度化することを目的とする。

（結果）

生物処理の程度および塩素添加濃度が，消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べる実験を行った。表－１に示すように，硝化能力のある活性汚泥を一次処理下水と混合・曝気し，活性汚泥分離後の処理水に塩素を添加した。

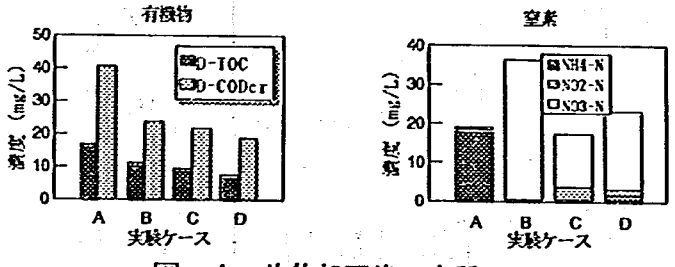
生物処理後の水質を図－１に示す。ケースＡでは，短い曝気時間のため溶解性の有機物濃度が高く，また，アンモニアもほとんど硝化されることなく残留していた。これに対して，曝気時間の長いケースＢでは，アンモニアはほとんど完全に硝化されていた。また，ケースＣ，Ｄでは，アンモニアの濃度は低いものの亜硝酸性窒素が２～３㎎/Lほど残留した。

消毒効果は，ケースＣ，Ｄについて塩素添加率が0.5㎎/L以下の場合にほとんど認められなかったが，これは，亜硝酸の酸化に有効塩素が消費されたためと考えられた。今回の実験ケースでは，大腸菌群数の低下のためには塩素添加率１㎎/Lが必要であった。消毒後のトリハロメタン濃度については，図－２に示すように全般的にかなり低い値を示した。しかし，アンモニア濃度が低いケースにおいては，塩素添加濃度の増加に伴ってトリハロメタン濃度が上昇する傾向がみられた。

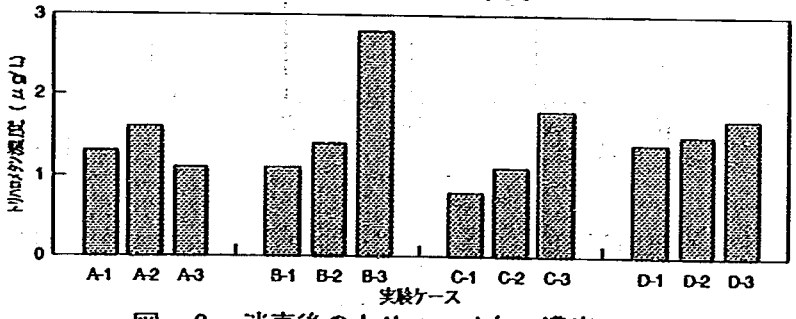
表－１　実験条件

ケース	A	B	C	D
汚泥	AS*	AS*	AS*	AS+IM**
曝気時間(h)	1	48	4	4
塩素濃度(㎎／L)	0.25,	0.5,	1.0	

AS＊：活性汚泥，IM＊＊：固定化硝化細菌



図－１　生物処理後の水質



図－２　消毒後のトリハロメタン濃度

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 穣

キーワード	塩素消毒，高度化，消毒副生成物，水生生物

下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究		本文59ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成４～８年度	汚泥研究室	

（目的）

本研究は，既存の濃縮プロセスと脱水プロセスの効率化に寄与するために，下水汚泥の濃縮や脱水に作用している主要因子の解明を行い技術的な対策手法を検討するとともに，合わせて下水汚泥の新たな水分制御技術の開発に資することを目的とする基礎的な研究である。

（結果）

本年度は，圧密過程に対するピケットフェンスの効果を調べる実験を行った。実験は，OD法の余剰汚泥を初期汚泥濃度，６～15TS-g/lの範囲に調整したものを使用し，ピケットの径や配置を変えた24時間の回分実験を行った。実験装置は，昨年度に使用した装置を高さ２mに改造したものを使用した。ピケットフェンスの回転速度は，全てのケースとも1/16rpmとした。なお，圧密速度は，実験から得られた界面沈降曲線を，Roberts式で近似し，得られたRoberts定数ｋで比較した。

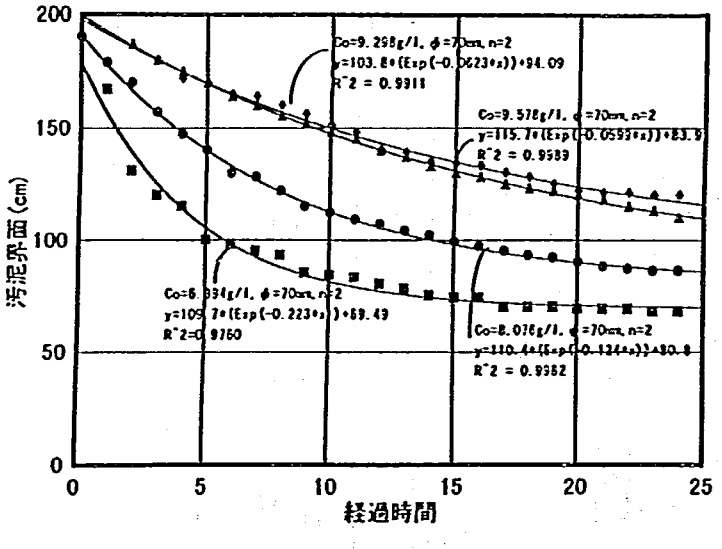
以下に，調査結果を示す。

(1)　ピケットフェンスは圧密速度を大幅に改善する。

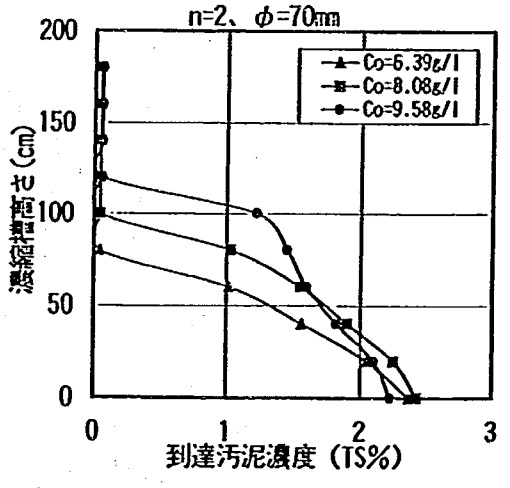
(2)　本実験で使用したOD法の汚泥の圧密沈降式は，Roberts式で近似できた。

Roberts定数ｋは，初期汚泥濃度と関係し，初期汚泥濃度が増大するほど減少する。Roberts定数ｋは，本実験の範囲において，ピケットの本数が多いほど高くなる。

(3)　ピケットフェンスは，到達汚泥濃度を高めることができる。



図－１　界面沈降曲線



図－２　到達汚泥濃度

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，重力濃縮，ピケットフェンス，圧密

病原性微生物に関する研究		本文69ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成７年度	汚泥研究室	

（目的）

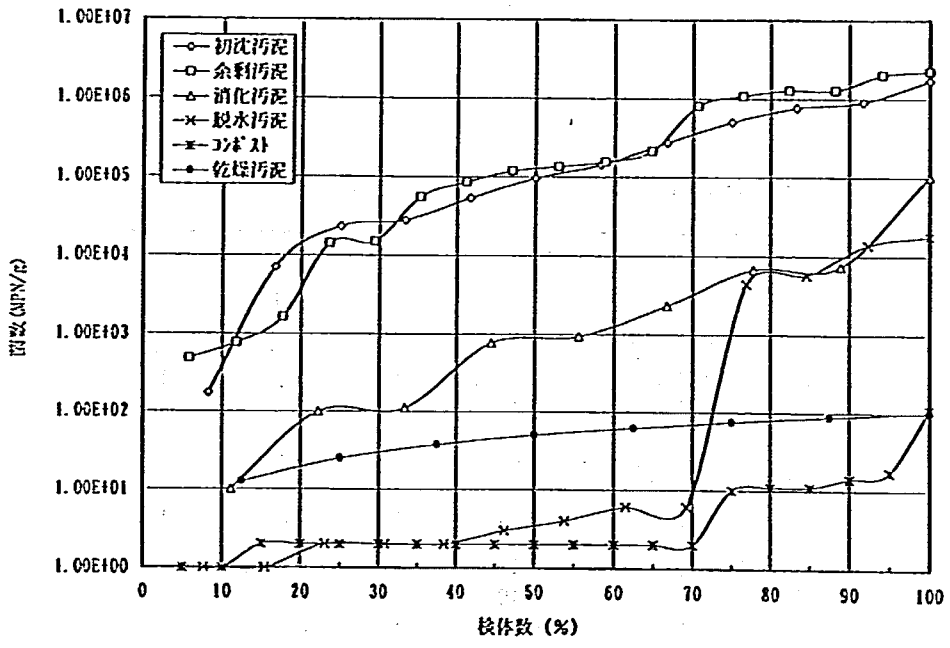
各種汚泥処理プロセスを経て糞便性大腸菌，腸球菌，サルモネラ菌等がどのように不活性化されていくかを明らかにするため，スクリーニング的な調査を行った。調査対象とした汚泥は，最初沈殿池汚泥（初沈汚泥），生物処理汚泥（余剰汚泥），消化汚泥，脱水汚泥，乾燥汚泥，コンポストである。これらの汚泥は全国17カ所の下水処理場から収集した。

（結果）

(1) 糞便性大腸菌，サルモネラ菌は嫌気性処理及び脱水処理によって大幅な不活性化がなされ，さらに，乾燥処理やコンポスト化によって米国EPA規制のクラスＡレベルになることがわかった。そして，これら２つの細菌は汚泥処理の効果の程度を良く反映しているようである。

(2) 腸球菌は糞便性大腸菌によく似た挙動を示すが，コンポスト中の腸球菌測定には定量性に問題のあることから，指標微生物としては不適当と考えられた。また，病原性大腸菌Ｏ－157は，通常の汚泥から検出されないことから，指標微生物としては不適当であった。

(3) 腸内ウィルスは，ASTM Designationによる方法で定量できなかったことから，さらに測定方法の検討が必要であった。



各種汚泥中の糞便性大腸菌群数

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，北村 友一

キーワード	病原性微生物，下水汚泥，不活性化，嫌気性消化

水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究		本文77ページ	平成７年度
全体計画	試験研究費　平成７年～10年度	水質研究室	

（目的）

「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する基本方針」が求めているような，THMFP濃度で指定水域の水質予測を行うためには，単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず，流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要がある。このため，水道浄水過程での消毒副生成物生成能の水域での消長を把握し，モデル化を行うものである。

（結果）

霞ヶ浦，手賀沼，牛久沼の湖水を用い，藻類の混合培養実験を行った。

THMFP，TOXFPを孔径１μmのグラスファイバーろ紙によりそれぞれ，P-THMFPとD-THMFP，P-TOXFPとD-TOXFPに分画し，さらに藻類を対数増殖過程にある場合と死滅過程にある場合に分けて相関性を調べると，

(1) 対数増殖過程ではChl-a濃度とP-THMFP濃度に強い相関が見られる場合があり，Chl-a濃度とP-TOXFP濃度の相関性も高かった。この場合対数増殖過程のP-THMFP及びP-TOXFPはChl-aと並んで一次反応的に増大していく傾向が見られたが，それらの一次反応係数はChl-aの増殖速度係数程は大きくなかった。

(2) D-THMFP濃度は対数増殖期でも余り変化がなく死滅期にはやや低下する傾向が見られた。
D-TOXFP濃度は対数増殖期に増加し，死滅期では横這いとなる傾向があった。

(3) 霞ヶ浦では対数増殖期にD-TOXFP濃度とE260及びTOC濃度の間に相関性が見られたが，他の項目とP-THMFP濃度，D-THMFP濃度，P-TOXFP濃度，D-TOXFP濃度には相関性が見られなかった。

表　P-THMFP濃度とChl-a濃度，P-CODcr濃度の相関性

		Chl-a		P-CODcr	
		R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.94	7	0.012	5
	死滅期	0.0003	12	0.59	10
	全体	0.17	19	0.14	15
霞ヶ浦	対数増殖期	0.89	7	0.34	5
	死滅期	0.53	11	0.32	10
	全体	0.69	18	0.35	15
牛久沼	対数増殖期	0.13	11	0.0019	9
	死滅期	0.16	8	0.51	6
	全体	0.12	19	0.021	15

注）R：相関係数　N：サンプル数

研究担当者：横田 敏宏，松宮 洋介，田中 宏明

キーワード	THMFP，TOXFP，水道水源，藻類，富栄養化，クロロフィルａ

窒素の超高度除去に関する研究		本文85ページ	平成７年度
全体計画	国立機関公害防止試験研究費　平成７～９年	三次処理研究室	

（目的）

下水道の分野では，各種の窒素除去用高度処理法が行われているものの，処理水中の窒素濃度は５㎎/lが実用的な除去限界となっており，湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度0.2㎎/lを大幅に上回っている。一方，既存の窒素除去技術で可能な限り除去を行った後に残留する窒素成分（有機態窒素が大部分）が，自然生態系に与える影響についての知見も不足しているため，富栄養化防止のためにはどの程度の窒素除去が必要かも不明である。本研究は，処理水中の窒素について，富栄養化に対する寄与の度合いを明らかにするとともに、富栄養化防止という観点から現状の高度処理法を上回る能力を持つ窒素除去法の開発を目的としている。

（結果）

(1) 有機態窒素の富栄養化に与える影響に関する研究

生物学的処理法を用いている限り，下水処理水中には活性汚泥微生物によっては，通常の処理時間内で生分解不可能な有機態窒素が残留する。処理水中に残留する溶解性の有機態窒素は年間を通じて，ほぼ１㎎N/Lであった。このような有機態窒素による藻類の増殖性について実験を行い，溶解性有機態窒素は湖沼等に一般的に生育する緑藻類（Scenedesmus）の増殖を招かず，短期的な富栄養化への影響は大きくないとの知見を得た。しかし，種々の生物の生存する環境水中における影響，長期的な影響については，今後の検討課題である。

(2) 既存窒素処理技術の高度化に関する研究

水処理プロセスの高度化には，現状以上の処理水質を得るための処理技術の開発及び安定的かつ効率的なプロセス制御手法の開発が重要である。本年度は，後者に関する研究としてA_2O法反応タンク内の各態窒素と現在一般的な自動水質モニターの指標（pH，DO及びORP）との関係を調べ，脱窒プロセス及び硝化プロセスの安定制御・管理手法について検討を行い，次の知見を得た。

① 無酸素性の目安とされるORPであるが，脱窒槽のORPは，NO_X-N以外の要因が大きく関与しているものと考えられ，脱窒プロセスの把握は難しい。

② 好気槽のNH_4-N濃度は，槽内ORPと以下の関係が認められた。

$$NH_4\text{-}N(㎎/l) = -0.197 * ORP(mV) + 31.2$$

このように，硝化プロセスに関しては，ORP制御の有効性が認められるものの，更に安定的・効率的なプロセス制御を目指すにはなお不十分な部分がある。窒素のモニタリングシステムの導入は，プロセス制御手法の改善，確立に有効なものと期待されたため，自動窒素モニターの下水処理への適用性について検討を行った。図は，処理水に関するモニター値と分析値の比較であるが，両者はよく一致することが認められた。

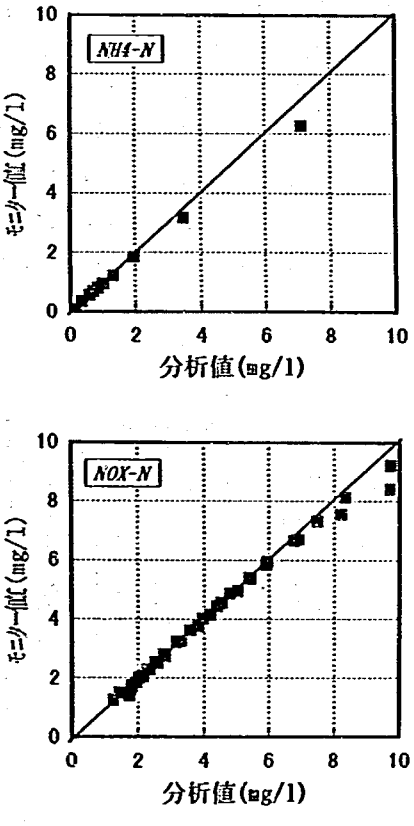


図　分析値とモニター値の比較

研究担当者：高橋 正宏，吉澤 正宏

キーワード	高度処理，栄養塩類，プロセス制御，自動窒素モニター

下水汚泥の無害化処理に関する研究		本文93ページ	平成７年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成４～７年度	汚泥研究室	

（目的）

有機物や窒素，りんの含有量が多い下水汚泥の再利用の研究は，重要な研究の１つである。平成５年度に発生した156万ｔ(DS)の下水汚泥のうち有効利用は，緑農地が約14%であり建設資材が約10%であるが，欧米に比べて緑農地利用率が低い状況である。

下水汚泥が土壌還元されにくい理由の一つは，バーク堆肥等他の有機質肥料より重金属含有量が多いためと考えられる。一方，最近の農地は有機物が不足しており，外国から有機質肥料や土壌改良材を輸入することで補っているのが現状である。

従って，本研究では，酸やキレート剤等を用いて下水汚泥から重金属を抽出除去し，土壌への重金属の蓄積を軽減すると同時に有機質や窒素，りん等を補給し土壌の健全な環境保全に寄与できるような下水汚泥の有効利用を促進させる等の総合的な評価を行うことを目的として実施するのである。

（結果）

平成７年度は，酸により処理された汚泥に関して，凝集剤を塩化第二鉄のみとした脱水実験を行うとともに，その脱水汚泥のコンポスト化実験を行い，得られたコンポストの幼植物試験を行った。また，塩化第二鉄による汚泥中重金属の溶出実験を行った。その結果，以下のことが明らかになった。

① 酸によりpHを３に調整された下水汚泥は，凝集助剤を添加せずとも，塩化第二鉄を約10%（w-$FeCl_3$/w-TS）添加するだけで遠心脱水機により脱水が可能であり，含水率80～90%の脱水汚泥を得ることができる。

② 酸・塩化第二鉄を添加した汚泥は，無添加の汚泥に比べ，コンポスト化時のVS減少率が高い。また，コンポスト化前に汚泥のpHを再調整すれば，酸・塩化第二鉄の添加は，汚泥の発酵特性に大きな影響を及ぼさない。

③ 酸・塩化第二鉄を添加した汚泥は，pHを調整しただけでは，無添加の汚泥に比べ，コマツナの発芽及び生育に関して若干の障害があるが，コンポスト化によってその差が解消される。(図参照)

④ 酸により溶出し難いCuは，塩化第二鉄を添加することにより溶出し，その効果は初沈汚泥では塩化第二鉄添加率が15%（w-$FeCl_3$／w-TS）以上，余剰汚泥では20%以上で確認された。

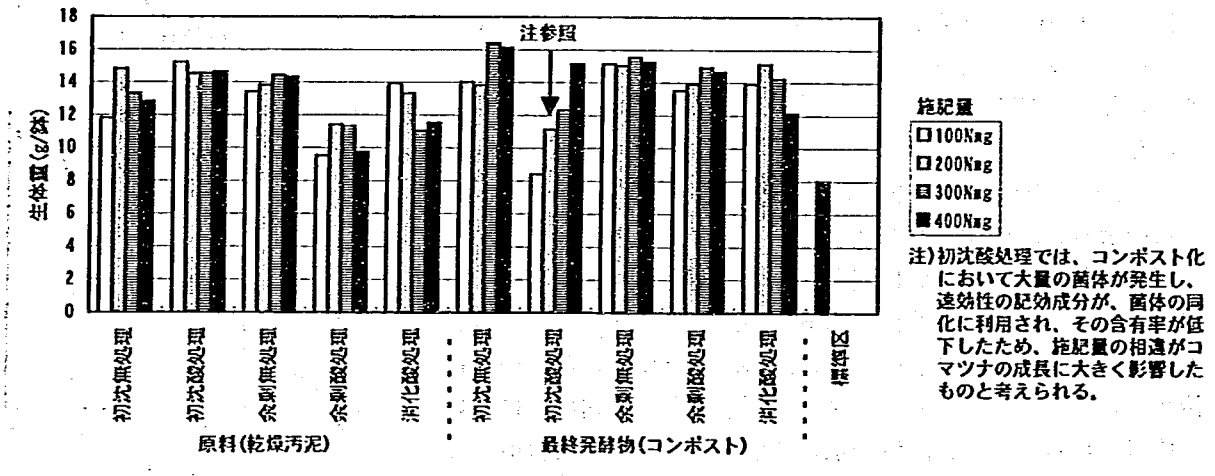


図　幼植物試験におけるコマツナの生体重

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，平山 孝浩

キーワード	汚泥，重金属，抽出，コンポスト，幼植物試験

温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術		本文103ページ	平成７年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成７～９年度	新下水処理研究官 三次処理研究室・汚泥研究室	

（目的）

下水道施設から排出される温室効果ガスとしてメタンガスや亜酸化窒素があり，本研究では，下水及び汚泥の処理システムにおける温室効果ガスの排出メカニズムを明らかにし，下水道における温室効果ガスの排出抑制方法の確立を図ることを目的としている。

（結果）

(1)　水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

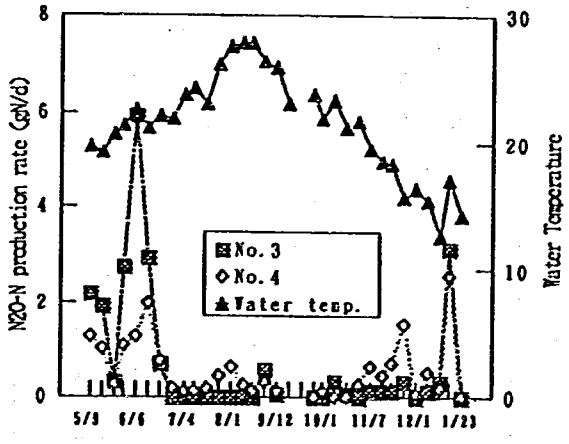
固定化担体を添加した循環式の嫌気－無酸素－好気法において，定期的に好気槽からの亜酸化窒素排出量を測定した。長雨によって下水が希釈された５，６月，及び水温が低下した１月に，好気第１槽からの亜酸化窒素排出量が多くなった（図－１）。この原因は，脱窒速度が低下し，無酸素槽で亜酸化窒素が生成されやすい状態になったためである。なお，本実験での亜酸化窒素の流入窒素量に対する排出量の比は最大で1.2%であり，処理が良好に行われている期間の平均は0.2%以下であった。

(2)　汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

汚泥焼却時の，単位汚泥量当りの重油使用量と亜酸化窒素生成量は，定格運転時が最小である。定格運転時よりもフリーボードの温度を高く保つ高温燃焼運転では，亜酸化窒素の生成量は減らせるが，重油使用量の増大による二酸化炭素排出量の増大を招く。表－１は，二酸化炭素と亜酸化窒素の地球温暖化ポテンシャルを各々１，290とした場合の，定格運転と高温燃焼運転の相対的温室効果を示したものであり，高温燃焼運転の方が相対的温室効果が小さいことがわかる。

(3)　消化ガスの有効利用

汚泥消化によって発生した消化ガス（我が国では約61%がメタン）は，消化槽の加温に使用され，残余は余剰ガスとして大気中に放出されている。余剰ガスの量は立地条件等によるが，余剰ガスの大気放出量を減らすためには，加温以外の消化ガスの有効利用方策を確立する必要がある。有効利用の一つとしてガス発電は既に行われているが，都市ガスへの供給も検討する必要がある。



図－１　好気槽からの亜酸化窒素排出量

表－１　定格運転と高温燃焼運転の相対的温室効果

	投入汚泥量 t/h	重油量 L/h	フリーボード温度 ℃	温暖化ガス年間発生量注) kton/year		相対的温室効果（年間）		
				N_2O	CO_2	N_2O	CO_2	合計
定格運転	6.7	230	846	0.011	27.4	11.9	27.4	39.3
高温燃焼	6.7	260	870	0.011	28.2	3.2	28.2	31.4

注）年間汚泥焼却量を70070tとして計算

研究担当者：竹石 和夫，鈴木 穣，落 修一，平山 孝浩

キーワード	メタン，亜酸化窒素，下水処理，汚泥

下水処理施設の補修・更新方法に関する調査		本文111ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	下水道研究室	

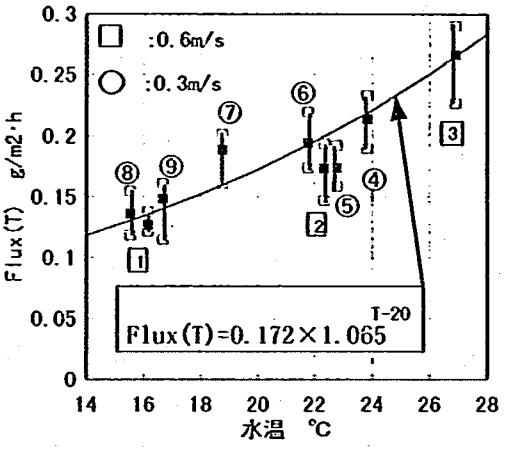
（目的）

下水処理施設の整備・普及拡大に伴って，近年，既存処理施設の経年変化や劣化・腐食等により補修・更新を必要とする下水処理施設が増加しており，適切な施設の保全・更新手法の確立が求められている。このため，本調査は既存下水処理施設の適正かつ合理的な保全及び維持管理を可能とする技術の確立を図ることを目的として，劣化を受けた下水処理施設の適切な診断手法及び合理的な補修・更新手法の整備と開発を行うものである。

（結果）

(1)　硫化物生成速度に関する検討

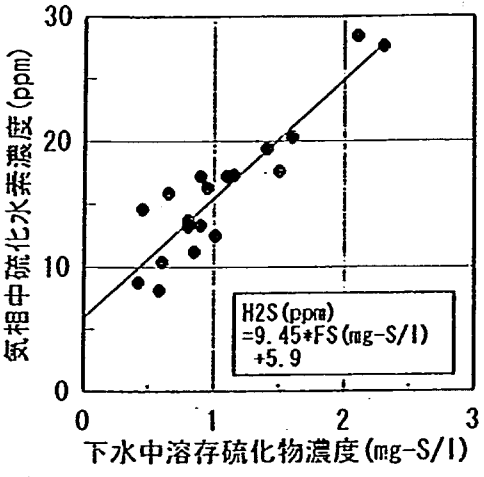
実験管路（圧送管延長1.8㎞，管径100㎜）において硫化物生成速度等を実測し，以下の結果を得た。流下下水中の浮遊微生物による硫化物生成速度（Rs）と、管壁に付着した生物膜中の微生物による生成速度（硫化物生成フラックス）の比は２：98であり，さらに硫化物生成フラックスは水温の上昇とともに増加し，その温度補正係数は1.065であった（図－１）。



図－１　水温とFlux(T) の関係

(2)　合理的硫化水素対策のための計測・点検手法の検討

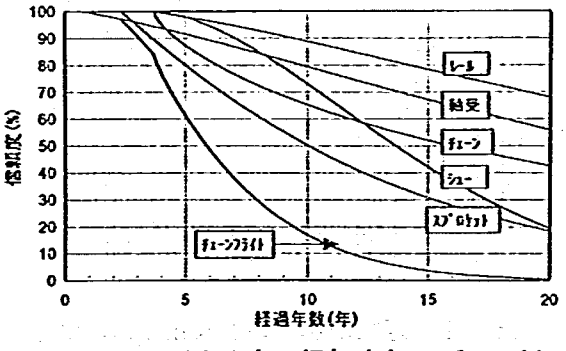
実際の下水道施設内で連続した硫化水素実態把握調査を行った結果から，以下の知見を得た。気相中硫化水素濃度には季節変動や時間変動が認められたことから，硫化水素対策検討の際の計測は，一時的なスポット計測ではなく連続した計測が望ましいと判断された。また，気相中硫化水素濃度と下水中硫化物濃度には良好な関係が認められた（図－２）が，両者の関係は水温や施設形状，下水の流下状況により異なると考えられる。さらに硫化物生成箇所を特定化するためには，気相中硫化水素が観測された箇所だけでなくその上流や下流地点を含めた実態調査が必要である。



図－２　硫化水素と硫化物濃度

(3)　処理場機械設備に関する補修・更新計画及び劣化要因

政令指定都市等を対象としたアンケート結果をさらに解析して，処理場機械設備の劣化状況や各部材交換頻度等を明らかにするとともに，得られた結果から部材の信頼度を求め（図－３），信頼度に基づいた合理的な施設の補修更新計画手法を提示した。今後は，各種機器の寿命の明確化を図るとともに各種データの蓄積を図ることにより，処理場内に数多く存在する機械設備のより合理的な補修・更新手法を確立していく必要がある。



図－３　チェーンフライト１台の信頼度(ワイブル分布)

研究担当者：田中 修司，北川 三夫，深谷 渉

キーワード	下水処理施設，圧送管，修繕要因，硫化物，生成速度，計測診断，機械設備，信頼度

新しい役割に対応した計画手法に関する調査		本文127ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成４～７年度	下水道研究室	

（目的）

本調査は下水道資源の多目的利用の意義および効果を評価するとともに問題点の整理をおこない，その望ましい方向性を明らかにすることを目的として実施した。７年度は下水道資源の有する熱の有効利用を取りあげ，全国の処理場・ポンプ場を対象とし，熱利用状況，潜在熱量，熱利用効果等の検討をおこなった。また，最終年度である今年度は，全国の主要都市に対し階層分析法（AHP）に基づいたアンケート調査を実施し，得られた利用形態毎の重要度と既実施箇所の割合について比較分析した。

（結果）

(1) 全国の処理場・ポンプ場に対しアンケート調査を実施した結果，以下の知見が得られた。

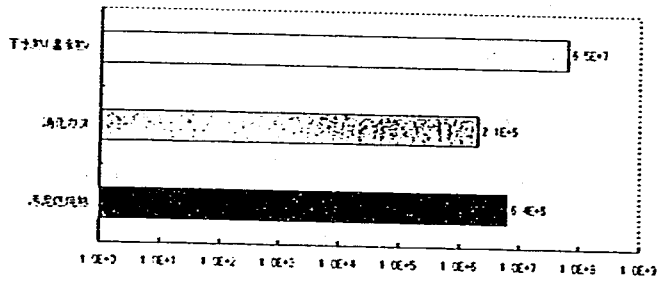
① 下水及び汚泥の潜在熱量について試算した結果，下水熱の潜在量が6.5×10^{7}Gcalと最も多く，中でも暖房等に利用できる温熱量が多いことが分かった（図－１）。

② 既に熱利用を実施している施設を対象に，利用形態毎の建設費，維持管理費，単位潜在熱量当たり建設費を比較した。その結果，３項目全てにおいて下水熱の場内利用にかかるコストが最も安価であった。

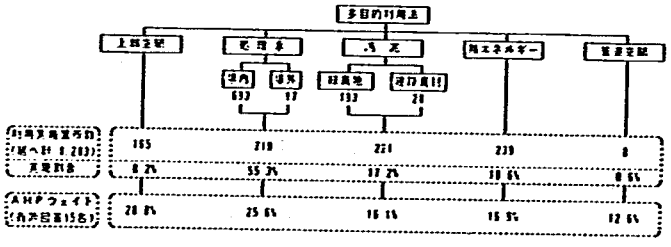
(2) 全国主要都市を対象としたAHPを用いたアンケートより，以下の知見が得られた。

① 利用形態毎の重要性を示す総合ウェイトは，処理場上部空間利用が0.288と最も高い。

② 処理場上部空間や管渠内空間を有効利用している施設の割合は，AHPから求めた総合ウェイトに比べ極めて低く，制約となっている施設建設コストや法制度等の問題点の解決が望まれる（図－２）。



図－１　利用形態別潜在熱量（Gcal）



図－２　熱利用実施

研究担当者：田中 修司，小川 文章

キーワード	アンケート調査，熱利用，潜在量，階層分析法

下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査		本文135ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～10年度	下水道研究室	

（目的）

都市域における浸水対策および水質改善の一層の促進のため，現在の主流であるオフサイト施設だけでなく，各戸貯留や浸透ます等のオンサイト施設の普及拡大を図るほか，オフサイト施設の機能向上が必要である。またオンサイト施設を考慮しつつ雨水管の設計手法の再検討が必要である。一方雨水滞水池等に貯留された雨水の現地処理が求められている。さらに都市域の適切な水循環に資するため，現地処理水の利用を，オンサイト貯留水の利用と併せて検討する必要がある。これらを総合して雨水対策施設の設計方法をより合理化し，併せて合流式下水道改善対策をまとめる。

（結果）

(1) 合流式下水道の雨天時水質特性に関する検討－初期汚濁の降雨特性からの予測可能性の検討

合流式下水道の雨天時初期汚濁を濁度計にて計測し，以下のような降雨特性との関連を明らかにした。

① 1992年の１年間の観測結果より，初期汚濁が観測された降雨数は16であり，対象とした観測降雨数60に占める割合（観測率）は27%となった。

② 観測率は，最大５分降雨強度や無降雨日数が大きいほど値が上昇する。最大５分降雨強度が2.0㎜以上，あるいは無降雨日数が４日以上の多くのケースで観測率は0.5を越えた。濁度を計測せずに初期汚濁を降雨予測や流量予測から判断することの可能性が示唆された。

(2) 雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

昨年度の調査結果より選択したHYDROWORKS，MOUSE，XP-SWMMの３つのモデルの部分で，流出モデルに関する基本式を整理し，基本式が選択された理由について過去の適用事例や検証の実績，流域の大きさ，パラメータの得易さの利点があるためと推察し，その検証を試みた。また水質モデルについて整理を行った。各モデルは汚濁物質の地表面への堆積，流出が中心に記述されており，管内での輸送等はMOUSEのみが扱っている。また，堆積，流出，輸送の基本式も多様であること等が明らかになった。また各モデルを用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量では各モデルともピーク位置と高さともに最もよく実測値に合致した。濃度ではHYDROWORKS，MOUSEはBOD，SSとも概ね良い一致を示した。

他にオンサイト貯留浸透に関する検討を実施した。

Table-1 Effect of rainfall factors on the ratio of first-flush observation

		No rainfall period days				
		0-1	1-2	2-4	over 4	total
Max five minutes rainfall mm	0-0.5	0.0 (0/5)	0.2 (1/5)	0.0 (0/5)	0.25 (1/4)	0.11 (2/19)
	0.5-1.0	0.0 (0/5)	0.25 1/4)	0.5 (2/4)	0.67 (2/3)	0.31 (5/16)
	1.0-2.0	0.0 (0/3)	0.25 1/4)	0.5 (1/2)	0.5 (2/4)	0.31 (4/13)
	over 2.0	0.5 (1/2)	1.0 (1/1)	0.2 (1/5)	0.5 (2/4)	0.42 (5/12)
total		0.07 (1/15)	0.29 (4/14)	0.25 (4/16)	0.47 (7/15)	0.27 (16/60)

Legend: ratio (with observation events number/total events number)

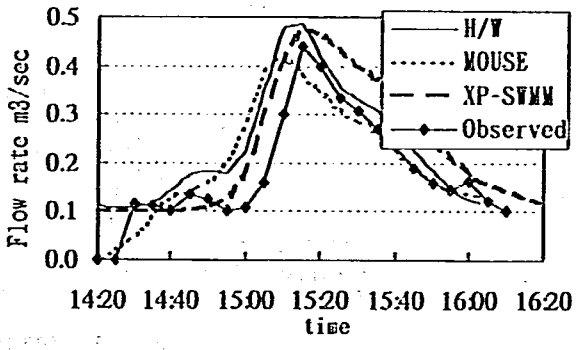


Fig.-1 Comparison of simulated flow rate with observed data

研究担当者：田中 修司，榊原 隆，深谷 渉

キーワード	雨天時初期汚濁，濁度，降雨特性，雨水流出モデル，シミュレーション

小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査		本文153ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～９年度	下水道研究室	

（目的）

本調査は，近年下水道の整備が小規模なものへシフトしてきていることをふまえ，中小市町村における汚水処理計画の実態を把握するとともに，管路敷設費の削減の方策について検討するものである。７年度は，本調査の初年度にあたり，全県域汚水適正処理構想を収集整理するとともに，枝管の開削工事を対象として価値分析（VE）を実施し，コスト削減の必要な部位，工種等を抽出検討した。

（結果）

(1) 全県域汚水適正処理構想の収集整理より，以下の知見が得られた。

① 事業種別の処理人口割合は，公共下水道が83.0%，農林漁業集落排水が10.7%，個別処理が5.6%であった。また，処理区数割合は公共下水道が21.4%，農林漁業集落排水が72.5%であった（図－１）。

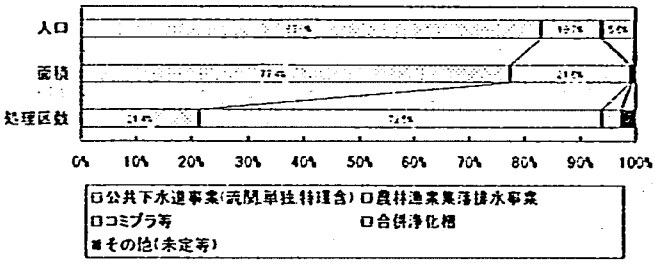
② 処理人口10,000人以下の小規模処理区では，面積10～20ha，人口100～200人，人口密度20～25人/haの規模に属するものが最も多い。

(2) 枝管敷設工事の価値分析より，以下の知見が得られた。

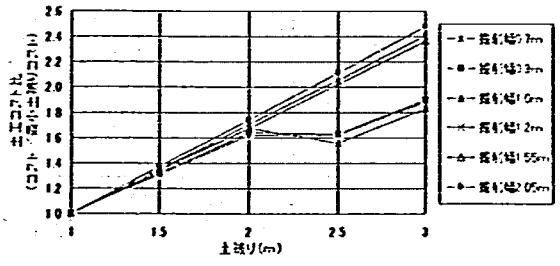
① 管路施設の部位のうち，管渠とマンホールで「C(コスト)／F(機能)」の値が高い。

② 管渠の土被りを浅くすることは，敷設コストの低減に効果のあることが分かった。（図－２）

③ マンホールの機能の整理と設置箇所の再検討が必要であることが分かった。



図－１　事業別割合



図－２　土被りと土工コストの関係

研究担当者：田中 修司，阿部 徹，小川 文章，川島 正

キーワード	小規模下水道，全県域汚水適正処理構想，価値分析，土被り

小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査		本文163ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	三次処理研究室	

（目的）

都市部における下水道の普及に伴い，比較的小規模な市町村での下水道普及に下水道事業の力点が移動しつつある。一方，水質環境基準の達成等公共用水域の水質保全上の観点から，また，下水処理水の再利用の観点から，下水道における高度処理の必要性が高まっている。比較的小規模な下水処理施設も例外ではなく，高度処理の導入が求められている。

本調査は，小規模下水処理施設において，安定した栄養塩類除去を簡易な維持管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的としている。

（結果）

(1)　コンクリート廃材を用いたりん除去

コンクリート廃材を用いたりん除去調査をパイロットプラントにおいて継続した。プラントに充填したコンクリートは新たに粉砕したものを用いた。６年度は通水速度を2.4m/日という低速度で調査を実施したが，この通水速度ではりん除去に必要なカルシウムやアルカリ度が過剰に溶出していると推定された。このため７年度は，りん除去能力の増加を図るために，通水速度を従来よりも高速化し，コンクリート廃材の破過点調査を実施した。しかし，通水速度を2.4m/日から約12m/日に変更してもりん除去能力の増加を図ることはできなかった。

(2)　オキシデーションディッチにおける窒素除去

７年度は，流入負荷変動が窒素除去に与える影響について調査した。一時的高負荷時にMLSS濃度が低下し，その時のMLSS濃度が窒素除去に必要とされる値を満足しない場合には，良好で安定した窒素除去が行えなくなる。そのため，MLSS濃度の変動を把握する必要があり，下記の式－(1)で予測した。21時のMLSS濃度の実測値が3280㎎/ℓ，計算値が3170㎎/ℓであり，3.4％程度の差異で予測できた（図参照）。

$$V \cdot dM(t)/dt = I \cdot Q(t) + R \cdot Q_c - (Q + Q_c) \cdot M(t) \qquad (1)$$

ここで，V：ディッチ容量［㎥］
I：流入SS濃度［㎎/ℓ］
R：返送汚泥濃度［㎎/ℓ］
Q：流入量［㎥/h］
Q_c：返送汚泥量［㎥/h］
M：MLSS濃度［㎎/ℓ］

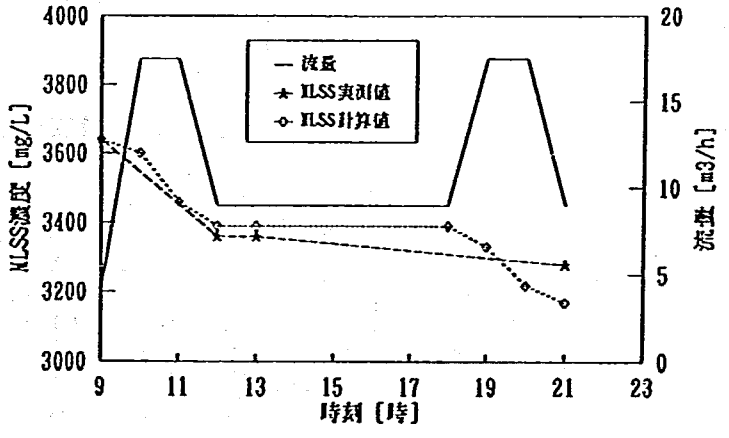


図　MLSSの日間変動

研究担当者：高橋 正宏，諏訪 守，与儀 和史

キーワード	小規模下水処理場，栄養塩除去，コンクリート廃材，オキシデーションディッチ

再生水供給施設における水質管理手法に関する調査		本文171ページ	平成7年度
全体計画	下水道事業調査費　平成6～9年度	三次処理研究室	

（目的）

再利用の普及拡大と大規模化に伴って，再生水が利用施設に到達するまでの間に水質が変化し臭気の発生や外観の悪化を来すことが懸念される。本調査は，再生処理施設から再生水利用施設に至る過程で生じる水質の変化について調査し，安定した水質で再生水の供給ができるよう適切な水質変化防止策を明らかにすることを目的としている。

（結果）

平成7年度に実施した再利用施設における実態調査と室内模擬送水実験の結果，新たに判明した事項は以下の通りである。

(1) 消毒のために注入された塩素は水温の高い夏季の方が速やかに消費される。

(2) 再生水中に残留する細菌類の移送中の増減は必ずしも一定の傾向を示さないが，減少する場合の方が多い。一般細菌数を低く保つためには，相当強い消毒と十分な残留塩素の保持が必要である。

(3) 再生水中の大腸菌群を主に構成するのは，表－1に示す様に，主にEscherichia属，Klebsiella属，Enterobacter属であり，その構成は移送後も大きく変化しない。

(4) 移送中の色度や濁度の増加は表－2に示すように古い施設で認められ，管壁等に付着した微生物の活動によるものと推察された。

(5) 室内実験ではケルダール性窒素の硝化によるアルカリ度の消費と酸化態窒素の増加が認められた。

表－1　大腸菌群を構成する属の移送中の変化

細菌の属の分類		供給点	移送後
腸内細菌科	Escherichia属	32.3%	20.0%
	Citrobacter属	9.7%	0 %
	Klebsiella属	41.9%	40.0%
	Enterobacter属	9.7%	13.3%
	Serratia属	0 %	10.0%
	その他の属	0 %	3.3%
不明		6.5%	13.3%
合計		100 %	100 %

表－2　運転年数の長い施設での濁度と色度の移送中の変化量

施設名	濁度（度）	色度（度）
E	+0.10	0
F	+0.05	+3.50

研究担当者：高橋 正宏，小越 真佐司

キーワード	再利用，再生水質変化，移送過程

再生水の消毒に関する調査		本文179ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	三次処理研究室	

（目的）

従来の消毒技術である塩素消毒法は，その効果において我が国の水域の衛生学的安全性を十分守ってきた技術であるが，再生水が高度に大量に利用される施設においては，塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。

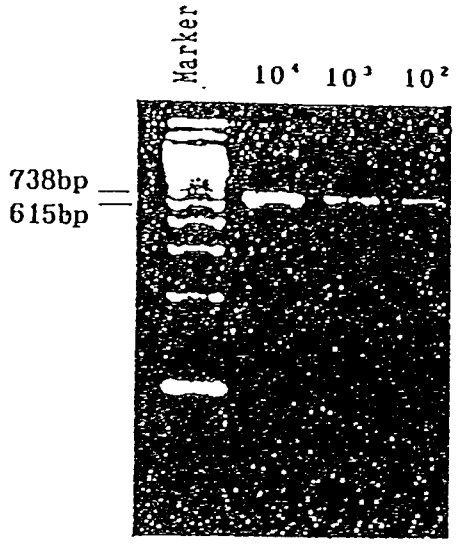
このため，本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため，利用目的別に最適な消毒法を検討し，塩素消毒法の見直しを計るとともに，ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

（結果）

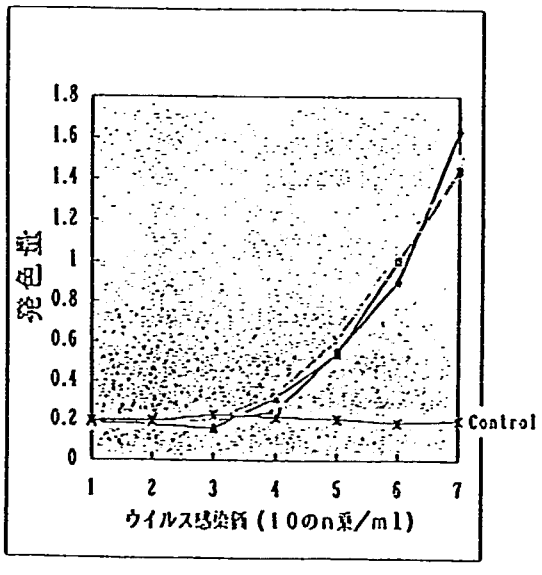
７年度には主にウイルスの測定に関する検討と新たな水中の病原体として注目されてきている原虫類の測定法について検討を行った。検討結果を以下に示す。

① 下水中のウイルスを迅速かつ高感度に検出する手法の開発を目的に，PCR法及び酵素結合免疫吸着法（ELISA）についてウイルス検出効率の把握を行った。検討結果を図－１，２に示す。PCR法及び酵素結合免疫吸着法はウイルスを迅速に検出できるが，その検出感度は10^2～10^4PFU/mℓ濃度であることから，現時点においては組織培養法との併用が望ましいと考えられた。すなわち，組織培養法によってウイルスを検出した後，PCR法及び酵素結合免疫吸着法でそのウイルスを同定すれば現時点よりも迅速にウイルスを測定できる。

② 新たな水中の病原体として注目されてきているクリプトスポリジウム及びジアルジアの２種類の原虫類について検出手法の検討を行った。簡易な検出手法として，Cryptosporidiumのオーシストでは蔗糖浮遊法，抗酸染色法について，Gardiaのシストの検出ではホルマリンエーテル法により集積しヨード染色する方法について検討を行ったが，間接蛍光抗体法に比較して安定した検出結果が得られなかった。



図－１　PCR法の検出感度



図－２　ELISA法の検出感度

研究担当者：高橋 正宏，小越 真佐司，諏訪 守

キーワード	再生水，消毒，ウイルス，原虫

下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査		本文187ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～11年度	三次処理研究室	

（目的）

下水処理場は，水質汚濁防止施設として良好な処理水質を得ることを主目的としている。しかし下水処理場は，エネルギーを使用して，下水中の物質を汚泥やガス等に変換する物質変換システムでもある。下水処理場の評価基準が，消費エネルギー，排出ガス，資源の有効利用，水環境への影響と多様化してきていることから，本調査では，これらの評価基準のもとに下水処理システムを最適化し，環境に対する負荷を最小にすることを目的とする。

（結果）

(1) 下水処理場における物質フローとエネルギー消費構造の調査

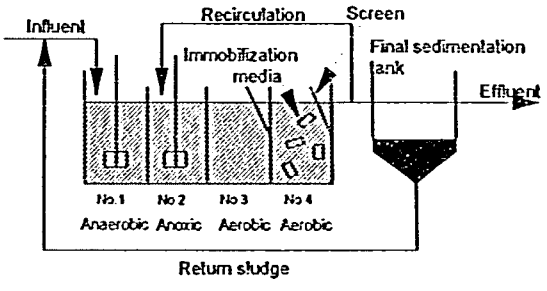
調査の初年度として，下水処理場における要素プロセスの入・出力特性の把握と全体システムの評価を行うため，下水処理場の物質フローとエネルギー消費構造を調査した。日本とドイツの処理場を比較したところ，ドイツにおいては，流入下水の濃度が日本の約２倍であることに起因して消化ガスの発生量が多く，処理場使用電力量の５割が消化ガス発電によりまかなわれていた。

(2) 固定化担体を添加した嫌気－無酸素－好気法のシミュレーションモデルの開発

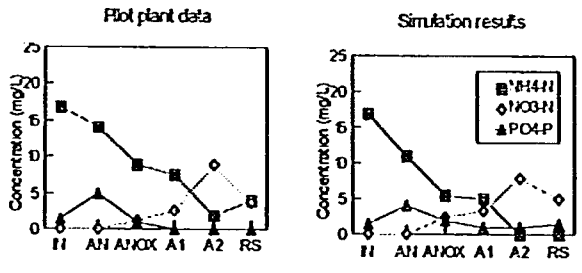
下水処理場全体システムのモデルを構築するための第１段階として，担体添加処理法についてシミュレーションモデルの開発を行った。最初に，固定化担体上の生物膜についてモデルを作成し，次いで生物膜モデルをIAWQ活性汚泥モデルNo.２に組み込んで全体モデルを構成した。パイロットプラント（図－１）のデータによってモデルの検証（図－２）を行った。

(3) 生物学的りん除去にともなうカリウム回収

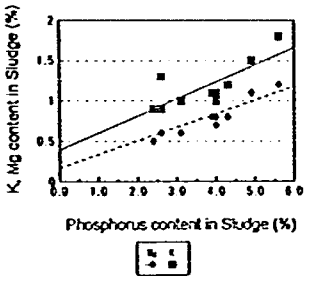
肥厚成分であるカリウムは，生物学的りん除去で合成されるポリりん酸のカウンターイオンでもある。生物学的りん除去汚泥中のりんとカリウムの含有率の関係を調べたところ，両者には正の相関が確認された（図－３）ことから，りん含有率を上げることにより，より多くのカリウムを汚泥中に回収することができる。



図－１　固定化担体を添加した嫌気－無酸素－好気法のパイロットプラント



図－２　パイロットプラントデータとシミュレーション結果



図－３　汚泥のりん・カリウム含有率の関係

研究担当者：高橋 正宏，鈴木 稜

キーワード	下水処理システム，エネルギー，資源，環境負荷，最適化

発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査		本文201ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	汚泥研究室	

（目的）

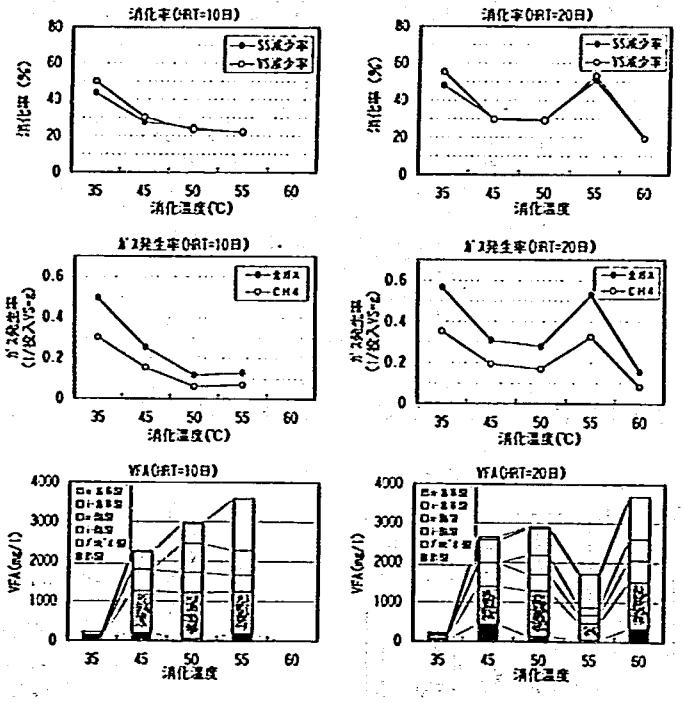
本調査は，下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために，水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目し，主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより，これらの汚泥の特性を生かした汚泥製品を既存の汚泥処理プロセスの中で効率的に生産する手法について調査研究するものである。ここでは，最初沈殿池汚泥は嫌気性消化によるメタンガスの回収・利用に，余剰活性汚泥は肥効成分に富んだ高品質コンポストの生産・利用に資することを主体に進められた。

（結果）

(1) 最初沈殿池汚泥の従来の嫌気性消化法による消化特性を消化温度：35～60℃，消化日数：10，20日の条件で連続実験により調べた結果（図－１），一般的な傾向として，消化成績は消化温度：35℃が最も良く，これより高い温度となるほど悪くなるものであった。しかし，消化温度：55℃は特異な結果を示し，消化日数：20日では10日に比して格段に良好な成績を示した。

(2) 最初沈殿池汚泥の消化促進方法を見出すためのセルロースによる基礎的な実験を行った結果，可溶化・酸発酵の至適pHは７近傍にあった。また，可溶化・酸発酵はHCO_3^-の存在で旺盛となり，それを多量に消費（HCO_3^-最大摂取率＝0.23ｇ－IC(HCO_3^-－C)／ｇ－可溶化セルロース）した。

(3) 余剰活性汚泥を主原料に焼モミガラを添加材とする高品質コンポスト化法を確立するために，焼モミガラを大量に容易且つ安価に生産できる焼（炭化）モミガラ連続製造装置を開発した。



図－１　最初沈殿池汚泥の嫌気性消化成績

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，北村 友一

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，有効利用，嫌気性消化，コンポスト，炭化物

下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査		本文215ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	汚泥研究室	

（目的）

下水汚泥の発生量は年々増加しており，その適正な処理・処分・利用には汚泥処理システムの集約化が有効な解決策となりうる。本調査では汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性および送泥管の圧力損失の予測方法についての検討を行い，効率的な送泥計画を策定するための技術指針を作成することを目的としている。また，集約後汚泥の処理プロセスとして高濃度汚泥の高温嫌気性消化法をとりあげ，高濃度汚泥輸送と組み合わせた新しい集約処理システムの確立を目指す。

（結果）

(1) 下水汚泥の流動特性について調査した。消化汚泥，生汚泥，余剰汚泥，濃縮汚泥および湖沼底泥の流動特性と温度T（℃）との関係ならびに濃度TS（%），体積濃度係数kv（−）および有機物含有率VS（%）との関係の数式化について検討した結果，構造粘度指数nおよび擬塑性粘度係数Kについて，

$$n=0.492\cdot TS^{-0.535}\cdot kv^{-0.218}\cdot VS^{-0.223}$$

$$K=0.127\cdot TS^{3.70}\cdot kv^{2.14}\cdot VS^{0.967}$$

$$K_T=K_{20}\cdot \mathrm{Exp}(-A(T-20)),\quad A=0.0154\cdot K_{20}^{0.1583}$$

なる予測式が得られた。擬塑性粘度係数Kについて図−１に示す。

(2) 送泥管の圧力損失の予測について調査した。内径106㎜の炭素鋼鋼管（STPG，内面をサンドブラスト処理して人工的な粗度を形成）および内径100㎜の硬質塩化ビニル管（VP）を用いて，管壁粗度の影響について検討した。他の管種の結果と総合して，摩擦損失係数fと擬塑性流体のレイノルズ数Re_Pとの関係について，高濃度汚泥に適した圧力損失予測式が以下のように求められた。

層　流　域：$f=64/Re_P$，

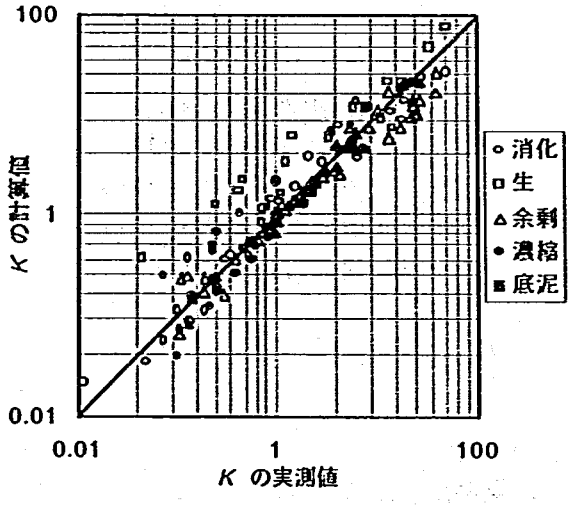
滑管乱流域：$1/\sqrt{f}=A_n\cdot\log\{Re_P\cdot(f/4)^{1-n/2}\}+B_n$，

粗管乱流域：$1/\sqrt{f}=1.14-2\cdot\log[k/d+\{Re_P\cdot(f/4)^{1-n/2}\}^{-An/2}\cdot 10^{0.57-Bn/2}]$，

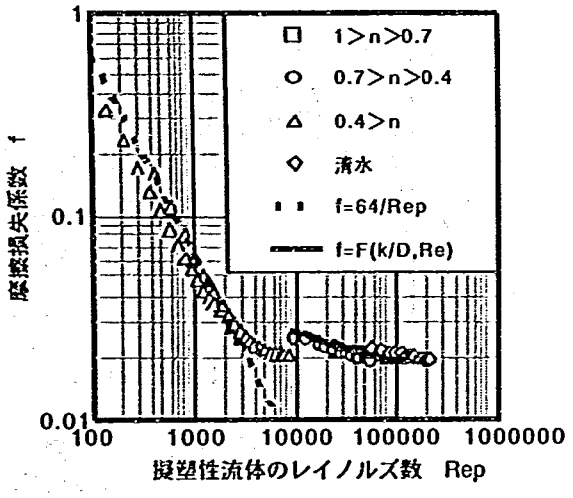
ここに，$A_n=1.53/n^{0.643}$，$B_n=1.96\cdot n^{1.34}$　　$(0.2<n<0.9)$

人工的に相対粗度＝0.0006としたSTPG管について図−２に示す。

(3) 高温高濃度嫌気性消化の回分式実験を行い，機械脱水汚泥を異なる温度条件下で消化する際の消化の進行およびメタンガスの発生について調査した。結果として，汚泥固形物の可溶化・酸発酵は円滑に進行するが，同時に生成されるアンモニアがメタン発酵を阻害することにより，揮発性脂肪酸を多量に含む溶解性有機物の蓄積が生じること，そしてこの現象は培養（消化）温度が高いほど顕著になることが分かった。



図−１　汚泥の擬塑性粘度係数Kの予測



図−２　摩擦損失係数fとRe_Pとの関係
（STPG，内径106㎜，相対粗度＝0.0006）

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明，山下 洋正

キーワード	下水汚泥，集約処理，管路輸送，嫌気性消化

中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査		本文225ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～８年度	汚泥研究室	

（目的）

今後下水道の拡充にともなって，増加すると考えられる中小規模下水処理場で発生する下水汚泥の処理においては，複数の処理場から汚泥を集めて処理し，その有効利用を計っていくことになる。特に中小市町村ではその後背地が緑農地である場合が多く，下水汚泥のコンポスト化あるいは乾燥汚泥肥料が有望である。汚泥の乾燥は燃料化および肥料化に対する有効な操作であるが，これまで大規模処理場の焼却あるいは溶融の前処理行程として広く用いられたにもかかわらず，中小規模用のシステムとして総合的に検討されていない。したがって，本調査では地域特性を含めた中小規模用の乾燥汚泥有効利用システムを開発し，下水汚泥の有効利用を一層推進することを目的とするものである。

（結果）

下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化に関する実用規模実験を二通り行った結果，その実用化に必要な基礎データを得るとともに，以下の知見を得た。

(1) 容積約１㎥の木製発酵槽を用いるコンポスト化法（自然通気，切り返し頻度25日に１回）では，仕込み時含水率を50%程度とし，副資材を用いて空隙を確保すれば，良好な好気性発酵がなされる。

(2) 野積み方式のコンポスト化法（容積10㎥以上，自然通気，切り返し頻度１～３週間に１回）では，原料牛糞の乾燥操作及び敷料以外の副資材の添加をせず，仕込み時含水率が60～70%であっても円滑な発酵がなされる。

(3) 前述の双方のコンポスト化法では，夏期と冬期においてほぼ同様の円滑な発酵がなされ，外気温の左派発酵物の中央部分の温度に大きな影響を及ぼさない。

(4) 下水汚泥に乾燥汚泥を用いた場合とコンポスト（１次発酵程度）を用いた場合では，融合コンポスト化における有意な差は無く，双方とも牛糞及び敷料の発酵促進に有効であった。一例として野積み方式（夏期）の発酵温度の経日変化を下図に示す。

(5) 牛糞は，コマツナの生育を阻害する可能性があるが，コンポスト化により阻害を解消することができる。また，牛糞単独に比べ下水汚泥を混合したコンポストを施用した場合にコマツナの収量が多く，汚泥コンポストより乾燥汚泥を混合した場合に収量が多い傾向がある。

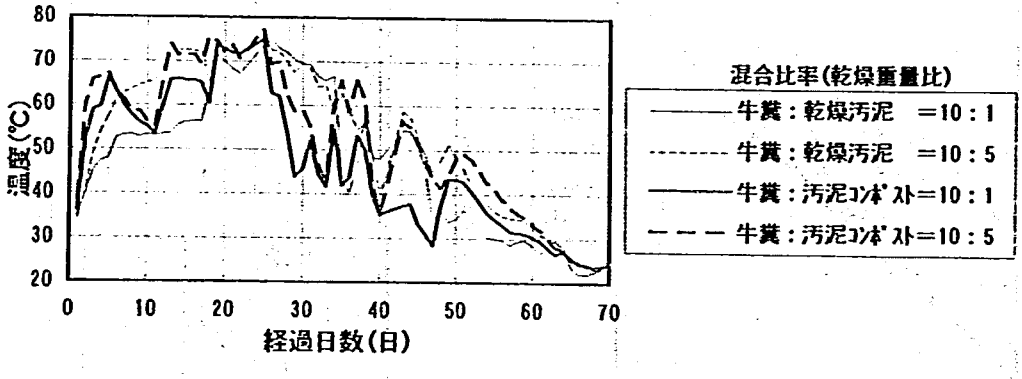


図　発酵温度の経日変化
（野積み方式，夏期）

研究担当者：渡部 春樹，落 修一，平山 孝浩

キーワード	乾燥下水汚泥，畜産廃棄物，コンポスト，幼植物試験

下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査		本文233ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	汚泥研究室	

（目的）

下水汚泥の建設資材利用は，焼却灰や溶融スラグ自体を土質改良材や路盤材などに利用する場合と，焼成レンガやインターロッキングブロックなどに加工して利用する場合などに分けられ，それぞれ実用化されている。しかしながら，製造時の品質管理，利用後の挙動や特性等についての追跡調査が十分になされていないこと，また，利用時の規格基準が未整備であることから普及が遅れている。

本調査は，下水汚泥の建設資材の追跡調査等のデータを解析することにより，各利用用途毎の品質の向上について検討を行い建設資材利用の推進に役立てることを目的として実施する。

（結果）

平成７年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

(1)　下水汚泥有効利用の現状

下水汚泥有効利用の現状について自治体を対象にアンケート調査を実施した結果，焼却灰については焼成レンガ，ついで土質改良材への利用が多く，溶融スラグについては路床・路盤材，ついでインターロッキングブロックへの利用が多いことが分かった。

(2)　下水汚泥再生品の物理的特性

下水汚泥焼却灰，溶融スラグを原料とした再生品について物理的試験を行った結果，ほぼその使用目的に適合した品質が確保されていることが分かった。

(3)　下水汚泥再生品の溶出試験

下水汚泥焼却灰を原料とした再生品について各国の溶出試験法を参考に溶出試験を行った結果，再生品に加工することにより有害物質の溶出はかなり抑制され，ほぼ産業廃棄物判定基準値及び土壌環境基準値を満足する結果となった。

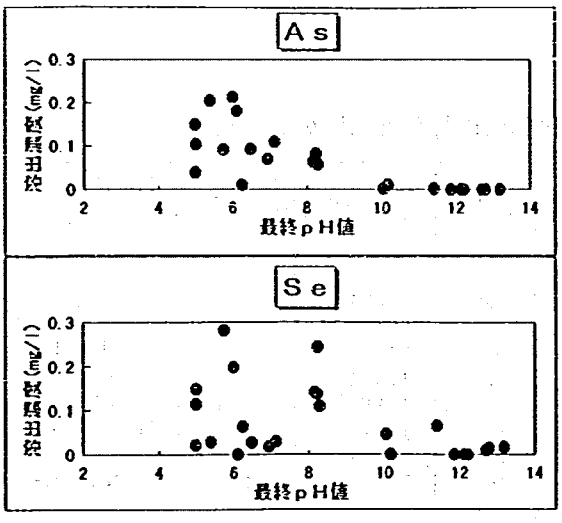


図　最終pH値と溶出濃度の関係（焼却灰）

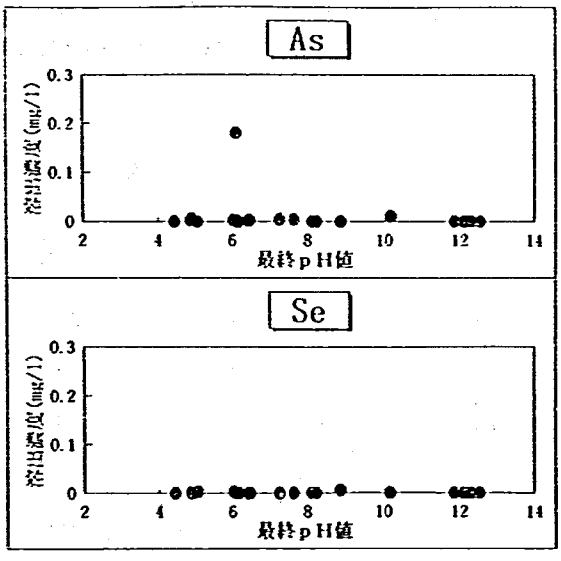


図　最終pH値と溶出濃度の関係（焼却灰製品）

研究担当者：渡部 春樹，尾崎 正明，山下 洋正

キーワード	下水汚泥，建設資材，品質管理，安全性評価

下水処理水の評価基準に関する調査		本文241ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	水質研究室	

（目的）

現代社会の中で使われている化学物質の種類は，増加の一途をたどってきた。これらの化学物質は，日常生活で使われているものも多いため，下水として排水され，最終的に下水処理場からの放流水として公共用水域に排出される可能性がある。また，これらの物質が直接公共用水域に排出される場合と比較して，下水道は各化学物質の持つ危険性を削減する働きをしている可能性もある。本調査は，下水や下水処理水に含まれる様々な物質を化学的，生物学的に評価する手法を検討することにより，下水道の果たしている役割を多面的に評価することを目的とする。

（結果）

(1)　下水道における水質測定の実態に関する調査

平成５年12月の下水道法施行令改正後の下水道の水質分析体制・維持管理体制に関する自治体の現状と課題を把握するため，「水質分析実施状況アンケート」を実施した。水質関連職員の増員は処理場の水質管理，事業場排水の水質監視のいずれについても極めて困難であることが明らかとなり，簡易測定法の公定法への導入，各種分析方法の公定法への新規採用，自動監視装置の導入など水質監視の総合的な取り組みを望む声が多く出された。

(2)　微量化学物質の分析方法の検討

揮発性有機化合物（VOC）の分析において，油分がヘッドスペースGC/MS法の分析値に与える影響を調査した結果，40㎎/L以上の植物油の添加によってVOCの回収率が低下する傾向がみられた。

(3)　生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

硝化細菌による水質評価を排水基準のための分析スクリーニング法として利用する場合の可能性を確認するため，排水基準項目の物質等を単独で添加し，硝化細菌の感受性を調査した。感受性試験結果をEC_{50}で示すと，排水基準値と同程度以下の物質と排水基準値以上の物質がみられた。（表参照）

また，ミジンコを用いたバイオアッセイ法についても検討を加えた。

(4)　遺伝毒性試験等の基礎的検討

umuテストの基本的な試験条件について検討を行い，従来行われている条件が妥当であることを確認した。また，実際の下水試料を用いて，変異原性試験のための試料の濃縮方法について検討し，変異原性試験で高い値が得られる条件を決定した。

表　化学物質が硝化細菌に与える影響の評価結果

	硝化細菌EC_{50}〔㎎/L〕		排水基準〔㎎/L〕	ヘンリー定数[1]〔atm-㎥/mol〕	生物への影響	
	初期濃度より算出	最終濃度より算出			*Daphnia magna* LC_{50}〔㎎/L〕[1]	*P. phosphoreum* EC_{50}〔㎎/L〕
1,1-ジクロロエチレン	0.0016	0.00022	0.2			
cis-1,2-ジクロロエチレン	0.073	0.016	0.4	3.37×10^{-3}		905 〃
トリクロロエチレン	0.41	0.14	0.3	1.03×10^{-2}	94 (48h)	117 ～1068[1]
テトラクロロエチレン	41	12	0.1	1.49×10^{-2}	4 (16d)	19.5～117 〃
ジクロロメタン	0.48	0.29	0.2	2.68×10^{-3}		933 ～2878[1]
四塩化炭素	14	3.9	0.02	3.04×10^{-2}	35 (48h)	5.58～33.7[1]
1,2-ジクロロエタン	20	9.8	0.04	9.7×10^{-4}	220 (48h)	157 ～2068[1]
1,1,1-トリクロロエタン	17	7.6	3	8×10^{-3}		8.04～106 〃
1,1,2-トリクロロエタン	0.017	0.0032	0.06	1.2×10^{-3}	43 (?)	106 ～176 〃
フェノール	2.8					46 〃
2-クロロフェノール	0.068					45 〃
2,4-ジクロロフェノール	0.037					3.5 〃
2,6-ジクロロフェノール	1.3					26 〃
イプロベンホス	58		(0.008)			

研究担当者：
田中 宏明
南山 瑞彦
豊田 忠宏

キーワード	微量化学物質，VOC，バイオアッセイ，硝化細菌，ミジンコ，遺伝毒性

下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査		本文261ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成３～７年度	水質研究室	

（目的）

公共用水域の水質汚濁に係る環境基準は，人の健康の保護および生活環境の保全という異なる視点で定められている。前者は，「人の健康の保護に関する環境基準」として有害物質の基準値が定められているが，従来は重金属類が殆どであり，アルキル水銀，有機リン，PCBを除けば，個々の有機物が規制されることはなかった。しかし，平成４年12月に水道法に基づく水道水質基準の改定により飲料水中の総トリハロメタンをはじめとした多くの有機塩素化合物と農薬等が規制され，あるいは平成５年３月に有機塩素化合物，農薬等15項目が環境基準値に追加され，平成５年12月には有機塩素化合物，農薬等13項目が追加された。

このように，環境中の微量化学物質についての社会的関心の高まりの中で，下水道においてもこれらを含む微量化学物質の挙動，下水処理への影響など，早急に解明する必要が生じている。

（結果）

災害あるいは何らかの水質事故等により，一時的にではあるが高濃度の化学物質が下水処理場に流入した場合の活性汚泥処理への影響について，ベンチスケールの実験装置を用い有機塩素化合物の２－クロロフェノール（２－CP）を供試化合物として調査した結果，以下のことが明らかになった。

(1)　２－CPが始めて流入する場合と常に微量で流入する場合との処理への影響度の比較

10,000㎎/Lの２－CPの一時添加により硝化阻害が見られた。しかし，常に２－CPが0.5㎎/L流入していた実験装置や常に25㎎/L流入していた実験装置では，硝化阻害の程度が軽減された。

また，常に２－CPが25㎎/L流入していた実験装置では，２－CPが一時的に10,000㎎/Lの濃度で添加された場合でも２－CPはほぼ完全に除去された。

(2)　２－CPの一時流入負荷量と処理への影響度の比較

２－CPの一時添加による硝化への影響の大きさは２－CP負荷量と正の相関関係があることが明らかになった。(図参照)

研究担当者：
田中 宏明
小森 行也
南山 瑞彦
竹歳 健治

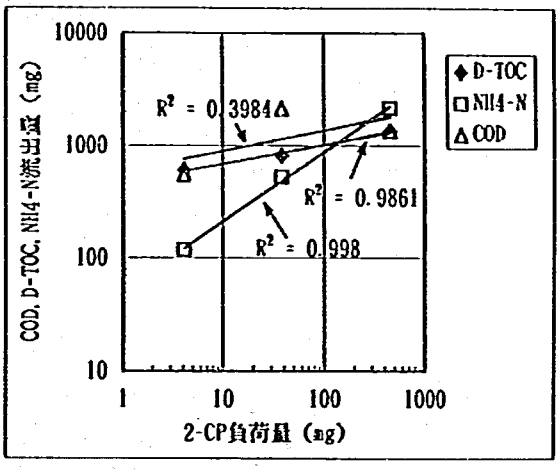


図　2-CP一時流入負荷量と処理機能が回復するまでに処理系から流出したD-TOC，NH4-N，CODの流出量の関係

キーワード	有機塩素化合物，２－クロロフェノール，活性汚泥処理，硝化細菌

面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査		本文271ページ	平成7年度
全体計画	下水道事業調査費　平成4～7年度	水質研究室	

（目的）

下水道システムが制御の対象とする汚水は，生活排水や工場排水であり，森林，田畑等の面的汚濁源（面源）からの排出負荷量については制御の対象となっていないのが現状である。しかし，水理学的滞留時間の比較的長い湖沼やダム貯水池及び希釈効果の少ない渇水期の河川において，下水や工場排水を高度に処理するだけでは，面源からの負荷のため望ましい水質レベルを維持することが困難な場合があり，合理的な水質保全計画を策定する際には，点源とともに面源からの汚濁負荷の寄与を十分考慮する必要がある。本調査はこのような観点から，国土に非常に多くの面積を占める山地を対象として，面源からの流出負荷量を評価するものである。

（結果）

筑波山麓の山口川における定期及び出水時の観測，また茨城県周辺の山地河川における晴天時調査の3形態で調査した結果，以下に示すことが明らかになった。

(1) 水質分析の結果

山地河川では，BOD，COD，TN，TP，NO_x-Nの項目について，出水時は平水時に比べ高濃度に流出しており，流量の増加割合以上に負荷量が増加していることがわかった。

(2) 比流量と比流出負荷量の関係

調査形態別に比流量（Q/A）と比流出負荷量（L/Q）の関係を

$$Q/A = a(L/Q)^b \qquad (a, b：定数)$$

の形で仮定し，回帰分析を行った結果，COD及びTNはすべての調査形態で高い相関が得られたが，逆にNH_4-N，TP，PO_4-Pはどの形態においても相関が低かった。

(3) 汚濁負荷量原単位の産出

山口川における観測結果より，汚濁負荷量原単位を算出した。また，原単位の算出法についても検討を行った。検討の結果，原単位の算出に出水時のデータを含めた場合は，含めない場合にくらべ原単位の値は大きくなった。これについて下表に示す。

表　算出法による原単位の違い

算出法	年間比流量 (㎥/ha/年)	年間比流出負荷量 (kg/ha/年)				算出に用いたデータ	
		BOD	COD	TN	TP	水質データ	流量データ
1	7026	4.20	28.91	9.01	0.39	定期調査結果から算出した比流量負荷量の平均値	
2	7026	6.17	24.66	7.74	0.37	定期調査の平均値	定期調査時の平均値
3	7176	6.30	25.19	7.91	0.38	定期調査の平均値	連続調査データから算出した平均流量
4	7026	3.75	24.17	7.80	0.32	定期調査時のL-Q式	定期調査時の平均値
5	7176	3.74	25.00	8.07	0.33	定期調査時のL-Q式	連続調査データから算出した平均流量
6	7176	9.50	48.40	9.25	0.44	定期調査及び出水時調査におけるL-Q式	連続調査データから算出した平均流量

注）データの観測期間　流量連続観測：1995.5～1996.2（10分間隔）
定期調査：1995.6～1996.2（週1回間隔）
出水時・晴天時多地点調査：1995.6～1996.2（適宜調査）

このことより汚濁負荷の流出状況の正確な把握には，出水時の観測結果を含めて検討する必要があると考えられる。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，竹歳 健治

キーワード　面源，山林，汚濁負荷，原単位

バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査		本文281ページ	平成7年度
全体計画	下水道事業調査費　平成7～10年度	水質研究室	

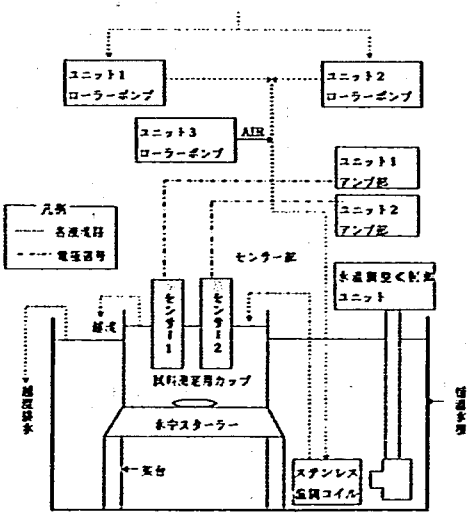
（目的）

下水道施設の維持管理にあたっては，処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが，その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて，水温，pH等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては，精度の高い測定値が得られているが，他の多くのセンサーについては，精度，感度，維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。下水処理場の放流水の水質監視としては，BODの測定が義務付けられており，下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし，公定法によるBODの測定は測定に5日間を要し，その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難であり，BODの短期間での測定の要望は高い。本調査はこのような背景から，バイオセンサーの実用化に関する調査で得られた知見を元にBODを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し，それを実用化するための調査を行うことによって，下水道の維持管理性を向上させることを目的とする。

（結果）

(1) 従来微生物膜として，微生物をポリビニルアルコール（PVA）で固定化したものを用いていた。しかしPVAでの固定化では，固定化の際に微生物量を均一にすることが困難であり，またDOの膜透過性も低かった。そのためPVAに変わる固定化手法として，PVAよりも溶存酸素透過性の高いと言われるNuclepore Polycarbonate Membrane Filter（NPMF）を使用した。NPMF膜について標準液及び処理水での活性度を判定したところ，
標準液，処理水共に活性が得られた。

(2) 従来使用してきた密閉型のセンサー部では，電磁弁の切り替え時の水圧の変化を出力として拾うことや，十分な通水が行われない等の問題が発生した。そのため水圧の変化に対して緩衝効果を持ち，確実な通水を行うことのできる構造として図－1の開放型のセンサー部に改良を行った。これによって圧力による出力や，通水不良による問題等は解決された。



図－1　開放型センサー部構成図

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，豊田 忠宏

キーワード	BOD，バイオセンサー，モニター，下水処理場，処理水

下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査		本文293ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	緑化生態研究室	

（目的）

下水汚泥と剪定枝葉を同時に堆肥化することにより，これらの堆肥化の合理化を図るとともに，より良い堆肥を製造することが望まれている。そのため，２年度から４年度において混合堆肥の試作を行ってきた。また，５年度には試作堆肥を用いた植栽試験を開始している。これを受けて７年度は植栽試験の追跡調査を実施し，堆肥の効果の確認や障害等について把握するものである。また，より臭気，取り扱い性の良い混合堆肥の製造試験を行った。

（結果）

(1) 植栽試験追跡調査

樹木の成長量における総合した結果を表－１に示す。対照区との樹高，根元径，葉張りのすべての成長量比較において，分散分析による対照区との有意差（５％以下）が認められた堆肥混合区は，生チップ１区，チップ0.5区，チップ１：炭0.2区，建築廃材１区，剪オガクズ１区，剪オガ１：炭0.5区，炭１区であり，これらの堆肥が対照区の化成肥料よりも樹木成長に与える施用効果が高いと考えられる。なお，これら以外の試作堆肥区においても対照区よりも樹木成長が良好であり，施用効果が認められた。

また，堆肥には炭を混合したもの，糖類を混合したものも試作したが，植栽試験では明確な差がみられなかった。

(2) 堆肥製造試験

剪定枝葉チップに汚泥として消化脱水汚泥，乾燥汚泥，コンポスト汚泥（一次発酵，完熟）を混合して製造試験を行った結果，汚泥種類の違いより多少の分解に差があるものの，いずれも良好な堆肥が製造できた。

表－１　樹木成長量に関する総合結果

試作堆肥の名称	試作堆肥の混合物組成		性　状	取扱性	臭　気	成長量有意差の有無		
	汚泥	混合物（木質物）				樹高	根元径	葉張り
チップ１	１容	乾燥粉砕物１	水分少，木質のみ目立つ	良	無臭			
生チップ１	１容	生粉砕物１	木質のみ目立つ	良	弱キノコ臭	○	◎	◎
チップ0.5	１容	乾燥粉砕物0.5	赤土塊状，木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭	○	○	◎
チップ１：炭0.2	１容	乾燥粉砕物１＋炭0.2	水分少，木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭	○	◎	◎
建築廃材１	１容	建築廃材粉砕物１	3~5cmの塊が目立つ，やや水分多	やや不良	弱カビ臭	◎	◎	◎
剪チップ１	１容	落葉樹粉砕物１	1~2cmの塊が目立つ，やや水分多	普通	弱キノコ臭	◎		
剪チップ１：炭0.5	１容	落葉樹粉砕物１＋炭0.5	サラサラしている，水分適度	極めて良	無臭	○		○
対照区						－	－	－
炭0.5	１容	炭0.5	2~3cmの塊が多い，やや水分多	普通～やや不良	無臭			
剪オガクズ１	１容	常緑樹粉砕物１	2~3cmの塊が多い，やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭	◎	○	◎
剪オガ１：炭0.5	１容	常緑樹粉砕物１＋炭0.5	2~3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭	○	◎	○
炭１	１容	炭１	炭＋汚泥	普通	無臭	◎	◎	◎
木粉：炭0.5	１容	木粉１＋炭0.5	やや湿った砂状	極めて良	弱カビ臭	◎	◎	
炭0.5：砂糖	１容	炭0.5＋砂糖	黒色（炭色）	普通	汚泥臭		○	○

注）・表中の容とは容積の略。
・成長量の有意差は対照区との比較であり，表中の◎は１％有意，○は５％有意である。

研究担当者：田中 隆，秋山 千秋，飯塚 康雄

キーワード	緑化，剪定枝葉，堆肥化，リサイクル

超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査		本文299ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	都市河川研究室	

（目的）

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は限られた規模の降雨を対象にその整備が図られている。その規模は一般に５年から10年であり，これを越える規模の降雨（以下，超過降雨と呼ぶ）があった場合には地表に湛水が生じたり，予想以上の流量を下流に放出することになる。この湛水の発生状況には，下水道施設，排水先である都市河川の改修状況，道路の排水システム，宅地開発に伴う地形改変の方法が大きく影響を与えると考えられる。湛水による被害は最大水位が床下と床上では大きく異なるため，総被害額を軽減する立場からすると，一部の地域で水深の大きな湛水とするより，広い地域に浅い湛水とするのが有利である。すなわち，都市雨水排除システムは，計画規模以下の降雨を完全に排水する一方で，計画規模を越える降雨に対しては，これによる浸水を分散させ，総被害額を最小にするように機能することが望ましい。このようなことから，超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にとどめるために有効な対策を明らかにし，都市の特性に応じて様々な対策を選択し適用する必要がある。

（結果）

逆流防止施設の機能検討

合流式下水道において計画規模以上の降雨が発生した場合，下水管路を流れる汚水が地上に逆流してくることがある。これによる被害は雨水が湛水した場合よりも大きくなる。地上への逆流を発生させないための逆流防止施設が下水管路網に組み込まれた時に，どのような効果があるのかを数値計算によって検証する。

既存のPWRIモデルに逆流防止施設を組み込み，雨水が地上から下水管へ一方通行に流れるという条件を設定した。面積160haの合流式下水道の仮想流域を作成して計算を行った。下図の計算結果のとおり，逆流防止施設を設置するほど流域全体の湛水量が増加しているが，増えているのは10㎝未満の比較的浅い湛水であり，施設設置前の１m以上の湛水はなくなっている。浸水被害額は床下浸水は床上浸水に比べて小さく，水深が床上（約45㎝以上）になると急激に増加し始める。また，汚水の逆流も解消されており，このことも被害額の低減に効果があるものと期待できる。

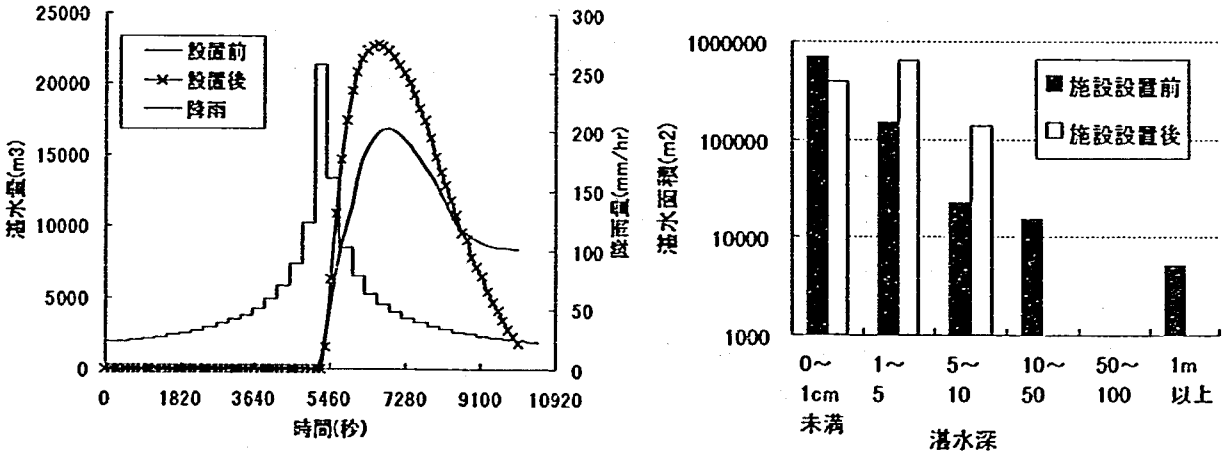


図　逆流防止施設の効果

研究担当者：栗城 稔，末次 忠司，田中 義人

キーワード	超過降雨，逆流防止，数値モデル

中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査		本文305ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～８年度	施工研究室	

（目的）

本調査は，中小規模の下水道開削工事における掘削から土留め，埋戻し，締固めに至る一連の施工及び施工管理方法の確立を図ることを目的としている。７年度は土留め工に関しては，これまで試験施工等により安全性・施工性の改善効果が確認されている可動式支保工を用いた土留め施工（５Ｓ工法：Safety & Speedy Sheetpile Supporting System）を実現場で採用し，従来工法に対する改善効果の確認と改良項目の検討を行った。埋戻し工に関しては狭隘な掘削溝内で安全または効率よく締固め作業が可能と考えられる締固め機械４機種と従来使用されているタンパーを用いた試験施工を行い，各機種の締固め能力や作業性の調査を行った。

（結果）

(1)　可動式支保工の現場施工

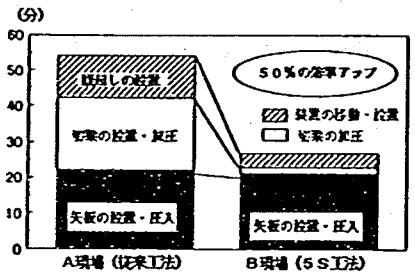
可動式支保工を用いて土留め施工（５Ｓ工法）を行った結果，終始作業員が溝内に入らずに作業が行えており，土砂崩壊による人身災害の防止に大きく寄与できるものと考えられる。

図－１に従来工法と５Ｓ工法の現場の４ｍ当たりの土留め工の作業時間を示す。土留め工全体で，Ｂ現場（５Ｓ工法）がＡ現場（従来工法）の５割程度の作業時間で行うことができた。効率アップの主な要因としては，以下の項目が考えられる。

①　溝掘削中に支保工の装置へのセットが行えた。

②　水圧ポンプを使用し，２段支保を同時に設置できた。

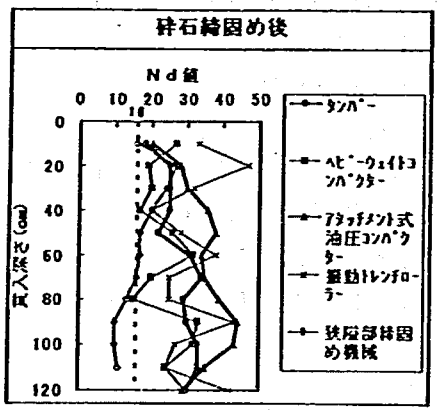
③　作業手順が明確なため，待ち時間等が減少した。



図－１　土留め工作業時間（４ｍ当り）

(2)　埋戻し・締固めの試験施工

図－２に全ケースの砕石締固め後の土研式貫入試験結果を示す。各ケースとも概ね下層部まで目標値（Nd＝16）を満足しており，実現場においても表－１に示すまき出し厚と転圧時間・回数で締固めを行えば，同様の締固め効果が得られると考えられる。



図－２　砕石締固め後の貫入抵抗

今後は，作業性の向上を目的とした可動式支保工装置の改良及び改善効果の確認を行い，最終的に中小規模の開削工事の安全な施工・施工管理方法の提案を行う予定である。埋戻し・締固めにおいては，各機種の特性から各々の適用範囲を明確にし，実現場での施工性・安全性の評価を行う必要があり，今後検討していく予定である。

表－１　試験条件

ケース	締固め機械名	まき出し厚	転圧時間・回数
1	従来型タンパ	30cm×５層	２回
2	ヘビーウェイトコンパクター	30cm×５層	16回
3	アタッチメント式油圧コンパクター	70, 50, 30cm	１分/ヶ所
4	振動トレンチローラ	30cm×５層	16回
5	狭隘部締固め機械	70, 50, 30cm	１分/ヶ所

＊表層部は，砕石を用いた埋戻し・締固め。

研究担当者：塚田 幸広，市村 靖光，森 芳徳

キーワード	下水道開削工事，安全性，施工改善，土留め，埋戻し

下水道管渠の変形防止に関する調査		本文311ページ	平成８年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～９年度	土質研究室	

（目的）

地盤の軟弱な箇所などに下水道管渠を敷設した場合，管とマンホールなどの構造物との間の不同沈下により管体あるいは管と構造物との接合部などに損傷を引き起こすことがある。そこでマンホールに接続された管渠が不同沈下の影響を受けた場合の変形挙動，および管路の損傷を防止する工法（流動化処理土による補強，可撓性継手の設置）の有効性を模型実験により調査した。また流動化処理土で管周囲を埋戻した可撓性管について載荷試験を行い，その場合の管の変形挙動を把握した。

（結果）

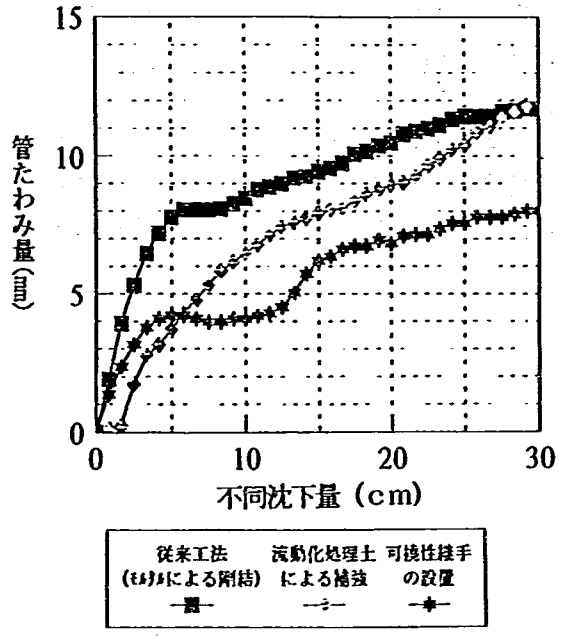
マンホール際管路の不同沈下模型実験の結果，以下のことが分かった（図－１，図－２）。

(1) 管とマンホールをモルタルなどで剛結した管路に不同沈下が生じると，マンホールとの接合部近傍において，管断面に大きな変形（偏平）が生じる。また不同沈下量が１～２㎝程度の段階で管とモルタルが剥離し始め，そこから漏水などを生じる恐れがある。それに対し，マンホール接続部近傍を流動化処理土で巻立てて補強した場合，不同沈下量が５㎝程度以下の場合には管断面の偏平が抑制される。また同時に，不同沈下量が３㎝程度以下であれば，管とマンホールとの接合部が回転により剥離したり破壊するのを防止する効果もある。

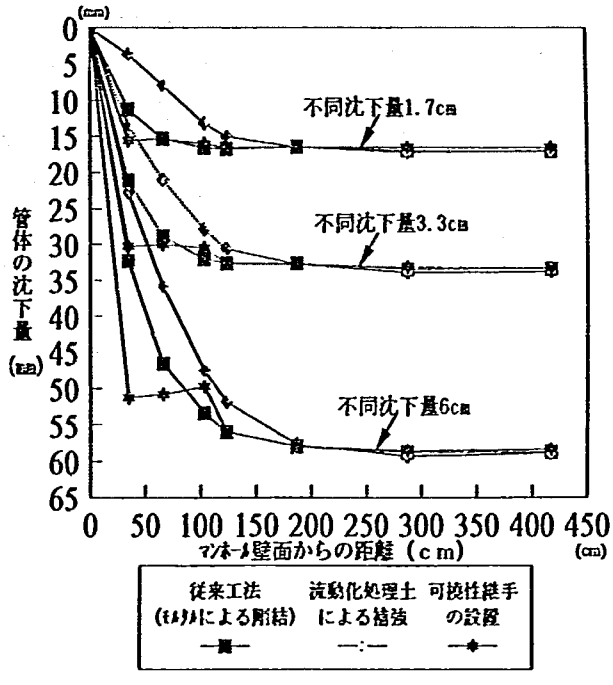
(2) マンホールとの接続部に可撓性継手を設けると，不同沈下量が30㎝と大きくなっても管断面の偏平は許容値以下であり，管の損傷を防止できる。また不同沈下量が６㎝程度以下であれば，マンホールとの接合部の水密性が保たれるので，管路の漏水対策としても有効である。

また，流動化処理土で埋戻した可撓性管の載荷試験の結果，以下のことが分かった。

(3) 一軸圧縮強さが２（kgf/㎠）程度以上の流動化処理土で管周囲部を埋戻した場合，砂で埋戻した場合と比較して，上載荷重（今回の実験では最大20tf/㎡）による管の変形は極めて小さい。したがって流動化処理土で管周囲部の埋戻しを行えば，許容土被り厚を大きくしたり，あるいは管の肉厚をより薄くすることが可能であると考えられる。



図－１　不同沈下量と管たわみの関係



図－２　不同沈下量に応じた管体の沈下量

研究担当者：三木 博史，森 範行

キーワード	マンホール際管路，不同沈下，可撓性継手，流動化処理土

下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査		本文317ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～10年度	化学研究室	

（目的）

近年，下水処理場や下水管路などのコンクリート構造物においては，二酸化炭素による中性化や硫化水素に起因した微生物作用による腐食が問題になっている。特に硫化水素が微生物作用によって硫酸に還元されたときに高濃度の硫酸になることがあり，コンクリートに激しい腐食を生じることがある。このために下水道施設コンクリートの防食は重要となっているが，劣化原因物質が気体であるため微小な隙間などから侵入するため，より完全な防食対策が必要となっている。

本研究では，下水道施設コンクリートの腐食に対する防食対策として，材料選定段階での各種防食方法に適合した評価方法とそれぞれ方法における耐久性向上技術について明らかにすることを目的とする。

（結果）

(1) ランニング防食材の長期浸漬試験の追跡調査を行った。ライニング防食材としては，タールエポキシ樹脂，エポキシ樹脂（２種），ビニールエステル樹脂を用いた。それぞれ膜厚を変えて実験を行った。浸漬水は，硫酸（１%，５%，10%），苛性ソーダ，飽和水酸化カルシウム，水道水を用いた。評価項目は，接着強度，重量変化，表面観察（変色，つや，剥離など）などとした。

まず，全ての材料について一定厚（0.45μm）での性状比較を行った。120日間までの浸漬試験の結果，水道水またはアルカリでは材料による大きな変化はみられなかった。そこで硫酸による劣化を中心にして評価を行うと，接着力においては，特に濃度の高い硫酸での浸漬試験では，ほとんどのもので測定不能なまで低下してしまった。しかし，質量変化では差がみられ，エポキシ樹脂では試験期間中ほとんど変化を見せず良好な結果であった。タールエポキシ樹脂とビニールエステル樹脂の硫酸10%での浸漬結果では，質量変化が大きくなり，120日後には10%以上損失した。

また，膜厚による影響を調査するために膜厚を標準，1/3，1/2，2倍と変化させて試験を行った。接着力では，120日浸漬後には全ての材料で測定不能になり，膜厚の変化による違いがみられなかった。質量変化では，膜厚が厚いものほど腐食により破損したことによる質量の減少が少なく，逆に防食材が膨潤して質量の増加するものもあった。表面の観察では，タールエポキシ樹脂ではほとんど大はがれや全面剥離を起こしているが，エポキシ樹脂では変色やはがれ程度のものもあった。

(2) 厚膜型被覆防食材およびプラスチック板型防食材の防食性の調査を行った。厚膜型被覆防食材およびプラスチック板型防食材の実験では，今回試験日数もまだ短く，平成７年度調査中には際だった変化を見せなかった。

研究担当者：坂本 浩行，新田 弘之

キーワード	コンクリート，防食材，ライニング，下水道施設

下水道施設の液状化被害の予測および対策に関する調査		本文323ページ	平成７年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～８年度	振動研究室・動土質研究室	

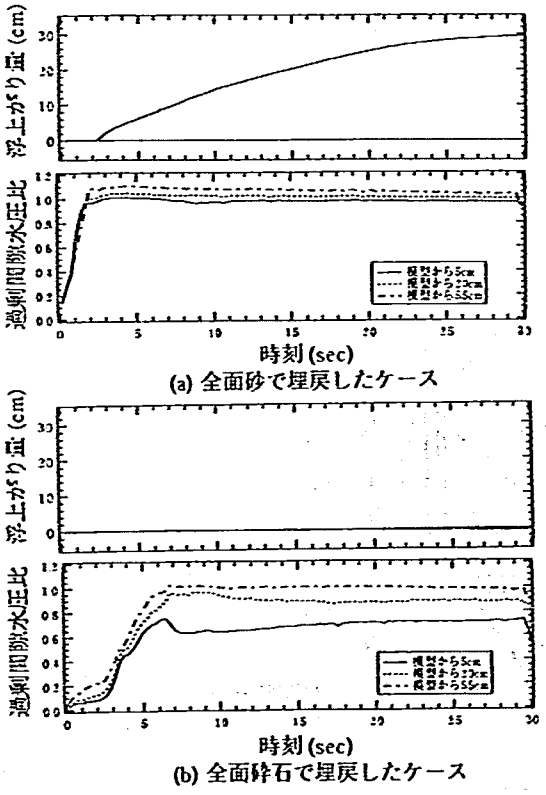
（目的）

三陸はるか沖地震等による管渠被害特性の統計解析を行った。また，模型振動台実験により，地震による下水道管渠の浮上がり量に及ぼす，地盤条件，砕石による埋戻し，埋戻し部の深さの影響について検討するものである。

（結果）

管渠被害特性の統計解析では，下水道管路の被害率と管径，管種，埋設深度等の関係についての知見を得た。

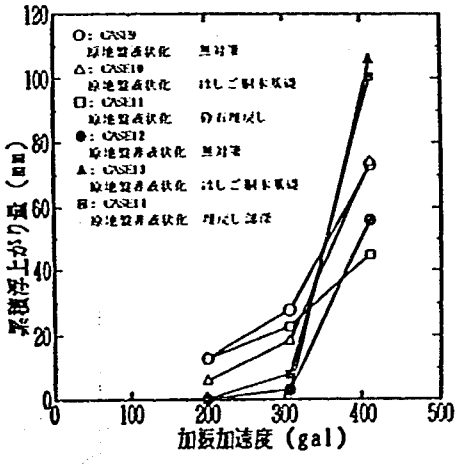
模型振動実験では，全面砂で埋戻したモデルでは，全層ほぼ完全液状化に至っており，過剰間隙水圧比が1.0に至ると同時に浮き上がりが生じている。これに対して全面砕石で埋戻したモデルでは，埋戻し部から離れた位置ではほぼ完全液状化に至っているが，埋戻し部近傍で過剰間隙水圧比が一時的に減少しており，浮上がりも見られなかった。これは，埋戻しに用いた砕石の排水効果とともに，液状化しない砕石の剛性が浮上がり力に抵抗したためと考えられる（図－１）。また，原地盤が液状化しやすいケースでは，小さい加振加速度から徐々に浮上がりが生じ，原地盤を液状化しにくいケースでは，ある加振加速度で突然大きな浮上がりが生じた。埋戻し部の上部を砕石で埋め戻したケースでは，下部の砂が液状化することにより浮上がりが生じた。埋戻し部が深いケースの浮上がり量は，浅いケースよりも大きかった（図－２）。管渠は浮き上がり安全率が1.0以下になると浮き上がり始め，同一のケースでは最小安全率が小さくなるほど最終浮上がり量が大きくなる傾向が見られた。



(a) 全面砂で埋戻したケース

(b) 全面砕石で埋戻したケース

図－１　模型の浮上がり量と過剰間隙水圧比の時刻歴



図－２　管渠模型の累積浮上がり量と加振加速度の関係

研究担当者：田村 敬一，二宮 嘉朗，東 拓生，松尾 修，古関 潤一，林 裕士

キーワード	下水道管渠，浮上がり，振動台実験，統計解析

河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査		本文329ページ	平成７年度
全体計画	河川事業調査費　平成６～８年度	水質研究室	

（目的）

河川及び水路での直接浄化施設は近年，増加の一途をたどっているが，効果評価が十分になされているとは言い難く，また現存の浄化施設に関する情報も限られている。

そこで本研究は，河川，水路での直接浄化事業に対し，その現状を調査し，効果の評価を行うとともに，必要に応じて改善策を検討することを目的とする。

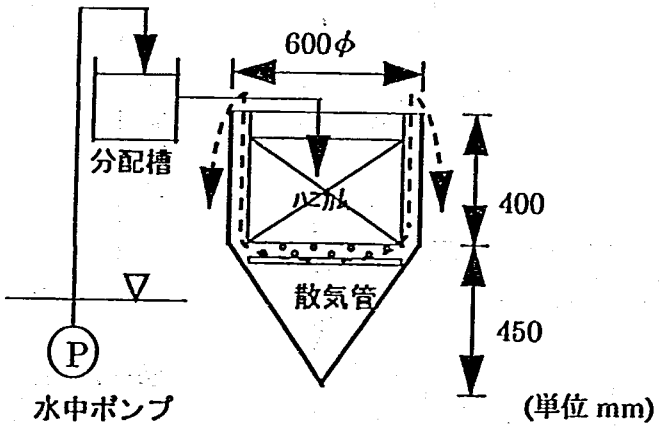
（結果）

維持管理の内容・接触材の有無が，処理機能にどのような影響を及ぼすのかを明らかにするため，千葉県松戸市の坂川ポンプ場に実験装置を設置し運転を行った。

(1) ハニカム及び維持管理が有る場合の本実験施設での各水質項目ごとの除去率の平均値はSS，BOD，C-BOD，CODcr，D-CODMn，T-N，T-P，NH4-N，PO4-Pでそれぞれ57.6%，26.2%，38.3%，14.8%，0.2%，1.8%，7.5%，12.2%，-1.1%であり，処理水中のNH4-NとNOX-Nの和に対するNOX-Nのわりあいと定義した硝化率は28.5%であった。SSや粒子性の有機物の除去，硝化促進の効果に比べ，溶解性の有機物や栄養塩の除去効果は小さい。

(2) 実験前期の高水温時の汚泥は，実験後期の低水温時の汚泥に比べ，有機物濃度が低い。また，定期的な維持管理を行った場合，硝化率は実験前期で51.7%，実験後期で5.52%であり，夏期と冬季の差が大きい。

(3) 除去率の最も高い水質項目はＳＳであった。維持管理の方法によっては除去率の向上をもたらさないケースがあった。生物膜の剥離による維持管理は硝化の促進を阻害するケースがある。水量負荷が増加しても除去率がかえって改善する場合があった。



図－１　実験施設の概要

研究担当者：横田 敏宏，松宮 洋介，田中 宏明

キーワード	河川直接浄化，維持管理，硝化，SS

下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査		本文335ページ	平成７年度
全体計画	建設技術研究開発経費　平成５～７年度	下水道研究室	

（目的）

都市内の重要なライフラインとして快適な市民生活を支えている下水道施設は，着々とそのストック量が増加しており，これに伴って下水道施設の維持管理に要する費用が増加するとともに，過去に建設された施設が耐用年数を迎え，その補修・更新費も急激に増加することが予想されている。本調査では，上記のような状況の下で今後とも増加していく下水道施設を常に適正かつ合理的に保全していくため，整備された下水管路施設に必要となる維持管理・更新費の低減化及び施設の高寿命化を可能とする技術や手法の開発を目的としている。

（結果）

(1) 下水管路施設の維持管理に関する実態調査

下水道施設のストック量の増大に伴い，その維持・更新に要する費用や，改築を要する管路延長が増加傾向にあることから，下水管路施設を適正かつ合理的に保全していくには，施設整備後に要する維持・更新費を低減する必要があり，そのためには最も高い改築要因であり，かつ経過年数毎の劣化発生頻度も高い硫化水素による管路施設の腐食に対応する技術を開発することが合理的であると判断された。

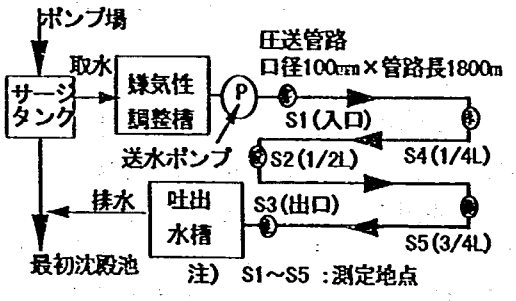
(2) 各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の検討

維持・更新費低減手法として，圧送管路出口硫化物酸化及び空気・酸素・硝酸塩注入による硫化水素対策技術について，実験管路施設（図－１）により検討した。

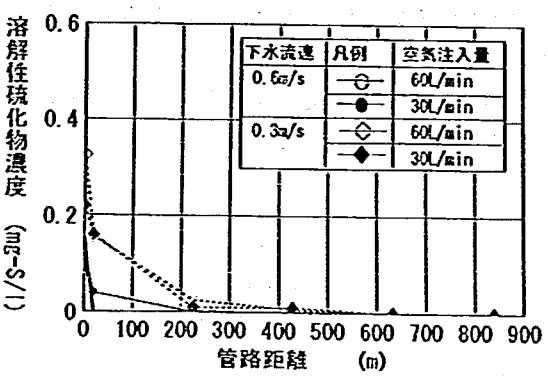
圧送管出口酸化技術では，良好な硫化水素除去性能が確認され，引き続き除去特性に関して調査する予定である。各物質注入による対策技術では，適正な注入量を保持すれば管出口における溶解性硫化水素濃度を安定的に０に出来ることを確認するとともに，この状態を保持するために必要な各注入物質の管出口の濃度とORPの関係を明らかにした（図－２，３）。各注入物質は，圧送管壁の生物膜内と流下下水中の微生物より消費されており，これらの消費速度を実験から求めた。

(3) LCC法による各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の評価手法

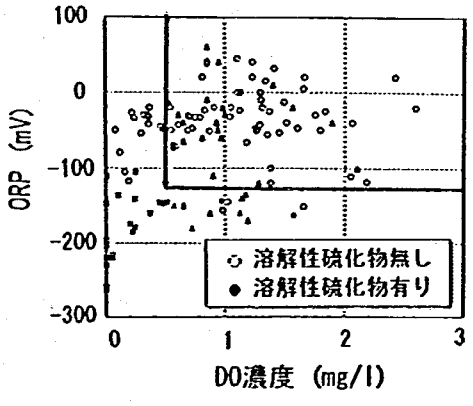
13政令指定都市へのアンケート調査に基づいて，下水管路施設におけるライフサイクルコスト（LCC）を試算するとともに，管路設置10年後に硫化水素による腐食のため再建設が必要となる管路施設において，各硫化水素対策技術を用いた場合のLCCによる評価事例を示した。



図－１　腐食防止実験施設の概要



図－２　空気注入による硫化水素生成抑制効果



図－３　空気注入の制御手法

研究担当者：田中 修司，北川 三夫，深谷 渉

キーワード	改築，修繕，硫化水素，腐食，酸化，消費速度，LCC，圧送管

建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発		本文351ページ	平成７年度
全体計画	建設技術研究開発経費　平成６～８年度	汚泥研究室	

（目的）

資源有効利用や環境負荷の低減などから，土木分野では建設事業以外の分野から排出される廃棄物の活用が求められている。一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰は，最終処分場の区分において発生土・建設汚泥などの建設発生材が安定型であるのに対し，管理型となっている。そのため，これらの再利用に際しては環境に対する安全性を配慮する必要がある。

本研究は，一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰並びにこれらを原料とした再生材の溶出特性を調査し，安全性評価手法の基礎的資料を得ることを目的とする。

（結果）

平成７年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

(1)　下水汚泥溶融スラグの溶出試験

各国の溶出試験を参考に酸性雨等の影響も考慮した試験を行った結果，下水汚泥溶融スラグは重金属の溶出を抑制し，産業廃棄物判定基準及び土壌環境基準をそれぞれ満足するものであった。ただし，Pb，Cdの溶出についてはpH値の影響を受けやすい傾向があった。

(2)　下水汚泥再生品の溶出試験

下水汚泥溶融スラグを原料とした再生品においてはCr（VI）の溶出が認められたが，原料である溶融スラグからはさほどの溶出がなかった。

(3)　長期浸漬試験

長期的な影響を検討するための浸漬試験については，６か月経った時点での外観的損傷及び有害物の溶出はみられていない。

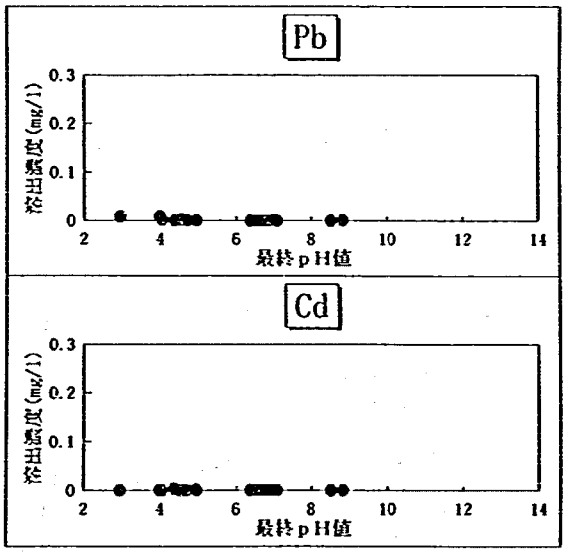


図　最終pH値と溶出濃度の関係（溶融スラグ）

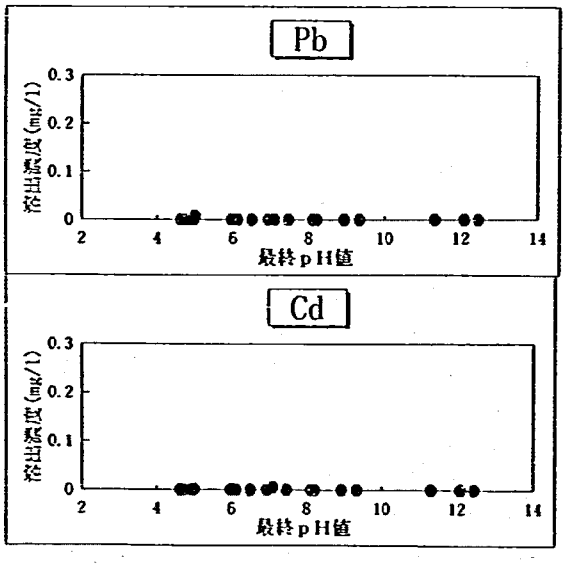


図　最終pH値と溶出濃度の関係（溶融スラグ製品）

研究担当者：渡部 春樹、尾崎 正明

キーワード	一般廃棄物，下水汚泥，建設資材，安全性評価

Ⅰ．試験研究費による研究

１．下水管渠の流量に関する研究

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　榊原　　隆
研　究　員　深谷　　渉

１．はじめに

管渠の流下能力を把握することは、下水道計画の策定、下水管渠の設計、および維持管理において最も基本的な事項の１つである。特に既存管渠の更新計画において新規増補管渠の必要流量を決定する際には、既存管渠の流下能力を正確に把握することが必要不可欠である。

流下能力を把握するためには、流量を正確に測定することが必要である。しかしながら下水管渠内の流量測定は、測定機器の設置箇所が限定されており、かつ設置そのものが困難であること、下水の流量変動が大きく、変動幅の全ての測定が可能な機器が存在しないこと、下水中の固形物や油分による障害が大きく保守管理が容易でないこと等の問題を抱えている。

これらの問題を含め、下水管渠の流量に関する問題は、特に水理学的な観点より古くから研究されているが、未解明な部分が多い。これらを明確にするため、下水管渠の流量に関する研究を実施した。研究計画を表－１に示す。

表－１　研究計画

年　度	内　容
Ｈ５年度	文献調査，流量観測用管渠模型・管渠網模型製作
Ｈ６年度	流量測定，マンホール損失水頭測定
Ｈ７年度	流量測定
Ｈ８年度	流量計測方法の確立，損失水頭算定方法の確立 総合評価

平成５年度から管渠内の流量測定に関する研究に着手した。初年度は文献調査及び実験装置の製作を行い、円管内の流れに関する研究報告や各種流量測定方法の概要について整理した。Ｈ６年度は、実験装置を用いて、予備実験ならびに本実験の一部を行い、円管内における流れの現象について検討を行うとともに、点流速測定法による平均流速の算出について検討した。その結果、点流速を平均流速に換算するための点流速補正係数は、水路勾配とは無関係に決定される傾向を得た。Ｈ７年度は、Ｈ６年度の結果を踏まえ、水路勾配を変化させるなど、条件を一部変えて水理実験を行い、水理条件と点流速補正係数との関係を明確にすることとした。また、実際に行われている流量測定の現状を把握するために、測定現場やメーカー等を訪ね、測定方法や機器仕様等の事例調査を行った。

２．事例調査

Ａ市、Ｂ市、Ｃ大学の、流量測定方法の事例調査を行った。ここでは、各種流量測定方法の原理および特

徴について簡単に触れることとする。

（1）A市－超音波流速計

A市では、合流式下水道越流水対策のため建設された大規模幹線の効果を調査するため、超音波式の水位計および流速計を用いた流量観測を行っている。

超音波流速計は、流速計測の中で最も広く用いられている機器の1つである。A市では、水没式の流速計を用いているが、この方法で精度よく計測を行うには一定値以上の水位と流速が必要となる。水位や流量が少ない場合は、底面を削って計器を埋め込む方法もとられる。

この方式の原理は、発信された超音波が下水中の粒子に衝突し反射されたとき、反射波の周波数が流水の流速に応じて増加するドップラー効果を利用したものである。この場合、反射の対象となった粒子の存在する水位を知ることはできない。すなわち、どの水位における流速を測定しているかを知ることはできない。したがって、多数の測定で得られた値を演算して代表流速を得るようである。また平均流速の算出には、断面内の流速分布形が水位に応じて変化するため、その時々の水位に応じた流速を予め実観測し、適正な補正値を得て演算を行うことが必要となる。

（2）B市－非満水型電磁流量計

B市では、メーカとの共同研究で非満水型の電磁流量計の調査を実施している。電磁流量計は、観測対象を乱すことのない、非接触型の流量計の代表例である。通常の電磁流量計は満水状態で使用することを前提としているが、下水管内の流れの多くは開水路流であるため、非満水での流量計の開発を行ったものである。現在、管路途中に設置するタイプ（段差のないマンホールでの使用を想定）と、管の先端に設置するタイプ（段差のあるマンホールの取付管での使用を想定）があるようである。

測定の原理は、水流に様々な形の磁場を形成させときに発生する起電力の値が、水位や電気伝導度の関数となることを利用している。

文献[1]によると、水位が小さい場合に測定誤差が大きくなる。これは管の左右に設置した電極間で起電力が短絡流を起こしやすくなることが原因のようである。また、流速分布の影響を受けるため、曲管部などの取り付け場所による流れの特性を考慮した補正が必要になる。

（3）C大学－レーザ流速計

レーザ流速計は、主として河川工学や海岸工学の分野で、高精度を要求される乱流等の計測に用いられることが多い。

C大学では、上水や下水処理で用いる生物膜の動力学を解明することを目的とし、膜の近傍における流速の乱流成分をレーザ流速計を用いて測定している。

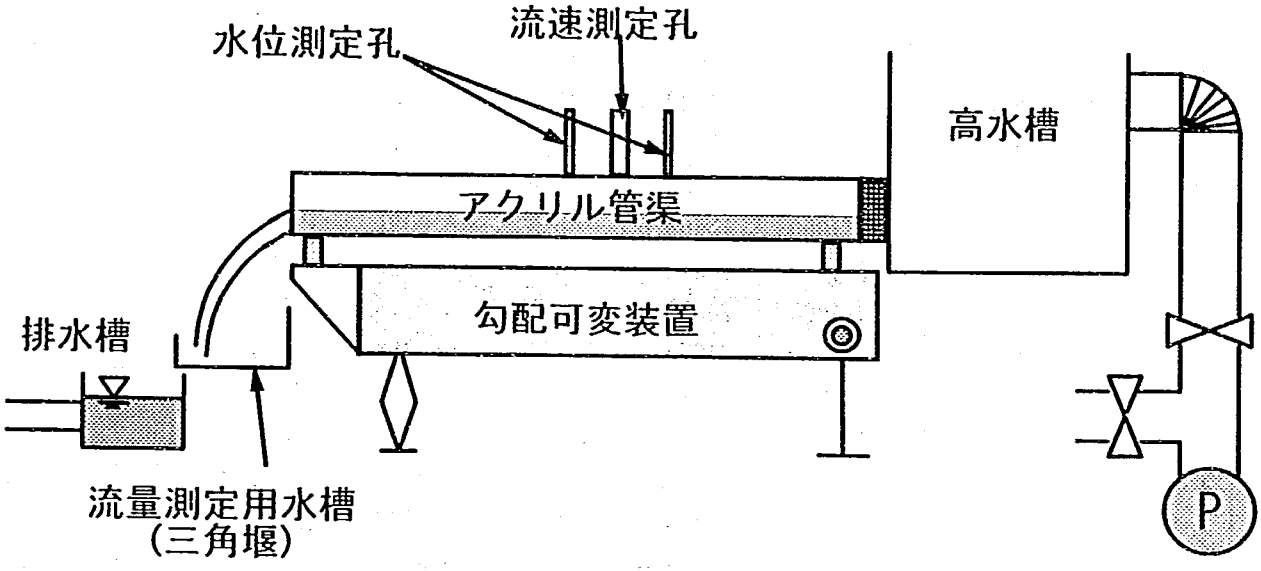
レーザ流速計は、観測対象を乱すことがない、3次元の流速が測定可能であるなど、多くの利点を有しているが、その反面、高価である、光軸の調整等に多大の労力を要する等の欠点を持ち合わせる。

3．水理実験

ここでは、円管内における流れの現象を解明するために行った基礎的な水理実験と、流量測定法の一つである点流速測定型流量算出法の検討結果を述べる。

3.1　実験方法

実験は、図－3.1に示す実験装置（平成５年度製作）を用いて行った。管渠は、直径D＝200㎜、全長L＝12mとし、透明アクリルを用いて製作した。また勾配可変装置も設置した。管渠中央部には、流速測定用の測定孔と水位測定用の測定孔を設置し、実験装置最下流に設置した量水槽では三角堰を用いて流量が測定できる。



図－3.1　実験装置概要

平成６年度は、水路勾配を０（水平）として実験を行った。平成７年度は、水路勾配の違いが流れへ及ぼす影響を把握するために、表－3.1の実験ケース一覧表に示すように水路勾配Ｉを1/1000、3/1000、5/1000、10/1000の４通りに変化させ、さらに流速測定孔における管内水深Ｈを約２㎝ピッチで変化させて計２３ケースの定流通水実験を行った。

実験における測定項目は、管内水深、流速、流量、動水勾配、水温とした。

管内水深は、水位測定用測定孔においてポイントゲージを用いて計測を行った。流速は、プロペラ流速計を用いて鉛直方向、横断方向ともに１～２㎝ピッチで計測を行った。流量は、模型最下流の低水槽に設置してある三角堰の越流水深を定期的に計測することにより把握した。また動水勾配は、管底に１mおきに設置されたマノメータの水位差から求めた。

表－3.1 実験ケース一覧表

実験ケース	水路勾配	設定水深
本実験Ⅱ	1/1000	６～２０㎝
本実験Ⅲ	3/1000	６～２０㎝
本実験Ⅳ	5/1000	６～２０㎝
本実験Ⅴ	10/1000	６～８㎝

3.2 実験結果

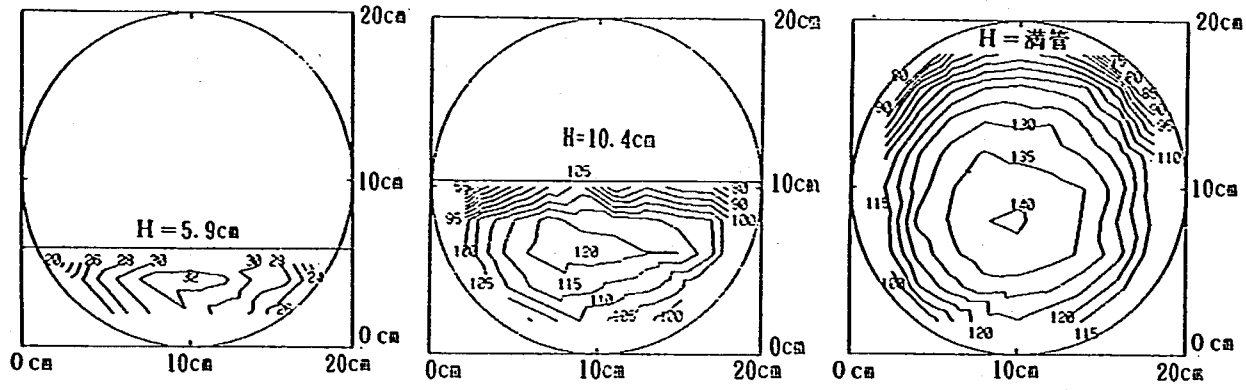
実験全23ケースの結果一覧表を表－3.2に示す。

表－3.2 実験結果一覧表

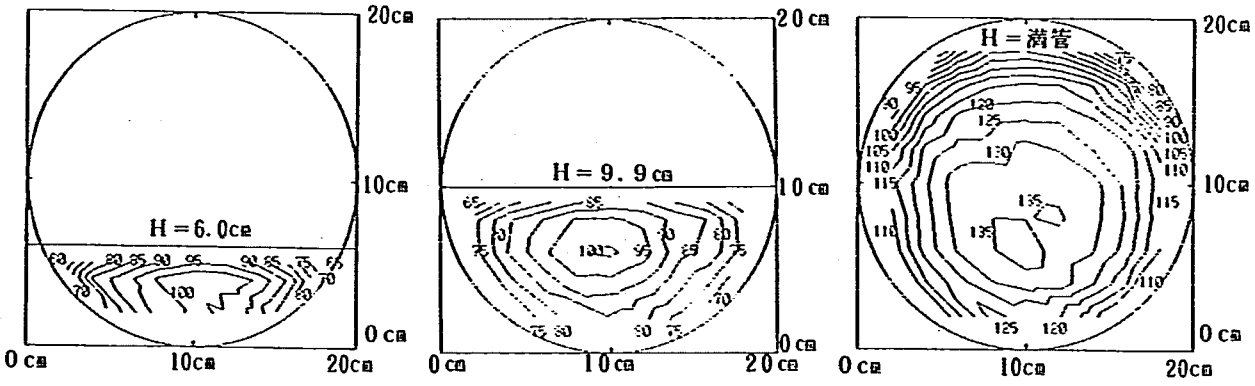
実験ケース	管内水深 cm	勤水勾配	堰流量からの算出			流速分布からの算出		
			堰流量 cm^3/s	平均流速 cm/s	粗度係数	計算流量 cm^3/s	平均流速 cm/s	粗度係数
本実験Ⅱ-1	5.9	1.1/1000	2095.3	27.3	0.0126	2209.5	28.5	0.0121
本実験Ⅱ-2	8.0	1.1/1000	4392.4	37.4	0.0109	4386.6	37.4	0.0109
本実験Ⅱ-3	10.2	1.4/1000	7212.3	44.6	0.0115	7616.1	47.1	0.0109
本実験Ⅱ-4	12.0	1.8/1000	10384.0	52.9	0.0117	10830.0	55.2	0.0112
本実験Ⅱ-5	13.9	2.1/1000	15904.0	68.3	0.0091	15003.0	64.4	0.0097
本実験Ⅱ-6	16.0	2.7/1000	17914.0	66.4	0.0121	19395.0	72.0	0.0112
本実験Ⅱ-7	17.0	2.9/1000	20359.0	71.5	0.0116	22185.0	77.9	0.0107
本実験Ⅱ-8	20.0	5.1/1000	34675.0	110.4	0.0088	37579.0	119.6	0.0081
本実験Ⅲ-1	6.0	2.8/1000	3878.7	48.9	0.0114	4209.9	53.1	0.0105
本実験Ⅲ-2	8.0	2.6/1000	7449.0	63.5	0.0098	7823.9	66.7	0.0094
本実験Ⅲ-3	9.9	1.8/1000	11226.0	72.3	0.0079	12026.0	77.4	0.0074
本実験Ⅲ-4	12.4	0.6/1000	15273.0	74.5	0.0048	15909.0	77.6	0.0046
本実験Ⅲ-5	13.7	2.2/1000	18338.0	79.9	0.0089	19468.0	84.8	0.0084
本実験Ⅲ-6	16.1	3.8/1000	23114.0	85.4	0.0112	23991.0	88.6	0.0108
本実験Ⅲ-7	20.0	6.0/1000	31667.0	100.8	0.0104	33634.0	107.1	0.0098
本実験Ⅳ-1	6.0	5.4/1000	6592.4	83.9	0.0092	7199.4	90.8	0.0085
本実験Ⅳ-2	8.0	5.4/1000	11379.6	97.6	0.0092	12414.0	105.8	0.0085
本実験Ⅳ-3	10.0	5.3/1000	17498.2	111.5	0.0089	18950.0	120.6	0.0082
本実験Ⅳ-4	11.6	5.7/1000	21108.3	111.7	0.0098	23356.0	123.6	0.0088
本実験Ⅳ-5	13.5	6.9/1000	23791.4	105.9	0.0118	23588.0	104.5	0.0120
本実験Ⅳ-6	20.0	5.1/1000	34340.1	109.3	0.0089	39537.0	116.3	0.0083
本実験Ⅴ-1	6.1	11.9/1000	8968.1	110.3	0.0105	10131.0	124.6	0.0093
本実験Ⅴ-2	7.8	11.6/1000	13906.0	122.3	0.0107	15442.0	135.7	0.0096

3.2.1 流速分布

実験では、流速分布は管内水深により変化するという結果を得た。管路を横断面で切った場合の一例を図－3.3に示す。流心は、ケースによっては多少左右への偏りがあるものの、管内水深の高低（流量の大小）、水路勾配の緩急に関わらず、ほぼ同様の分布形を示した。つまり、流速分布は、水路勾配の違いに関わらず、同一水深では同様の分布形状を示すことから、水路勾配が流速分布へ与える影響はほとんどないことが分かった。流心は、横断方向に見ると、管径のほぼ中心線（図中の横軸１０cm）近傍に存在した。また鉛直方向に見ると、流心は常に管内水深の５割近傍の位置に存在する傾向にあった。ただし等流速線は、管内水深が低い場合（H／D＜0.6～0.7, H:管内水深, D:管径）には横長の楕円形状を描くが、管内水深が大きくなる（H／D＞0.6～0.7）と同心円に近い形を描いた。



〈水路勾配＝1/1000, H／D＝0.30〉　〈水路勾配＝0, H／D＝0.52〉　〈水路勾配＝1/1000, H／D＝1.0〉



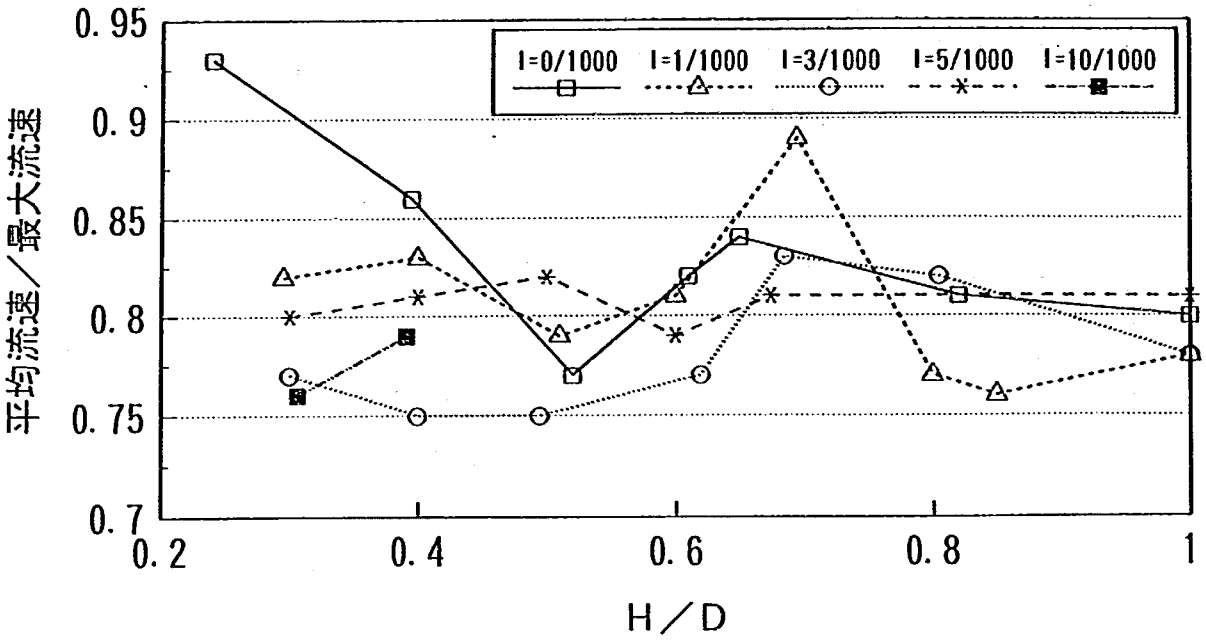
〈水路勾配＝5/1000, H／D＝0.30〉　〈水路勾配＝3/1000, H／D＝0.50〉　〈水路勾配＝5/1000, H／D＝1.0〉

図－3.3　流速分布図（横断面）

3.2.2　最大流速と平均流速の関係

断面の最大流速Vmaxと平均流速Vmの関係は、満管管水路でかつ乱流の場合に、Vm＝0.817・Vmaxで表されることが知られている[2)]。ここで、この最大流速と平均流速の関係と実験結果を比較する。図－3.4は、H／Dと平均流速／最大流速の関係を示したものである。実験結果中の満管の場合（H／D＝1）を見ると、どの水路勾配においてもVm／Vmax＝0.78～0.81となっており、前述した式で得られる値と近似する結果を得た。

H／D＜1のときのVm／Vmaxの値変化は、H／Dが小さい（H／D＜0.4）とき、Vm／Vmaxの値は0.75～0.93の広範囲でばらついた。その後、H／Dが増加するにしたがい、Vm／Vmaxが取る範囲は0.75～0.85と次第に狭くなり、満管時には前述したように、Vm／Vmax＝0.78～0.81にまで収束される結果となった。また、水路勾配が急になるほど、Vm／Vmaxは一定値を取る傾向にあり、水路勾配が5/1000の場合は、Vm／Vmax＝0.79～0.81となった。



図－3.4　H／Dと平均流速／最大流速の関係

3.2.3　粗度係数

マニングの式から、粗度係数nを算出した。ここで求めた粗度係数は、三角堰の流量から求めた数値と、実測流速から逆算したものであるが、ともにほぼ同等の値となるn＝0.008～0.012となった。この値は、一般的に知られる合成樹脂の粗度係数であるn＝0.008～0.010に近い[2)]。ここで、マニング式は本来等流状態で成立するが、本実験では不等流が発生しており、ここで得られた粗度係数はあくまで参考値として記載する。また一般に粗度係数は、管径の0.25割までは水深と共に増加し満管状態の128%に達し、以後徐々に減少し満管状態の100%になることが知られている。本実験においてもこの傾向について検討した結果、水深により値のばらつきはあったが、水深の上昇とともに粗度係数が増加し、H／Dが約0.8の場合に満管時粗度係数の約1.3倍の値を得る傾向が見られた。

3.2.4　点流速測定型流量算出法の検討

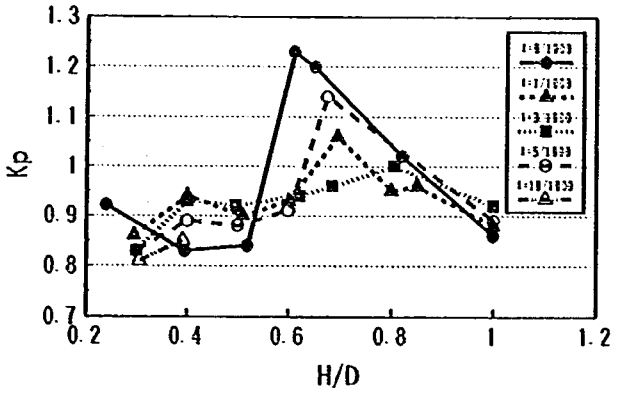
研究当初から、流量算定方法の１つとして点流速測定型流量算出法の可能性について検討を行ってきた。Ｈ７年度も引き続きこの方法について検討を行った。

この方法は、ある水深における横断面中央部の点流速を得て、その流水断面における平均流速を点流速の関数（点補正係数Kp＝平均流速／点流速）として事前に得ておき、流量を算出するものである。このとき点補正係数Ｋｐが、管渠設置状況（水路勾配や管径など）により変化するようであれば、適用範囲の広範化により、その実用が難しくなると考えられるため、管渠設置状況と点補正係数Ｋｐの関係を明確にする必要がある。

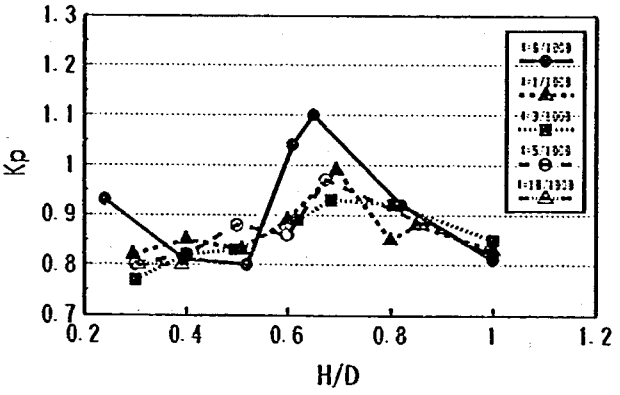
Ｈ６年度は、水路勾配を０（水平）とした場合のKpの変動傾向ついて検討した。Ｈ７年度は、Ｈ６年度の結果を踏まえ、点補正係数Ｋｐと水路勾配の関係を明確にするために、４通りの水路勾配（I=1/1000, 3/1000, 5/1000, 10/1000）について検討を行った。

点流速の測定位置は、水深が変動しても計測が可能であるという観点から、0.1D（管径の１割位置）、0.2D、0.3Dの各断面中央部を選択した。0.1D、0.2D、0.3Dの各ケースについて、横軸にH／

D、縦軸にKpをとったグラフを図－3.5～3.7に示す。その結果、どの水路勾配かつどの測定水深に関しても該当していえることであるが、H／Dが増加するにしたがいＫｐが増加し、H／D＝0.6～0.8で極大値を得、満管に近づくにつれＫｐが減少する傾向を得た。また、H／D＜0.6および0.8＜H／Dの範囲におけるＫｐは、どの水路勾配でもほぼ同じ値を示し、0.6＜H／D＜0.8の範囲では、水路勾配によってＫｐ値はばらついた。この傾向は、測定水深が0.3Dから0.1Dへと小さくなるほど顕著に現れた。



図－3.5　勾配の変化によるKp変動傾向(測定地点0.1D)



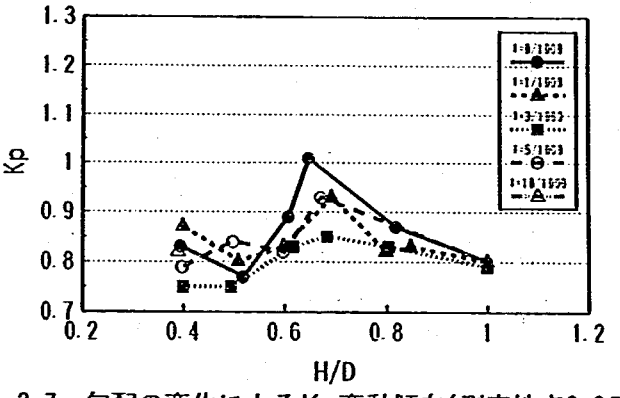
図－3.6　勾配の変化によるKp変動傾向(測定地点0.2D)

ここで、実験で得られたＫｐ曲線と、理論曲線を比較する。理論曲線とは、円管内の流速分布を対数則と仮定したときに求められる放物線を、マニング公式と関連づけて算出した曲線である。理論式は次式で表され、

$$Kp=\left\{1+n\,g^{\frac{1}{2}}R^{-\frac{1}{6}}\left(2.23+5.75\log\frac{y}{R}\right)\right\}^{-1}$$

n：粗度係数，R：径深，y：点流速測定水深

理論曲線を求める際に必要となる式中の粗度係数nには、実験で得られた各水深毎の粗度係数を与えた。Ｋｐの実験値については上述したとおりであるが、Ｋｐの理論値の取る範囲は概ね0.85～1.02であり、H／Dの増加に従いＫｐ値は緩やかに増加し、H／D＝0.8付近からは緩やかに減少する傾向にある。また点流速測定位置別のＫｐ値は、それぞれ交差することなく曲線を描く。これに対し、実験から得られたKp曲線は、Ｋｐの増減傾向は似ているものの、H／D毎のＫｐ変動は激しく、またH／D＜0.4の範囲では各点流速測定位置のＫｐ値が一致もしくは交差する結果となり、満管時にもＫｐ値が一致する傾向にあった。



図－3.7　勾配の変化によるKp変動傾向(測定地点0.3D)

このように、Ｋｐの実験曲線と理論曲線は、増減の傾向こそ似ているものの、Ｋｐ値は一致しない結果となった。これは、流速分布からも明らかなように、流速分布の対数則が開水路では適用が困難であることが起因していると考えられる。つまり、既存の対数則の考えでは、自由水面をもった流れにおいては、水表面に最も速い流速が存在することになるが、実際には最大流速(流心)は1/2水深付近に存在する。そこで、流心より下の範囲では対数則が適用されると仮定して、次式で表される対数則を、

$$Vp=u_*\left(8.5+5.75\log\frac{y}{k}\right)$$

Vp:点流速，u＊:摩擦速度($\sqrt{gRI}$)，R:径深，I:動水勾配)，y：点流速測定水深，k：粗度高

実験結果を基に修正を行った。式の修正は、式中の係数（8.5と5.75）を、実験値に合うように修正し、

実験ケース毎に算出した(以後「修正式」と呼ぶ)。ケース毎に修正式を算出する場合、点流速測定位置毎に異なる係数が得られるが、それらを平均し係数を決定した。仮に理論式からKpを算出しようとする場合、式は種々の条件によって使い分けるのではなく1本化するのが望ましい。そこで、任意の条件における修正式をベースにして、水路勾配と管内水深のいずれかの条件を固定し、他方の条件を変化させて修正式と実験結果を比較検討した。この比較により、修正式と実測流速（実験値）の適合性や水理条件と係数の関係を把握することとした。水路勾配1/1000、管内水深12cmの修正式をベースとして比較を行った場合について述べる。この条件の場合、修正式は$V_p = u_* (9.92 + 5.47 \log(y/k))$と表される。図-3.8は、管内水深を固定し（H／D＝0.6）、水路勾配を変化させた場合の修正値と実測流速の比較を示した図である。修正式(図中の線)と、実験から得られた実測流速（図中のマーカー）を比較すると、水路勾配が3/1000の場合には約2割、水路勾配が5/1000の場合には約1割異なる値となった。図-3.9は、水路勾配を固定し（I＝1/1000）、管内水深を変化させた場合の修正式と実測流速の比較を示した図である。その結果、修正式によって算出された流速は、非常に良い適合性を見せた。しかしながら、満管時の修正値は、実験値を大きく下回る結果となった。

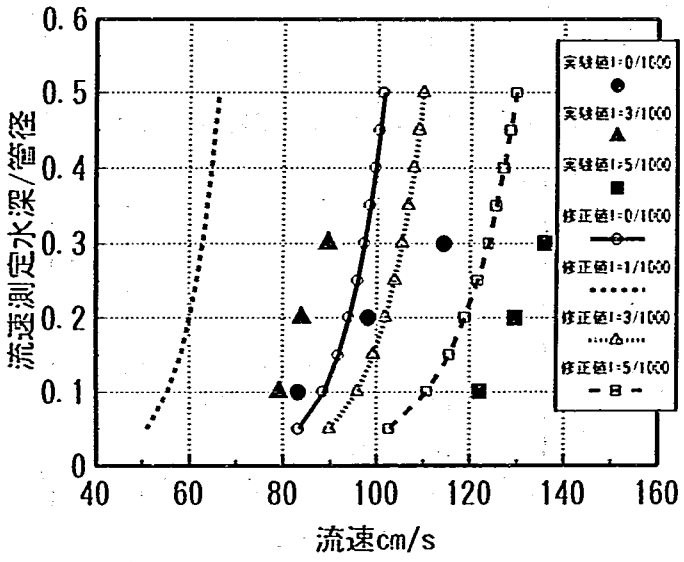


図-3.8　水路勾配別の流速の比較
（H／D＝0.6の場合）

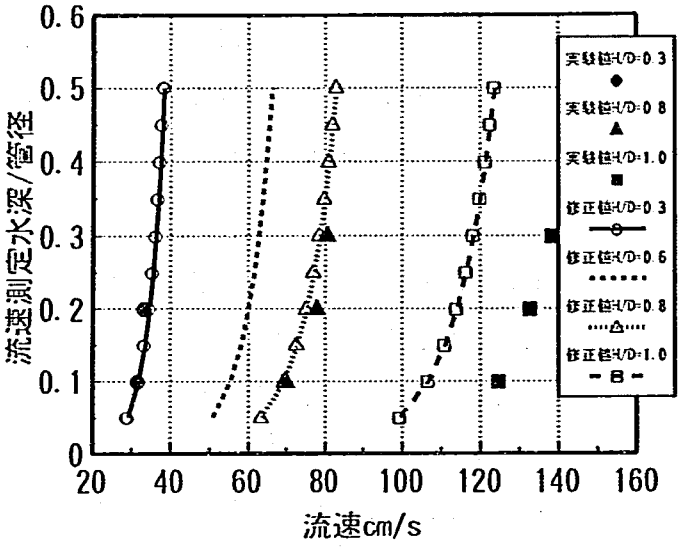


図-3.9　管内水深別の流速の比較
（水路勾配＝1/1000の場合）

4．まとめ

点流速測定型流量算出法の実用化の検討を行う際に必要な基礎データを収集し、同方法の検討を行った。その結果、点補正係数Kpは、水路勾配に関わらず管内水深のみで決定されることが明らかとなった。また、Kpを理論的に求めようとする場合には、既存の対数則をそのまま利用すると誤差が大きく、水理条件等により理論式中の係数を修正する必要があることが分かった。よって今後は、係数の修正値と水理条件との関係を明確し、より一般的な式を算出を行うとともに、下水管渠に適した流量測定方法の確立を行いたい。

<参考文献>

1）非満水電磁流量計の開発、吉田他、Papers of 10th Symposium on Fluid Measurement、1992

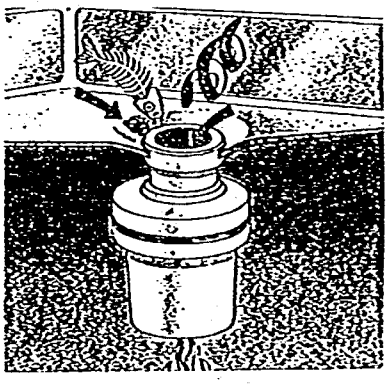
2）水理公式集、土木学会

2．ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣
研　究　員　吉澤　正宏

1．はじめに

ディスポーザーとは台所の流し台の下に設置して、厨芥（生ごみ）を回転刃により粉砕し下水管へ流す家庭用電化製品である。（図－１）



図－１　ディスポーザー

この装置を利用することにより、台所で発生する生ごみを直接下水道へ流すことができるため、ごみ処理への負荷の低減や家庭での生活環境の向上が図られる。本装置は米国において広く普及しており、今後わが国においてもディスポーザー使用に対する国民のニーズが高まる可能性がある。米国における下水道計画は20～30年前からディスポーザー導入を前提としているため、ディスポーザーの普及による下水道施設への悪影響は特にないといわれている。ディスポーザー排水の下水に与える影響は、これまでの報告書[1]によれば、流量について排水量原単位で約1.1倍増加し、水質項目については、負荷量原単位でBOD及び溶解性BODがおよそ1.6倍、SSが1.3倍、T-Nが1.15倍、及びT-Pが1.3倍の増加があるとしている。殊に、有機物負荷の増大が想定され、ディスポーザーの影響は無視できないものと推測される。現在、わが国の下水施設はディスポーザー導入には対応していないため、下水管渠内、水処理、汚泥処理それぞれにおける技術上の問題が考えられる。水処理に関しては、ディスポーザー導入にともなう負荷の増大に対処するため、施設の容量を大きくする必要があるが、ディスポーザーの効果が特に大きいと思われる大都市等の人口稠密地域においては施設拡張のための用地の確保が困難な状況にある。その一方で、最近の環境問題に対する国民の関心の高まりから、潤いのある水環境を創造するため現状以上に高度な処理水質を求められており、この面でも処理施設の機能向上のための新たな用地需要が生じると思われる。本研究はディスポーザー導入時に想定される高い流入負荷条件においても既存の下水処理施設の大幅な拡張をともなわずに高度処理が可能となるような新しい処理技術を、バイオテクノロジーの一つである微生物の固定化技術を応用することにより実用化しようとするものである。

2．平成６年度までの調査結果

平成５年度は、ディスポーザー100%普及時の流入下水水質を文献値から想定し、人口稠密地域の既存下水処理場の施設容量不足量を試算して以下の知見を得た。

(1)BOD除去は、反応タンク内MLSS濃度を高くすることで対応可能である。但し、この場合、汚泥の沈降性の悪化が考えられ、最終沈殿池の機能向上等の対応が必要となる。

(2)窒素除去を目的に循環式硝化脱窒法を用いる場合、全ての処理場でタンク容量は不足する。硝化内生脱窒

法では更に不足率は拡大し、窒素除去を考慮する場合には前段固液分離の高効率化、微生物固定化技術の応用等の対応が必要になると考えられる。

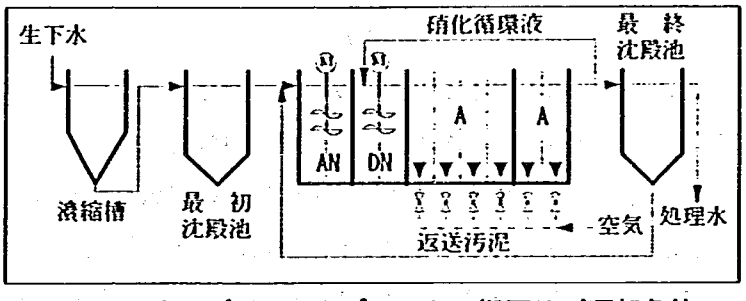
平成６年度は、高負荷対応型高度処理実験施設を用いた実験調査により以下の知見を得た。

(1)高いSS負荷は、活性汚泥のSVIには直接影響を及ぼさないが、窒素除去に必要なSRTを確保するため、引抜き速度を高めることができずに最終沈殿池からのSSのキャリーオーバーを招く。

(2)りん除去は、89%の負荷増に対してもA$_2$O法により良好に行われる。

３．平成７年度の調査結果

前年度に引き続き、図－２に示す高負荷対応型高度処理実験施設を利用して実験を行った。流入水は、本実験施設を設置している茨城県霞ヶ浦浄化センターの流入下水とした。本実験施設は、A$_2$O法で運転する生物反応タンクと最初沈殿池及び最終沈殿池の他、流入SS濃度を高めるための生下水重力濃縮槽で構成されている。濃縮槽は、容積16m^3、流入下水量534m^3/d（滞留時間43min）、また濃縮下水量として流入下水量の1/3量を得ている。濃縮下水の性状を表－１に示した。生物反応タンクは、全容積10m^3、槽内は10等分割可能になっており、実験中３枚の隔壁を用意して４槽に分割した。すなわち、第１槽を嫌気槽（2m^3）、第２槽を脱窒槽（2m^3）及び第３・４槽を好気第１・２槽（4・2m^3）とした。HRTは7.14（hr）、その他の運転条件は表－２に示した。水質の測定項目及び測定方法は表－３の通りである。



図－２　パイロットプラントの概要及び運転条件

表－１　濃縮下水の性状

水質項目	SS（粒径分布μm）			T-CBOD	D-BOD	T-CODcr	D-CODcr	NH_4-N	T-N	PO4-P	T-P
(mg/l)	1-10	10-74	74-								
濃縮下水	73.6	74.1	100	179	78.7	327	77.4	20.7	39.0	1.37	5.9

表－２　実験施設運転条件

日付	11/20	1/9	2/21
A-SRT(d)	8	20	12
風量制御	好気槽第2槽DO=5	風量一定(空気倍率:7倍)	

表－３　測定項目及び測定方法

測定項目	測定方法
水温	温度計による
pH, DO, ORP	電極法による
SS, MLSS, BOD, SVI	下水試験法に掲載の方法による
D-CODcr, NH_4-N, NO_2-N NO_x-N, K-N, PO_4-P, T-P	TRAACS800(ﾌﾞﾗﾝﾙｰﾍﾞ社)による
T-CODcr	HACH迅速水質分析計DR/700による

３．１　連続運転結果

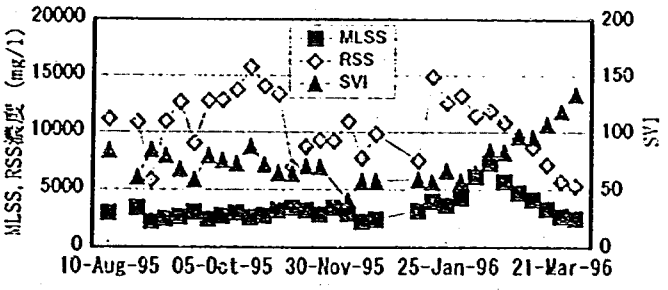
①BOD, SS　②窒素　③りん　の各項目毎に運転条件と処理性能について検討を行った。

３．１．１　BOD, SSについて

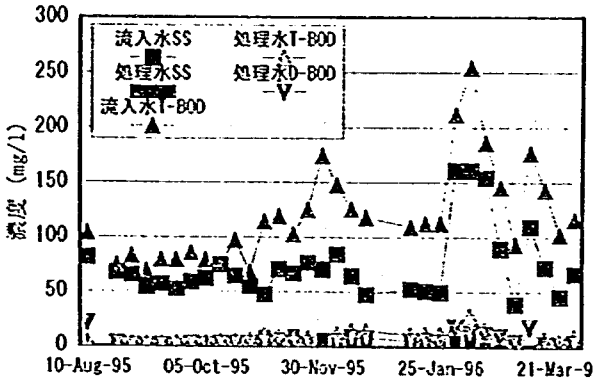
図－３は、MLSS濃度、返送汚泥濃度及びSVIの変化を示したものである。低水温により阻害された硝化反応

を回復させることを目的に1/9～2/21においてA-SRTが20日となるよう余剰汚泥引き抜き量を調整したが、MLSS濃度の上昇、最終沈殿池汚泥界面の上昇を招いた。この時期を除けばMLSS濃度は概ね2000～2500mg/lに保たれていた。A-SRTを20日に上げたことで後述するように硝化反応は回復に向かったが、上記のような問題を生じたため、A-SRTを短くしなければならなかった。浮遊法を用いる場合、特に低水温期において汚泥管理は硝化速度の確保を難しくする。3月期以降の返送汚泥濃度の低下は、SVIの上昇から示されるように汚泥の沈降性が悪化したためである。11/9～1/11には、SVIは良好な値を示しているものの返送汚泥濃度の低下が見られた。この時には、最終沈殿池内にピンフロックが視認されており、処理水のSS濃度も上昇していた（図－4）。この時期に相当する運転条件の変更はなく（遅れて空気量の制御方法を好気第２槽内DO＝5mg/l一定制御から風量一定制御へ変更しているが当該期間内でDO濃度の大きな差異はなかった）、丁度この頃に認められた流入水質の季節的変動によるものと考えられる。簡単な顕微鏡観察では、夏季に比べ当該期間には出現生物種・数が減少していた。

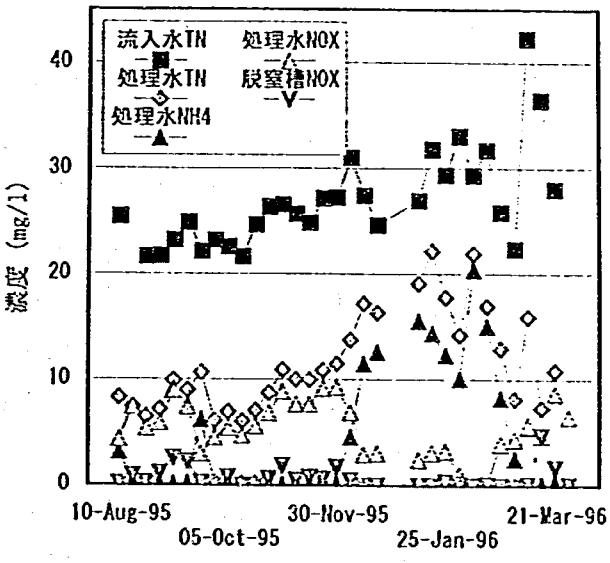
図－４には、反応タンク流入水及び処理水のBODの変化も示している。ピンフロック発生時には処理水SS濃度が高いためにT-BODの除去が悪化したが、溶解性BODは良好に除去されていた。1月末～2月中にかけては、溶解性のBODの除去も悪化していた。これは、当時期に流入水が実験期間中最も高いBODを示したが、空気量一定の制御を行っていたため、この高い有機物負荷に見合う空気量を反応タンクに供給できなかったことが原因である。この期間で最もDO濃度が低かった日の好気第２槽DO濃度は、日間変動0.4～1.



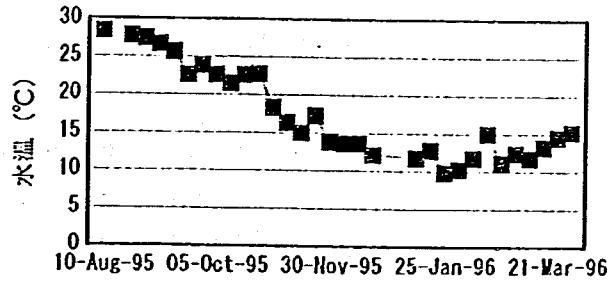
図－３　MLSS, RSS及びSVIの変化



図－４　SS及びBODの変化



図－５　窒素変化



図－６　水温の変化

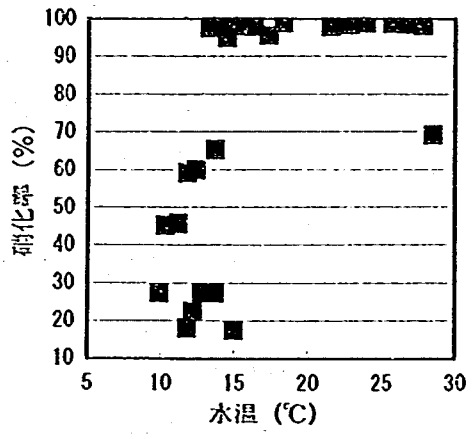
8mg/lとなっていた。ディスポーザーが普及した場合、朝夕の変動のピークは今よりも更に高くなるものと考えられ、風量一定制御では日間の高負荷にも注意する必要がある。

3．1．2　窒素について

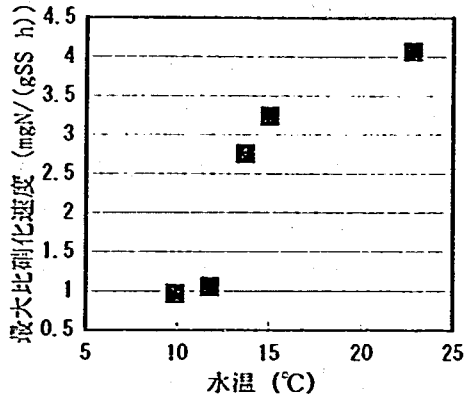
図－5に窒素の変化を、図－6に反応タンクの水温の変化を示した。A-SRTが8日とは、水温15℃においても系内に硝化細菌が保持できるよう定めたものである。実際、水温がほぼ15℃を下回ったあたりから硝化反応が悪化した。水温は、1/25に実験期間中最低の9.9℃を記録しており、1/9～1/25は水温が徐々に低下する期間であった、処理水中のNH4-Nは徐々に減少しておりA-SRTを長くしたことで硝化反応が回復傾向にあったことが分かる。図－7は、水温と硝化率との関係である。水温に対し硝化率は非常に敏感に変化し、浮遊法における硝化反応の弱点となっている。

好気第2槽混合液を採取し回分により硝化速度を測定した。回分試験は、室温がほぼ一定の室内にて行うことで各試料とも水温約20℃における最大比硝化速度として求めた。このことから、得られた最大比硝化速度の大小は、その時の硝化細菌量の大小を端的に表すものと考えられる。これを実験施設内の水温に対してプロットしたのが図－8である。完全押出し流れ反応槽ではないので低水温期にも硝化細菌が完全に洗出されることは免れているが、高水温期に比べ低水温期には系内の硝化細菌量は約1/4量にまで減少するものと知られた。

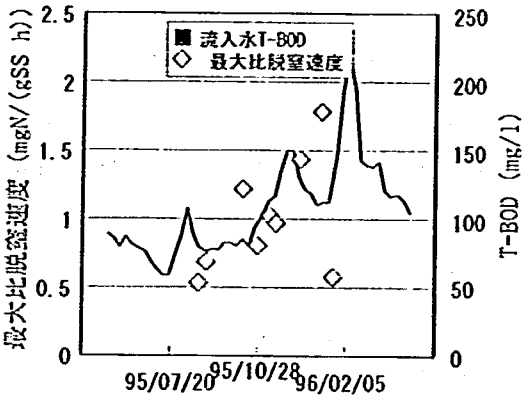
脱窒については、図－5より処理水のNOx-N濃度の高い時、値としては約7mg/lを越える時に、脱窒槽においてNOx-Nが残留することが分かる。これは硝化循環液のNOx-N濃度で約8.5mg/lを越える場合である（処理水でこの値が小さくなるのは最終沈殿地において脱窒が生じるからである）。用いた下水の窒素濃度に対して脱窒槽容積が不足するときがあったと言える。一方、硝化反応は好気第1槽でほぼ完了してしまうことから硝化槽と脱窒槽の適切な配分によって窒素除去率を安定的により向上させる



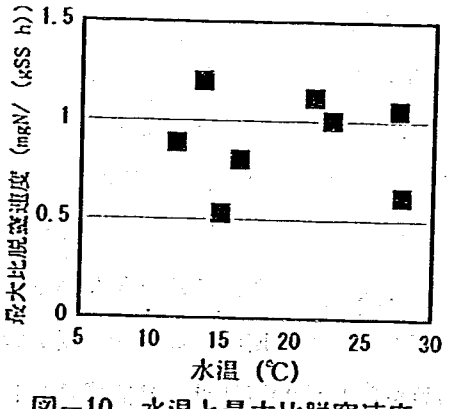
図－7　水温と硝化率との関係



図－8　水温と最大比硝化速度との関係



図－9　最大比脱窒速度とT-BODの変化



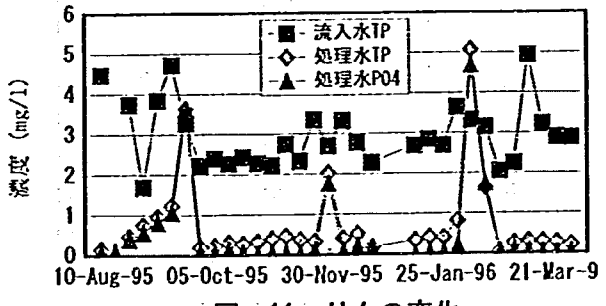
図－10　水温と最大比脱窒速度

ことが可能である。

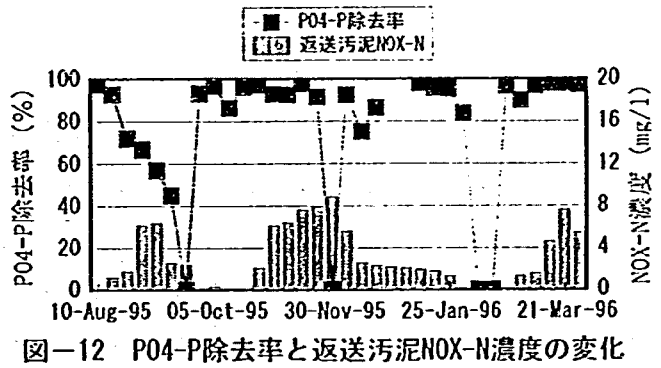
脱窒槽混合液を採取して、回分試験によって最大比脱窒速度を求めた。硝化速度を求めたときと同様、回分試験は室内にて行ったため各々の試料の水温は約20℃に保たれた。水温の条件を一定としたことから、得られた最大比脱窒の大小は、活性汚泥中に取り込まれ、脱窒反応に利用可能な有機物量の大小を表すものと考えることができた。最大比脱窒速度と反応タンク流入水T-BOD（一周に一回のスポットサンプリング値＜図－４＞の三点移動平均をとり、年間の有機物濃度変化の傾向をよく表すようにした）の変化を図－９に示した。高水温期（夏季）から低水温期（冬季）にかけて有機物（BOD）が増加するが、これと呼応するように脱窒速度も増大することが分かる。水温T℃における脱窒速度$q_{D,T}$は、20℃における脱窒速度$q_{D,20}$から$q_{D,T}=q_{D,20}*\theta^{(T-20)}$として計算することができる[2]。温度補正係数$\theta$は文献値として1.03～1.20[2]が示されているので、その平均値1.1を用いて反応タンク中の水温に対する脱窒速度に換算した。これを水温に対してプロットしたのが図－10である。低水温期の高い有機物負荷により、年間を通じて系の有する脱窒速度は、約1.0mgN/(gSS･h)に保たれていることが分かる。すなわち、ここでは、低水温期においても硝化が十分行われていれば、特に何の対策を講じなくても良好な脱窒を期待することができる。

３．１．３　りん

りんの変化を図－11に示した。突発的な除去の悪化以外、高水温期、低水温期ともに良好な処理が行われた。2/8～2/15にかけての悪化は、前述したように好気槽においてDOが不足したため好気槽におけるりんの取り込みが少なかったことによる。りんの良好な除去について、嫌気槽でのりん放出を確実に行うために返送汚泥からのNOx-Nの持ち込みを少なくすることが指摘されている。PO_4-P除去率と返送汚泥中のNOx-N濃度の関係について図－12に示した。8月期におけるりん除去の悪化は、返送汚泥中のNOx-N濃度が高かったことが原因と推察できるが、11月期に返送汚泥NOx-N濃度が高くなった時には、突発的なものと思われるりん除去率の低下は認められるが、１ヶ月以上にも渡る高NOx-N濃度の影響は現れていない。この時期には比較的流入水の有機物濃度が高かったことから、返送汚泥中のNOx-Nは、流入下水との混合後、速やかに消費された可能性がある。なお、嫌気槽のORPは、流入NOX-N濃度の影響、りん放出の状況との関連性は見出し難く、ORPによってりん除去の悪化の傾向を予測することは難しいと考えられる。



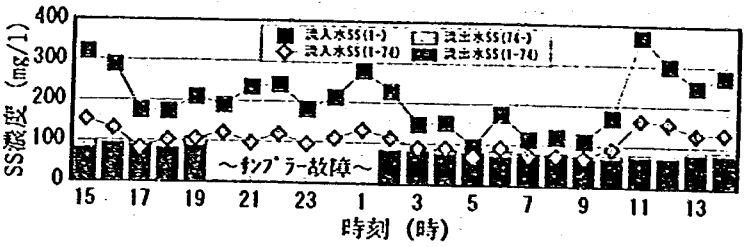
図－11　りんの変化



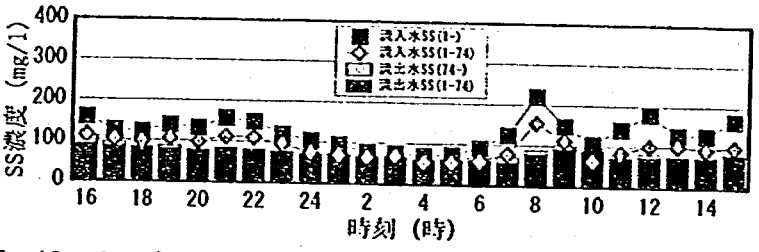
図－12　PO4-P除去率と返送汚泥NOX-N濃度の変化

3．2　SS性有機物の脱窒・りん放出に与える影響

脱窒反応やりんの放出では、その重要な環境因子として有機物負荷が指摘され、脱窒速度やりん放出量と有機物負荷との関係が報告されている[3]。ここでは、この有機物負荷について、溶解性有機物とSS由来の有機物とに分け、特にSS性有機物の脱窒反応やりん放出に与える影響度合について検討する。



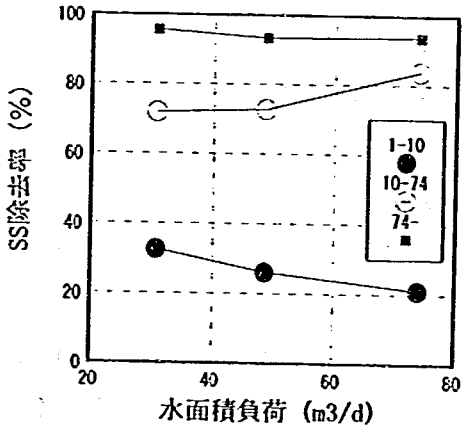
図－13．1　水面積負荷30.7m/dにおける最初沈殿池のSS除去効果



図－13．2　水面積負荷70.0m/dにおける最初沈殿池のSS除去効果

3．2．1　流入SSの性状

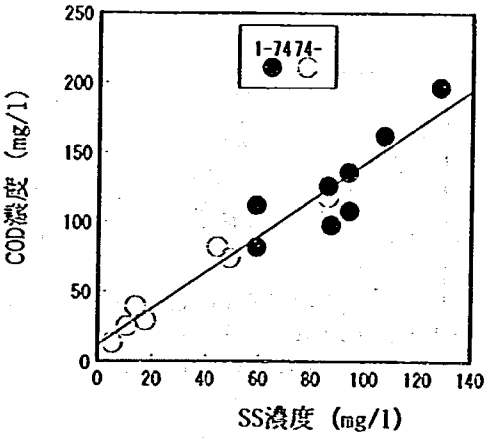
下水中のSS性有機物が反応系に及ぼす影響について検討するに当たり、最初沈殿池におけるSSの除去及びCODとの関係について実験を行った。ここに、SS成分の粒径分布は、孔径1μm及び10μmのろ紙または目幅0.074mmの篩を用い、それぞれに捕捉されたSSの重量を測定することより求めた。図－13に、水面積負荷30.7m/d時及び75.0m/d時における最初沈殿池流入水（濃縮水）及び流出水のSS濃度の経時変化の一例を示した。流出水のSS濃度は、流入水SS濃度の大きな時間変動（標準偏差36～70mg/l）に対し安定化（同9～15mg/l）されている。水面積負荷を75.0m/dと高負荷にしてもこの安定性は失われないことが示されている。図－14は、SSの各粒径範囲成分（1～10μm、10～74μm及び74μm以上）の最初沈殿池における除去率を水面積負荷に対して求めたものである。10μm以上のSS分については水面積負荷75m/dまでほぼ一定した除去率が得られ、10～74μmで75%程度、74μm以上は95%程度となっている。10μm以下のSS分は、水面積負荷の増加に伴い除去率は減少の傾向が認められるが、その変化は水面積負荷30～75m/dで10%程度と小さく、実験期間中の平均リアクター流入SS濃度は、表－4のようであった。SS成分の有機物換算量は、図－15に示されるように74μm以下のSS成分、74μm以上のSS成分ともほぼ一直線上にのり、1.3mgCODcr/mgSSと求められた。SSのCOD換算のリアクター流入濃度は120m



図－14　水面積負荷とSS除去率の関係

表－4　流入SS濃度

粒径	1-10	10-74	74-	計
(mg/l)	52.9	24.3	8.6	85.8

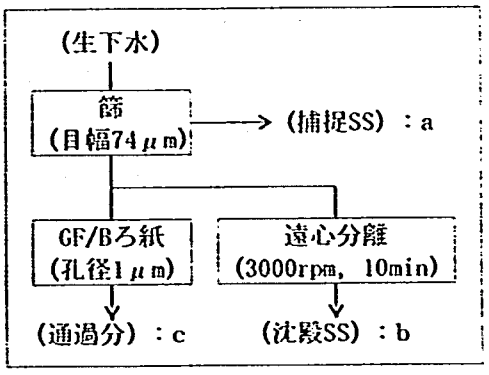


図－15　SS濃度とCOD濃度との関係

gCODcr/l、溶解性有機物が平均値79mgCODcr/lと得られているので、SS性有機物濃度は溶解性有機物濃度の1.7倍に相当している。

3．2．2　脱窒に及ぼす影響

実験施設の脱窒槽混合液を遠心分離（3000rpm、10min）したものを供試汚泥とし、図－16のように調製した溶解性またはSS性の有機物源試料等を加え、回分により脱窒試験を行った。回分実験は、2Lビーカーを用い、全量2.1Lより実験を開始し30分毎に計7回サンプリングを行った。1回のサンプリング量は約60mlである。サンプリング試料中のNOx-Nの減少速度から脱窒速度を求めた。試験結果の数例を表－5に示す。実験中の水温は18.5～21.1℃、汚泥濃度は3328～3680mg/lであった。表中の①は脱窒槽混合液をそのまま脱窒試験に供したもので以下ブランクと表す。表中、処理水とは、当浄化センターの三次処理水（SS≒0、D-COD＝23.3）をいう。②（処理水）は既に生分解可能な有機物がほとんど除去されているためにブランクの比脱窒速度と変わらない。③（74μm以上SS性有機物）を有機物源とした場合の比脱窒速度もこれらとほぼ等しく、74μm以上のSS成分は脱窒反応にはほとんど寄与しないものと考えられる。④（処理水溶解性有機物＋74μm以下SS性有機物）と②（処理水溶解性有機物）は74μm以下SS性有機物の有無の違いであり、両者は共に同量の溶解性CODCrを含んでいるが、比脱窒速度はSS成分を含む④で大きくなっている。このことから、74μm以下のSS性有機物の脱窒反応への寄与を認めることができた。溶解性またはSS性の有機物の脱窒反応への影響度合としてブランクの比脱窒速度に対する増分（それぞれの比脱窒速度－ブランクの比脱窒速度）を求め、有機物負荷との関係を求めたところ図－16を得ることができた。図－17には上述の実験結果以外の実験結果もプロットしてある。この傾きは溶解性COD-SS負荷に対して11.4、74μm以下SS性COD-SS負荷に対して2.0（原点を通るよう回帰計算している）と計算された。下水中のSS性有機物（特に74μm以下）は、脱窒反応に必要な有機源となり、脱窒速度に与える影響度合はCOD当たりにして溶解性有機物の11.4/2.0≒1/6程度に相当する。最初沈殿池流出水に対しては、SS性有機物濃度が溶解性有機物濃度の1.7倍程度存在することからSS性有機物によって脱窒速度は30%程度向上する。

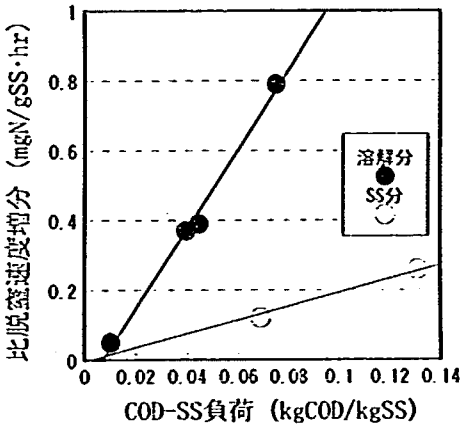


図－16　試料の調製

表－3　脱窒試験結果

	試　料	脱窒速度 mg/gSShr	SS濃度† mg/l
①	(ブランク)	1.02	－
②	処理水	1.07	0
③	(図－16)のa＋処理水	1.04	163
④	(図－16)のb＋処理水	1.28	162
⑤	(図－16)のc	1.39	0

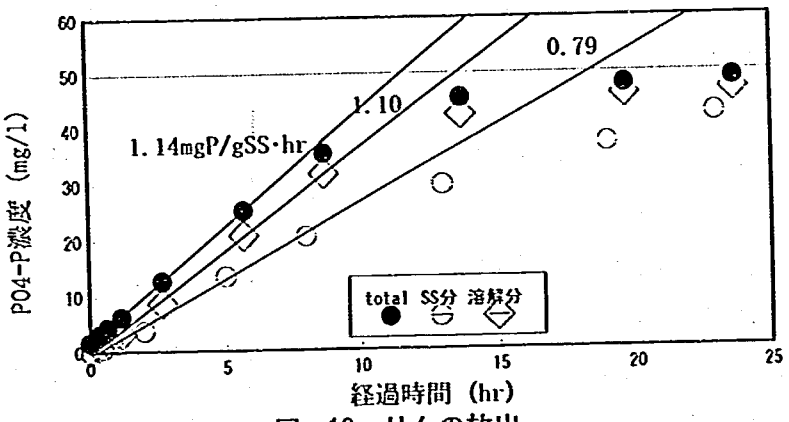
†供試汚泥と混合した状態(2.1L)に換算



図－17　有機物負荷と比脱窒速度

3．2．3　りん放出に及ぼす影響

実験施設の返送汚泥と⑥（最初沈殿池流出水）、⑦（⑥の溶解性成分）及び⑧（74μm以下のSS成分を処理水に散じたもの：SS＝117mg/l）とを、実験施設の運転条件と同様、0.5：1（返送率＝50%）で混合、嫌気状態下の回分実験を行い、りんの放出の様子を観測した。図－18に、混合液中のPO_4-P濃度の変化を示す。いずれもりんの放出現象が認められる。74μm以上SS性有機物については、2時間内ではりんの放出が見られなかったことを確認しているが、長時間での実験は未着手である。りんの放出（過摂取）に関わるりん蓄積細菌は基質として有機酸を利用し、これを行うと言われており、従属栄養細菌によるSS性有機物の加水分解が速やかに行われればりんの放出が観測されると考えられることから、74μm以上SS性有機物はそのほとんどが難生分解性有機物と言える。一方、⑧は、利用可能な有機物はほとんどがSS性有機物であるが、74μm以下SS性有機物は、生分解性を有するものと考えられ、⑥や⑦の70%程度の放出速度が確保されることが分かった。但し、早い段階での放出速度は遅く短期的には効果は小さい。最終的な放出量（最大放出量）は、溶解性有機物の場合と大差ないような結果となっている。⑦は、⑥にこの生分解可能なSS性有機物を加えたものであるが、両者の放出速度はほぼ同様であり、下水中の溶解性成分のみで、りんの放出速度に影響しない十分の基質濃度が達成されているものと考えられた。



図－18　りんの放出

4．まとめ

本年度の研究結果をまとめると以下の通りとなる。

（1）好気槽への供給空気量を風量一定で制御したとき、高有機物負荷時、反応タンクのDO濃度が減少し処理が悪化するときがあった。ディスポーザーの普及に際しては、負荷の変動幅は更に大きくなるものと考えられることから、風量一定制御では処理性能の維持に注意が必要である。

（2）反応タンク内の硝化細菌量は、低水温期には、高水温期の1/4量にまで低下すると考えられた。

（3）下水中の有機物濃度が低水温期には高く、高水温期には低くなるという季節的変動のために反応タンクにおける脱窒速度は、年間を通じてほぼ1.0mgN/(gSS·h)を保っていた。このことは低水温期においても良好な脱窒を期待することができることを示す。

（4）粒径74μm以下のSS性有機物は、脱窒反応、りん放出に必要な有機物源として直接的間接的に利用され

る。脱窒反応においては、このようなSS性有機物の脱窒速度への寄与度合は有機物量（CODCr）に対して溶解性有機物の1/6程度となる。りん放出に対しては、実際の下水では溶解性成分により必要な有機物が十分確保されるため、SS性有機物による効果は表に見えないが、SS成分のみでもりん放出現象が認められる。

（5）粒径74μm以上のSS性有機物は、脱窒反応、短時間内でのりん放出に対して効果は認められない。

かなり高い水面積負荷（少なくとも70m/d）でも最初沈殿池のSS除去率は良好に行われ、特に生物にとって短時間には利用の難しい74μm以上のSSはほとんど除去される。また、SS負荷は最初沈殿池において平均化されるので通常一定の影響を与えるだけであるが、脱窒槽に必要な有機物量を確保する等の目的で最初沈殿池をバイパスするような場合や同じ目的のためA_2O法の脱窒槽にステップ流入をするような場合などに、74μm以上SSの難生分解性やSS性有機物の影響度合を考慮する必要があると考えられる。ディスポーザー排水中には大量のSS性有機物が含まれることから、これの影響を十分把握しておく必要があり、今後は硝化やりんの過剰摂取、有機物除去への影響、また最終沈殿池での有機物の溶出等について調査する必要がある。

参考文献

1)昭和63年度下水道関係調査研究年次報告書集　建設省土木研究所　平成元年10月

2)Manual Nitrogen Control　U.S. EPA　Sep. 1993

3)高度処理施設設計資料　建設省／高度処理会議　平成6年2月

３．塩素消毒技術の高度化に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣

１．はじめに

現在、水質に関する規制項目は、人の健康を守るものとして重金属項目が、また、生活環境を保全するものとしてBOD、大腸菌群数等の項目が規定されている。しかし最近は、産業の高度化、水の循環利用の拡大、閉鎖性水域の富栄養化などにより、微量化学物質、窒素・りん等が新たに規制項目として加えられ、また、水系ウイルスに対する関心も高まるなど、水質に関する要求は常に多様化かつ厳しくなる状況にある。

このような中で、下水処理における塩素消毒についても要求が多様化しており、生態系への優しさ、水利用体系における位置付け等の観点から、塩素消毒技術を再評価することが求められている。

２．研究の目的

塩素消毒は、下水処理水の衛生学的安全性を確保するために、広く用いられている消毒法であり、現行のBOD, SS、大腸菌群数等を処理の目的とした高級処理では、十分その役割を果たしている。しかし、下水処理水が備えるべき水質に対する要求は、ますます多様化する傾向にあることから、塩素消毒技術を諸要求のもとに再評価し、より高度な塩素消毒技術を確立する必要がある。

本研究では、下水処理レベルと消毒効果の関係、消毒方法と消毒副生成物の関係、および消毒方法の水生生物への影響について実験的検討を行い、塩素消毒技術の高度化を図ること目的とする。

３．過年度の調査内容

３．１　平成６年度の調査内容

平成６年度は、日本および諸外国における衛生学的項目、微量化学物質および残留塩素に関する基準を取りまとめるとともに、塩素消毒の化学、消毒作用についての文献調査を行った。また、下水道統計中の塩素消毒に関するデータを集計し、ほとんどの処理場で毎日消毒が行われていること、平均の塩素注入濃度は1～2mgCl/Lの範囲にピークがあること、また、塩素消毒の後での放流水中の大腸菌群数は多くの処理場において100個/mL以下であることが明らかになった。

標準活性汚泥法、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ、高速散水ろ床法の各処理法について、塩素消毒の簡単な調査を行った。アンモニア濃度がかなり低いｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁにおいても残留塩素はほとんどが結合型となっていたことから、下水処理水の塩素消毒においては、クロラミン等の結合型塩素が消毒の主要な担い

手になっていると考えられた。また、塩素添加直後に採取した試料においても、残留塩素はほとんどが結合型であり遊離塩素の濃度はごく低濃度であったことから、処理水中のアンモニアは短時間のうちに塩素と反応し、有機塩素化合物の生成に対しては、これを抑制する方向で働くことが推測された。

また、各処理法について、処理水中の大腸菌群数を通日および長期間にわたり測定し、大腸菌群数の処理特性を調査した。その結果、好気時間が６時間ほどの活性汚泥法や、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁでは、運転が良好に管理されていれば、処理水中の大腸菌群数は、500～1,000 個/mL にﾋﾟｰｸを持つ比較的低濃度の値を取るものと考えられた。一方、生物膜法においては、SS に付着した形で濃度の高い大腸菌群が処理水中に流出していた。しかし、SS 除去後の大腸菌群数は活性汚泥法と同程度であったため、砂ろ過を生物膜法処理水に適用することにより大腸菌群数濃度を低下させることができると考えられた。

４．平成７年度の研究内容

４．１　研究の目的と方法

平成７年度は、生物処理の程度および塩素添加濃度が消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べることを目的として実験を行った。

表－１に示すような汚泥と曝気に関する条件下で一次処理下水の好気性処理を行い、活性汚泥を沈殿分離させたのち、上澄水を採取して消毒実験用の試料とした。汚泥は標準法汚泥と硝化細菌用担体を活性汚泥に加えた硝化促進汚泥の２種類とし、曝気時間は 1h, 4h, 48h の３通りとした。なお本試料については、塩素添加前の有機物濃度や窒素濃度を測定した。

得られた試料水に、表－１に示す濃度（0.25, 0.5, 1mg/L）で次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加し、最初の 20 秒ほど強い撹拌を行って試料と塩素の効果的な混合を行わせたのち、緩速撹拌を行いながら経時的にサンプルを採取し大腸菌群数および残留塩素濃度を測定した。最終的には塩素添加試料水の

表－１　塩素消毒実験の条件

実験ｹｰｽ	汚泥	曝気時間 (h)	塩素添加濃度 (mgCl/L)
A-1	標準法汚泥	1	0.25
-2			0.5
-3			1.0
B-1	標準法汚泥	48	0.25
-2			0.5
-3			1.0
C-1	標準法汚泥	4	0.25
-2			0.5
-3			1.0
D-1	硝化促進汚泥	4	0.25
-2			0.5
-3			1.0

表－２　試料採取時間と測定項目

測定項目	経過時間 (min)				
	塩素添加前	5	10	20	30
SS	O				
D-TOC	O				
D-CODcr	O				
K-N	O				
NH4-N	O				
NO2-N	O				
NO3-N	O				
大腸菌群数	O	O	O	O	O
残留塩素濃度		O			O
TOX 濃度	(O)				O
ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ濃度	(O)				O

TOX濃度およびトリハロメタン濃度を測定した。なお、サンプルは採取時に３％チオ硫酸ナトリウムを体積比で１％添加して残留塩素を中和し、反応をその時点でストップさせた。試料採取時間と測定項目を表－２に示す。

なお、大腸菌群数はデスオキシコール酸塩培地による平板培養法、残留塩素はジエチル-p-フェニレンジアミン(DPD)法、全有機ハロゲン化合物(TOX)はUSEPA Method 450, 1 1980 (TOX計：三菱化学TOX-10Σ)、トリハロメタン類(THM)はヘッドスペース／ガスクロマトグラフ(ECD)法 (GC-ECD：島津GC-17A, ECD-17) により測定した。

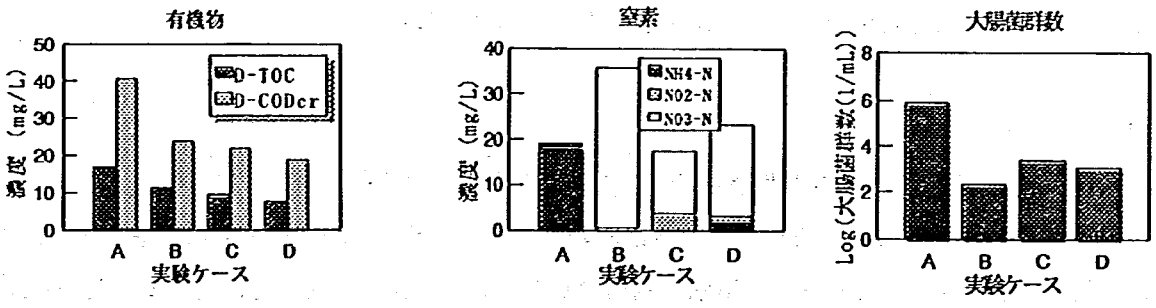
４．２　研究結果

(1)消毒実験試料の水質

消毒実験に用いた試料の水質を、有機物および窒素濃度について表－３と図－１に示す。有機物濃度に関しては、Case Aの曝気時間が1hと短いため高い濃度となっていたが、その他のケースではほぼ同様な値であった。ただしCase Bについては、長時間の曝気のため汚泥の解体が見られ、Case Aを除く他のケースよりも処理水の濁りが強かった。また、窒素濃度に関しては、曝気時間の短いCase Aにおいて存在形態のほとんどがアンモニア性であったが、その反対に、曝気時間が長いCase Bではほとんどが硝酸性になっていた。Case Cではある程度アンモニアが残存することを想定していたが、予想外に活性汚泥の硝化能力が高かったため、アンモニアの残存濃度は低く亜硝酸の濃度が高い水質となった。Case Dでは担体を添加したため完全硝化を期待していたが、幾分のアンモニアと亜硝酸が残る結果となった。大腸菌群数に関しては、Case Aで10^5個/mLという高い値であったが、曝気時間が4hのケースで10^3個/mL、曝気時間が48hのケースで10^2個/mLであった。

表－３　消毒実験試料の水質 (mg/L)

Case	D-TOC	D-CODcr	NH4-N	NO2-N	NO3-N
A	16.6	40.4	17.9	0.4	0.4
B	10.9	23.6	0.6	0.03	35.3
C	9.3	21.6	0.3	3.3	13.7
D	7.5	18.5	1.6	1.7	19.5

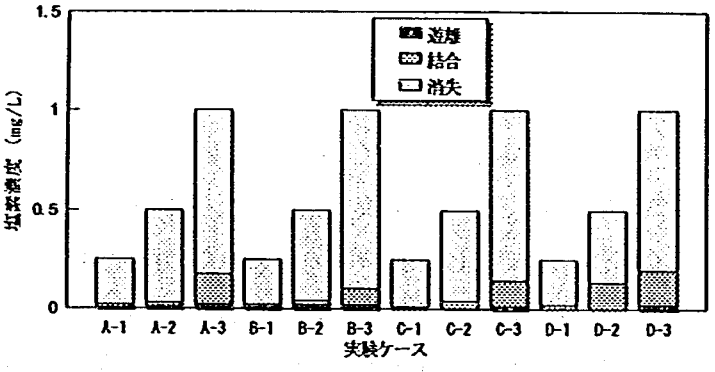


図－１　消毒実験試料の水質

(2)添加塩素の収支

塩素添加後30分後の残留塩素濃度から求めた添加塩素の収支を図－2に示す。Case A, B, Cにおいては添加塩素濃度が低かったこともあり、遊離塩素として存在するものはほとんどなかった。また、結合型塩素に関しても、添加塩素濃度が0.25, 0.5mg/Lの場合には濃度が低く、1mg/L塩素添加の場合にも0.2mg/Lほどの残留が認められたのみであり、添加塩素の多くは有効性が失われていた。

今回用いた下水中には、添加塩素の酸化を瞬時に受けるような物質が、塩素当量換算で0.8mg/Lほど存在していたと考えられる。



図－2　添加した塩素の収支

(3)塩素の消毒効果

図－3に各実験ケースごとの大腸菌群数の経時的減少の様子を示す。全体的傾向として、大腸菌群数の減少が見られたのは塩素添加濃度が1mg/L以上の場合であり、それ未満の添加では、消毒効果は顕著ではなかった。

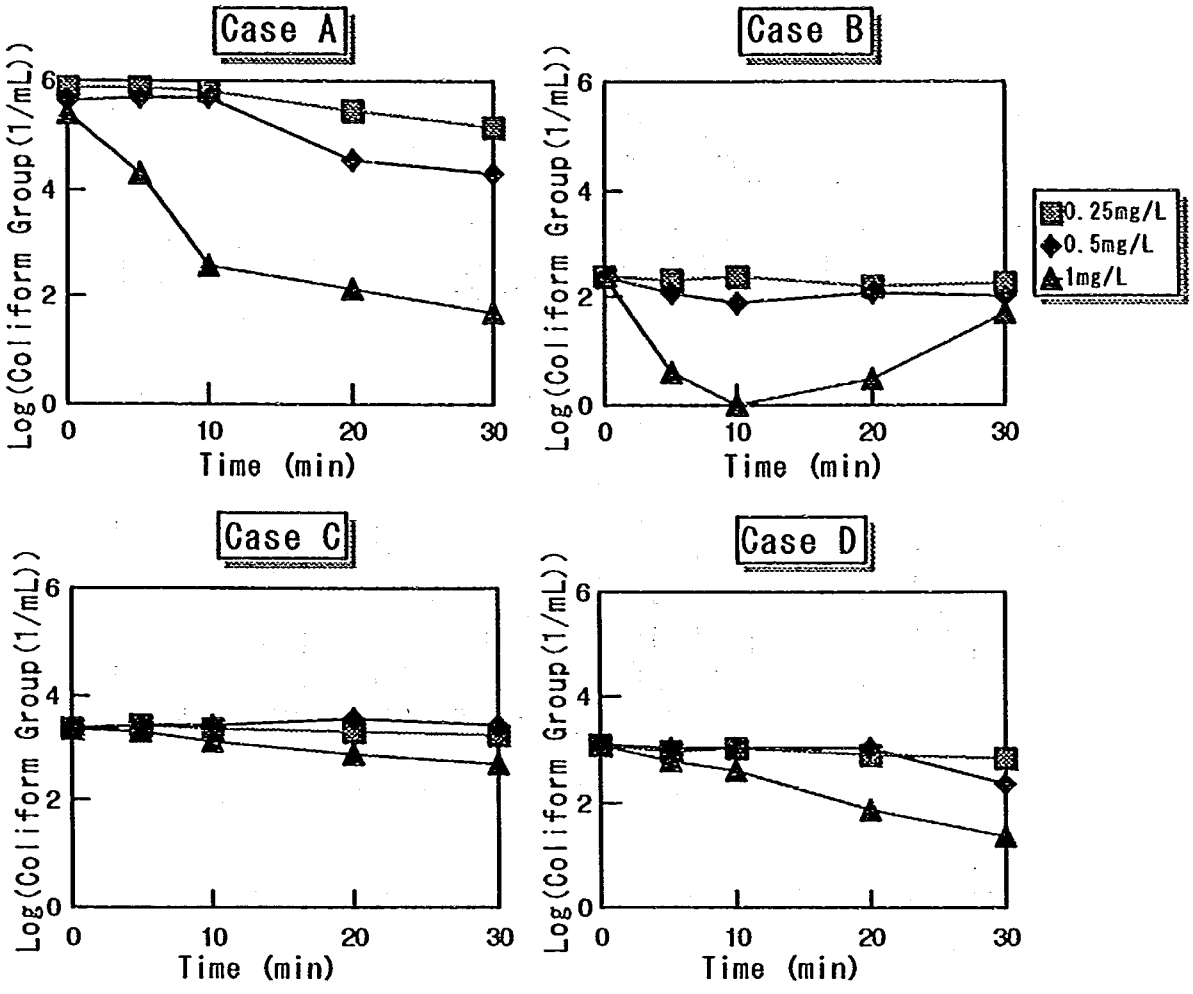
Case Aでは、当初の急激な減少とその後の緩やかな減少が見られた。これは、試料を得るに当たっての曝気時間が1hと短かかったことから、塩素耐性の弱い大腸菌が試料中に存在し、塩素添加当初に急激に死滅したものと考えられる。その後の緩やかな減少速度はCase C, Dと同様であり、結合型の残留塩素濃度も同程度であることから、Case C, D試料中と同種類の大腸菌の死滅を表すものと考えられる。

Case Bでは、急激な減少を示したのち細菌数が回復する傾向を示した。理由は定かではないが、試料を得るに当たっての曝気時間が長かったことから、大腸菌の衰弱、塩素が微生物の代謝産物と反応したことによる消毒効果の低下などが可能性として考えられる。

(4)塩素消毒副生成物

塩素添加後30分におけるトリハロメタンおよびTOXの濃度を図－4に示す。

トリハロメタン濃度は、A以外の各ケースにおいて添加塩素濃度の増加にともない増加する傾向を示すが、最高でも3μg/Lであり、水道水質基準の0.1mg/Lを大きく下回っていた。本実験のCase A～Dの場合、塩素は速やかにアンモニア等の物質と反応したため、トリハロメタン生成量が微量であった



図－３　塩素消毒による大腸菌群数の経時的減少

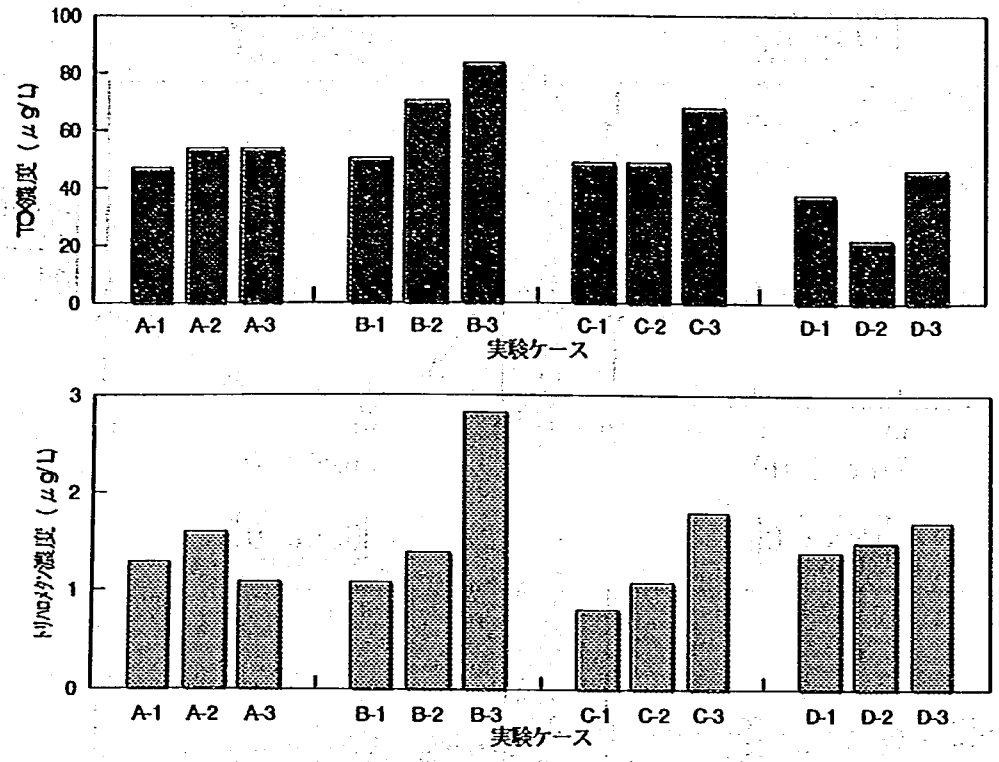
と考えられる。しかし、クロラミンの生成濃度も低いことから、試料中の還元性物質と反応した可能性があり、本実験では試料水中に亜硝酸性窒素が 0.5mg/L 以上あったことから、これにより塩素が還元されたと考えられる。なお、この反応では、窒素 0.5mg に対して塩素約 2.5mg が消費される。

Case B においてトリハロメタン濃度が高めであるが、これは、アンモニアおよび亜硝酸の濃度が他に比べて低く、塩素がフミン質等と反応しやすかったこと、また、長時間曝気により試料中の微生物代謝産物の濃度が高かったこと等が原因として考えられる。

TOX についてもトリハロメタンと同様な傾向があり、生成濃度は大きくはなかった。

５．まとめ

平成７年度は、生物処理の程度および塩素添加濃度が消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べた。結果を以下に示す。



図－4　塩素消毒後のトリハロメタンおよびTOXの濃度

(1)添加した塩素の収支を検討した。今回の実験条件の範囲では、処理方式の差異による有効塩素の残留性に大きな違いは見られなかった。

(2)大腸菌群に対する塩素の消毒効果を検討した。

(3)今回の実験条件では、消毒副生成物の生成量は極めて少なく、また、処理方式および塩素添加濃度による差異も顕著ではなかった。

今後は、添加塩素濃度の範囲を広げて長時間経過後の消毒副生成物の量についても測定するとともに、残留塩素の生態系への影響について調査する予定である。

４．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
北村　友一

１．はじめに

汚泥処理技術において、その新たな展開を図って行くための根幹的な要素は汚泥中の水分の容易な制御にあると思われる。現在これにかかわっている汚泥処理技術として濃縮、脱水、乾燥等のプロセスがあるが、そこでは相当の労力と薬品、エネルギーが投入されており、これらのプロセスは汚泥処理の効率化を図る上で最も改善が必要とされるプロセスでもある。特に濃縮プロセスと脱水プロセスは、汚泥処理系全体の効率を向上させる上で非常に重要な行程である。

２．研究目的及び方法

本研究は、既存の濃縮プロセスと脱水プロセスの効率化に寄与するために、下水汚泥の濃縮や脱水に作用している主要因子の解明を行い技術的な対策手法を検討するとともに、合わせて下水汚泥の新たな水分制御技術の開発に資することを目的とする基礎的な研究である。

本研究では、発生してくる液状汚泥の濃縮による濃厚化から濃厚な液状汚泥の脱水による固形状化までが研究の対象であり、濃縮と脱水に作用している主要因子の解明を中心に行い、合わせて効果的な凝集方法についても検討する。また、濃縮性は主に汚泥の自然沈降による重力濃縮法により、脱水性は主に自由水の自重による汚泥粒子からの離脱（水切り）状況により評価するものである。

３．平成６年度までの研究結果

前年度までの研究は、重力濃縮の性能向上のためには、初期沈降速度を改善することが重要であり、その一法として、希釈濃縮及び、ピケットフェンスによる緩速撹拌が有効であることを明らかにした。また、圧密速度を速めることによって、さらに重力濃縮性能が向上することが示唆された。

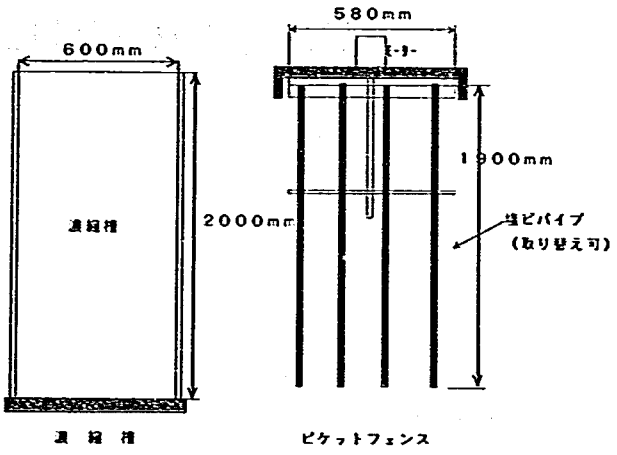
本年度は、投入汚泥濃度を変化させ、圧密過程に対するピケットフェンスの効果を調査する実験を行った。また、汚泥の重力濃縮性能の悪化で苦慮しているＤ処理場の運転状況と濃縮性能を調査した。

４．平成７年度の研究結果

４．１　実験方法

実験は、土木研究所オキシデーションディッチ法パイロットプラントの余剰活性汚泥を供試汚泥とし、図－１に示した実験装置3台を用いて、温度制御が無い屋内において冬期に行った。実験装置は、内径60cm、高さ2mの透明合成樹脂製の濃縮槽と可変速モーター付きのピケットフェンスからなり、ピケット部は塩化ビニル製パイプで敷設径、敷設間隔が変えられる。実験条件を表－１に示す。実験で

はピケットフェンスの存在下における汚泥の沈降特性を全体的に把握するために、汚泥濃度を４段階に調整したもの(TS濃度6～12g/l)を用い、ピケットの径や配置を変えた２４時間の回分沈降（濃縮）試験を行った。ピケットフェンスの回転速度は、すべてのケースとも1/16rpmとした。この回転速度は、昨年度の実験で好成績を示したものである[1]。濃縮の状況は、形成される汚泥界面の経時的な変化をタイマー作動の写真撮影から読み取った。また、24時間経過時点における汚泥層の濃度分布を測定した。汚泥の分析法は、下水試験方法に依った。



図―1　実験装置の概要

表―1　実験条件

実験条件						投入汚泥性状									
番号	配置図			直径	回転数	TS	VS	SS	VSS	SVI	pH	ORP	水温	比重	粘度
				mm	rpm	(g/l)	(g/l)	(g/l)	(g/l)			(mV)	(℃)		(mPas)
RUN 1	2本	4本	6本	30	1/16	6.79	5.4	6.42	5.28	258	6.56	19	7	1.0036	17
RUN 2				30	1/16	8.65	6.9	8.29	6.78	231	6.6	52	15	0.999	22
RUN 3				30	1/16	11.68	9.46	11.67	9.66	248	6.97	23	8	1.0037	32
RUN 4				30	1/16	12.39	10.07	12.33	10.27	242	6.76	16	10	1.0033	30
RUN 5	2本	4本	6本	50	1/16	7.49	6.07	7.23	6.05	267	6.96	13	8	1.0022	12
RUN 6				50	1/16	10.95	9.03	10.64	8.95	320	6.76	60	10	1.0048	28
RUN 7				50	1/16	12.46	10.43	12.2	10.3	321	6.64	-177	11	1.0031	42
RUN 8				50	1/16	15.41	12.79	15.26	12.84	200	6.76	16	10	1.0032	30
RUN 9	2本	4本		70	1/16	6.39	5.04	6.29	5.18	313	7.55	10	13	0.999	－
RUN10				70	1/16	8.08	6.57	7.4	6.2	272	7.18	-145	13	1.0014	9
RUN11				70	1/16	9.58	7.8	9.36	7.86	261	6.78	202	13	1.0028	19
RUN12				70	1/16	9.3	7.56	9.3	7.84	301	6.8	-192	13	1.0026	20

(1)汚泥の粘度は、共軸円筒回転計(Haake、RV20を用いて測定)
測定条件：ｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞ0.96mm、速度勾配50(1/S)、ｽﾋﾟｰﾄﾞ法、10℃
(2)SVIは、ＳＶ30を10倍希釈して測定したものから計算

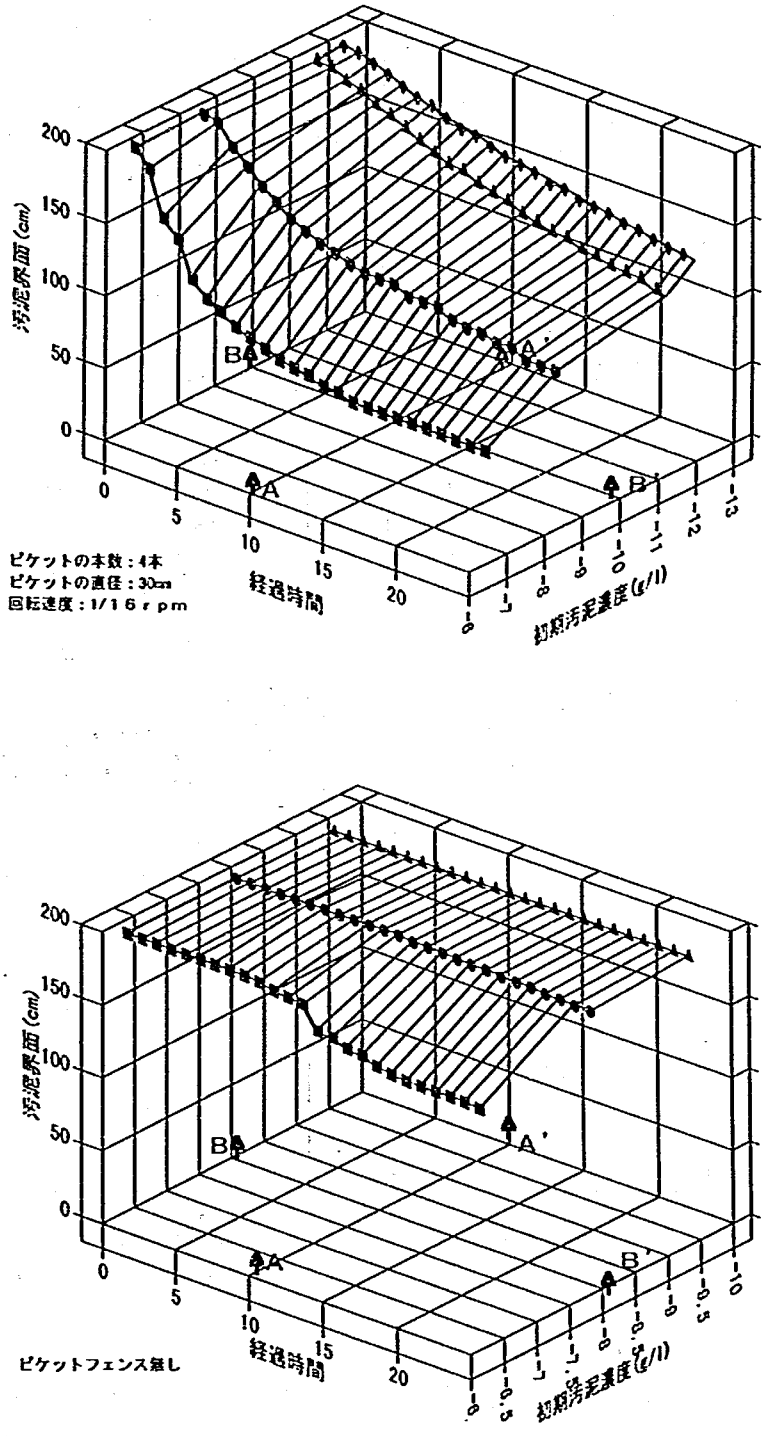
４．２　実験結果

実験に用いた汚泥性状を表―１に示す。投入汚泥のＳＶＩは、各RUNとも250以上とかなり高く、沈降性の悪い汚泥であった。本実験期間中のオキシデーションディッチは、窒素除去を目的として間欠曝気運転を行っており、BOD-SS負荷 0.050～0.069(kg-BOD/kg-MLSS･day)、MLSS 3030～3400 mg/l、水温12度、HRTは約24時間であった。このような運転条件は、汚泥の沈降性を悪くし、高ＳＶＩになることが知られている[2]。

（１）　汚泥沈降に与えるピケットフェンスの効果

実験結果から、ピケットフェンスの敷設条件の違いによる沈降曲線を作成した。さらに、汚泥の沈降特性を全体的に把握するため、縦軸に汚泥界面高さ、横軸に経過時間、斜軸に初期汚泥濃度をとり、

界面沈降曲面を作図した。(図—2)。図—2に示したものは、界面沈降曲面の1例であり、上図がピケットフェンスがある場合で、下図が無い場合の結果を表している。双方の界面沈降曲面から、汚泥の沈降は、ピケットフェンスの介在により、著しく推進・改善されることがわかる。本実験は、この改善の度合いをピケットフェンスの敷設条件から調べることにある。



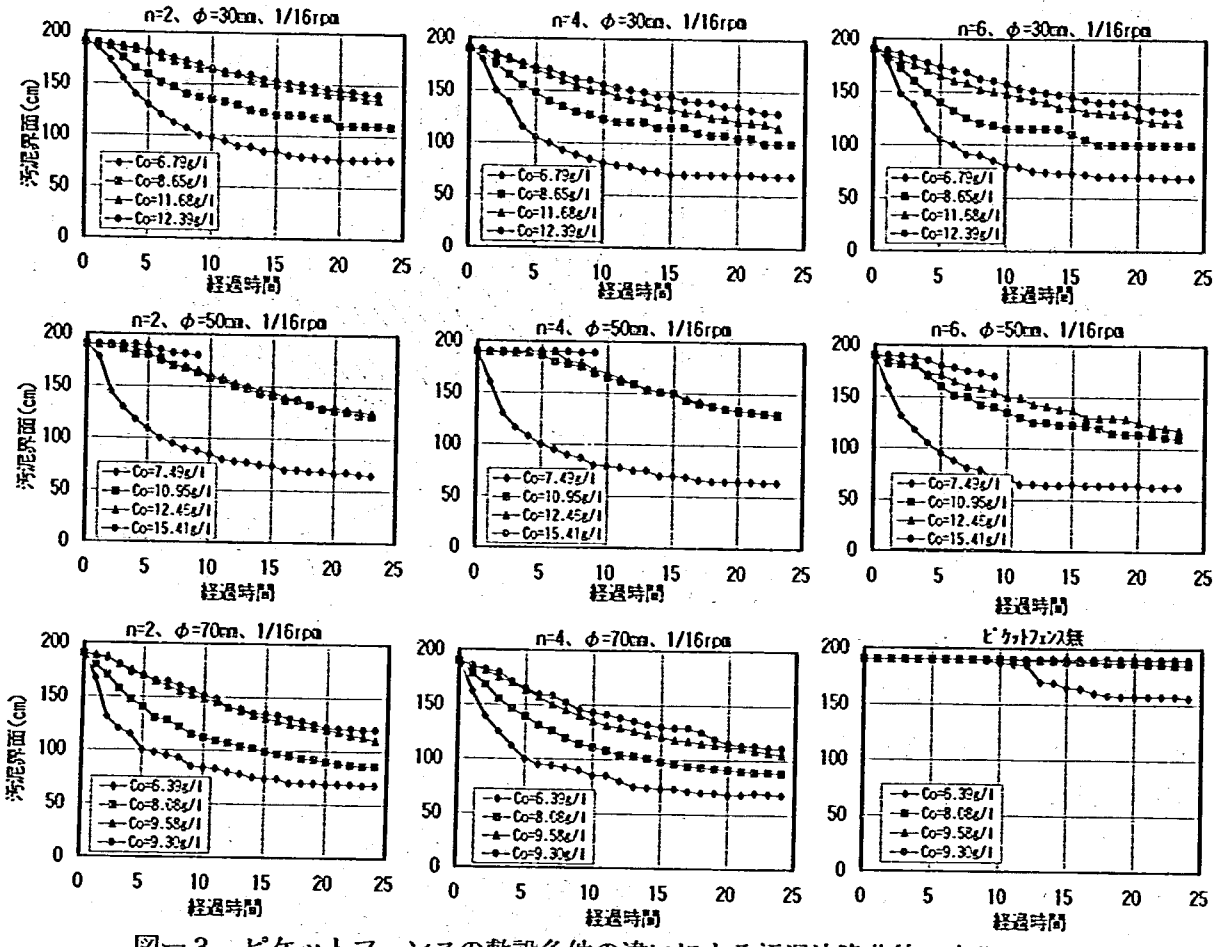
図—2　界面沈降曲面の1例

界面沈降曲面を、任意のB—B'断面で切断したものが、図—3となり、任意のA—A'断面で切断したものが、図—4となる。

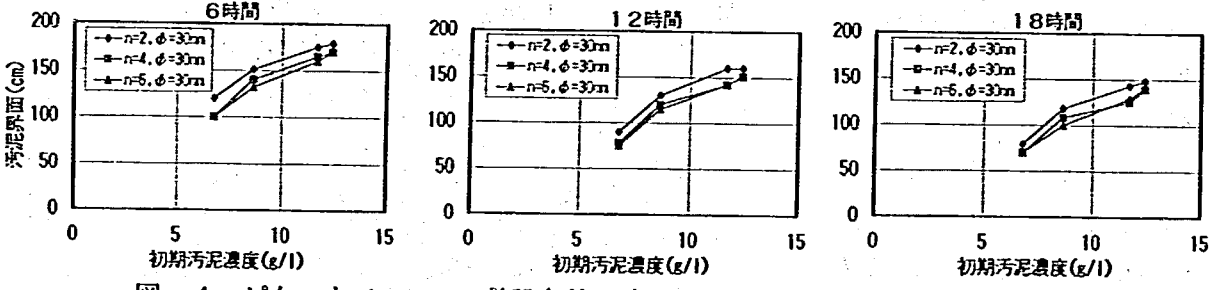
図—3の沈降曲線からわかるように、全てのケースの汚泥沈降は、等速沈降区間が存在せず、減速沈降区間（圧密区間）となっていた。また、沈降開始直後の領域において、初期汚泥濃度が高いケースほど、沈降開始時間が遅れる傾向を示した。この沈降開始時間の遅れは、ピケットフェンスの敷設数を増すことにより改善されるものであった。

筆者らは、ピケットフェンスが存在しない場合やピケット数が少ない条件では、汚泥層の間隙水の流路が形成されず、界面沈降速度が遅れるのに対し、ピケットフェンスが存在する場合は、汚泥層に間隙水の流路が素早く形成されることによって、圧密速度が高まったためと考える。

図—4は、ピケットフェンスの敷設条件の違いによる経過時間別の界面高さの1例である。同径で比較すると、ピケットの本数が多いものほど、沈殿率が高くなる傾向を示した。



図－３　ピケットフェンスの敷設条件の違いによる汚泥沈降曲線の変化



図－４　ピケットフェンスの敷設条件の違いによる経過時間別汚泥界面高さ

（2）圧密沈降速度

等速沈降終了後、濃縮槽底部に堆積した汚泥が固体自重により脱水し始める（圧密が始まる）と，沈降速度が減少し圧密沈降過程に達する。この過程の関係式は、実験的に次式のRoberts式で表される[3) 4) 5)]。

$$\frac{H-H_\infty}{H_c-H_\infty}=e^{-k(t-t_c)} \qquad \cdots\cdots (1)$$

ここで、H:圧密点以降の任意の沈降時間における汚泥界面高さ、H_∞:無限時間経過後の汚泥界面高さ、H_c:圧密点における汚泥界面高さ、t:沈降時間、t_c:圧密沈降開始時間、k:Roberts定数。

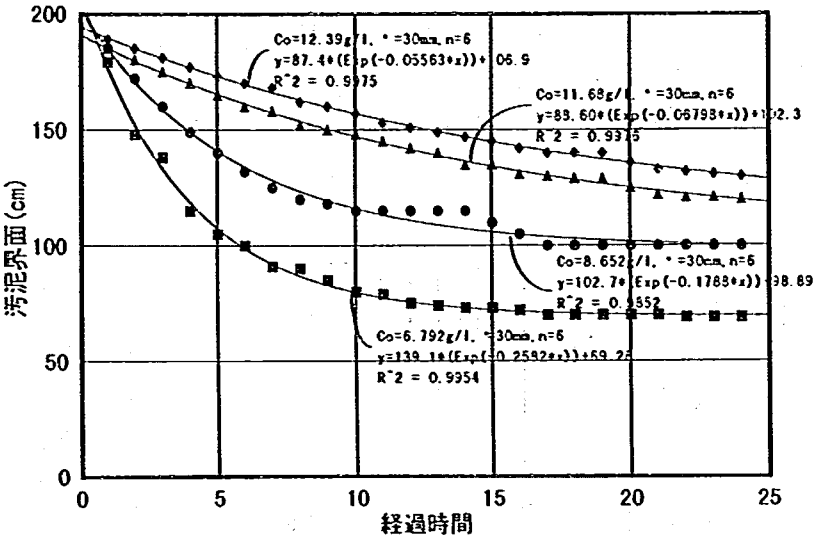
また、（1）式は次式のように表現できる。

$$H=H_\infty+(H_c-H_\infty)\,e^{kt_c}\times e^{-kt}$$

$$H = H_\infty + A e^{-kt} \quad \cdots\cdots (2)$$

ここで、$A = (H_c - H_\infty) e^{kt_c}$とする。

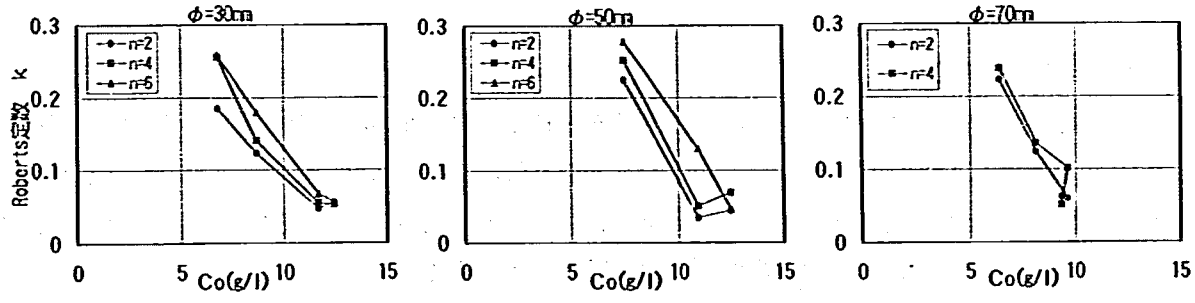
圧密過程の汚泥層が緩速撹拌されているケースで、Roberts式を適用している例はみられなかった。そこで、ピケットフェンスが作用する圧密過程において、Roberts式を適用できるかどうか検討した。



図—5　沈降曲線と近似曲線の関係

本実験で得られた沈降データが圧密領域にあるとして、式(2)に最小二乗法を適用し、圧密曲線を決定した。得られたRoberts定数k・H_∞で各実験の圧密速度・状況を比較した。図—5にRoberts式の適用の一例を示す。図より、ピケットフェンス存在下においても高い相関が得られ、ピケットフェンスによる圧密過程はRoberts式で表すことができる。

圧密沈降速度に相当するRoberts定数kと初期汚泥濃度の関係を図—6示す。圧密速度を表すRoberts定数kは、初期汚泥濃度と関係し、初期汚泥濃度の増加に伴って減少する。ピケットの本数、直径で比較すると、ピケットの本数が増すほど、Roberts定数kは増大した。その傾向はピケットの径が小さい場合いに顕著となっている。



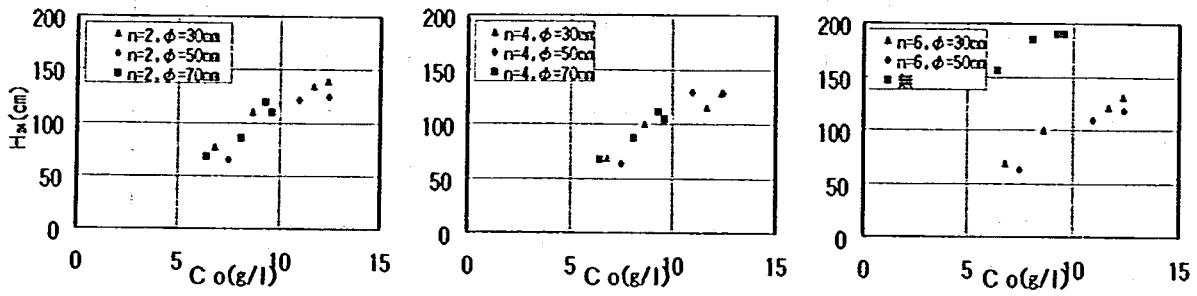
図—6　初期汚泥濃度(Co TSg/l)とRoberts定数kの関係

(3) 最終汚泥界面高さ

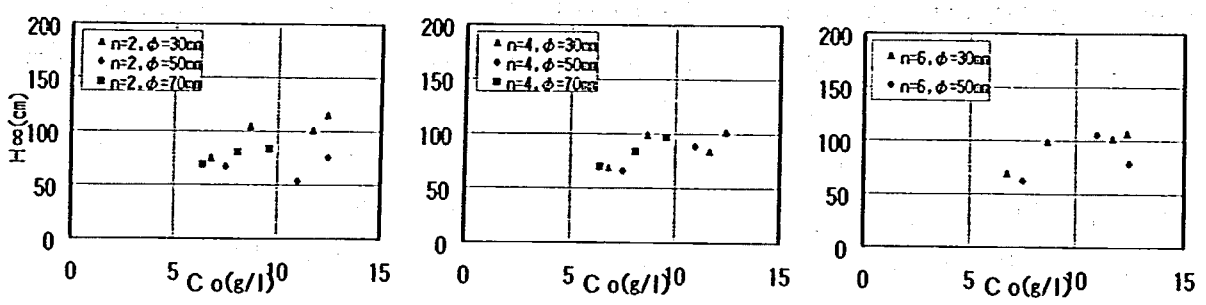
図—7は、各実験における初期汚泥濃度と２４時間後の汚泥界面高さ(H_{24}) の関係を示したものである。２４時間後の汚泥界面高さは、初期汚泥濃度との関係において上に凸の曲線で示された。これは、非圧縮性の粒子群では、初期界面高さが等しければ、最終沈降界面高は、初期濃度の増加ととも

に直線的に増大することを考えると、上に凸となる現象は、汚泥が圧縮性を有していることに起因するものである。

また、図－８は、Robertsの近似曲線から推定された最終沈降界面高さ（H_∞）と初期汚泥濃度の関係を示したものである。図―７と図―８からわかるように、初期汚泥濃度10 TSg/l未満では、沈降開始２４時間後の汚泥界面高さと、最終汚泥界面高さは、おおよそ一致している。一方、初期汚泥濃度10 TSg/l以上では、双方に大きな差があり、実験から得られた２４時間後の汚泥界面高さは、最終の汚泥界面高さまで、達していないことが明らかとなった。



図―７　初期汚泥濃度(Co TSg/l)と２４時間後汚泥界面高さ(H_{24})の関係



図―８　初期汚泥濃度(Co TSg/l)と最終汚泥界面高さ(H_∞)の関係

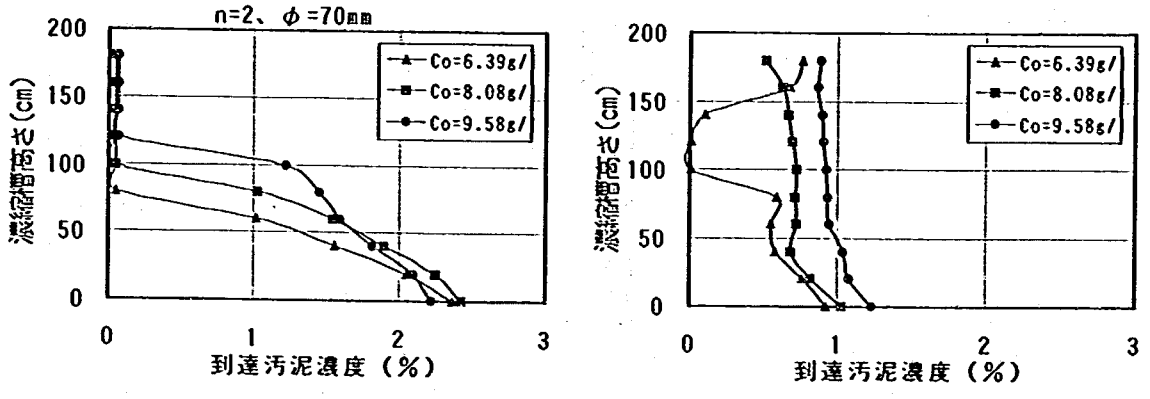
（４）到達汚泥濃度

図―９は、２４時間後の濃縮槽内の汚泥濃度分布と初期汚泥濃度の関係の１例である。図に表示したものは、RUN9, 10, 11の直径70mmのピケットを２本取り付けたケースと、ピケットフェンス無しのケースの結果を示したもので。図中のピケットフェンス無しの初期汚泥濃度6.39 TSg/lのケースが、特異な変化を示しているのは、実験途中で、汚泥が浮上したためである。

これより、ピケットフェンスの付随効果として汚泥の浮上防止効果もあることが示された。

図―９の左図のピケットフェンスが作用するケースの濃縮槽最下部汚泥濃度は、約2.3 TSg/lであるのに対して、右図のピケットフェンスが無いケースの濃縮槽最下部汚泥濃度は、約1.2 TSg/lであった。ピケットフェンスの介在により、濃縮性能が約２倍になっている。

また、濃縮とは、濃度勾配の形成であることがわかる。汚泥濃度が増加するにつれて上方へ移動する水の透水抵抗が大きくなり、このことが、濃縮性能を悪化する。濃縮性能を向上させるためには、圧密層の透水性を高めることが重要であることがわかる。



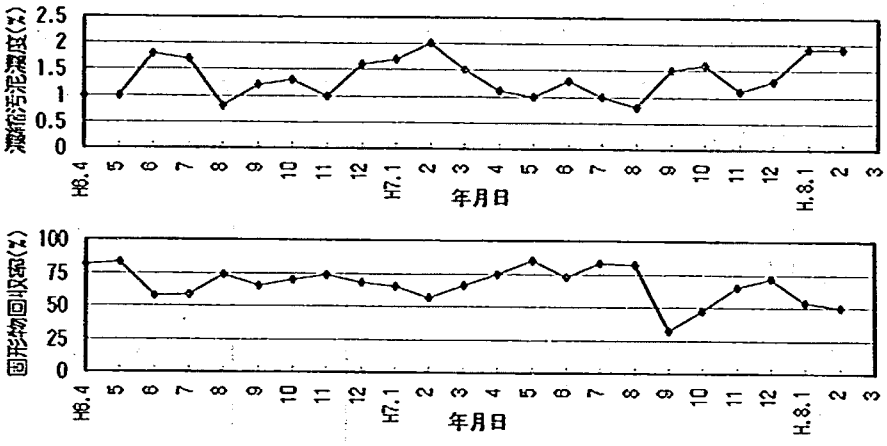
図—9　２４時間後濃縮槽内汚泥濃度分布

5．　D浄化センター重力濃縮槽の調査

近年、汚泥の濃縮性能・効率の低下がさけばれており、D浄化センターにおいても濃縮性能の悪化が顕著になっている。

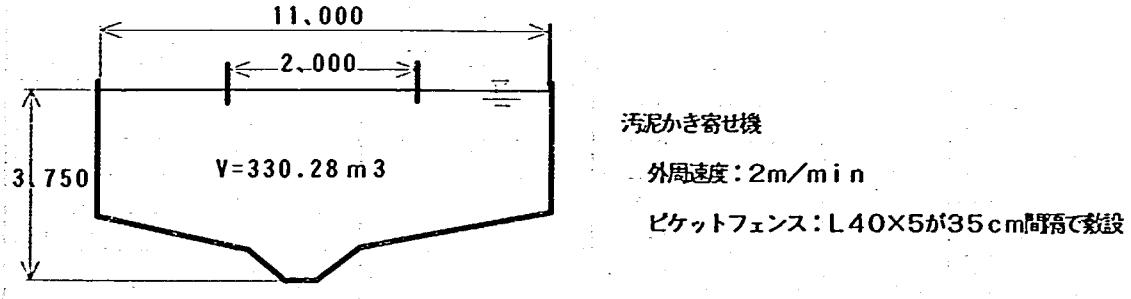
5．1最近の運転状況

平成６年４月から平成８年２月までの過去２年間の月平均の濃縮成績を図－１０に示す。濃縮汚泥濃度は、約1．５％と低く、濃縮槽において濃縮効果が十分に発揮されていないことがわかる。また固形物回収率も、６０％前後であり、残りの約４０



図—１０　濃縮性能の経年変化

%は、返流され、水処理系との間で循環していることになる。D浄化センターの重力濃縮槽の概要を図—１１に示す。

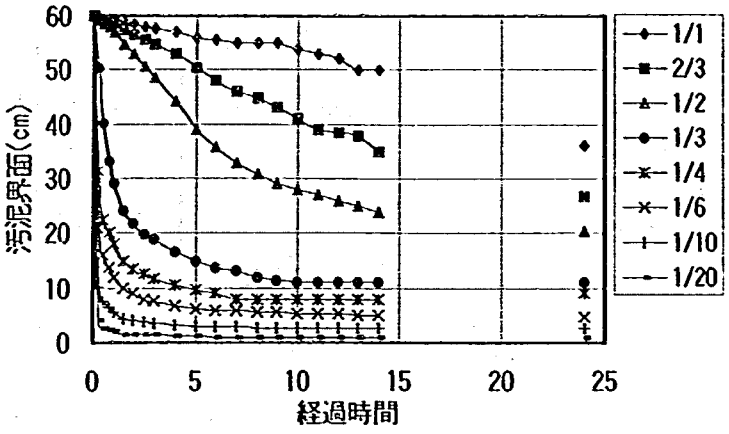


図—１１　濃縮槽の概要

5．2　沈降、濃縮試験

本試験は、D浄化センター濃縮槽へ投入される汚泥を共試汚泥とし希釈濃縮実験を行った。実験は汚泥を処理水（砂ろ過水）により、８段階に希釈したものを２４時間静置・沈降・濃縮させ、その間の汚泥界面の経時的な変化を調べたものである。

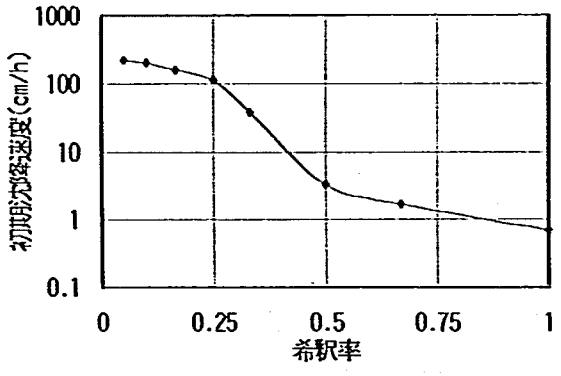
ここで、投入汚泥は、初沈汚泥と余剰汚泥を実際の運転状況と同じ割合(初：余=２：１)で混合したものであり、希釈率は1/1, 2/3, 1/2, 1/3, 1/4, 1/6, 1/10, 1/20とした。



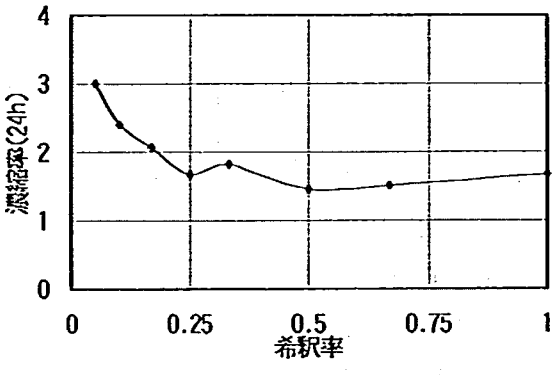
図—１２　界面沈降曲線

図—１２に、界面沈降曲線を示す。図より、希釈率の程度が大きいほど、汚泥沈降が速くなることがわかる。また、沈降速度が変化する希釈率の変極点が、希釈率1/2と1/3の間に存在することが明瞭に現れている。

図—１３は、希釈率と初期沈降速度の関係であり、図—１４は希釈率と２４時間後の濃縮倍率の関係である。これより、初期沈降速度が速いほど濃縮倍率が高く、濃縮が円滑に進んだことを示している。これらのことから投入汚泥濃度を1/3以下にすることによって濃縮の改善がみられるであろうことを示唆している。実験結果を表—２に示す。



図—１３　希釈率と初期沈降速度の関係



図—１４　希釈率と濃縮率の関係

表—２　実験結果一覧表

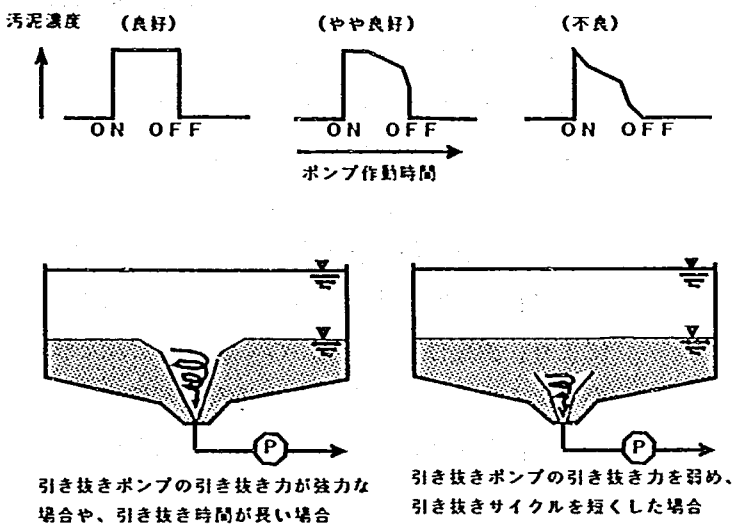
希釈率	ＴＳ (mg/l)	ＳＳ (mg/l)	初期沈降速度 (cm/h)	原液汚泥濃度 到達時間 (h)	濃縮率 24h	平均汚泥濃度 TS(mg/l)
1/1	7,440	6,380	0.698		1.67	12,425
2/3	4,960	4,253	1.65	10.5	1.51	11,234
1/2	3,720	3,190	3.32	8.9	1.46	10,862
1/3	2,480	2,127	38.4	2.5	1.82	13,541
1/4	1,860	1,595	113.6	1.5	1.67	12,425
1/6	1,240	1,063	156.0	1.5	2.08	15,475
1/10	744	638	198.8	0.85	2.4	17,856
1/20	372	319	223.2	0.5	3.0	22,320

5．3　濃縮槽内汚泥濃度分布

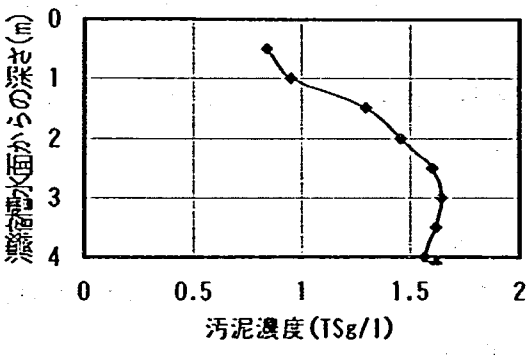
濃縮槽内の汚泥濃度分布を把握するために、水深方向に５０cm間隔で水中ポンプにより汚泥を採取し、ＴＳを分析した。図―１５に濃縮槽垂直方向の汚泥濃度分布を示す。本調査時は、汚泥界面が水面まで上昇しており、汚泥が越流している状態であった。図からも濃縮槽内で汚泥の急な濃度勾配はみられない。

5．4　濃縮槽引き抜き汚泥濃度

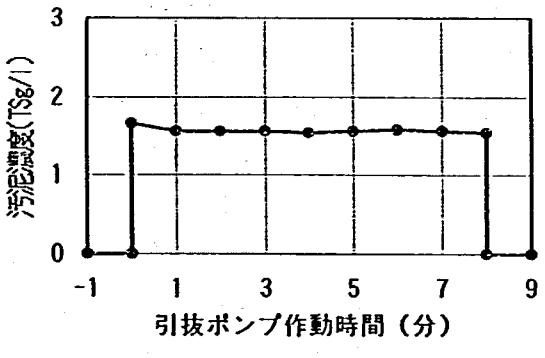
濃縮槽からの汚泥を引抜く際、引き抜きポンプの作動時間が長いと、比較的濃度の希釈な汚泥層を引き抜いてしまうことが予想される。また、引き抜きポンプ能力が強力な場合も同様のことが考えられる。重力濃縮槽からの汚泥の引き抜きは、引き抜きサイクルを短くしくし、濃厚な部分を少量ずつ引き抜くことが望ましい。（右図参照）



濃縮汚泥引き抜き時における引き抜き汚泥濃度の変化を把握するために、引き抜きポンプ起動時から停止時までの汚泥を１分間隔で採泥し、ＴＳを分析した。図―１６に結果を示す。図からは、汚泥濃度変化はみられなかった。これは、図―１５からわかるように濃縮槽内の汚泥層で急な濃度勾配が形成されていないことに起因すると考えられる。



図―１５　濃縮槽内汚泥濃度分布



図―１６　引き抜き汚泥濃度

6．まとめ

本年度は、圧密過程に対するピケットフェンスの効果を調べる実験を、投入汚泥濃度約６～１５TSg/lの余剰汚泥を用いて行った。また、重力濃縮性能の悪化で悩んでいる実施設の濃縮槽及び濃縮状況を調査することによって、研究から得られている知見の確認と新たな課題の抽出を行った。

以下に、結果をまとめる。

（1）ピケットフェンスは、圧密速度を大幅に改善する。

（2）本実験で使用したオキシデーションディッチの余剰汚泥の圧密沈降式に対しては、Roberts式で近似された。圧密速度を表すRoberts定数kは、初期汚泥濃度と関係し、初期汚泥濃度が増大するほど、減少する。Roberts定数kは、本実験の範囲において、ピケットの径に依らずピケットの本数が多いほど高くなる。

（3）ピケットフェンスは、到達汚泥汚泥濃度を高めることができる。ピケットフェンスが効果的に作用する場合は、汚泥層で濃度勾配が形成されるが、ピケットフェンスがない場合は、汚泥層中の濃度勾配がほとんど形成されない。ピケットフェンスがある場合の汚泥濃度は、ピケットフェンスの無い場合の約２倍であった。また、圧密加重を加え、圧密層の透水性を高めることによって、汚泥濃度を高めることができると予想された。

（4）D浄化センター濃縮槽の調査から、濃縮性能の改善は、希釈濃縮が有効であることが改めて確認された。回分沈降試験より、濃縮槽投入汚泥濃度を、３倍以下に希釈して投入することにより、濃縮性能の改善がはかれることが示唆された。また、ピケットフェンスを圧密層に働くように、ピケットフェンスの高さや配置を工夫することが必要である。さらに、濃縮槽からの汚泥引き抜きサイクルや引き抜き強さを調整する必要があると考えられる。

７．今後の課題

重力濃縮機能が効果的に発揮されるように、希釈濃縮を考慮し、また、圧密層にピケットフェンスが効果的に働くように配慮した濃縮槽の設計を行い、連続実験から濃縮効果の安定性を評価する必要がある。

<参考文献>

1) 北村友一, 落　修一, 渡部春樹: 重力濃縮におけるピケットフェンスの効果, 土木学会第50回年次学術講演集, pp. 1234-1235, (1995)

2) 荒木宏之, 古賀憲一, 井前勝人, 楠田哲也: 機械曝気を受ける活性汚泥の沈降特性に関する基礎的研究, 下水道協会誌論文集, Vol. 28, No. 324, pp. 1-7, (1990)

3) 井出哲夫: 水処理工学, 技報堂出版, p. 31, (1976)

4) 岡田和夫: 下水汚泥の処理処分, 環境公害新聞社, p. 68, (1983)

5) 富士元英二, 津倉　洋, 岩堀恵祐, 松井三郎, 半田　隆: 実規模活性汚泥プロセスにおける汚泥沈降特性の評価に関する検討, 下水道協会誌, Vol. 21, No. 246, pp. 107-116, (1984)

5．病原性微生物に関する研究

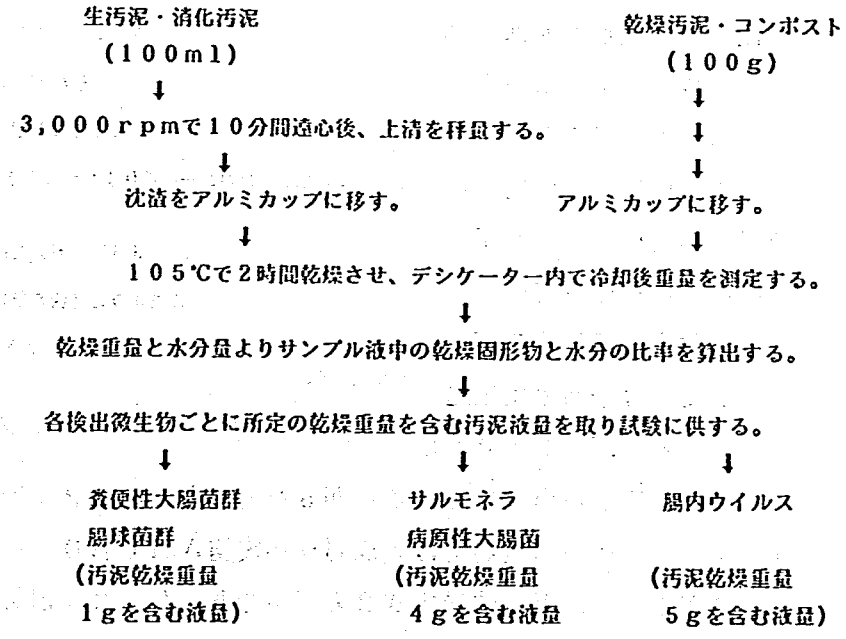
汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
北村　友一

1．　まえがき

日本では下水汚泥の農地利用が古くから実施されており、平成５年度についてみると全国で年間約１５６万トン発生する下水汚泥の約１４％は緑地や農地に利用されている。これまで下水汚泥を緑農地利用する場合に、汚泥中の重金属含有量、有機物の安定化、さらにはりんや窒素の含有量については議論があったものの、病原性微生物については大きな関心が払われなかった。これは、嫌気性消化等による汚泥処理過程や、脱水汚泥のｺﾝﾎﾟｽﾄ化の過程で病原性微生物は十分削減されると考えられていたためである。しかし、米国ＥＰＡが１９９３年２月に「下水汚泥中に存在するおそれがある汚染物質による、合理的に予測されるいかなる悪影響からも国民の健康と環境を保護する」という理念のもとに、下水汚泥の利用と処分に関するガイドラインを定めた。これを契機に、わが国でもウィルスまで含めた病原性微生物の環境中での挙動が注目されるようになってきている。

2．研究目的

本研究では、各種汚泥処理プロセスを経て糞便性大腸菌、腸球菌、サルモネラ菌等がどのように不活性化されていくかを明らかにするため、スクリーニング的な調査を行った。調査対象とした汚泥は、最初沈殿池汚泥（初沈汚泥）、生物処理汚泥（余剰汚泥）、消化汚泥、脱水汚泥、乾燥汚泥、コンポストである。これらの汚泥は全国１７カ所の下水処理場から収集した。病原性微生物による汚染の指標になると考えられるものとして、糞便性大腸菌、腸球菌、サルモネラ菌、病原性大腸菌、腸内ウィルスを選定した。本研究は、これらの微生物が下水汚泥の処理過程でど



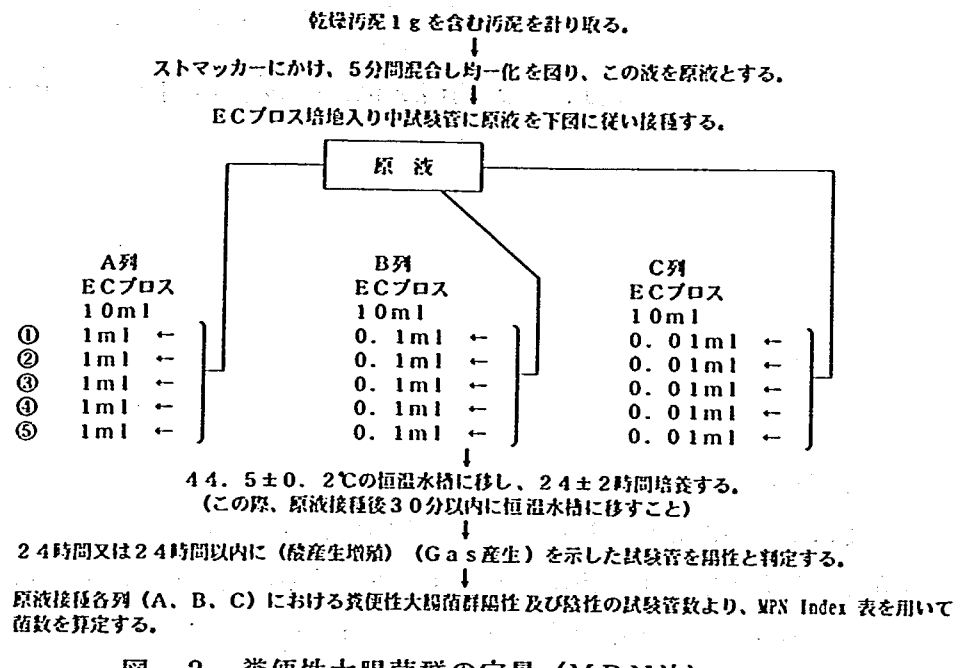
図－１　試料の調整方法

のように不活性化されていくかを調べ、どの微生物が指標微生物として適当かを明らかにするため実施したものである。

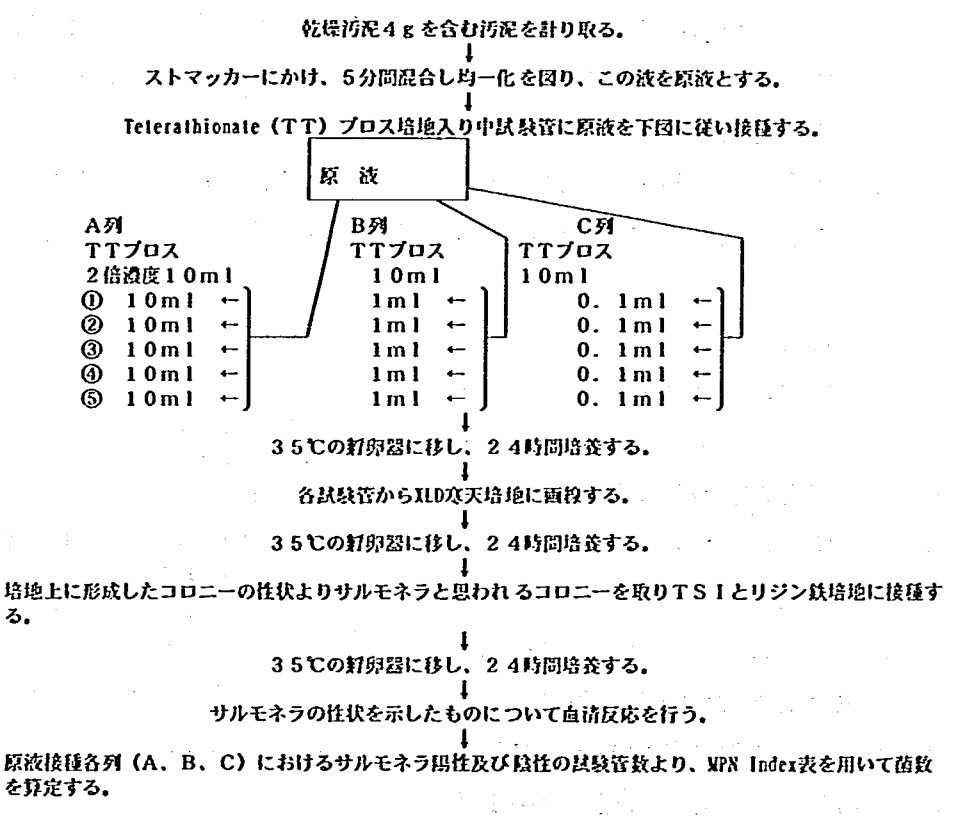
3．研究方法

3．1　下水処理場の選定と試料採取

下水処理場は北海道から九州までにわたって延べ17ヶ所を選定した。選定にあたては水処理プロセスや汚泥処理プロセスを考慮した。水処理プロセスの内訳は、標準活性汚泥法を採用している処理場が10ヶ所、ステップエアレーション法、嫌気好気活性汚泥法、オキシデーションデッチ法、長時間エアレーション法、接触酸化法が各1ヶ所、活性汚泥循環変法が2ヶ所であった。嫌気性消化槽を有している処理場は17ヶ所の内11ヶ所で、その内1ヶ所は高温消化、10ヶ所は中温消　化を行っている。汚泥の脱水に添加する凝集剤として高分子系凝集剤を用いている処理場が10ヶ所、無機系凝集剤を用いているところが5ヶ所であった。2ヶ所の処理場では脱水処理が行なわれていなかった。8ヶ所の処理場では乾燥処理が実施されており、その内訳は直接乾燥方式が5ヶ所、間接乾燥方式が1ヶ所、天日乾燥方式2カ所がであった。コンポスト化を行っている処理場は8ヶ所であった。



図－2　糞便性大腸菌群の定量（MPN法）



図－3　サルモネラ属の定量　（MPN法）

下水処理場17ヶ所について、初沈汚泥等の液状試料は1ℓのポリビン、脱水汚泥等の固形物試料

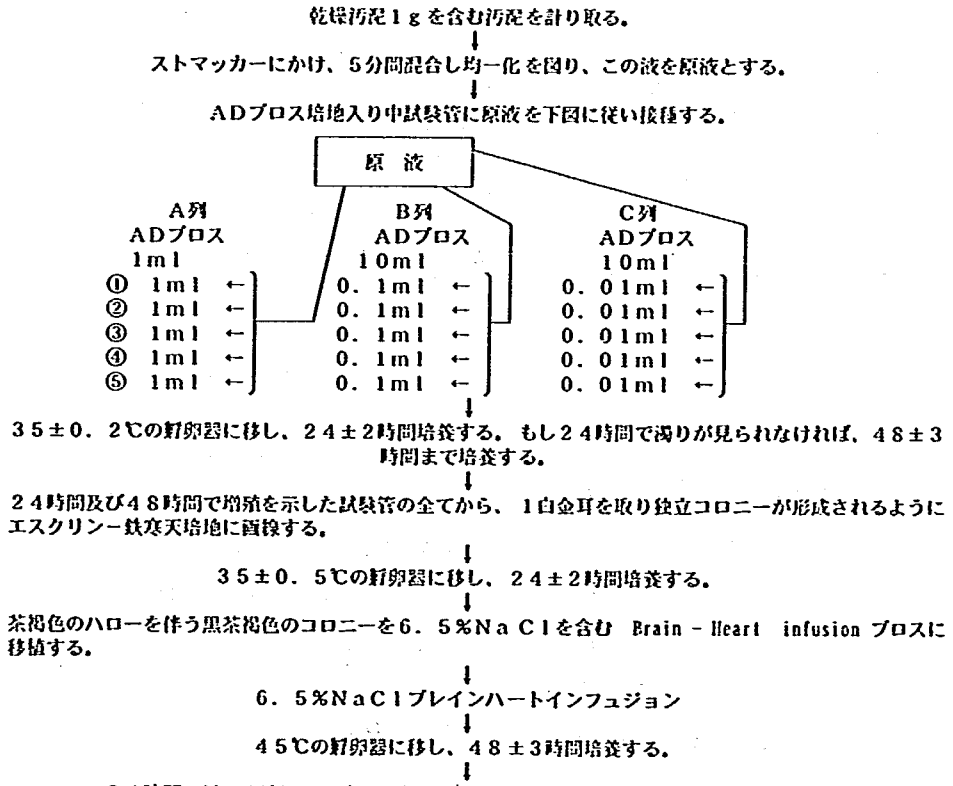
は０．５ℓのポリビンに採取し、病原性微生物等の測定に供した。

３．２　測定方法及び項目

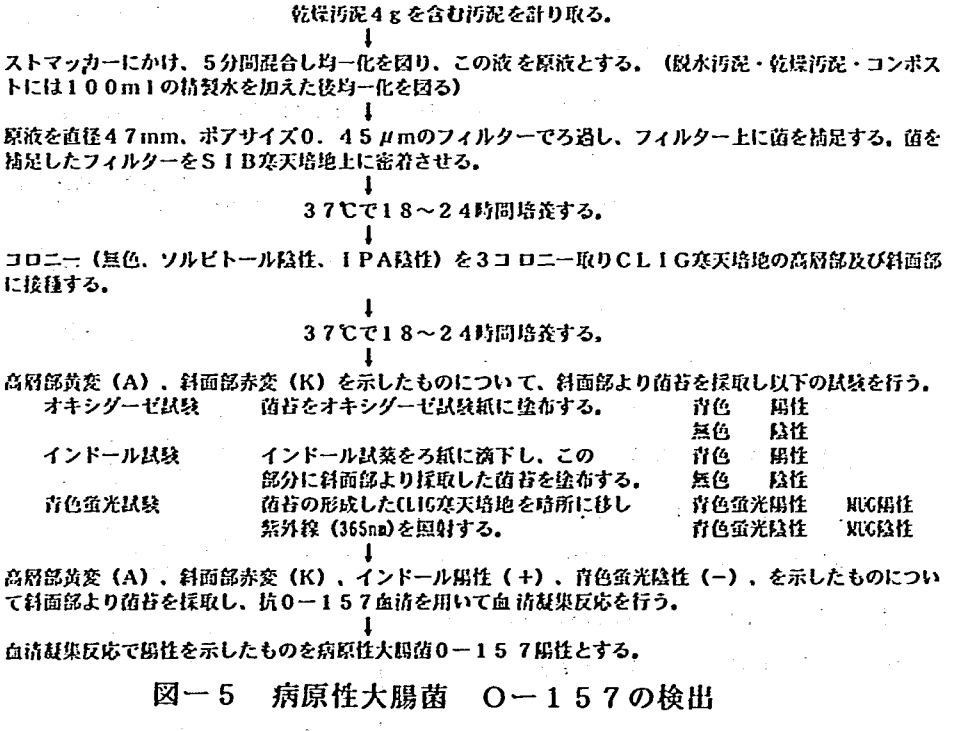
各汚泥試料については、図－１の試料の調整方法に従って操作し、その調整試料について、糞便性大腸菌群、サルモネラ属、腸球菌群、病原性大腸菌、腸内ウィルスの測定を行った。

糞便性大腸菌群(Fecal coliform)は、人間の糞便による汚染の有無及びその程度を表すとされており、その検出は、Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Part 9221 E, 18th edition, American Public Health Association, Washington, DC, 1992. に基づいて実施した（図－２）。

サルモネラ属(Salmonella sp. Bacteria)は、食中毒をひきおこす細菌として知られており、その検出は、Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Part 9260 D, 18th edition, American Public Health Association Washington, DC, 1992. に基づいて実施した（図－３）。



図－４　腸球菌群の定量　（ＭＰＮ法）



図－５　病原性大腸菌　Ｏ－１５７の検出

腸球菌群は、糞便汚染の指標として用いられており、大腸菌群に比べると体外にでると急速に死滅するといわれている。その検出は下水試験法(1984)　第２編　生物学的試験　第１章　(Enterococcus group)　細菌学的試験　第９節　腸球菌群に基づいて実施した（図－４）。

大腸菌は通常非病原性であるが、ときに病原性を持つものもおり、これを病原性大腸菌という。病原性大腸菌の検出は、微生物検査必携　細菌・真菌検査（第３版厚生省(Escherichia coli O-157)監修、日本公衆衛生協会 1987）に基づいて実施した（図－５）。

腸内ウィルス(Enteric virus)には、ポリオウィルス、コクサッキーウィルス、エコーウィルスなどがあり、その検出は、ASTM Designation : D4994-89, Standard Practice for Recovery of viruses from Wastewater Sludges, Annual Book of ASTM Standards: Section 11. Water and Environmental Technology, ASTM, Philadelphia, PA, 1992に基づいて実施した（図－６，図－７）。

乾燥汚泥５ｇを含む汚泥を計り取る

↓

ストマッカーにかけ、１分間混合し均一化を図り、この液を原液とする。（脱水汚泥・乾燥汚泥・コンポストは、１００ｍｌの精製水を加えた後均一化を図る）

↓

１ｍｌの0．０５Ｍ　ＡｌＣｌ₃を少しづつゆっくり加える。５ＭＨＣｌでｐＨを３．５±０．１に調整し、スターラーでゆっくり混合する。

↓

３０分間混合した後、４℃にて２，５００ｘｇで１５分間遠心する。

↓

上清を捨て、沈渣に１０％ビーフエキストラクト１００ｍｌを加え、ｐＨを７．０±０．１に調整する。３０分間混合しウィルスを誘出させる。

↓

４℃にて１０，０００ｘｇで３０分間遠心し、上清を回収する。

↓

上清を３．０、０．４５、０．２５μｍのフィルターでろ過する。

↓

ろ過液は１０％ビーフエキストラクト溶液であるのでイオン交換水を加え３％溶液とする。　ｐＨを３．５±０．１に調整する。３０分間混合しフロックを形成させる。

↓

４℃にて２５００ｘｇで１５分間遠心する。

↓

上清を捨て、沈渣に２．５ｍｌの0．１５Ｍ　Ｎａ₂ＨＰＯ₄を加えフロックを溶解させる。

↓

ｐＨを７～７．５に調整し、この液をウィルス分離原液とする。

図－６　腸内ウィルスの定量（試料の調整）

ＢＧＭ (Buffalo Green Monkey kidny) 細胞を底面７５㎠のプラスチックボトル数本に常時継代培養をし、ウィルス定量用細胞供給に備える。

↓

細胞供給用ボトルから細胞をはぼし、単個細胞にし、６穴プレート（直径３６mm）の各穴にＢＧＭ細胞を所定個数植え付ける。

↓

３７℃の炭酸ガス孵卵器に移し、３日間培養しＢＧＭ細胞シートを作製する。

↓

ウィルス定量前日に、６穴プレート中の細胞増殖培地を除去し、細胞維持培地に変更する。

↓

ウィルス定量当日、細胞維持培地を除去しウィルス分離原液を原液、１０倍希釈、１００倍希釈し各濃度液２穴に１ｍづつ接種する。次にプレートを揺り動かしながらウィルス液を細胞表面に一様に広げる。

↓

３７℃の炭酸ガス孵卵器に移し６０分間ウィルスをＢＧＭ細胞に吸着させる。この際ウィルス液を約２０分ごとに揺り動かし、ウィルスを王立よくまた均等に細胞へ吸着させる。

↓

プラック用重層培地を３ｍｌ加え、３７℃の炭酸ガス孵卵器に移し４～６日間培養する。

↓

培養３日目からウィルス接種プレートを観察し、４～５日目（プラックが肉眼で観察される）に0．０５％ニュートラルレッド液１ｍｌを加え、３７℃の炭酸ガス孵卵器に移し３時間静置する。

↓

プラック用重層培地を取り除きプラックを算定する。
（細胞は赤に染色され、プラックは透明に色が抜けて観察される。）

図－７　腸内ウィルスの定量（プラック定量法）

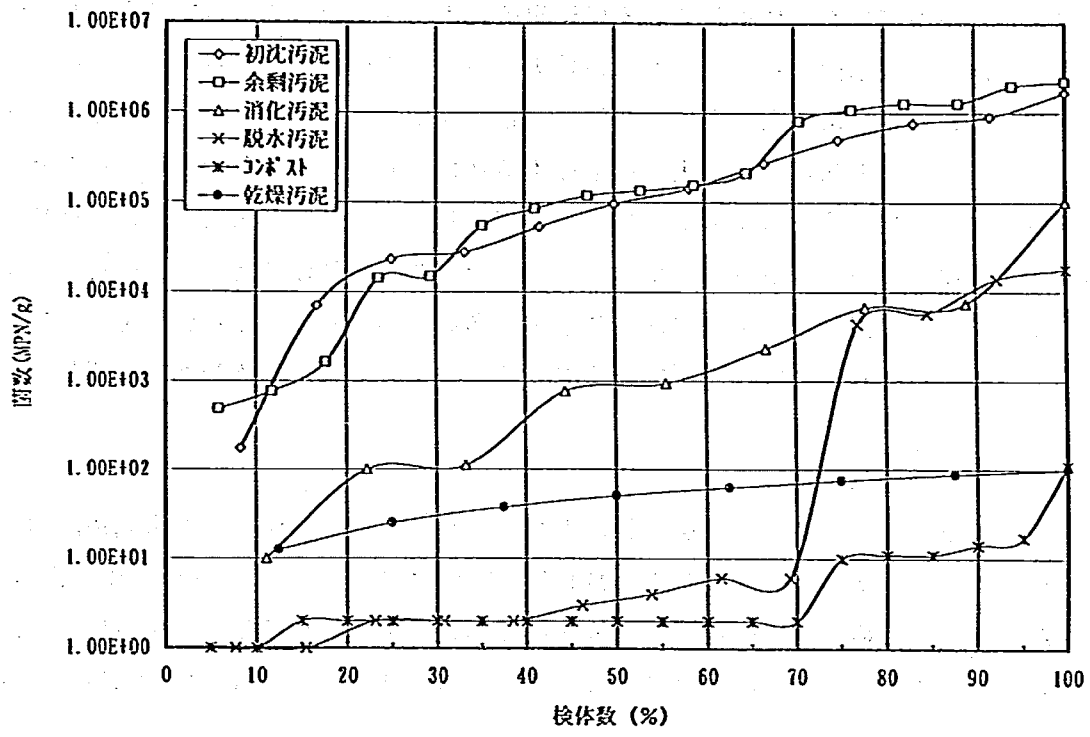
表－１　病原性微生物に対する米国の規制

クラス	パラメーター	規制値
クラス　A	糞便性大腸菌群 Fecal coliform	1,000MPN／g・DS以下
	サルモネラ Salmonella sp.	3MPN／4ｇ・DS以下
	腸内ウイルス Enteric virus	1PFU／4ｇ・DS以下
	生きている寄生虫卵 Viable helminth ova	1個／4ｇ・DS以下
クラス　B	糞便性大腸菌群 Fecal coliform	2,000,000MPN／g・DS以下 2,000,000CFU／g・DS以下

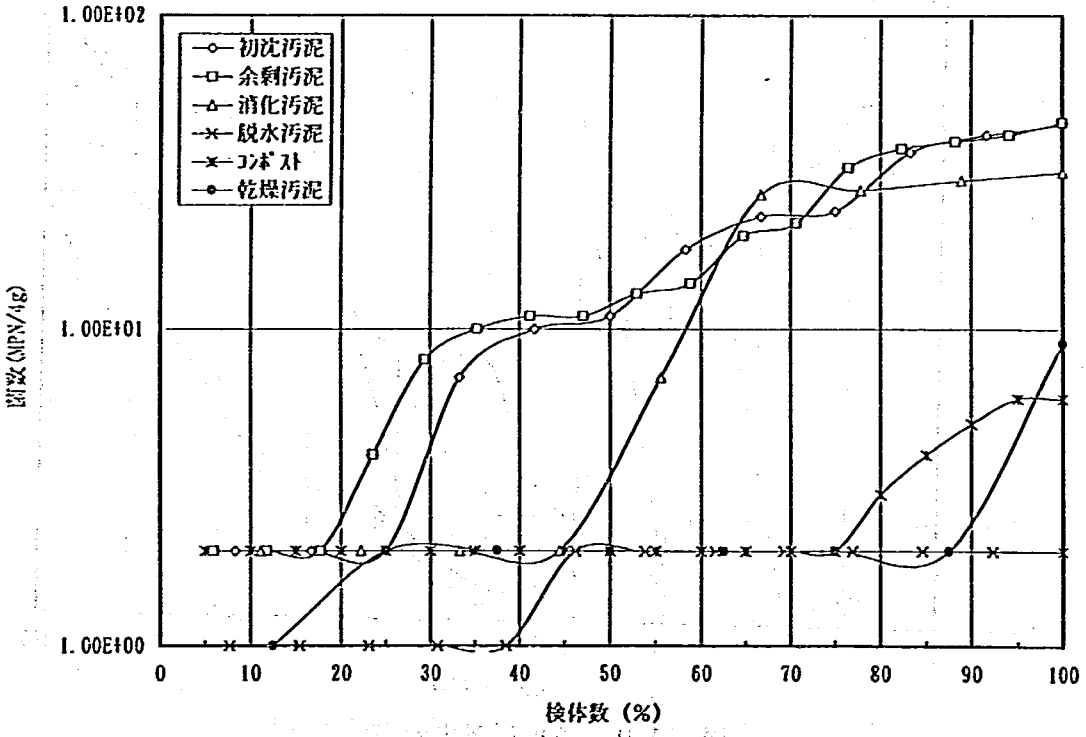
４．研究結果及び考察

4．1　糞便性大腸菌群の測定結果

各種汚泥中の糞便性大腸菌群数の測定結果を図－８に示す。同図は検出菌数の少ない方から順に検体数の百分率で並べた結果を示している。初沈汚泥と余剰汚泥の菌数は１０^{2}～１０^{6}オーダーまで広く分布している。初沈汚泥に比べて余剰汚泥中の糞便性大腸菌群数はやや多い傾向が認められるもの



図－８　各種汚泥中の糞便性大腸菌群数



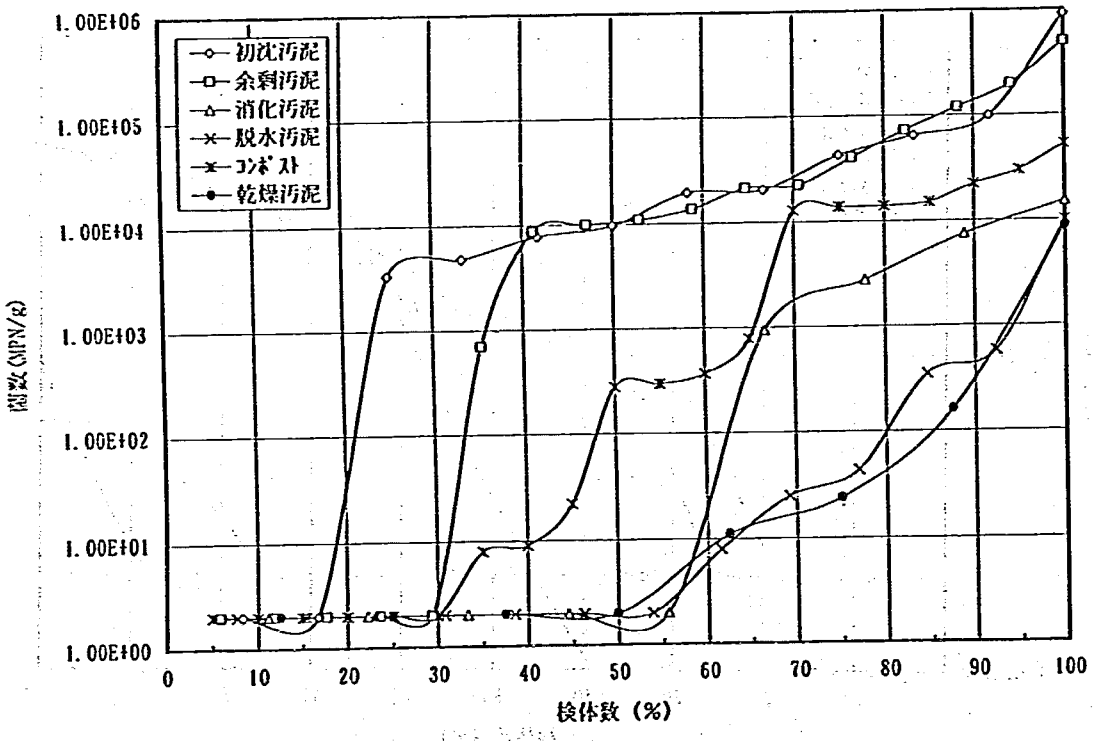
図－９　各種汚泥中のサルモネラ菌数

の両者に大きな差はない。この初沈汚泥や余剰汚泥を嫌気性消化するとその菌数は10^{1}～10^{4}オーダーまで減少している。このことは、嫌気性消化が糞便性大腸菌群の不活性化に大きな効果があることを示しているといえる。脱水汚泥中の菌類はさらに10^{0}オーダーまで減少しているが、検出数80%付近からほぼ消化汚泥のレベルになっている。これらの処理場はいずれも高分子系凝集剤を使用している処理場で、無機系凝集剤を使用している処理場の脱水汚泥中の菌数はいずれも10^{0}オーダーであった。このことから、脱水処理によっても糞便性大腸菌群の不活性化はなされるが、石灰等の無機系凝集剤の添加は特に効果があるといえる。乾燥汚泥とコンポストは10^{0} ～10^{1}オーダーになっており、これらの処理プロセスは糞便性大腸菌群の不活性化に非常に大きな効果があることがわかる。

表－1は病原性微生物に対する米国の規制値を示している。ここでクラスAとは、袋詰めされて販売されている乾燥汚泥やコンポスト等に適用される基準で、クラスBの場合には、使用できる農地が制限される中で利用する汚泥について適用される基準である。図－8に示した乾燥汚泥やコンポストは糞便性大腸菌群でみる限り、米国の規制であるクラスAを十分に満足するレベルに達しているといえる。

4．2　サルモネラ菌の測定結果

各種汚泥中のサルモネラ菌の測定結果を示したのが図－9である。初沈汚泥と余剰汚泥のレベルはほぼ同じであり、最も菌数が高いレベルが40MPN/4g程度であった。嫌気性消化によって不活性化はかなり進んでいるものの、米国の規制クラスAに比べると十分なレベルまで不活性化が進んでいるとは言い難い。脱水汚泥、乾燥汚泥及びｺﾝﾎﾟｽﾄについては10^{0}オーダーになっており、不活性化が進んでいるといえる。



図－10　各種汚泥中の腸球菌群数

4．3　腸球菌の測定結果

腸球菌の測定結果を示したのが図－１０である。初沈汚泥と余剰汚泥では10^3～10^5オーダーで検出されている。嫌気性消化によって大幅に不活性化されるのは糞便性大腸菌の場合の傾向と同様であった。脱水処理や乾燥処理によってさらに大幅に不活性化される傾向が認められた。しかし、ｺﾝﾎﾟｽﾄ化工程が嫌気性消化、脱水処理、乾燥処理の後にくるにもかかわらず、腸球菌の不活性化の程度はその前工程よりも劣るものであった。このことは、ｺﾝﾎﾟｽﾄ中の腸球菌が正確に測定できていないことを示すものと考えられ、指標微生物としては不適当であるといえよう。

4．4　病原性大腸菌の測定結果

病原性大腸菌としてO－１５７を測定した．O－１５７は腸内出血をもたらし、幼児の場合には死亡することもある病原性大腸菌である。今回の測定においては、いずれの検体からも検出されなかった。従って、病原性微生物の指標としては不適当であった。

4．5　腸内ウィルスの測定結果

腸内ウィルスの定量は，ASTM Designation に基づいて行ったが、定性的には検出できたものの、定量するまでにはいたらず、さらに定量方法について検討を続けている。

5．まとめ

下水汚泥にはりんや窒素などの肥効成分が含まれていることから、古くから脱水汚泥、乾燥汚泥あるいはｺﾝﾎﾟｽﾄなど、さまざまな形態で農地や緑地に使われてきた。そして、汚泥を処理する過程で嫌気性消化や脱水によって、病原性微生物も不活性化されてきた。しかし、米国ＥＰＡがウィルスまで含めた病原性微生物のガイドラインを定めたことから、再び病原性微生物の環境中での挙動が注目されてきている。本研究では、各種汚泥処理プロセスを経て糞便性大腸菌等がどのように不活性化されていくかを全国１７カ所の下水処理場から収集した汚泥について調べ、どのような微生物が病原性微生物の挙動を表す指標微生物として適当かを検討した。その結果をまとめると次のようである。

（1）糞便性大腸菌、サルモネラ菌は嫌気性処理及び脱水処理によって大幅な不活性化がなされ、さらに、乾燥処理やｺﾝﾎﾟｽﾄ化によって米国ＥＰＡ規制のクラスＡレベルになることがわかった。そして、これら２つの細菌は汚泥処理の効果の程度を良く反映しているようである。

（2）腸球菌は糞便性大腸菌によく似た挙動を示すが、ｺﾝﾎﾟｽﾄ中の腸球菌測定には定量性に問題のあることから、指標微生物としては不適当と考えられた。また、病原性大腸菌O－１５７は、通常の汚泥から検出されないことから、指標微生物としては不適当であった。

（3）腸内ウィルスは，ＡＳＴＭ　Designation　による方法で定量できなかったことから、さらに測定方法の検討が必要であった。

６．水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　松宮　洋介

１．はじめに

水道水源を守るための新たな法律として、平成６年３月８日に「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」と「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が公布された。後者の第５条では、都道府県知事は、指定地域において特定利水障害を防止するため指定水域の水質の保全に関し実施すべき施策に関する計画（以下、「水質保全計画」）を定めなければならないとしている。さらに、水質保全計画の中身について、平成６年５月２０日に告示された「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する基本方針」の中で、指定水域の水質保全目標には、トリハロメタン生成能（以下、「THMFP」）濃度を含めること、指定水域のTHMFPに係る水質及び各種発生源からの汚濁負荷量に関する科学的調査に基づき、人口、産業系等の動向を勘案して将来における汚濁負荷量の推移を推計し、これに伴う指定水域の水質への予測をすることとしている。水質保全計画の策定に当たって、下水道管理者からの意見聴取の規定が設けられているのと同時に、この計画に基づき下水道の終末処理施設に関して排水規制が適用される。

基本方針が求めているような、THMFP濃度で指定水域の水質予測を行うためには、単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず、流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要がある。特に、閉鎖性水域を水源とした場合のトリハロメタン削減対策の効果予測のためには、陸域由来のTHMFP流出率及びＮ・Ｐ流出率の推定並びに湖内でのプランクトン増殖予測モデルの推定及び増殖したプランクトン量とTHMFP負荷量の関係式が必要となるとされている[1)]。このため本研究では水道浄水過程で生成する消毒副生成物生成能の水域での消長を把握し、モデル化することを目的としている。

今年度は、藻類の増殖及び分解過程におけるTHMFP濃度変化及び全有機ハロゲン化合物生成能(TOXFP)の濃度変化を把握するとともに、種々の有機物指標との関係を求めるための実験を行った。

２．実験方法

平成7年11月9日に霞ヶ浦、手賀沼、牛久沼から、それぞれ、土浦港、手賀沼公園、茎崎大橋で、約200ﾘｯﾄﾙの湖水を採水し、孔径1μmのｸﾞﾗｽﾌｧｲﾊﾞｰろ紙でろ過した後、硝酸ｶﾘｳﾑとﾘﾝ酸ﾅﾄﾘｳﾑを用いて、各湖水の栄養塩濃度を表－１のように調整した。

表－１　培養液の栄養塩初期濃度

	ｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素 (mg/l)	亜硝酸態窒素 (mg/l)	硝酸態窒素 (mg/l)	総窒素 (mg/l)	ｵﾙﾄﾘﾝ酸態ﾘﾝ (mg/l)	総ﾘﾝ (mg/l)
手賀沼	1.12	0.27	6.30	9.49	1.00	1.19
霞ヶ浦	1.19	0.31	5.73	7.61	0.99	0.99
牛久沼	0.01	0.04	5.69	5.94	0.85	0.85

栄養塩濃度の分析方法は表－２のとおりである。

表－２　分析方法

	分析方法
Chl-a	河川水質試験方法(案)50.4.2
E260	上水試験方法(1993年版)VI-1 21
TOC	河川水質試験方法(案)48.3.1
CODcr	河川水質試験方法(案)8.3.3
ｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素(NH4-N)	河川水質試験方法(案)46.1.3.3
亜硝酸態窒素(NO2-N)	河川水質試験方法(案)46.2.3.3
硝酸態窒素(NO3-N)	河川水質試験方法(案)46.3.3.4
総窒素(T-N)	河川水質試験方法(案)46.5.3.1
ｵﾙﾄﾘﾝ酸態ﾘﾝ(PO4-P)	河川水質試験方法(案)47.1.3.3
総ﾘﾝ(T-P)	ﾃﾞｸﾆｺﾝｵｰﾄｱﾅﾗｲｻﾞによる
THMFP	環境庁告示第30号（平成7年6月16日）
TOXFP	上水試験方法(1993年版)VI-4 8

さらに、約6000ﾙｸｽの白色蛍光灯、撹拌装置、容量200ﾘｯﾄﾙの大型ﾊﾞｯｸを用いて、同年11月14日より平成8年1月11日まで58日間明条件で、さらに引き続き1月11日より2月22日まで42日間、暗条件で、20℃の恒温室で藻類の混合培養実験を行った。藻類の植種は行っていない。各実験系の湖水についてｸﾛﾛﾌｨﾙa(Chl-a)、波長260nmの紫外吸光度（E260)、溶解性TOC(D-TOC)、化学的酸素要求量(CODcr)、溶解性CODcr(D-CODcr)、THMFP、溶解性THMFP(D-THMFP)を、表－２の方法に基づき分析を行った。D-TOC、D-CODcr、D-THMFPは孔径1μmのｶﾞﾗｽﾌｧｲﾊﾞｰろ紙を用いて、ろ過した後に表－２の方法で分析を行っている。また、粒子性CODcr(P-CODcr)、粒子性THMFP(P-THMFP)を未ろ過の試料濃度とそれぞれの溶解性成分の濃度差として算出した。

３．結果

図－１～３に各湖水のChl-a濃度の時系列変化を示す。

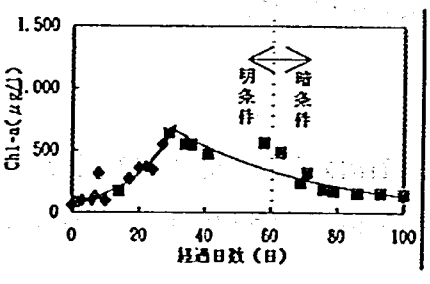


図-1 手賀沼のChl-a濃度の時系列変化

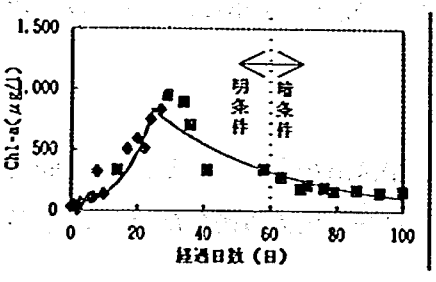


図-2 霞ヶ浦のChl-a濃度の時系列変化

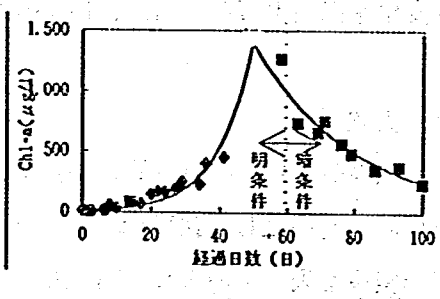


図-3 牛久沼のChl-a濃度の時系列変化

各湖水とも対数増殖期とそれに伴う死滅期が見られた。図中の曲線はChl-a濃度が最高値を記録する以前のデータを対数増殖期として指数関数で近似したもの及び最高値を記録した以後のデータを死滅期として一次反応で近似したものである。手賀沼、霞ヶ浦では実験開始後、Chl-a濃度が指数関数的に増加しており29日目に最高値に達した後、一次反応的に減少し死滅期に移行している。一方、牛久沼は実験開始後、Chl-a濃度は、同じく指数関数的に増加しており58日目に最高値に達した後、一次反応的に減少している。図－4～6に各湖水のP-THMFP濃度の時系列変化を、図7～9にD-THMFP濃度の時系列変化を示す。

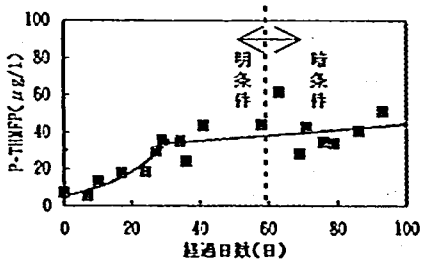


図-4 手賀沼のP-THMFP濃度の時系列変化

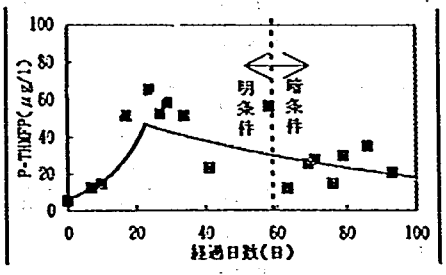


図-5 霞ヶ浦のP-THMFP濃度の時系列変化

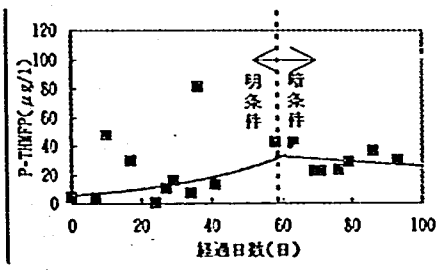


図-6 牛久沼のP-THMFP濃度の時系列変化

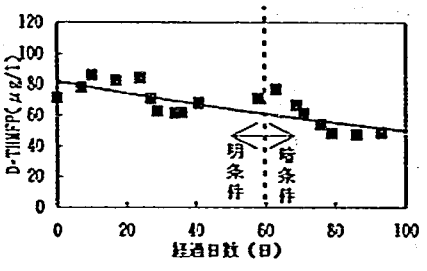


図-7 手賀沼のD-THMFP濃度の時系列変化

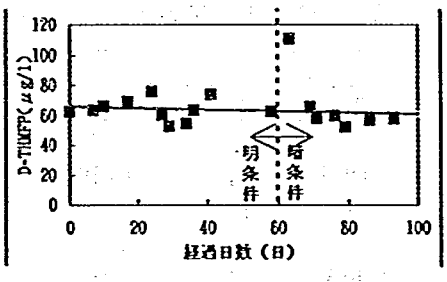


図-8 霞ヶ浦のD-THMFP濃度の時系列変化

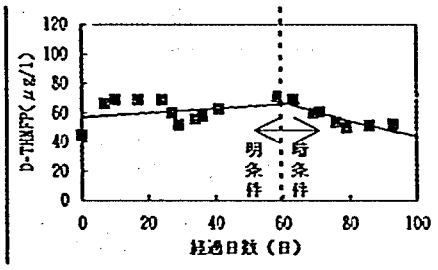


図-9 牛久沼のD-THMFP濃度の時系列変化

図－7、8中の曲線は全データを一次反応で近似したものである。先述のようにChl-a濃度が最高値を記録する以前のデータ及び最高値を記録した以後のデータ分けて一次反応で近似しても、両近似曲線に差がなかったため、全データを一括して一次反応で近似した。図－9中の曲線はChl-a濃度が最高値を記録する以前のデータ及び最高値を記録した以後のデータ分けて一次反応で近似したものである。各湖水のD-THMFP濃度は死滅期だけでなく、対数増殖期においても実験期間中ほぼ横這いか長期的には減少する傾向にあった。死滅期においてはD-THMFP濃度の値がゆるやかであるが低下する傾向が見られる。しかし対数増殖期においては藻類の生産に伴うD-THMFPの増加と原水に含まれていたD-THMFPの分解のプロセスが重なり合って、あまり大きな変化がみられなかったことが考えられる。手賀沼のP-THMFP濃度は実験開始後直線的に増加し63日目に最高値に達した後、減少しており、Chl-a濃度が一次反応的に減少している時期も増え続けていたことが示されている。霞ヶ浦のP-THMFP濃度は実験開始後、指数関数的に増加し、24日目に最高値に達した後、一旦減少し、途中58日目に再び、高い濃度の値が得られているが、その変化の様子は、手賀沼よりは、Chl-a濃度の時系列変化に近いものとなっている。牛久沼のP-THMFP濃度は実験開始後から不規則な時系列変化をしめしており、36日目に最高値となった後、減少している。粒子に由来のTHMFPは測定方法に課題を有していることが示唆される。

各湖沼ごとに、Chl-a濃度の対数増殖期と死滅期に分けて、P-THMFP濃度とChl-a濃度及びP-CODcr濃度の相関関係、D-THMFP濃度とE260、D-TOC濃度及びD-CODcr濃度の相関関係を調べた。相関関係に直線性を仮定した時の相関係数の２乗(R^2)とデータ数(N)を表－３、４に示す。

表－３　P-THMFP濃度とChl-a濃度、P-CODcr濃度のR^2、N

		Chl-a		P-CODcr	
		R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.94	7	0.012	5
	死滅期	0.0003	12	0.59	10
	全体	0.17	19	0.14	15
霞ヶ浦	対数増殖期	0.89	7	0.34	5
	死滅期	0.53	11	0.32	10
	全体	0.69	18	0.35	15
牛久沼	対数増殖期	0.13	11	0.0019	9
	死滅期	0.16	8	0.51	6
	全体	0.12	19	0.021	15

表－４　D-THMFP濃度とE260、D-TOC濃度、D-CODcr濃度のR^2、N

		E260		D-TOC		D-CODcr	
		R^2	N	R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.29	5	0.29	5	0.13	5
	死滅期	0.0022	10	0.019	12	0.081	10
	全体	0.29	15	0.0024	17	0.0043	15
霞ヶ浦	対数増殖期	0.14	5	0.34	5	0.11	5
	死滅期	0.085	10	0.089	9	0.16	10
	全体	0.0034	15	0.049	14	0.094	15
牛久沼	対数増殖期	0.0002	8	0.23	9	0.079	9
	死滅期	0.0078	7	0.33	8	0.10	6
	全体	0.010	15	0.040	17	0.11	15

この結果からは、対数増殖過程においてはP-THMFP濃度とChl-a濃度とが手賀沼、霞ヶ浦については強い相関がみとめられたが、他の項目及び過程では項目間の相関がみられなかった。但し、死滅過程ではP-CODcr濃度とP-THMFP濃度との相関性がやや高かった。

各湖沼での対数増殖期と死滅期を区別しないときの相関性は、区別した時のの相関性に比べ、死滅期の低い相関性が、対数増殖期の高い相関性に引きづられて、高くなる指標があった。

各湖沼ごとのTHMFP濃度とCODcr濃度のR^2とNを表－５に示す。

表－５　THMFP濃度とCODcr濃度のR^2、N

	CODcr	
	R^2	N
手賀沼	0.71	14
霞ヶ浦	0.41	14
牛久沼	0.039	14

この結果からは粒子性、溶解性、対数増殖期、死滅期を区分せずに評価した場合、CODcr濃度とTHMFP濃度については、手賀沼と霞ヶ浦で弱い相関がみとめられた。

図－１０～１２に各湖水のP-TOXFP濃度の時系列変化を、図－１３～１５にD-TOXFP濃度の時系列変化を示す。

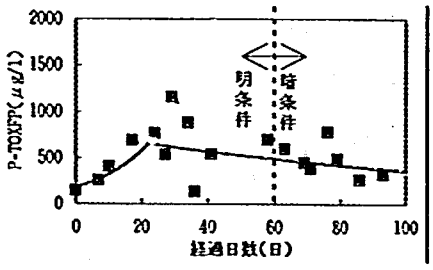


図-10 手賀沼のP-TOXFP濃度の時系列変化

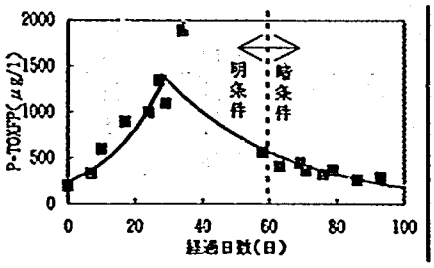


図-11 霞ヶ浦のP-TOXFP濃度の時系列変化

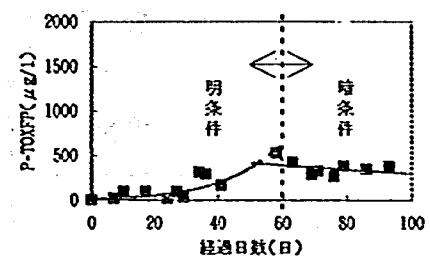


図-12 牛久沼のP-TOXFP濃度の時系列変化

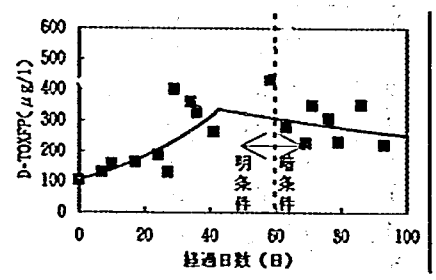


図-13 手賀沼のD-TOXFP濃度の時系列変化

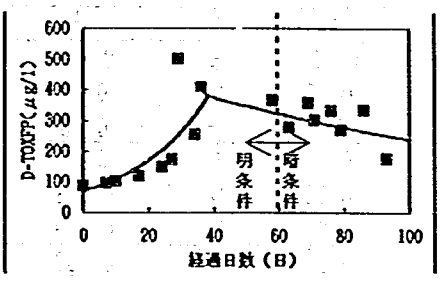


図-14 霞ヶ浦のD-TOXFP濃度の時系列変化

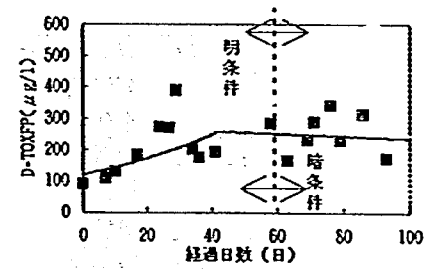


図-15 牛久沼のD-TOXFP濃度の時系列変化

図中の曲線はChl-a濃度が最高値を記録する以前のデータと最高値を記録した以後のデータに分けてそれぞれ一次反応として近似したものである。各湖水のD-TOXFP濃度は対数増殖期において増加し、死滅期にほぼ横這いとなる傾向にあった。各湖水のP-TOXFP濃度は対数増殖期において直線的ないしは指数的に増加し、死滅期には一次反応的に減少する傾向が見られた。また、各湖水のP-TOXFP濃度は死滅期にはほぼ同程度の値であるが、対数増殖期では霞ヶ浦が最も高く、続いて手賀沼、牛久沼の順となる。ただし手賀沼のP-TOXFP濃度は、実験開始後、直線的に増加し、２７日目に最高値に達するが、データのばらつきがあるため粒子に由来するTOXFPは測定方法に課題を有していることが示唆される。

各湖沼ごとに、Chl-a濃度の対数増殖期と死滅期に分けて、P-TOXFP濃度とChl-a濃度及びP-CODcr濃度の相関関係、D-TOXFP濃度とE260、D-TOC濃度及びD-CODcr濃度の相関関係を調べた。相関関係に直線性を仮定した時の相関係数の２乗(R^2)とデータ数(N)を表－６、７に示す。

表－6　P-TOXFP濃度とChl-a濃度、P-CODcr濃度のR^2、N

		Chl-a		P-CODcr	
		R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.69	7	0.13	5
	死滅期	0.24	12	0.10	10
	全体	0.31	19	0.10	15
霞ヶ浦	対数増殖期	0.87	7	0.49	5
	死滅期	0.76	11	0.37	10
	全体	0.79	18	0.43	15
牛久沼	対数増殖期	0.75	11	0.31	9
	死滅期	0.41	8	0.18	6
	全体	0.68	19	0.37	15

表－7　D-TOXFP濃度とE260、D-TOC濃度、D-CODcr濃度のR^2、N

		E260		D-TOC		D-CODcr	
		R^2	N	R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.023	5	0.088	5	0.0042	5
	死滅期	0.19	10	0.29	12	0.58	10
	全体	0.1	15	0.16	17	0.0099	15
霞ヶ浦	対数増殖期	0.75	5	0.69	5	0.073	5
	死滅期	0.36	10	0.098	9	0.032	10
	全体	0.26	15	0.029	14	0.0074	15
牛久沼	対数増殖期	0.52	8	0.036	9	0.0064	9
	死滅期	0.19	7	0.024	8	0.0000	6
	全体	0.35	15	0.041	17	0.0032	15

この結果からは、対数増殖期においてはP-TOXFP濃度とChl-a濃度とに３湖沼とも強い相関がみとめられた。また霞ヶ浦では死滅期においてもP-TOXFP濃度とChl-a濃度に強い相関がみとめられた。さらに対数増殖期で霞ヶ浦のD-TOXFP濃度はE260、D-TOC濃度との間で相関がみとめられた。他の項目では項目間の相関がみられなかった。

各湖沼ごとのTOXFP濃度とCODcr濃度のR^2とNを表－８に示す。

表－8　TOXFP濃度とCODcr濃度のR^2、N

	CODcr	
	R^2	N
手賀沼	0.015	14
霞ヶ浦	0.55	14
牛久沼	0.41	14

この結果からは粒子性、溶解性、対数増殖期、死滅期を区分せずに評価した場合、CODcr濃度とTOXFP濃度については、霞ヶ浦と牛久沼で弱い相関性しかなく、手賀沼では相関性はなかった。各湖沼での対数増殖期と死滅期を区別しないときの相関性は、区別した時の相関性に比べ、むしろ高くなる指標があった。

各湖沼ごとのTHMFP濃度とTOXFP濃度のR^2とNを表－９に示す。

表－９　THMFP濃度とTOXFP濃度のR^2、N

		P-THMFPとP-TOXFP		D-THMFPとD-TOXFP		THMFPとTOXFP	
		R^2	N	R^2	N	R^2	N
手賀沼	対数増殖期	0.71	7	0.29	7	0.41	7
	死滅期	0.0007	12	0.055	12	0.032	12
	全体	0.062	19	0.22	19	0.14	19
霞ヶ浦	対数増殖期	0.8	7	0.45	7	0.57	7
	死滅期	0.33	12	0.016	12	0.22	12
	全体	0.45	19	0.024	19	0.34	19
牛久沼	対数増殖期	0.26	11	0.0017	11	0.17	11
	死滅期	0.74	8	0.034	8	0.39	8
	全体	0.26	19	0.022	19	0.11	19

手賀沼、霞ヶ浦の対数増殖期のP-THMFPとP-TOXFP及び牛久沼の死滅期のP-THMFPとP-TOXFPは相関性が認められたが、その他の場合は明確な相関性は認められなかった。

表－１０に図－１～１５中の一次反応曲線のR^2と反応速度係数（μ）をまとめた。

表－１０　各指標の時系列変化を一次反応と仮定したときのR^2とμ

		Chl-a		P-THMFP		D-THMFP	
		μ(1/日)	R^2	μ(1/日)	R^2	μ(1/日)	R^2
手賀沼	対数増殖期	0.073	0.86	0.06	0.86	*-0.0050*	*0.60*
	死滅期	-0.023	0.85	0.11	0.0039	-	-
霞ヶ浦	対数増殖期	0.12	0.84	0.0085	0.90	*-0.00076*	*0.017*
	死滅期	-0.027	0.86	-0.012	0.24	-	-
牛久沼	対数増殖期	0.1	0.88	0.030	0.12	0.0025	0.08
	死滅期	-0.034	0.93	-0.0057	0.060	-0.011	0.8

		P-TOXFP		D-TOXFP	
		μ(1/日)	R^2	μ(1/日)	R^2
手賀沼	対数増殖期	0.059	0.83	0.027	0.47
	死滅期	-0.0076	0.078	-0.0050	0.23
霞ヶ浦	対数増殖期	0.061	0.90	0.044	0.65
	死滅期	-0.028	0.88	-0.0074	0.34
牛久沼	対数増殖期	0.061	0.67	0.018	0.48
	死滅期	-0.007	0.13	-0.0015	0.0041

注)下線のあるμ、R^2は全ﾃﾞｰﾀを一次反応で近似したときの値である。

R^2が0.8以上の指標として、各湖沼のChl-a及び手賀沼の対数増殖期のP-THMFP、P-TOXFP、霞ヶ浦の対数増殖期のP-THMFP、P-TOXFP、死滅期のP-TOXFP、牛久沼の死滅期のD-THMFPがあり、これらの指標は一次反応に従うと考えられる。また、手賀沼の対数増殖期のD-THMFP、死滅期のP-THMFP、P-TOXFP、霞ヶ浦では、対数増殖期のD-THMFP、死滅期のD-THMFP、牛久沼の対数増殖期のP-THMFP、D-THMFP、死滅期のD-TOXFPはR^2が小さく、これらの指標は一次反応に従わなかった。

4まとめ

閉鎖性水域を水源とした場合のTHMFP、TOXFP削減対策の効果予測を行うために、室内実験により、藻類の対数増殖期及び死滅期におけるTHMFP濃度、P-THMFP濃度、D-THMFP濃度、TOXFP濃度、P-TOXFP濃度、D-TOXFP濃度と種々の有機物指標の相関関係について調査を行った。この結果、THMFP、TOXFPを孔径1μmのｸﾞﾗｽﾌｧｲﾊﾞｰろ紙によりそれぞれ、P-THMFPとD-THMFP、P-TOXFPとD-TOXFPに分画し、さらに藻類を対数増殖過程にある場合と死滅過程にある場合に分けて相関性を調べると、対数増殖過程ではChl-a濃度とP-THMFP濃度に強い相関がみられる場合があり、Chl-a濃度とP-TOXFP濃度の相関性も高かった。この場合対数増殖過程のP-THMFP及びP-TOXFPはChl-aと並んで一次反応的増大していく傾向が見られたが、それらの一次反応係数はChl-aの増殖速度係数程は大きくなかった。さらに、霞ヶ浦では対数増殖期にD-TOXFP濃度とE260及びTOC濃度の間にも相関性が見られたが、他の項目とP-THMFP濃度、D-THMFP濃度、P-TOXFP濃度、D-TOXFP濃度には相関性がみられなかった。D-THMFP濃度は対数増殖期でも余り変化がなく死滅期にはやや低下する傾向がみられた。D-TOXFP濃度は対数増殖期に増加し、死滅期では横這いとなる傾向があった。また、CODcr濃度とTHMFP濃度及びTOXFP濃度の関係に弱い相関がみられる場合があった。またP-THMFP濃度とP-TOXFP濃度に相関性がある場合があった。

（参考文献）

1)水道水質保全対策検討会：水道水質保全対策ガイドライン，平成7年1月24日衛水第13号厚生省生活衛生局水道環境部水道整備課長通知

2)建設省技術管理業務連絡会水質部会：河川水質試験方法（案），（財）土木研究センター，1982

3)(社)日本水道協会：上水試験方法，1993

II. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．窒素の超高度除去に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
研　究　員　吉澤　正宏

１．まえがき

自然水域の水質は、平均的には最近やや改善の兆しが見えるとはいえ、湖沼、内湾等の閉鎖性水域においては、未だ改善の方向に向かっているとは言いがたい。また、下水道などの生活系廃水処理施設の普及が進み、水系によってはこれらの処理施設から排出される栄養塩類が、主たる富栄養化の原因となる場合も考えられる。このような水域の水質汚濁は、下水、工場排水等に含まれる窒素、りんによる富栄養化がその主要因となっているものと推定されていることから、これら下・排水に含まれる窒素、りんの高度除去技術の検討が必要となっている。

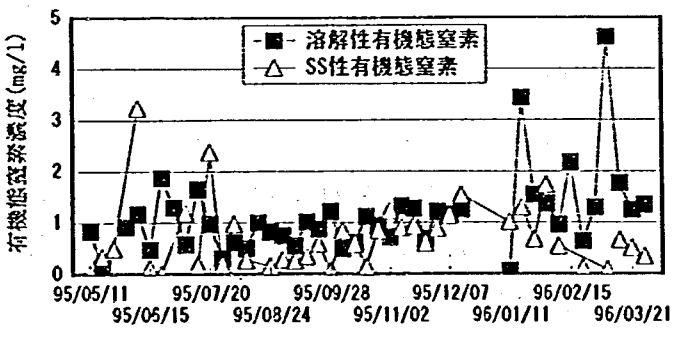
下水道の分野では、各種の窒素除去用高度処理法（循環式硝化脱窒法、硝化内生脱窒法等）が実用化されているが、処理水中の窒素濃度は5㎎/lが除去限界となっており、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度0.2㎎/lを大幅に上回っている。一方、既存の窒素除去技術で可能な限り除去を行った後に残留する窒素成分（有機態窒素が大部分）が、自然生態系に与える影響についての知見も不足しているため、富栄養化防止のためにはどの程度の窒素除去が必要かも不明である。本研究は、処理水中の窒素について、富栄養化に対する寄与の度合いを明らかにするとともに、富栄養化防止という観点から現状の高度処理法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としている。

平成７年度は、有機態窒素の富栄養化に与える影響に関する研究として、下水の高度処理水中に残留する難分解性の有機態窒素が藻類の増殖にどの程度寄与するかを明らかにするとともに、既存の生物学的窒素除去法のプロセス制御方法について検討した。

２．有機態窒素の富栄養化に与える影響に関する研究

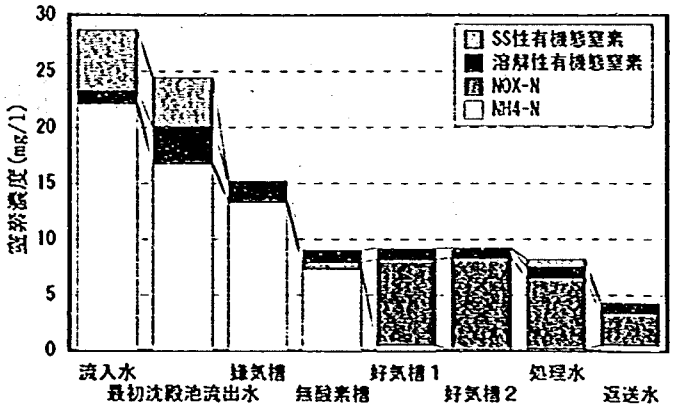
２．１　下水処理プロセスにおける有機態窒素の変化

生物学的処理法を用いている限り、下水処理水中には活性汚泥微生物によっては（通常の処理時間内では）生分解不可能な有機態窒素が、残留する。K浄化センターに流入する下水を投入し、A_2O法で運転するパイロットプラント（後述）の処理水中の有機態窒素の経時変化を図－１に、硝化の良好に行われていた期間における流下方



図－１　処理水中の有機態窒素の変化

向の各態窒素の変化を図－２に示した。図－２中、SS性の有機態窒素は、流入水、最初沈殿池流出水及び処理水についてのみ測定している。処理水中の溶解性の有機態窒素は、年間を通してほぼ１㎎/lであった（図－１）。生物活性の上昇する高水温期（夏季）には、処理水中に残存する溶解性有機態窒素は減少すると予想されたが、反応タンクの水温の変化（9.9～28.5℃の年間変動があった）には無関係であることが分かる。SS性の有機態窒素は、最終沈殿池でのSS除去率により、0.2～１㎎/l程度の範囲にあった。流下方向の各態窒素の変化（図－２）を見ると、溶解性の有機態窒素は、最初沈殿池流出水で3.7㎎/l、嫌気槽で1.8㎎/lと高い値をとる他は全て１㎎/l程度となっていることが分かる。このように最初沈殿池流出水で溶解性有機態窒素濃度が高くなるのは、沈殿汚泥から有機態窒素が溶出しているためと考えられるが、この増大した溶解性有機態窒素は、活性汚泥微生物によって比較的容易に分解されており、処理水の有機態窒素濃度を増大させることはなかった。しかし、最終沈殿池において同様の現象が顕著になれば処理水の溶解性有機態窒素は増大する可能性がある。また、比較的生物反応槽での滞留時間の長い、例えば内生脱窒法などでは生物反応槽において有機態窒素が生分解される可能性が考えられるが、これらがどの程度になるかについては今後の検討課題である。

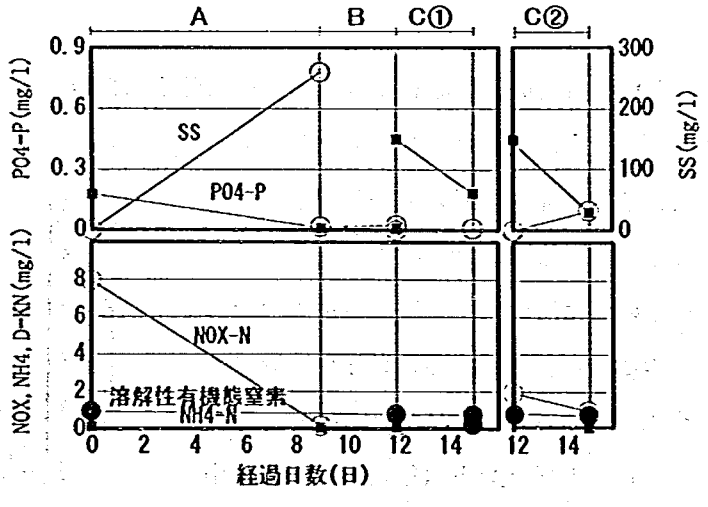


図－２　A2Oプロセスの流下方向各態窒素の変化

２．２　有機態窒素の藻類増殖性

次に、このように活性汚泥微生物によって分解されずに処理水中に残留した有機態窒素が、環境水中に放出された場合に富栄養化現象を引き起こす可能性について検討を試みた。

K浄化センターの下水高度処理水（窒素・りん除去法＋砂ろ過：NH_4-N 0.13㎎/l　NO_x-N 7.9㎎/l　PO_4-P 0.18㎎/l　溶解性有機態窒素（D-KN）1.0㎎/l）をビーカーに入れ光を照射しながら放置すると、藻類の発生が認められる。発生した藻類は、緑藻綱の*Scenedesmus*と珪藻綱の*Synedra*のほぼ２種類で、前者が優勢であった。*Scenedesmus*は湖水・池沼・水溜まりなどのプランクトンとして最も普通に見られるものである[1]。このように処理水中で自然発生する藻類を、高度処理水のろ過試料（SS分をGF/Bガラス繊維ろ紙で除去した試料）に植種して回分処理（図－３，A）を行ったところ、処理水中のNO_x-N、PO_4-Pはそれぞれ0.15㎎/l、0.01㎎/lまで低下した。ここで増



図－３　有機態窒素の藻類増殖への利用可能性

殖した藻類をGF/Bろ紙にて濾別除去した処理水に、再度藻類を植種、回分処理を行ったが（図－３，Ｂ）、藻類の増殖は殆ど認められず、NO_x-N、PO_4-Pの変化も殆どなかった。ここには、まだ実験開始時とほぼ等しい0.8mg/l程度の溶解性有機態窒素が残存していた。藻類が増殖できなかった理由に、りんによる増殖制限も考えられたため、この試料を２分し、一方にはPO_4-Pのみを加えて（0.45mgP/l）りんによる増殖制限を解き、もう一方にはNO_x-NとPO_4-Pの両方を加えて回分実験を行った（図－３，Ｃ）。りんのみを加えた系（①）では、溶解性有機態窒素の減少及び藻類の増加は殆ど認められなかった。りん及び硝酸性窒素の両方を加えた系（②）では、藻類は窒素源としてNO_x-Nの方を利用して増殖していることが認められた。このことから、下水処理水中に残存する有機態窒素は、湖沼等に一般的に現れる藻類*Scenedesmus*の増殖は招かず、短期的には富栄養化への影響は大きくないと考えられた。しかし、藻類は、その種類により各態窒素の利用特性が異なると言われることから[2]、種々の生物の生存する環境水中においてどの程度の影響があるのか、また長期的な影響については今後の検討課題である。

３．既存窒素処理技術の高度化に関する研究

水処理プロセスの高度化には、一つには現状以上の処理水質を得るための新しい処理技術の開発が挙げられるが、一方、流入水質・水量の変動に対し、安定した処理水質を得るためのプロセス制御方法を確立することも重要な課題と考えられる。このようなプロセス制御方法の確立によって、現在以上の効率の良い処理プロセスの開発も期待できる。

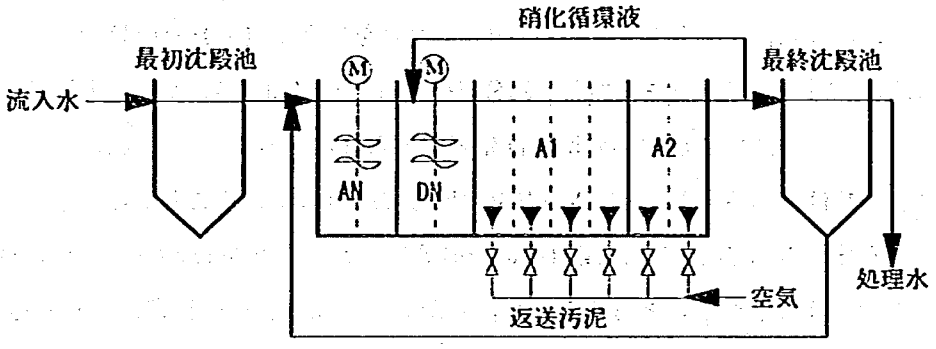
窒素除去プロセスについては、アンモニアストリッピング等の物理化学的除去方法があるものの、現在、我が国の都市下水処理の分野での適用例はなく、専ら生物学的窒素除去法が行われている[3]。この生物学的窒素除去法には、循環式硝化脱窒法、硝化－内生脱窒法及びりん除去についても考慮された循環式硝化脱窒法の前段に嫌気槽を有する嫌気－無酸素－好気法（A_2O法）がある[3]。近年には、例えば平成５年に海域の窒素及び燐に係る環境基準の設定及び排水基準の改正がなされ、また、平成７年２月には東京湾、大阪湾の窒素及び燐に係わる環境基準の類型指定がなされる[4]など、公共用水域の水質保全の観点からは下水処理水から窒素及びりんの両方を除去する必要があること、また、東京湾、大阪湾周辺は大都市が並び、窒素除去のための施設の拡張が困難なことを考え、本年度は、A_2O法で運転するパイロットプラントの脱窒プロセス及び硝化プロセスの安定制御・管理方法について検討することとした。

生物反応タンクの監視項目は種々あるが、現在一般に用いられている自動連続測定可能な水質項目としては、ｐＨ、ＤＯ及びＯＲＰがある。標準活性汚泥法でのＤＯ管理による曝気風量制御は一般に行われている[5]が、各種高度処理法のプロセス制御方法は、現在、精力的に研究が行われデータの収集が行われてつつあると考えられる。ここでは、パイロットプラントの生物反応タンク内の各態窒素とｐＨ、ＤＯ及びＯＲＰ等との関係を求めることより、完全硝化及び完全脱窒のプロセス制御方法についての

表－１　ｐＨ、ＤＯ及びＯＲＰの特徴

ｐＨ	・好気/無酸素下の計測可 ・安定的　　・独立変数
ＤＯ	・無酸素下の計測不可 ・0～0.5mg/lの計測には頻繁なｷｬﾘﾌﾞﾚｰｼｮﾝが必要
ＯＲＰ	・好気/無酸素下の計測可 ・維持管理容易 ・pHその他の従属的変数

検討を試みた。以下に、調査結果を示す。なお、図－４にA_2O法パイロットプラントの概要を示す。表－１[6]はｐＨ、ＤＯ及びＯＲＰの性質について取りまとめたものである。

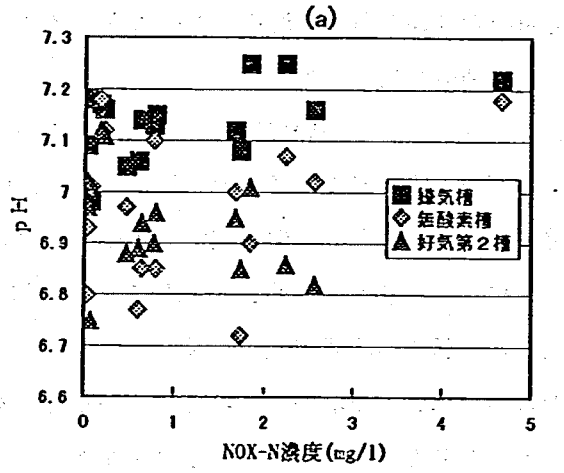


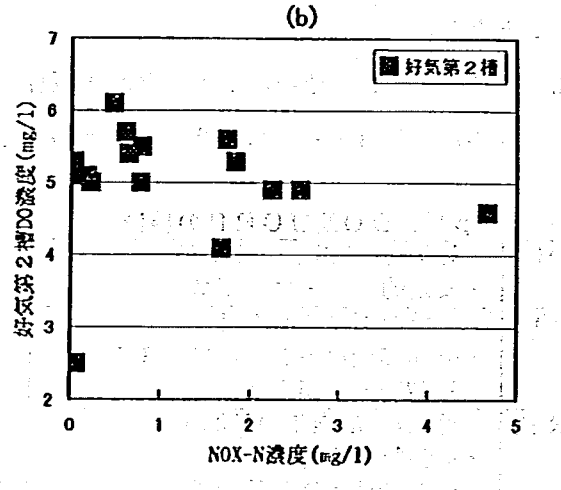
HRT：7.1hr	A-SRT：8day	MLSS：2927mg/l	処理水量：33.6m3/d
汚泥返送率：50%	硝化液循環率：100%	反応タンク容積：10m3	
嫌気槽(AN)：2m3	無酸素槽(DN)：2m3	好気第１槽(A1)：4m3	好気第２槽(A2)：2m3

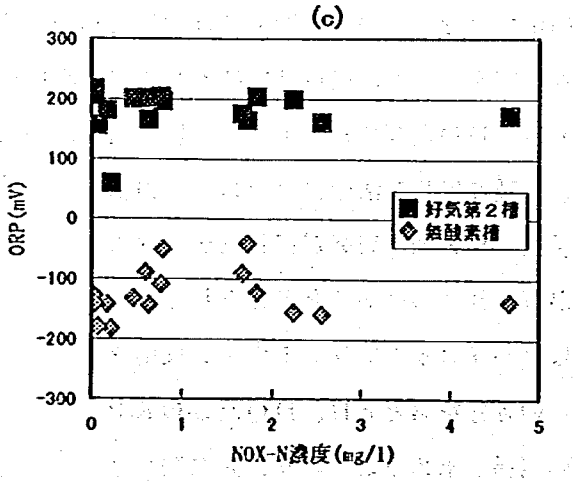
図－４　A2O法パイロットプラントの概要

３．１　脱窒プロセス

A_2O法の脱窒槽は、前段に嫌気槽、また好気槽（の出口）から硝化循環液が流入する。そこで、無酸素槽内NO_x-N濃度と各槽（嫌気槽、無酸素槽及び好気第２槽）のｐＨ、ＤＯ（嫌気槽、無酸素槽は、元々ほぼ０であるから除外する）及びＯＲＰとの関係について調べた。結果を図－５に示した。無酸素槽内NO_x-N濃度は、これらのいずれとも明確な関係を見出すことはできなかった。ＯＲＰは、無酸素性の目安となり得ると考えられるが、無酸素槽のＯＲＰは、NO_x-N以外の他





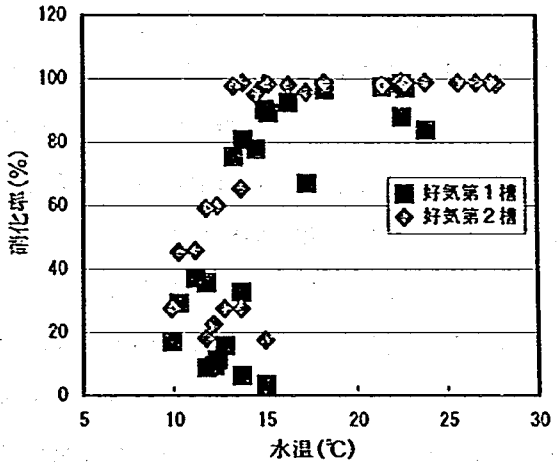


図－５　無酸素槽内NOX-N濃度と各槽pH, DO及びORPとの関係

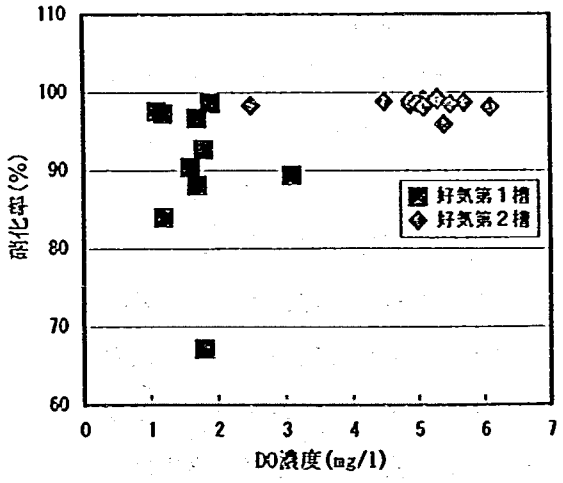
の要因が大きく働いていると思われ、脱窒プロセスの状態の把握はＯＲＰからは困難である。

３．２　硝化プロセス

硝化プロセスの制御因子としては、ＤＯ濃度及びＳＲＴが重要である。本実験では、水温15℃でも良好な硝化が行われることを目標に、汚泥管理についての制御因子、Ａ－ＳＲＴを８日に設定して運転を行った。図－６に水温と好気第１槽及び好気第２槽（系全体）の硝化率の関係を示した。設定値にほぼ等しい15℃を境にそれ以下で硝化率が低下した。水温15℃以上で系全体の硝化率は、ほぼ100%に達している。水温15℃以上における好気槽のＤＯ濃度と硝化率の関係を図－７に示した。好気第１槽でばらつくのは、有機物濃度が硝化活性に影響を与えているためと考えられる。好気第２槽では、ＤＯ濃度は２～６mgO_2/lの間で変化するが、いずれも硝化率はほぼ100%に達している。硝化速度に及ぼすＤＯ濃度の影響は、Monod Modelで表され、その飽和定数は、米国ＥＰＡの窒素制御マニュアル[1]に示されている文献値によると、0.15～2.0mg/lとなっていることから、十分な硝化速度が確保されるような環境条件であったと言える。ＤＯ濃度による管理は、存在している硝化細菌に対して水温以外についての最適な環境を整え、高い硝化速度を保持しようとするものであるから、硝化槽内にNH_4-Nが残留するか否かは、硝化槽流入NH_4-N負荷（流入濃度と滞留時間・硝化槽容積）の問題となる。プロセスの効率化を考えるならば、例えば本実験で見られるように好気第１槽で既に硝化率100%を達成しているような場合、窒素の除去率をより高めるために硝化液循環率を高めたり、（生物反応タンクがそのような対応が可能であるとして）無酸素槽及び好気槽の容量配分の最適化を図るなどが可能であるが、好気槽のNH_4-N濃度を知り得ないＤＯ濃度管理にはそれはできない。



図－６　水温と硝化率との関係



図－７　DO濃度と硝化率との関係

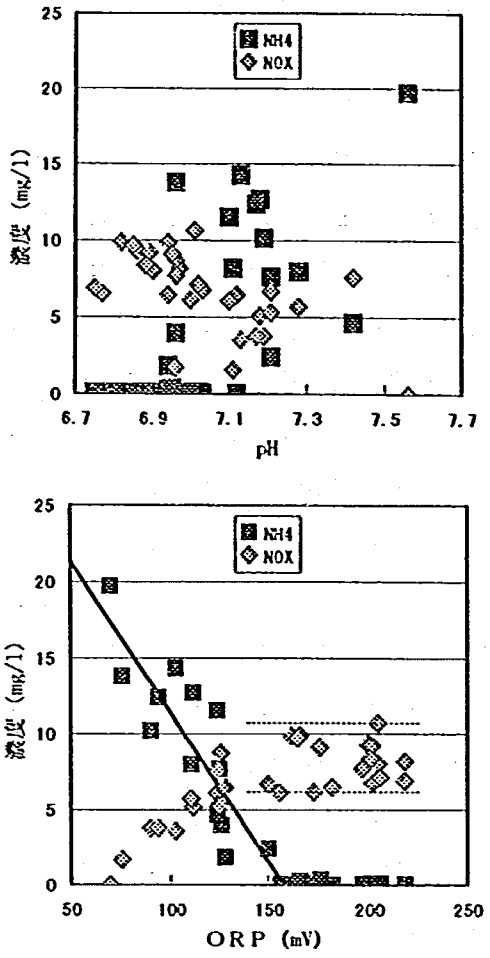
図－８は、ｐＨやＯＲＰについて、好気槽のNH_4-N又はNO_x-Nとの関係を求めたものである。ＯＲＰは、それ自身もｐＨ等に依存し、独立変数とは言えないが、ＯＲＰとNH_4-N濃度及びNO_x-N濃度とに相関を認めることができた。すなわち、次式によって好気槽内NH_4-N濃度が与えられることが示された。

NH_4-N濃度(mg/l)＝-0.197*ORP(mV)＋31.2

完全硝化は、ＯＲＰが約＋150mV以上で達成される。NO_x-N濃度も硝化反応を通じ、NH_4-N濃度と関係があるためＯＲＰとNO_x-N濃度とに関係を見出すことができるものの、完全硝化時のＯＲＰに対して、NO_x-N濃度にはある程度の幅を

有しており、この付近でのNO_x-N濃度をＯＲＰのみによって知ることは難しい。本例では、NO_x-N濃度は５～10mg/lで変化しており、高負荷時は低負荷時の２倍の負荷となる。脱窒反応は基質濃度に対して０次反応である[7]ことから、基質濃度以外の条件が整っている場合、２倍の負荷に対しては２倍の反応タンク容量が必要になる。本実験でも、硝化槽NO_x-N濃度の高い時には、脱窒槽でNO_x-Nが残留する結果となっていた。

このように、硝化プロセスの制御に対してはＯＲＰの有用性が認められるものの脱窒プロセスの最適制御へのＯＲＰの適用は困難であると考えられた。

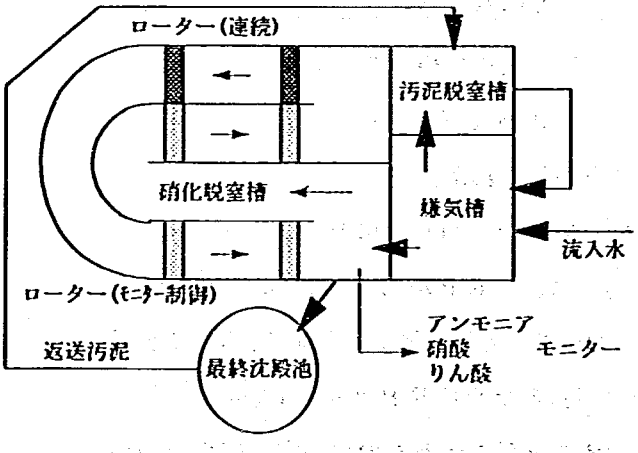


図－８　好気第２槽NH4-N, NOx-N濃度とpH又はORPとの関係

３．３　アンモニア・硝酸自動モニターについて

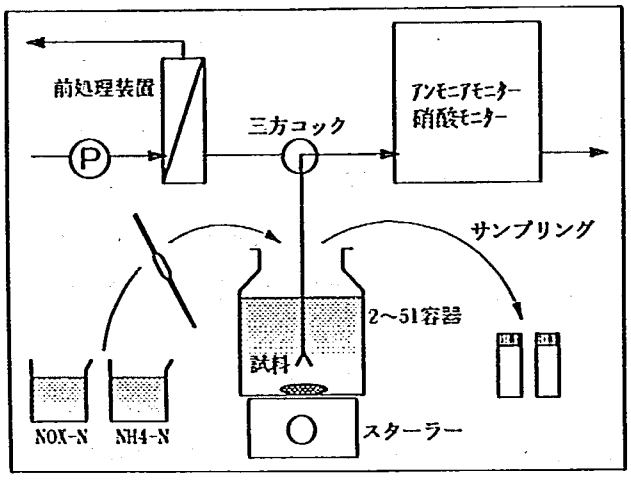
これまでの検討から硝化プロセスに関してＯＲＰ制御の可能性が認められたが、ＯＲＰはｐＨ等の水質特性値にも依存しており、プロセス制御には補助的に用いた方が良いと考えられる。完全硝化、完全脱窒を効率的に行い、流入水質の変動に対し安定した処理水を得るためには、ＤＯやｐＨ、ＯＲＰのみによる運転管理は十分とは言い難い。NH_4-N及びNO_x-N濃度を直接自動測定するモニタリングシステムの導入は、プロセス制御手法の改善、確立に有効なものと期待される。日本では、まだ実処理場への適用例はないが、既にドイツでは、実処理場において、りんを含めてアンモニア・硝酸を自動モニタリングし、曝気装置（マンモスローター）の運転制御を行うことで、硝化脱窒槽の硝化ゾーンと脱窒ゾーンを適正配分し（図－９参照）[8]、良好な処理水質を得ている。

NH_4-N濃度の測定は、従前のイオン電極法では、イオン電極電位がネルンスト式に基づく対数指示であるため感度・精度に問題がある上、電極にスライムが付着するなどの難点があった。本研究では、試料水中のアンモニウムイオンをｐＨ調整によりアンモニアガスとし、透過膜を通じて検出器側に導入することより共存物質の影響を取り除き、アンモニア濃度の測定にはリニアな計測が可能な導電率法を採用するアンモニアモニター、及び２波長の吸光度を測定し、共存着色物質の影響をその吸光特性を利用して演算により差



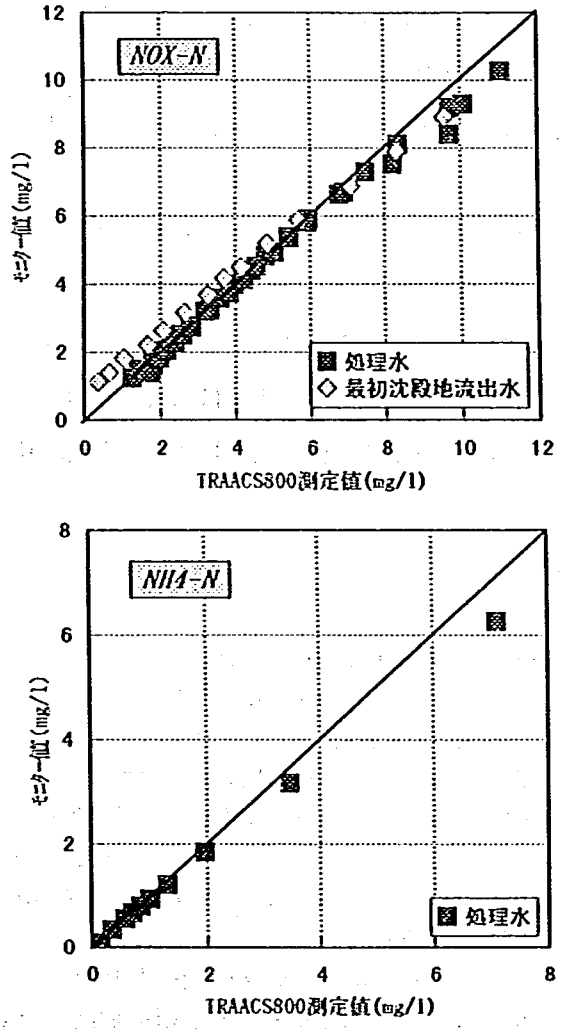
図－９　ドイツにおける窒素・りんモニター制御

し引くことより硝酸濃度を求める（２波長紫外部吸光光度法）硝酸モニターを用いてプロセス制御方法について検討する。これらのモニターの下水処理への適用に当たっては、有機物等様々な共存物質を含む試料に対し、安定的に高い精度で計測することが可能かどうかを検討する必要がある。本年度は、このような下水処理へのアンモニア・硝酸自動モニターの適用性について検討を行った。実験の概要を図－10に示す。



図－10　実験概要

図のようにモニターの前段には供試水中の浮遊物質を取り除くための前処理装置である膜ろ過装置が置かれているが、実験では予めGF/Bガラス繊維ろ紙にてろ過した試料を直接モニターに導入した。モニターのフルスケールは両方とも10mg/lに設定した。検討した試料は、NH_4-N濃度及びNO_x-N濃度の比較的低い内生脱窒法によって運転しているベンチスケール実験の処理水及び最初沈殿池流出水である。試料中の有機物濃度は、処理水についてCOD_{cr}で16.4～16.8mg/l、TOCで5.7～7.9mg/l、最初沈殿池流出水についてCOD_{cr}で73.4mg/l、TOCで39.6mg/lであった。ただし、アンモニアモニターに対しては最初沈殿池流出水を希釈して実験を行った（試料中のアンモニア濃度を低下させるため）ので、この場合にはCOD_{cr}で20.7～22.1mg/l、TOCで10.8～12.2mg/lとなった。これらの試料中にNH_4-N（NH_4Cl溶液）又はNO_x-N（$NaNO_3$溶液）を適宜添加しながらモニタリング及びサンプリングを行い、サンプリング試料についてインドフェノール法及びCd-Cu 還元法による自動比色分析装置を用いて各態窒素濃度を測定した。この自動比色分析装置による分析値（以下、「分析値」という）とモニター値との比較を図－11に示した。



図－11　TRAACS800測定値とﾓﾆﾀｰ値の比較

処理水に対しては、フルスケール近くで若干直線性が失われるものの、モニター値

と測定値はよく一致した。最初沈殿池流出水希釈水のアンモニアモニター値は、処理水の場合とほぼ同様の結果を示した。最初沈殿池流出水の硝酸モニター値は、着色成分の補正値を処理水のそれと同じにして計測されたものである。上方へのシフトは最初沈殿池流出水中の着色成分による影響であるが、図に見られるように直線性は認められることから、これを補正すれば最初沈殿池流出水についても測定値とモニター値はよく一致すると考えられる。ここでは、NH_4-N濃度として0.2mg/l程度、NO_x-N濃度として1.3mg/l程度を下限濃度として実験を行ったが、本研究では、処理水中の無機態窒素濃度を富栄養化の限界である0.2mg/l以下まで除去することを目標としており、このような低濃度域におけるこれらのモニターの適用性について更に調査が必要である。また、2000～3000mgMLSS/lの反応タンクにおけるアンモニア・硝酸濃度の把握には前処理装置としてのろ過システムの性能、管理性についての検討が必要と考えられた。

4．まとめ

本年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

（1）下水処理水中には、通常の生物処理時間内には分解除去不可能な溶解性の有機態窒素が1mg/l、またSS起因の有機態窒素が0.2～1mg/l程度残留する。溶解性の有機態窒素は、短期的には藻類（*Scenedesmus*）の増殖を招かない。しかし、長期的に、また種々の生物の存在する環境水中における富栄養化への影響については今後の課題である。

（2）既存の連続自動測定可能な水質測定器（pH、DO及びORP）によっては、脱窒槽の窒素の状況を把握することはできず、脱窒プロセスの最適制御は、これらによっては難しい。硝化槽内NH_4-N濃度とORPにはある程度の相関が認められ、ORPによる硝化プロセス制御の可能性が示された。

（3）処理水、反応槽内の正確な窒素濃度の把握を行い、最適な硝化脱窒プロセスの制御を行うために自動窒素分析装置の導入が考えられる。自動窒素分析装置の下水処理への適用性について実験を行い、モニター値と自動比色分析装置による測定値はよく一致することが認められた。本研究の目標とする低濃度域のモニターの適用性については今後の調査によって明らかにする。

参考文献

1)廣瀬弘幸他：「日本淡水藻図鑑」，内田老鶴圃新社

2)近藤正夫他：「*Chlorella phrenoidosa*の増殖と各態窒素、リンの利用に及ぼす窒素、リンの濃度と組成比の影響」，発酵工学，第64巻，第5号，pp. 401-406, 1986

3)建設省高度処理会議：「高度処理施設設計マニュアル」，日本下水道協会，1994

4)建設省都市局下水道部：「日本の下水道（平成7年版）」，1995

5)増田正宏：「下水道の自動制御について」，下水道協会誌，Vol. 26, No. 303, 1989

6)T. Aoi：「Control and Automation Aspects of Biological Denitrification Processes in JAPAN」，2nd Japan-Netherlands Workshop

7)EPA：「Manual Nitrogen Control」，p. 91, 1993

8)建設省土木研究所：「平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集」，土木研究所資料，第3215号，p. 68, 1995

２．下水汚泥の無害化処理に関する研究

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
研　究　員　平山　孝浩

研究期間　平成４年度～平成７年度
平成７年度当初予算額　13,815千円

Research on Safe Application of Sewage Sludge to Lands

(FY 1992 - 1995)

Haruki WATANABE, Shuichi OCHI, Takahiro HIRAYAMA
Sludge Management Division, Water Quality Control Department,
Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

Sewage sludge which contains much organics, nitrogen and phosphorus is one of the important resources to be reused. In FY 1992, the beneficial use of sewage sludge which generated about 150 million tons as dried solids (DS) is about 13% to agricultural and green lands, about 6% as construction materials. One reason why sewage sludge can not be so much applied to lands is caused by rather high concentration of heavy metals in comparison with other organic fertilizers like bark compost and animal excreta compost.

The purpose of this study is to develop extraction methods of heavy metals from sewage sludge using acids or chelate reagents and to evaluate the soil conservation after land application of treated sewage sludge.

The summary of the study in FY 1995 is as follows.

After primary, excess activated and digested sludges were treated at pH3 using hydrochloric acid with adding ferric chloride about 10%(w-$FeCl_3$/w-TS), they were dewatered by centrifuge. The untreated primary, excess activated and digested sludges were dewatered by centrifuge without coagulant. The water contents of dewatered sludges were 80-90% except digested sludge without ferric chloride. These dewatered sludges were dried and composted using bench-scale composters. The Neubauer's seedling test were applied to evaluate the effects of acidification for these dried sludges and composts. The germination rate and the crop yield of the seedling test for the untreated dried sludges were better than the treated dried sludges. But after composting, the difference of the seeding test results between treated and untreated sludges were not found except treated primary sludge.

The extraction experiments of heavy metals in primary and excess activated sludge by adding ferric chloride were conducted. As the results, we found the extraction of Cu was effective by adding more than 15%(w-$FeCl_3$/w-TS) to primary sludge and more than 20% to excess activated sludge.

１．はじめに

資源の再利用が社会的に要請される中でゴミの分別収集や再利用が一般的に広まりつつあり、下水汚泥も有機物の含有量が多く、植物の主栄養素である窒素やりん酸を２～５％程度含有しているので再利用可能な重要な資源の１つとして認識されており、コンポスト化などの処理をして緑農地利用されている。しかし、その量は発生量全体の約13％である。今後も中小都市の下水道整備が進められて行くが、流入下水の主体が生活排水となるところが多くなり、それを処理するこ

とによって発生した汚泥は廃棄物として処分するのではなく、資源として有効利用する方向で検討して行くことが必要と考えられる。

これまで、下水汚泥の緑農地利用の割合が小さい原因の一つに重金属の含有量が他の有機質肥料に比べて高いことが挙げられている。しかし、工場排水規制が厳しく行われている今日では、生活排水由来、すなわち人々の日常生活から排出されたものが下水中に入り、下水処理の過程で汚泥に移行したものが多いことが認識されるようになった。このため、本研究では汚泥中の重金属を発生源で除去するのは限界があると考え、汚泥処理過程でできるだけ除去できないか検討することとした。

2．研究目的

本研究で除去の対象となる重金属は、カドミウム(Cd)等の有害金属と動物や植物にとっては必須元素であるが土壌への蓄積が問題になっている亜鉛(Zn)、銅(Cu)とする。除去の程度は下水汚泥コンポストを緑農地へ連用しても、植物への影響や土壌への蓄積が問題にならず、かつ、技術的及び経済的な面など総合的に評価して最も効率のよい手法の確立を行うことを目的に実施する。

3．研究方法

鉱物からの金属の溶出方法は種々実用化されているが、下水汚泥中の重金属を溶出除去することを目的として溶出方法が検討されたことは極めて少ない。このため、本研究においては下水汚泥中の重金属の溶出方法として以下の３種類の方法を検討することとした。

①酸による溶出
②電解処理法による溶出
③バクテリアリーチング法による溶出

これら３種類の方法の中から最も実用化の可能性の高い方法を更に検討するとともに、汚泥から溶出された重金属の除去方法を検討する。重金属を溶出除去した汚泥については、それを用いて植物栽培試験を行い、肥料としての安全性の確認や有機物の供給による土壌保全効果などについて総合的な評価を行う。

本年度は、酸により重金属を溶出させた下水汚泥の脱水性を検討するとともに、重金属を溶出除去後脱水した汚泥の発酵特性及び肥料としての安全性を評価した。また、脱水時に用いる塩化第二鉄の重金属溶出効果を確認した。

4．研究結果

前年度までに、酸による溶出ではCd、Zn、Niに比べCu、Crが溶出し難く、これに比べ電解処理法では若干CuとCrが、バクテリアリーチング法ではかなりCuが除去されることが明らかになった[1]。また、バクテリアリーチング法に関する実験において、第二鉄の化学的な作用により、酸では溶出し難いCuがかなり溶出されることが認められた[1]。一方、溶出された重金属は、中和凝集沈殿または液体キレート剤を用いた凝集沈殿により除去できることが明らかになった[2]。

電解処理法あるいはバクテリアリーチング法は酸によるｐＨ調整に加え、さらに電気分解あるいは鉄酸化細菌の添加を行うものであり、３種類の溶出方法の中では酸による溶出が最も簡便であり、実用的であると考えられる。

酸による重金属除去を適用した場合、脱水の凝集剤には、第二鉄の重金属除去効果が期待できる塩化第二鉄を用いることが考えられる。一般に、塩化第二鉄を凝集剤として用いる場合、凝集助剤として消石灰を用いるが、消石灰は汚泥のｐＨを上昇させ、溶出した重金属を再び汚泥に凝集させるので、塩化第二鉄添加のみで脱水する必要がある。また、酸により処理された汚泥をコンポストとして緑農地に利用する場合、酸により汚泥が変質している可能性があるので、その発酵特性及び肥料としての品質・安全性を評価する必要がある。

第二鉄の化学的な作用による重金属の溶出が確認された実験[1]では、硫酸第二鉄を用いたが、脱水の凝集剤として用いる塩化第二鉄による下水汚泥からの重金属の溶出を再確認する必要がある。

ここでは、酸により処理された汚泥に関して、凝集剤を塩化第二鉄のみとした脱水実験を行うとともに、その脱水汚泥のコンポスト化実験を行い、得られたコンポストの幼植物試験を行った。また、塩化第二鉄による重金属の溶出実験を行った。

4．1 酸処理汚泥のコンポスト化実験

4．1．1　実験方法

(1)酸処理及び脱水

実験には、H市Ｉ処理場の最初沈殿池汚泥（以下、初沈汚泥という）、余剰活性汚泥（以下、余剰汚泥という）及び両者を混合し嫌気性消化した汚泥（以下、消化汚泥という）を用いた。実験では、まず、汚泥をラバータンクに約2㎥採取し、撹拌しつつ塩化第二鉄を添加し、塩酸によりｐＨを３に調整した（以下、酸処理という）。その後、試料は15～18時間静置され、脱水された。脱水では、容量6㎥/時の車載式遠心脱水機を用い、脱水汚泥を得ることを目標とし、汚泥投入

表－１　コンポスト化実験条件

発酵日数	32日間
仕込み時含水率	約52%
投入量	約4.7L, 3.5～4.0kg
切り返し及び試料採取頻度	1, 4, 7, 11, 15, 20, 25, 32日目
通気量	0.4L/min →(段階的に減量) → 0.15L/min

量・差速等を随時調整した。また、各汚泥をそのまま、すなわち塩化第二鉄添加及び酸によるｐＨ調整をせず（以下、無処理という）、脱水した。

タンクに貯留された汚泥の約半量が脱水機に投入された時点で、脱水機投入汚泥及び脱水分離液を採取した。それらのSS、VSS、TS、VTS及び重金属濃度を分析するとともに、脱水汚泥の含水率、強熱減量、重金属濃度を分析した。

試料に王水を添加し、マイクロウェーブ分解装置により有機物を分解した後、GF/B１μmでろ過した溶液について重金属等（Zn、Cr、Ni、Mn、Cu、P、K、Ca、Mg）の含有量をICP発光分析法により分析した。その他の分析は、下水試験法(1984)により行った。

(2)　コンポスト化

酸処理脱水実験により得られた脱水汚泥を風乾・粉砕し、コンポスト化の原料とした。実験に用いた発酵槽は、底部より通気可能な内径10cm、高さ約60cmのプラスチック製円筒であり、保温のため周囲を厚さ５cmの発泡スチロールにより覆われている。

コンポスト化実験の主な実験条件を、表－１に示す。まず、風乾試料にＩ県Ｋ浄化センターのコンポストの粉末を乾燥重量比にして10%混合し、含水率を約52%に調整後、発酵層に投入した。その後、発酵層の底部より強制的に通気を行い、30℃恒温室において、32日間発酵させた。その間、切り返しと同時に試料採取を行い、採取した試料の性状・組成を分析するとともに、発酵温度を連続測定した。重金属等（Zn、Cr、Ni、Mn、Cu、P、K、Ca、Mg）の含有量は、(1)で述べた方法により分析した。その他の分析は、下水試験法(1984)及び肥料分析法(1992)により行った。

(3)　幼植物試験

幼植物試験では、コンポスト化実験の原料及び32日目の発酵物を対象試料とした。幼植物試験は「59農蚕第1943号」に準じた。すなわち、ノイバウエルポットに風乾土を充填し、N、P_2O_5及びK_2Oとして、それぞれ35mgに相当する量の硫酸アンモニア、過りん酸石灰、及び塩化加里を添加し(標準区)、さらに試料をN換算で100～400mg上乗せしたもの(試験区)に、コマツナを20粒播種して３週間栽培し、発芽率及び収穫物の生体重を測定した。

表－２　供試汚泥性状

	TS(g/l)	VTS(g/l)	SS(g/l)	VSS(g/l)
初沈汚泥	21.4	13.5	19.7	12.8
余剰汚泥	6.5	4.4	5.9	4.2
消化汚泥	20.5	12.9	17.4	11.1

表－３　塩化第二鉄添加率及び測定ｐＨ

	塩化第二鉄添加率 (%, w-$FeCl_3$/w-TS)	測定ｐＨ	
		pH調整直後	脱水直前
初沈汚泥	9.3	3.4	4.0
余剰汚泥	12.3	3.0	3.0
消化汚泥	8.5	2.9	3.7

表－４　脱水結果

		脱水汚泥含水率 (%)	脱水分離液SS濃度 (g/l)	固形物回収率 (%)
初沈汚泥	無処理	86	2.5	87
	酸処理	82	(5.1)	(74)
余剰汚泥	無処理	88	2.8	53
	酸処理	87	(0.16)	(97)
消化汚泥	酸処理	89	(9.4)	(46)

注)カッコ書きは参考値

4．1．2　実験結果及び考察

(1)　酸処理及び脱水

表－２に各供試汚泥の性状を、表－３に塩化第二鉄添加率及び測定ｐＨを示す。塩化第二鉄添加率は10%前後となった。また、ｐＨは各ケースにおいてほぼ３に調整されたが、初沈及び消化汚泥の場合、脱水直前にはｐＨが４程度となった。

塩化第二鉄添加時に、初沈汚泥の場合に若干、消化汚泥の場合に多量の硫化水素発生による気泡が生じたため、汚泥が浮上濃縮された可能性がある。また、酸処理された余剰汚泥は、脱水直前には底面より水深の約４割の高さに汚泥界面を形成し、明らかに重力濃縮されていた。よって、効率的に脱水するため、汚泥を撹拌することなく、タンク底面付近より汚泥を引き抜き、脱水機に投入した。

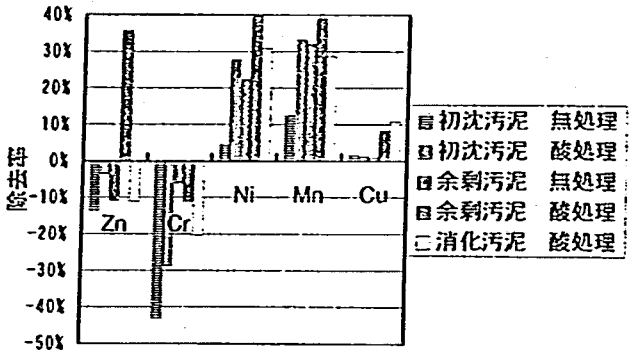
表－４に脱水汚泥の含水率、脱水分離液のSS濃度及び固形物回収率を示す。ここで、固形物回収率は、供試汚泥SS濃度に対する脱水分離液SS濃度との差の百分率とした。また、酸処理の脱水分離液のSS濃度及び固形物回収率を参考値としたのは、前述の通りタンク内で汚泥濃度が大きく変化しているにもかかわらず、試料採取が１回のみであったためである。無処理の場合には、消化汚泥の脱水汚泥は得られなかったが、酸処理の場合には、全ての供試汚泥において含水率が82～89%の脱水汚泥を得ることができた。

供試汚泥中の重金属濃度を表－５に、酸処理・脱水による重金属除去率を図－１に示す。ここで、除去率は、供試汚泥中濃度に対する脱水汚泥中濃度との差の百分率とした。

表－５　供試汚泥の重金属濃度

(mg/kg·DS)

	Zn	Cr	Ni	Mn	Cu
初沈汚泥	1980	218	257	356	905
余剰汚泥	1710	240	220	964	1040
消化汚泥	2170	259	350	446	1330



図－１　重金属の除去率

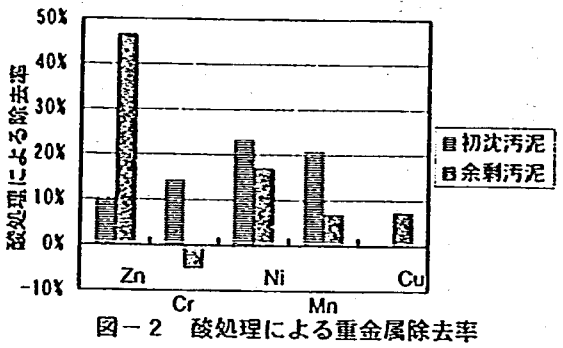
各汚泥の無処理の除去率から、凝集剤を用いない脱水プロセスにより、初沈汚泥ではCrが濃縮されやすく、余剰汚泥ではNiとMnが除去されやすいといえる。これは、各重金属が含有される粒子の大きさ、比重等の相違によるものと推察される。

本実験で使用した塩化第二鉄(純度96%以上)には重金属が含まれており、塩化第二鉄添加による汚泥中重金属濃度の増加率は、Cr及びMnで20～40%、Niで10%程度、Zn及びCuではほぼ０%であった。しかしながら、酸処理の重金属除去率は、塩化第二鉄添加濃度を考慮せず算出したにも関わらず、無処理の除去率を下回ることはほとんどなかった。

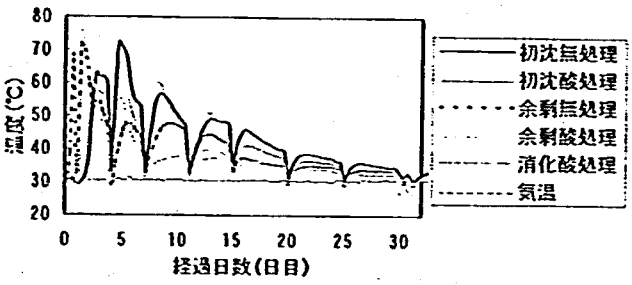
ここで、塩化第二鉄に由来する重金属は、脱水プロセスにおいて除去されると仮定し、さらに、無処理と酸処理において、脱水による重金属除去効果が同等であると仮定すると、酸処理と無処理との除去率の差が酸処理による重金属の除去率となる(図－２)。昨年度まで行われた実験[1)・2)]では、Zn、Ni及びMnが、CrとCuに比べ、酸によって溶出しやすい傾向があった。本実験の結果は、余剰汚泥のZnの除去率が約45%と相対的に高いことを除けば、過去の実験結果[1)・2)]とは必ずしも一致していない。この要因としては、塩化第二鉄に由来する重金属、無処理と酸処理の脱水による重金属除去率が異なることなどが考えられる。

(2)　コンポスト化

図－３にコンポスト化実験の発酵温度の経時変化を示す。余剰汚泥及び消化汚泥は仕込み直後から、温度上昇が見られたが、初沈汚泥における温度上昇は約１～２日経過後からであった。これは、易分解性有機物の含有率や発酵阻害要因(例えば、有機酸の発生等)などの相違によるものと考えられる。



図－２　酸処理による重金属除去率



図－３　発酵温度の経日変化

発酵温度について各汚泥の無処理と酸処理を比較すると、酸処理の温度上昇及び最高温度到達時期は、無処理とほぼ一致し、最高温度の差は５℃程度にすぎない。また、無処理の初沈汚泥、無処理及び酸処理の余剰汚泥においては、65℃以上が２日程度維持されたが、酸処理された初沈及び消化汚泥の場合には、４～８時間しか維持されなかった。しかしながら、コンポスト化規模の大型化により、高温期間の長期化は可能であると考えられる。

発酵期間中、切返しに支障を来す塊状化現象（発酵物が団子状になること）は一切生じなかった。発酵が旺盛な期間（発酵温度が高い期間）には、初沈汚泥の酸処理のケースを除き、強いアンモニア臭が感じられた。初沈汚泥の酸処理のケースにおいて、４及び７日目の切返し時には発酵層底部に、11日目以降は発酵物全体に糸状の菌体が確認された。

原料（ただし、含水率は１日目の発酵物）及び32日目の発酵物の一般的な性状を表－６に示す。ここで、VS減少率は、原料のVS量に対する32日目の発酵物のVS量との差の百分率であり、試料採取による誤差は補正されている。

仕込み時に約52%に調整された含水率は、32日目には初沈汚泥の場合に約47%、余剰及び消化汚泥の場合に約44%となった。酸処理された汚泥のｐＨは、風乾中に上昇し無処理と同じになっていた。また、全てのケースにおいて、発酵過程におけるｐＨの大きな変化は見られなかった。

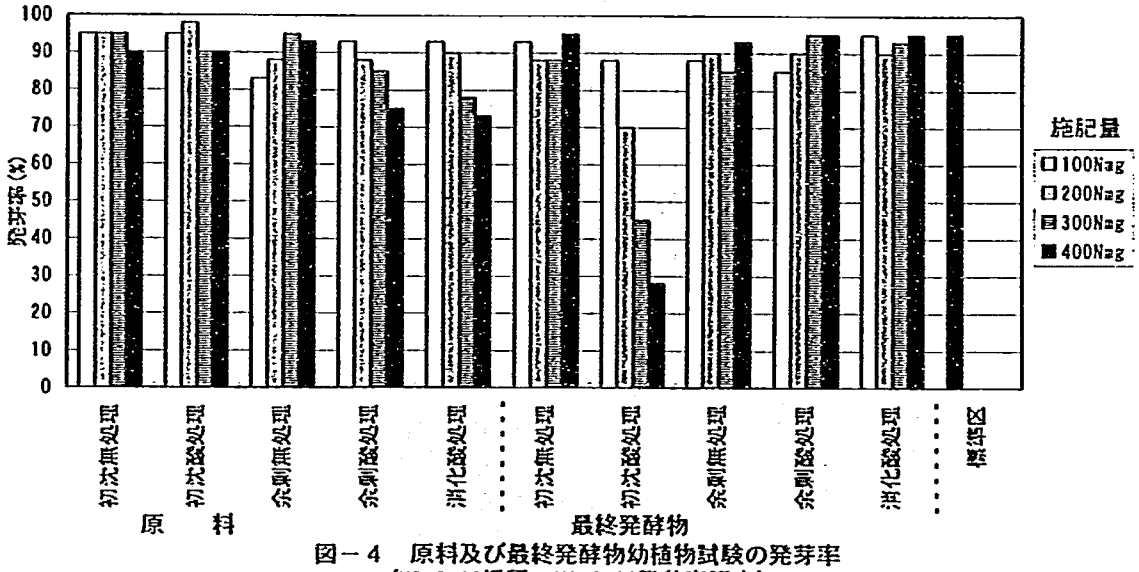
VS減少率は、各汚泥の由来に起因して、初沈汚泥が最も高く、消化汚泥が最も低かった。また、酸処理のVS減少率は無

表－６　原料及び32日目発酵物の一般的な性状

		含水率(%)		VS/DS(%)		pH		C/N比		VS減少率
		原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目	(%)
初沈汚泥	無処理	52.3	46.4	61.0	52.7	6.3	6.7	8.2	5.7	29
	酸処理	52.6	47.5	62.2	51.3	6.3	6.1	8.0	5.8	36
余剰汚泥	無処理	51.4	43.8	62.2	57.5	6.8	6.8	7.0	5.7	18
	酸処理	51.4	44.7	62.2	56.3	6.8	7.0	6.0	5.3	22
消化汚泥	酸処理	51.4	44.6	56.4	53.5	6.3	6.5	6.1	5.4	11
種コンポスト		－	－	51.8	－	7.0	－	5.6	－	－

表－７　原料及び32日目発酵物の肥効成分等含有率

		T-N (%·DS)		P_2O_5 (%·DS)		K_2O (%·DS)		アルカリ分 (%·DS)		Cu (mg/kg·DS)		Zn (mg/kg·DS)	
		原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目	原料	32日目
初沈汚泥	無処理	4.2	3.9	5.4	6.8	0.4	0.6	5.9	7.3	891	1030	2250	2510
	酸処理	4.0	4.3	4.9	6.3	0.4	0.5	3.3	4.4	893	1000	2050	2300
余剰汚泥	無処理	4.8	4.7	7.9	9.2	0.7	0.8	4.5	5.5	1030	1130	1900	2120
	酸処理	5.2	5.0	9.7	10.6	0.5	0.6	3.3	4.1	954	1100	1100	1390
消化汚泥	酸処理	4.7	4.7	7.7	8.4	0.4	0.5	3.7	4.3	1190	1220	2410	2540
種コンポスト		4.8	－	7.3	－	0.5	－	7.0	－	742	－	1700	－



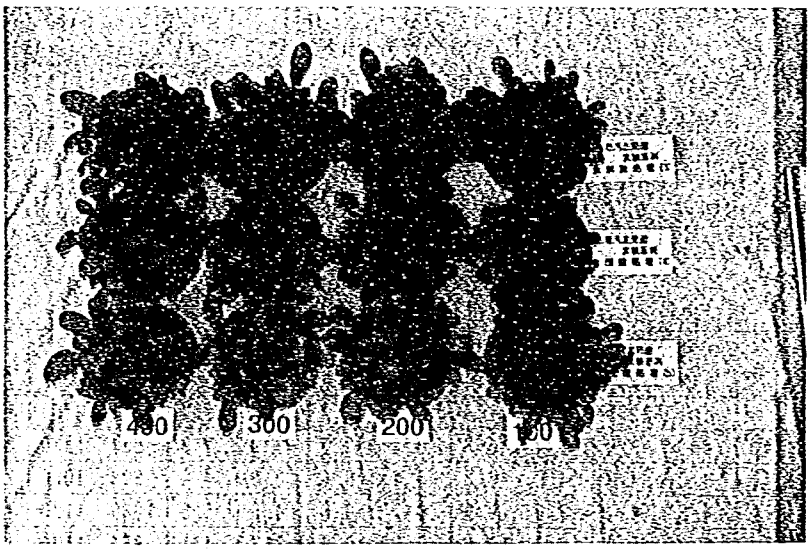
図－４　原料及び最終発酵物幼植物試験の発芽率
(H8. 2. 16播種，H8. 2. 22発芽率調査)

処理を上回っており、その差は初沈汚泥の場合に７％、余剰汚泥の場合に４％であった。これは、酸処理により汚泥が変質し、易分解性有機物の比率が高まったことを示すと考えられる。

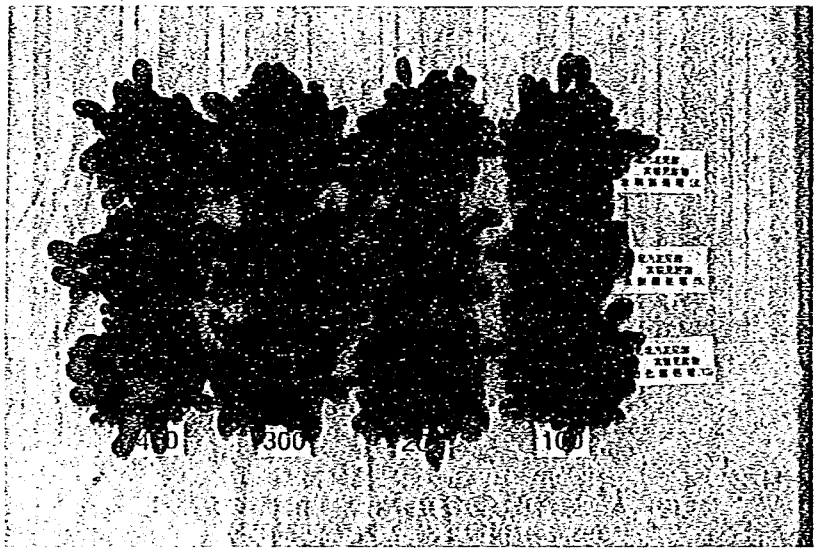
原料及び32日目の発酵物の肥効成分等含有率を表－７に示す。酸処理のアルカリ分含有率は、無処理よりも低く、酸処理により除去されたと考えられる。一方、酸処理による汚泥中の窒素、リン酸及びカリウムの変化は、汚泥種類毎に異なっており、総括的な特徴を見いだすことは困難である。また、32日目の発酵物の含有率は、有機物の分解により、原料に比べ窒素は若干低下し、窒素以外は高くなった。しかし、これらの含有率の変化は、コンポストとしての品質を大きく左右するものではないと考えられる。

(3)幼植物試験

幼植物試験におけるコマツナの発芽は、播種３日後に開始し、発芽開始日に関しては各試験区間の差はなかった。また、最終的には全ての区で発芽率がほぼ100%となったが、発芽の進行速度に関しては各試験区間の差があった。播種後６日目の発芽率を図－４に示す。この時点における、酸処理初沈汚泥の最終発酵物の発芽率は、施肥量が多くなるのに伴い約90%から約30%まで低下している。これは、発酵過程で糸状の菌体が大量に発生したことによるものと考えられる。これほ



写真－１　幼植物試験の生育状態(H8. 3. 7写真撮影)
上：無処理余剰汚泥の原料
中：酸処理余剰汚泥の原料
下：酸処理消化汚泥の原料
左から400, 300, 200, 100Nmg施肥区



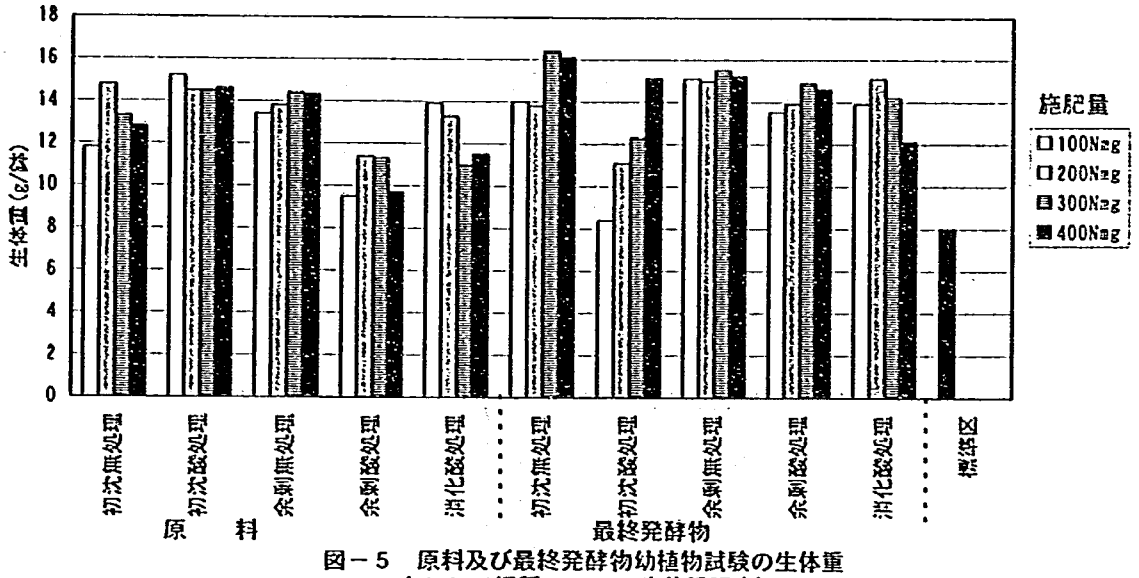
写真－２　幼植物試験の生育状態(H8. 3. 7写真撮影)
上：無処理余剰汚泥の最終発酵物
中：酸処理余剰汚泥の最終発酵物
下：酸処理消化汚泥の最終発酵物
左から400, 300, 200, 100Nmg施肥区

どではないが、酸処理の各汚泥の原料の多量施肥区における発芽が若干遅れる傾向がみられる。

酸処理の初沈汚泥を除き、汚泥種類に関係なく原料及び最終発酵物の無処理と酸処理ごとに、播種後６日目における発芽率を平均すると、無処理の原料では92%、酸処理の原料では84%、無処理の最終発酵物では90%、酸処理の最終発酵物では92%となる。原料の場合には無処理に比べ、酸処理の発芽の進行が遅れているが、最終発酵物の場合には無処理と酸処理の発芽の進行速度がほぼ同じであり、酸処理された汚泥の発芽障害がコンポスト化により解消されたものといえる。

発芽後の生育は、酸処理の余剰及び消化汚泥の原料の多量施肥区において、若干の遅れがみられたが、有害物質によると考えられる異常症状は認められず、すべての区において順調であった。余剰汚泥及び消化汚泥の試験区における収穫前日のコマツナの生育状態を写真－１、２に示す。

播種３週間後に収穫されたコマツナの生体重を図－５に示



図－５　原料及び最終発酵物幼植物試験の生体重
(H8. 2. 16播種，H8. 3. 8生体重調査)

す。各試験区の生体重は、すべて標準区を上回る結果となった。酸処理初沈汚泥の最終発酵物の場合、施肥量に伴う生体重の変化が他のケースに比べ非常に大きい。これは、発酵過程で糸状の菌体が大量に発生したことによる影響と考えられる。すなわち、速効性の肥効成分が、菌体の同化に利用され、その含有率が低下したため、施肥量の相違がコマツナの成長に大きく影響したものと考えられる。

発芽率と同様に生体重を平均すると、無処理の原料では14g/鉢、酸処理の原料では11g/鉢、無処理の最終発酵物では15g/鉢、酸処理の最終発酵物では14g/鉢となる。原料の場合に見られる無処理と酸処理との生体重の差は、最終発酵物の場合には縮小されている。

以上より、酸により処理された汚泥は、酸処理されない汚泥に比べコマツナの発芽及び生育に関して若干の障害があるが、コンポスト化によって無処理と酸処理との差が解消されることが明らかになった。

4．2 塩化第二鉄による重金属の溶出

4．2．1　実験方法

実験では、H市Ｉ処理場の初沈汚泥と余剰汚泥を用い、それぞれの供試汚泥に対する塩化第二鉄添加濃度とｐＨの制御の有無を主な条件とした。すなわち、ｐＨを制御しない実験では、各汚泥に塩化第二鉄を３、10、20、30%(w-FeCl3/w-TS)添加し、放置した。一方、ｐＨを制御する実験では、各汚泥に塩化第二鉄を０（無添加）、３、10、30%添加し、ｐＨコントローラーを用い、ｐＨが３を超える場合には５Ｎ塩酸が添加され、ｐＨを３以下に保った。各実験とも、塩化第二鉄添加の約20時間後に遠心分離（3,000rpm、20分間）し、上澄み液を採取した。各供試汚泥のSS、TS及び遠心分離上澄み液と各供試汚泥の含有重金属等を分析した。重金属等（Mg、Fe、Zn、Cr、Ni、Mn、Cu、P、K）の含有量は、４．１．１(１)で述べた方法により分析し、その他の分析は下水試験法(1984)により行った。

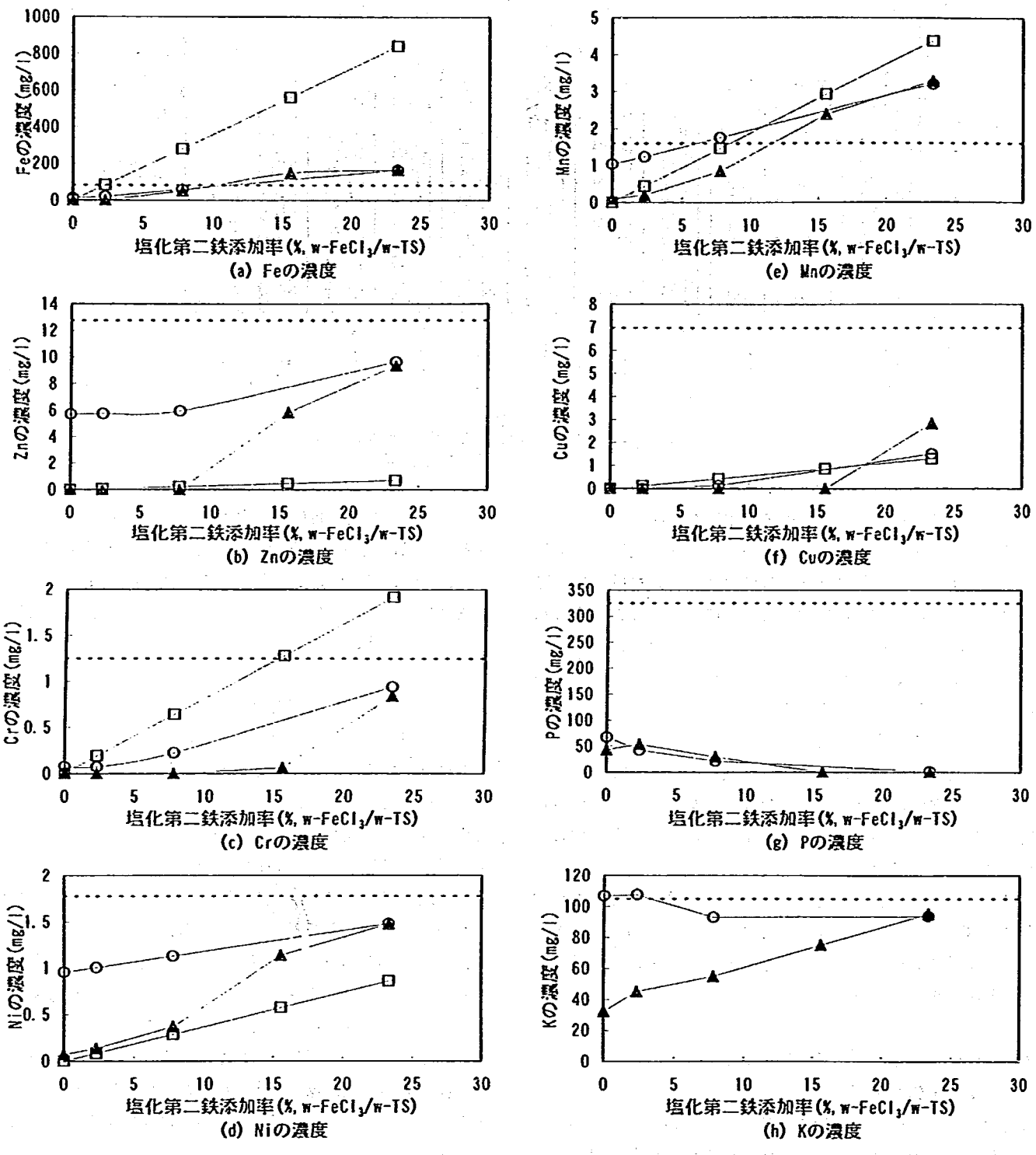
4．2．2　実験結果及び考察

余剰汚泥の20時間後の金属類及びP、Kの溶出結果（遠心分離上澄み液中濃度）を図－６に示す。酸のみによる溶出（ｐＨを３に制御、塩化第二鉄添加無し）では、Zn、Ni及びMnが溶出し易く、Cr及びCuが溶出し難い。これは、これまでの実験[1),2)]と同様の結果である。

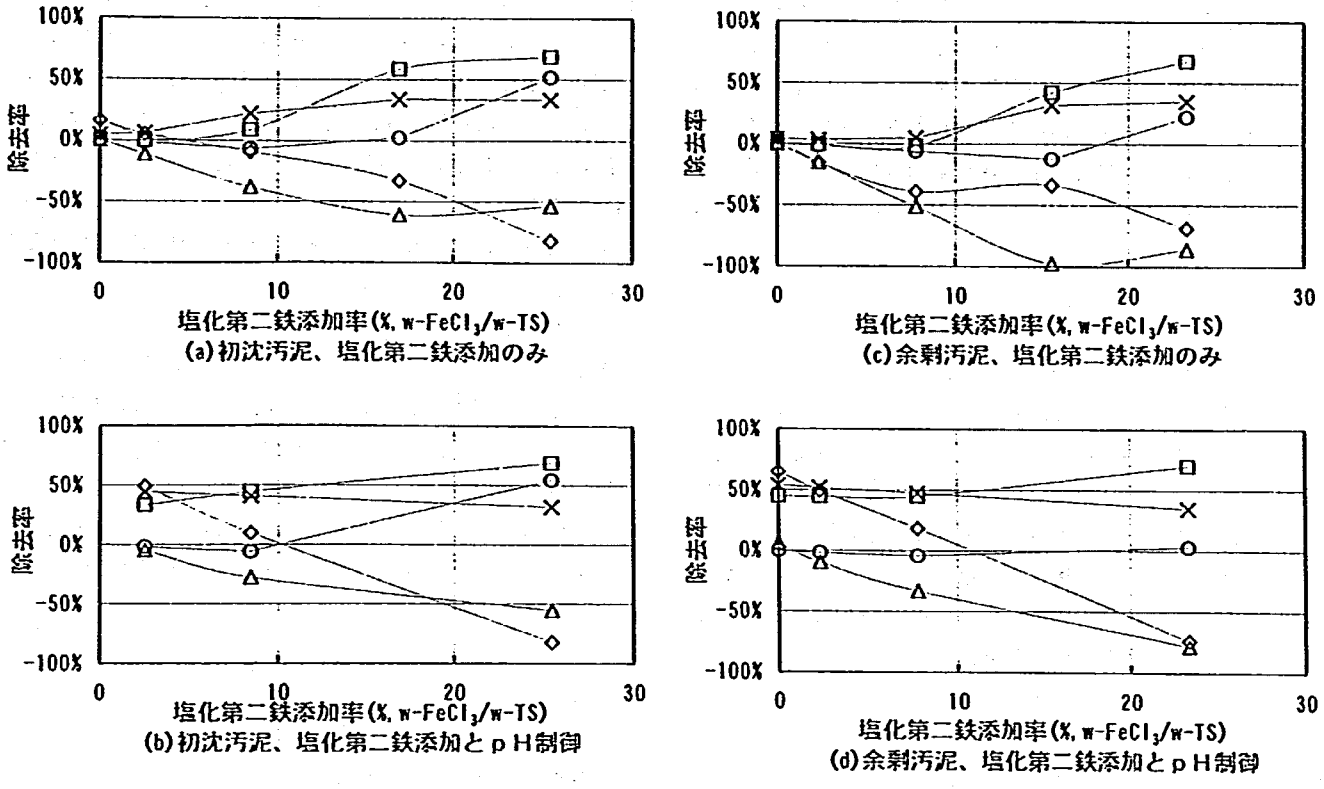
本実験に用いた塩化第二鉄（特級、純度99.0%以上）には、重金属が含まれており、本実験に供した余剰汚泥に、この塩化第二鉄を25%(w-FeCl3/w-TS)添加した場合、汚泥に含有される重金属に対する割合として、Mnを290%、Crを160%、Niを52%、Cuを20%、Znを６%増加させることになる。このことにより、ｐＨを制御し、塩化第二鉄添加率が10%以下の場合、Znの溶出濃度はほとんど変化しないが、Cr、Ni及びMnの溶出濃度は、塩化第二鉄添加率の増加に伴い増大したものと考えられる。

ｐＨの制御は、ｐＨが３以上の場合に塩酸を加え、ｐＨを３とするのみであるので、塩化第二鉄を約23%添加した場合には、汚泥のｐＨが2.4～2.7となり３を下回ったため、ｐＨ制御の有無による溶出濃度の差違が見られなくなった。

Pは酸により溶出し難く、Kは溶出し易い傾向を示した。また、Pは塩化第二鉄の添加により、溶出が抑制されることが明らかになった。以上の傾向は、初沈汚泥においてもほぼ同



図－６　遠心分離上澄み液の金属類及びＰ、Ｋ含有濃度と塩化第二鉄の関係（余剰汚泥）



図－７　塩化第二鉄による重金属の除去率

様であった。

塩化第二鉄による重金属の除去率を図－７に示す。ここで、除去率は、供試汚泥中濃度に対する遠心分離上澄み液中濃度と塩化第二鉄添加起因濃度の差の百分率とした。Crは酸により溶出し難く、かつ、相対的に塩化第二鉄に多く含まれるため、酸によるｐＨ制御の有無に関わりなく、塩化第二鉄添加率の増大に伴い、除去率が０％から低下した。Mnは、相対的に塩化第二鉄に多く含まれるためその添加率増大に伴い、除去率が低下する傾向を示し、塩化第二鉄添加のみの場合には常に負の値となった。しかしながら、酸により溶出し易いため、ｐＨを制御し、塩化第二鉄添加率が10％以下の場合では、除去率が正であった。ｐＨ制御無し、塩化第二鉄添加率が15％以上において、Zn、Niの除去率は、40、30％以上となり、ｐＨを制御した場合には常に、30％以上となったが、塩化第二鉄の増加に伴い、Znの除去率は上昇し、Niは低下した。

Cuは、塩化第二鉄添加により除去されており、その効果は、初沈汚泥では塩化第二鉄添加率が15％以上、余剰汚泥では20％以上で確認された。第二鉄の化学的作用によるCuの溶出は、ｐＨ３において硫酸第二鉄を1.5g-Fe/l以上添加した場合に認められており[11]、この第二鉄濃度を乾物重量当たりの塩化第二鉄重量百分率に変換すると14％となり、本実験とほぼ一致するものである。

4.3 考　察

コンポスト化実験において、初沈汚泥と消化汚泥の場合に見られた塩化第二鉄添加時の気泡発生による浮上濃縮は、不明確な現象である。また、ｐＨ調整後放置中のｐＨ上昇が一つの要因となり、余剰汚泥に比べ、初沈汚泥と消化汚泥の重金属除去率が低かった。さらに、酸処理された汚泥の脱水時の固形物回収率は、参考値ではあるが、余剰汚泥が最も高かった。よって、酸による重金属の溶出と塩化第二鉄のみによる脱水といったプロセスの適用に関しては、各種汚泥のうち余剰汚泥が最も有効と思われる。

コンポスト化実験では、余剰汚泥の場合、Znが45％程度除去されていたが、Cuはほとんど除去さなかった。第二鉄の化学的作用によるCuの溶出は、余剰汚泥の場合、ｐＨ３において20％(w-FeCl3/w-TS)以上で認められている。コンポスト化実験では、塩化第二鉄添加率が10％程度であったが、さらに添加率を高めることにより、第二鉄の化学的作用によるCuの溶出が本プロセスにおいて期待できる。しかしながら、塩化第二鉄には重金属が含まれているおり、各重金属の塩化第二鉄及び汚泥の含有率と酸による溶出の難易度によっては、汚

泥中含有率が上昇することに注意しなければならない。

本プロセスの実用化には、酸・塩化第二鉄混合槽、濃縮層、脱水機及びその周辺装置の耐酸性や脱水効率の向上が必要不可欠である。また、脱水汚泥を風乾したため必要がなかったコンポスト化時のｐＨ再調整や含水率調整には、返送汚泥比率や副資材の選定・混合率により、対応が可能と考えられる。

５．まとめ

本年度は、酸により処理された汚泥に関して、凝集剤を塩化第二鉄のみとした脱水実験を行うとともに、その脱水汚泥のコンポスト化実験を行い、得られたコンポストの幼植物試験を行った。また、塩化第二鉄による汚泥中重金属の溶出実験を行った。その結果、以下のことが明らかになった。

(1)酸によりｐＨを３に調整された下水汚泥は、凝集助剤を添加せずとも、塩化第二鉄を約10％(w-FeCl3/w-TS)添加するだけで遠心脱水機により脱水が可能であり、含水率80～90％の脱水汚泥を得ることができる。

(2)酸・塩化第二鉄を添加した汚泥は、無添加の汚泥に比べ、易分解性有機物の含有率が高い。また、コンポスト化前に汚泥のｐＨを再調整すれば、酸・塩化第二鉄の添加は、汚泥の発酵特性に影響を及ぼさない。

(3)酸・塩化第二鉄を添加した汚泥は、ｐＨを調整しただけでは、無添加の汚泥に比べ、コマツナの発芽及び生育に関して若干の障害があるが、コンポスト化によってその差が解消される。

(4)酸により溶出し難いCuは、塩化第二鉄を添加することにより溶出し、その効果は初沈汚泥では塩化第二鉄添加率が15％(w-FeCl3/w-TS)以上、余剰汚泥では20％以上で確認された。

６．本研究により得られた成果

重金属の除去は、酸やキレート剤による抽出や薬品類を使用しないバクテリアリーチング法及び電解処理法等が考えられるので、各種抽出法について抽出効果の検討を行うと同時に抽出処理をした汚泥のコンポスト化及び幼植物試験等を行い、その発酵特性や植物に対する安全性等について検討した結果、以下の成果を得た。

酸による下水汚泥からの重金属の溶出ではCd、Zn、Niに比べCu、Crが溶出し難く、これに比べ電解処理法では若干CuとCrが、バクテリアリーチング法ではかなりCuが除去されることが明らかになった。また、第二鉄の化学的作用により、酸により溶出し難いCuもかなり溶出してくることが認められた。

酸により下水汚泥から溶出した重金属の凝集沈殿除去実験を行い、ｐＨを７～８程度にすればCd、Zn、Pb、Mnは90％以上除去できること及びこの際塩化第二鉄の添加は必要ないことが明らかになった。さらに、ｐＨ調整だけでは充分除去できないNi、Cuに対しては、キレート剤の使用が有効であった。

酸によりｐＨを３に調整された下水汚泥は、凝集助剤を添加せずとも、塩化第二鉄を約10％(w-FeCl3/w-TS)添加するだけで遠心脱水機により脱水が可能であり、含水率80～90％の脱水汚泥を得られることが明らかになった。

酸・塩化第二鉄を添加し、脱水・乾燥した汚泥をコンポスト化し、幼植物試験を行った。その結果、酸処理された汚泥は、無添加の汚泥に比べ、易分解性有機物の含有率が高く。また、コンポスト化前に汚泥のｐＨを再調整すれば、酸・塩化第二鉄の添加は、汚泥の発酵特性に大きな影響を及ぼさないが、植物成長を若干阻害する。しかしながら、その阻害はコンポスト化によりほとんど解消されることが明らかになった。

参考文献

1)渡部.岡澤.落「下水汚泥の無害化処理に関する研究」.
土木研究所資料第3294号.pp95-104
2)渡部.落.平山「下水汚泥の無害化処理に関する研究」.
土木研究所資料第3374号.pp105-113

III. 地球環境研究総合推進費による研究

１．温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術

新下水処理研究官　　竹石　和夫
三次処理研究室　主任研究員　鈴木　穣
汚泥研究室　主任研究員　落　修一
研究員　平山　孝浩

１．はじめに

地球の温度は、日射エネルギーと地表面から宇宙に放散される放射エネルギーとのバランスによって決定されており、大気中に赤外線を吸収する成分が増加すれば地球が温暖化する。この赤外線吸収成分としては、二酸化炭素(CO_2)が代表的なものであり、産業革命以降、主として化石燃料の消費により増加しており、地球温暖化を引き起こす主要な物質と考えられている。この他、メタン(CH_4)や亜酸化窒素(N_2O)といった温室効果ガスも、大気中の濃度は低いものの１分子当たりの赤外線吸収能が大きく、また近年の増加割合も大きいことから注目を集めている。

本研究では、地球温暖化防止の一端を担うため、これら温室効果ガスの下水道システムからの排出を抑制するための技術的検討を行うものである。

２．研究目的及び方法

平成２年度から６年度までに実施した「Ｂ－２　メタン・亜酸化窒素の放出源および放出量の解明に関する研究　(7)下水処理場からの放出量の解明に関する研究」において、下水処理施設等からの微量温室効果ガス放出量を測定し、日本および世界全体での放出量の見積もりを行った。また、「Ｂ－１６　地球温暖化抑制のための汚水・廃棄物処理処分システムの確立と評価に関する研究　(1)汚水・廃棄物の処理処分に伴う温室効果ガス発生量、有効利用可能エネルギー量、リサイクル可能資源量の評価と解析に関する研究　②汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する調査」において、地球温暖化防止の観点からの下水汚泥の有効利用方策について検討した。

本研究では、これを受けて、下水処理場からの温室効果ガスの排出量を削減することを目的として、水処理プロセスおよび汚泥焼却炉からのメタン・亜酸化窒素の排出抑制技術の開発を行うとともに、消化ガスの有効利用による化石燃料使用量の削減方策について検討を行うものである。なお、消化ガスの有効利用を推進して行くためには、現在、余剰ガスの効果的な利用方法が無く焼却処分せざる得なくなっている中小規模施設での余剰ガスの全量利用方法を見出すことが重要である。ここでは、消化ガスの利用用途を念頭に、少ない量の余剰ガスの活用を図るためのガスの貯留と輸送方法について技術的、環境経済的な検討を行うものである。

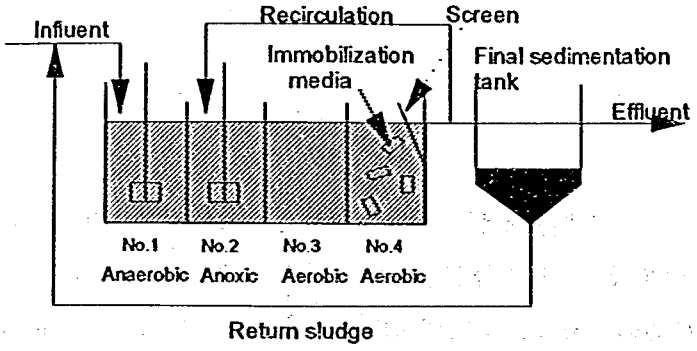
3．平成８年度の研究結果

3.1　水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

硝化槽および脱窒槽を有する生物学的窒素除去プロセスからの亜酸化窒素排出機構について検討を行った。

3.1.1　研究方法

図－１に示す固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法（固定化担体法）について、定期的に好気槽からの亜酸化窒素排出量を測定するとともに、適宜、亜酸化窒素の溶存濃度も測定した。

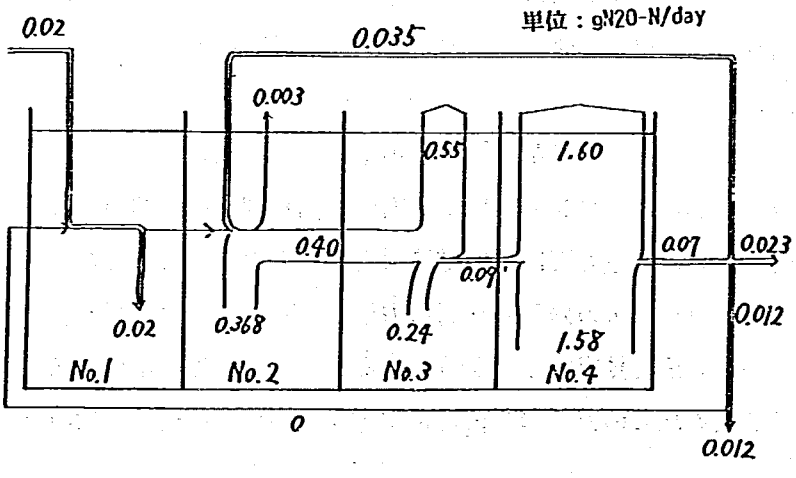


	Anaerobic	Anoxic	Aerocic
Volume of aeration tank	: 10 m3 (2.5m3	2.5m3	5m3)
Inflow rate	: 30 m3/d		
Return sludge ratio	: 0.5		
Recirculation ratio of nitrified mixed liquor	: 1.5		
Solids retention time	: 14d		
Volumetric ratio of media in aerobic cell	: 40%		

図－１　固定化担体法の概要

3.1.2　研究結果

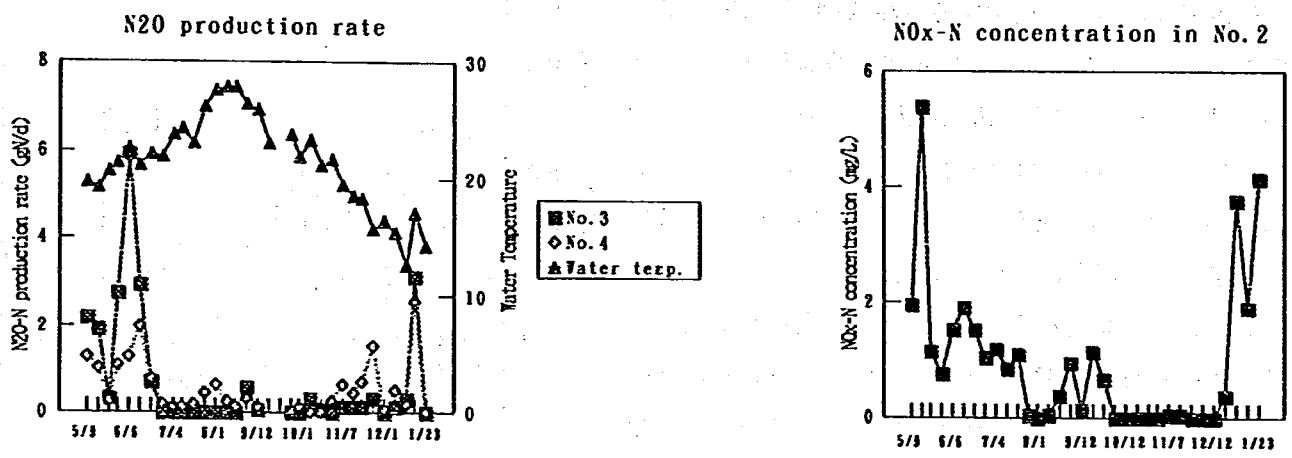
図－２に、固定化担体法における亜酸化窒素のフローを示す。測定は11/28に行ったが、水温が15.7℃と低かったため、活性汚泥の硝化能は低く、硝化は主にNo.4槽の担体に付着した硝化細菌によって行われていた。この図から、亜酸化窒素は、無酸素槽(No.2槽)で生成されたものがNo.3槽に移行し、そこで曝気を受けて大気中に放出されるとともに、硝化の盛んなNo.4槽において生成と放出が同時に進行していることがわかる。



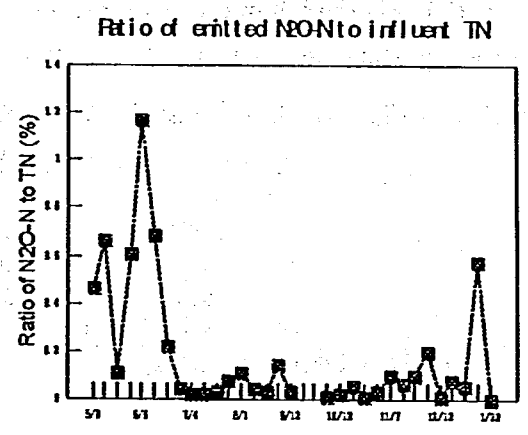
図－２　固定化担体法における亜酸化窒素のフロー

また、図－３に、定期的に測定した好気槽からの亜酸化窒素排出量と無酸素槽におけるNOx-N濃度を示す。５、６月に 特にNo.3槽からの亜酸化窒素排出量が多くなり、排出総量が最大で流入窒素量の1.2%となった。また、１月に亜酸化窒素の放出量が多くなっている。この原因として、長雨に伴う下水希釈の影響あるいは水温の低下の影響により、無酸素槽での脱窒速度が低下し、無酸素槽が亜酸化窒素を生成しやすい状態になったことが考えられる。このため、降雨期における有機物確保の方法、および、低水温時の脱窒速度確保の方法を検討する必要がある。また、硝化に伴ってもある程度の亜酸化窒素が生成されていることから、硝化に伴う発生抑制のための方策も今後検討する必要がある。

なお、今調査において測定された亜酸化窒素放出量の流入窒素量に対する割合を図－４に示す。最大値は1.2%であったが、処理の良好な期間における値は0.2%以下と小さい値であった。また、全期間を平均しての値は0.17%であった。



図－３　好気槽からの亜酸化窒素排出量と無酸素槽におけるNOx-N濃度



図－４　亜酸化窒素放出量の流入全窒素量に対する割合

3.2 汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

これまでの調査結果[1]より、汚泥焼却炉の中でも高分子系流動焼却炉のN_2O排出係数が大きく、流動炉から排出されるNOxを増加させずにN_2Oのみを減少するためには、炉内温度差を60℃以上保ちフリーボードの温度を上昇させればよいことが明らかになっている。しかし、焼却温度を上げることは炉の早期劣化、重油使用量の増加やCO_2放出量の増大につながり、コストや温暖化への影響を総合的に評価する必要がある。

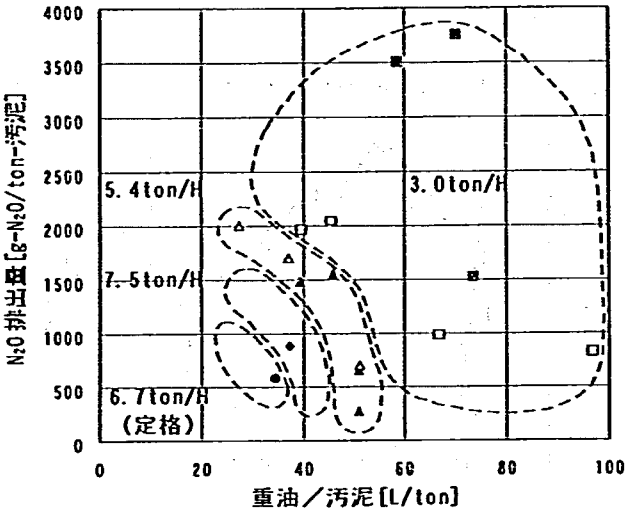
3.2.1 方　法

実稼働流動炉(定格160t/日、150t/日)の運転条件を種々変化させ、N_2O放出量等を調査した結果を基に、その運転条件の変化に伴うN_2O放出量と重油使用量及びCO_2放出量の関係を検討するとともに、GWP(地球温暖化ポテンシャル)を用いて、高温燃焼した場合の温暖化への影響に関して検討を行った。

3.2.2 結　果

単位汚泥量に対して使用する重油量(重油／汚泥比)とN_2O放出量の関係を、図－５に示す。検討した運転条件の中では、定格運転(定格汚泥投入、フリーボード温度850℃)において、重油／汚泥比が最も小さく、かつN_2O放出量が最も少ない。また、単位汚泥量に対するCO_2放出量も定格運転の場合に最小となった。

ここでは、定格運転からさらにN_2O放出量を削減するため、炉内温度を870℃で燃焼した場合を考える。IPCC(気候変動に関する政府間パネル)では、GWPを用いて相対的温室効果を次式で示している。



図－５　重油／汚泥比とN_2O排出量の関係

相対的温室効果　＝　地球温暖化ポテンシャル(GWP)　×　温暖化ガス発生量　　(1)

CO_2、N_2OにおけるGWP(20年後)をそれぞれ１及び290とすると、Y汚泥処理場の焼却炉から発生する温暖化ガスの相対的温室効果は、CO_2 1 tonによる相対的温室効果を１として、表－１に示すとおりになる。高温燃焼(フリーボード温度870℃)の場合には、定格運転に比べ重油使用量が13%程度増加するが、相対的温室効果は20%程度減少する。コストの増加に対しては、システム全体で効率的なエネルギー回収等を検討することにより対応する必要があろう。

表－１　流動焼炉から放出される温暖化ガス量及びその相対的温室効果

	投入汚泥量 t/h	重油量 L/h	フリーボード温度 ℃	温暖化ガス発生量[注] ton/year		相対的温室効果(年間)		
				N_2O	CO_2	N_2O	CO_2	合計
定格運転	6.7	230	846	0.041	27.4	11.9	27.4	39.3
高温燃焼	6.7	260	870	0.011	28.2	3.2	28.2	31.4

注)年間汚泥焼却量を7007tとして計算

3.3 消化ガスの有効利用

中小規模施設で発生する消化ガスの余剰量は相対的に少なく、その量は季節的に大きく変動する。この利用を図るとするならば、全国レベルにおける余剰ガス発生量を施設規模と地域的な立地条件から季節的な変動パターンを加味して定量的、統計的に把握する必要がある。

3.3.1 方　法

余剰ガスの発生率を施設規模別、地域別に定量的に把握するために、消化施設の運転実績データや気象デ

ータに基づく統計解析を行い、余剰ガス発生現象のモデル化を図った。

消化施設の運転実績データは、全国47カ所の中小規模施設を対象としたアンケート調査と「平成５年度版－下水道統計」[2]により、主に気温に関する気象データは「理科年表」[3]に求めた。

解析は、全国の消化施設の平均的、一般的な運転成績を求めるとともに、消化槽の加温に係わる気温、地温、水温の各年間変化の関連化を図り、これらの結果を基に、消化施設の規模や立地条件から余剰消化ガスの発生率を求めるモデル化を行った。

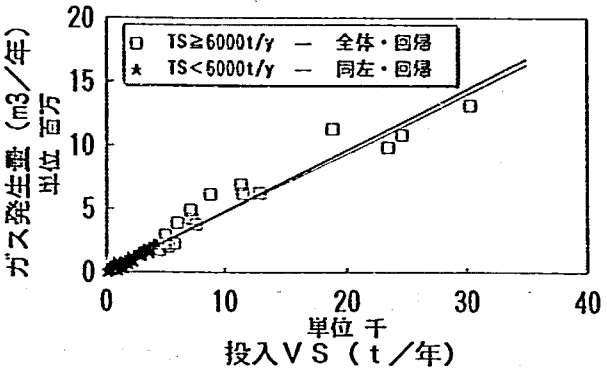
3.3.2 結　果

(1) データ解析

表－２　全国の加温式消化施設の統計値（但し、し尿投入カ所は除く）

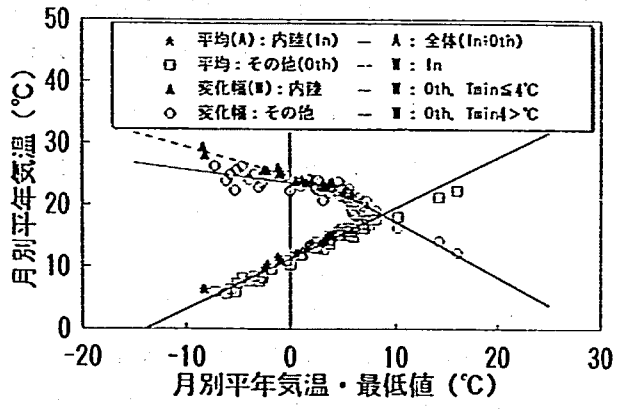
	消化日数 (日)	消化温度 (℃)	投入ＴＳ (w/w-%)	投入VS/TS (－)	CH_4濃度 (v/v-%)
有効件数	164	166	166	166	27
平均値	35.8	41.2	2.7	0.782	61.4
最大値	55	190	5.4	0.866	83.6
最小値	24	6	0.6	0.563	51.3
標準偏差	4.7	24.2	0.01	0.050	7.1

表－２に、全国の加温式消化施設の運転条件及び運転結果に関する統計値を示した。図－６は、投入汚泥のVS(Volatile Solids)量と消化ガス発生量の関係を表したものである。これより、我国の消化施設における年間ガス発生量は、投入された汚泥固形有機物量に良好に比例したものとなっており、本研究における消化ガスの発生量に関しては、消化施設の運転条件や運転方法の影響を無視した解析が可能と思われた。個々の消化施設における投入汚泥の量や性状は季節的に有意な変化を示すことが想像され、それに関するアンケートを実施・解析した結果、消化ガスの発生量は投入汚泥のVS量には追従しているものの、投入汚泥の量や性状の変化パターンには、合・分流式の別を考慮しても類似した有意な傾向は見られず、また、年間を通じて変化が生じていないケースもあった。



図－６　投入VS量と消化ガス発生量の関係

発生した消化ガスは消化槽の加温に利用され、そこで残った分が余剰ガスとなる。加温に必要なガス量は、消化槽の維持温度（消化温度）と、投入汚泥の加温熱量及び消化槽表面からの放散熱量から決定付けられている。これに大きく影響する因子は水温や外気温、地中温であり、これらは地域的な立地条件に左右される。



図－７　気象データの解析結果

外気温に関して、全国の月別平年気温データを解析した結果、図－７に示したように年間の平均値や変化幅は年間の最低値と良好な関係にあることが示され、月別平年気温の年間変化は(1)式のSinカーブで表せるものであった。水温に関しては投入汚泥の温度データ記録が無いため、下水処理場に流入する下水の水温デ

ータを代用することとし、文献3)の気象観測地とそこに立地する下水処理場の温度データを解析した結果、月別平年気温の平均値と流入下水水温の平均値及び変化幅との間には統計上有意と思われる関係が得られた。一方、地中温度に関しては、不易層温度は気温の年間平均値と比例関係にあり、不易層の発現深度は10～16mの範囲に存在することが知られている[4]。

表－3は、以上の解析結果をまとめたものである。

$$T = \frac{T_W}{2} \sin\left\{(M-5)\frac{180}{6}\right\} + T_A \qquad (2)$$

ここで、T：月別平年気温（℃），　T_W：月別平年気温の年間変化幅（℃），M：任意の月，
T_A：月別平年気温の年間平均値（℃）

表－3　統計回帰（Y=aX+b）分析結果

Y	X	a	b	Yの標準誤差	aの標準誤差	適用範囲
消化ガス発生量(m³/Y)	投入TS量(t/Y)	368	0	400,000	5.12	
		364	0	169,000	7.18	投入TS量＜6,000t/Y
消化ガス発生量(m³/Y)	投入VS量(t/Y)	479	0	386,000	6.43	
		466	0	158,500	8.59	投入TS量＜6,000t/Y
月別平年気温平均値(℃)	月別平年気温最低値(℃)	0.819	11.4	0.569	0.0187	
月別平年気温変化幅(℃)	月別平年気温最低値(℃)	-0.461	24.8	0.451	0.0298	内陸部，X≦4℃
		-0.210	23.6	1.013	0.0515	沿岸部，X≦4℃
		-0.900	26.3	0.868	0.0607	沿岸部，X＞4℃
流入下水水温平均値(℃)	月別平年気温平均値(℃)	0.668	9.0	1.012	0.0550	
流入下水水温変化幅(℃)	月別平年気温平均値(℃)	0.171	6.2	1.959	0.1065	
地中不易層温度(℃)	月別平年気温平均値(℃)	0.80	3.7	－	－	文献3)に基づく値

(2) モデル化

余剰ガスの発生率を求めるモデル化に際しては、統計解析結果を適用するとともに、消化槽への投入汚泥量は年間を通じて変わらず、また、消化槽は(3)式で表される円柱形の構造とし、槽高さの2/3が地上部、1/3が地中部にあると仮定した。消化槽が触れる地中温度の月別平均値には、外気温度と不易層温度の相加平均値を当てた。これ以外に適用した係数及び定数は、メタンガス熱量：8,550 kcal/m³，ボイラー効率：85 %，消化槽総括伝熱係数：1.1 kcal/m²/hr/℃ である。

$$V = \pi D^3 / 4\alpha \qquad (3)$$

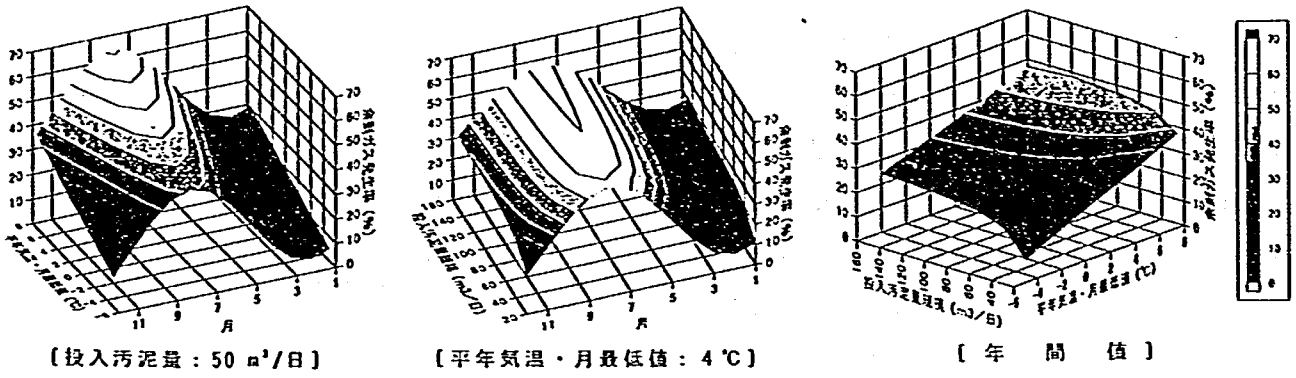
ここで、V：消化槽容積（m^3），　D：消化槽の直径及び高さ（m），　π：円周率
α：消化槽有効容積率（%／100）

開発したモデルは、任意の条件を入力することにより余剰ガスの発生量や発生率が出力されるようになっている。選択できる入力項目は次のとおりである。

1) 消化施設規模に関する項目　：　投入汚泥量（m³/日），消化日数（日），消化槽有効容積率（%）
2) 消化施設立地に関する項目　：　月別平年気温の最低値（℃），内陸部と沿岸部の選択
3) 消化ガス発生に関する項目　：　投入汚泥のTS(w/w-%)及びVS/TS(-)，投入VS量当りガス発生率（m³/VS-t），消化ガスのメタン含有率（v/v-%）

4) 余剰ガス発生に関する項目 ： 消化温度（℃）

図－８は、開発モデルによる出力結果の１例を表したものである。自明のことながら、余剰ガスの発生率は消化槽規模と気温変化に影響され、規模が小さく寒冷地であるほど影響度合いは大きく余剰ガス発生率が低下する。そして、地域や規模によっては季節的に余剰ガスが発生しない（加温用消化ガスが不足する）ケースも生じる。また、モデル解析からは、消化施設の立地条件に係わる内陸部と沿岸部の違いによる余剰ガス発生率への影響は無視できるほど小さいものであり、解析上は検討・評価に際して安全側に作用する内陸部を全国一律に選択しても差し支えないものと思われた。



消化日数：30 日，　消化槽有効容積率：80 %，　投入汚泥TS：2.7 w/w-%，　投入VS/TS：0.782
消化ガス発生率：477 m³/VS-t，　メタンガス濃度：60 v/v-%，　消化温度：35 ℃，　内陸部選択

図－８　開発モデルによる解析例

3.4 ドイツにおける消化ガスの有効利用

(1)消化ガス発電

ドイツにおいては、規模の大きな処理場において消化ガスを用いた発電が行われており、エネルギーの有効利用が図られている。処理場で使用するエネルギーの７０％程度が消化ガス発電でまかなわれている例もあり、エネルギー回収率が高いのが特徴である。ドイツのH市を対象に行った調査結果の概要を以下に示す。

①流入下水濃度： 年平均で750mgCODcr/Lと、日本の平均的な下水濃度の２倍の値である。これは、汚濁負荷量原単位は大きく異ならないものの、水量原単位が、日本の250L/(d･人)ほどに対して130L/(d･人)と約半分であることに起因する。

②汚泥発生量： 流入下水濃度が高いことを反映して、流入下水量に対する汚泥発生量が、日本の100gVS/m³に比べて約250gVS/m³ と高い値を示している。

③汚泥濃縮： 初沈汚泥と余剰汚泥が分離濃縮されており、しかも、余剰汚泥に浮上濃縮が適用されているため、消化槽に供給される汚泥の濃度が6%弱と高く、効率的な消化が行われている。

④消化ガス発生量： 消化ガスの発生量は、減少ＶＳ量に対して約900L/kgVSであり、日本における値と同程度である。

⑤消化ガス発電効率： 消化ガス単位体積当たりの発電量は、約2kWh/m³である。消化ガスの有するエネルギー量（6～7kWh/m³）のうち熱に変換されたものについては、消化タンク加温用として利用されている。なお、H市の処理場においては、りん除去用に鉄塩を活性汚泥混合液に加えているため、消化ガス中の硫化水

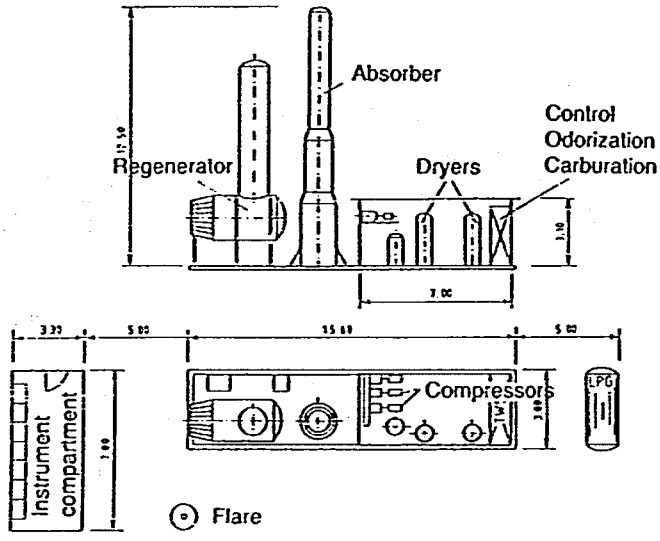
素濃度が低くなっている。

⑥水処理における曝気のためのエネルギー使用量：　下水処理場におけるエネルギー消費量の中でもっとも大きな割合を占める曝気エネルギーが、約0.26kWh/m³と、日本の公共下水道の平均値0.22kWh/m³ [5]と同程度である。

以上のことから、ドイツにおいては、流入下水濃度が高いことに起因して汚泥の発生量ひいては消化ガスの発生量が多く、また、処理場内でのエネルギー消費量が日本と同程度であるため、全体として、消化ガスによる発電量の全エネルギー使用量に占める割合が大きくなっているといえる。

(2)消化ガスの都市ガスへの供給

S市においては、汚泥焼却設備を流動床炉に変更するに当たり、これまで焼却炉の補助燃料として使用していた消化ガスが余ることになったため、その有効利用方策を、1)燃料としての売却、2)消化ガス発電による電気と熱への変換、3)ガス精製後の都市ガスネットワークへの供給、の３点について検討した結果、費用面で3)都市ガスへの供給が有利と計算されたため、消化ガス精製装置を建設し、都市ガスに供給している。



図－９　消化ガス精製装置

図－９に消化ガス精製装置の概要を示す。吸着塔(Absorber)においてCO_2およびH_2Sをﾓﾉｴﾀﾉｰﾙｱﾐﾝ(MEA)に吸着させて除去した後、圧力３気圧下において凝縮および活性アルミナへの吸着によってガス中の水分を除去し、臭気成分を添加して都市ガスラインに供給している。消化ガスの精製前後での成分等を表－５に示す。なお、吸着に使用したMEAは、再生塔(Regenerator)において焼却炉からの熱を利用して再生される。

表－５　消化ガス精製前後の成分等

	CH_4 %	CO_2 %	O_2+Ar %	N_2 %	H_2S ppm	発熱量 kWh/m³
精製前	62.9	36.8	0.01	0.25	179	6.96
精製後	99.6	<100ppm	0.02	0.34	5	11.02

参考文献

1)　竹石, 鈴木, 松原「メタン・亜酸化窒素の放出源及びその放出量の解明に関する研究」, pp115-121, 土木研究所資料第3374号

2)　「平成５年度版－下水道統計－行政編」, 第50号の１, (社)日本下水道協会

3)　国立天文台編, 「理科年表」, 第66冊, pp気8-9(198-199), 丸善(株), (1993)

4)　村下敏夫著, 「改著－地下水学要論」, pp162-164, (株)昭晃堂

5)　「平成６年度版－下水道統計－行政編」, 第５１号の１, (社) 日本下水道協会

IV. 下水道事業調査費による研究

１．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　北川　三夫
研　究　員　深谷　　渉

１．まえがき

我国の下水処理場の整備は昭和30年代より急速に進展し、平成4年度末における全国の処理場数は、948箇所を数えるとともに、全国の処理場で処理される下水量は、年間約110億㎥近くまで達してきた（【図－１】参照）。一方、下水道施設の整備・普及拡大に伴って、近年、既存処理施設の経年変化や劣化、腐食等により補修・更新を必要とする下水処理施設が増加してきており、適切な施設の保全手法や更新手法の確立が求められている。このような背景から、本調査は、既存下水処理施設の適正かつ合理的な保全及び維持管理を可能とする技術の確立を図ることを目的として、劣化を受けた下水処理施設の適切な診断手法及び合理的な補修・更新手法の整備と開発を行なうものである。

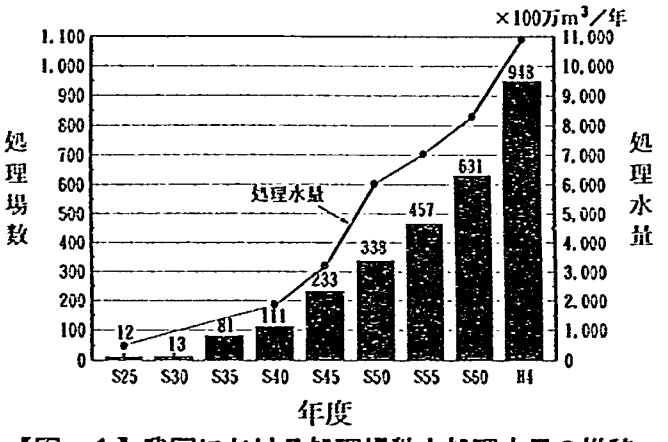
２．調査の目的

下水道施設の合理的補修・更新手法を確立するには、以下に関する調査及び検討が必要となる。

①下水道施設における劣化状況（劣化現象やその発生頻度、発生箇所等）の把握

②下水道施設の劣化原因や劣化因子の解明

③整備済み下水道施設の合理的点検手法の確立（点検・計測項目の明確化、点検・計測方法の確立・耐久性評価手法の確立）



【図－１】我国における処理場数と処理水量の推移

④合理的かつ適正な対策手法の確立（劣化原因除去技術、構造物材料の耐久性向上技術等）

Ｈ３～４年度においては、主として前記①～②に関して、全国200自治体における硫化水素腐食に関するアンケート調査汚泥性状や汚泥貯留に伴う硫化水素生成に関する調査、覆蓋された曝気槽内での二酸化炭素生成量や生成因子に関する調査等を実施した。また、５年度は、前記①～④について検討を行うため２処理場と１管路施設を対象とした下水道施設の劣化状況等に関する実態調査及び、13政令都市を対象とした下水処理施設の改築・修繕に関するアンケート調査等を実施し、コンクリート構造物において最も多く発生している劣化現象（硫化水素によるコンクリート腐食）や、硫化水素の生成条件、腐食したコンクリートの計測・診断手法等に関する検討を行った。６年度においては、昨年度調査より明らかとなった下水道コンクリート構造物において最も多い修繕・改築原因である硫化水素による腐食に焦点を当て、生物膜モデルを用いた生成硫化物予測手法や、腐食防止対策実験施設を用いた生成硫化物量に関する検討を行うとともに、硫化水素

対策のために求められる施設の計測・点検手法に関する検討(前記②～③に対応)を行った。また、下水処理場における補修・更新費のかなりの割合が機械・電気設備に関するものであると考えられることから、処理場機械設備の劣化状況や各種機械設備の部材交換頻度等を明らかにするために、政令都市等を対象としたアンケート調査を行った(前記①～②に対応)。調査最終年度である７年度においては、引き続き硫化水素による腐食に関して、腐食防止対策実験施設を用いた生成硫化物量に関する検討を行い、各水温期における硫化物生成速度を示すとともに、硫化水素対策のために求められる施設の計測・診断手法における留意点を明らかとした(前記②～③に対応)。また、処理場機械設備に関しては、昨年度のデータの捕捉アンケートを行い、各種機械の劣化状況や各種機械設備の部材交換頻度等を再整理するとともに、これらに基づいて最も部材交換数が多かった終沈コレクターの故障確率密度関数を求め、その確率密度関数に基づいた合理的な機器保全計画の立案手法について検討を行った。

３．調査結果

３．１　下水道施設（圧送管路施設）における硫化物生成速度

下水道施設を長期間、有効に機能させるためには、施設の計画や設計の段階において、施設の耐久性が低下する恐れのある箇所を事前に把握し、これを防止するための対策を講じていくことが合理的である。つまり、下水道施設内における硫化水素の生成可能性や生成量を適切な手法により予め予測することができれば、その予測結果に基づいて合理的な対策を講じることも可能となる。このような硫化水素の予測手法に関しては、下水道施設の中でも溶存酸素の影響が無い圧送管路施設において特に多くの研究が行われてきた。一方、これらの検討はいずれも諸外国で実施されたものであり、我国における検討例は少ない。加えて、これらの予測式は実験的に求めた経験式あるいは特定の水理条件（拡散層の影響が無い場合[4]、流速が一定の場合[1]）下における生物学的モデルを用いた検討であることから、現状では種々の条件下における生成硫化物量を適切に予測することや、種々の因子が硫化物生成速度に与える影響を把握することは困難である。

このため、６年度はこれまで提案されてきた生物学的モデルを包括的に取り扱い、種々の条件下の圧送管路施設における生成硫化物量の予測手法を示すとともに、同モデルを用いて各種因子が硫化水素生成速度に及ぼす影響について検討を行った。引き続き７年度においては、６年度設置した腐食防止対策実験施設を用いて圧送管路施設における生成硫化物量に関する調査を行い、各水温期における硫化物生成速度やその速度に影響を及ぼす各種因子に関する検討を行った。

３．１．１．既往の硫化物生成予測式

圧送管路における硫化物の生成は、管路中の堆積物が少なくその影響が無視できる場合には、管壁に付着した生物膜内の微生物と流下下水中の浮遊微生物によって硫酸塩が還元されることによって生成され、その生成速度は(1)式で表すことができる。

$$\text{硫化物生成速度} = \frac{dS}{dt} = V \times \frac{dS}{dX} = \left(Flux(20) \times \frac{4}{D} + Rs(20) \right) \times \Theta^{(T-20)} \quad --(1)$$

Flux(20):20℃の時の単位生物膜面積当りの硫化物生成速度(g/㎡・h :以下フラックスという)
S :下水中硫化物濃度(㎎-S/l)　t:時間(h)　V :流速(m/h)　X :距離(m)　D:管口径(m)　T : 水温(℃)
Rs(20):20℃の時の流下下水中の硫化物生成速度(㎎-S/l・h : 以下Rsという) Θ:温度補正係数

【表－１】は、これまで報告されている予測式を(1)式の右辺の各項（フラックス，Rs，水温）について整理したものである。同表に示すように、これまで提案された予測式は基本的考え方（圧送管における硫化物は生物膜と流下している下水中から生じこれらの速度は温度の影響を受ける）はほぼ同一であるが、フラックスの予測に用いている有機物濃度の指標が異なっていること等の理由により、同一の圧送管路施設においても異なる予測値が得られる場合がある（【表－２】参照）。このため、現状ではこれらの予測式を用いて合理的に硫化物生成量を予測することは困難であると考えられる。このようなことから、７年度においては圧送管路施設における硫化物生成速度に影響を与える因子（水温・有機物濃度）、及びフラックスとRsの比率等を明らかにするため、【図－２】に示すような腐食防止実験施設を用いた実験を行った。

【表－１】　既往の硫化物生成速度予測式

式	Flux(20)	Rs(20)	Θ	著者
(2)	1×10^{-3} BOD	1.572×10^{-3} BOD	1.07	Pomeroy
(3)	0.228×10^{-3} CODcr	0.365×10^{-3} CODcr	1.07	Boon
(4)	$K\cdot10^{-3}$ $(SCODcr-50)^{0.5}$	—	1.07	Nielsen
(5)	$0.5\times10^{-3}V\cdot BOD^{0.8}SO4^{0.4}$	—	1.139	Thistlethwayte

【表－２】既往の予測式を用いた硫化物生成速度計算値

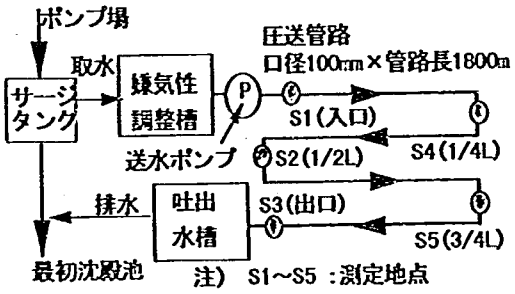
単位：mg-S/l・h

式	圧送管路の生成速度 dS/dt	生物膜での生成速度 Flux(20)×4/D	流下下水中生成速度 Rs(20)	計算に用いた諸因子の値
(2)	6.24	6.00(96%)	0.24(4%)	T-BOD=150mg/l
(3)	3.32	3.19(96%)	0.13(4%)	T-CODcr=350mg/l
(4)	0.33	0.33(100%)	-	S-CODcr=80mg/l K=1.5
(5)	2.58	2.58(100%)	-	T-BOD=150mg/l V=0.6m/s SO_4=30mg-SO_4/l

注：( )内は圧送管路の生成速度に対する比率、管口径D=0.1m

３．１．２　実験施設の概要及び測定項目

【図－２】に示す腐食防止実験施設は平成６年11月に完成し、12月以降一定の流速(0.6m/s)で下水を圧送させた。通水開始後定期的に水質分析を行った結果、圧送管出口における生成硫化物量は除々に増加していき、平成７年２月には硫化物の生成量は定常状態に達したと考えられた。実験に用いた下水は最初沈殿池の手前にあるサージタンク内から取水し、嫌気性調整槽内で2.5時間(下水流速0.6m/sの時)以上滞留させて下水のDOとORPを調整した後、圧送ポンプで管路施設（口径100mm×1800mの鋳鉄管）に送水した。流速条件は0.6m/sと0.3m/sの２条件とし、測定箇所は流速0.6m/sの時はS1～S3の３箇所、流速0.3m/sではS1，S2の２箇所で測定を行った。今回の実験で測定した水質項目は、全硫化物濃度，硫酸塩濃度，有機物濃度，水温等である。また、実験期間中に６回S1～S3の３地点の圧送管を取り外し、管壁に付着している生物膜の厚さを測定したところ生物膜厚は400～1400μmであった。なお、本実験施設はほぼフラットで膜厚測定時に取り外した管底部には堆積物は観測されなかった。



【図－２】　腐食防止実験施設の概要

３．１．３　硫化物生成速度測定結果

平成７年２月～８年２月の１年間測定した水質測定結果を、水温(１℃毎)及び流速(0.3m/s, 0.6m/s)によって９ケースに分類したものを【表－３】に示す。なお、フラックスとRsが圧送管の各地点で一定である場合には、硫化物生成速度も一定となり、この場合の硫化物生成速度は(6)式で求めることができる。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Sin - Sout}{H} \quad ---(6)$$

Sin:管路入口硫化物濃度(mg-S/l)
Sout:管路出口硫化物濃度(mg-S/l)
H:滞留時間(h)

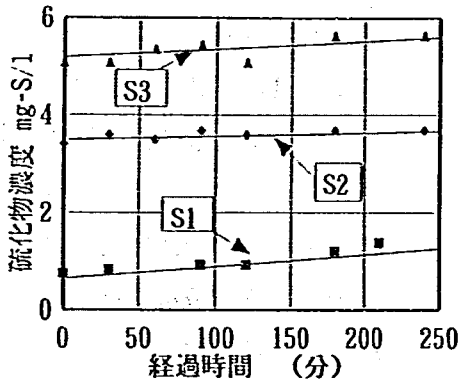
今回の実験では【図－２】のS4及びS5地点でも硫化物濃度の測定を行うことにより、対象圧送管路前半部と後半部の硫化物生成速度を求め、両者が一致していた硫化物生成速度のみを対象とした。同表中の水質測定結果及び硫化物生成速度は、各ｹｰｽの平均値を示している。

【表－３】実験管路における水質測定結果及び硫化物生成速度

ｹｰｽ	測定時期	流速 m/s	測定場所	水温 ℃	硫酸塩 mg-S/l	T-BOD mg/l	S-BOD mg/l	T-CODcr mg/l	S-CODcr mg/l	生成速度 mg-S/l·h	Flux(T) μg/m2·h
①	H7.2	0.600	入口	16.6	11.6	341	59			5.08	0.127
			出口	15.7	8.0	350	52				+8% -4%
②	H7.5	0.600	入口	22.6	12.0	133	44	279	40	6.94	0.173
			出口	22.1	7.5	133	41	263	39		+12% -15%
③	H7.9	0.600	入口	27.0	9.5	93	25	374	69	10.66	0.267
			出口	26.7	3.7	109	39	328	94		+9% -15%
④	H7.10	0.300	入口	23.9	10.1	162	48	383	66	8.55	0.214
			出口	23.6	5.5	143	47	388	69		+9% -11%
⑤	H7.11	0.300	入口	22.9	11.3	115	36	347	65	6.95	0.174
			出口	22.6	7.3	107	36	325	62		+11% -9%
⑥	H7.11	0.300	入口	22.1	10.7	124	45	306	55	7.76	0.194
			出口	21.4	7.2	108	38	292	51		+13% -10%
⑦	H7.11	0.300	入口	19.2						7.54	0.188
			出口	18.3							+7% -15%
⑧	H8.1	0.300	入口	16.2	13.7	204	62	430	85	5.44	0.136
			出口	14.9	10.1	188	59	379	83		+14% -13%
⑨	H8.1	0.300	入口	17.1	13.9	258	59	505	85	5.93	0.148
			出口	16.2	10.3	244	57	488	84		+9% -23%

３．１．４　流下下水中における硫化物生成速度（Rs）

流下下水中における硫化物生成速度は、同一の測定点から採水した下水を10数本のフラン瓶に同時注入し、一定時間経過毎の各フラン瓶内の下水中硫化物濃度の測定値から求めた。なお、注入にあたっては空気が入らないよう注意して行い、測定はS1～S3から採水した下水についてそれぞれ冬期（ケース①と同時期）、夏期（ケース③と同時期）の２回実施した。冬期の硫化物濃度の測定結果を【図－３】に、Rsの値を【表－４】に示す。同表に示すようにRsの平均値は冬期で0.12mg-S/l·h、夏期で0.14mg-S/l·hであった。代表的な水質データを用いてこれまでに報告された予測式により計算したRsの値は【表－２】に示す通りであり、今回の実験から得られた値とほぼ同程度であった。一方、今回の実験から得られたRsとフラックスの比率は、冬期で2.4：97.6、夏期で 1.3：98.7であった。また、管口径100mmの場合について、予測式（(2)及び(３)式）で計算したRsとフラックスの比率は両式ともに 4：96 であり、今回の実験により得られた値同様小さな値であった。（【表－２】参照）



【図－３】下水中硫化物濃度測定結果

【表－４】Rs測定結果

単位:mg-S/l·h

測定個所	測定時期	
	冬期	夏期
S1(入口)	0.17	0.35
S3(中間点)	0.06	0.00
S5(出口)	0.14	0.07
平均値	0.12	0.14

３．１．５　生物膜による硫化物生成速度について（水温の影響）

前節で述べたように今回の実験施設においてはフラックスに対するRsの比率は小さいためこれを無視すると、水温T℃でのフラックス(Flux(T))は(1)式を変形した(7)式から求めることができる。

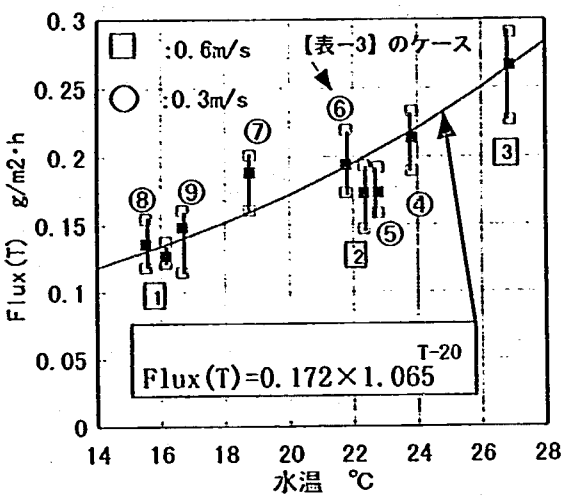
$$Flux(T) = Flux(20) \times \theta^{T-20} = \frac{dS}{dt} \times \frac{D}{4} = \frac{Sin - Sout}{H} \times \frac{D}{4} \quad -----(7)$$

硫化物生成速度から(7)式により計算した各ケースのFlux(T)の平均値を【表－３】に示す。また、同様に

して求めた各ケースにおけるFlux(T)の平均値、最大値及び最小値と水温との関係を【図－４】に示す。水温の上昇とともにFlux(T)が大きくなる傾向が認められるため、【表－３】に示す９ケースのFlux(T)の平均値と水温の関係が(7)式で表せるとして、最小二乗法によりFlux(20)及びΘの値を求めた。結果を(8)式に示す

$$Flux(T) = Flux(20) \times \Theta^{T-20} = 0.172 \times 1.065^{T-20} \quad --(8)$$

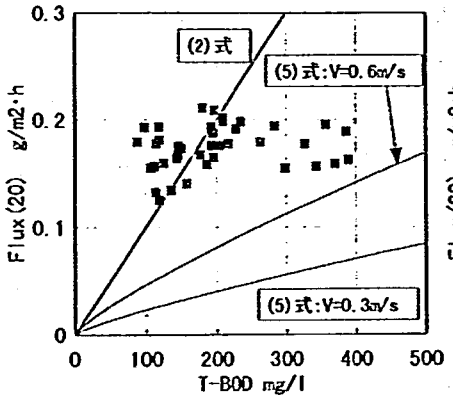
今回の実験管路でのΘは1.065であり、既往の(3)～(5)式の水温補正係数(Θ＝1.07) とほぼ同じ値であった。また、各ケースのFlux(T)の最大値と最小値の変動幅は、１ケースを除いて平均値の±15%の範囲内にあった。



【図－４】水温とFlux(T)の関係

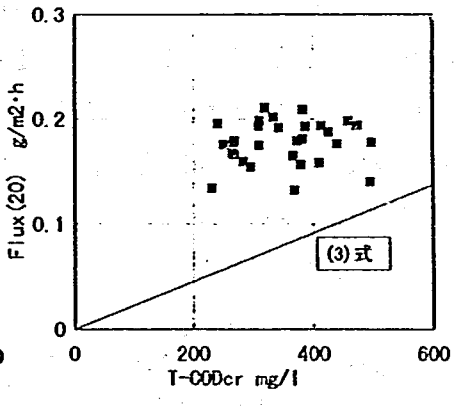
３．１．６　生物膜による硫化物生成速度について（有機物濃度の影響）

有機物濃度(T-BOD, T-CODcr, S-CODcr,)とFlux(20)との関係を【図－５】～【図－７】に示す。ただし、図中のFlux(20)は、今回の実験期間中に得られた全てのFlux(T)を(8)式により20℃のフラックス(Flux(20))に換算したものである。これまで報告された予測式によるFlux(20)の値はいづれも有機物濃度の増加とともに大きくなるが、今回の実験から求めたFlux(20)は各予測式に用いられている有機物指標に対しては明確な相関が認められず、ほぼ0.13～0.23g/m²・hの間にあった。各予測式のFlux(20)の大きと実験で得られた値を比較すると、T-BODが200mg/l以下の場合には(2)式が実測値と最も近く、その他の予測式の値は実測値より小さくなっていた。

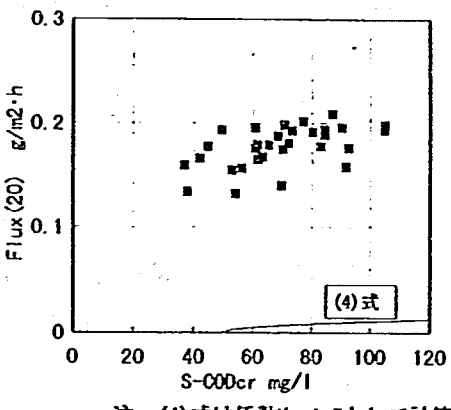


注：(5)式はSO4＝30mg/lとして計算した。

【図－５】T-BODとFlux(20)の関係



【図－６】T-CODcrとFlux(20)の関係



注：(4)式は係数K＝1.5として計算した。

【図－７】S-CODcrとFlux(20)の関係

３．１．７　まとめ

以上７年度腐食防止対策実験施設を用いて行った硫化物生成速度に関する検討結果を下記にまとめる。

①管口径100mmの今回の実験管路における流下下水中浮遊微生物による硫化物生成速度(Rs)は、冬期で0.12mg-S/l・h、夏期で0.14mg-S/l・h程度であり、Rsとフラックスの比率は 2：98 程度であった。

②実験管路における１年間の実験期間中の硫化物生成フラックスは0.115～0.290g/m²・hの範囲であり、水温

1.065であり、この値はこれまで報告されている値(1.07)とほぼ一致した。

③今回実験管路における実測値から求めたフラックスと、これまで報告されている予測式の値には明確な相関が見られなかった。

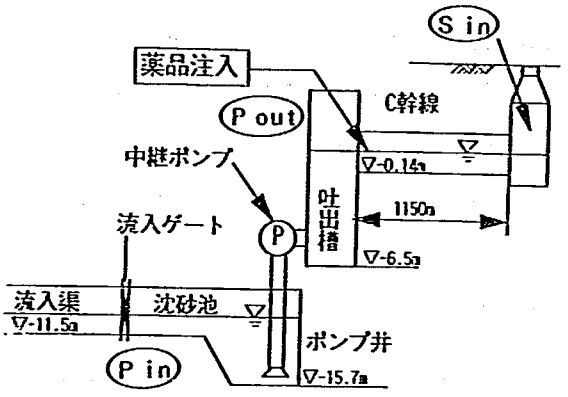
また、6年度行った生物膜モデルを用いた理論的予測法により、今回の実測値が合理的に予測できるかどうか今後検討を行っていく必要がある。

3．2　硫化水素対策手法のための計測・診断手法

嫌気的な下水中から発生する硫化水素は特定の環境下にあるコンクリート構造物を腐食させ、場合によっては施設の耐久性に重大な影響を与えることから、定期的に硫化水素生成状況を把握し、異常が認められた場合には、速やかに適正な対応を図る必要がある。特に、管路施設の維持管理段階で硫化水素の生成や腐食の兆候が認められた場合には、その箇所を含めた周辺地域において硫化水素生成状況を把握する（気相中硫化水素や下水中硫化物、並びに硫化物の生成に影響を与える諸因子の計測を行う）とともに、得られたデータを解析・診断して、今後の対応策を決定することが合理的であり、今後はこれら一連のプロセスや具体的手法を明確にしていくことが求められている。このようなことから、7年度においてはこれら一連のプロセスや具体的手法を確立するため、硫化水素実態把握調査を行うとともに、硫化水素生成状況を把握するための計測・診断を行う際の留意点について検討を行った。

3．2．1　調査対象管路施設

硫化水素の実態把握調査を行った管路施設の概要を【図－8】に示す。今回測定を行った箇所は、中継ポンプ場流入部(Pin)、吐出水槽部(Pout)、伏越流入部マンホール(Sin)の3地点であり、計測及び測定を行った項目は、気相中硫化水素濃度・全硫化物濃度・溶存硫化物濃度・DO・ORP・水温・BOD・SS・硫酸塩濃度である。測定は原則として1時間間隔とし、24時間連続して試料の採取及び計測を行った。なお、PoutとSinの各地点における試料採取は、Pinでの試料採取時刻から各測定点までの流下時間が経過した時点で行った(以後Pout・Sinに関するグラフ等の時刻は、実際の試料採取時刻からPinより各地点までの滞留時間を差し引いた時刻で表示する）。

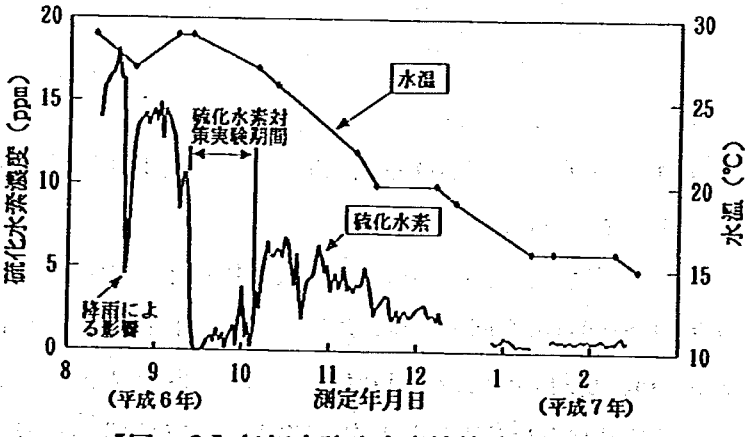


【図－8】調査対象管路施設

3．2．2　実態調査結果及び計測・診断の際の留意点

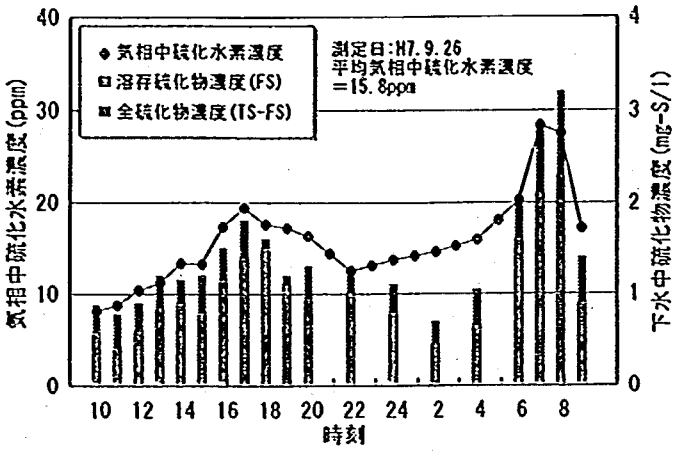
3．2．2．1　気相中硫化水素濃度

平成6年の8月から連続7ヶ月間、今回の調査以外にもSin地点において気相中硫化水素濃度の連続計測を行った。硫化水素測定データは5分毎に硫化水素センサーからRAMボードに記録させ、これを2週間毎に回収した。測定期間内における連続測定結果を【図－9】に示す[同図に示しているデータは1日の全データ(288個:24hr×60min/5min)から求めた日平均値で



【図－9】気相中硫化水素連続計測結果

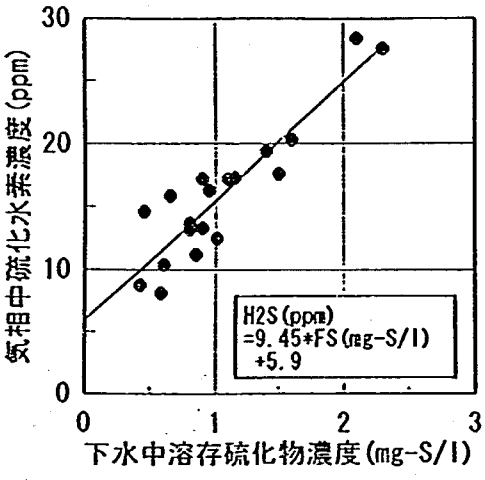
ある]。なお、測定期間中の９月中旬から10月まで硫化水素抑制実験が行われたため、一時的に気相中硫化水素濃度が減少している。７ヶ月の連続測定期間中、マンホール内の気相中硫化水素濃度は水温の低下とともに大幅に減少していき、夏期に最大約18ppm観測されたものが、冬季には最小１ppm（いずれも日平均値）まで減少した。【図－１０】には今回行った24時間調査における気相中硫化水素濃度の測定結果を示す。両図より明らかなように、マンホール内気相硫化水素濃度には、季節変動や日変動に加えて、時間変動が認められた。水温の変化によって観測された気相中硫化水素濃度が異なるのは、硫化水素の溶解度や硫酸塩還元細菌の活性度が水温の影響を受けるためであると考えられる。また、降雨時には硫化水素濃度が低下していた(ex. ８月下旬における急激な硫化水素濃度の減少)。



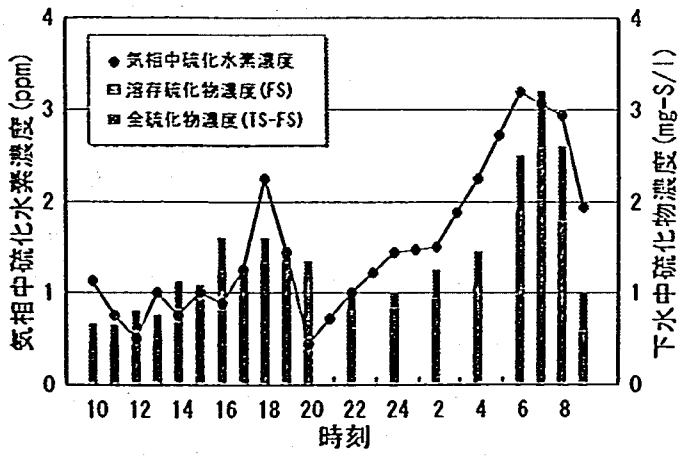
【図－１０】気相中硫化水素濃度と硫化物濃度(Sin)

３．２．２．２　下水中溶存硫化物濃度

溶存態の硫化物はｐＨによりその存在形態が異なり、ｐＨが７の時には溶存態硫化物の50％が分子態の硫化水素（H_2S）、残りがHS^-イオンであり、気相中には分子態の硫化水素が拡散していく。一般に硫化水素が平衡状態で水の中に溶けている閉鎖型の容器の中では、気相中の硫化水素濃度はヘンリーの法則に従って溶けている硫化水素濃度とともに変化することから、下水道施設内の溶存硫化物濃度と気相中の硫化水素濃度にも相関があると考えられる。【図－１０】にＳinの地点で計測を行った気相中硫化水素濃度と下水中溶存硫化物濃度[ＦＳ]及び全硫化物濃度[ＴＳ]の経時変化を示す。今回の計測では、下水中溶存硫化物濃度と気相中硫化水素濃度の関係は良好であった。【図－１１】は、下水中溶存硫化物濃度に対応する気相中硫化水素濃度との関係を示したものであり、最小二乗法で両者の関係を求めると、概ね下水中溶存硫化物濃度が１mg/l上昇すれば、気相中硫化水素濃度は10ppm程度増加する結果となった。ただし、この倍率は管路施設形状や温度が異なれば、当然変化することに留意する必要がある。参考のため、Poutにおける気相中硫化水素濃度と下水中溶存（全）硫化物濃度の経時変化を【図－１２】に、各時刻の溶存硫化物に対応する気相中硫化水素との関係を【図－１３】に示す。最小二乗法で両者の相関を求めると測定した時期のPoutにでは、１mg/lの下水中溶存硫化物濃度の上昇に対

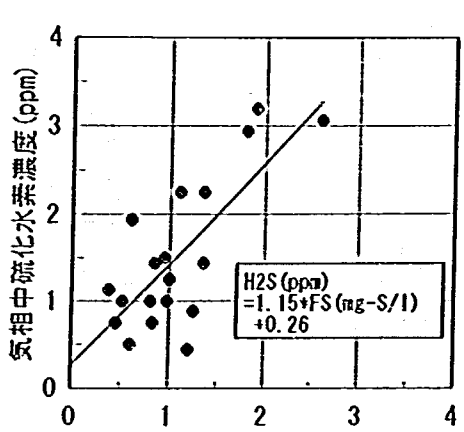


【図－１１】硫化水素と硫化物濃度

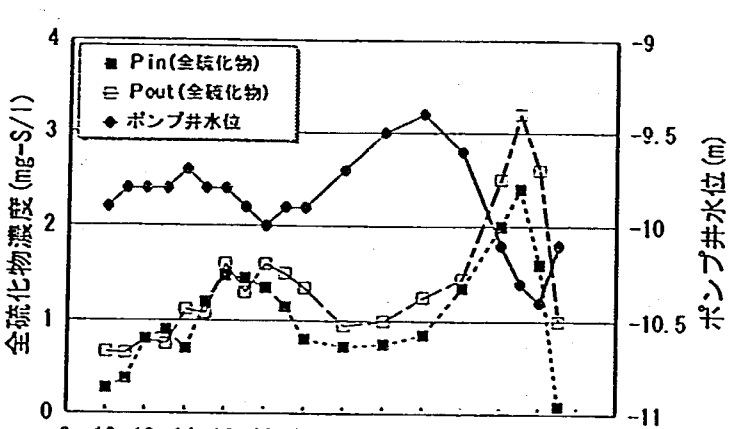


【図－１２】気相中硫化水素濃度と硫化物濃度(Pout)

し、気相中硫化水素濃度は約1.2ppm程度上昇する。



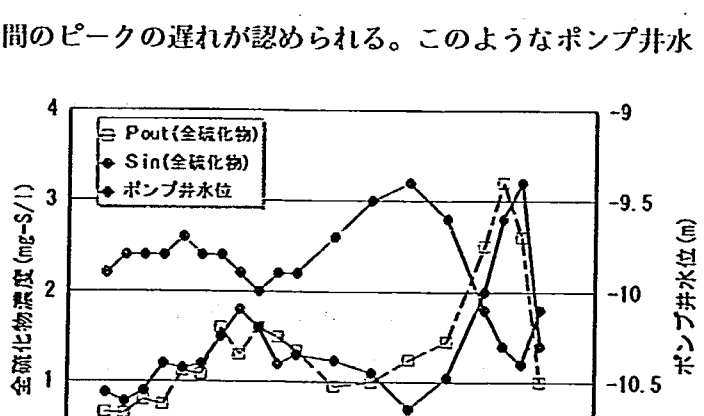
【図－１３】硫化水素と硫化物濃度



【図－１４】PinとPoutにおける全硫化物の経時変化

３．２．２．３　全硫化物濃度

【図－１４】にPin及びPoutにおける全硫化物とポンプ井水位の時間変化を示す。Pin及びPoutの全硫化物濃度とポンプ井水位の間には逆相関（17時～19時までと6時～9時までの全硫化物濃度のピークが現れている時間帯はポンプ井水位が低い）、あるいは５～６時間のピークの遅れが認められる。このようなポンプ井水位が低い状態で下水中硫化物濃度のピークが観測された理由としては、ポンプ井水位が高い時間帯に流入管路部に滞留していた下水中で生成した硫化物が、５～６時間後のポンプ井水位が低くなった段階で吐き出された可能性が考えられた。今後さらにデータを収集し、Ｓinにおいて観測された硫化物の発生源を特定化していく必要がある。



【図－１５】PoutとSinにおける全硫化物の経時変化

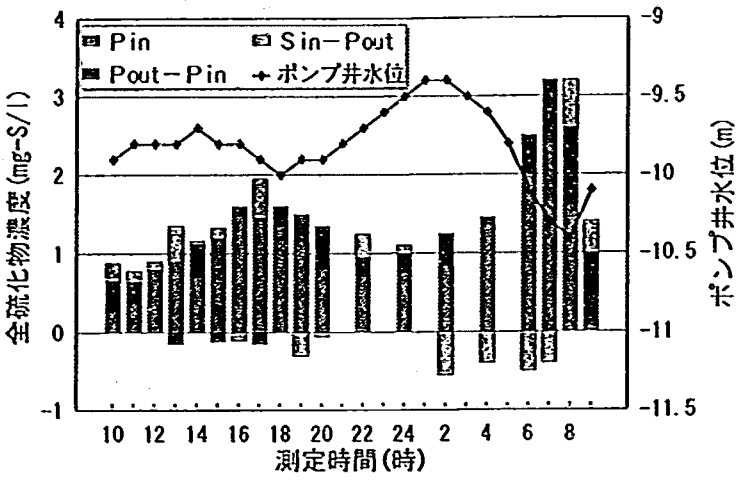
【図－１５】にＰoutとＳinの地点における全硫化物濃度の時間的変化を示す。同区間は自然流下管であることから、自由水面からの硫化物の拡散と自由表面から供給される酸素により酸化されることによって硫化物量は減少する(その減少速度は下水流速等に依存すると報告されている)。一方、同区間は完全な嫌気状態(ＤＯは0.6mg/l以下かつ、ＯＲＰは-170mv以下)であったことから、下水管に付着した生物膜や流下下水中では硫化物が生成されている。このようにPout～Ｓin区間においては硫化物が下水中で生成されると同時に、大気中への放散や酸化により減少しており、このバランスが流速等の時間的変化により変化することから、時間によってＳinにおける硫化物濃度とPoutにおける硫化物濃度の大小関係が逆転していると考えられる。

【図－１６】は、Ｓinで観測された全硫化物がどの区間で生成されたものかを示すために、Ｐinにおける全硫化物濃度をベースとして各区間（Ｐin～Pout，Pout～Ｓin）における硫化物濃度の差を積み重ねて棒グラフで示したものである。同図において棒グラフがマイナスとなっているものは、その区間内においては硫化物の生成量よりも、再曝気による酸化や大気中への拡散等により硫化物の減少量の方が大きいことを意

味している。同図によれば時間帯によっても異なるがSinで計測された硫化物の約6～8割は、Pinの地点からそのまま流下してきたものであると考えることができ、Pinの地点に含まれている硫化物濃度を低減できれば、それ以降の地点における硫化物濃度も効率的に低減させることができると考えられた。

3．2．3　まとめ

以上、今後硫化水素生成状況を把握するために行う計測・診断の留意点をまとめると以下の通りである。



【図－16】全硫化物の推移

①気相中硫化水素濃度は季節変動や日変動があることから、一時的なスポット計測により種々の硫化水素対策の検討を行うことは適切ではない。また、下水の流量変動等に伴う硫化水素濃度の時間変動も考えられ、気相中硫化水素濃度を計測する場合には、連続計測を行うことが望ましい。

②気相中硫化水素濃度と下水中硫化水素濃度は、今回の同一計測地点では良好な関係が認められた。仮に、今回計測した地点のように、下水中溶存硫化物濃度と気相中硫化水素濃度に相関が認められれば、溶存硫化物よりも簡単に計測できる気相中硫化水素の測定により、既存施設における硫化水素生成状況を計測できることになるが、この場合の気相中硫化水素濃度は、季節(水温)や場所（施設形状や下水の流下状況等）により大きく異なることに留意する必要がある。

③下水が嫌気状態にある自然流下管においては、硫化物が生成されていると同時に、大気への拡散及び酸化によってその濃度は減少する場合がある。したがって、硫化物の生成と減少がバランスしている場合には、その地点より上流で生成した硫化物はそのまま下流に搬送される場合も生じるため、硫化水素把握調査を行う際には、その地点だけでなく周辺区域においても調査を行う必要がある。

なお、硫化水素により劣化を受けた下水道施設における計測・点検手法に関しては5年度から継続して調査を実施しており、これらの成果は最終的に「硫化水素による施設の劣化計測・診断手法」としてとりまとめる予定である。

3．3　処理場機械設備における補修・更新及び劣化要因

下水処理場における施設を分類すると、土木・建築施設と機械・電気設備に大別することができ、土木・建築施設(コンクリート構造物)に関しては、5年度において13政令都市における処理場コンクリート構造物に関して、劣化が生じている処理施設及びこれらの劣化が生じた原因等に関するアンケート調査を実施し、最も多く発生している劣化原因は硫化水素によるコンクリートの腐食であることを明らかとした。一方、機械・電気設備については、発注比率が土木・建築施設と比較して低いものの、標準耐用年数が約50年と言われている土木・建築施設と比較して約20年以下と短いものが多いことから、機械・電気設備の改築・修繕費用に占める割合は高いと考えられる。このため、6年度においては、下水処理場における機械設備の劣化状況や劣化発生状況、各種機械設備の部材交換頻度等を明らかにするために、政令都市等を対象とした「大都

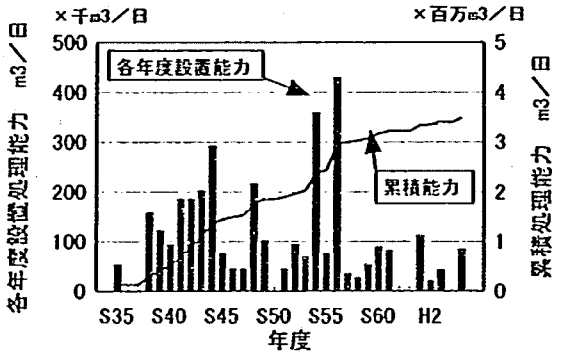
市における下水道施設（機械設備）の改築・修繕等に関するアンケート」調査を実施した。7年度においては、昨年度のデータを捕捉し、再度集計を行い各種機械設備の劣化状況や劣化発生状況、各種機械設備の部材交換頻度等を集計し直すとともに、最終沈殿池汚泥かき寄せ機の故障確率密度関数を求め、その密度関数に基づいた合理的な機器保全計画の立案手法について検討を行った。

3．3．1　アンケートの概要

6年度実施したアンケート対象自治体は、(社)日本下水道協会に設けられている技術委員会幹事会設備分科会所属の10都市(神戸市除く)と東松山市の計11都市であり、アンケートには各都市内で比較的古くから供用を開始している1処理場(大阪市においては2処理場)について記入を依頼した。なお、7年度においては昨年度のデータに、広島市旭町終末処理場のデータを加え、前年度と同様な解析を行った（【表－5】参照）。今回アンケート対象の13処理場の合計下水処理量は約256万t／日であり、これは6年度における全国の処理場下水処理量の約8％である。13処理場における各年度水処理設備設置能力は【図－17】に示す通りであり、昭和40年代に約2/3の設備が設置されている。

【表－5】アンケート対象都市の概要

処理場コード	都市名	処理場名	処理水量（m3／日） 全体	設置済	流入水量	供用開始年度
1	札幌	創成川下水処理場	144,000	144,000	115,910	S42
2	仙台	南蒲生下水処理場	506,800	506,800	353,000	S39
3	東京	葛西処理場	940,000	400,000	328,000	S56
4	横浜	南部下水処理場	2,884,900	225,000	206,000	S40
5	名古屋	岩塚下水処理場	150,000	150,000	153,100	S44
6	京都	鳥羽処理場	1,273,081	989,000	726,950	S14
71	大阪	中浜下水処理場	300,000	288,000	243,282	S35
72	大阪	千島下水処理場	125,000	79,000	53,000	S38
91	広島	大州下水処理場	47,500	47,500	47,790	S55
92	広島	旭町下水処理場	88,500	88,500	59,420	S52
10	福岡	中部下水処理場	300,000	300,000	222,343	S41
11	東松山	市野川終末処理場	53,200	21,300	19,280	S52
12	横須賀	上町浄化センター	54,900	35,200	35,200	S39
—	合計	—	6,867,881	3,274,300	2,563,275	—



【図－17】各年度設置能力の推移

アンケートは、平成5年度において設置されている機械設備の概要（設置年度・機種名・型式・台数）と平成5年度から過去11年間において改築・修繕を行った機械設備の改築修繕実施年度・対象機器設置年度・機種名・型式・修繕部位・台数・理由・発見方法・工事費について行った。なお、機種名は中分類と小分類に分けて各々代表的な設備名をコード化した。また、各々の小分類の設備毎に代表的な型式や部材名についてもコード化を行うとともに、改築・修繕内容及び、理由についてもコード化した。入力に際しては、各様式が保存してあるフロッピィディスクを各都市に送付し、パソコンにより各項目コード入力してもらった。なお、送付したフロッピィディスクには、各項目に関してコード入力を行うことによりそのコードの内容が全て自動的に表示されるような機能を付加した[6)]。

3．3．2　改築・修繕実施状況

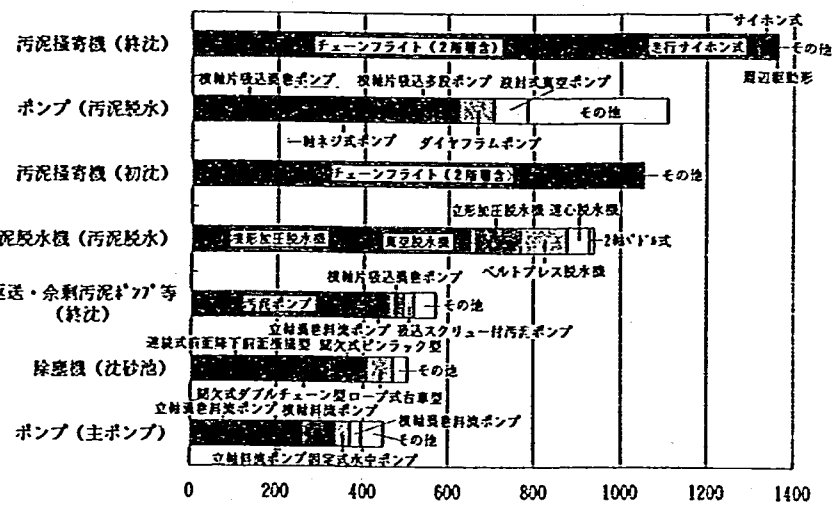
ﾃﾞｰﾀ入力が有効であった11処理場において入力されたアンケート結果をパソコン処理し、各項目毎にコードで分類・整理した。【表－6】は、各施設(中分類)・設備(小分類)ごとに、修繕（更新改良等による部材交換・整備点検・塗装等）を実施した台数の多い順位に整理した結果である。5年度から過去11年間において、最も多く修繕が行われた設備は、最終沈澱池の汚泥掻寄機であり、以下汚泥脱水機棟内のポンプ(汚泥供給ポンプ等)、最初沈澱池汚泥掻寄機、汚泥脱水機と続いている。また、過去11年の間に行った修繕台数を平成5年度に設置されている各設備の設置台数で割れば、設置した機械設備1台当たりの11年間における概略

成５年度に設置されている各設備の設置台数で割れば、設置した機械設備１台当たりの11年間における概略の修繕回数を求めることができる。ただし、過去11年の間に設置された機器もあることから、この修繕回数は概略の数値である。また、ここで言う修繕の内容は部材交換・塗装・分解整備を含むものである。この結果、１設備当たり最も修繕が多いのは汚泥脱水機であり、以下脱水機コンプレッサー、最初沈殿池汚泥かき寄せ機と続いている。

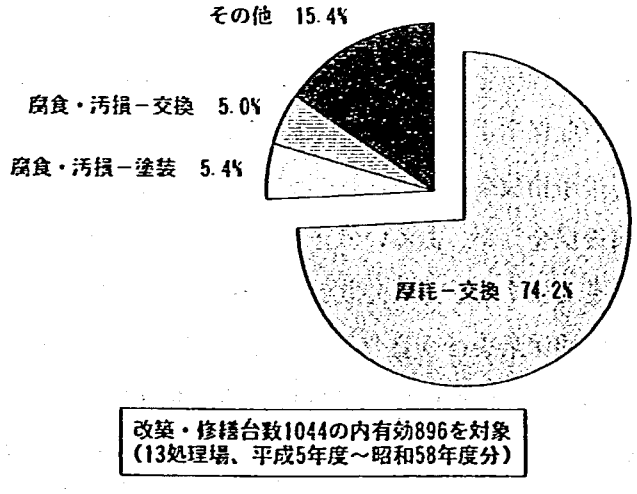
【表－６】　各設備毎の修繕実施台数

順位	コード番号	施設名	コード番号	設備名	改築・修繕実施台数 (a)	H６現在設置台数 (b)	11年の１設備当たりの改築修繕台数 (a／b)	(a／b)の順位
1	6	最終沈殿池	20	汚泥掻寄機	1341	390	3.44	6
2	14	汚泥脱水	10	ポンプ	1106	317	3.49	4
3	3	最初沈殿池	20	汚泥掻寄機	1033	280	3.69	③
4	14	汚泥脱水	26	汚泥脱水機	938	66	14.21	①
5	6	最終沈殿池	10	ポンプ(返送・余剰汚泥P.)	562	245	2.29	13
6	1	沈砂池	3	除塵機	505	170	2.97	9
7	2	主ポンプ	10	ポンプ	448	241	1.86	15
8	14	汚泥脱水	5	搬送機	402	139	2.89	10
9	3	最初沈殿池	21	スカム除去装置	372	441	0.84	18
10	1	沈砂池	4	除砂機	358	115	3.11	8
11	1	沈砂池	5	搬送機	354	135	2.62	11
12	8	処理水再利用	10	ポンプ	334	159	2.10	14
13	5	送風機	16	曝気用送風機	275	79	3.48	5
14	3	最初沈殿池	10	ポンプ(汚泥引抜P.)	250	173	1.45	17
15	7	塩素混和池	10	ポンプ(薬液注入P.)	229	96	2.39	12
16	3	最初沈殿池	1	ゲート	226	623	0.36	19
17	9	汚泥濃縮	10	ポンプ(汚泥引抜P.)	183	101	1.81	16
18	14	汚泥脱水	99	空気圧縮	166	30	5.53	②
19	3	最初沈殿池	14	井類	161	657	0.25	20
20	2	主ポンプ	13	内燃機関	139	43	3.23	7

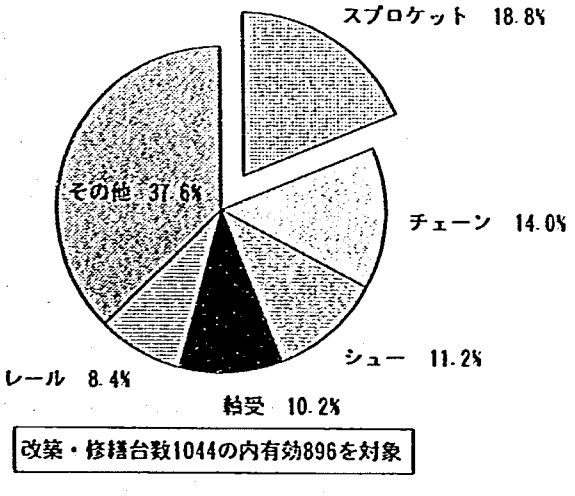
修繕回数の多い上位７設備に関して、過去11年間で修繕を行った設備の型式内訳を【図－１８】に示す。ただし、この数値は各型式の過去11年間の累計修繕台数であり、各型式設備１台当たりの修繕比率(部材交換・点検・塗装等実施頻度)は、各型式の５年度における各型式設置台数から計算を行う必要がある。同図の結果、最も累積修繕台数の多いものは、終沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄであり、以下汚泥脱水機における横軸片吸込渦巻ポンプ、初沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ、横型加圧脱水機と続いている。



【図－１８】　改築・修繕台数型式内訳



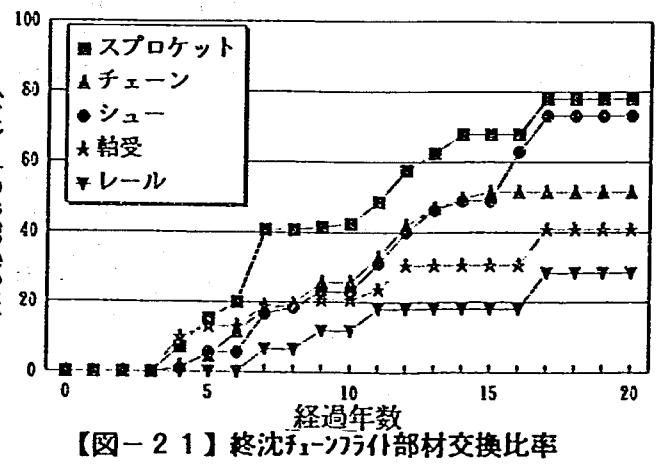
【図－１９】最終沈殿池ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄの改築・修繕理由と内容



【図－２０】最終沈殿池ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄの改築・修繕部材

前節において最も改築・修繕台数の多かった最終沈殿池のチェーンフライト式汚泥かき寄せ機の改築・修繕理由を【図－１９】に、改築・修繕の多い部材を【図－２０】に示す。改築・修繕理由と内容に関してはそのほとんどが磨耗による交換であり、腐食等による塗装・交換の頻度は少ない。また、改築・修繕される部材でその頻度の高いものは、スプロケット・チェーン・シュー・・・と続いている。これらの部材はいずれも他の部材と接触面を有することから、その改築・修繕理由のほとんどは磨耗による交換となっている。

【図－２１】は、終沈汚泥掻寄機のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄに関して、修繕台数の多い部材毎にﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ設置年度からの経過年数に応じた各部材累計交換比率を示したものである。ここで、累積交換比率とは、各経過年数以下の時点で各部材について交換を行った比率である。例えば、【図－２１】において経過年数15年の時点でのｽﾌﾟﾛｹｯﾄの累計交換比率が約70％とあるのは、施設設置後15年間が経過したﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ100台当たり、70台が過去15年の間でｽﾌﾟﾛｹｯﾄを交換しており、残りの30台が当初設置したｽﾌﾟﾛｹｯﾄを交換することなく引き続き使用していることを意味している。同図より、いずれの部材に関しても経過年数が３年以下ではほとんど交換されていないと考えることができる（レールに関しては約６年間）。また、最も交換頻度が高かったｽﾌﾟﾛｹｯﾄに関しては、経過年数４年以降ほぼ直線的に増加しており、今回の解析結果では経過年数20年時点で８割のﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄにおいては、過去20年の間に交換が行われている。なお、６年度における部材交換比率を示した図は、一部データ処理に誤りが認められたため、７年度においては６年度のデータに広島市旭町処理場のデータも追加し、正確に再解析を行った結果である。



【図－２１】終沈ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ部材交換比率

３．３．３　機械設備の保全計画手法の検討

下水処理場における各種機器を合理的に保全するためには、機器の状態を常時あるいは定期的に監視・点検し、何らかの異常が発見された場合には速やかに必要な対応策（修理・交換・注油・調整等）を行う必要がある。ここで機器の保全手法には、事後保全（ＣＭ：Corrective Maintenance）と予防保全（ＰＭ：Preventive Maintenance）とがあり、予防保全は時間計画保全（Scheduled M）と状態監視保全（Monitored M）に大別される。現状の下水処理場においては、これらの各種保全手法は必ずしも明確にされておらず、今後各種の機械設備の特性や使用される箇所等に応じた適切な保全手法の確立が求められている。このような状況下、実際の処理場においては、重要な機器に関しては予備機を配し万一機器が故障した場合においても、処理場の機能を満足させるように考慮されている（事後保全）か、あるいは予備機や予備の部材が配備されていない場合には、一定時間経過後に各種部材や機器を交換する手法（時間計画保全）が行われているものと考えられる。ここで、前述のような事後保全や計画時間保全を行う場合の課題としては、その予備機の台数、あるいは取り替えを行う時間間隔が挙げられる。例えば、前節において最も故障発生頻度の高かった最終沈殿池のコレクターの場合、万一機器が故障して必要となる固液分離や汚泥の引き抜きが行えない場合には、最悪の場合汚泥のキャリィオーバー等の事故が考えられることから、予備の池に機器が配置されている

が、現状では何系列の池に対しどの程度予備機を設置すべきかは必ずしも明確に規定されていない。また、汚泥かき寄せ機の点検は、沈殿池を空にした状態でないと行えないことから、煩雑には行えずその点検間隔は慎重に決定する必要がある。本節においては、このような課題に応えるため機器の信頼性、あるいは機器の信頼度という概念を用いて合理的な機器の点検間隔の決定手法に関し検討を行うこととする。

3．3．3．1　用語の定義

文献[7]によれば、信頼度とは「システムや製品・機器・装置・部品・部材等が与えられた条件で、規定の（あるいは意図する）期間中、要求された機能を（故障なく）果たす確率」と定義されている。つまり、信頼度とはｔ＝０（設置時）においては１（100%）であるが、時間の経過とともに減少し最終的には０となる。言い換えると、信頼度とは「ある期間中において全体の何割が故障しないで動作しているか」と考えることができる。逆に、「ある期間中において全体の何割が故障しているか」という確率は、不信頼度と呼ばれており、信頼度関数［R(t)］と不信頼度関数［F(t)］の間には以下の関係がある。

$$R(t)+F(t)=1 \quad \cdots\cdots (6)$$

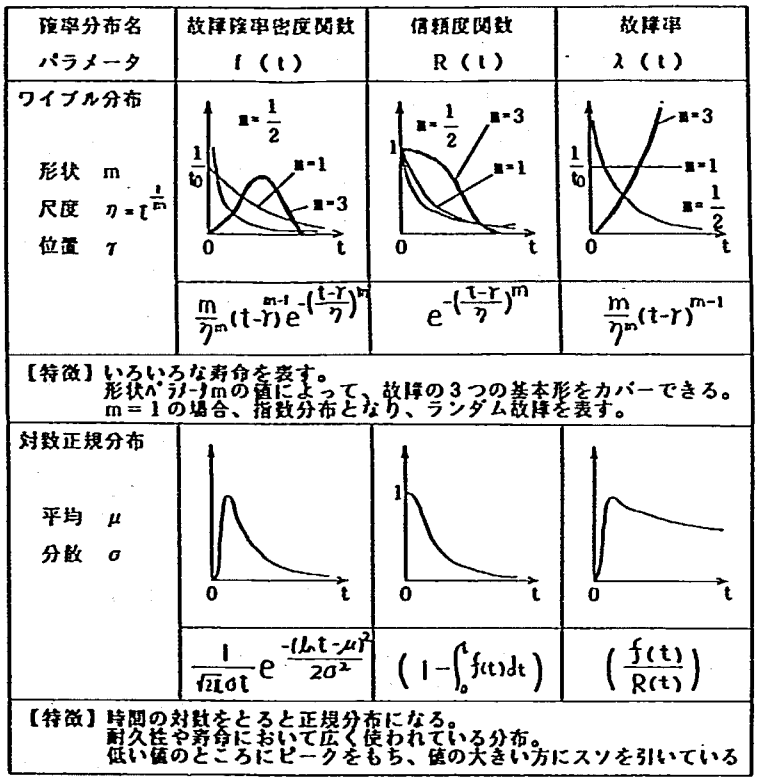
また、単位時間当たりの故障確率は、F(t)を時間：ｔで微分することにより求められ、これを故障確率密度関数ｆ(t)という。

$$f(t)=dF(t)/dt \quad \cdots\cdots (7) \qquad \int_0^{\infty} f(t)\,dt=1 \quad \cdots\cdots (8)$$

例えば、100台の機器を設置後、１年目に５台、２年目に８台、３年目に16台・・・が故障した場合には、故障確率密度関数はｆ(1)＝0.05、ｆ(2)＝0.08、ｆ(3)＝0.16・・・となり、不信頼度関数はF(1)＝0.05、F(2)＝0.13、F(3)＝0.29・・・、信頼度関数R(1)＝0.95、R(2)＝0.87、R(3)＝0.71・・・となる。また、ある時刻まで故障しない機器について、その瞬間に故障する確率を瞬間故障率λ(t)と定義される(次式参照)。

$$\lambda(t)=f(t)/R(t) \quad \cdots\cdots (9)$$

前節で求めた各部材の「累積交換比率」は、「ある経過年数以内ですでに交換された部材の累積比率」を表している。一方、「不信頼度関数：F(t)」は、「ある時間内に全体の何割が故障であるかを示す比率」であるから、両者の間には「故障」と「交換」といった違いがあるものの、類似のものと考えることができる。ただし、「累積交換比率」はあくまで交換の実績か



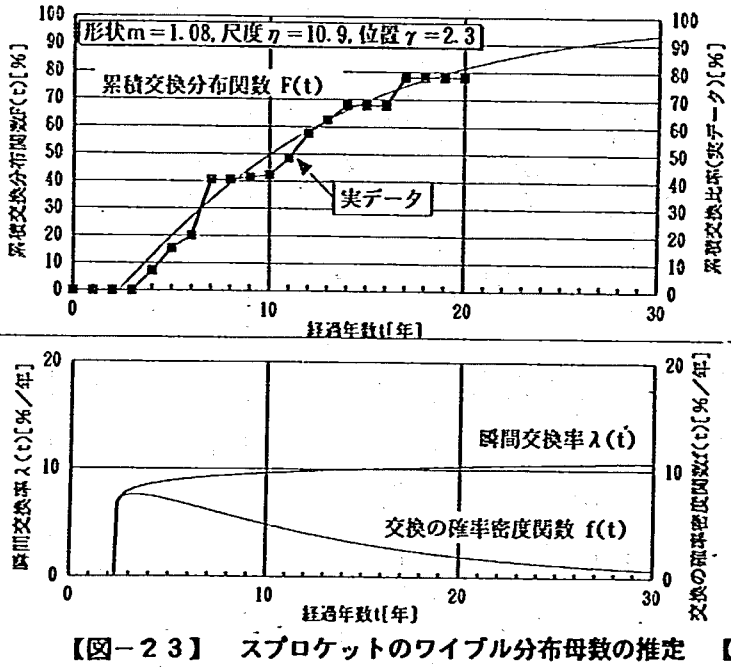
【図－２２】　各種の確率分布関数

ら求めた確率分布であり、交換した部材の信頼度が0になったために交換したかどうかは今回のアンケート調査では明確ではないことに留意する必要がある（「部材のいわゆる寿命がきたことによる交換：事後保全」の場合と「一定時間経過後による時間計画保全に伴う交換」の場合、あるいは、池を空にすることが大変なのでいわゆる寿命はきていないが、他の部材の事後保全に合わせて交換を行う場合等が混在していることが考えられる）。したがって、厳密な不信頼度関数を求める場合には、各機器に関してその寿命の定義(例えばレールの場合には磨耗厚が何ミリの時を寿命とするといった定義)を明確にし、その寿命にいたるまでの各種のデータを累積していく必要がある。本節では、一応「不信頼度関数」を前節で求められた「累積交換比率」に置き換えて以下の事例の検討を行うこととする。

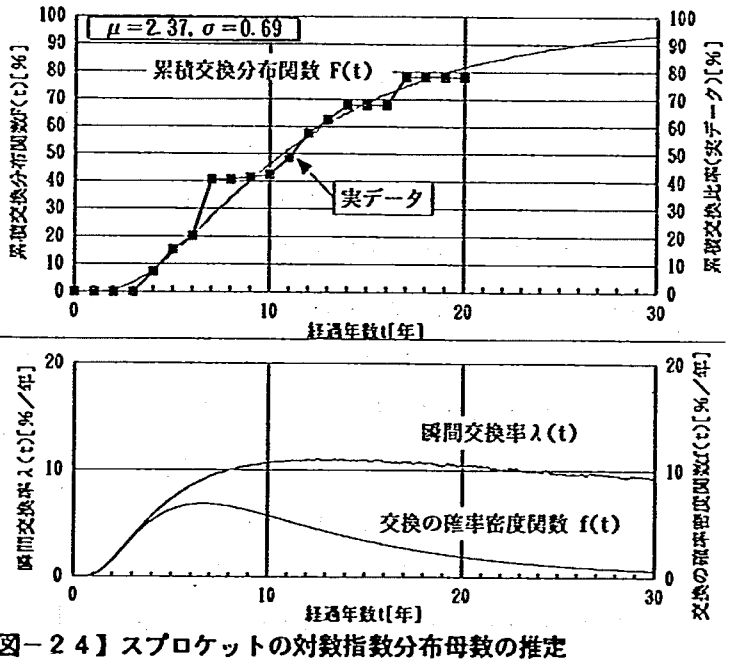
3．3．3．2　累積交換分布関数の推定

信頼性工学において用いられる確率分布には種々のものがあり、各確率分布はその母数（Parameter）で特徴づけられる。本節においては故障確率や耐久性、及び耐久性の検討の際に用いられるワイブル分布と対数正規分布に関して、母数の推定を行った（【図－２２】参照）。

母数の推定に当たっては、各部材の累積交換比率のデータを対応する各確率紙にプロットしグラフから決定した。また、本検討において用いたデータは、前述の通り故障ではなく交換を示すものであるので、累積故障分布関数（不信頼度関数Ｆ(t)）は累積交換分布関数、故障確率密度関数→交換確率密度関数、瞬間故障率→瞬間交換率と読み替えて用いた。なお、各分布形の検定にはコルモゴロフ－スミルノフ（Ｋ－Ｓ）検定法を用いて、危険率10%の両側検定を行った。【図－２３】にスプロケットのワイブル分布の母数の推定結果を、【図－２４】に対数指数分布の母数推定結果を例として示す。



【図－２３】　スプロケットのワイブル分布母数の推定



【図－２４】スプロケットの対数指数分布母数の推定

3．3．3．3　５系列最終沈殿池における信頼度の検討

前節の手法で、最終沈殿池ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ５部材の信頼度関数（ｽﾌﾟﾛｹｯﾄ：Ra(t)、ﾁｪｰﾝ：Rb(t)、ｼｭｰ：Rc(t)、軸受：Rd(t)、レールRe(t)）を求め、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台の信頼度、及び５系列全体の信頼度の推定を行った。ここで、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台は他からの影響を受けない完全に独立な５部材であると仮定し、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台の信頼度R

で、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台は他からの影響を受けない完全に独立な５部材であると仮定し、ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台の信頼度Rx(t)は次式で計算した。

$$Rx(t)=Ra(t)\times Rb(t)\times Rc(t)\times Rd(t)\times Re(t) \quad \cdots\cdots (10)$$

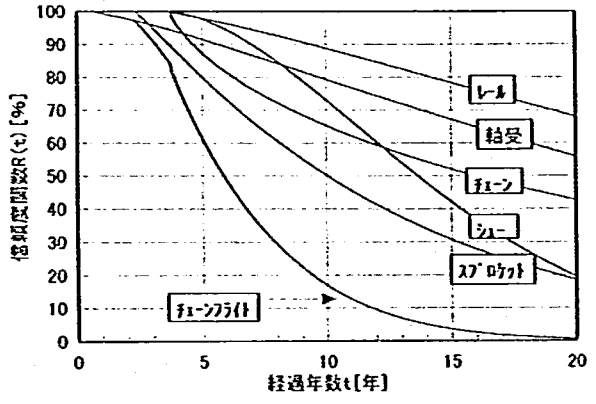
５系列全体の信頼度R(t)は、５系列同時にﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄを設置したと仮定して次式で求めた。ここで、５系列の信頼度R(t)は、「経過年数X年において、５系列に対し全く部材交換を行っていない確率」を表している。

$$R(t)=R1(t)\times R2(t)\times R3(t)\times R4(t)\times R5(t) \quad \cdots\cdots (11)$$

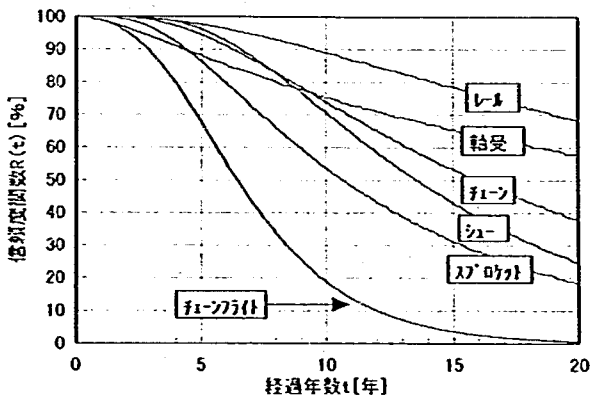
また施設に予備があり、１池の停止までは許容できるとした場合の信頼度R'(t)に関しても次式を用いて検討を行った。

$$\begin{aligned}R'(t)=&\{1-R1(t)\}\times R2(t)\times R3(t)\times R4(t)\times R5(t) && 【1系列停止】\\ &+R1(t)\times\{1-R2(t)\}\times R3(t)\times R4(t)\times R5(t) && 【2系列停止】\\ &+R1(t)\times R2(t)\times\{1-R3(t)\}\times R4(t)\times R5(t) && 【3系列停止】\\ &+R1(t)\times R2(t)\times R3(t)\times\{1-R4(t)\}\times R5(t) && 【4系列停止】\\ &+R1(t)\times R2(t)\times R3(t)\times R4(t)\times\{1-R5(t)\} && 【5系列停止】\\ &+R1(t)\times R2(t)\times R3(t)\times R4(t)\times R5(t) && 【停止無し】\end{aligned}$$

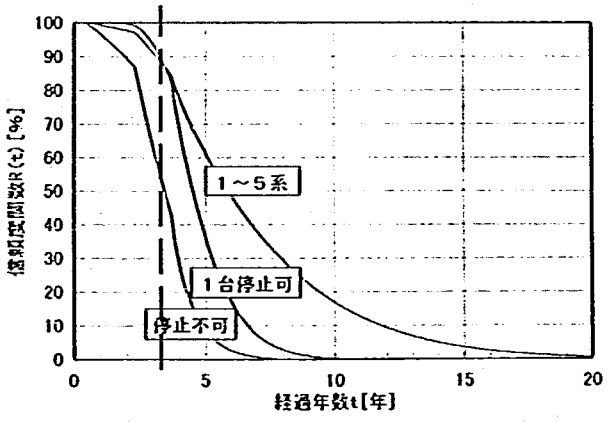
チェーンフライト１台の信頼度の結果を【図－２５】及び【図－２６】に、５系列全体の信頼度を【図－２７】及び【図－２８】に示す。ここで、最終沈殿池汚泥かき寄せ機各１台毎の信頼度を常時80%以上にする場合には、両分布形とも概ね４年以内に部材の交換を実施すれば良いことが分かる。



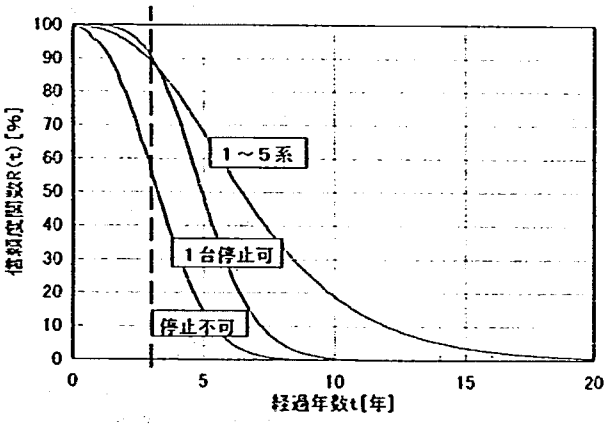
【図－２５】　ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台の信頼度(ﾜｲﾌﾞﾙ分布)



【図－２６】　ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ１台の信頼度(対数正規分布)



【図－２７】ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ５系列の信頼度(ﾜｲﾌﾞﾙ分布)



【図－２８】ﾁｪｰﾝﾌﾗｲﾄ５系列の信頼度(対数正規分布)

また、５系列全体の場合において信頼度80%以上とするためには、予備が無い場合（停止不可の場合）に

このように信頼度関数を導入すれば、これまで経験的にしか決定できなかった予備の考え方や定期的な点検間隔が合理的に判断可能となる。ただし、今回用いたのは累積交換分布関数であり、厳密な意味での不信頼関数とは異なるため、今後は各機器の寿命の定義を明確にした上で、各種データを収集し分布関数の信頼度を向上させていく必要がある。今回の各系列や、各汚泥かき寄せ機の信頼度は、あくまで事後保全と予防保全が混在した状態での現状の保全手法を前提としたものであることに留意する必要がある。仮に厳密な意味での信頼度関数の母数の推定が行えた場合、同様な解析を行えばより合理的な保全手法の確立が可能になる。

4．まとめ

7年度調査では、これまでの調査で明らかとなった下水道コンクリート構造物において最も多い修繕・改築要因である硫化水素による腐食に関して、腐食防止対策実験施設を用いた圧送管路施設における硫化物生成速度に関する検討及び、合理的な硫化水素対策のために必要となる計測・診断手法について検討を行った。また、下水処理場内にはコンクリート構造物と比較して耐用年数の短い機械・電気設備も多く設置されていることから、政令都市等を対象としたアンケート調査を更に解析し、処理場機械設備の劣化状況や部材交換頻度等を明らかとし合理的施設更新計画に関する検討を行った。得られた結果は、以下の通りである。

①硫化水素生成速度に関する検討

圧送管口径100㎜の今回の実験管路における流下下水中の浮遊微生物による硫化物生成速度(Rs)と、管壁に付着した生物膜中の微生物による硫化物生成速度(硫化物生成フラックス)の比は2:98であり、硫化物生成フラックスは水温の上昇とともに増加し、その温度補正係数は1.065であった。

②合理的硫化水素対策のための計測・診断手法の検討

現地において連続した硫化水素実態把握調査を行った結果、気相中硫化水素濃度には季節変動や時間変動が認められたことから、種々の硫化水素対策を検討するには一時的なスポット計測ではなく、連続した計測が望ましいと考えられた。また、気相中硫化水素濃度と下水中硫化物濃度には良好な関係が認められたが、両者の関係は水温や施設形状、下水の流下状況により異なることが考えられた。硫化物生成箇所を特定化するためには、気相中硫化水素が観測された箇所だけでなくその上流や下流地点を含めた実態調査が必要である。なお、硫化水素により劣化を受けた下水道施設の計測・点検手法に関しては、これまでの成果を最終的に「硫化水素による施設の劣化計測・診断手法」としてとりまとめる予定である。

③処理場機械設備に関する補修・更新計画及び劣化要因

政令都市等を対象としたアンケート調査を更に解析して、処理場機械設備の劣化状況や各部材交換頻度等を明らかとするとともに、得られた結果から部材交換確率密度を求め信頼度に基づいた合理的な施設の補修更新計画手法を提示した。今後、各種機器の寿命の明確化を図るとともに各種データの蓄積を図ることにより、処理場内に数多く存在する機械設備のより合理的な補修・更新手法を確立していく必要がある。

<参考文献>

1)G. A. Bolder, R. Van Oorschot and J. Hauser, Experimental and Theoretical Studies of Sulfide Generation in Sewage Systems, Wat. Sci. tech. Vol. 21, 1989
2)Pomeroy, R. D The Forecasting of Sulfide Buildup Rates in Sewer, Prog. Water Technol. 9, P-621, 1977
3)A. G. Boon and A. R. Lister, Formation of Sulphide in rising Main Sewers and its prevention by injection of oxgen, Prog. Water Tech., Pergamon Press, 1975
4)P. H. Nielsen, T. H. Jacobsen Effect of Sulfate and Organic Matter on the Hydrogen Sulfide Formation in Biofilms of Filled Sanitary Sewers: J WPCF, Vol. 60, No. 5, May1988
5)Thistlethwayte, D. K. B., Control of Sulphides in Sewerage Systems, Ann Aber Science, Ann Arbor, MI, 1972
6)田中, 北川, 深谷, 下水処理施設の補修・更新方法に関する調査, 平成6年度下水道関係調査研究年次報告書集, 建設省土木研究所, 平成7年10月
7)塩見弘, 「信頼性工学入門」, 丸善㈱
8)伊藤 他, 「土木・建築のための確率・統計の応用」, 丸善㈱
9)塩見 他, 「信頼性における確率紙の使い方」, ㈱日科技連出版社

２．新しい役割に対応した計画手法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
研　究　員　小川　文章

１．はじめに

下水道事業の基本的な役割は下水の排除と処理である。これに加え、近年、下水道の持つ様々な資源を積極的に利用し、都市の発展や住民の利便等に寄与しようとする、いわゆる下水道資源の多目的利用が試みられている。このうち下水道施設の多目的利用としては、処理場・ポンプ場の上部空間や管渠内空間の利用があり、また下水道からの発生物である処理水・汚泥等の多目的利用としては、雑用水、コンポスト、下水熱による地域冷暖房、消化ガス発電等があげられる。下水道資源の多目的利用は、資源の効率的な活用という面等から今後も積極的に推進されるべきものではあるが、下水道事業を進めていく上でこのような多目的利用がどのような意義や効果または問題点を持っているのか明確にされていないのが現状である。このような背景をふまえ、本調査は下水道資源の多目的利用の効果や必要性を評価するとともに問題点の整理を行い、その望ましい方向性を明らかにすることを目途として実施した。平成７年度は上記多目的利用のうち下水及び汚泥が有する熱の有効利用を取り上げ、全国の処理場・ポンプ場を対象としたアンケート調査により、その意義、潜在熱量、建設・維持管理コスト、問題点の把握等をおこなった。また、平成４年度から７年度までの多目的利用に関する調査のとりまとめとして、全国の主要都市に対して階層分析法（ＡＨＰ）によるアンケート調査をおこない、今後の多目的利用の方向性を検討した。

２．地球環境問題から見た下水熱利用の必要性

近年、地球環境問題が大きく取りあげられている。特に、二酸化炭素などの温室効果ガスの増加による地球温暖化と、それに伴う海面上昇や砂漠化の進行は世界の最重要課題となっている。わが国の二酸化炭素排出量は世界全体の排出量の約５％を占めるといわれているが、そのうちの1/4の１％強は火力などの発電施設から排出されている。下水道事業においては、処理場・ポンプ場数の増加とともに電力需要も年々増加しており、平成３年度には日本の総消費電力量の0.6%を消費している。また、数箇所のモデル地区において試算した結果、下水熱を利用した地域冷暖房により消費エネルギーならびにNO_x、CO_2を30～40％程度削減できるという報告もなされている[1)]。これらのことから、地球環境問題は下水道事業にとっても無視することのできないものであり、これまであまり有効利用されてこなかった下水及び汚泥の未利用熱エネルギーを活用し環境への負荷を低減させていくことは、上記の問題の解決策として非常に有効であると考えられる。また、技術先進国としてのわが国の立場を考えても、省エネ及び温室効果ガス抑制技術への取り組みは不可欠である。

３．下水道熱資源の有効利用の現状と分析

下水道熱資源の利用状況と潜在量を把握するため、全国の供用中の全処理場及び熱利用実施を検討しているポンプ場に対してアンケート調査をおこなった。アンケート内容は、計画処理能力、年間処理水量、処理水温、汚泥発生量、事務管理棟延床面積等である。また、既に熱利用を実施している施設については、熱利用施設建設費、年間維持管理費、利用プロセス、熱利用量等についても調査した。調査票回収数は1,006施設で、処理場についてはほぼ全てから回答を得ることができた。事業別の内訳は公共下水道87.2%、流域下水道12.8%、施設別では処理場97.9%、ポンプ場2.1%であった。このうち、既に何らかの熱利用をおこなっている施設は239施設あり、事業別の内訳は公共下水道205施設、流域下水道34施設であった。

3．1　熱利用状況

3．1．1　下水熱の利用状況

（1）熱利用形態（図-1）

利用形態では、下水処理水熱の場内利用が全体の約6割を占めている。用途としては冷暖房及び冷温水の供給がほとんどである。次いで多いのが処理水熱の場外利用であり、熱利用実施箇所の約3割を占めている。

（2）計画処理能力、処理水量（図-2）

平均計画処理能力は下水処理水熱の場内利用を実施している処理場で329,704m³/日と最も大きい。また、中央値は24,700m³/日であった。一人一日最大汚水量を600リットル/日・人とすると、中央値である24,700m³/日は約40,000人/日の処理量に相当し、比較的小規模の処理場においても熱利用が実施されていることが分かる。

（3）年平均処理水温

下水熱を利用している施設の年平均処理水温は17.9℃であり、全体の1,006施設の平均値20.2℃と比較して低い値となっている。

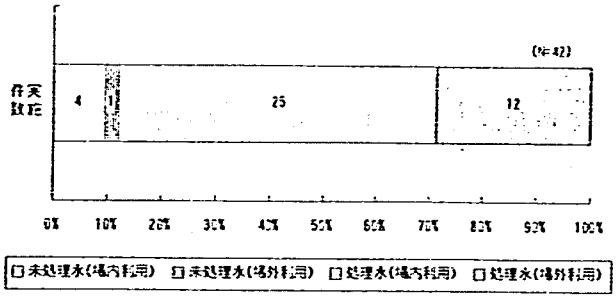


図-1　下水熱利用実施状況

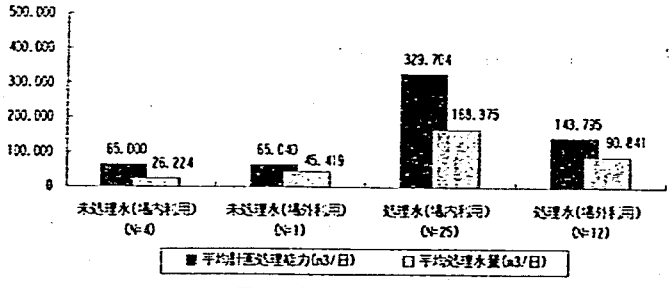


図-2　計画処理能力と処理水量

3．1．2　汚泥熱の利用状況

（1）熱利用形態（図-3）

利用形態では、汚泥の消化ガス利用が約9割を占めており、ガスの燃焼により発生させた蒸気を汚泥消化タンクの加温用に用いている例が非常に多い。

（2）計画処理能力、処理水量（図-4）

全体的に、平均計画処理能力、処理水量ともに下水熱利用実施箇所よりも大きな値となっており、汚泥熱を利用している処理場は比較的規模が大きいことが分かる。

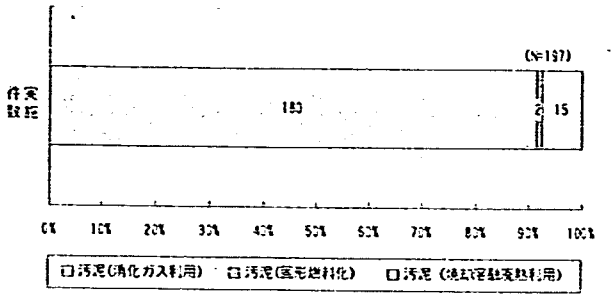


図-3　汚泥熱利用実施状況

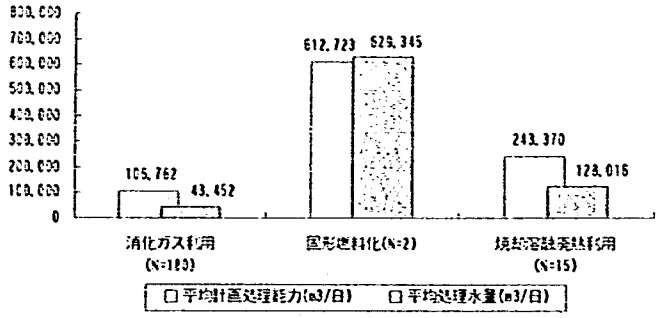


図-4　計画処理能力と処理水量

3．2　将来の熱利用計画の有無

3．2．1　熱利用計画の有無（図-5）

熱利用を現在実施していない施設に対し、将来の熱利用計画の有無について調査をおこなった。どの利用形態についても「全く具体化する方向にない」という回答が50%以上を占め、「実施計画あり」「将来的に実施したい」をあわせた回答は多いものでも１割程度であった。なお、計画処理能力の大きい施設ほど「将来的には実施したい」という回答が多かった。

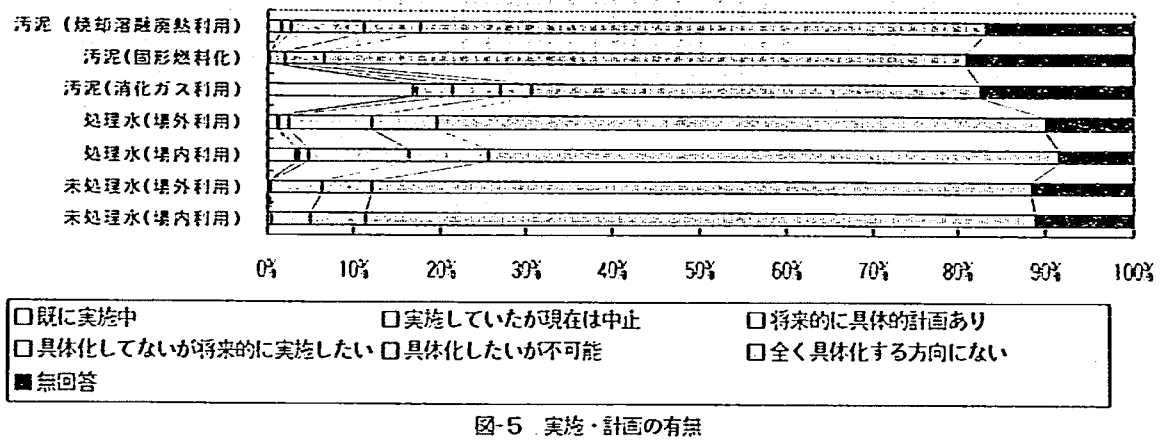


図-5　実施・計画の有無

3．2．2　実施計画の無い理由（図-6）

熱利用実施計画の無い理由としては、「熱需要が見込めない」「初期投資の費用が捻出できない」等が多く挙げられ、立地条件や財政面での制約から実施困難であるとの回答が多かった。

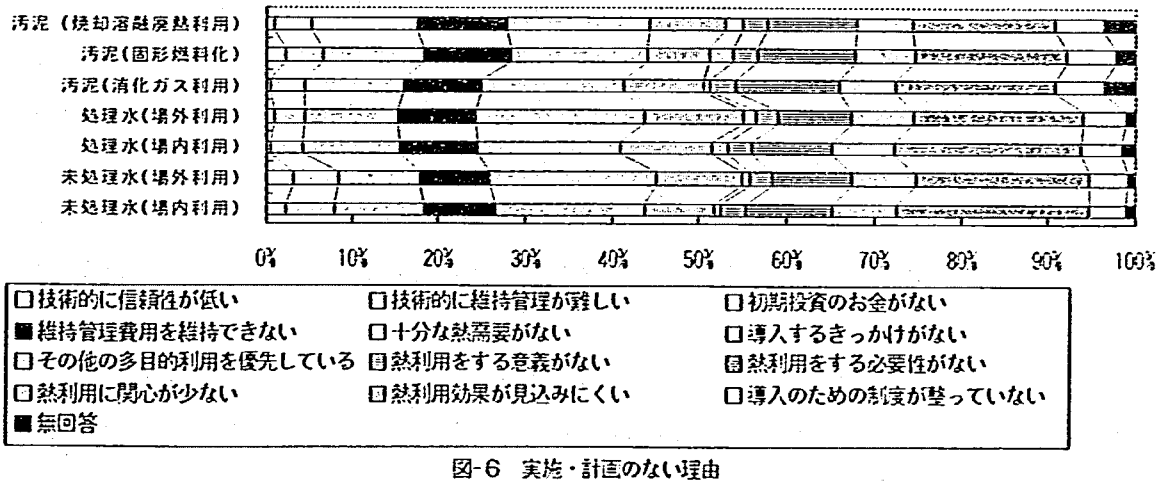


図-6　実施・計画のない理由

3．3　潜在熱量と利用可能性（図-7、8）

3．3．1　下水（未処理・処理水）の潜在熱量

ヒートポンプ技術の発達に伴い、外気と比較して夏は低温、冬は高温である下水（未処理・処理水）を冷暖房や給湯用熱源として利用することが期待されている。全国の利用可能潜在熱量を試算するため、各処理場の月別平均処理水温をその地域の代表的な気象観測点における月別平年気温[2)]と比較して、気温＞水温の場合には冷房用としての冷熱量Qc、気温＜水温の場合には暖房用としての温熱量Qwを求めた。アンケート未回答施設が全体の1割程度存在していたものの、温熱量Qwは6.41×10^{7}Gcal、冷熱量Qcは8.42×10^{5}Gcalと試算された。このうち、既に下水熱を利用している37施設での熱利用量は4.02×10^{5}Gcalであり、試算した総潜在熱量の0.62%に過ぎず、利用率は極めて低いものとなっている。

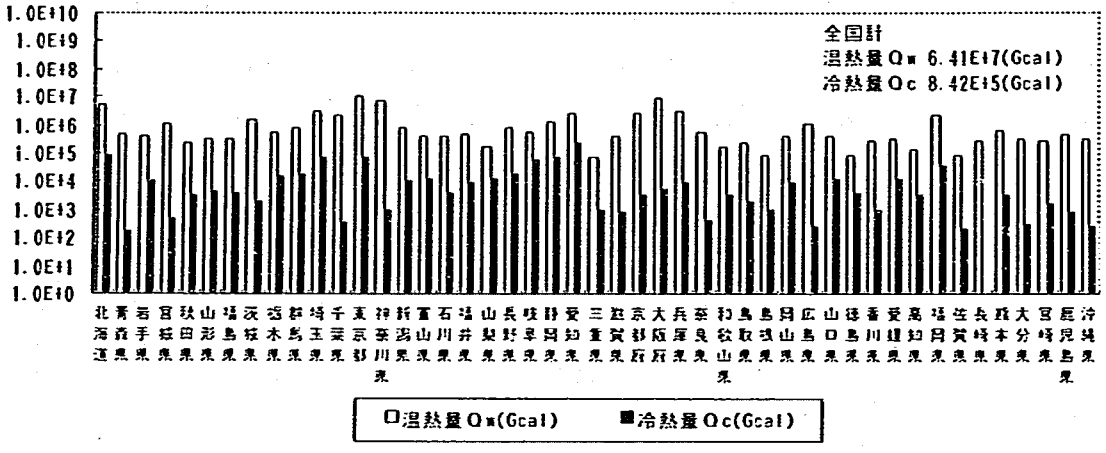


図-7　都道府県別下水熱潜在量

3．3．2　汚泥の潜在熱量

（1）消化ガスの潜在熱量

消化ガスの利用方法としては消化汚泥の加温及びガス発電が代表的である。汚泥の加温はシステムが簡単なため以前から比較的多くの箇所で導入されている。一方、ガス発電は技術面・コスト面等の課題があり、欧米に比べるとあまり普及が進んでいない。消化ガスは処理水量1m^3に対して平均0.035Nm^3発生するといわれており[1)]、ガス燃焼時の発熱量を5,500kcal/Nm^3とすると、処理水1m^3当たり約190kcalの発熱量が生じる。アンケートで年間処理水量の回答のあった978施設の合計水量は$1.07\times10^{10}m^3$であり、潜在的な消化ガス量は$1.07\times10^{10}(m^3)\times0.035(Nm^3)=3.74\times10^{6}(m^3)$と試算される。これは熱量換算すると$2.06\times10^{6}$Gcalに相当する。一方、既に消化ガスを何らかの用途に利用している180施設でのガス総発生量は$1.72\times10^{6}(m^3)$であり、試算した消化ガス潜在量の約46%にあたる。これらの施設で発生したガスの全てが熱利用に供されているわけではないが、消化ガス利用実施箇所が全体の17.7%であるのに対し、利用可能ガス量が全体の46%を占めることから、実施施設の汚泥処理能力が相対的に大きいことが分かる。

また、消化ガス利用施設で発生するガスを全て発電に利用したと考えた場合、発電可能電力は1.05×10^{9}kWh/年と試算される。一方、消化ガス発電をおこなっている18施設での年間発電量は6.40×10^{7}kWh/年であり、発電可能電力の6%にすぎず、わが国では消化ガス発電の導入率は非常に低い。今後、エネ

ルギー負荷を低減するために消化ガスの利用を促進するとしても、これまでの個別汚泥処分システムでは立地条件や施設建設コストから考えて、ガス発電が可能な箇所は限られてくることが予想される。事実、既実施施設においては汚泥処分量の多い施設ほど電力自給率も概ね高くなっており[3]、場内電力の自給や周辺施設への電力供給等を推進していくためには、汚泥処理の集約化を図り規模のメリットを生かすとともに、熱効率の高い発電施設の開発を進めていくことが必要である。

（２）汚泥燃焼熱の潜在量

アンケートによると全国の処理場の合計年間処理水量は約107億m^3である。汚泥の発生量は処理水量の約１％といわれており[1]、その含水率は98～99％程度である。さらに、汚泥固形物の燃焼による高位発熱量は約4,000kcal/kgであることから、汚泥含水率を98.5％と仮定して、全国で発生する汚泥の潜在燃焼熱量を計算すると6.42×10^6Gcalとなる。ただし、汚泥は遠心脱水をした場合でも含水率が70～80％程度あり、この水分を除去するのに多くの熱量を必要とするため、差し引きするともっと低い熱量しか取り出せないことに注意する必要がある。

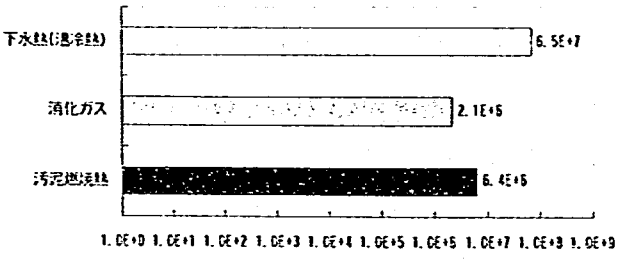


図-８　利用形態別潜在熱量(Gcal)

３．３．３　熱利用施設の建設・維持管理コスト

熱利用実施施設の平均建設・維持管理費を図-９に示す。平均建設費用は下水熱の場内利用が一千万円、下水熱の場外利用が十億円、消化ガス利用が一億円、汚泥燃焼熱利用が十億円のオーダーである。また、年間維持管理コストは下水熱の場内外利用が百万円、消化ガス利用が一千万円、汚泥燃焼熱利用が一億円のオーダーである。このうち、単位利用熱量(１Mcal)当たりの建設費が最も大きいのは汚泥の燃焼熱利用、最も小さいのは下水熱の場内利用である。他の条件もあわせて考える必要があるものの、下水熱を場内冷暖房等の熱源に利用するのが最も費用対効果が大きく、有効利用促進の点からも適していると考えられる。

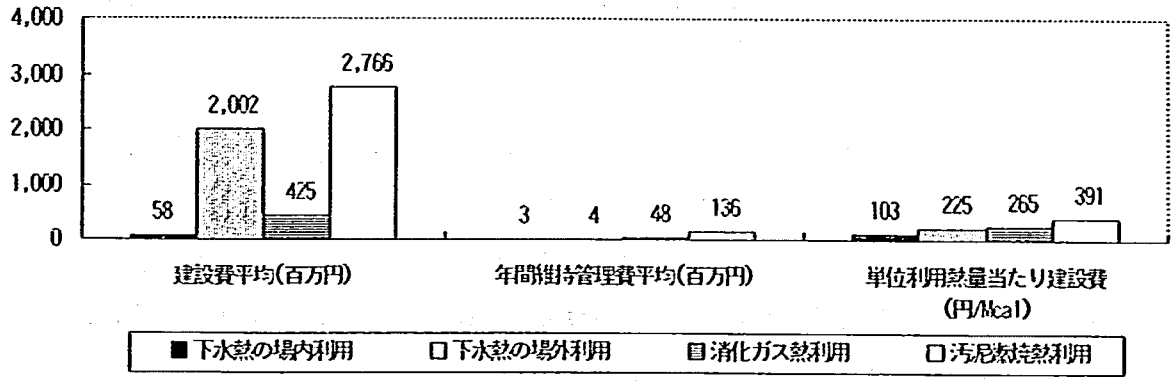


図-９　建設・維持管理費

３．３．４　処理場・ポンプ場における下水熱利用効果

下水熱を熱源として、全国の処理場及び熱利用実施を検討しているポンプ場内の居住空間の冷暖房をおこなった場合の経済効果を検討する。アンケートの回答の得られた全国1,016の処理場・ポンプ場の事務室、会議室、制御室等の居住空間の延床面積合計は約35万m^2である。東京都の「地域冷暖房推進に関

する指導要綱」[4]によると、小規模事務所の最大熱負荷原単位の平均値は冷房が80kcal/h・㎡、暖房が63kcal/h・㎡である。冷暖房期間を夏期冬季それぞれ4ヶ月づつ、1日の冷暖房運転時間を12時間/日とすると、必要な年間熱量は下記のように計算される。

冷熱量：80(kcal/h・㎡)×12(h/日)×120(日)×350,000(㎡)＝4.03×10⁴(Gcal)

温熱量：63(kcal/h・㎡)×12(h/日)×120(日)×350,000(㎡)＝3.18×10⁴(Gcal)

この値は下水熱の潜在温熱量Qw＝6.41×10⁷Gcalの0.05%、冷熱量Qc＝8.42×10⁵Gcalの5%程度である。実際には、熱供給能力と需要量の差異や時間帯による負荷変動等が発生し、施設毎に需給バランスが異なるが、特に温熱についてはその余裕の程度から判断して、場内暖房の熱源としての利用は十分可能であると考えられる。

さらに、これらの処理場・ポンプ場の冷暖房に必要な熱量を電力量に換算すると8.01×10⁷kwhとなり、電力単価を10円/kwhとすれば冷暖房に要する電気料金は8億円と試算される。下水熱の場内利用施設の建設コストが平均6千万円／箇所であることを考えると、場内冷暖房の一部を下水熱でまかなう程度では熱利用施設建設の必要性そのものが問われることになろう。このため、今後は低コスト化を図っていくとともに、熱資源の有効利用による省エネルギー・地球環境保全等の効果についても明らかにしていくことが望まれる。

4．下水道資源多目的利用のまとめ

4．1　多目的利用の総合評価

平成4年度から4ヶ年にわたり、下水道資源の有効利用方法として処理場上部空間、下水処理水、下水汚泥、下水及び汚泥熱を取りあげ、アンケートやヒアリング調査をもとに効果の分析と評価をおこなってきた。最終年度である7年度は、多目的利用についての今後の方向性を検討するために、全国の主要都市の下水道行政担当者に対し階層分析法（以下ＡＨＰ）に基づいたアンケート調査を実施した。この手法は計量化が難しくあいまいな部分が多い問題に対し、階層図、一対比較、重要度決定、総合的重要度計算という手順を踏んで、人間の判断を客観化するものである。

4．2　アンケートの構成

調査対象者は47都道府県及び2政令指定都市の計49都市の下水道事業担当者とし、設問は図-10に示す階層図をもとに作成した。階層図は3つの階層に分かれており、最上階のレベル1には本アンケートの目的である「下水道資源の多目的利用に係わる調査比較」が位置している。中央層のレベル2には多目的利用によって発現すると考えられる効果を大きく5つに分けて設定しており、最下層のレベル3にはレベル2の効果を生じさせる主要な多目的利用法を5つのグループに分けて設定している。このレベル3の5つのグループはレベル2の全ての項目と結ばれている。得られた回答をもとに、一つ上のレベルの項目毎に一対比較をおこない、レベル間の関連性をも加味したレベル3の総合ウエイトを求めた。

4．3　レベル毎の評価（表-1）

ＡＨＰではまず一対比較で得られた評価の全体的な整合性を検証するが、ここでは整合度が0.15以内に収まるものを有効回答とした。有効回答者は49人中15人であった。この15の回答に対して、レベル2の下

水道資源の多目的利用による５つの主要な効果のウェイトを比較したところ、最も効果が高いと判断されたのは「省エネルギー・再資源化による地球環境保全」で0.2519、次いで「下水道事業のＰＲ・イメージアップ」の0.2290であった。

さらに、レベル３の５つの多目的利用法をレベル２の効果項目毎に評価した結果、「下水処理場・ポンプ場の上部空間利用」は「下水道事業のＰＲ・イメージアップ」、「周辺地域等における利便性・快適性の向上」、「周辺地域のイメージアップ」等の効果項目において最も評価されており、「非常時等の代替資源」としても「下水処理水の利用」に次いで評価が高かった。また、「下水処理水の利用」は「非常時等の代替資源としての利用」効果で最も評価が高いほか、他の効果項目でも２番目に高い評価を得ている。一方、「下水汚泥の有効利用」は「省エネルギー・再資源化による地球環境保全」効果で最も評価が高く、「下水熱エネルギーの有効利用」は全般に中間的な評価をされている。

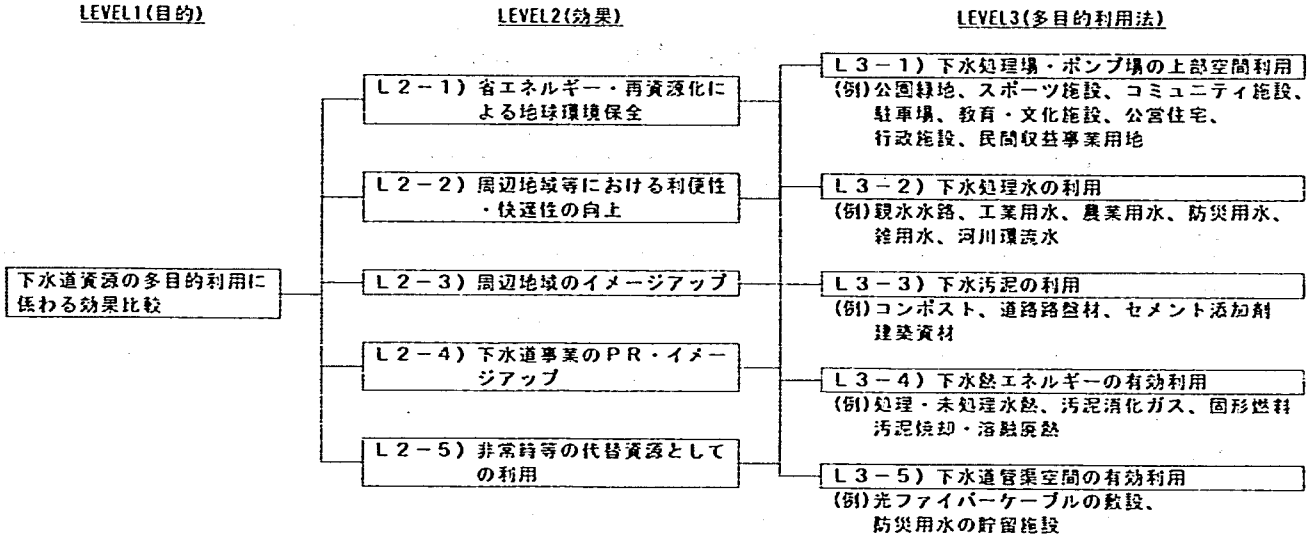


図-10　階層図

表－１　各効果項目(レベル２)に対する多目的利用法(レベル３)の評価と総合ウェイト

	Ｌ２－１	Ｌ２－２	Ｌ２－３	Ｌ２－４	Ｌ２－５	レベル３
レベル２のウェイト	0.2519	0.1807	0.1807	0.2290	0.1578	総合ウェイト
Ｌ３－１	0.1125	0.3724	0.2921	0.4401	0.2593	0.2878
Ｌ３－２	0.2581	0.2097	0.2491	0.2096	0.3087	0.2561
Ｌ３－３	0.3151	0.0921	0.1666	0.1009	0.0851	0.1613
Ｌ３－４	0.1988	0.1763	0.1782	0.1568	0.1589	0.1687
Ｌ３－５	0.1155	0.1495	0.1141	0.0927	0.1881	0.1263
合　計	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000

注）各ウェイトは有効回答者(15名)の平均値

４．４　総合評価と有効利用実施状況に関する考察

レベル２、レベル３で得られたウェイトを掛け合わせ総合評価をおこなった。総合ウェイトが最も大きかったのは「下水処理場・ポンプ場の上部空間利用」の0.2878で、次いで「下水処理水の利用」の0.2561

であった。得られた総合ウェイトを行政担当者が考えている多目的利用の理想的な実施割合と考え、実際の多目的利用実施件数の割合と比較すると、図-11に示すように汚泥や熱エネルギーの利用は両者の割合がほぼ一致しているのに対し、処理水の利用の実施件数は総合ウェイトのほぼ2倍となっている。処理水は比較的低コストで場内の機器洗浄等に用いることができるためと考えられる。一方、総合ウェイトが最も高かった上部空間利用は実施件数割合が8.2%と低く、また管渠空間の利用も0.6%と実施例が極めて少ない。このように実施件数でみた場合には、処理水の場内利用などに比べ、下水道施設（処理場、ポンプ場、管渠等）の空間利用は感じられている必要性のわりに普及が進んでいない。今後は、これらの制約となっている施設の建設コストや法制度等の問題点を解決し、普及を促進させていく必要があると思われる。

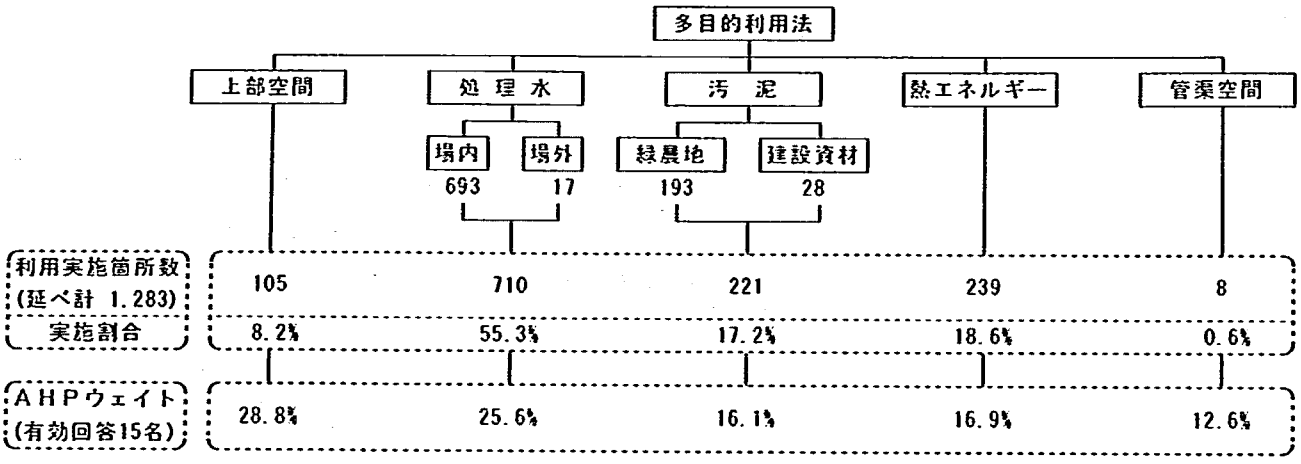


図-11　熱利用実施件数割合

5．まとめ

下水道の熱資源に注目し、熱利用形態毎の潜在熱量、建設・維持管理コスト等を試算した。その結果、下水の潜在熱量が大きく、場内の冷暖房等に利用するのが費用対効果の面で優れていることが分かった。また、下水道資源の多目的利用のまとめとして、全国の主要都市を対象にＡＨＰによる調査検討をおこなった。５つの主要な多目的利用形態のうち、「処理場・ポンプ場の上部空間利用」「管渠空間の利用」の２つは総合ウェイトのわりに実施件数が少なく、これらの利用形態について政策的な促進策を講じる必要性が認められる。

<謝辞>　アンケート、ヒアリングにご協力いただきました関係各機関の方々に深く感謝いたします。

<参考文献>

１）最新下水道　未利用エネルギー活用の手引き；平成６年１２月　下水熱利用促進研究会編

２）理科年表；１９９５年版　国立天文台編

３）下水道統計（行政編）；平成５年度版　日本下水道協会

４）地域冷暖房推進に関する指導要綱；平成３年４月　東京都環境保全局

３．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　榊原　　隆
研　究　員　深谷　　渉

１．はじめに

都市域における浸水対策および水質改善対策の一層の促進のためには、現在の主流であるオフサイト施設のみならず、各戸貯留や浸透ます等のオンサイト施設の普及拡大を図るほか、施設の機能向上が必要である。また従来の雨水管の設計方法ではオンサイト施設が考慮されていないため、設計手法の再検討が必要である。一方合流式下水道の雨水滞水池等に貯留された雨水は現在下水処理場へ送水・処理されているが、処理場の能力に限界があるため貯留水の現地処理が求められている。さらに都市域の適切な水循環に資するため、現地処理水の利用を、オンサイト貯留水の利用と併せて検討する必要がある。これらを総合して、雨水対策施設の設計方法をより合理化し、併せて合流式下水道改善対策をまとめる。

この調査は平成５年度から実施しており、これまでに、「屋根雨水の水質」、「降雨指標と初期汚濁の関係に関する調査」、「雨水貯留施設の貯留水の処理方法の開発」「浸水対策用貯留施設に関する実態調査」「雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査」「合流式下水道越流水対策用貯留施設に関する実態調査」を実施した。今年度は、「オンサイト貯留浸透に関する検討」、「合流式下水道の雨天時水質特性に関する検討」、「雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査」の３つを大きな項目として調査研究を実施したので、この順番で以下に報告する。

２．オンサイト貯留浸透に関する検討

オンサイト貯留浸透施設は、降雨のあったその場で雨水の流出を貯留浸透機能により遅延化させるもので、浸水防止、合流式下水道における雨天時汚濁流出の削減、地下水涵養に資する施設として約 20 年前から各地に設置されている。最近ではこれらの施設が適切な水循環の創出と保全に寄与することが広く認識されるようになり、特に住宅団地や工業団地の新規開発に伴って設置される事例が増加している。

これらのオンサイト貯留浸透施設の計画、設計、建設、維持管理に関しては、いくつかの解決すべき問題点が存在する。その代表的なものとして、民間住宅や用地における施設設置の普及促進、適切な維持管理による設置後の施設能力の担保、設置効果の定量化と下水道計画への反映が挙げられる。

これらの課題を解決するために実施した調査結果のうち、本報告では、雨水利用実態調査、貯留雨水利用可能性の量的検討、オンサイト施設を考慮した流出計算、および浸透水の地下水への影響調査をそれぞれ以下の章に述べる。なお、この他にも屋根雨水の水質測定調査を実施したが、平成５、６年度調査とほぼ同様の結果が得られたため詳しい報告を略する。

２．１　雨水利用実態調査

2．1．1　目的

平成5、6年度に実施した雨水利用実態調査の結果より、雨水利用の問題点を指摘し、その改善方法を提案するものである。

2．1．2　方法

平成5年度に実施した第1次調査の結果、雨水利用を実施しているとの回答があった203施設の管理者に対し、平成6年度に第2次調査を行った。172施設より回答があったうち、施設の都道府県別所在地は東京都が130と圧倒的に多かった。なお、施設は雨水利用だけでなく汚水を処理した雑用水を利用しているものも含む。雨水利用のみを行っている施設数は不明である。

2．1．3　結果

（1）概要

施設の種類は110が公共施設、61が民間施設であった。公共施設の中では、教育施設が44、庁舎が34、文化施設が34（重複あり）であった。使用開始年度は1982年より、1989年をピークに減少傾向にある。

（2）規模

施設の延床面積は1,000m²から3,000m²が回答数165中121と多かった。貯留容量は100m³から300m³が回答数169中67と多かった。集水面積は5,000 m²以下が回答数167中148と多かった。

（3）処理

処理方式は、ろ過と薬品（消毒）が多かった。処理能力は100から200 m³／日が最も多かった。

（4）用途

利用先は回答数250中、雑用水（トイレ、洗車清掃）172、散水（池噴水）49、消防13、空調冷却10、その他6であった。年間利用水量（汚水を処理した雑用水利用を含んだ数値である）は回答数117のうち、1,000 m³以下が40、2,500 m³以下が30、5,000 m³以下が19と続く。これを降雨量換算すると、500 mmまでが27、1,000mmまでが31、3,000mmまでが40であった。

（5）背景

雨水利用導入の動機は、回答数199のうち、有効利用・省エネが53、節水対策が37、水害対策が29の順であった。

（6）効果

導入の効果は回答数148のうち、節水効果が49、水道料金・経費節減が25であった。しかし、建設費、維持管理費が大（回答数4）、上水道に比べて割高（同2）、天候による変動が大（同12）、利用水量が少ない（同5）といった意見もあった。効果の判断をしているとの回答は56あった。使用量の比較をしている回答は25であった。

（7）維持管理

維持管理内容の回答例は、定期点検27、水質測定16、施設清掃39等であった。維持管理の今後の方向は65回答中、点検・清掃の強化が21と多かった。問題点と要望は、回答数103のうち、特になし25、下水道料金の見直し19、設備・施設の故障等14、維持管理費の低減13であった。

2．1．4　結論

雨水利用を実施している172施設に対するアンケート結果を解析した。調査結果より、以下の点が指摘される。雨水利用を行っている施設は、行政の指導により義務的に実施しているところもあるが、多くは自主的に効果があると判断し、積極的に導入したところである。節水効果や水道料金節減に一定の効果はでている。しかし諸経費の増大等の問題を抱えているところもある。また水質を計測しているケースが少ない。

2．2　貯留雨水利用可能性の量的検討

2．2．1　目的

オンサイト貯留を各戸で実施する際、どれくらいの容量を確保すべきであるかが課題となる。ここでは、標準的な家屋を想定し、水利用量と容量を様々に仮定したとき、雨水利用が可能となる年間日数の年間総日数に対する割合を雨水利用可能率と定義し、その値と利用量、容量の関係を明らかにすることを目的とする。

2．2．2　方法－計算の仮定条件と手順

（1）各戸の利用量Q

各戸での用途を、便器洗浄に限定した。1戸の居住形態として男子2人、女子2人を仮定した。そのときの水利用量を参考文献(1)より0.25m³/日と算出した。家屋の屋根面積が80m²とし日降雨高換算すると、これは0.25m³/日/80m²＝約3mm/日となる。

（2）降雨量R

東京都大手町の気象庁東京気象台の昭和37年から56年までの20年間の日降雨量を得、この期間中で年間雨量が最大(1,577mm)であった昭和47年と最小(995mm)であった昭和53年の2通りの日降雨量を計算対象とした。　なお、従来ダムの利水や上水の取水計画では、1/10の渇水流量に対して取水量を設定し、不足が生じた量の加算値を必要な貯留容量としている。

（3）貯留容量V_0の仮定

各家屋に0.2m³のタンクを8つ仮定した。貯留容量は1.6m³となる。これは貯留高で20mmに相当する。

（4）計算手順

時間iでの貯留量V(i)は、時間i-1での貯留量V(i-1)から降雨量R(i)を加え、利用量Q(i)を差しひいた量となり、次式で表される

$$V(i)=V(i-1)+R(i)-Q(i)$$

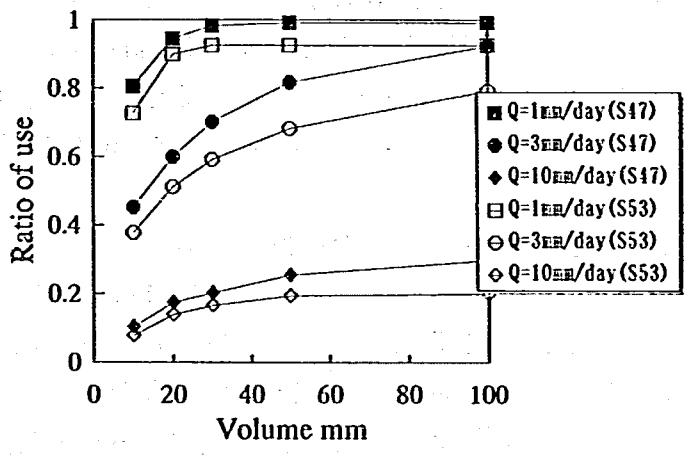
次にV(i)と貯留容量Voの大小を判断し、以下の操作を行う

V(i)<0　　V(i)=0

0<V(i)<Vo　V(i)=V(i)

V(i)>Vo　　V(i)=Vo

計算は、前述の2通りの日降雨量をもとに、1月1日から計算を開始し、12月31日までの毎日の貯留量をを求めた。なお計算では、利用量3mm/日および貯留容量



図－2．1　雨水利用可能率

20mm のケースのほか、利用量として 1,2,5,10mm/日、貯留容量として 10,30,50,100mm の場合も実施した。なお、初期雨水として日雨量から一定量を差し引く考え方はここでは採用していない。以上の計算で貯留槽に水が存在する日の年間総日数に対する割合を雨水利用可能率 r と定義した。

2．2．3　結果と考察

図－2．1に縦軸に雨水利用可能率、横軸に貯留容量をとった曲線を示す。それぞれの曲線は昭和 47 年と 53 年のそれぞれの日降雨量をもとに計算した。また利用量Q＝1,3,10mm/日の3通りを考慮した。この結果より以下のことが云える。

（1）利用量の設定は雨水利用可能率を大きく左右する：利用量Q=1mm/日および 10mm/日のときの雨水利用率は、r=0.73～0.99 および 0.08～0.3 であり、大きな差を示していない。すなわち雨水利用可能率は貯留容量の影響をあまり受けないといえる。一方、Q=3mm/日のときは r=0.38～0.92 と貯留容量の増加に応じて大きく変化する。

（2）貯留量が大きくなると降雨年の相違による雨水利用率の差が大きくなる：このことを逆にいえば貯留量が不足している場合は降雨年の選び方は雨水利用可能率に与える影響が少ないといえる。

（3）利用日数 V/Q を同一にしても雨水利用率 r は大きく異なる：貯留容量 V を利用量 Q で除した利用日数 V/Q を貯留容量の指標として用いる場合がある。この利用日数が 10 日となる組み合わせとして、利用量が 1,3,10mm/日の場合を考える。それぞれに対応する貯留容量は、10,30,100mm/日であるが、このときの雨水利用率をみると 0.81,0.70,0.30 と減少する。このことは利用量が増加したとき、利用率を同一に保とうとすると、貯留量を指数的に増加させる必要があることを示唆する。

2．3　オンサイト施設を考慮した流出計算

2．3．1　目的

雨水流出抑制施設は、オフサイト施設とオンサイト施設に大別され、オフサイト型貯留施設に対する計算法はほぼ確立されている。一方オンサイト型貯留・浸透施設に対する評価計算法は、個々のケース毎に検討されている段階であり、手法は定められているとはいえない状況である。そこで、オンサイト型施設を評価できるモデルとして、①修正 RRL 法、②メッシュ法、③マルチフィルターモデル、④流域貯留施設等技術指針案の各手法について検討し、前者3つについて計算プログラムを作成した。また実流域を対象にオンサイト施設の条件を仮定したシミュレーション計算を行った。以下では計算の手法、結果、結論についてのみ述べる。なお、各モデルの内容の詳細は参考文献(2),(3),(4)を参照されたい。

2．3．2　方法

合流式下水道で整備されたA市B排水区（流域面積 39.5ha、うち屋根 16.2ha、道路 9.8ha、その他 13.5ha）において雨天時に観測された流量値を、上述の①②③の3つのモデルを用いた計算値と比較を行った（Case1）。次にこの流域にオンサイト浸透施設が布設されたと場合（Case2）、浸透施設と貯留施設の双方が布設された場合（Case3）のそれぞれにおける計算値を比較した。対象とした降雨は 1975 年 8 月 17 日に記録された総降雨量 13.4mm、最大時間雨量 12.4mm の降雨である。計算条件は、表－2．1にまとめた。

表－2．1　計算条件

	項　目	CASE.1 (一般流域)	CASE.2 (浸透)	CASE.3 (浸透+貯留)
	実績降雨 '75/08/17 13:45～	総降雨量:13.4mm、最大時間雨量:12.4m/hr、 最大 10 分間雨量:6.50m/10min		
修正 RRL 法のパラメータ	排水区域面積	39.5ha	うち浸透処理域:(β)26.0ha	
	等到達時間域面積 (5 分域)	10.0ha	うち浸透処理域:(β)4.0ha	
	同(10 分域)	15.0ha	うち浸透処理域:(β)12.0ha	
	同(15 分域)	10.0ha	うち浸透処理域:(β)9.0ha	
	同(20 分域)	4.5ha	うち浸透処理域:(β)1.0ha	
	不浸透面積率	0.7	同左	同左
	浸透能(一般流域)	5.0mm/hr	同左	同左
	不浸透域凹地貯留量	2.0mm	同左	同左
	浸透域凹地貯留量	3.0mm	同左	同左
	不浸透直接流出域率	0.8	同左	同左
	浸透直接流出域率	0.2	同左	同左
	SQ 曲線	$S=0.4Q^{0.5}$	同左	同左
マルチフィルターモデルのパラメータ	有効降雨ﾌｨﾙﾀｰ	一次流出率 f_1=0.7、飽和流出率 f_2=1.0、飽和雨量 R_{sa}=55mm		
	ﾍﾟｰｽｶｯﾄﾌｨﾙﾀｰ(有効降雨)	ﾍﾟｰｽｶｯﾄ流量 Q_B=0.2m³/sec		
	ﾍﾟｰｽｶｯﾄﾌｨﾙﾀｰ(浸透施設)	なし	ﾍﾟｰｽｶｯﾄ流量 Q_B=0.83m³/sec	
	凹地貯留(貯留施設)	なし	同左	8.4mm
	unit graphﾌｨﾙﾀｰ	単位流出量:中央集中型		
	遅延ﾌｨﾙﾀｰ	10min	同左	同左
	貯留関数 2ﾌｨﾙﾀｰ(SQ 曲線)	$S=0.75Q^{0.7}$ ∵S:貯留高(mm),Q:流出高(mm/hr)		
浸透・貯留のパラメータ	オンサイト施設	なし	浸透	浸透+貯留
	宅内ます(貯留)		なし	5.0mm
	宅内ます(浸透)		7.5mm/hr	同左
	道路ます(貯留)		なし	0.4mm
	道路ます(浸透)		0.36mm/hr	同左
	道路トレンチ(貯留)		なし	3.0mm
	道路トレンチ(浸透)		3.6mm/hr	同左
	貯留量計(浸透強度 r_c)		なし	8.4mm
	浸透量計(凹地貯留量 d)		11.46mm/hr	11.46mm/hr

2．3．3　結果と考察

図－2．2から2．4にそれぞれ①修正 RRL 法、②メッシュ法、③マルチフィルターモデルを用いた計算結果を実測値と共に示す。図より以下のことが云える。

（1）　実測値と最も適合したのは、ピーク高ではマルチフィルターモデル、全体の形ではメッシュ法であった。修正 RRL 法ではピーク出現時刻に実測値との差がみられた。

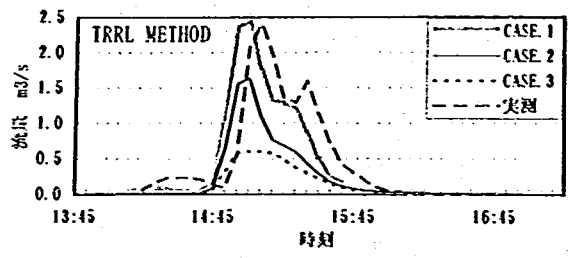
（2）　浸透の効果が最もみられたのはメッシュ法であった。また浸透+貯留の効果が最もみられたのはマルチフィルターモデルであった。これは、マルチフィルターモデルにおいては、流域を一括して取り扱い、

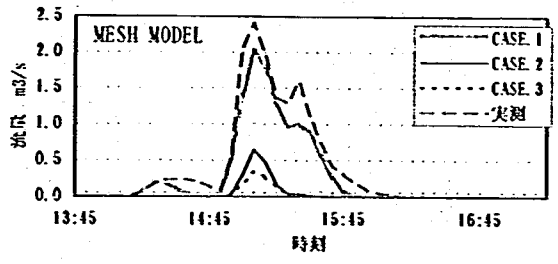
また貯留プロセスのあとに浸透プロセスを作用させるためであると考えられる。

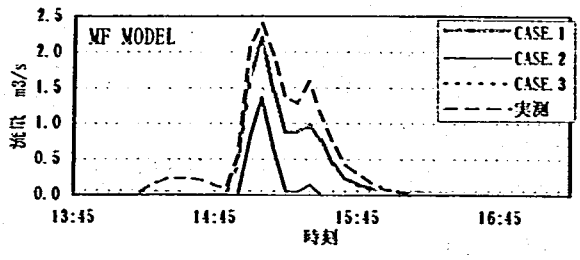
（3） 浸透のみの場合と比べ、浸透+貯留の条件ではピークがよりなだらかになることがわかる。

2．4．4 結論

修正 RRL 法、メッシュ法、マルティフィルターモデルの3つのモデルを用いて、オンサイト貯留浸透の設置効果を表現した。計算結果はそれぞれ大きく異なったため、どのモデルが適切かを判断することはできなかった。これを検証するためには、浸透貯留施設の設置された実流域でのデータが必要である。







（左上）図－2．2 修正 RRL 法による計算結果

（右上）図－2．3 メッシュ法による計算結果

（左下）図－2．4 マルチフィルターモデルによる計算結果

2．4 浸透水の地下水への影響調査 ／ 浸透雨水の土壌での挙動に関する調査

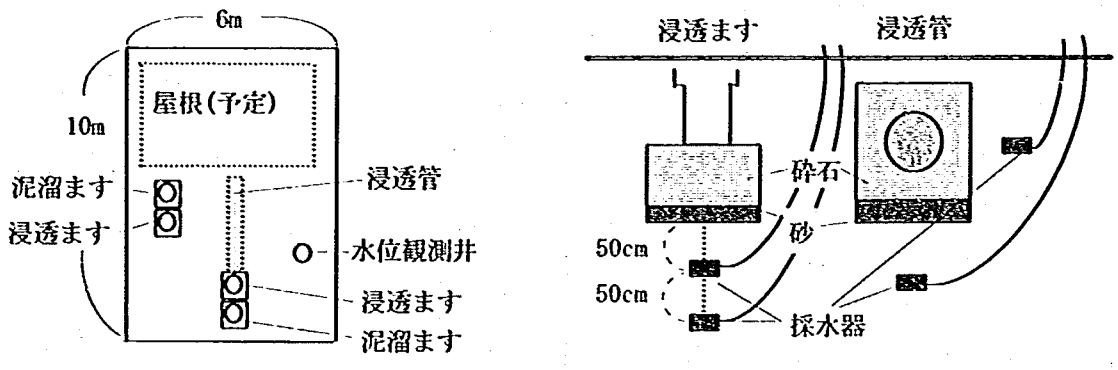
2．4．1 目的

本章の冒頭で述べたように、雨水浸透施設は現在までに数多く設置されている。そのうち道路の雨水を対象としたものは、歩道や交通量の少ないものが殆どである。交通量の多い道路を対象とすると、路面の付着物が浸透し、地下水へ悪影響を与えることが懸念されることから、事例は殆どみられない。一方浸透対象量を増加させるためには、交通量の多い場所を対象とする必要がある。そこでどれくらいの交通量のところまでが許容できるかのガイドラインを作成することを目的とした浸透実験を実施することとした。

2．4．2 方法

土木研究所構内に設置した浸透施設の概要を図－2．5に示す。施設は泥溜ますと浸透ますを組み合わせた二連ます(おのおの 0.5m×0.6m) 2組と浸透管(φ 0.15m×2m)からなる。浸透ますと浸透管の下部および側部には地下浸透水採水用の採水装置（採水管(ニッソーロングストン AQ-08)と耐圧チューブ)を設置した。

浸透実験に先立ち、浸透施設への注水の原水を得るため路面散水を実施した。路面散水はつくば市の北大通りを対象とした。散水の原水は、裏筑波を流れる山口川の表流水とした。散水は交通量の少ない午前5時頃行った。路面をホースで約1時間散水した水約1 m^3 を雨水ますに約 0.2m^3 回収した。回収した水を浸透施設への注水に供した。注水は浸透管に接続してない浸透ますを用いて実施した。



図－2．5　浸透施設の概要

2．5．3　結果と考察

地下浸透水の濃度を、浸透供試水、散水減衰の濃度とあわせて表－2．2にまとめた。なお、地下浸透水はますの底面より50cm地点に埋設した採水管から採水したものである。底面より1m地点からの採水も試みたが、浸透水を吸引することができなかった。

実験に先立ち、浸透過程において粒子性の物質が土壌中で吸着され、濃度が減少するのに対し、溶解性の物質は殆ど変化を受けないと想定した。得られた濃度はこの仮説とは正反対に、粒子性のTSなどが増加し、溶解性のTOCが減少する結果となった。その原因は不明である。なおいずれの項目も環境水質基準、水道水質基準を満たしていた。また散水原水と浸透供試水の濃度に大きな差がみられなかった。その理由として、今回の路面散水方法では降雨の落下による路面堆積あるいは付着汚濁物の叩き出しの現象がなかったこと、またブラシ等で表面を洗浄しなかったことが挙げられる。

表－2．2　地下浸透水の水質

項目	単位	地下浸透水	浸透供試水	路面散水原水	環境水質基準	水道水質基準
pH		6.8	7.3	7.2	5.8-8.6	5.8-8.6
電気伝導度	μS/cm	172	91	60	—	—
TS	(mg/l)	160	120	148	—	500
VS	(mg/l)	133	107	144	—	—
BOD	(mg/l)	1.5	2.2	0.7	—	—
TOC	(mg/l)	0.1	4.8	6.5	—	—
KMnO4	(mg/l)	6	17	28	—	10
NO3-N	(mg/l)	0.9	1.7	1.5	—	10
Fe	(mg/l)	0.11	0.06	1.3	—	0.3
Pb	(mg/l)	0.001	0.000	0.000	0.1	0.05
Cu	(mg/l)	0.002	0.003	0.003	—	1.0
Zn	(mg/l)	0.043	0.024	0.025	—	1.0
Benzene	(mg/l)	<0.0001	<0.0001	<0.0001	—	0.01

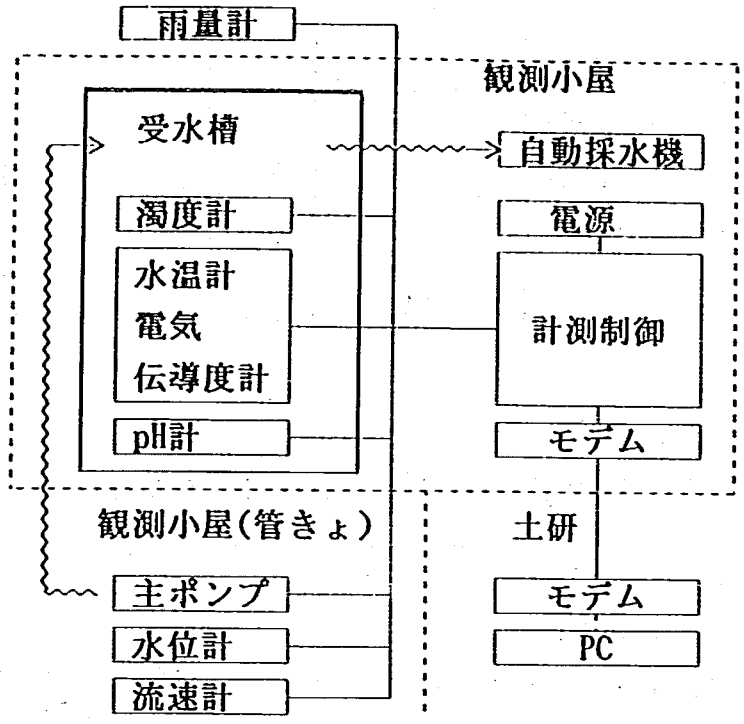
2．5．4　結論

土木研究所構内の浸透実験施設に路面散水水を注入し、浸透水の濃度を調査した。粒子性成分の濃度が増加し、溶解性成分の濃度が減少した。路面散水方法および地下浸透水の採水方法に課題が残った。それらの改善をはかりつつ、さらに実験を重ねデータを取得することが必要である。

3．合流式下水道の雨天時水質特性に関する検討

合流式下水道雨天時自動計測システム

はA市中心部の商業および住宅の密集地域からなる自然流下方式の合流式下水道区域（対象面積105ha）に設置されている。区域内人口は平成2年度末現在で約12,000人である。図－3．1に計測システムの構成を示す。晴天時には5分毎に雨量、水位、流速を計測するとともに、水温、pH、電気伝導度、および濁度の水質項目を30分毎に計測する。雨天時には、5分間に0.5mmをこえる降雨を感知すると、採水が開始され、5分間隔で水質項目を測定し、10分間隔で4時間連続で雨天時下水を自動採水する。このシステムを用いた雨天時、晴天時の採水分析調査は平成8年2月現在までにそれぞれ18回、7回実施している。なお、機器の維持管理・保守点検は週1回の頻度で実施している。



図－3．1　計測システムの構成

平成3年度および4年度は、自動連続計測項目と手分析水質項目との相関を調べ、濁度とSSの相関が強いこと、電気伝導度と溶解性BOD、または溶解性COD、またはDOC等とがある程度相関があることを示した。平成5年度には、観測された雨量と濁度の測定結果より、降雨初期汚濁による濁度の濃度増加が無降雨日数および最大降雨強度と相関があることを示した。

今年度はこの平成5年度の解析結果をさらに詰めて、濁度計測によらずに降雨条件から初期汚濁の予測が可能であるかどうかを検討する。さらに手分析結果より雨天時水質の特性について考察する。

3．1　初期汚濁の降雨特性からの予測可能性の検討

3．1．1　目的

合流式下水道においては、降雨初期の段階で「初期汚濁」（first flush）と呼ばれる高濃度の汚濁流出がみられることが、多くの合流式下水道雨天時調査により確認されている[5]。初期汚濁の主たる汚濁源として屋根・道路堆積物、管渠内堆積物が挙げられる。これら堆積物は降雨終了後ただちに堆積を開始し、晴天時に堆積を続け、次回の降雨により掃流される。従って晴天の期間が長くなるほど堆積量が増加することが想定されるが、既往の調査より、堆積量はほぼ2日で飽和値に達し、それ以降は増加がみられないことが報告されている[6]。また堆積物は流量の増加につれて掃流されることも知られている。これら初期汚濁の流出特性をさらに詳しく把握することは雨天時下水の汚濁制御にとって重要であるが、年間を通じて雨天時下水を採水・分析することは様々な制約により困難であった。

建設省土木研究所では合流式下水道における主として雨天時の連続的な汚濁負荷の把握を目的とした自動

計測システムを開発し、平成２年３月より調査を開始している。このシステムで用いている濁度計による濁度と SS 濃度との間に良い相関が得られることがわかっている。そこで濁度計計測による濁度の増分が初期汚濁量をあらわすものと考え、これに対して降雨強度や無降雨日数といった降雨の特性が与える影響について以下で検討する。

３．１．２　検討方法と結果の概要

前述のように初期汚濁量に対する大きな影響因子として、流量および先行する晴天日数（無降雨日数）が考えられる。ここでは流量の代わりに最大５分間降雨強度を用いて以下の検討を行った。

検討対象期間は1992年の１月から12月の１年間とした。期間中85回の独立降雨（４時間無降雨で0.5mm／回以上）が観測された。この中より、総降雨量が 2mm を超過するもので、異常なく濁度が計測された 60 降雨を選択し、それぞれの最大５分間降雨強度、および先行無降雨日数を算出した。また各独立降雨において降雨開始時およびその直後を目安として、濁度の初期値、最大値、最大値と初期値の差、および最大値と初期値の比を算出した。

算出の結果を区分毎の頻度でまとめたものを表－３．１に示す。最大５分間降雨強度は0-0.5mmの区分頻度が 19 と最も多く、以下 0.5-1.0mm、1.0-2.0mm、2.0mm 以上と続く。無降雨日数は各区分の頻度がほぼ同数であった。濁度の最大値の頻度は 0-100 度の区分が 18 と最も多かった。通常の晴天時の濁度の最大値は図－２からもみられるように 150 度程度であるが、これを上回る値は 27 あった。最大値と初期値の差は 0-50 度の区分頻度が 25 と最も多かった。また最大値と初期値の比の頻度は 1.0-2.0 の区分が 35 と最も多かった。

表－３．１　降雨因子と濁度特性の区分別頻度

降雨因子				濁度特性					
最大５分間降雨強度		無降雨日数		最大値		最大値と初期値の差		最大値と初期値の比	
mm	頻度	日	頻度	度	頻度	度	頻度	－	頻度
0-0.5	19	0-1	15	0-100	18	0-50	25	0-1.0	2
0.5-1.0	16	1-2	14	100-150	15	50-100	15	1.0-2.0	35
1.0-2.0	13	2-4	16	150-200	14	100-150	6	2.0-3.0	11
2.0以上	12	4以上	15	200-250	5	150-200	8	3.0以上	12
				250以上	8	200以上	4		
	60		60		60		58		60

３．１．３　考察

全降雨の中から初期汚濁現象があったと考えられる降雨を選択する。晴天時の濁度変化をみると、最大値はほぼ 150 度以下であり、濁度差はほぼ 100 度以内であり、濁度比も 2.0 以内にある。そこで、a.最大濁度が 150 以上である、b.濁度差が 100 度以上である、c.濁度比が 2.0 以上である、の３つの条件を満たしたときの降雨において、初期汚濁現象があり、それが濁度計で観測されたものと考えた。これに該当する降雨数は 16 であり、対象とする全降雨数の 27%であった。

この条件を満たす降雨数の割合を以下で観測率と呼ぶ。影響因子の種類と区分別にその値を表－３．２に示す。各影響因子の値の増加につれて観測率が上昇する傾向がみてとれる。また無降雨日数が 0-1 の区分、あるいは最大５分間降雨強度が 0-0.5 の区分では観測率は 0.0 になるケースが多い。一方無降雨日数が４日

以上の区分、あるいは最大5分間降雨強度が2.0mm以上の区分では、4ケース中3ケースで観測率が0.5以上を示した（表中太字で表示）。濁度計によらずとも初期汚濁を降雨予測や流量予測から判断することの可能性が示唆された。

表－3．2　初期汚濁の観測率に対する降雨因子の影響

数字は、観測率（観測数／全降雨数）を示す

		無降雨日数　日				
		0-1	1-2	2-4	4以上	小計
最大5分間降雨強度mm	0-0.5	0.0 (0/5)	0.2 (1/5)	0.0 (0/5)	0.25 (1/4)	0.11 (2/19)
	0.5-1.0	0.0 (0/5)	0.25 1/4)	0.5 (2/4)	0.67 (2/3)	0.31 (5/16)
	1.0-2.0	0.0 (0/3)	0.25 1/4)	0.5 (1/2)	0.5 (2/4)	0.31 (4/13)
	2.0以上	0.5 (1/2)	1.0 (1/1)	0.2 (1/5)	0.5 (2/4)	0.42 (5/12)
小計		0.07 (1/15)	0.29 (4/14)	0.25 (4/16)	0.47 (7/15)	0.27 (16/60)

3．1．4　結論のまとめ

合流式下水道の雨天時初期汚濁を濁度計にて計測し、以下のような降雨特性との関連を明らかにした。

(1) 1992年の1年間の観測結果より、初期汚濁が観測された降雨数は16であり、対象とした観測降雨数60に占める割合（観測率）は27%となった。

(2) 観測率は、最大5分降雨強度や無降雨日数が大きいほど値が上昇する。最大5分降雨強度が2.0mm以上、あるいは無降雨日数が4日以上の多くのケースで観測率は0.5を越えた。濁度を計測せずに初期汚濁を降雨予測や流量予測から判断することの可能性が示唆された。

今後はさらにデータ解析を進め、観測率の値の信頼性の向上をはかるとともに、季節や時間など他の影響因子についても検討したい。

3．2　雨天時水質の特性

3．2．1　目的

雨天時下水の水質特性については、従来BOC、COD、SSを中心に検討されていた。ここでは窒素、りんの特性について負荷量ベースで晴天時と比較し、その制御方法の検討の基礎資料とすることを目的とする。

3．2．2　方法

先述の自動計測システムで1993から1995年までに採水・分析された8降雨における濃度と、水位と流速より計算された流量から負荷量を求めた。晴天時負荷量は1993年から1995年の全5回の通日調査で1時間おきに採水された検水の濃度をもとに平均負荷量を算出した。対象水質項目はBOD、DBOD、COD、DCOD、SS、TN、TPとした。8回の降雨は朝方と夜に集中したが、様々な特性の降雨が捉えられた。なお計測条件の都合により採水は必ずしも全降雨期間をカバーしていなおらず、降雨継続中に採水を終了した回もあった。

3．2．3　結果と考察

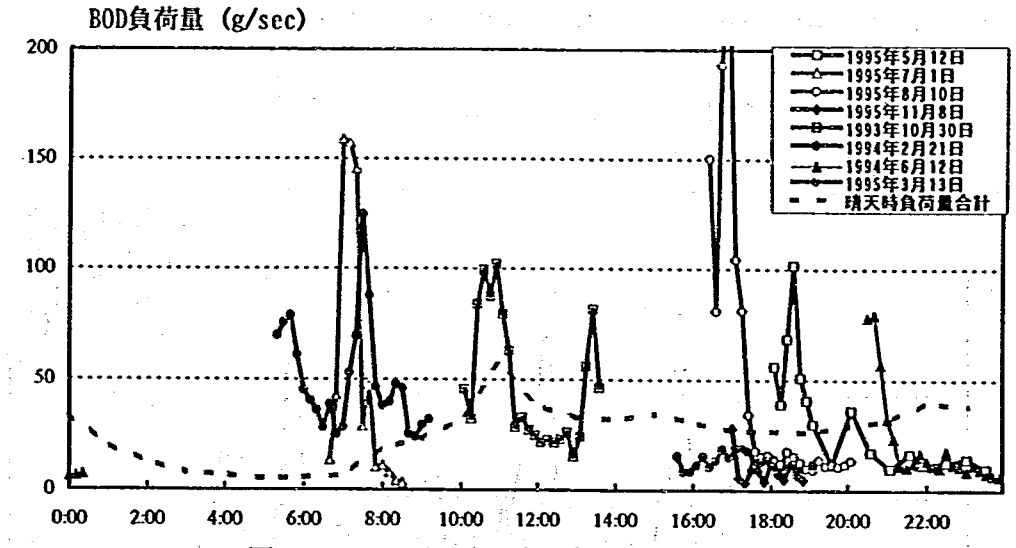
図-3．2、3．3にそれぞれBODとSSの全8回の雨天時負荷量および平均晴天時負荷量を示すが、降

雨初期に雨天時負荷量が晴天時負荷量を上回り、時間の経過とともにそれを下回るという従来から指摘されている典型的な流出パターンを描いているものが多かったが、降雨によっては、一度も晴天時負荷量を上回らないものもあった。次に同様の図でTN、TPを対象としたものを図－3．4および3．5に示す。TNの特徴としては、雨天時負荷量が晴天時負荷量を上回る期間が短いことが挙げられる。この理由として晴天時に管内堆積物から供給される有機性およびアンモニア性窒素が、雨天時初期に掃流されが、この堆積物が降雨期間中には回復しないことが指摘される。またTPは振幅の幅が小さいがBODと同様の傾向を示した。

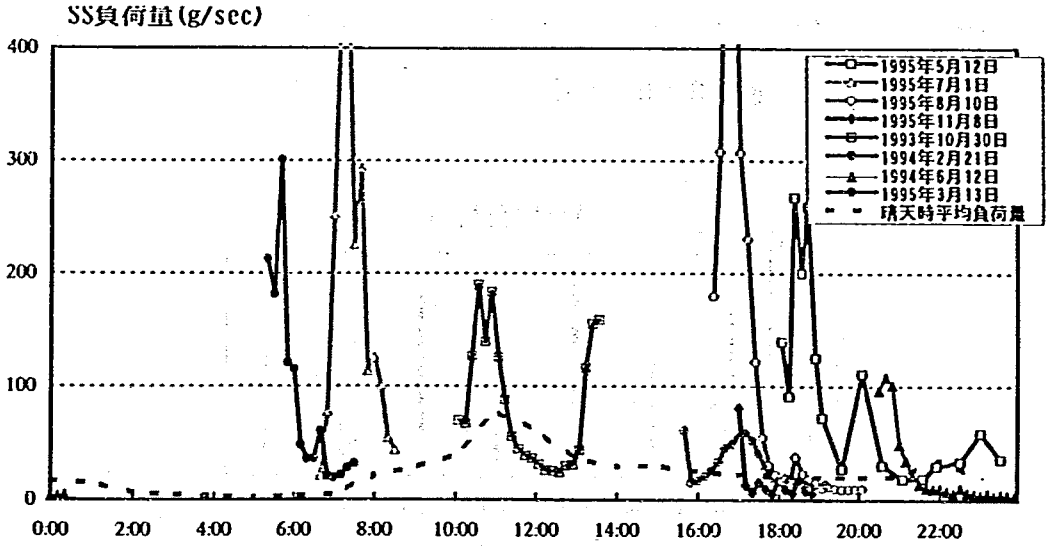
図－3．6に雨天時負荷量と晴天時負荷量の比を各水質項目毎に示す。TNは比の平均値が0.72と最も小さかった。TPは比の値が1.28と、DBODの1.13、DCODの1.14と同程度であった。

3．3．4　結論

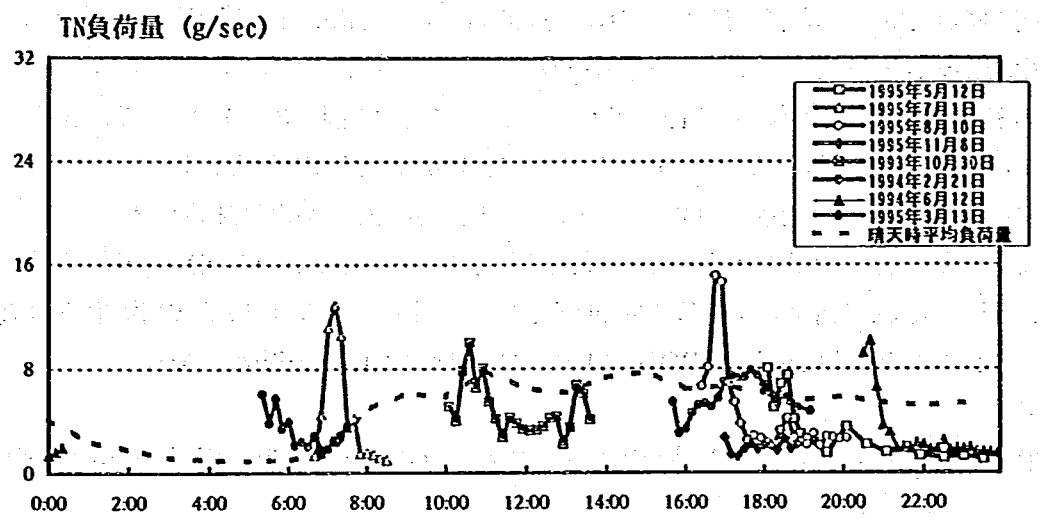
TN、TPを中心に雨天時負荷量の特性を晴天時との比較で行い、TN、TPの雨天時負荷量の動向を明らかにした。



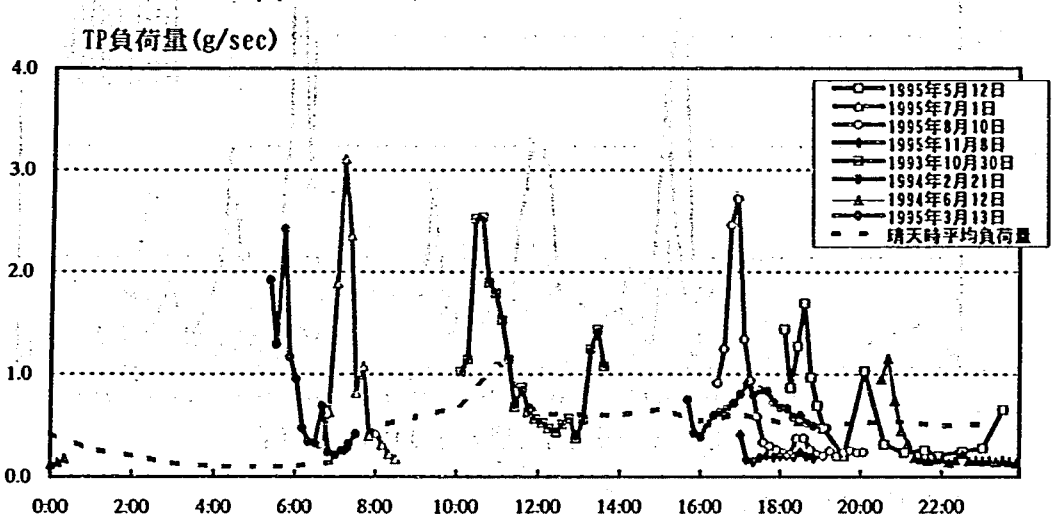
図－3．2　雨天時と晴天時のBOD負荷量



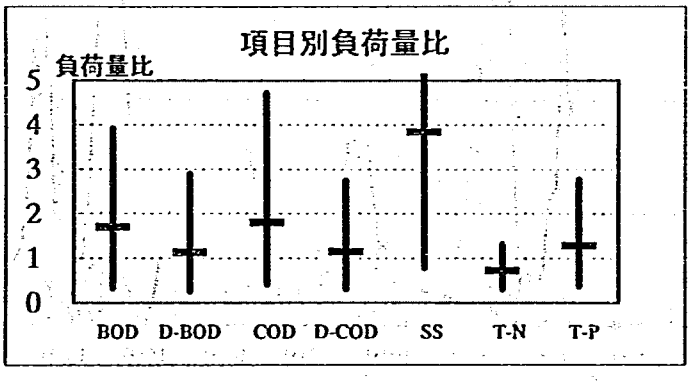
図－3．3　雨天時と晴天時のSS負荷量



図－3．4　雨天時と晴天時のTN負荷量



図－3．5　雨天時と晴天時のTP負荷量



図－3．6　項目別の雨天時負荷量／晴天時負荷量比

4．雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

4．1　目的

海外でパッケージ化、モジュール化され販売されている雨水流出モデルおよび汚濁負荷量モデルを入手し、それらの原理や取り扱い性を調査し、今後のわが国の流出モデルや汚濁負荷量モデルの検討の際の適用性を検討することを目的とした調査を表－4．1の研究計画に基づき実施している。7年度は、昨年度選定したHYDROWORKS、MOUSE、XP-SWMM の各モデルの基本式や適用条件の整理を行うとともに、実流域を対象とした試運転を行い、観測値との比較を行った。

表－4．1　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査－研究計画

平成6年度	文献調査（モデルに関する文献収集、文献内容の整理） モデルの選択（比較表の作成、モデルの選定） 試運転調査の準備（HYDROWORKS の購入、調査項目の選定と試運転）
平成7年度	モデルの購入・借り上げ、モデルの試運転、購入モデルの基本式・適用条件の整理
平成8年度	課題の整理、総合検討、最終報告

4．2　基本式や適用条件の整理

4．2．1　流出モデルに関する考察

昨年度実施したモデルの基本式の内容の整理の結果、選択した3モデルはどれも以下の特徴を共通にもつことが分かった。

1）降雨モデルにおいてモデル降雨と実績降雨のどちらも選択可能である

2）水理モデルはサン・ヴノン（St.Venan）式を基本式とする

また、各モデルの流出モデルの基本式はそれぞれ異なり、それぞれの特徴を最も表しているとえいえる。表－4．2は、この流出モデルの部分の計算方法と基本式を再度整理したものである。

表－4．2　流出モデルのまとめ

	HYDROWORKS	MOUSE	XP-SWMM
計算方法	二重線形貯留タンクモデル	時間面積法 非線形貯留法	非線形貯留法
基本式	$S=KQ$ $dS/dt=I-Q$ $K^2(d^2Q/dt^2)+2k(dQ/dt)+Q=i$	$Q=CfR$ $Q=MBI^{1/2}y^{5/3}$	$S=Kq^m$ $dS/dt=I-Q$ $mQ^{m-1}dQ/dt+Q=i$

この中でMOUSE で用いられる時間面積法がわが国での合理式の考え方に最も近いものと考えられる。また二重線形貯留タンクモデルや非線形貯留モデルはタンクモデルと考え方が類似しているといえる。

ここでこれらの基本式が流出モデルに選択された理由について考えてみると、1）過去に豊富な適用事例と十分な検証がある。2）流域の大きさがこれらのモデルに適当である。3）パラメータが得られやすい　な

どの利点を有するためと推察される。例えばHYDROWORS では1）については雨水ますでの測定実績があるとの記述がみられる。わが国では雨水ますにおける測定の実績が殆どないが、雨水ますにおいて二重線形貯留タンクモデルによる計算結果と実測値のすりあわせが可能であることは、1ha 未満程度の小さな流域における流出計算法のあり方に重要な示唆を与えるものと考えられる。次に2）の流域の大きさの観点であるが、概して諸外国の流域では1つのマンホールの抱える面積が大きめであるという仮説に基づくものである。すなわち大きめの流域であれば貯留効果を考慮する必要があるという考えである。しかしながら先述のように対象流域が高々数百平方メートル程度と思われる雨水ますで二重線形貯留タンクモデルが適用できるという事実はこの仮説に矛盾する。現時点では資料不足のため、今後3）と合わせてさらに考察を深める必要がある。

4．2．2　水質モデルの整理

各モデルは、降雨モデル、（表面）流出モデル（降雨損失モデルあるいは有効降雨モデルを含む）、（下水管内の）水理モデル、および水質モデルから構成されている。水質モデルを除いた部分については昨年度報告書等で整理した。表－4．3に水質モデルの整理結果を示す。

表－4．3　水質モデルの整理

場所	過程	HYDROWORKS	MOUSE	XP-SWMM
地表面	堆積	指数的堆積関数 dM/dt=K-CM M:堆積量	①直線的堆積 dM/dt=K(M<M_{max}) dM/dt=0(M>M_{max}) ②指数的堆積関数	①なし ②土地利用による固定値 ③時間変化（べき乗、指数、Michaelis-Menten）
	掃流、流出	指数的流出関数 dF/dt=KM-CF F:流出負荷量	降雨による掃流（雨滴による浸食 地表流による沈殿物の掃流） 沈殿物に付着した汚濁物質の移動	①固定値 ②指数関数 ③曲線法
管内	堆積物輸送	1次元輸送モデル dc/dt+udc/dx=0	Ackers-White 式等4つの式が使用可能	1次元輸送モデル dc/dt+u(dc/dx)=0
	移流拡散	考慮していない	溶解性物質を対象に考慮可能	考慮していない
	化学生物反応	考慮していない	BOD の変化（再ばっきや生物膜による分解など） 細菌の減衰	考慮していない
その他	雨水桝での堆積と輸送	考慮可能	考慮可能	考慮していない

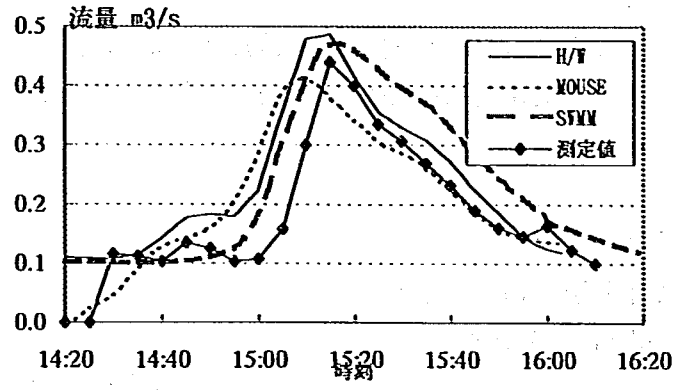
各モデルは汚濁物質の地表面への堆積、流出が中心に記述されており、、管内での輸送等はMOUSE のみ

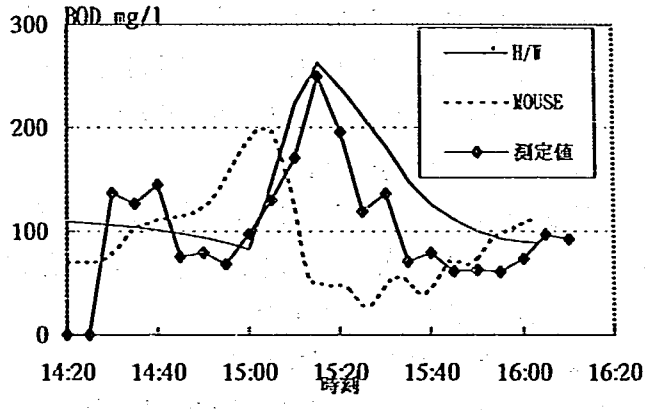
が扱っている。また、堆積、流出、輸送の基本式も多様であることがわかる。

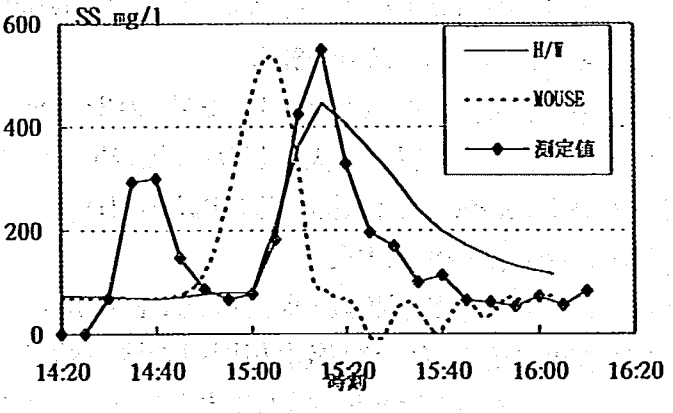
4．3　水量と濃度の観測値との比較

実流域を対象としたシミュレーションを行い、雨天時の水量と濃度の観測値との比較を行った。対象とした観測流域は、第2章第4節と同一のA市B排水区である。対象とした降雨は1975年から1977年にかけて観測された9降雨から1977年9月8日に観測された降雨（総降雨量5mm、降雨継続時間1時間5分、最大5分降雨量1mm）を選んだ。計算に先立ち、晴天時流量と濃度を実測値に合わせて設定した。雨天時にはこの設定した晴天時流量および水質がベースに流れているものと仮定した。

図－4．1に流量の結果を示す。HYDROWORKS、MOUSE、XP-SWMMともにピーク位置と高さともに概ねよく実測値と合致している。次に図－4．2にBOD濃度の結果を、4．3にSS濃度の結果を示す。なお、XP-SWMMは水質モジュールの操作に不明なところがあり、濃度の計算は行っていない。HYDROWORKS、MOUSEともにBOD濃度、SS濃度とも概ね良い一致を示しているが、MOUSEはピーク位置と高さのずれがみられた。







上から順に

図－4．1　各モデルの流量のシミュレーション結果

図－4．2　各モデルのBOD濃度のシミュレーション結果

図－4．3　各モデルのSS濃度のシミュレーション結果

4．4　まとめ

今年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

(1)昨年度の調査結果より選択したHYDROWORKS、MOUSE、XP-SWMMの3つのモデルの部分で、流出モデルに関する基本式を整理し、基本式が選択された理由について、過去の適用事例や検証の実績、流域の大きさ、パラメータの得易さの利点があるためと推察し、その検証を試みた。

(2)水質モデルについて整理を行った。各モデルは汚濁物質の地表面への堆積、流出が中心に記述されており、管内での輸送等はMOUSEのみが扱っている。また、堆積、流出、輸送の基本式も多様であることがわかる等が明らかになった。

(3)各モデルを用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量ではHYDROWORKS、MOUSE、XP—SWMMはピーク位置と高さともに実測値と合致した。濃度ではHYDROWORKSはBOD、SSとも概ね良い一致を示した。

5．全体のまとめ

5．1　オンサイト貯留浸透に関する検討

5．1．1　雨水利用実態調査

雨水利用を実施している172施設に対するアンケート結果を解析した。雨水利用を行っている施設は、行政の指導により義務的に実施しているところもあるが、多くは自主的に効果があると判断し、積極的に導入したところである。節水効果や水道料金節減に一定の効果はでている。しかし諸経費の増大等の問題を抱えているところもある。また水質を計測しているケースが少ない。

5．1．2　貯留雨水利用可能性の量的検討

宅内に設けた雨水貯留施設の必要貯留量を明らかにするため、貯留容量と利用量を様々に設定したときの雨水利用が可能になる日の年間合計の割合を雨水利用可能率と定義した。貯留容量、利用量、雨水利用可能率との間に以下の関係があることを明らかにした。

(1)利用量の設定は雨水利用可能率を大きく左右する

(2)貯留容量が大きくなると降雨年の相違による雨水利用率の差が大きくなる

(3)貯留容量を利用量で除した利用日数が同一であっても利用量の設定により雨水利用率rは大きく異なる

5．1．3　オンサイト施設を考慮した流出計算

修正RRL法、メッシュ法、マルティフィルターモデルの3つのモデルを用いて、オンサイト貯留浸透の設置効果を表現した。計算結果はそれぞれ大きく異なったため、どのモデルが適切かを判断することはできなかった。これを検証するためには、浸透貯留施設の設置された実流域でのデータが必要である。

5．1．4　浸透水の地下水への影響調査

土木研究所構内の浸透実験施設に路面散水水を注入し、浸透水の濃度を調査した。粒子性成分の濃度が増加し、溶解性成分の濃度が減少した。路面散水方法および地下浸透水の採水方法に課題が残った。それらの改善をはかりつつ、さらに実験を重ねデータを取得することが必要である。

5．2　合流式下水道の雨天時水質特性に関する検討

5．2．1　初期汚濁の降雨特性からの予測可能性の検討

合流式下水道の雨天時初期汚濁を濁度計にて計測し、以下のような降雨特性との関連を明らかにした。

(1)1992 年の 1 年間の観測結果より、初期汚濁が観測された降雨数は 16 であり、対象とした観測降雨数 60 に占める割合（観測率）は 27%となった。

(2)観測率は、最大 5 分降雨強度や無降雨日数が大きいほど値が上昇する。最大 5 分降雨強度が 2.0mm 以上、あるいは無降雨日数が 4 日以上の多くのケースで観測率は 0.5 を越えた。濁度を計測せずに初期汚濁を降雨予測や流量予測から判断することの可能性が示唆された。

今後はさらにデータ解析を進め、観測率の値の信頼性の向上をはかるとともに、季節や時間など他の影響因子についての検討が必要である。

5．2．2　雨天時水質の特性

全 8 回の雨天時負荷量の特性を平均晴天時負荷量との比較で行った。TN の特徴として雨天時負荷量が晴天時負荷量を上回る期間が短いことを示し、その理由として管内堆積物の挙動を指摘した。また雨天時負荷量の晴天時負荷量に対する比の平均値が TN で 0.72、TP で 1.28 となることを示した。

5．3　雨天時汚濁負荷量流出モデル比較検討調査

5．3．1　基本式や適用条件の整理

昨年度の調査結果より選択した HYDROWORKS、MOUSE、XP-SWMM の 3 つのモデルの部分で、流出モデルに関する基本式を整理し、基本式が選択された理由について、過去の適用事例や検証の実績、流域の大きさ、パラメータの得易さの利点があるためと推察し、その検証を試みた。また水質モデルについて整理を行った。各モデルは汚濁物質の地表面への堆積、流出が中心に記述されており、管内での輸送等は MOUSE のみが扱っている。また、堆積、流出、輸送の基本式も多様であることがわかる　等が明らかになった。

5．3．2　水量と濃度の観測値との比較

各モデルを用いた水量と濃度の計算結果を実測値と比較した。流量では HYDROWORKS、MOUSE はピーク位置と高さともに最もよく実測値に合致した。濃度では HYDROWORKS は BOD、SS とも概ね良い一致を示した。

参考文献

(1)建設大臣官房官庁営繕部監修「排水再利用・雨水利用システム設計基準・同解説　平成 3 年度版」、(財)全国建設研修センター(1991)

(2)建設省土木研究所都市河川研究室「都市域からの降雨流出調査報告」、土木研究所資料第 1018 号(1975)

(3)市川他、「都市域における新しい雨水流出シミュレーションモデルの提案」水利科学 No.256（第 28 巻第 1 号）(1985)

(4)建設省土木研究所総合治水研究室「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)

(5)例えば建設省土木研究所下水道研究室、下水管路施設設計の合理化に関する調査報告書（Ⅳ）、土木研究所資料第1704号、pp.126 (1981)

(6)同上、 pp.220

4．小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査

下水道研究室　室　　長　田中　修司
研　究　員　小川　文章
システム課　課　　長　阿部　　徹
主任研究員　川島　　正

1．まえがき

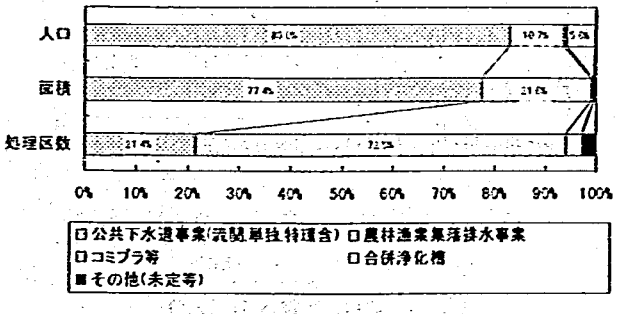
全国の下水道普及率が50%を越え、下水道の整備対象が中小市町村へシフトしてきている。下水道施設の建設費のうち管路システムの建設費は全体の７～８割を占めており[1)]、今後中小市町村の公共下水道事業の進展を図るためには管路建設コストを低減させることが必要と思われる。このような背景をふまえ、本調査は中小市町村における汚水処理計画の実態を把握するとともに、管路建設費の削減の方策について検討するものである。平成７年度は、全県域汚水適正処理構想を収集整理し、小規模下水道の整備対象となる処理区の特性を明らかにするとともに、施工延長の大半を占める枝管の開削工事を対象として価値分析（以下ＶＥ）を実施し、コスト削減の必要な部位および削減要因を抽出検討した。

2．全県域汚水適正処理構想の集計・分析

全県域汚水適正処理構想は、都道府県と市町村がその全域を対象として、処理施設の整備区域、手法、スケジュール等を策定する汚水処理の総合的な計画である。ここでは、本構想を集計・整理し、小規模下水道の整備対象となる処理区の特性を明らかにした。

2．1　全体の傾向

平成７年12月現在、16の府県で全県域汚水適正処理構想が策定済である。このうち、処理区域ごとの事業種、人口、面積などが明示されている12県について集計・整理をおこなった。図－１に示すように、人口や面積では公共下水道が全処理区（7,435箇所）合計の80%程度を占め、処理区数では農林漁業集落排水事業が73%を占める。また、表－１に示す１処理区当たりの平均規模では、面積、人口は公共下水道が他の事業に比べて大きいが、人口密度ではコミプラやその他（事業種未定等）が２倍程度大きい。



図－１ 事業別割合

表－１　１処理区当たりの平均規模

	公共下水道事業（流関,単独,特環含）	農林漁業集落排水事業	コミプラ等	その他（未定等）
処理区面積(ha/処理区)	431	35	14	28
処理区人口(人/処理区)	14,035	533	559	347
人口密度(人/ha)	31.0	25.8	54.1	55.0

さらに、県別の事業別処理人口と事業別処理区数を図－２、３に示す。処理人口では、全県で公共下水道が60%以上を占め、処理区数では農林漁業集落排水事業が60%以上を占めている。

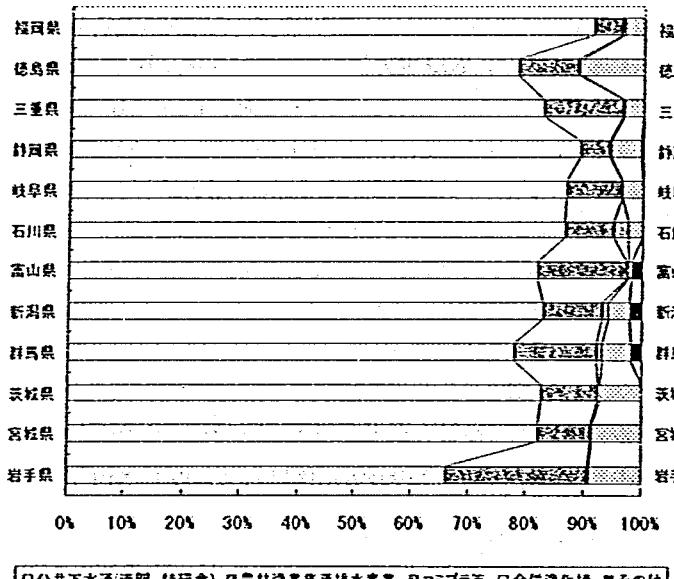


図-2　県別処理人口

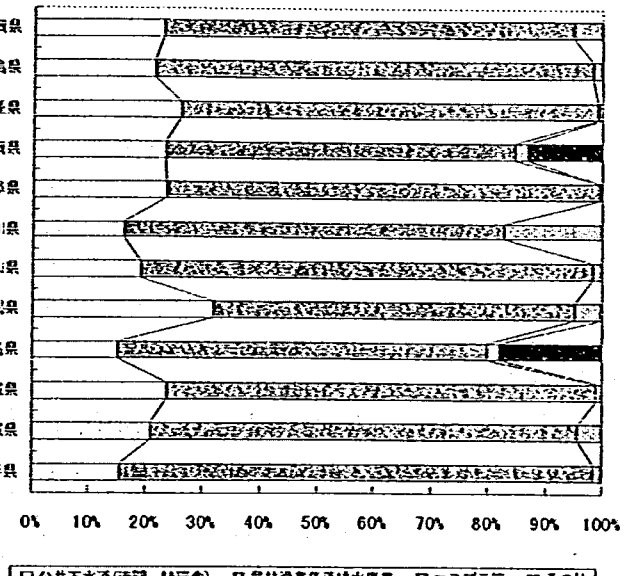


図-3　県別処理区数

２．２　処理区特性の検討分析

小規模下水道の整備対象区域の特性を把握するため、事業（公共下水道、農林漁業集落排水事業、コミプラ等）毎に各処理区の面積、人口、人口密度を集計整理した。

２．２．１　処理区面積（図－４）

公共下水道は、100～500haの規模が比較的多いものの、特定環境保全公共下水道のような小規模なものから大都市の下水道までを含むため、平均的に分布している。一方、農林漁業集落排水事業、コミプラ等では100ha以下の規模のものがほとんどであり、特に10～20haの規模が多い。

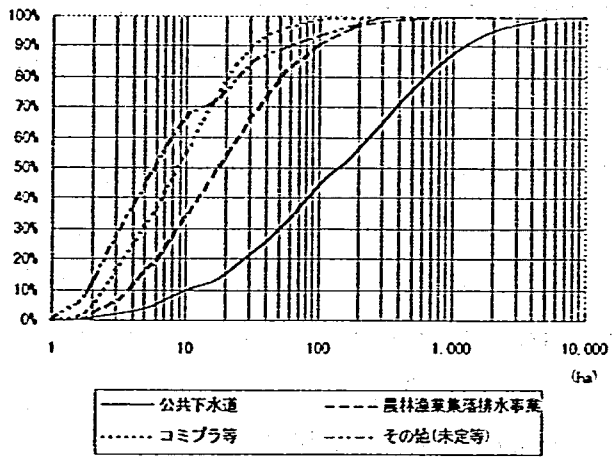
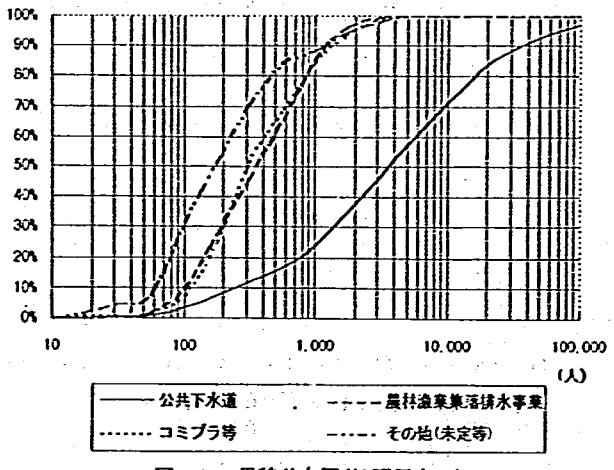


図-4　累積分布図(処理区面積)

２．２．２　処理区人口（図－５）

公共下水道では1,000～2,000人および10,000人以上の規模が多いものの、簡易な公共下水道であると思われる100～200人でも小さなピークがみられる。

また、農林漁業集落排水事業では採択基準の一つである1,000人以下のものが約８割を占め、なかでも100～200人の規模が最多である。



図－５　累積分布図(処理区人口)

２．２．３　処理区人口密度（図－６）

公共下水道では25～30人/ha、農林漁業集落排水事業では15～20人/ha、コミプラ等では30～35人/haの処理区が最も多い。

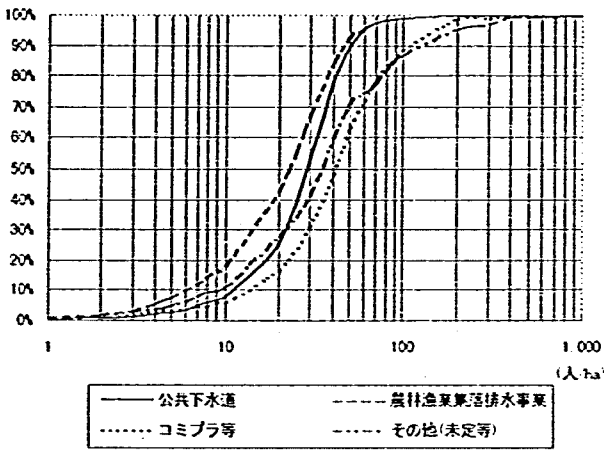


図-6　累積分布図(処理区人口密度)

2．2．4　人口と面積の相関性

処理区毎の人口と面積を、事業および県別に整理した。表－2に示すように、事業種別では公共下水道事業と漁業集落排水事業において強い相関がみられるが、農業集落排水事業やコミュニティプラント事業等は相関性が弱い。また、表に示したAは回帰直線の傾きであるが、x軸とy軸の変数の意味から、各事業における平均的な人口密度を示していると考えられる。相関性の弱い農業集落排水事業やコミュニティプラント事業では、このAの値が既実施箇所の平均的な人口密度（農業集落排水事業の場合約40人/ha[2]）と大きく異なっている。これらのことから、農業集落排水事業やコミュニティプラント事業では、構想段階において処理面積や処理人口が未だ確定的でなく、事業実施段階で地形や地域特性に応じた最終的な処理区域が設定されるものと考えられる。

また、表－3に示すように、県別では各県とも人口と面積の相関係数が0.8以上であり相関性が強いが、これは前述した相関性の強い公共下水道事業による影響である。

表－2　面積と人口の相関（事業別）

事業	y=Ax A	相関係数 r
公共下水道	34.2	0.895
農業集落排水	4.2	0.363
漁業集落排水	31.1	0.820
コミプラ等	13.9	0.366
全事業	33.4	0.898

y：処理区人口(人)
x：処理区面積(ha)

表－3　面積と人口の相関（県別）

県名	y=Ax A	相関係数 r
岩手県	22.4	0.840
宮城県	39.8	0.914
茨城県	21.0	0.902
群馬県	29.5	0.948
新潟県	39.5	0.939
富山県	36.2	0.970
石川県	40.5	0.940
岐阜県	30.9	0.943
静岡県	32.0	0.946
三重県	30.7	0.986
福岡県	50.7	0.944

※徳島県はデータ不十分のため省略
y：処理区人口(人)
x：処理区面積(ha)

2．3　地形特性と処理区諸元の相関性

下水道は自然流下を基本としているため、設定された処理区には地形特性の影響が現れていることが考えられる。ここでは、地形特性による処理区諸元の差異を検討するため、比較的平地の多い茨城県（可住地割合64%、県内平均標高109m）と比較的山間集落の多い群馬県（可住地割合35%、県内平均標高791m）を対象として、より詳細な検討をおこなった。なお、検討対象は計画処理人口10,000人以下の小規模下水道処理区のみとし、標高別に平野部(～50m)、台地・丘陵部(50～100m)、山間部(100m～)の3段階にランク分けした後、各ランクに含まれる処理区の諸元の平均および標準偏差を導いた。なお、表中の「中心部からの距離」とは、処理区の位置する市町村の市役所や町村役場から当該処理区の中心地点までの距離のことである。

2．3．1　各諸元の比較検討（表－4、5）

（1）人口

標高が高くなるほど概ね少なくなっているが、群馬県では100mを境に若干増加している。

（2）面積

茨城県では標高が高くなるにつれ減少しているが、群馬県では逆にわずかながら増加傾向にある。山岳県である群馬県では100m以上のランクに最も多くの処理区が位置しており、この中には数千人の規模を有する比較的規模の大きな処理区が相当数含まれているためである。

（3）人口密度

両県とも50m以上100m未満の処理区で最も低くなっている。これより低い50m以下の低地では市街地に近い処理区が多く、より高い100m以上の山間集落では地形的制約から住居が集中しやすくなるため人口密度が大きくなるものと考えられる。また、両県を比較すると茨城県が10人台なのに対し群馬県は20人台と、県間の差も大きい。山岳県である群馬県の方が、集落を構成する家屋の密集度が高いためと考えられる。

（4）高低差

両県とも、標高が高くなるほど高低差が増加している。なお、50m以上100m未満のランクでは、茨城県に比べて群馬県の高低差が非常に小さい。群馬県のような山岳県では平地部でも標高が比較的高いため、このランクで高低差が小さくなるものと考えられる。

（5）市町村中心部からの距離

標高が高くなるほど概ね中心部から離れる傾向にあるが、群馬県の100m以上ではやや逆の傾向がみられる。標高100m以上に位置する市町村が相当数あるためと考えられる。また、全処理区を考えた場合、両県とも平均が4km、標準偏差が2km程度であり、地形特性の影響はあまりみられない。

表－4　処理区の諸元の平均値・標準偏差（茨城県）

標高区分	人口（人）		面積（ha）		人口密度（人/ha）		標高（m）		高低差（m）		中心部からの距離（km）	
（n：処理区数）	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差
50m未満　（n=454）	1,282	1,014	106.4	97.7	18.5	9.2	21.9	9.7	8.4	6.3	3.7	1.7
50m以上100m未満（n=70）	1,071	731	94.5	74.1	15.0	7.3	63.7	10.9	32.3	23.7	4.1	1.8
100m以上　（n=41）	435	412	63.6	72.4	18.5	11.3	172.1	50.3	37.3	20.2	5.1	2.5
全処理区　（n=575）	1,200	947	63.6	72.4	18.0	9.2	37.7	26.0	13.4	11.5	3.9	1.7

注）計画処理人口10,000人未満の処理区対象

表－5　処理区の諸元の平均値・標準偏差（群馬県）

標高区分	人口（人）		面積（ha）		人口密度（人/ha）		標高（m）		高低差（m）		中心部からの距離（km）	
（n：処理区数）	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差
50m未満　（n=65）	1,129	915	44.5	35.0	24.7	8.8	28.6	8.7	2.0	1.1	2.9	1.3
50m以上100m未満（n=52）	751	459	49.3	37.5	23.3	13.7	67.6	11.3	6.9	5.4	4.3	1.7
100m以上　（n=489）	654	606	54.1	54.1	28.4	20.1	337.3	196.4	64.3	49.5	3.7	2.2
全処理区　（n=606）	675	790	54.1	54.1	27.5	18.4	321.2	205.7	52.7	45.3	3.7	2.0

注）計画処理人口10,000人未満の処理区対象

2．3．2　2km以内の距離に位置する処理区数

平成7年末、汚水処理事業を所管する3省の間で「類似した事業間の調整の実施について」の協議が

おこなわれ、処理場等が近接（処理場間で概ね２㎞以内）することが予想される場合には、地域の実情に応じた適切な整備手法を選定するよう十分な調整を図ることがとり決められた。ここでは、各処理区から２㎞以内の距離に位置する処理区数を集計した。図-８に示すように茨城県では２箇所、群馬県では１箇所存在する処理区が最も多く、１処理区当たりの平均箇所数は茨城県が2.05(箇所/処理区)、群馬県が1.45(箇所/処理区)であった。また、１箇所以上存在する処理区は全体の８割にのぼり、この割合が平均的なものであると仮定すると、全国の未確定処理区が約30,000箇所といわれていることから[3]、このうちの24,000(=30,000×0.8)箇所程度が要調整処理区であると試算される。ただし実際には、処理区数の多い農業集落排水事業などでは、事業実施の段階で数箇所の計画処理区をまとめて一つの処理区に設定し直すことが多いため、事業間調整が必要となる箇所数は試算したものよりかなり少なくなると思われる。

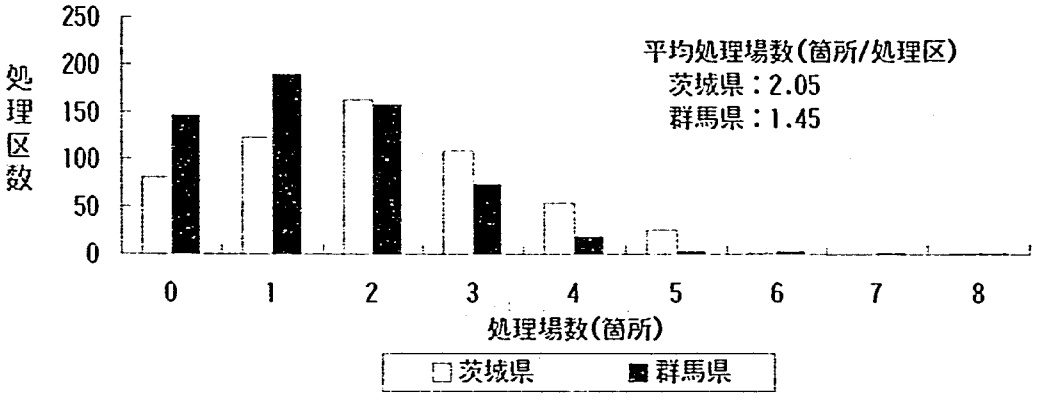


図-８　２ｋｍ以内にある処理場数

３．管路施設のコスト削減要因の概況調査

３．１　調査項目

現在の開削工法による枝線管路工事を具体的に再検討する方法で、管路コスト削減要因の可能性を把握した。調査項目は、以下の通りである。

（１）検討対象の部位の抽出：コストの削減が必要と見られる管路施設の部位を把握し、今後の調査対象の一次的な絞り込みを行う。

（２）コスト削減要因の検討：管路施設を構成する主たる部位である管きょについて、現行の施工形態からコスト削減を図るうえでの要因を把握する。

３．２　調査内容

３．２．１　検討対象の部位の抽出

（１）検討方法

本調査の本旨は、管路の必要機能は維持し、そのうえでコストを削減するものである。そこで、管路を構成する基本的な部位（「管きょ」「マンホール」「取付管」「ます」）毎の機能に対するコスト評価を加えることで、今後の主たる検討範囲を部位という形で抽出することにする。

検討対象部位の抽出方法は、価値分析（ＶＥ）の手法を参考[4]に行う。ＶＥでは、コスト（Ｃ）に対

する機能（F）を「価値」（V＝F／C）と定義する。価値の逆数は、単位機能に対するコストを示している。つまり、C／Fが高いほど相対的にコストが高いことを意味する。したがって、部位毎のCとFを管路全体に占めるシェアで表現すると、コスト削減を必要とする管路部位では、（C／F）が1以上になる。

そこで、Cには、12件の枝線管路工事の設計書から管きょ、マンホール、取付管、ます毎に全体工事費に占める工事費シェアを算出し、これら4部位を全て含む8件工事の平均値を用い、Fには、下水道関係者20人（有効回答18人）による一対比較法で求めた各部位の重要度（%）を用いて、（C／F）を算出した。この方法は、各部位を総当たりで比較し、いずれか重要と思われる部位に評点（特に重要＝3点、重要＝2点、やや重要＝1点）を与え、部位毎の総得点に各1点ずつを加点し、その得点率を重要度とするものである。

（2）検討結果

以上から求めた各部位の工事費シェアと重要度は表－6の通りである。なお、工事費シェアには、管路機能に直接関係しない要因でコストが変化する付帯工を計算から除外している。因みに、対象枝線管路工事（ＶＵ管またはＨＰ管　内径200㎜または250㎜）の管きょ延長は、86mから537mであり発注規模に差はあるが、マンホール、取付管、ますの設置箇所数は、管きょ延長にほぼ比例し、類似した工事数量構成比になっている。

表－6には、コスト評価としてのC／Fをあわせて示す。結果としては、管きょ本体が機能に対してコストが高い評価となっている。このため、何らかの管きょコストの削減が必要である。

また、評価者によってマンホールと取付管の重要度の評価に幅があった。これは、マンホールの評価が両極端に分かれ、それに追随して取付管の評価も変動したためである。マンホールの機能は、一義的には「地上と管きょを結ぶ」ことである。その設置位置として、段差、方向・勾配・管径の変化点、会合点などの「流れを円滑にし」、維持管理作業のために「人を入れる」必要性の高いポイント箇所があげられる。マンホール機能の評価の違いは、一義的な機能を評価するか、既存のマンホールに要請される機能を評価するかの違いとなって現れたとみられる。

表－6　部位別のコスト評価

部位名	工事費ｼｪｱ(%) (C)	重要度（%） (F)	(C)／(F)
管きょ	74.8	48.3	1.55
マンホール	17.3	25.1	0.69
取付管	5.8	18.8	0.31
ます	3.0	16.7	0.18

以上の結果から、主として「管きょ」を、また、評価の分かれた「マンホール」についてもコスト削減の検討対象とする。

3．2．2　コスト削減要因の検討

（1）コスト的特徴からみた検討課題

1）管路工事のコスト的特徴

ここでは、一旦、部位という視点から離れ、管路工事のコスト的特徴から今後の検討の方向性を考える。前述の12件の具体工事を対象に、作業別（目的物作業、仮設的作業、付帯工）の工事費シェアと全体工事費に占める主要材料（管材およびマンホール材）費のシェアをみると表－7の通りになる。

作業別にコストをみると、目的物自体の築造作業は全体の３割程度であり、約５割が土工や土留工などの仮設的作業が占める。また、約２割が付帯工であり下水道本来の目的以外に行う作業のウェイトが高い。なお、シェア計算上、間接工事費は直接工事費の構成比で按分している。このため、目的物作業のシェアは実態としてはもっと低いと考えて良い。材料費をみると、管路施設コストにおける管材料費のウェイトが極端に小さい特徴がある。マンホール材については、管材に比較してコストのウェイトが高い。

表－７　管路工事の作業別および主要材料のコストシェア

項　目		平均 (%)	標準偏差 (%)
作業別	目的物作業	３１．１	１０．０
	仮設的作業	５１．６	７．０
	付帯工	１７．３	５．３
主要材料	管材費	２．４	０．７
	ﾏﾝﾎｰﾙ材費	５．０	２．４

２）検討課題

管路工事のコスト的特徴から、全体コストに占めるウェイトについて、管材料やこれを含む目的物作業は低く、仮設的作業は高いことが指摘される。したがって、管路工事の生産性の向上がコスト削減の重要な課題といえる。

一般に、下水道施設に限らず土木構造物の設計思想には材料数量を最小化する考え方がある。材料最小化の考え方は昭和40年頃に確立したとされる[5]が、当時と現在では材料費と労務費のバランスや施工技術などの状況が一変している。そこで、土木工事の生産性向上のために材料最小化から労力最小化への設計思想の転換が求められている。管きょの設計においても、個々の管きょに求める機能（流量や外力）に対し、できるだけ小さい管材を求める傾向がある。このことは、管材規格の細分化・多品種化を促す。結果として、個々の管材の規格が細分化するため、逆に管路全体としての規格化・標準化が進まず、管路工事の生産性の向上を困難にしている面を否定できない。特に施工の標準化や自動化にとって対応しにくい課題と思われる。

管きょは要求される機能を満足すればよく、管材のあり方を従来の材料最小の視点から、管路工事全体での労力最小の視点で捉え直し、施工生産性の向上を検討すべきといえる。

一方、マンホールについては、規格化や標準化が進んでいる状況にある。また、管路という線的な連続体の中でも点的構造物であり、これ以上の生産性の向上は期待しにくい面がある。このように考えると、マンホールに要求される機能を吟味し、箇所自体の減数、つまりマンホールの配置の考え方を再検討した方が合理的である。

（２）管きょコスト削減の要因の抽出

１）管路工事のコストへの影響因子

ここでは、「管きょ」という部位に着目し、どのような要因がコストに影響するのか把握する。現行の開削管きょの設計手法と積算手法に基づくと、管きょコストへの影響因子とこれら因子の主要費目への定性的なコスト影響関係は、表－８に示すものである。

そこで、影響因子を表－８に示す設定条件におき、管きょコストを現行の設計手法と積算手法に基づき試算した。ここでは、特に仮設的作業に着眼し、最も重要な影響因子である掘削幅と掘削深（土被り）

の土工コストへの影響を検討する。なお、この２つの因子による他のコストへの影響は、掘削深による仮設コスト（土留工）への影響を除き特にはない。

表－８　管きょコストへの影響因子および試算上の条件一覧

影響因子	費目				試算の設定条件一覧
	土工	管布設工	仮設工	付帯工	
管種	○	○	○	○	HP, VU, FRPM, ポリエチレン管
管径	○	○		○	200～1350㎜
土被り	○	○	○		1.00～5.00m @0.5m
土質条件			○		粘性土、砂質土
管基礎形式	○	○	○	○	選定条件：砂基礎、コンクリート基礎
掘削深	○		○		選定幅　：1.32～2.91m
掘削幅	○	○	○	○	選定幅　：0.70～7.01m
仮設工法	○	○	○	○	選定条件：簡易土留～鋼矢板

２）掘削幅および土被りのコストへの影響

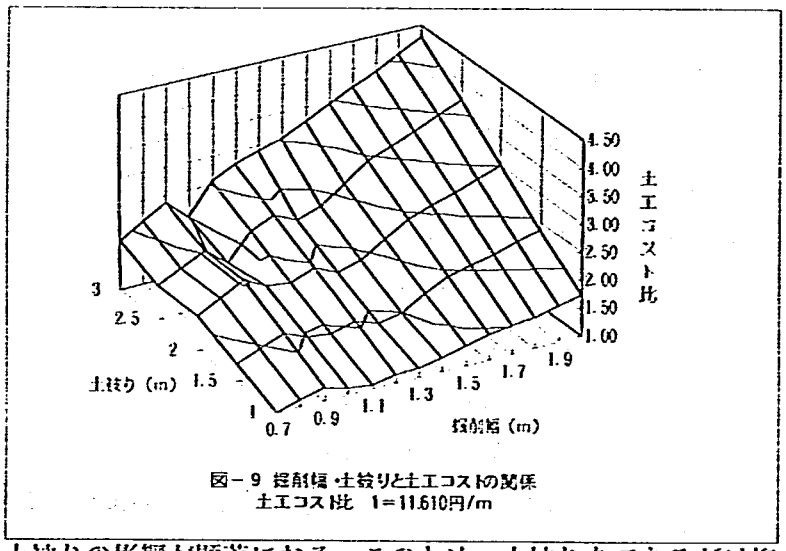
①土工コストの算定結果

図－９は、掘削幅と土被りおよび土工コストの関係を掘削幅0.7m・土被り１mでの土工コストを１として示したものである。ここで、土工は舗装版撤去、掘削、埋戻、残土処理から構成される。なお、残土処理の単価は地域条件等で大きく異なるが、本試算では4200円/m³としている。

定性的には、土工コストは土工量に比例するが、図－９から、掘削幅が比較的小さい１m以下では、土被りが深くなっても土工コストの上昇は土被り2.5mで抑制される。また、掘削幅が1.4m以下では、掘削幅が広くなっても土工コストの上昇が抑制される。これは現行の積算基準では掘削幅と土被り（掘削深）に応じて施工方法を変えるため、その都度、作業効率も変わるためである。

図－10(a)は、掘削幅を大きくしたときに最小の掘削幅(0.7m)に対してどれだけ土工コストが上昇するか、いくつかの土被りを設定して算定したものである。また、同様に図－10(b)では土被りと土工コストの関係を最小土被り(1m)を基準に示したものである。

図－10(a)から、掘削幅が1.45m以下、土被り２m以下であれば、土工コストは最大でも1.28倍の上昇に抑制され、また増加傾向にはない。一方、図－10(b)から、土被りが１mから２mになると土工コストは1.62～1.74倍に達する。また、図－10(a)から、掘削幅0.7mから2.05mになると土工コストは、1.78～2.34倍、図－10(b)から、土被りが１mから３mになると、土工コストは1.83～2.48倍になる。

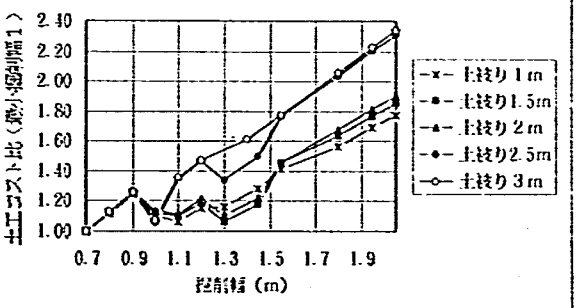


図－９ 掘削幅・土被りと土工コストの関係
土工コスト比　1＝11,610円/m

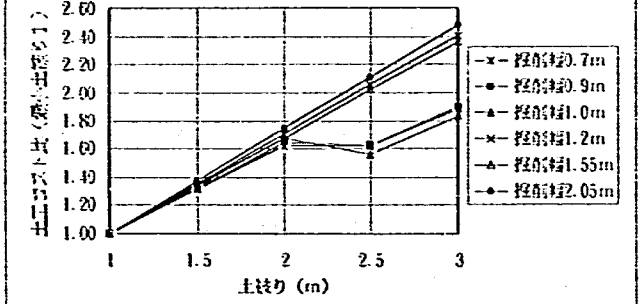
したがって、同一の土工量を確保しようとすると、土工量が大きい場合には、土被りの方が掘削幅よりも土工コストへの影響が若干大きく出るが、土工量が小さくなると明らかに土被りの影響が顕著になる。このため、土被りをできるだけ抑制することが求められる。特に、土被りを２m以下にすれば、掘削幅0.7～1.45m（現行の積算基準では塩ビ管φ200mm～鉄筋コンクリート管φ600mmの管布設時掘削幅に相当）のもとでは掘削幅の土工コストへの影響を小さくできる。

②検討課題

管きょの土工は、本来、工事請負者の任意性の高い内容であり、土工単独でのコスト削減の検討には限界がある。したがって、管きょという工事目的物自体を土工コストが削減できる形態に再検討する必要性がある。また、管径にこだわらずに掘削幅を一定にすることで施工の標準化を促進する可能性もある。したがって、極力土被りは抑え、あるいは広い掘削幅を活用することで全体コストを削減できる管路形態や施工の標準化が今後の課題と思われる。



図－10(a) 掘削幅と土工コストの関係



図－10(b) 土被りと土工コストの関係

4．まとめ

全県域汚水適正処理構想の集計整理の結果は、以下の通りである。

①小規模下水道の整備対象となる処理区は、処理区面積10～20ha、処理区人口100～200人、人口密度20～25人/haのカテゴリーに含まれるものが最も多い。

②処理区人口と処理区面積の関係は、公共下水道や漁業集落排水事業では相関性が強いが、農業集落排水事業やコミュニティプラント事業では相関性がほとんどみられない。

③地形特性の影響について、茨城県と群馬県を対象として検討した結果、標高が高くなるほど人口規模は概ね小さくなり、また高低差も大きくなるが、人口密度は50m～100mに位置する処理区で最小であり、県の間の差も大きかった。また、市町村中心部からの距離は標高が高くなるほど概ね増加しているが、県の間の差はあまりみられず、全処理区平均は約4kmであった。

④当該処理区より2km以内の距離に位置し今後調整が必要と考えられる処理区は、1処理区当たり平均1～2箇所存在し、全国では24,000箇所程度存在すると試算された。

また、管路施設のコスト削減要因の調査結果は、以下の通りである。

①必要とされる機能に対する現状のコストから、管路施設の部位のうち、管きょおよびマンホールのコスト削減が求められる。

②管路工事のコスト的特徴から、管きょについては材料費のウェイトは非常に小さく、材料面でのコスト削減対策は考えにくい。一方、土工や土留工などの仮設的作業の低減が求められる。その意味で、目的物である管きょの規格を見直すことで工事全体の生産性の向上を検討すべきとみられる。また、マンホールについては、設置必要箇所の再検討によって箇所数の減数を目指すことが合理的とも思われる。

③土工コストは、掘削幅が1.45m以下の場合、少なくとも土被り２m以下では28%程度の幅でばらつき、掘削幅による影響は見られない。また、土被りは極力抑える必要がある。今後はこのことを踏まえた管路形態や施工の標準化が検討課題と思われる。

<謝辞>本調査にご協力いただきました関係各機関の方々に厚くお礼申し上げます。

<参考文献>

1）田中、北川：下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査、平成５年度下水道関係調査研究年次報告書、土木研究所資料第3294号、平成６年10月

2）農業集落排水事業の平成６年度新規採択地区計画概要、集落排水情報、公共投資ジャーナル社、平成６年11月

3）田中、鈴木：町村下水道整備予定区域のイメージ、第30回下水道研究発表会講演集、pp. 139-141、平成５年

4）田中雅康、ＶＥ（価値分析）－考え方と具体的な進め方、マネジメント社

5）光家康夫ら、建設省における土木構造物の標準設計化について、第13回建設マネジメント問題に関する研究発表・討論会講演集、土木学会建設マネジメント委員会、1995年12月

5．小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
研　究　員　諏訪　　守
　　與儀　和史

1．はじめに

平成５年に「海域における窒素及びりんに係わる環境基準」が告示されるなど、公共用水域の水質保全が急務となっている。一方、下水道の建設が大都市から中小都市へ移行しつつあるため、今後供用開始される小規模な下水処理施設（対象人口10,000人以下）においても、高度処理の導入が求められると考えられる。しかし、運転管理要員が常駐することが比較的少なく、運転費用が安価で簡素な維持管理が要求される傾向にある小規模下水処理施設においては、熟練した技術者の管理を要する従来の高度処理法を単純に小規模化し、導入することは運転費用、維持管理能力等から困難である。

このため本調査は、小規模処理場において安定した栄養塩類除去を、簡素な管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的に、平成３年度から７年度まで実施した。本年度が最終年度にあたる。

2．平成６年度までの調査結果

本調査は、これまで安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査、藻類を利用した窒素・りん除去実験、オキシデーションディッチパイロットプラントを用いた硝化・脱窒運転に関する調査を継続実施しており、それらの概要について以下に述べる。

2.1　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

①コンクリート廃材は熱処理をすることにより、りんの除去量が大きくなるが、熱処理による重量減少割合を５％以上とすることによって、りん除去量が増加することが明らかとなった。また、コンクリート廃材によるりんの除去機構は、吸着作用よりも凝集作用が卓越していると考えられた。さらに、コンクリート廃材の炭酸化がりん除去能力に与える影響を室内実験により検討したが、炭酸化がりんの除去能力に与える影響は小さく、りん除去能力の増加を計るためには前処理として熱処理が必要であると考えられた。

②コンクリート廃材処理水の高ｐＨ対策実験として、鹿沼土との併用によりｐＨ低下対策を検討したがカラム充填割合１：１における併用効果は通水倍量で約30倍が限界であった。

③パイロットプラントを用いた鹿沼土、軽量コンクリート、コンクリート廃材の破過点調査においては、処理水りん濃度が恒常的に0.5㎎-P/ℓを上回った段階でのりん除去量は、各々の充填量0.2m^{3}あたりコンクリート廃材で240ｇ、軽量コンクリートで190ｇ、鹿沼土で90ｇであった。室内実験から得た処理水りん濃度と除去剤単位重量あたりのりん除去量の関係式に代入して各々の除去剤の除去量

を計算すると、鹿沼土はプラントでのりん除去量と計算値でほぼ一致したが、軽量コンクリートは若干の違いが生じた。また、コンクリート廃材に関しては、プラントでの除去量が回分実験結果から計算される量を大きく下回っており、今後これらの原因について検討する必要があると考えられた。

2.2 藻類を利用した窒素・りん除去実験

①藻類（*Scenedesmus*）（1系）、二次処理水中に存在の可能性がある藻類（2系）、河川より採取した珪藻類（3系）、各々3種類の藻類とも栄養塩の除去の可能性が示された。しかし、1、2系においては藻類の増殖に起因すると考えられるK－N濃度の増加がみられた。

②下水二次処理水程度の栄養塩は、藻類（*Scenedesmus*）（1系）培養反応槽において良好に除去されるが、担体付着藻類（2、3系）ではその効果が小さかった。また、藻類（*Scenedesmus*）による栄養塩除去特性は、環境要因により異なり、最適運転条件についての検討が必要であると考えられた。

2.3 オキシデーションディッチパイロットプラントを用いた硝化・脱窒運転に関する調査

①オキシデーションディッチにおいて、間欠的な曝気強度の変更により好気時間を短縮し、脱窒速度を向上させることができた。

②好気性脱窒の特性を評価したが、無酸素脱窒の性能には及ばないことが明らかとなった。

3. 平成7年度の調査結果

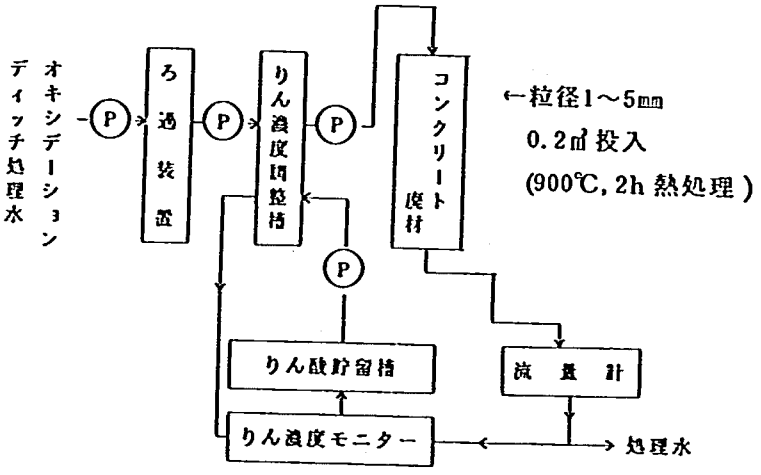
7年度は、コンクリート廃材を用いたりん除去調査をパイロットプラントにおいて継続調査した。また、オキシデーションディッチ法において、流入負荷変動が窒素除去に及ぼす影響を検討した。

3.1 コンクリート廃材を用いたりん除去調査

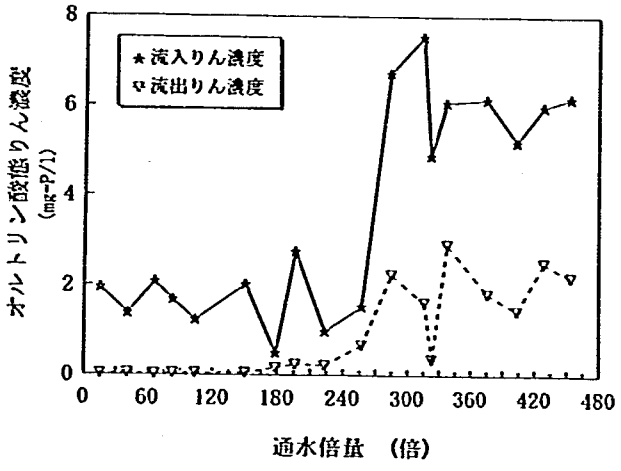
6年度までにK処理場内に設置したパイロットプラントにおいて、鹿沼土、軽量コンクリート、コンクリート廃材の破過点調査を実施した。その結果から、各々のりん除去剤において処理水のりん濃度が恒常的に0.5mg-P/ℓを上回る段階での単位重量あたりのりん除去量が明らかとなった。また、室内実験から得た処理水りん濃度と除去剤単位重量あたりのりん除去量の関係式に代入して求めた各々のりん除去剤のりん除去量と比較すると、鹿沼土がほぼ一致し、軽量コンクリートが若干の違いを生じた。コンクリート廃材においては、その計算値とプラントでのりん除去量で大きな違いを生じる結果となったが、この原因の1つとして通水速度が影響を及ぼしているものと考えられた。すなわち、通水速度を2.4m/日という低速度で調査を実施したが、この通水速度ではりん除去に必要なカルシウムやアルカリ度が過剰に溶出していると推定される。このため、りん除去能力の増加を計るために、通水速度を従来よりも高速化し、コンクリート廃材の破過点調査を実施した。

コンクリート廃材の破過点調査に用いたパイロットプラントの概要を図－1に示す。流入原水にはオキシデーションディッチ処理水を用い、りん濃度が5mg-P/ℓになるようりん酸を添加、通水速度を従来の2.4m/日から約12m/日に増加し通水した。プラントに充填したコンクリートは新たに粉砕し熱処理を行ったものであり、投入量はかさ容量で0.2m^{3}である。図－2に流入水、処理水のりん濃度の推移を示す。尚、りん濃度の測定値はスポット採水による自動比色分析装置（TRAACS 800、ﾌﾞﾗﾝﾙｰﾍﾞ社）を用い、モリブデン青法（アスコルビン酸）による分析値である。

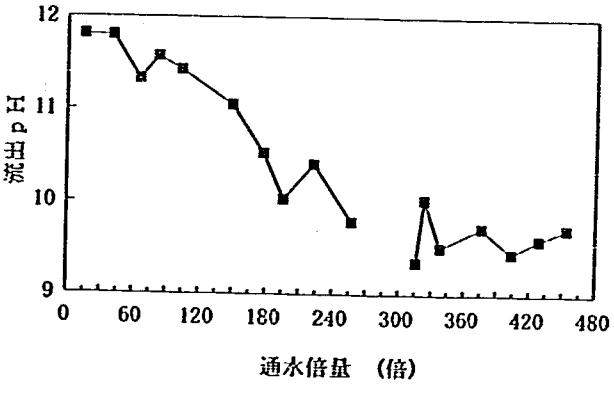
通水初期においては、処理水のりん濃度が0.1mg-P/ℓ以下となっており良好にりんが除去されている。尚、流入水のりん濃度が設定値よりも低くなってしまったが、これはりん酸注入ポンプのトラブルによるものである。通水倍量が約200倍までは、処理水のりん濃度が0.3mg-P/ℓ以下であるが、約270倍を超えた段階より恒常的に0.5mg-P/ℓ以上となった。昨年度のコンクリート廃材の破過点調査においても通水倍量が約280倍から処理水のりん濃度が上昇し始めていることから、通水速度を2.4m/日から約12m/日に変更してもりん除去能力の増加を図ることはできなかった。さらに、通水速度の増加を試みようとしたが、コンクリート廃材によるりん除去機構が「凝集＋ろ過＋吸着（若干量）」によるため、12m/日の通水速度でも槽内の損失水頭値が上昇してしまう。このため、これ以上の通水速度の増加は断念した。また、処理水のｐＨの推移を図－３に示す。通水初期においては約12であったものが、通水倍量が約270倍より 10以下となっており、この段階から処理水のりん濃度が上昇してきている。昨年度の破過点調査においても、処理水のｐＨが10以下となった段階において処理水のりん濃度が恒常的に0.5mg-P/ℓを上回っており、アルカリ度等の溶出量が少なくなることにより、りん除去が良好に行えなくなるものと考えられた。



図－１　パイロットプラントの概略図



図－２　りん濃度の推移



図－３　ｐＨの推移

3．2　オキシデーションディッチにおける窒素除去

小規模処理場の特徴として、流入負荷変動が大きいことがあげられ、平成６年度のオキシデーションディッチ（ＯＤ）法に関する調査（回答処理場数63個所）で、流入量の変動は時間平均に対し時間最大で1.3～2.4倍あった[3]ことが報告されている。そのため７年度は、流入負荷変動が窒素除去に及ぼす影響の検討を行った。

3．2．1　実験方法

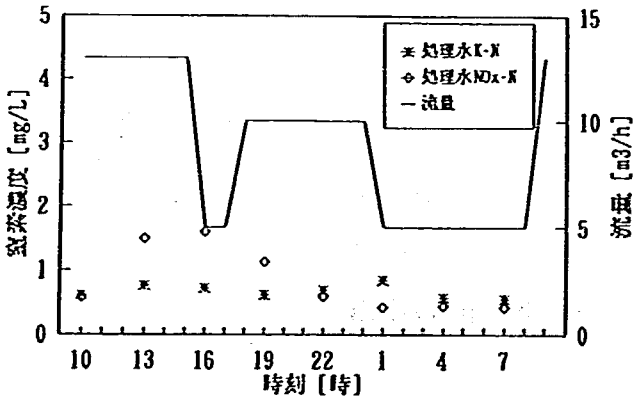
実験施設は平成３～６年度に用いているオキシデーションディッチパイロットプラント[4]である。実験条件を表－１に示す。Run-１とRun-２では、流入条件を同一にし曝気条件の変更した。Run-２とRun-３では、流入条件を変更し曝気条件を同一にした。Run-１・２の流入負荷変動は、時間最大流量が時間平均流量の1.5倍でピーク継続は６時間である。Run-３の流入負荷変動は、時間最大流量が時間平均流量の2倍を朝・夕の２回設け、ピーク継続は１時間である。酸素供給量は、本ディッチで用いている縦軸型エアレーション装置の調査結果[5]から算定した。水質分析用の混合試料は、流入水は流入量比に応じた混合試料とし、処理水は一定量の混合試料とした。

表－１　実験条件

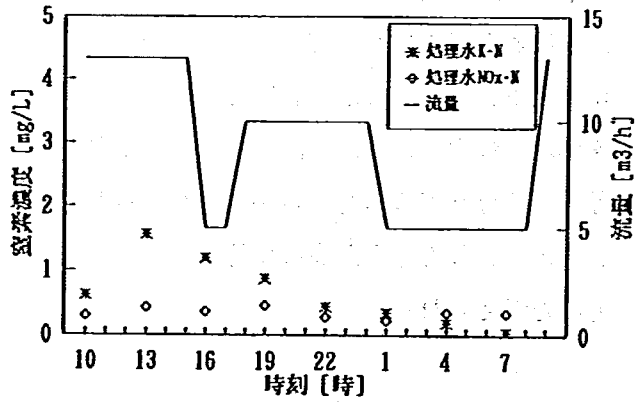
Run	1	2	3
期　間	'95.11/1～11/22	'95.12/11～12/29	'96.2/1～2/22
流入量［m^3/日］	211	211	215
ＨＲＴ［h］	24.6	24.6	24.1
曝気装置運転条件	45rpm*1h+20rpm*1h	50rpm*0.5h+20rpm*1h	50rpm*0.5h+20rpm*1h
酸素供給量［kg-O_2/h］	4.04	3.40	3.39
MLSS［mg/ℓ］	3090～4650	3020～4120	3030～3400
BOD/SS負荷［kg-BOD/kg-SS/日］	0.071～0.107	0.074～0.100	0.050～0.069
水温［℃］	17.8～20.1	14.8～15.7	12.1～14.8
汚泥返送比	0.75	0.75	0.75

3．2．2　流入負荷変動と各態窒素の変化

各Runの流入負荷変動と処理水の各態窒素の関係を図－４、５、６に示す。Run-１は、他のRunより硝化に有利で、脱窒に不利な曝気条件であり、処理水K-N濃度は良好で安定していた。処理水NO_x-N

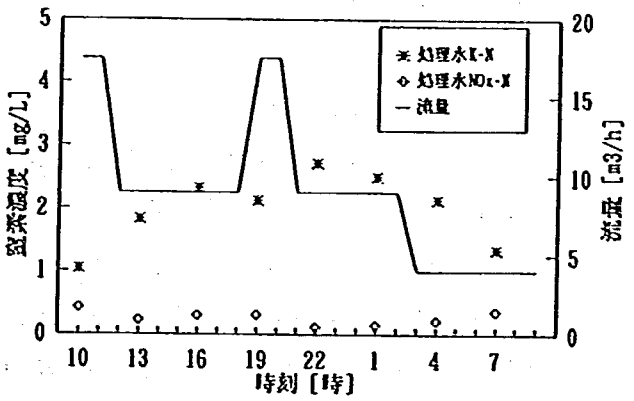


図－４　流入負荷と各態窒素の変化
(Run-1, MLSS=3520mg/l)



図－５　流入負荷と各態窒素の変化
(Run-2, MLSS=3620mg/l)

濃度は高負荷時に若干悪化した。Run-2は、Run-1とは逆に硝化に不利で、脱窒に有利な曝気条件であり、処理水質の時間変動もRun-1と逆の結果となった。ただし、平均的な処理水中の窒素濃度は表－2に示すように両者ともほとんど変わらなかった。Run-3は、Run-2と同じ曝気条件だが、処理水K-Nの残留が見られる。これは、硝化が悪化したものと考えられる。全実験期間中の処理水質については、滞留時間24hで1.5～2倍程度の流入負荷変動においても、一時的高負荷時に若干悪化する程度で、平均すると9割以上の窒素の除去が行えた。曝気条件については、硝化が律速になってしまう場合、生成されるNOx-N量の低下により汚泥の最大脱窒能力が発揮できないことが考えられるため、硝化に有利な曝気条件を設定することが望ましい。



図－6　流入負荷と各態窒素の変化
(Run-3, MLSS=3400mg/l)

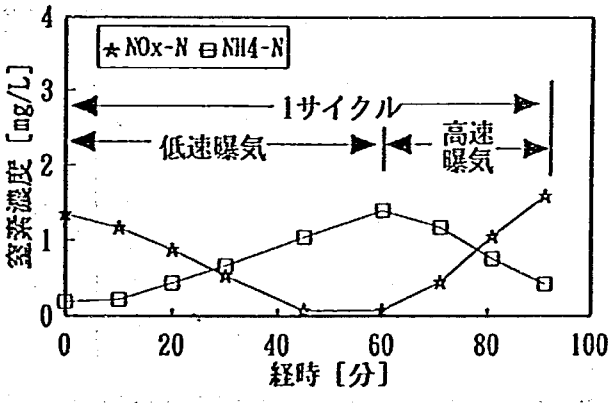
表－2　窒素の収支

Run	流入水	処理水中に流出した分		汚泥中に移行した分	脱窒分
		K-N	NO_x-N		
1	6.19 (100)	0.17 (2.7)	0.19 (3.1)	1.53 (24.7)	4.30 (69.5)
2	6.98 (100)	0.19 (2.7)	0.17 (2.4)	1.68 (24.1)	4.94 (70.8)
3	7.05 (100)	0.44 (6.2)	0.09 (1.3)	1.75 (24.8)	4.77 (67.7)

単位：kg/d, ( )内%

3．2．3　ディッチ内混合液の水質経時変化

ディッチ内混合液の曝気条件1サイクル中のNO_x-NとNH_4-Nの変化を図－7に示す。低速曝気時に脱窒が進行し、高速曝気時に硝化が進行している様子がよく現れている。硝化及び脱窒速度の十分に高まっていない時間帯が、高速及び低速曝気条件の最初にある。このことから、高速曝気時間が短すぎる場合、溶存酸素(DO)がディッチ内で低濃度までしか上昇しないと、硝化効率は悪くなる。また、低速曝気時間が短すぎる場合、DOがディッチ内で無酸素状態にならないと、脱窒効率は悪くなる。つまり、適切なサイクル時間の設定が必要である。ディッチ内の硝化及び脱窒の把握は、高速曝気時のNO_x-Nの変化から硝化速度が求められ、低速曝気時のNO_x-Nの変化から脱窒速度が求められる。この測定により曝気



図－7　ディッチ内混合液の水質経時変化(Run-2)

条件の最適な設定が行える。

3．2．4　MLSS濃度の変動

流入量の負荷変動に伴うMLSS濃度の日間変動を図－8に示す。15分ピッチの混合試料を各時刻の代表サンプルとした。返送汚泥量を一定としているため、流入量の少ない時間帯に終沈からディッチ内に汚泥が移動し、MLSS濃度が上がり、流入量の多い時間帯にMLSSが逆に最終沈殿池に移動し、薄められるかたちになるのがわかる。最終沈殿池への大量の汚泥の移動は汚泥界面の上昇をもたらし、汚泥の流出を招くおそれがある。そのため、最終沈殿池機能への影響の面からも、MLSS濃度の変動を把握する必要がある。下記の式－（1）をM(t)について解くことにより、MLSS濃度を予測することができる。

$$V \cdot dM(t)/dt = I \cdot Q(t) + R \cdot Q_c - (Q + Q_c) \cdot M(t) \qquad (1)$$

ここで、V：ディッチ容量［m^3］

I：流入SS濃度［mg/ℓ］

R：返送汚泥濃度［mg/ℓ］

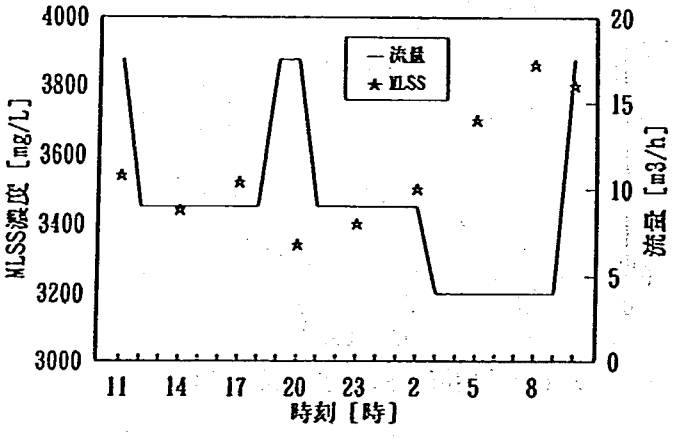
Q：流入量［m^3/h］

Q_c：返送汚泥量［m^3/h］

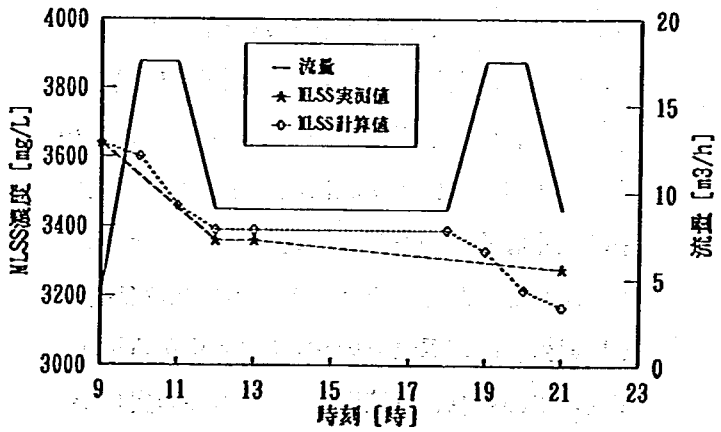
M：MLSS濃度［mg/ℓ］

この計算は、簡便なようにIとRを一定値とした。9～21時のスポットサンプルによるMLSS濃度の実測値と計算値を図－9に示す。21時のMLSS濃度の実測値が3280mg/ℓ、計算値が3170mg/ℓで差異は3.4%であった。

以上のことから、水理学的負荷が一時的に高くなる場合には最終沈殿地へのSS負荷が増大し、汚泥界面が上昇する。そのため、汚泥の引き抜きが必要となるため、MLSSの高濃度化ができず、また、短期間の汚泥のため込み運転しかできなくなる。このことにより、汚泥の維持管理負担の軽減が図れなくなるという問題が生じる。一時的高負荷時のMLSS濃度が窒素除去に必要とされる値を満足しない場合には、良好で安定した窒素除去が行えなくなる。これらの対策には、ディッチから最終沈殿池への一定流量排出装置や、流入量に応じた返送量の制御等が必要になってくる。



図－8　MLSSの日間変動(ｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄｻﾝﾌﾟﾙ)



図－9　MLSSの日間変動(ｽﾎﾟｯﾄｻﾝﾌﾟﾙ)

4．まとめ及び今後の課題

本調査は、安定した栄養塩除去を簡素な管理によって行うことを可能とする処理方法の開発を目的に、平成３年度から７年度まで実施した。本課題は今年度が最終年度にあたる。以下、本調査によって得られた成果を述べる。

①りん除去法に関しては、安価なりん除去剤としてコンクリート廃材、軽量コンクリート及び鹿沼土のりん除去能力を明らかにした。単位容積あたりのりん除去能力は鹿沼土を基準とした場合、コンクリート廃材ではその約３倍、軽量コンクリートでは約２倍であった。しかし、コンクリート廃材や軽量コンクリートによってりん除去を行う場合には、処理水のｐＨが高くなることからその低下対策を講じなければならない課題も生じた。

②藻類を利用した栄養塩の除去に関しては、藻類（*Scenedesmus*）によって下水二次処理水程度の栄養塩を良好に除去できることを明らかにした。しかし、その除去特性は環境要因に左右されることから、最適運転条件についての検討が必要であると考えられた。

③窒素除去に関しては、オキシデーションディッチ法において良好に窒素除去できる運転条件を明らかにした。間欠的な曝気強度の変更により好気時間を短縮し、脱窒速度を向上させられる。しかし、小規模下水道特有の流入負荷変動時には、最終沈殿池において汚泥界面管理の必要性が生じる。そのため、最終沈殿池からの汚泥返送量の制御に関しての検討が必要であると考えられた。

参考文献

1）土木研究所下水道部：“平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集”、土木研究所資料 No. 3294, pp179-192（1994）

2）土木研究所下水道部：“平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集”、土木研究所資料 No. 3374, pp179-192（1995）

3）「技術開発部年報(平成６年度)」日本下水道事業団技術開発部

4）土木研究所下水道部：“平成３年度下水道関係調査研究年次報告書集”、土木研究所資料 No. 3146, pp165-172（1992）

5）建設省土木研究所下水道部・下水道研究室：“オキシデーションディッチ用エアレーション装置の機能調査実験データ集

6．再生水供給施設における水質管理手法に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越真佐司

1．はじめに

再利用の普及拡大と大規模化に伴って、再生水が利用施設に到達するまでの間に水質が劣化し、臭気の発生や外観の悪化を来すことが懸念される。このような再生水質の劣化をあらかじめ防止し、所定の水質の再生水を供給するためには、輸送・貯留の間に生じる水質の変化を把握し、水質劣化防止のための薬剤の注入や、劣化を見込んだ再生処理水質の設定などの対策を講じておく必要がある。本調査は、再生水処理施設から再生水の供給点に至る過程で生じる水質の変化を評価して、これに基づく水質安定化のための手法を明らかにし、処理水再利用の普及・推進に資することを目的として実施するものである。

前年度は、既存の再利用施設における水質の実態調査を実施して、輸送や貯留の過程で細菌の増殖が見られる場合があること、ＳＳ、鉄、色度が若干増加する場合が多いことなどが明らかになった。また、模擬管渠を用いた室内実験にも着手し、初期の結果として、管渠内を流下中に一般細菌が増加することや、管壁に増殖した生物膜のはく離によって再生水の浮遊物濃度が増加することが明らかになった。

本年度は、前年度に引き続いて再利用施設における現地調査と模擬管渠による室内実験を行い、水質変化の実態把握を行うと共に、水質変化の原因についての検討を加えることとした。

2．平成７年度の調査結果

2．1　再生水利用施設における輸送中の水質変化に関する実態調査

下水処理水を水洗用水や修景用水として利用している実際の下水処理水再利用施設において、再生処理施設から再利用施設へ輸送される間の水質の変化に関する現地調査を行った。

2．1．1　現地調査方法

調査の対象は、地方都市における再利用施設を含む６施設で、表１にこれらの施設の概要を示した。前年度と同様に、現地調査は高水温期と低水温期の２回実施した。水質調査地点は再生処理施設からの送り出し地点と、再利用施設の再生水受け入れ地点とした。各地点で、スポットサンプリング、及

表－１　調査対象となった再利用施設の概要

施設名	再生処理方法	移送距離(km)	日平均送水量(m3/d)	再利用目的
A	活性汚泥処理→生物ろ過→ｵｿﾞﾝ処理	2.5	2448	修景用水
B	生物膜処理→急速ろ過→ｵｿﾞﾝ処理	2.1	1300	修景用水
C	活性汚泥処理→急速ろ過→移送後にＵＶ殺菌	12.0	21490	修景用水
D	活性汚泥処理→急速ろ過(前塩素)	1.6	3216	水洗・消雪
E	活性汚泥処理→急速ろ過→ｵｿﾞﾝ処理→塩素消毒	2.7	1120	水洗用水
F	活性汚泥処理→急速ろ過→塩素消毒	0.8	2700	水洗用水

び、一定期間のコンポジットサンプリングによって再生水を採取し、簡易測定器による現地測定を行った。今年度は、採取時だけの特別な現象を除くため、原則として、採取したコンポジットサンプリング試料の一部を分析用試料とした。分析用試料は、冷蔵して分析室に搬送した後、所定の項目についての分析を行った。測定・分析項目及び測定・分析方法は表２に示す通りである。

表 －２　測定・分析項目と方法

項　　目	方　　法
ｐ Ｈ	ガラス電極法
水　温	棒状ｱﾙｺｰﾙ温度計
Ｄ Ｏ	ｶﾞﾙﾊﾞﾆｯｸｾﾙ方式ＤＯ計
電 導 度	導電率計
Ｔ Ｏ Ｃ	燃焼-赤外線分析法
色　度	上水試験方法(比色)
濁　度	〃 (積分球式)
大腸菌群数	下水試験方法(m-Endo)
一般細菌数	〃
残留塩素	o-ﾄﾘｼﾞﾝ比色法
遊離残留塩素	〃

２．１．２　現地調査の結果

現地調査における水質測定値及び混合試料の水質分析値について、夏冬２回の調査の平均値を表３に示した。再生水質は下水処理施設の特性と再生処理プロセスの違いによって異なっているが、それが移送中に受ける水質の変化に与える影響は別途考慮することとして、施設の新旧、季節、及び昼夜の別によって変化の受け方に差異があるか比較した。

表－３ 再生水質と移送後の水質（平均）

施設	A		B		C		D		E		F	
	再生水	移送後	再生水	移送後	再生水	移送後	再生水	移送後	再生水	移送後	再生水	移送後
ｐH	6.71	6.61	7.36	7.24	6.68	6.62	6.99	6.99	7.30	7.31	6.68	6.78
水温(℃)	21.9	21.7	19.7	19.3	21.5	21.2	18.2	18.3	20.7	19.7	21.7	21.6
ＤＯ(mg/l)	9.7	9.9	9.5	9.3	2.5	5.3	8.8	7.1	9.7	8.8	7.7	8.0
電導度(μS/cm)	645	645	594	589	525	524	440	418	1956	2195	528	526
ＴＯＣ(mg/l)	5.1	4.6	16.6	15.9	6.7	6.7	6.4	5.8	7.9	7.8	9.3	6.6
色度(度)	2.5	3.0	12.0	12.0	23.5	22.3	15.0	13.5	7.3	7.3	10.5	12.3
濁度(度)	0.5	0.3	3.1	2.8	0.6	0.5	1.9	1.8	1.3	1.4	0.5	0.5
大腸菌群数(個/100ml)	2.45E+01	6.50E+01	1.04E+04	8.25E+03	1.55E+04	5.70E+02	3.15E+05	6.60E+04	0.00E+00	2.50E+01	1.50E+03	1.13E+00
一般細菌数(個/ml)	1.15E+05	5.64E+04	1.63E+05	1.27E+05	1.02E+05	3.56E+04	2.85E+04	8.70E+03	2.82E+03	2.19E+04	6.25E+04	5.30E+04
残留塩素(mg/l)									3.6	0.9	1.7	1.5
遊離残留塩素(mg/l)									1.8	0.9	0.5	0.3

（１）施設の新旧が移送中の水質の変化に与える影響：　本年度の調査対象施設のうちＥ，Ｆの２施設は利用開始後１０年以上が経過した古い施設であり、塩素消毒が行われている。他の４施設は利用開始後５年以内の新しい施設で、塩素消毒は行われていない。夏季と冬季の２回実施した調査結果から移送前後の水質変化を求め、施設毎の平均値と新旧２群の平均値として表４に示した。表４から、ｐＨと濁度は、新施設では移送中にわずかに低下または減少する傾向であるのに対し、旧施設では

表－４　水質変化量の新旧比較　（新施設、平均稼働後2.4年　旧施設、平均稼働後13.5年）

	ｐH増減	ＤＯ増減 (mg/l)	水温の変化 (℃)	電導度の増減 (μS/cm)	ＴＯＣの増減 (mg/l)	色度の増減 (度)	濁度の増減 (度)	大腸菌群数 (個/100ml)	一般細菌数 (個/ml)
新A	-0.10	0.21	-0.27	-0.38	-0.50	0.50	-0.15	4.05E+01	-5.87E+04
新B	-0.12	-0.23	-0.37	-4.83	-0.70	0.00	-0.25	-2.15E+03	-3.62E+04
新C	-0.07	2.80	-0.30	-1.00	-0.02	-1.25	-0.13	-1.49E+04	-6.64E+04
新D	0.00	-1.66	0.15	-21.88	-0.60	-1.50	-0.15	-2.49E+05	-1.98E+04
新平均	-0.07	0.28	-0.20	-7.02	-0.46	-0.56	-0.17	-6.65E+04	-4.52E+04
旧E	0.01	-0.89	-0.96	228.38	-0.10	0.00	0.10	+	1.91E+04
旧F	0.11	0.34	-0.08	-1.75	-2.73	3.50	0.05	-1.50E+03	-9.51E+03
旧平均	0.06	-0.28	-0.52	113.31	-1.41	1.75	0.08	-7.51E+02	4.77E+03

上昇または増加する傾向であることがわかった。その他の項目では増減傾向の逆転や増減量の明らかな違いは見られなかった。

（2）季節による水質変化の違い：　移送中の水質変化を高水温期（夏季）と低水温期（冬季）で比較し、変化の傾向を、夏季に減少量が大きいか又は増加が抑制される場合と、反対に冬季に減少量が大きいか増加が抑制される場合の２つに類別した。各施設の変化傾向を水質項目毎に分類し、各類の水質項目別該当施設数を表５に示した。表５から、細菌類と残留塩素は、夏季に減少がより大きいか、又は増加が抑制される傾向にあることがわかる。

表－５　季節と水質変化の傾向(箇所数)

	夏減少傾向	冬減少傾向
水温	2	4
DO	3	3
電導度	4	2
TOC	3	3
色度	2	4
大腸菌群数	4	1
一般細菌数	4	1
残留塩素	2	0
遊離残留塩素	2	0

（3）昼間と夜間の水質変化の違い：　C、E及びF施設では昼間の１２時間と夜間の１２時間の２種類の混合試料を作成し、昼間と夜間の水質変化傾向を比較した。これらの施設では夜間に再利用水量が低下し、管内の流量も低下する。また、再生水質が昼間と夜間とで若干異なる場合があった。水質変化の相違が認められたTOC、色度及び一般細菌数について結果を表６に示した。表６によればTOCは夜間の方が減少量が少なく、色度は夜間の方が減少量が大きい場合が多い。一般細菌数は夏、冬共に夜間に減少するか又は増加が抑制される傾向を示した。

表－６ 水質変化の昼夜比較（増減量）

		昼	夜
TOC	E	-0.20	0.00
(mg/l)	C	0.00	-0.05
	F	-3.55	-1.90
	平均	-1.25	-0.65
色度	E	1.00	-1.00
(度)	C	0.00	-2.50
	F	-4.00	0.00
	平均	-1.00	-1.17
一般細菌数	E	5.13E+01	2.53E+04
夏	F	3.00E+04	-6.80E+04
(個/ml)	平均	4.07E+04	-2.14E+04
一般細菌数	E	5.00E+01	-4.40E+02
冬	F	-5.00E+00	-2.00E+01
(個/ml)	平均	2.25E+01	-2.30E+02

（4）再生処理プロセスと再生水質：　表１に示したように、調査対象施設は通常の二次処理に幾つかの付加的な処理が加えられている。処理方式別に、再生水の主な水質と、大腸菌群の内容について表７に示した。大腸菌群の内容は大腸菌群数の試験において、m-Endo培地上に現れたコロニーを、１試料について１０個程度釣菌し、市販の腸内細菌同定用キット（api20E）を用いて種レベルまで同定した結果に基づき、属レベルの構成割合を示したものである。再生水質については処理方式別に、概略以下のような傾向が認

表－７　再生処理方式と水質及び大腸菌群数の内訳

	ろ過のみ	ろ過+消毒	ろ過+オゾン塩素	生物ろ過+オゾン
TOC(mg/l)	6.5	12.9	7.9	5.1
色度 (度)	19.3	11.3	7.3	2.5
濁度 (度)	1.2	1.8	1.3	0.5
一般細菌数 (個/ml)	6.52E+04	1.13E+05	2.82E+03	1.15E+05
大腸菌群数(個/100ml)	1.65E+05	5.95E+03	<1	2.45E+01
大腸菌群の内訳 (%)				
Enterobacteriaceae				
Escherichia	35.5	18.5		7.1
Citrobacter	1.6			28.6
Klebsiella	41.3	40.7	25.0	35.7
Enterobacter	4.8	25.9		28.6
Serratia		3.7		
その他の属	3.2			
Vibrionaceae	7.9			
不明 (同グループ)	4.8	11.1		
他の嫌気性菌			25.0	
好気性菌			50.0	
合計	100.0	100.0	100.0	100.0

められた。すなわち、ろ過処理だけで送水されている施設の再生水は色度が高く、細菌数もかなり多い。最も一般的なろ過処理＋消毒（塩素、又はｵｿﾞﾝ）では、大腸菌群数が低下し、ｵｿﾞﾝ処理では色度も低下していた。ｵｿﾞﾝ処理後更に塩素を注入した場合は、色度、大腸菌群数に加えて一般細菌数も低下していた。通常のろ過処理に替えて生物ろ過を行い、その後にｵｿﾞﾝ消毒を行った場合は、ＴＯＣが色度や大腸菌群数と共に低下していた。なお、今年度の現地調査において、再生水100ml中に大腸菌群が検出されなかったのは、何れも塩素消毒を行っている施設の再生水でｵｿﾞﾝ消毒では大腸菌群不検出までの処理は行われていなかった。

m-Endo培地上に生じたコロニーの市販キットによる同定の結果、再生水中に残存する大腸菌群は、ほとんどが Enterobcteriaceae に属し、代表的な種は、Escherichia、Klebsiella、Enterobacter、及び Citrobacterに属するものであった。なお、ｵｿﾞﾝと塩素による消毒が行われている処理施設の再生水では、大腸菌群として計数するべき特徴を有するコロニーをほとんど生じなかったため、検査対象は大部分が大腸菌群としての特徴を示さないコロニーとなった。そのため、75%は他のグループに属する嫌気性菌や好気性菌という結果になっている。それ以外の処理方式で処理されている再生水では、処理のレベルが上であるほどEscherichia属 が減少し、Enterobacter属 等の割合が増加するように見える。また、Klebsiella属 は Escherichia属 より処理レベルの向上に伴う減少が小さくなっている。移送中の菌種の変化について、表８に大腸菌群が検出された４施設を総合した結果を示した。移送中に属の構成に大きな変化は生じていないが、傾向としては、Escherichia と Citrobacter が減少し、Serratia や不明菌の検出が増加している。

表－８ 細菌種の移送中の変化（%）（直接試料）

		供給元	移送後
Enterobactericeae	Escherichia	32.3	20.0
	Citrobacter	9.7	0.0
	Klebsiella	41.9	40.0
	Enterobacter	9.7	13.3
	Serratia	0.0	10.0
	他の属	0.0	3.3
不明（同グループ）		6.5	13.3
Total		100.0	100.0

（５）前年度調査結果との違い：　スポットサンプリングによって行った前年度の調査では、塩素消毒が行われていない再生水で移送中の大腸菌群の増加、色度の微増を示した場合が多かったが、コンポジットサンプリングを併用した本年度の調査では、必ずしも同様の傾向を示していない。２回の調査結果の平均値を示した表３によれば、大腸菌群数は移送中に減少している場合が多く、色度の増減には一定の傾向が見られない。その他の項目については概ね前年と同様の結果であった。

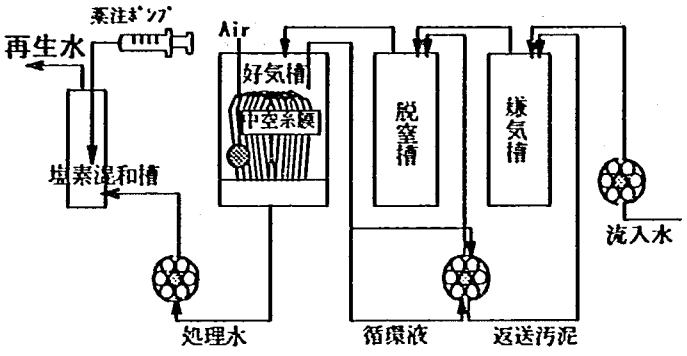
２．２　再生水質の移送中の変化に関する室内実験

現地調査では調査期間が短いため、得られた結果が一時的な要因によって左右される可能性が高い。そこで、実際の移送環境に近い安定した条件で実験を行い、管渠内で生じている現象の理解を深めると共に水質変化を制御する手法の検討を行っている。

２．２．１　実験方法

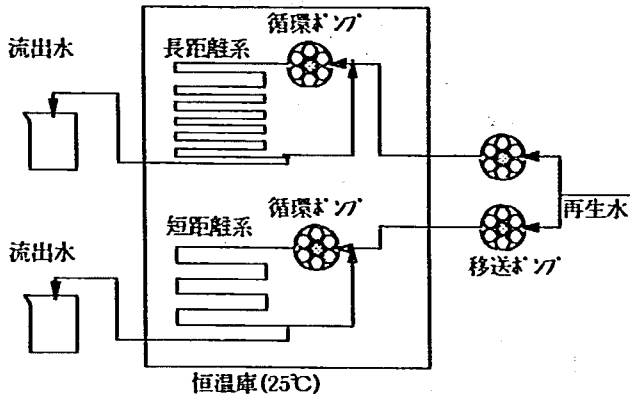
実験では、図１に示す膜分離活性汚泥処理実験装置の処理水を模擬再生水（以下、再生水という）として、図２に示す移送管路模型実験装置に供給し、管路内を一定の流速で循環させた後グローブポ

ックス内の貯留ビーカ内に排出させ、これを移送後の再生水（以下、流出水という）とした。再生水と流出水の水質を分析し、その差を移送による水質の変化とした。水質分析項目はＴＯＣケルダール性窒素（以下Ｋ－Ｎ）、（硝酸＋亜硝酸）性窒素（以下ＮＯｘ－Ｎ）、色度、大腸菌群数及び一般細菌数である。分析方法は窒素関係が自動比色分析計による他は現地調査の場合と同一である。



図－１　膜分離活性汚泥実験装置

模擬管渠は２系列あり、本年度の検討実験でも昨年度と同様に内径１．５ｍｍのシリコンゴムチューブを用い、移送距離が２倍異なる場合について検討した。模擬管渠への移送水量は再生水を供給するポンプ流量の調整によって設定したが、活性汚泥装置からの再生水量が不足する場合があり、平均的な移送流量はポンプ運転時間と貯留ビーカに排出された水量から計算した。なお、年度途中から、膜分離活性汚泥法の処理水排出ポンプと模擬管渠への移送ポンプを連動させて新鮮な処理水が常に供給されるように装置の改造を行った。また、年度後半には次亜塩素酸ナトリウム溶液の連続定量注入が処理水排出ポンプと連動して行われるように更に改造を行った。主な実験条件は表９に示すとおりである。



図－２　移送管路模型実験装置

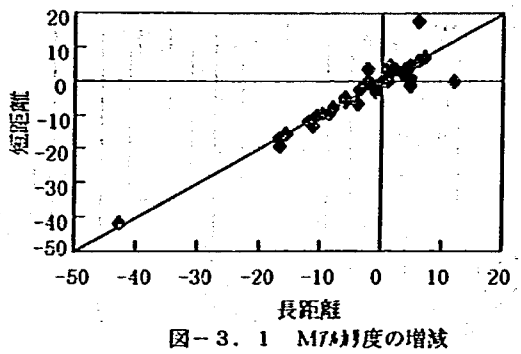
表－９　移送実験条件

模擬管渠の条件		送水水質（平均）	
送水量（平均）	0.75 l/日	M7ｳｲﾙｽ濃度(ｍg/l)	68.3
循環流量	18 l/日	ＴＯＣ　(ｍg/l)	10.3
管路材質	ｼﾘｺﾝｺﾞﾑ	Ｋ－Ｎ　(ｍg/l)	2.9
管径	3ｍｍOD×1.5ｍｍID	NOx-N　(ｍg/l)	10.7
循環部管路長	Ａ系　40ｍ	色度　(度)	33
	Ｂ系　20ｍ	大腸菌群数	4.61
循環部滞留時間	Ａ系　135分	(個/100ml)	×10¹
	Ｂ系　67分	一般細菌数	1.06
循環部温度	25 ℃	(個/ml)	×10⁴
流出水貯留時間	３ ～ ４ 日	ｐＨ	7.7

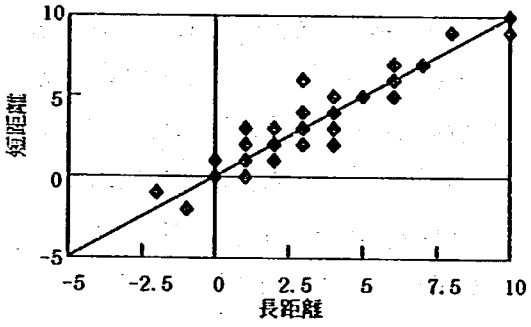
２．２．２ 実験結果及び考察

実験結果を図３に示した。図３は各水質項目について模擬管渠流出水と再生水の差を示したもので、横軸は移送距離が長い場合、縦軸は移送距離が短い場合の増減量である。＋は移送中に水質分析値が増加したことを、－は減少したことを表し、移送距離による違いがない場合は図中の直線上にプロットされる。

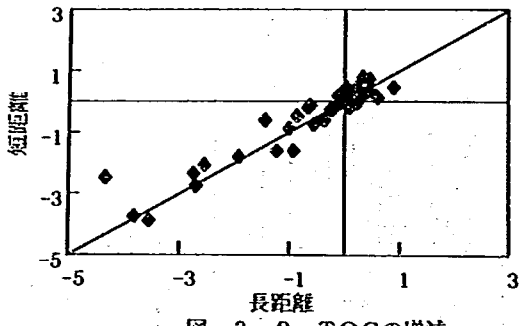
移送中に増加する傾向が明らかなのは、ｐＨ、色度、ＮＯｘ－Ｎであり、減少する傾向が明らかなのは、ＴＯＣ、M7ｳｲﾙｽ及びＫ－Ｎであった。また、大腸菌群数は減少の場合が多いが増加する場合も相当数存在した。大腸菌群数が増加する場合は、プロットの分布の傾きが小さくなることから判る



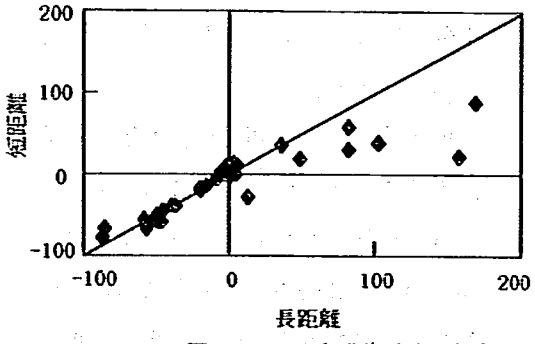
図－３．１　M7A濁度の増減



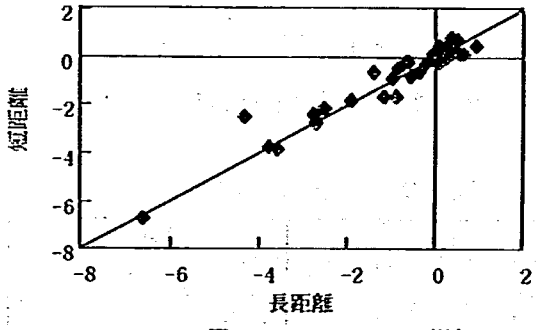
図－３．５　色度の増減



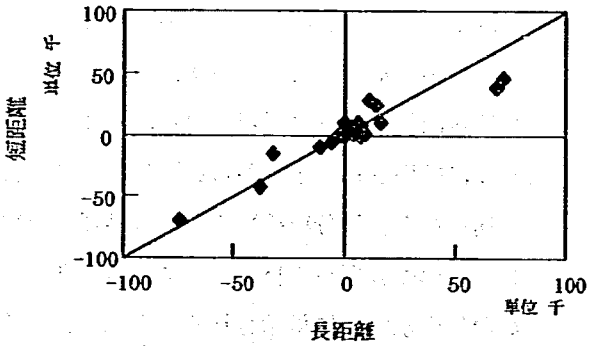
図－３．２　ＴＯＣの増減



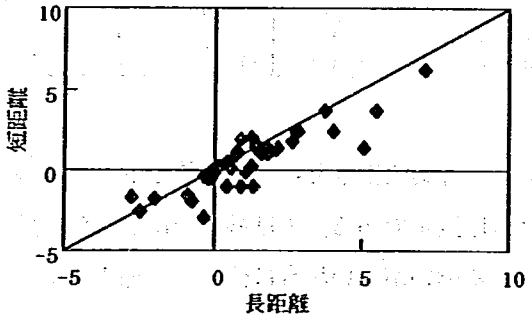
図－３．６　大腸菌群数の増減



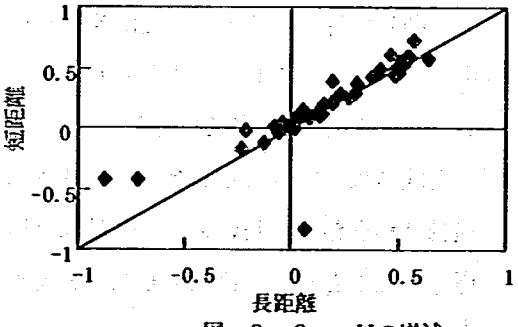
図－３．３　Ｋ－Ｎの増減



図－３．７　一般細菌数の増減



図－３．４　ＮＯｘ－Ｎの増減



図－３．８　ｐＨの増減

図－３　模擬管渠移送中の水質変化

ように、移送距離の長い方が増加量が多かった。一般細菌数は両方の場合が存在するが、どちらかといえば増加する場合が多かった。

大腸菌群数が増加する場合を除き移送距離の違いは顕著ではないが、移送中に減少する傾向が明らかになった項目では、移送距離の長い方が減少量の多い傾向を示し、ＮＯｘ－ＮはＫ－Ｎの変化に対応して移送距離の長い方が増加量が多い傾向を示した。

先に述べたように、今年度は次亜塩素酸ナトリウムの注入が連続的に定量注入できる様に装置の改造をおこなった。改造後に、有効塩素の注入濃度として、0.1から1㎎/lまでの４段階で連続注入実験を行ったが、何れの注入濃度でも、塩素注入を行わなかった場合と比較して移送中の水質に変化について、細菌数の増減量を含めて明確な改善は得られなかった。

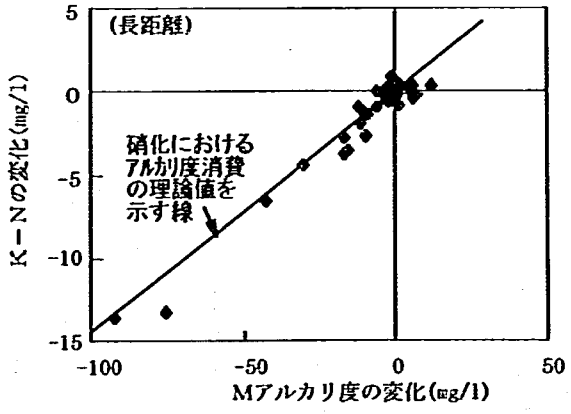
２．３　移送中の再生水質の変化の原因に関する考察

移送中の水質変化のうち、室内実験で認められたＫ－Ｎ及びM7ｱﾙｶﾘ度の減少とＮＯｘ－Ｎの増加は、移送管の中で生物学的な硝化が生じたことを示唆している。図４は室内実験における移送中のＫ－Ｎの変化とM7ｱﾙｶﾘ度の変化との関係を示したもので、Ｍアルカリ度の消費が主としてＫ－Ｎの硝酸化によるものであることがわかる。

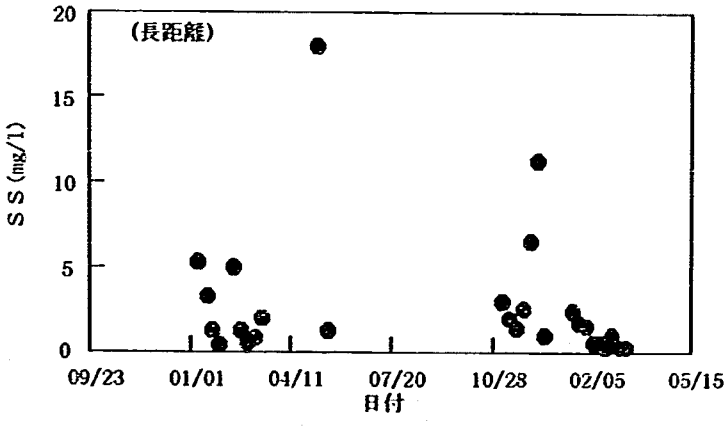
現地調査を行った何カ所かの施設で認められ、室内実験の結果でも認められたＴＯＣの減少は、従属栄養生物の作用によるもの、ｐＨの増加は微生物活動の結果としてM7ｱﾙｶﾘ度が消費されたことによるもの、色度の増加は微生物の活動により排出された代謝産物によるもの等と考えられる。しかし、各因子間にＫ－ＮとM7ｱﾙｶﾘ度の間の関係のような明らかな相関関係は見出せなかった。

現地調査の新旧施設の比較において、旧施設では移送中に濁度が増加する傾向が見られた。一方、室内実験では模擬管渠の内面に褐色の生物膜の付着が観察され、これらの剥離物が浮遊物として流出している。図５は室内実験における流出水中の浮遊物濃度の経時変化を示したもので、剥離の生じた場合だけＳＳが計測されるため、濃度変動が激しい。実際の施設でも長期の使用中に管壁などに生物膜が増殖し、これらが少しずつ剥離することが濁度増加の原因になっているものと推測される。

また、一般細菌の消長について実施設では、昼間より夜間、冬季より夏季の方が減少したり増加が抑制されている場合が多い結果となっている。何れも再生水中の有機物濃度が低い場合であり、一般細菌の増減は残留している有機物に影響されているものと考えられる。



図－４　Ｋ－Ｎ変化量とアルカリ度の変化量



図－５　移送後の再生水ＳＳ

3．まとめと今後の課題

再生水の移送中の水質変化について今年度の調査によって明らかになったことは次の通りである。

（1）消毒のために注入された塩素は水温の高い夏季の方が速やかに消費される。

（2）再生水中に残留している大腸菌群や一般細菌の移送中の消長は、必ずしも一定の傾向を示さないが、減少する場合の方が多く、夏季の方が減少の傾向が強い。また、一般細菌数を低く保つには相当強い消毒と十分な残留塩素の保持が必要である。

（3）再生水中に残留している大腸菌群を構成するのは主にEscherichia属、Klebsiella属、Enterobacter属であり、その構成は移送後も大きく変化しない。

（4）再生水の濁度の増加や色度の増加は微生物の活動によるものと考えられ、微生物は管壁に付着して生育しているものと考えられる。

（5）室内実験ではＫ－Ｎの硝化によるｱﾙｶﾘ度の消費とＮＯｘ－Ｎの増加が認められた。

（6）膜分離活性汚泥法による再生水に対して１mg/lまでの塩素注入は一般細菌数の制御等の効果を示さなかった。

以上の結果に基づき次年度以降は水質変化の原因となっていると考えられる移送管壁面の生物膜とその制御手法について検討を加えて行く予定である。

7．再生水の消毒に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越真佐司
研　究　員　諏訪　　守

1．はじめに

近年、生活様式の高度化に伴い、水需要の増大や異常気象による渇水問題がクローズアップされてきている。このような背景から下水処理水の水資源としての有効利用が注目されており、我が国で発生する下水処理水の約１％にあたる0.81億m^3（平成５年度）が工業用水、修景用水等として現在再利用されている[1)]。また、下水処理水は都市域における安定した供給源でもあるため、これからの需要の増大が予想される。

現在、下水処理水を環境水中に排出する際には、消毒などによって大腸菌群数を3000個／㎖以下に削減することが定められている。しかし、現行指標が定められた頃と比較すると病原微生物に関する知見が一段と拡大した現在、下水処理水の直接再利用が行われるようになった状況なども考慮して、その妥当性について他の病原微生物等との対比によって改めて検討すべきであると考えられる。特に多くの感染症の病原体と考えられるウイルスの指標として、何が適当な指標となるかについては十分な調査・研究が必要である。下水中には様々なウイルスが存在すると考えられるが、現在検出可能とされているウイルスは、腸管系ウイルスのアデノ、レオ、ポリオ、エコー、コクサッキー、ロタウイルス等である。これらのウイルスの下水中の濃度については、一部の地方公共団体の衛生研究所等で測定がなされているが、現時点では極めて限られたデータであり、定量性も十分でない。そこで改めてデータの蓄積が望まれるが、取り扱いの安全性、専門的技術を必要とすることなどにより特定の分析機関でしか計測できないのが現状である。そこでウイルス代替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。バクテリオファージが下水処理を含めた水系において腸管系ウイルスとどの程度その挙動を同じくするかは、未だ十分解明されていないようであるが、腸管系ウイルスの研究手法として大いに注目されている。

また、従来の消毒技術である塩素消毒法は、その効果において我が国の水域の衛生学的安全性を十分守ってきた技術であるが、再生水が高度に大量に利用される施設においては、塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。

このため、本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、利用目的別に最適な消毒法を検討し、塩素消毒法の見直しを計るとともに、ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

2．平成６年度までの調査

６年度に行った調査結果を以下に示す。

① ウイルス代替指標として有望視されているファージは、塩素、紫外線、オゾン消毒法に対し大腸菌やポリオウイルスなどよりも消毒耐性が高いと考えられたが、実際の下水処理水中での消毒効果やその阻害の程度が把握されていないため、今後それらの検討を行う必要があると考えられた。

②下水処理場における実態調査結果から、各処理プロセスにおける大腸菌群などの細菌群やファージの除去効率が明らかとなった。一次処理における大腸菌群などの細菌群の除去効果は概ね平均で50～70%の範囲内であるが、ファージについてはその除去効果はあまり期待できない。二次処理における細菌群とファージの除去率はほとんど同一であり、またどちらもその除去効率が安定していた。塩素消毒におけるファージの耐性は細菌群と比較すると高いものであり、腸球菌群においても大腸菌群などと比較すると若干塩素耐性が高いことがわかった。また、二次処理水中、放流水中にはファージが比較的多く存在しており、消毒プロセスにおいてその消長を把握する上で、消毒指標として利用できるのではないかと考えられた。

③消毒指標としてのファージの適用性に関する検討として、下水高度処理水中での消長調査を行った。その結果から有機物濃度の比較的低く、また無菌状態とした高度処理水中では、Ｑβファージ、Ｔ4ファージとも急速な濃度減少は現れていない。また、宿主菌存在下においてその菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼさないことがわかった。

3．平成７年度における調査

平成７年度は、水中におけるウイルスの迅速かつ高感度に検出する手法の検討、さらには、水中の原虫類の測定法に関して検討を行った。

3.1 ウイルスの迅速かつ高感度に検出する手法の検討

近年、水中のウイルスに関しての調査・研究事例の報告が数多く見受けられるようになった[2)]。これは、水中ウイルス検出技術の研究・開発が進展してきているとともに下水処理水を再生水として高度に利用する上で衛生学的安全性への関心の高まりであると考えられる。しかし、下水中からのウイルス検出技術に関しては現在確立されたものがないために、定量的データを得られるまでには至っていない。また、ウイルスを検出する際には、細胞の組織培養など複雑な操作があるために分離・検出までには長時間を要するなどから再生水の衛生学的安全性の管理に関しての問題点も生ずると考えられる。このため、再生水の衛生学的安全性の向上を計るためには下水中のウイルスを迅速かつ高感度に検出する手法の開発が望まれるものと考えられる。よって、下水中のウイルスを迅速かつ高感度に検出する手法の開発を目的に以下に示す検討を行った。検討内容としてはＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法（ＥＬＩＳＡ）についてウイルス検出効率の把握を行った。

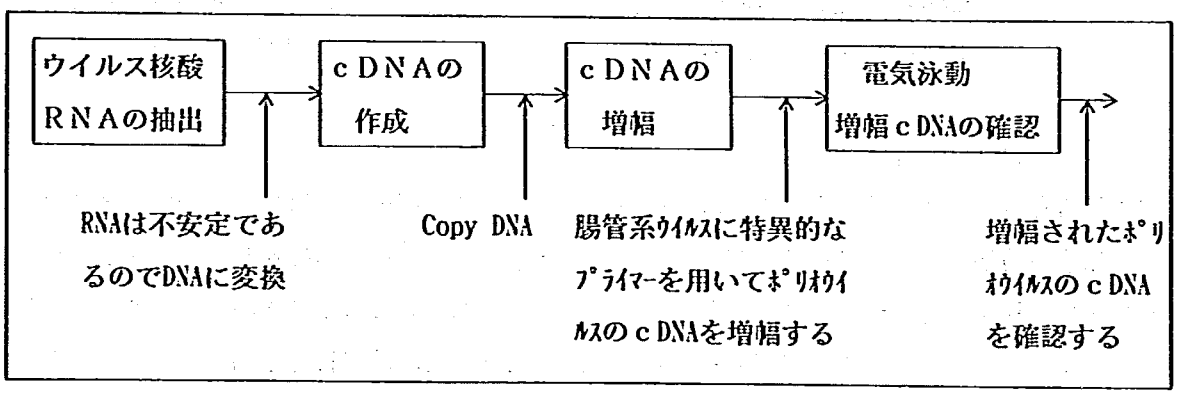
1）ＰＣＲ法

ＰＣＲ法は微生物等の培養を行うことなくモニタリングしようとする遺伝子を高感度かつ短時間で検出できる方法とされている。すなわち、腸管系ウイルスが共通に保有している遺伝子をターゲット

として、その遺伝子をプライマーを用いて増幅させウイルスの存在を確認するものである。組織培養法では、ウイルスを検出するまでの時間が約１～２ヶ月を要していたが、ＰＣＲ法では約２日間で行える。

1)-1 実験方法

図－１にＰＣＲ法のフローチャートを示す。実験には、モデルウイルスとしてポリオⅠ型、Ⅱ型、Ⅲ型を使用し、ウイルスの増殖にはHeLa細胞を用いた。ウイルスによるＣＰＥを確認後、この細胞を３回凍結融解し、1,000rpm・10分間遠心処理をし、この上澄液をさらに10,000rpm・10分間遠心処理を行い、細胞由来雑居物を除いた。この上澄液に15％ショ糖溶液を重層した後、100,000rpm・２時間遠心処理を行い、この沈殿物に200μℓのＴＥ緩衝液を添加し溶解したものを精製ウイルスとして用いた。



図－１　ポリオウイルスＰＣＲ法のフローチャート

1)-2 プライマーの有効性

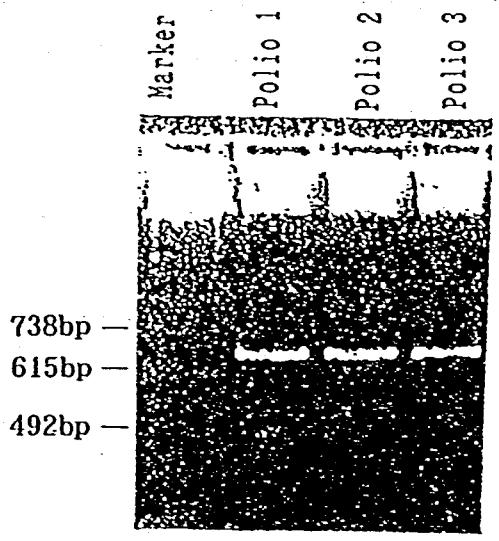
ポリオウイルスのｃＤＮＡを増幅させるためのプライマーOL24、OL68-1の有効性を確認するため精製したウイルスを検体とし、ＲＮＡ抽出→ｃＤＮＡ化→ＰＣＲ増幅(25ｻｲｸﾙ) を行い、増幅産物を電気泳動にかけ目的とする約650ｂｐのバンドの確認を行った。その結果を図－２に示す。ポリオウイルスⅠ型、Ⅱ型、Ⅲ型とも目的とする約650ｂｐのバンドが現れていることから、本実験で使用するプライマーの有効性が確認された。

1)-3 ＰＣＲ法のウイルス検出感度

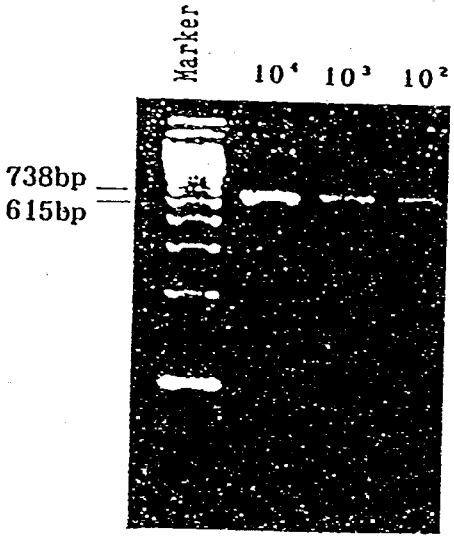
初期ウイルス量の違いによる検出感度の検討を実施した。検討結果を表－１及び図－３に示す。ポリオウイルスⅠ型、Ⅱ型、Ⅲ型とも10^2PFU/mℓまでは目的とするバンドの確認が行えたが、それ以下のウイルス濃度については確認できなかった。よって、現時点においてＰＣＲ法は、迅速にウイルスの存在を確認できるかもしれないが、存在を確認できる量すなわち検出限界値は10^2PFU/mℓ濃度であると考えられた。

表－１　ウイルスの検出感度

ｳｲﾙｽ量	10^4	10^3	10^2	10	1
ﾎﾟﾘｵⅠ型	陽性	陽性	陽性	陰性	陰性
ﾎﾟﾘｵⅡ型	陽性	陽性	陽性	陰性	陰性
ﾎﾟﾘｵⅢ型	陽性	陽性	陽性	陰性	陰性



図－2　ﾌﾟﾗｲﾏｰの有効性



図－3　PCR法の検出感度

2）酵素結合免疫吸着法

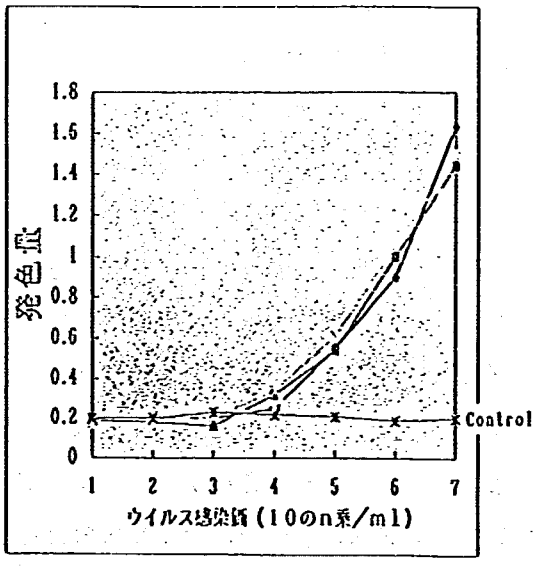
酵素結合免疫吸着法（ＥＬＩＳＡ）は、抗原抗体反応と酵素反応とを組み合わせてウイルス等の抗原を検出する方法である。ＰＣＲ法ではウイルス遺伝子の検出を行うのに対し、ＥＬＩＳＡ法ではウイルス蛋白の検出を行いウイルスの存在を確認するものである。ＥＬＩＳＡ法もウイルスを検出するまでに要する時間は約３～４時間であり、ＰＣＲ法と同様、短時間で行える利点を有している。

2)-1 実験方法

実験に使用したウイルスはポリオウイルスⅠ型である。プラスチックマイクロプレート内にウイルスが結合しやすいよう抗体を吸着させ、これにウイルス抗原を加え固相化した抗体と結合させる。さらに、アルカリフォスファターゼ結合抗体を加えウイルス抗原と結合させた。これに酵素基質を加え発色させ、その発色量よりウイルスの存在を確認した。

2)-2 酵素結合免疫吸着法のウイルス検出感度

酵素結合免疫吸着法によるウイルス検出感度の実験結果を図－４に示す。ウイルス濃度を10^{1}～10^{7}PFU/mℓの範囲で実験を行ったが、明らかにコントロールとの差が現れているのは10^{4}PFU/mℓからで、それ以下の濃度についてはコントロールとの発色量の違いが生じていない。よって現時点において酵素結合免疫吸着法は、迅速にウイルスの存在を確認できるかもしれないが、存在を確認できる量すなわち検出限界値は10^{4}PFU/mℓ濃度であると考えられた。



図－4　ELISA法の検出感度

以上の検討から、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法（ＥＬＩＳＡ）についてのウイルス検出効率の把握を行

った。上記ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法の２手法とも迅速にウイルスの検出が行えるが、その検出限界値が各々10^2～10^4PFU/mℓ濃度であることから、現時点においては組織培養法との併用が望ましいと考えられた。すなわち、組織培養法によってウイルスを検出した後、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法でそのウイルスを同定すれば現時点よりも迅速にウイルスを測定できる。

3.2 原虫類(クリプトスポリジウム、ジアルジア)の検出について

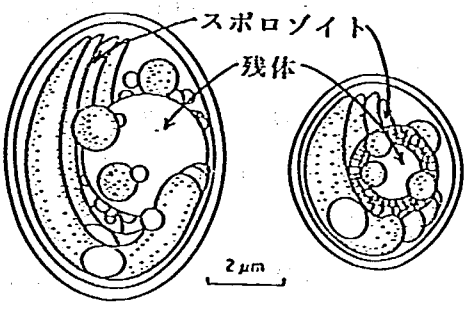
先にも述べたとおり現在、飲料水、下水処理水、再利用水等において、その衛生学的基準は大部分が大腸菌群数によって定められている。しかし、病原微生物に関する知見が拡大してきている現在、下水処理水の直接再利用が行われるようになった状況も考慮して、その妥当性について他の病原微生物等との対比によって改めて検討すべきであると考えられる。

特に腸管系ウイルスや、原虫等のシストやオーシストによる水系感染症が近年クローズアップされてきているようであり、神奈川県下で発生したクリプトスポリジウムによる集団感染などは記憶に新しい[3]。また、水中の病原微生物の検出技術の向上に伴って、アメリカなどでの水系感染症の発病要因は1960年代には皆無であったウイルス、原虫等が近年大きなウエイトを占めるようになっている[4]。

わが国においては水中からの腸管系ウイルス等の調査事例が報告されているのみで、原虫等の調査例は皆無である。このため、本報告では水中の原虫類（クリプトスポリジウム、ジアルジア）の測定法について検討を行った。

3.3 原虫（*Cryptosporidium*及び*G. lamblia*）について[5) 6) 7)]

*Cryptosporidium*は胞子虫綱のアイメリア亜目に属する原生動物の一種で近縁性のものに戦争イソスポーラ、トキソプラズマがある。参考までに*Cryptosporidium*のオーシストの模式図を図－５に示す。*Cryptosporidium*という原虫に感染・発病すると、クリプトスポリジウム症になり激しい下痢と腹痛を起こす。免疫力の低いＡＩＤＳ患者等の日和見感染症として注目されているが、健康な人が感染しても１～２週間に及ぶ激しい下痢を起こし、入院加療を要する場合もあるとされる。また、成人よりも小児の方が感染率が高いとされる。通常、人に感染するのは*C. parvum*という種であるが、人以外にもウシ、ブタヒツジ、イヌ、ネコ、ネズミなどにも寄生する。*C. baileyi*はニワトリに寄生性のものであるがＡＩＤＳ患者にも感染した例、また、ウシやネズミから分離された*C. muris*などはＡＩＤＳ患者等の免疫力の低い人には感染する可能性があるとされている。尚、これら*Cryptosporidium*のオーシストの大きさは*C. parvum*で直径4.5～5.5μmの類円形、*C. baileyi*で平均4.5～6.2μm、*C. muris*は7～9×6μmの楕円形である。



左：*C. muris*　右：*C. parvum*

図－５　オーシストの模式図

一方、*Giardia*は動物鞭毛虫綱のジプロモナス目に属する原生動物の一種である。ヒトをはじめとする哺乳類、鳥類、爬虫類に寄生する。大きさは12～15×6～8μmとされる。*Giardia*に感染・発病するとジアルジア症を起こし、下痢等の症状を示す。その他食欲不振、胆嚢炎様症状、肝機能異常値などを

示すことが多いとされる。*Cryptosporidium*と同様に成人よりも小児の方が感受性が高いとされる。

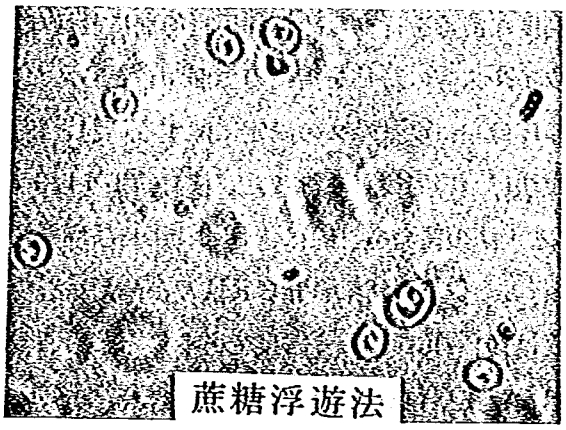
3.4　検出方法の検討

検出方法は、*Cryptosporidium*のオーシスト（*Cryptosporidium*の被のうした殻合体）、*Giardia*のシスト（*Giardia*の被のうした細胞）とも間接蛍光抗体法[8]（HYDRO-FLUOR™-Comboキット, ENSYS INC.）により検出を行った。4～6 μmの青リンゴ色の蛍光を発した円形のものをオーシスト、長径10～14 μm×短径7～10 μmの青リンゴ色の蛍光を発した楕円形のものをシストとして推定した。さらには、簡易な検出方法として*Cryptosporidium*のオーシストでは蔗糖浮遊法、抗酸染色法の2手法ついて、*Giardia*のシストについてはホルマリンエーテル法でシストを集積させた後ヨード染色を行う1手法（以下ヨード染色法という）について実施した。

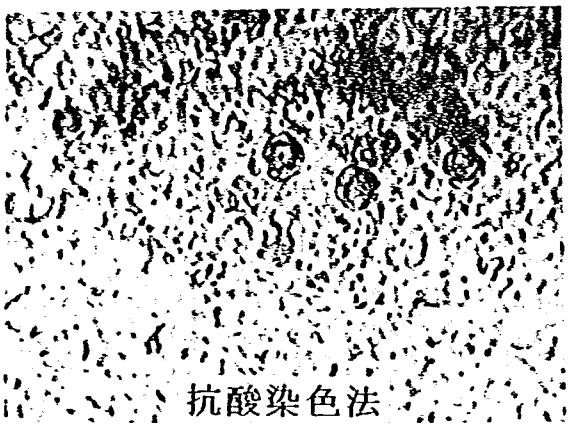
3.5　検出結果

予め原虫株の含まれた検体について、上記各検出手法により検出を試みた。写真－1は、蔗糖浮遊法によって検出した*Cryptosporidium*のオーシストである。ショ糖浮遊法によりオーシストを集積したものは白く輝き、オーシスト中に顆粒の存在が見られる。白く輝き顆粒の存在がオーシストの特徴とされる。写真－2は、ショ糖浮遊法によって集積したオーシストを抗酸染色したものである。抗酸染色したものはオーシスト壁が染まるのではなく内部のスポロゾイトや残体が明るい赤色からピンク色に染まる。細菌や酵母などは青く染色されてしまうとされる。写真－3は、オーシストを間接蛍光抗体法により蛍光染色させたものである。青リンゴ色の蛍光を発するのが特徴である。写真－4は、*Giardia*のシストをホルマリンエーテル法により集積しヨード染色（以下ヨード染色法という）したものである。*Cryptosporidium*のオーシストよりも大型である。写真－5は、*Giardia*のシストを間接蛍光抗体法により蛍光染色させたものである。*Cryptosporidium*のオーシスト同様に青リンゴ色の蛍光を発するのが特徴である。以上、どの検出手法においてもオーシスト及びシストの存在を確認できるが、実際の下水等でシスト及びオーシストを測定する際、間接蛍光抗体法では、*Cryptosporidium*のオーシスト、*Giardia*のシスト用の抗体液を使用し蛍光発色させるため、他の検出手法と比較して検出されたオーシスト、シストの確実性が高い利点を有すると考えられる。しかし、蛍光染色させるための抗体液や蛍光観察するための落射蛍光顕微鏡等の装置が必要である。

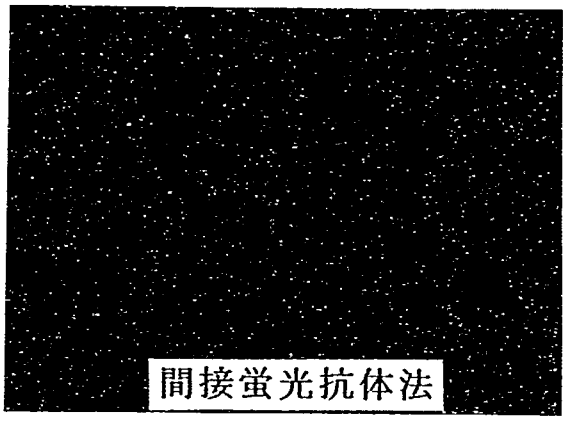
一方、簡易な検出手法の蔗糖浮遊法、抗酸染色法、ヨード染色法では、オーシスト及びシストと推定されるものが検出された場合とされない場合があった。蔗糖浮遊法やヨード染色法では前処理を行ったサンプルをごく少量しか検鏡できないことや、抗酸染色法ではスライドガラス上に塗抹したサンプルが染色処理を行う際、剥離している可能性等があると考えられる。一方、間接蛍光抗体法では一定量のサンプルをろ過しフィルター上にシスト及びオーシストを捕捉させるため、他の検出手法より検出限界値が低いことから安定した検出結果が得られたと考えられる。



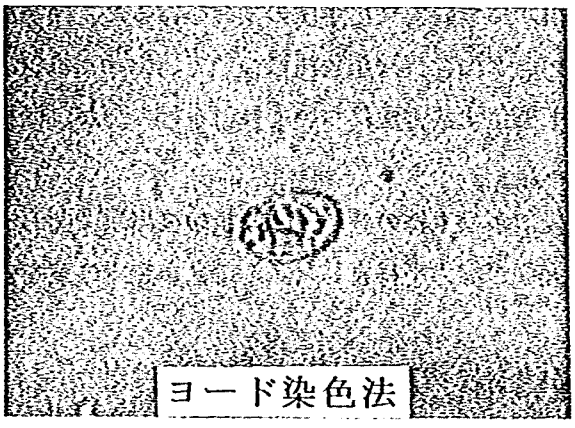
写真－１



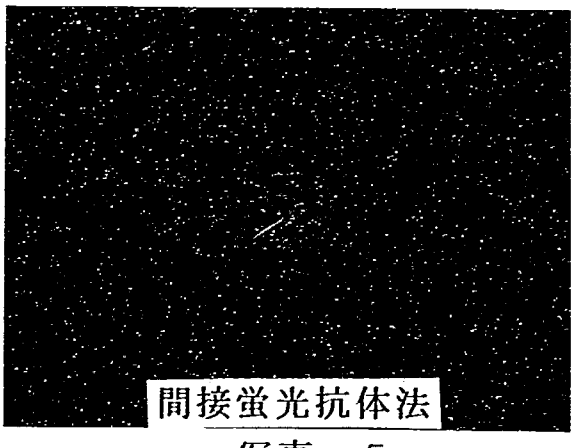
写真－２



写真－３



写真－４



写真－５

4．まとめ

本調査は、下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、利用目的別に最適な消毒法を検討し、塩素消毒法の見直しを計るとともに、ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。７年度は主にウイルスの測定に関する検討と新たな水中の病原体として注目されてきている原虫類の測定法について検討を行った。検討結果を以下に示す。 ①下水中のウイルスを迅速かつ高感度に検出する手法の開発を目的に、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法(ELISA)についてウイルス検出効率の把握を行った。その結果、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法はウイルスを迅速に検出できるが、その検出感度は10^2～10^4PFU/mℓ濃度であることから、現時点においては組織培養法との併用が望ましいと考えられた。すなわち、組織培養法によってウイルスを検出した後、ＰＣＲ法及び酵素結合免疫吸着法でそのウイルスを同定すれば現時点よりも迅速にウイルスを測定できる。

②新たな水中の病原体として注目されてきているクリプトスポリデジウム及びジアルジアの２種類の原虫類について検出手法の検討を行った。簡易な検出手法として、*Cryptosporidium*のオーシストでは蔗糖浮遊法、抗酸染色法について、*Cardia*のシストの検出ではホルマリンエーテル法により集積しヨード染色する方法について検討を行ったが、間接蛍光抗体法に比較して安定した検出結果が得られなかった。

最後に、原虫株の分与及び原虫の検出法に関して大阪市立大学医学部医動物学教室 井関基弘博士には多大なご協力を得ました。ここに、感謝の意を表します。

5．参考文献

1) 建設省都市局下水道部監修、日本の下水道、平成７年
2) 例えば、矢野一好ら、「ｾﾙﾛｰｽ吸着・凝集法による環境水からのウイルス検出状況」第30回 日本水環境学会年会講演集（平成８年）
3) 例えば、神奈川新聞 （1994.9.7）
4) （社）水環境学会、水中健康関連微生物シンポジウム講演集 （1995）
5) 図説人体寄生虫学、改訂第４版、南山堂
6) NEW 寄生虫病学、南江堂
7) 井関基弘、「クリプトスポリジウム症」、臨床と微生物 Vol.20 No.6 1993
8) Federal Register Vol.59.No.28 (1994)

8．下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　鈴木　　穣

1．はじめに

下水処理場は、水質汚濁防止施設として、良好な処理水質を得ることを主目的としている。しかし、下水処理場は、エネルギーを使用して、流入する物質を汚泥や排気ガス等に変換する、いわば物質の変換システムでもある。下水処理場の評価基準が、消費エネルギー、排出ガス、資源の有効利用、水環境に与える影響等と多様化してきていることから、これらの評価基準のもとに下水処理システムを最適化し、環境に対する負荷を最小にする必要がある。

2．研究の目的および方法

本研究は、多様な評価基準に対して最適な下水処理・資源回収システムを提示することを目的とする。そのため、本研究ではまず、下水処理場に対する要求を、処理水、汚泥、エネルギー、排出ガスについて整理するとともに、既存の下水処理場における物質フローとエネルギー消費構造を調査する。これにより、下水処理場における要素プロセスおよび全体システムに関しての入・出力特性を把握するとともに、多様な観点からプロセスおよびシステムの評価を行う。この結果を受けて、システムの改良を目的として、要素プロセスの改良および開発、要素プロセスの組み合わせ法の検討を行い、要求されるタイプごとに最適なシステムを提示する。提示されたシステムについてはライフサイクルアセスメントを行い、システムの製造段階から維持管理までの長いスパンでの評価も行う。また、社会生活の変化に伴って起こりうる、あるいは政策的誘導によって生じうる流入下水条件の変化も想定し、対応するシステムについて検討する。

3．平成７年度の調査内容

平成７年度は、以下の調査を行った。

①下水処理場の物質フローとエネルギー消費構造の把握
②生物学的りん除去に伴う有用資源回収に関する実験
③固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のシミュレーションモデルの開発
④窒素・りん処理水質の高度化に関する実験

4．平成７年度の研究結果

4．1　下水処理場の物質フローとエネルギー消費構造の把握

下水処理場における物質フローとエネルギー消費構造を、日本のA下水処理場とドイツのB下水処理場について調査した結果を図－1，2に示す。両者を比較した上でのそれぞれの特長は、以下のようにまとめられる。

①流入下水濃度：　流入下水濃度は、ドイツにおいては日本のほぼ2倍である。これは、汚濁負荷量原単位は大きくは異ならないものの、水量原単位が、日本で250L/(d･人)ほどであるのに対しドイツで130L/(d･人)とほぼ約半分であることに起因する。

②汚泥発生量：　流入下水濃度の違いを反映して、流入下水量に対する汚泥発生量が、日本の処理場の約100gVS/ m^3に比べてドイツの処理場で約250gVS/m^3 と約2倍の高い値を示している。

③汚泥濃縮：　ドイツのB処理場においては、初沈汚泥と余剰汚泥が分離濃縮されており、しかも余剰汚泥に浮上濃縮が適用されているため、消化槽に供給される汚泥の濃度が3.7%VS と高い値を示している。一方、日本のA処理場では重力混合濃縮が適用されており、濃縮効率が良好でなく濃縮汚泥の濃度が1.1%VS と低くなっているため、濃縮槽供給固形物量の 60%が濃縮されずに越流により水処理系列に返流し、また、消化槽に供給される汚泥量は最終処理される汚泥量の42%にとどまっている。

④消化ガス発生量：　減少VS 量に対する消化ガスの発生量は、両処理場とも約950L/kgVS と同程度である。しかし、発生濃縮汚泥のVS 量に対する消化ガス発生量では、B処理場で481L/kgVS であるのに対し、A処理場では134L/kgVS と低い値となっており、58%の汚泥が消化槽に供給されない影響が出ている。

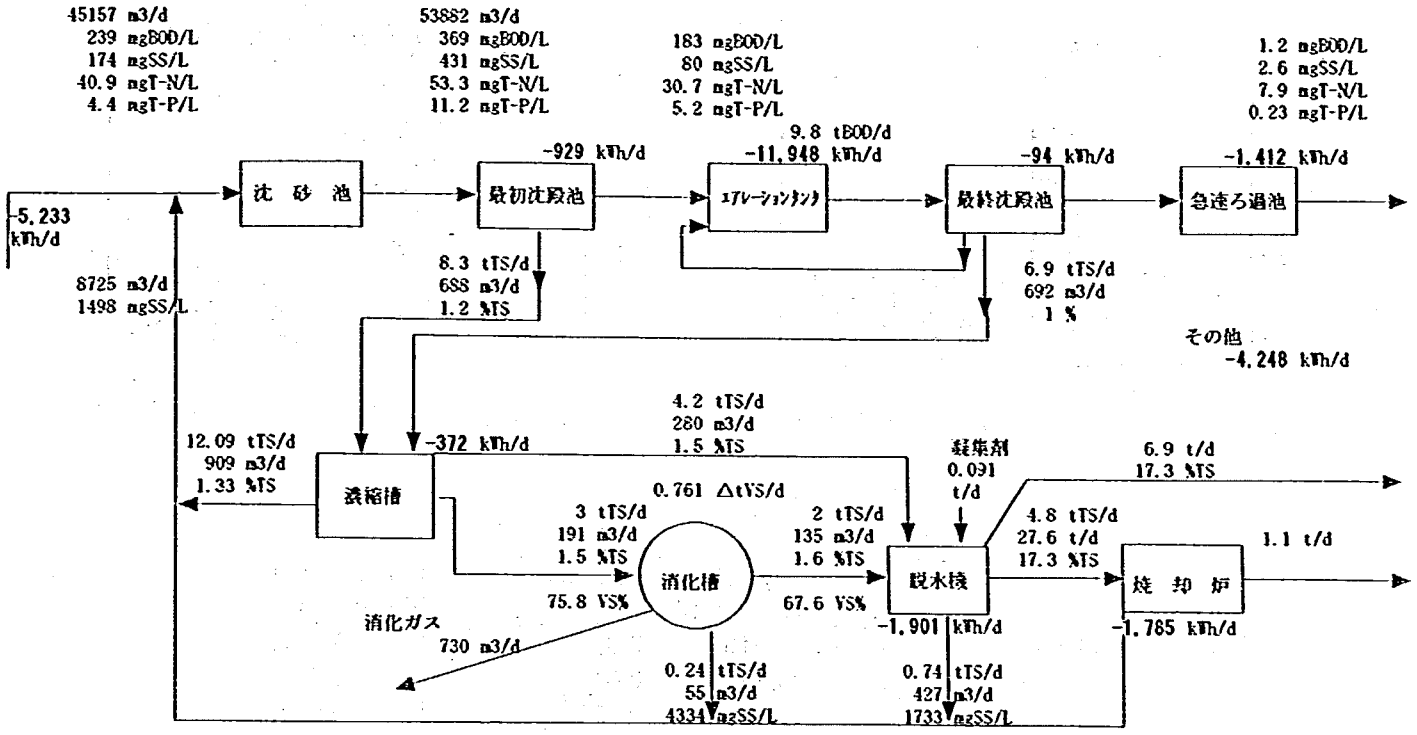
流入水量に対する消化ガス発生量は、さらに流入下水の濃度の要因が加わることにより、B処理場では0.12 m^3Gas/ m^3Influent、 A処理場では0.016m^3Gas/ m^3Influent と大きな違いを見せている。

⑤エネルギー使用量：　両処理場のエネルギー消費量を表－1，2および図－3，4に示す。処理水量に対する全電気使用量は、A処理場で 0.52kWh/m^3、B処理場で 0.43 kWh/m^3 であり、両者に大差はない。また、水処理施設電気使用量に関して全電気使用量に占めるその割合が50%程度と大きいことも両者同様である。

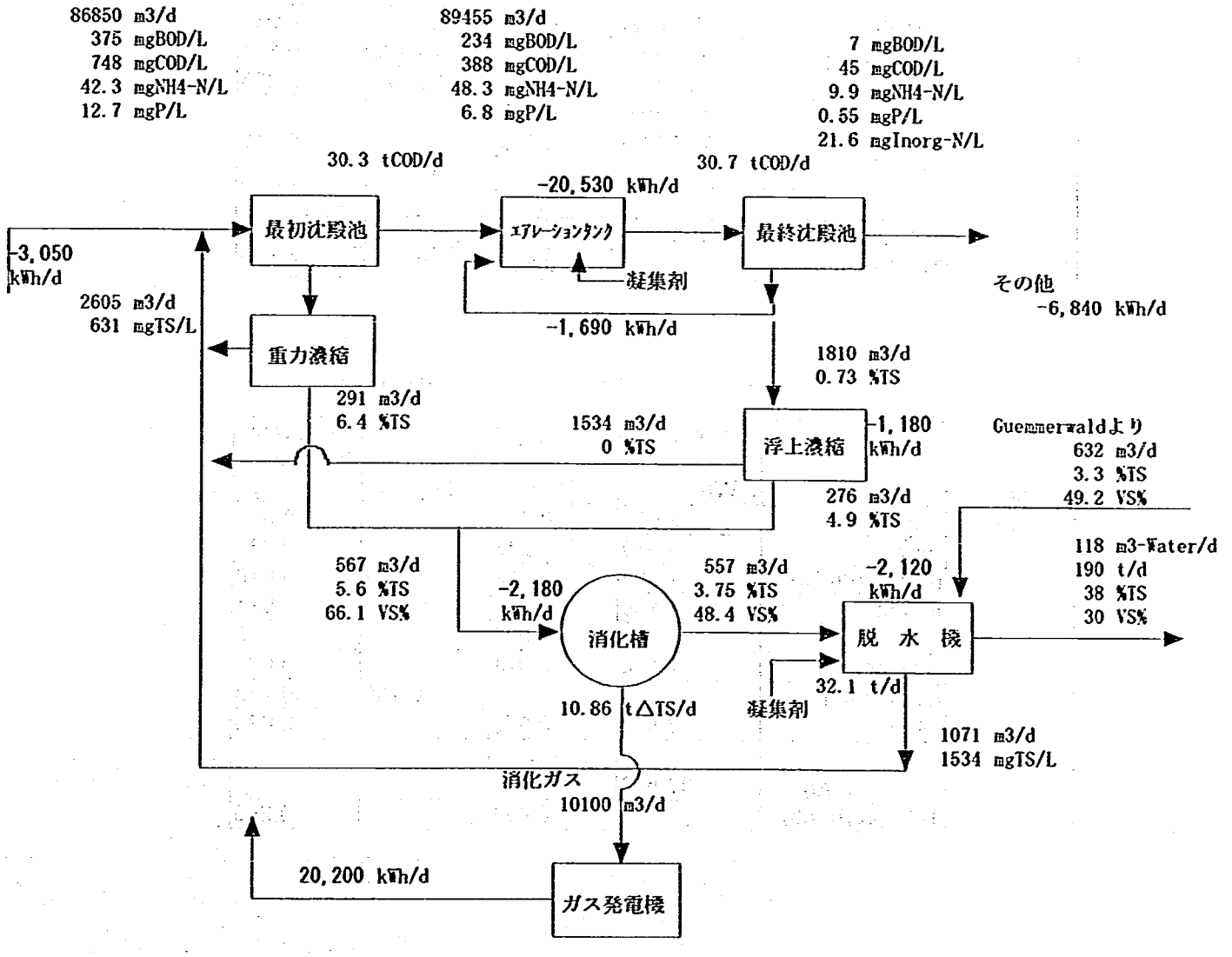
しかし、B処理場では消化ガス発電を行っていることから、その発電量0.23 kWh/m^3（消化ガスの発電効率は2 kWh/m^3）を全電気使用量から差し引くと、B処理場では電気使用量原単位が0.2 kWh/m^3と50%以下の値となる。この場合、数値上には表れてこないが、消化ガスの有するエネルギー量（6～7kWh/m^3）のうち熱に変換されたものについては、消化タンク加温用に用いられ有効利用されている。

一方、A処理場では消化槽の加温等に重油（重油の電気量換算は 3.57kWh/L）を使用していることから、これを加える(焼却用については、B処理場との比較を同じ条件で行うことの必要性から除外)と、0.55 kWh/m^3となり、エネルギー消費量はB処理場の2.8倍となる。

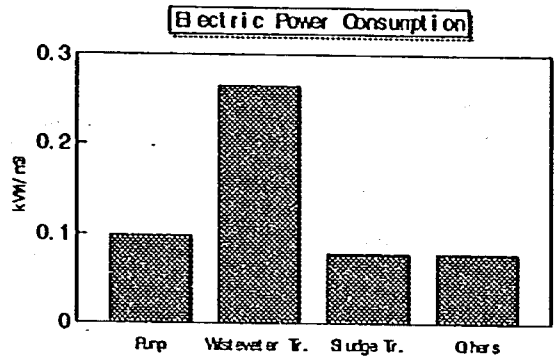
以上のことから、B処理場では、下水が高濃度であるために汚泥の発生量が多いこと、および、汚泥が高濃度に濃縮されるため発生汚泥すべてが消化されることの2点により、流入水量に対する消化ガスの発生量が多く、ガス発電によるエネルギー回収が効率的に行われている。



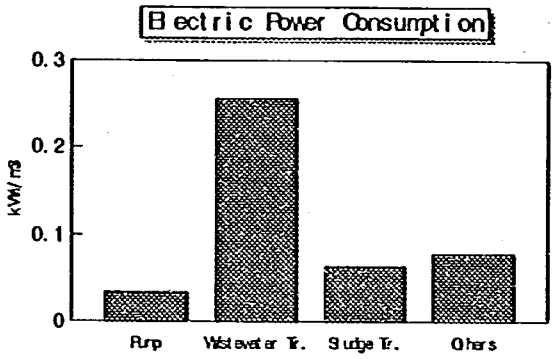
図－1　A処理場における物質フローとエネルギー消費構造



図－2　B処理場における物質フローとエネルギー消費構造



図－３　A処理場における電気使用量原単位



図－４　B処理場における電気使用量原単位

表－１　A処理場における電気使用量

Inflow (m3/y)		Electricity (kWh/y)	Electricity (kWh/m3)	Oil (L/y)	Electr.+Oil (kWh/m3)
19,666,912	Pump	1,910,010	0.097		0.097
	Sediment.	383,124	0.019		0.019
	Mix, Circulat.	743,468	0.038		0.038
	Blower	3,560,720	0.181		0.181
	Sand Filter	515,375	0.026		0.026
	Digester&Thick.	135,935	0.007	147,067	0.034
	Dewater	693,872	0.035		0.035
	Incineration	651,395	0.033	774,193	0.174
	Compost	49,302	0.003	20,971	0.006
	Air Condition	763,593	0.039		0.039
	Light	787,040	0.040		0.040
	(Total)			942,231	
	Total(kWh/y)	10,193,834		3,363,765	
	Total(kWh/m3)		0.518	0.171	0.689

表－２　B処理場における電気使用量

Inflow (m3/d)		Electricity (kWh/d)	Electricity (kWh/m3)	Gas Product (m3/d)	Elect. with Generation (kWh/m3)
86,850	Pump	3,050	0.035		0.035
	Blower	20,530	0.236		0.236
	Return Sludge	1,690	0.019		0.019
	Floatation	1,180	0.014		0.014
	Digester	2,180	0.025		0.025
	Dewater	2,120	0.024		0.024
	Generation			10,100	-0.233
	Others	6,840	0.079		0.079
	Total(kWh/d)	37,590			
	Total(kWh/m3)		0.433		0.200

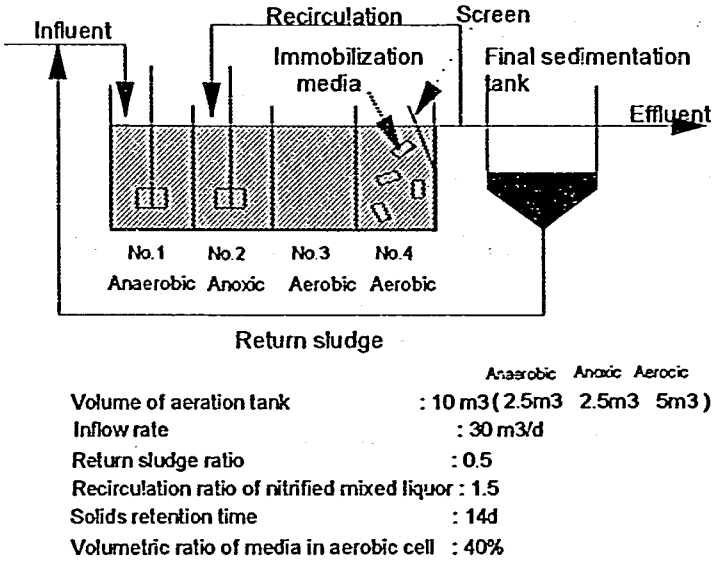
4．2　生物学的りん除去に伴う有用資源回収に関する実験

好気槽に固定化担体を投入した嫌気-無酸素-好気法パイロットプラントについて、Ca, Mg, K の３種類の金属の収支に関する調査を行った。

4．2．1　実験方法

実験に用いたパイロットプラントの処理フローを図－５に示す。生物反応槽はNo. 1～４槽に等区分し、前から嫌気槽、無酸素槽、好気槽（2 槽）とした。No. 1・2 槽は撹拌機を設置して撹拌を行い、No. 4 槽には表－３に示す結合固定化担体を添加し、担体の流出を防ぐためスクリーンを設けた。また、好気槽の DO 濃度については、No. 3 槽が 2mg/l、No. 4 槽が 5mg/l となるように調整した。運転条件は、流入水量 30m³/d、汚泥返送比 50%、硝化液循環比 150%、SRT14d で運転した。原水には一次処理水を用いたが、原水ポンプ故障のため期間の途中で生下水を使用した。固定化担体は、No. 4 槽に対して体積比で 40%添加した。

水質分析に用いたサンプルは、流入水と処理水については１日間のコンポジットサンプル、その他はスポットサンプルとした。汚泥中の金属測定には、No. 4 槽中の混合液を遠心分離して得られた汚泥を用い、マイクロウェーブ法で王水分解したのち、ICP 発光分析装置で金属濃度を測定した。



表－３固定化担体仕様

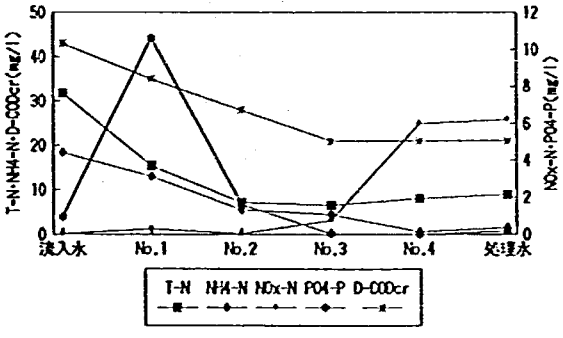
材質	ポリプロピレン
比重	1.025g/cm³
形状	円筒形
長さ	5mm
外径	4mm
かさ比重	0.271g/cm³

図－５　固定化担体を用いた嫌気-無酸素-好気法のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ概要

4．2．2　結果及び考察

(1)水質について

実験期間中の処理状況を図－６に示す。嫌気・好気状態でのりん放出と吸収がみられることから、生物学的りん除去は良好に行われていた。



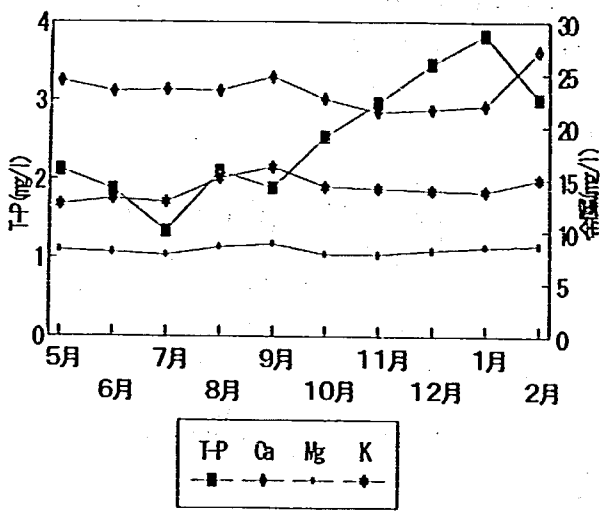
図－６　ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの処理状況

(2)カルシウム、マグネシウム、カリウムについて

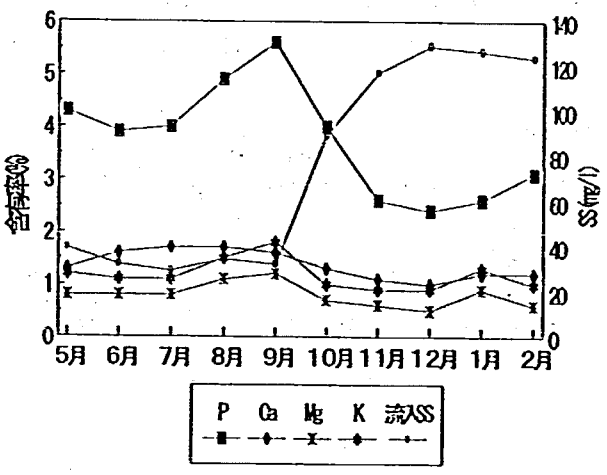
実験期間中に流入したりん、金属濃度の推移を図－７に示す。実験期間中の平均流入濃度は、りん、Ca、Mg、K それ

ぞれ１日あたり約2.5、23、8、14mg/l であった。月別にみると、７月に降雨のためりんの流入濃度が減少しており、また１０月から１２月にかけて原水を生下水に切り換えたため上昇していた。金属については、降雨や原水の切り替えの影響はみられず一定量が流入しており、濃度的にはCa>K>Mg の順であった。

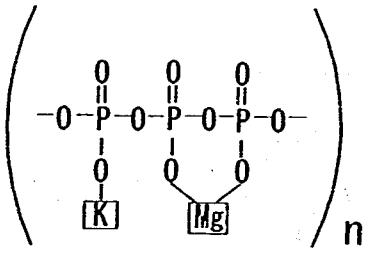
次に、流入 SS 及び各物質の汚泥中含有率の推移について図－８に示す。りん含有率は平均 4%と高く、最高値は5.8%であった。１１月以降含有率の低下がみられるが、これは１１月から１２月は原水を生下水に切り換えたこと、１月以降は流入SS が高かったため、汚泥量が増えたことが原因と考えられる。 また、Ca はほぼ一定の含有率であったのに対し、Mg, K の含有率はりん含有率と連動する傾向を示した。ところで、Mg, K は生物学的りん除去作用によって蓄えられたポリりん酸のカウンターイオンとして図－９に示すような状態で細胞内に存在すると考えられている[3)]。図－10 に示すりんと金属の汚泥中含有量の関係をみると、K, Mg ともりんと高い相関性があることから、生物学的りん除去にともなって Mg および K が汚泥中に取り込まれているものと考えられる。



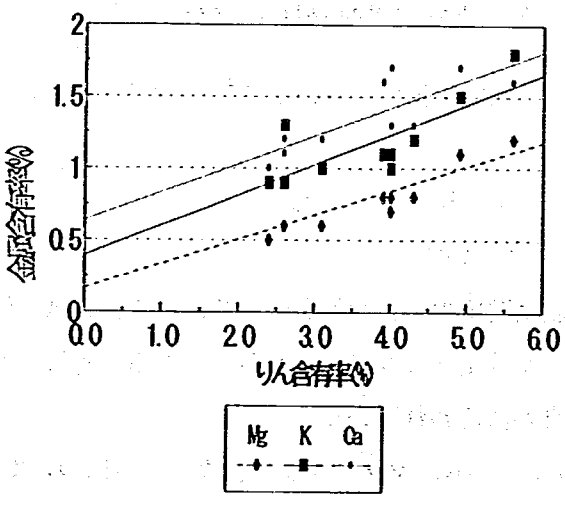
図－７　流入下水中の金属濃度



図－８　汚泥の金属含有率と流入下水中の SS 濃度



図－９　りん蓄積細菌中のポリりん酸の形態



図－10 汚泥中のりん含有率と金属含有率の関係

下水汚泥の緑農地利用を考えた場合、汚泥中のK含有量が少ないことが問題となっている。文献4）5）によると、標準活性汚泥法から得られる汚泥のK含有率は0.3%程度である。これに対し、本調査で測定されたK含有率は平均で1.2%であり、もっとも高い時期は1.9%まで上昇した。このことから、生物学的りん除去の適用により、りんの回収に加えて、Kの回収も従来法の3倍から6倍に向上させることができる。

なお、金属の収支を検討した結果、流入量のうち Ca:3.7%, Mg:6.0%, K:5.4%が余剰汚泥に含まれ回収されていた。下水処理場に流入する金属塩に対する回収量としては依然低いレベルにあるが、これは流入水の条件が制限因子となっているものである。回収量を増加させることを目的とするならば、流入側の条件を変える必要がある。

4．2．3　まとめ

今回の調査結果をまとめると次のようになる。

①生物学的りん除去を行った場合、Mg,Kの汚泥中含有率は、りん含有率と高い相関を示し、Kの汚泥中含有率は平均1.2%と、生物学的りん除去を行わない汚泥の3～6倍の含有率であった。従って、生物学的りん除去を行うことは、Mg,Kの回収率向上につながると考えられる。

②余剰汚泥として回収されたCa,Mg,Kは、流入下水中の量に対してそれぞれ3.8%,6.0%,5.3%であった。

③流入下水中の金属濃度は、流入水の違いや降雨等による希釈の影響を受けずほぼ一定値であった。

今後は、生物学的りん除去を行った汚泥を嫌気性消化した場合の、りん再溶出条件下での金属の挙動を把握する必要がある。

4．3　固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のシミュレーションモデルの開発

固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法（図－5参照）について、シミュレーションモデルの開発を行った。

4．3．1　モデル作成の手順

まず、固定化担体上の生物膜についてのモデリングを行い、次にその生物膜モデルを活性汚泥モデルに組み込むことにより、全体モデルの開発を行った。なお、本モデルの開発には、ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝｿﾌﾄｳｪｱとしてAQUASIM[6]を用いた。

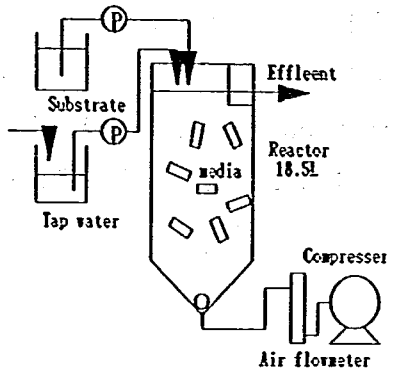
(1)固定化担体上に形成した生物膜のモデリング

平成4年度に行った固定化担体に関する実験（実験装置および実験条件は図－11および表－3参照）の結果を用いて生物膜モデルの開発を行った。WannerとGujerの開発した生物膜モデル[7]をベースとしたが、生物膜の剥離機構に関しては、実験結果により別途検討し新しくモデルに加えた。また、モデル中のパラメーターのうち、硝化細菌の最大比増殖速度、加水分解速度、従属栄養細菌の収率については、実験結果から求め、モデルに適用した。

(2)プロセス全体のモデリング

(1)において開発した生物膜モデルをIAWQ活性汚泥モデルNo.2[8]に組み込み、また、剥離した生物膜微生物を活性汚泥に加える機構を入れることでモデルを構成した。モデルの構造を図－12に示す。なお、IAWQモデルにおいて定義されている緩生物分解性基質(Slowly biodegradable substrate)は、生物膜における処

理の機構上、溶解性と粒子性に分類した。モデルの開発に際しては、固定化担体を添加した嫌気-無酸素-好気法ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの実験結果を用い、また、硝化細菌の最大比増殖速度は、ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄと同じ下水を用いた活性汚泥処理実験から求めた。

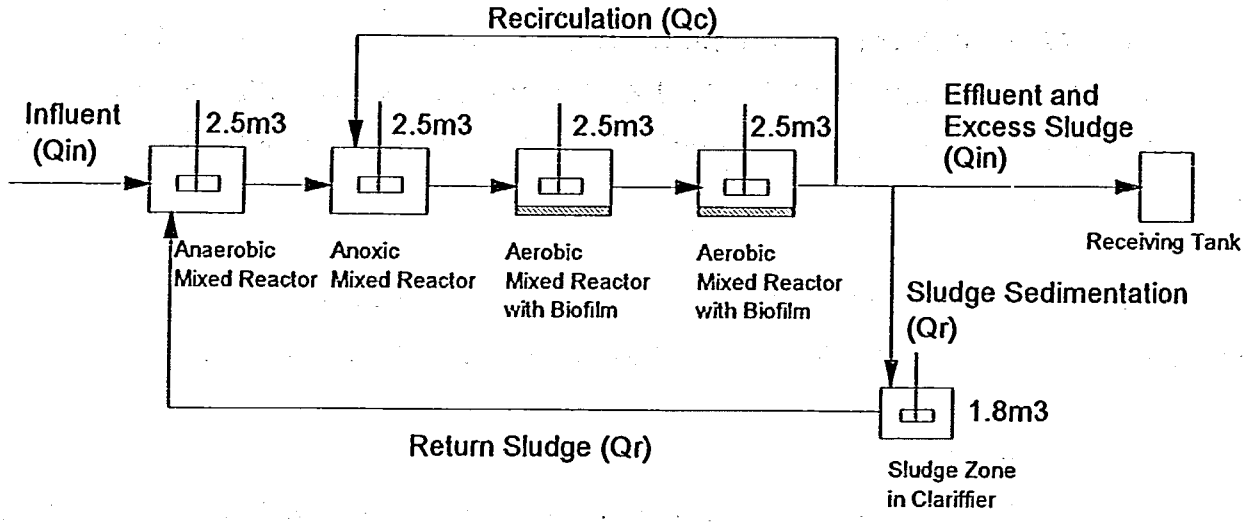


表－3　固定化担体処理の実験条件

	Influent water quality (g/m^3)			
Reactor No.	BOD	TOC	T-N	NH_4-N
A	0.3	5	25	25
B	12.5	20	27.5	25
C	125	120	25	3

	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4
HRT(h)	8	4	2	1
Qin (m^3/d)	0.0554	0.111	0.222	0.444

図－11　固定化担体処理実験装置

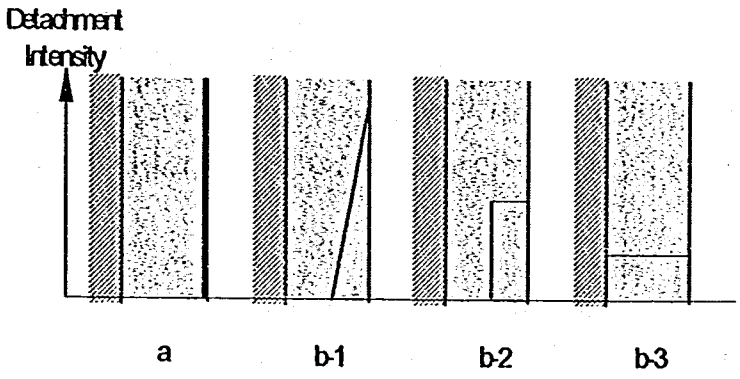


図－12　全体プロセスのモデルの構造

4．3．2　結果

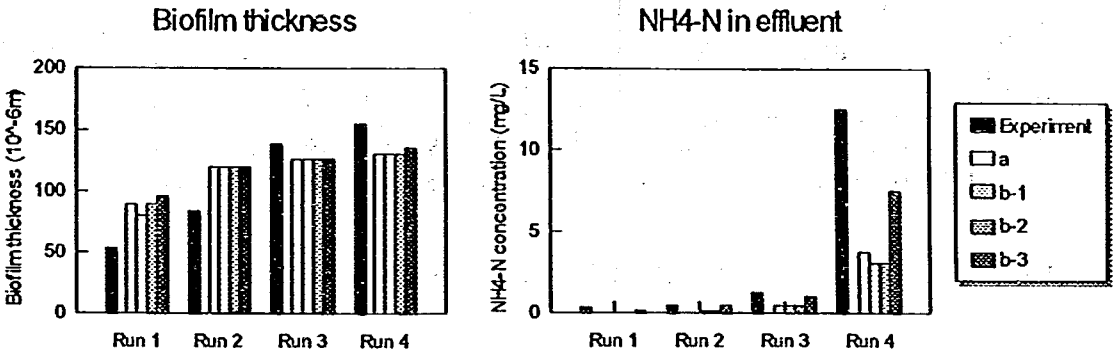
(1)生物膜モデル

生物膜剥離機構を図－13 のように仮定してシミュレーションを行い、実験結果と比べた結果、Reactor B について図－14 に示すように、有機物負荷が高く処理水中のアンモニア性窒素濃度が高いケース(Run4)に関しては、生物膜が深さ方向全体にわたって一定の速度で剥離すると仮定した場合(b-3)に、実験結果により近い計算値とすることができた。これは、図－15 に示すように、それ以外の剥離機構では硝化細菌が全生物膜にわたって存在するのに対し、b-3 の仮定では、生物膜表面近くにおいて硝化細菌が高い濃度で生息できない状態が作り出されるためである。

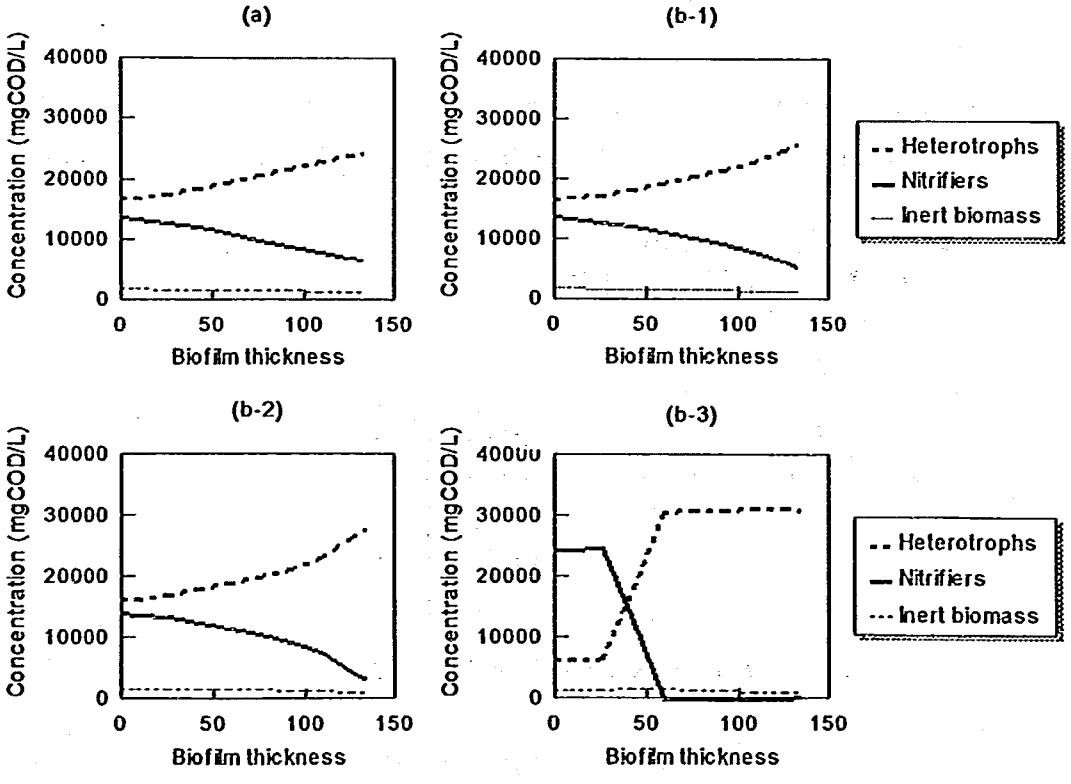


a) Surface detachment
Very thin layer of biofilm is detached from the biofilm surface
b) Depth detachment
b-1) Certain depth of biofilm is detached at a gradient rate
b-2) Certain depth of biofilm is detached at a constant rate
b-3) Whole depth of biofilm is detached at a constant rate

図－１３ 生物膜剥離機構の仮定



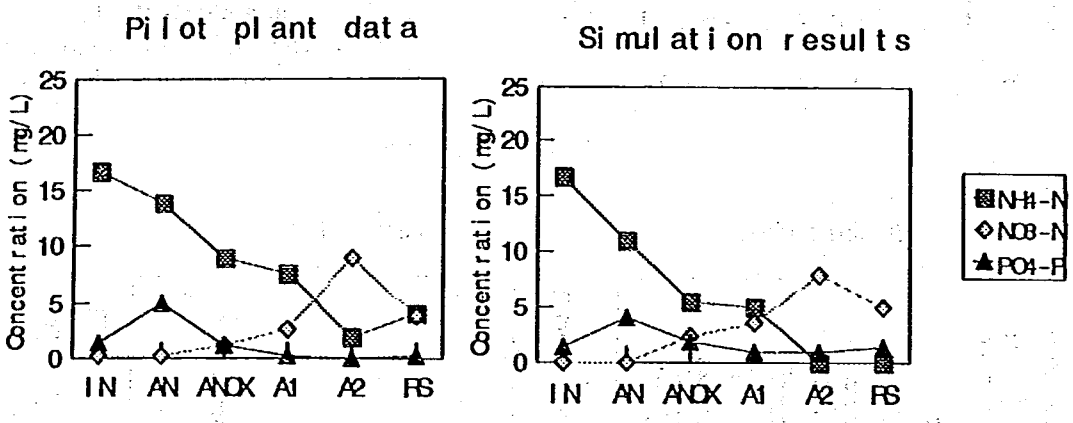
図－１４ ４通りの剥離機構仮定によるシミュレーション結果（Reactor B）



図－１５ 生物膜内の微生物濃度分布のシミュレーション結果（Reactor B, Run4）

(2)全体モデル

主として加水分解プロセスについてパラメーターフィッティングを行い、晴天時における実験結果とシミュレーション結果を合致させた。その後、長期間の降雨により連続して流入下水濃度が低下した時期についてシミュレーションを行った結果、図－16に示すように、嫌気槽でのりん放出量の低下と無酸素槽での脱窒速度低下の傾向を再現することができた。



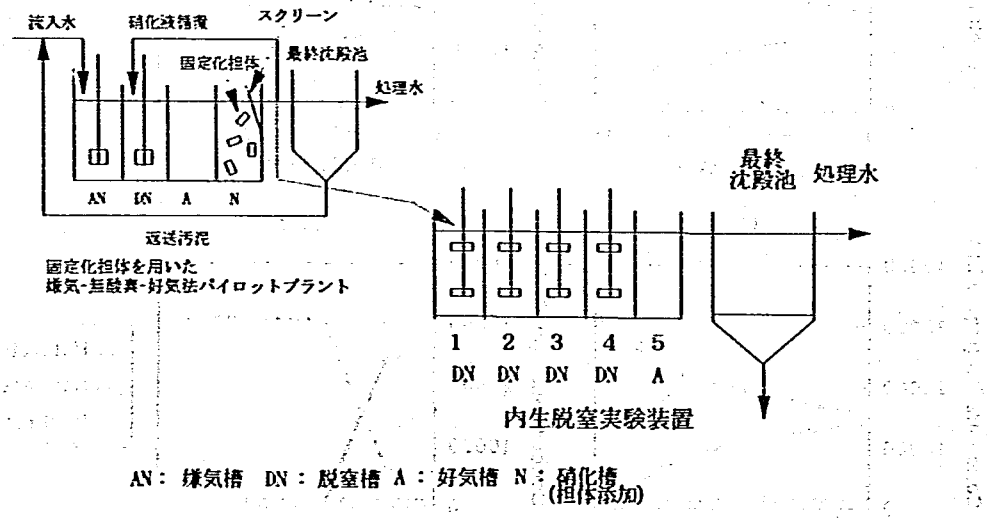
図－１６　連続降雨により流入下水濃度が低下した時期の実験結果とシミュレーション結果

４．４　窒素・りん処理水質の高度化に関する実験

嫌気-無酸素-好気法で処理された水の窒素濃度をさらに低下させるため、当該処理法の後に内生脱窒法を設置した場合の処理性および維持管理上の留意点について検討した。

４．４．１　実験装置

図－17に示すように、固定化担体添加A2O法ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの混合液の一部をベンチスケール実験装置（無酸素槽：４セル、好気槽：１セル）に供給し、最終沈殿池の汚泥は返送することなく系外に排出した。



図－１７　実験装置概要

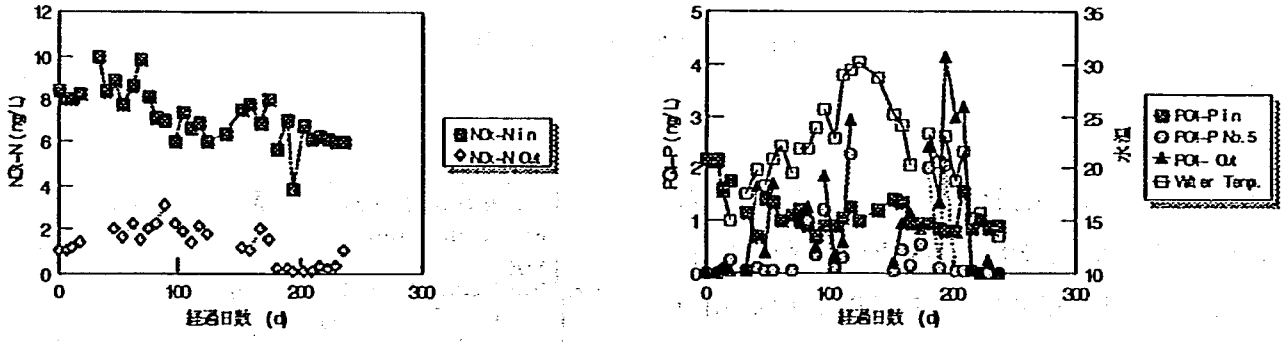
４．４．２　実験条件

内生脱窒槽の実質滞留時間は 4h としたが、ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの汚泥返送比を 0.5 に設定していたため、HRT は 6h となっていた。最終沈殿池の汚泥の引き抜き量は、ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄと同じく汚泥返送比が 0.5 となるように、供給混合液量の 1/3 とした。

180 日目以降はﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄへの流入水を生下水に変更した。、また、222 日目以降は HRT を 3h とするとともに、沈殿池に汚泥が過剰に蓄積しないように比較的大きな流量で沈殿汚泥を引き抜いた。

４．４．３　実験結果

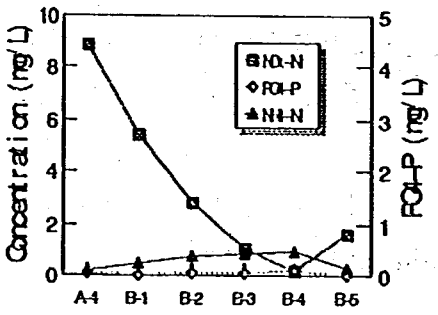
NOx-N および PO4-P に関する処理結果を図－18 に示す。ただし、図中の流入水濃度は、NOx-N の場合は内生脱窒槽への供給混合液中のそれ、また、PO4-P の場合は A2O プロセスへの流入水のそれとして表している。NOx-N 濃度については、ほぼ 2mg/L 程度以下であり良好な値を示している。特に、ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄへの流入水が生下水となった 180 日目以降は極めて低い濃度となっている。PO4-P 濃度に関しては、水温が 15℃を越えるころより最終沈殿池でのりんの再放出が見られるようになり、20℃を越えると内生脱窒槽での放出が顕著になった。この傾向は流入水が生下水になるとさらに強まったが、脱窒槽での HRT を短縮し、最終沈殿池からの汚泥引き抜き量を増大させると処理水質は良好になった。前段において生物的りん除去が行われている場合には、後段で内生脱窒を行うと、NO-N 濃度が低下しりんの再放出がおきやすくなるため、運転管理が重要になる。



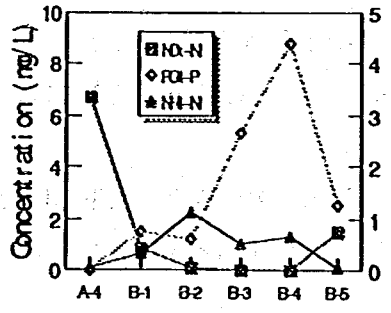
図－１８　NOx-N および PO4-P の処理結果

脱窒槽内の流下方向の水質変化を図－19 に示す。一次処理水流入の場合、水温が 30℃ほどに上昇すると脱窒速度が大きく上昇し、りんの再放出が脱窒槽内で起こるようになる。また、脱窒にともないアンモニア性窒素が増加しており、蛋白質の脱アミノ反応がおきていると考えられる。

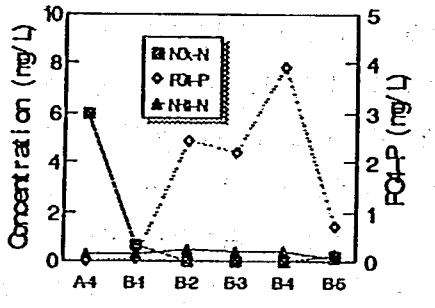
一方、生下水流入の場合には、水温が 20℃程度でも、一次処理水流入・30℃の場合と同程度の脱窒速度を示し、りんの再放出が生じている。しかし、一次処理水のときとは異なりアンモニア性窒素の増加は顕著ではない。これは、粒子性の有機物負荷が高いため、汚泥の有する粒子性基質の量が多く、その基質がまず脱窒反応に利用されているためと考えられる。滞留時間の短縮および最終沈殿池からの汚泥の引き抜きの増加により、良好な処理が行われるようになっている。



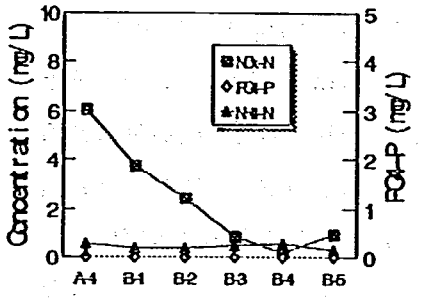
(一次処理水流入，18-21℃)



(一次処理水流入，29-30℃)



(生下水流入，19-23℃)

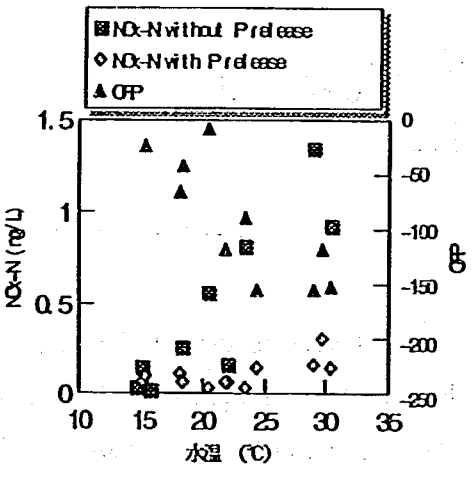


(生下水流入，14-16℃，HRT: 1/2)

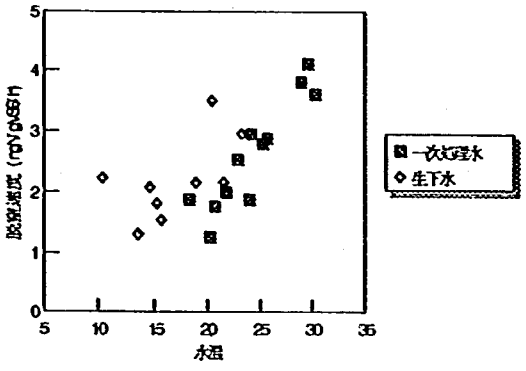
図－１９　流下方向の水質変化

本処理法ではりんの再放出が問題であると考えられるので、りん放出と NOx-N 濃度との関係を調べ、また、維持管理上の指標としての ORP とりん放出の関係も検討した（図－２０）。この図から、水温が 30℃での場合には、りんの再放出を防ぐには NOx-N 濃度が 1mg/L ほど必要であり、0.5mg/L 以下ではりんの再放出が起きることがわかる。維持管理上は、ORP 値をを NOx-N 濃度の代替として使用することも可能であると考えられる。

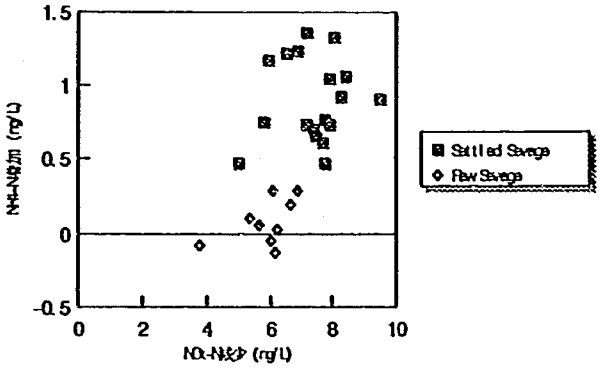
水温に対する脱窒速度および脱窒にともなうアンモニア性窒素濃度の増加について、図－２１、２２に示す。



図－20　りん放出と NOx-N および ORP の関係



図－２１　水温に対する脱窒速度



図－２２　脱窒にともなうアンモニア性窒素の増加

〈参考文献〉

1)糸川ら：間欠曝気をおこなうし尿処理施設における硝化・脱窒過程からの亜酸化窒素の発生と制御；環境工学論文集・第32巻, 1995

2)環境庁企画調整局地球環境部環境保全対策課研究調査室:地球環境研究総合推進費 平成６年度終了研究成果 報告集

3)村上孝雄：実施設における嫌気一好気活性汚泥法の運転管理手法に関する研究；平成３年６月

4)川崎市下水道局・日本下水道事業団：川崎市等々力環境センターにおける高度処理に関する技術評価報告書, 平成２年３月

5)建設省土木研究所：都市緑化における下水汚泥の利用一施用指針の作成一；土木技術資料 38-1(1996)・

6)Reichert, P. (1994) Aquasim－A Tool for Simulation and Data Analysis of Aquatic Systems. Wat. Sci. Tech. 30, 21-30.

7) Wanner, O. and Gujer, W. (1984) Competition in Biofilms. Wat. Sci. Tech. 17, 27-44

8) Henze, M. *et al.* (1994) Activated Sludge Model No.2. IAWQ Scientific and Technical Reports.

９．発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
北村　友一

１．まえがき

下水道の整備・拡充にともない、下水処理場から発生する汚泥の量は増加の一途をたどる。従来、発生した汚泥の大部分は安定化処理を施された後、埋立て処分されてきた。しかし、昨今の廃棄物処分をめぐる社会情勢には逼迫したものがあり、資源のリサイクルや有効活用を推進する気運が高まってきている。

本調査は、下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために、水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目して、主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより、これらの汚泥の特性を生かしたより付加価値の高い汚泥製品を効率的に生産する手法について調査、研究するものである。

２．調査の目的及び方法

一般的に、最初沈殿池汚泥の性状は、炭水化物の含有率が高く、脱水性が良い。一方、余剰活性汚泥は、蛋白性物質の含有率が高く、脱水性が悪いという特徴を有している。本調査では、これらの特徴を踏まえ、既存の汚泥処理プロセスのなかで別々に処理し、高品質の汚泥製品が得られる効果的な汚泥処理システムを見出ださなければならない。そのためには、大きく３つの調査、研究が必要と思われる。ひとつは、原料となる最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の組成、性状の精密な把握と高品質化製品への可能性の検討であり、２つ目は、これらの汚泥を別々に処理することによる既存のユニットプロセスへの影響把握であり、そして最後のひとつは、効果的プロセスの構築と評価、及びそれによる汚泥製品品質の評価である。

３．平成６年度までの調査結果

3.1　平成３年度調査

(1) 分別嫌気性消化法を採用している実施設の調査より、最初沈殿池汚泥は分別嫌気性消化に適しているが、余剰活性汚泥は難分解性の糖や蛋白質等の含有率が高いことから分別嫌気性消化には向かない。余剰活性汚泥を分別嫌気性消化したときの消化成績は、消化温度：３６℃において混合汚泥の消化と比べた場合、消化日数がそれの約２倍（６４日）と長くなっていたことにより消化率は向上していたが、ガス発生率はそれ以下の成績であった。

(2) 余剰活性汚泥を原料としたコンポストのN，P，Kの含有率は、混合消化汚泥のコンポストよりも高く、特にKの含有率は１％を超えて他のN，Pとバランスのとれた含有率になることが明らかとなった。また、重金属の濃度は混合消化汚泥のコンポストの約６０％の濃度になっており、余剰活性汚泥から得られるコンポストは、肥効成分に富み、且つ重金属含有量が少ない高品質の製品となる可能性が大きいことが示唆された。

3.2　平成４年度調査

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験の一環として、消化日数：３０日、消化温度：３５～６０℃の連続実験を行った結果、消化率は消化温度が５０℃よりも高くなると向上するものであったが、それはメタンガス発生率には反映されず、メタンガス発生率は消化温度に関係なくほぼ同等の成績を示すものであった。

(2) コンポスト化の基礎的な実験を行った結果、仕込み時の含水率は発酵に対して大きく影響し、仕込み時の含水率が高いほど発酵は円滑に進むものであるが、余剰活性汚泥単独の場合は含水率が５０%を越えると発酵物の塊状化が起こり、発酵が抑制されるものであった。

(3) 平成３年度に引続き余剰活性汚泥単独のコンポスト化実験を行い、製品中の肥効成分や重金属類の含有率からその有効性が再確認された。しかし、発酵過程で起こる発酵物の塊状化が問題として残った。

3.3　平成５年度調査

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験の一環として、消化日数：２０日、消化温度：３５～６０℃の連続実験を行った結果、消化率は消化温度が高いほど向上するものであったのに対して、消化ガスの発生率は消化温度５０℃付近に良好な成績を示すものであった。

(2) 余剰活性汚泥単独のコンポスト化における塊状化防止と高品質化を兼ねた添加材を見い出すためのコンポスト化実験を行った結果、焼モミガラを添加材とする方法が最も良好な成績を示した。また、添加材検索のための各種有機質廃材の組成・性状分析からは稲ワラと刈り草はカリウムの含有率に優れ、炭化操作を施さなくても高品質コンポストの製造上、優良な添加材となる可能性が示された。

3.4　平成６年度調査

(1) 余剰活性汚泥に焼モミガラを添加する高品質コンポスト化法の確立を目指した実験を行い、円滑な発酵が図れる仕込み条件として、余剰活性汚泥に対する焼モミガラの添加率範囲：20～30 w/w(DS-%)，仕込み時含水率範囲：50～53 w/w(%)が得られた。

(2) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化促進に関するセルロースを用いた基礎的な実験を行い、炭酸塩添加は酸発酵に、硫化物添加はメタン発酵に効果があるらしい結果を得た。

4．平成７年度の調査結果

平成７年度は、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化法について消化特性を把握するための実験と消化促進のための基礎的な実験を行うとともに、余剰活性汚泥と焼モミガラによる高品質コンポスト化法を実用に資すための焼モミガラ製造方法を開発する実験を行った。

4.1　最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性に関する実験

本実験は、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を消化温度や消化日数の関係から調べたものである。

4.1.1　実験方法

実験は、消化温度を３５，４５，５０，５５，６０℃に、消化日数を１０、２０日に設定して、約９ヶ月間の連続実験を行った。また、消化温度が３５℃で消化日数が３０日の条件についても並行して行った。実験では、種汚泥に、各種温度条件で培養中の当所の消化汚泥と他の処理場の消化汚泥とを混合して用い、実験装置には一昨年度と同様の１０ℓ用ガラスビンを消化槽とする装置１１台を用いた。実験に係わる分析方

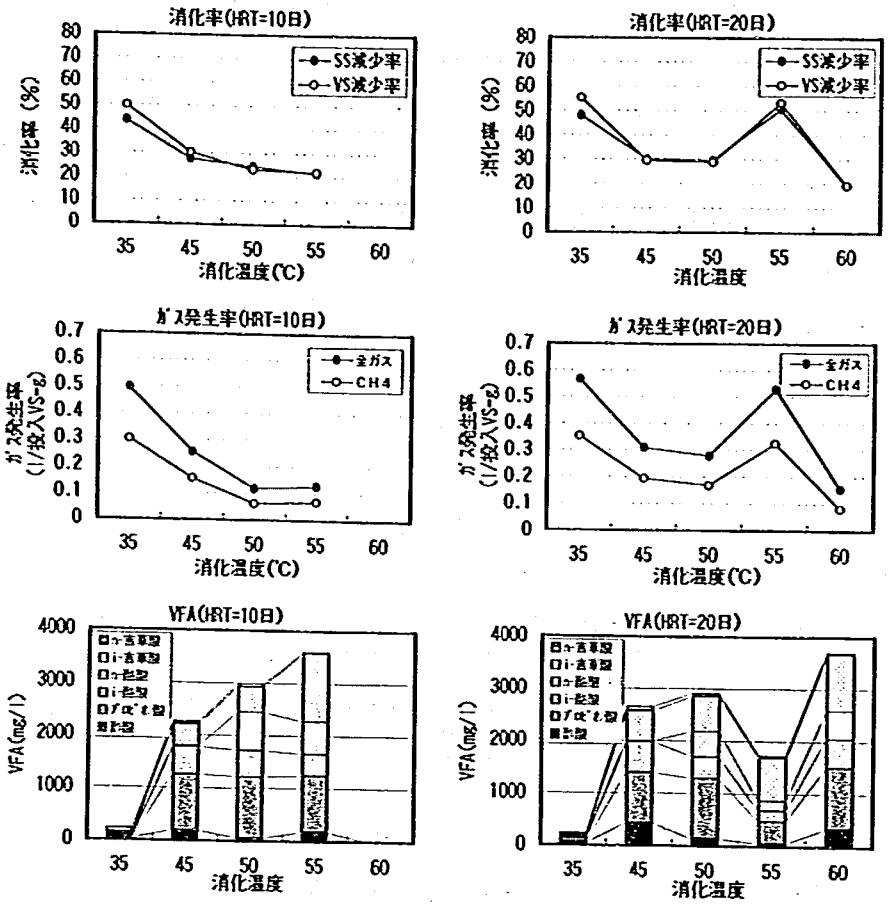
法は主に下水試験方法（1984）によった。

4.1.2　実験結果

本実験の平均的な消化成績を表－１に示す。図－１は、消化温度と消化率、消化ガス発生率及び消化槽内の揮発性脂肪酸(VFA)濃度の関係を示したものである。

消化率やガス発生率は、一般的な傾向として、３５℃のケースが最も良く、消化温度を高く設定するほど低下するものであった。そして、消化率やガス発生率が低い程、揮発性脂肪酸が多く蓄積していた。しかし、この中で、消化温度：５５℃は特異な結果を示し、消化日数を長く（２０日）設定したケースの消化成績は格段に向上していた。

実験では、高い消化温度ほど、メタン発酵が抑制されていたものであるが、このメタン発酵の抑制は、前述の消化温度：５５℃の結果を踏まえると、消化率の低下にも影響



図－１　消化温度と消化率、消化ガス発生率及び消化槽内揮発性脂肪酸濃度の関係

表－１　最初沈殿池汚泥の嫌気性消化・連続実験による平均的な消化成績

消化温度	(℃)	35			45		50		55		60	
消化日数	(day)	10	20	30	10	20	10	20	10	20	20	30
投入汚泥	TS (g/l)						27.3					
	VS/TS(%)						80.3					
	SS(g/l)						24.8					
	VSS/SS(%)						81.4					
消化汚泥	pH	6.98	7.08	7.15	7.00	7.06	6.92	6.98	6.96	7.26	6.99	6.98
	M-ｱﾙｶﾘ度(gCaCO3/l)	2116	2306	2450	1969	2147	1883	1894	1879	2401	1844	1876
	TS (g/l)	16.1	14.8	12.1	20.6	20.4	22.0	20.3	23.0	15.5	23.5	25.1
	VS/TS(%)	68.5	65.6	67.1	74.2	75.7	76.5	76.5	74.2	66.1	75.2	74.6
	SS(g/l)	14.0	12.9	10.4	17.9	17.3	18.7	17.4	19.4	12.2	20.0	21.1
	VSS/SS(%)	68.3	66.2	67.0	74.2	75.6	77.0	76.9	74.2	63.0	74.4	73.0
	TOC(mg/l)	287	258	261	1450	1545	1821	1609	1682	1204	2176	2295
	IC(mg/l)	477	497	500	294	318	263	273	256	425	214	206
	NH4-N(mg/l)	451	519	558	600	696	704	675	668	658	370	775
	PO4-P(mg/l)	20.1	21	19.1	27	37.0	39.6	24.1	35.7	20.8	34.1	32.1
溶解性	酢酸(mg/l)	32.5	37.6	33.6	181	425	45.4	132	167	44.9	328	531
	ﾌﾟﾛﾋﾟｵﾝ酸(mg/l)	31.0	29.8	29.4	1080	968	1176	1156	1076	429	1183	1256
	i-酪酸(mg/l)	20.4	59.9	32.9	523	526	500	413	413	208	548	522
	n-酪酸(mg/l)	21.0	30.6	22.5	19.7	17.5	731	484	620	186	536	704
	i-吉草酸(mg/l)	45.3	51.0	23.0	411	576	480	672	1303	830	1074	1954
	n-吉草酸(mg/l)	68.5	17.6	50.3	47.8	80.3	51.4	51.9	16.9	23.9	25.0	37.5
	T-VFA(mg/l)	227	219	192	2661	2652	2983	2909	3596	1721	3693	5004
消化ガス	全ｶﾞｽ発生率(l/投入VSg)	0.495	0.565	0.495	0.255	0.31	0.118	0.279	0.127	0.528	0.156	0.138
	CH4ｶﾞｽ発生率(l/投入VSg)	0.302	0.353	0.312	0.155	0.194	0.0619	0.169	0.0678	0.325	0.0830	0.0712
	CH4(%)	61.0	62.4	63.0	60.8	62.5	52.4	60.6	53.4	61.6	53.2	51.6
	CO2(%)	37.7	36.7	36.1	35.1	34.4	39.3	36.1	40.0	37.5	39.0	37.6
消化率	TS減少率(%)	41.1	45.9	55.7	24.4	25.2	19.3	25.7	22.3	53.3	13.9	8.2
	SS減少率(%)	43.5	48.0	58.1	27.7	30.2	24.6	29.7	21.7	50.7	19.4	15.0
	VS減少率(%)	49.9	55.1	62.9	30.2	29.5	23.2	28.9	22.3	53.3	19.4	14.8

していた可能性がある。そこでは、メタン発酵の抑制により生じた何らかの要因が、汚泥中有機物の低分子化や可溶化をも抑制していたと推察される。

以上より、本実験からは、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化は、消化温度：３５℃が最も良い条件と結論付けられた。しかし、消化温度が５５℃で消化日数が２０日の結果は、高温域での可能性を秘めたものであり、今後、この領域における可溶化・酸発酵とメタン発酵の関係をより詳細に調べる必要がある。

4.2 セルロースによる嫌気性消化の基礎実験

最初沈殿池汚泥を対象とした嫌気性消化法の効率を高めるためには、その主要成分であるセルロース主体の炭水化物の可溶化・酸発酵を促進させることが先決である。本実験は、その条件を見出すために実際のセルロースを用いて行った基礎的な実験である。

4.2.1 実験方法

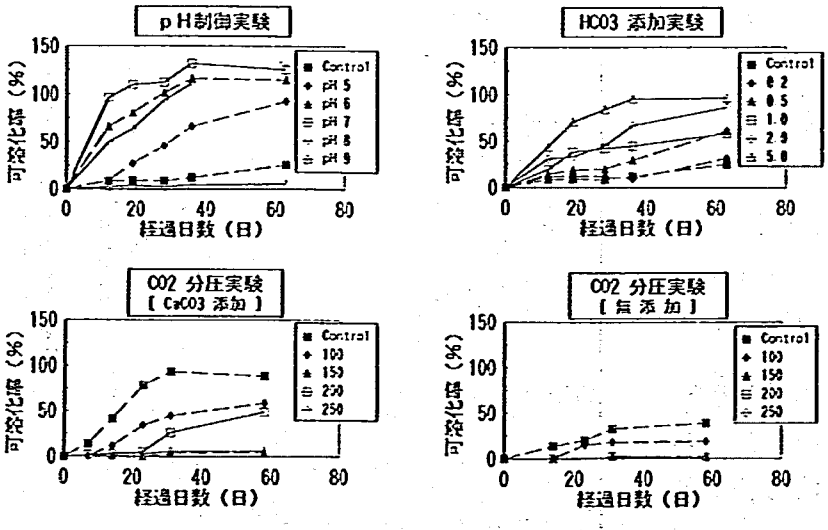
実験は、セルロースの酸発酵過程におけるｐＨの影響を調べるｐＨ制御実験、炭酸イオンの影響を調べるHCO_3添加実験及び炭酸ガス分圧の影響を炭酸カルシウムの有無の条件下で調べるCO_2分圧実験から構成され、いずれの実験も30℃の恒温室においてバッチ方式により約２ヶ月間行った。実験条件を表－２に示す。各実験では、共通の培地として表－３の培養液を用い、植種としての消化汚泥（VSS/SS = 0.48）濃度を低く設定した。培養器は、ｐＨ制御実験とHCO_3添加実験が５ℓのガラスビン（初期培養液量４ℓ）で、CO_2分圧実験が２ℓのステンレス製加圧容器内に１ℓ用ポリビンをセット（初期培養液量１ℓ）したものであり、いずれも培養液がマグネチックスターラーにより連続撹拌されるようになっている。また、ｐＨ制御実験では、0.1N及び1Nの$NaOH$溶液を調整液とする自動ｐＨ制御方式とした。そして、培養開始に先立ち、CO_2ガスを封入する系はCO_2ガスにて、他の系はN_2

表－２　実験条件

実験区分	設定事項	設定値	植種・消化汚泥濃度
ｐＨ制御実験	ｐＨ値	無制御，5，6，7，8，9	VSS：210 ㎎/l
HCO_3添加実験	$NaHCO_3$・初期濃度(g/l)	無添加，0.2，0.5，1，2，5	〃
CO_2分圧実験			
初期・$CaCO_3$-5g/l	CO_2・初期分圧(v/v-%)	0，100，150，200，250	VSS：590 ㎎/l
$CaCO_3$・添加せず	〃	〃	〃

表－３　培養液組成（水道水１ℓ当りの含有量）

Cellulose powder	5 g	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.1 g
CH_3COONa	0.2 g	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	10 ㎎
Starch	0.1 g	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	5 ㎎
NH_4Cl	1 g	$MnSO_4 \cdot 4\text{-}6H_2O$	1 ㎎
K_2HPO_4	0.5 g	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5 ㎎
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 g	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.1 ㎎



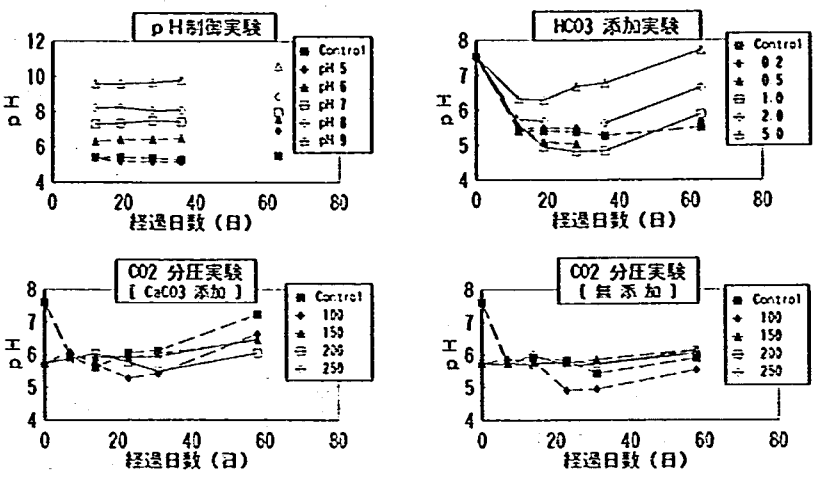
図－２　各実験系における可溶化率の経時変化

ガスにて培養器内の嫌気化を図った。本実験に係わる分析方法は下水試験方法（1984）に従った。

4.2.2 実験結果

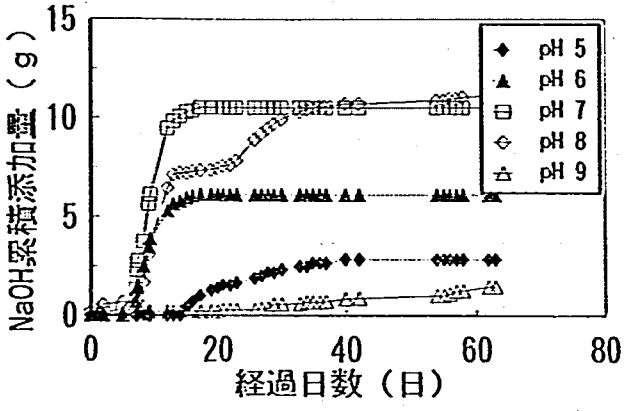
（1）セルロース可溶化の結果

本実験では、可溶化の程度を炭素（C）収支に基づく各成分の経時的な累積変化から把握することとし、セルロースの可溶化量を、培養液中に溶解した分とガス状になった分の総和とした。また、可溶化率は、培養初期のセルロース分に対する可溶化量の比率（%）とした。



図－3　各実験系におけるpHの経時変化

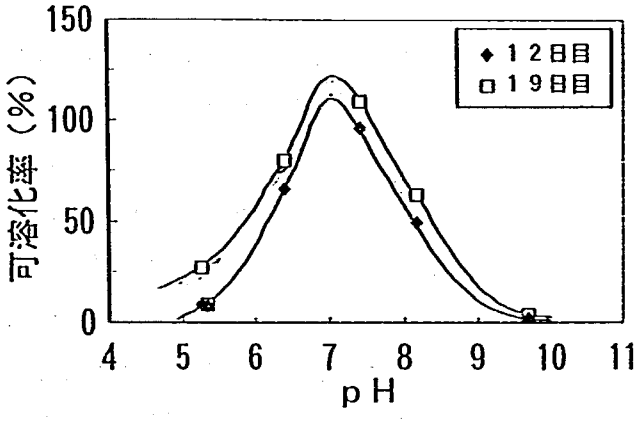
図－2は、各実験における可溶化の進行状況を可溶化率で表したものであり、図－3はpHの経時変化である。セルロースの可溶化が良好に進行していた系は、pHを6，7，8に制御した系と、$NaHCO_3$を5g/l添加した系及び$CaCO_3$を添加してCO_2ガスを封入しなかった系であり、中でもpHを7に制御した系が最も良好な成績を示した。



図－4　NaOH消費・累積量の経時変化

（2）可溶化現象の考察

図－4は、pH制御実験においてpH維持のために注入されたNaOH累積量の経時変化である。ここで重要な現象は、pHが6，7，8の系では、約1週間経過後より旺盛な酸発酵が始まったことと、それに伴うpH低下防止のために消費されたNaOH量は実験期間中に必要とした量の大部分を占めていたこと、及び、それが酸発酵開始後の数日間で消費されたことである。そして、pHを7に制御した系では、前掲の図－2が示しているように、この酸発酵が旺盛であった数日の間に、投与セルロース量の100%近くが可溶化されていたものであり、その間の平均的



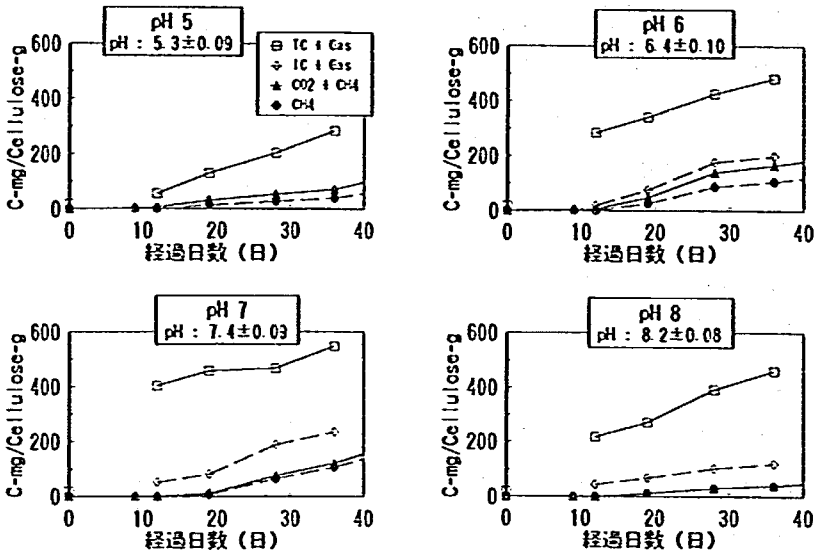
図－5　pH制御値と可溶化率の関係

な可溶化速度は、0.96 g／ℓ／日、又は 4.5 g－Cellulose／g－植種VSS／日 であった。この値が本実験で得られた最大値である。

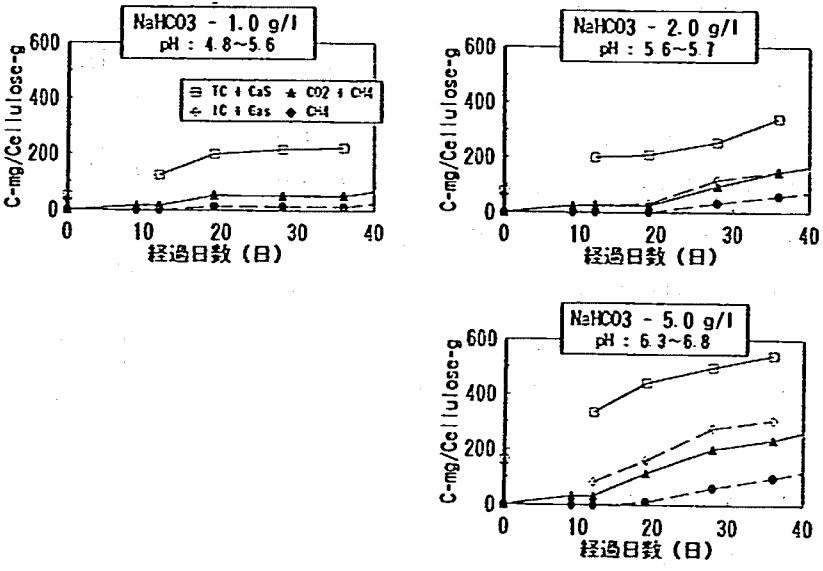
ここの酸発酵が見られる期間において、可溶化の程度がｐＨ制御系の間で異なった直接的な原因は制御ｐＨ値にあると思われる。図－５は、NaOHの消費が旺盛な時期から減衰期に入った培養開始後の12日目と19日目の時点におけるｐＨの平均的な制御値と可溶化率の関係である。これより、本実験系におけるセルロースの可溶化活性の至的ｐＨは中性の７付近にあったと言える。

ここで、炭水化物の可溶化・酸発酵作用に関しては、炭酸イオン（HCO_3^- = IC : Inorganic Carbon）の存在・介在に着目しており、そこへのｐＨの効果を考える際には、ｐＨに追従して存在形態を変える炭酸の挙動が重要視される。炭水化物の可溶化・酸発酵過程から発生する炭酸は溶液中の炭酸イオン量を高める方向に作用するが、その存在量はｐＨに支配され、ｐＨ７付近を境に、それよりも低くなるほどに著しく減少する。それに反して気相中の炭酸ガス量は増加する。この現象は、本実験からも確認された。

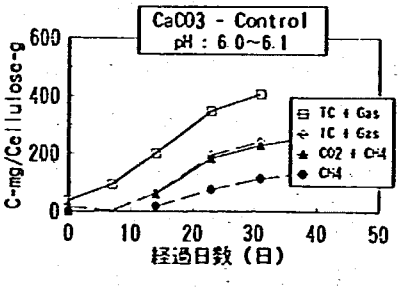
図－６，７，８は、各実験における溶解性炭素量とガス中炭素量の成分別の累積変化である。可溶化・酸発酵



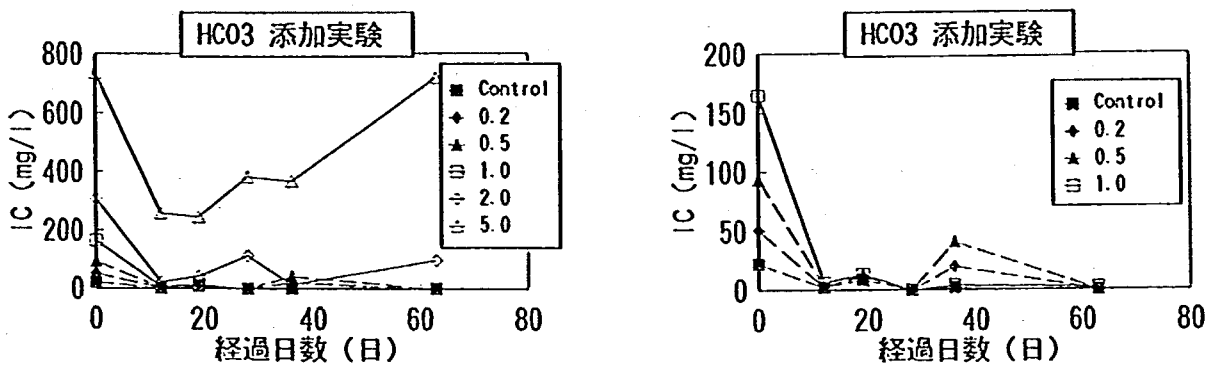
図－６　ｐＨ制御実験における成分別炭素量の累積変化



図－７　$NaHCO_3$ 添加実験における成分別炭素量の累積変化



図－８　CO_2 分圧($CaCO_3$ -control)実験における成分別炭素量の累積変化



図－9　$NaHCO_3$ 添加実験における培養液中ＩＣ濃度の経時変化

やメタン発酵の発現に伴い生成した炭酸は、培養液のｐＨの違いによりICとCO_2ガスでの存在比率に差異を生じている。ここで重要な現象は、図－６と７に見られるように、ｐＨが低くICが殆ど存在しないケース（ｐＨ制御実験：ｐＨ５、及び、HCO_3添加実験：1.0, 2.0）では可溶化が抑制されているような傾向を示し、逆にICが存在していたケースでは円滑な可溶化が見られることであり、もう１点は、メタン発酵の発現が見られない培養初期において、可溶化の進行の程度に比して炭酸（IC:CO_2）の存在量が非常に少ない結果（特に、旺盛な可溶化が認められるケース）となっていることである。このことは、セルロースの可溶化・酸発酵の作用に、HCO_3^-が大きく関与・利用されている可能性を示すものである。そして、この可能性を強く示唆する現象として、図－９に、HCO_3添加実験における培養液中ＩＣの経時的な濃度変化を示した。可溶化・酸発酵の発現が見られる培養初期においてICの急激な減少があり、その減少量は前掲の図－２や図－７に見られる可溶化量に大きく依存したものとなっている。また、その減少分がCO_2ガスに転化・発生していた痕跡は認められず、本実験での現象からは、ICは明らかに利用されていたと言える。

一方、ｐＨが低くICの存在が認められなかったにも係わらず、可溶化・酸発酵が旺盛であったケースが、前掲図－８の$CaCO_3$を添加してCO_2ガスを封入しなかった系である。ここでの現象は、他の実験系での結果から鑑みると、HCO_3^-の要求分を難溶性の$CaCO_3$の解離に求めたと推察される。そして、CO_2分圧実験の結果は、セルロースの可溶化・酸発酵作用に対する炭酸は、HCO_3^-の形態では促進の方向に作用するものの、逆に、ガス或いはそれが水中に溶解したCO_2やH_2CO_3の形態では抑制に作用している可能性があることを示唆している。

ここで考察したｐＨやHCO_3^-の効果発現作用の確約は、本実験での培養条件や方法から鑑みて、Na^+とCa^{2+}の介在効果の有無を確かめた後となる。なお、本実験で得られたセルロースの可溶化・酸発酵に消費・必要とされるHCO_3^-の十分量は、0.23 g－IC(HCO_3^-－C)／g－Cellulose、又は 0.57 g－IC(HCO_3^-－C)／g－Cellulose－C 以上と見積もられた。

（２）セルロースの嫌気性消化とN，Ｐの利用

本実験では、セルロースの嫌気性消化の進行にともない培養液中のNH_4^+-NやPO_4^{3-}-Pの減少が見られた。窒素の減少傾向は、セルロースの可溶化・酸発酵が進行しているときに大きく減少し、その後、メタン発酵主体になるに従い僅かづつ再溶出するものであった。一方、リンの減少傾向には実験系の違いにより大きな差異が現れた。ｐＨ制御系ではNaOHの注入量と比例するような減少傾向を示し、また、$CaCO_3$添加の系ではセル

ロースの可溶化率に比例した大きな減少が有り、可溶化が円滑に進行していた当系のControlのケースでは初期PO_4^{3-}-P濃度 82.4 mg/l が最終的に 16.5 mg/l まで減少していたことから、前項で考察した$CaCO_3$の解離現象があった可能性を裏付ける結果を示した。このような特異な現象を別にして、セルロースの可溶化・ガス化にともない減少・利用された窒素とリンは、NH_4^+-N : 0.10～0.19 g／g－Cellulose、PO_4^{3-}-P : 0.005～0.012 g／g－Cellulose であった。

（3）全体考察

セルロースの可溶化・酸発酵に対しては、ｐＨは７の中性近傍が良好な環境であることとHCO_3^-の存在が重要であることが示された。これに関して、実際の嫌気性消化槽では、旺盛なメタン発酵によりｐＨは８前後の幾分高い領域にあるとともにHCO_3^-の存在量は豊富となっている。そこで、炭水化物の可溶化・酸発酵の促進を図るとするならば、この過程がメタン発酵過程と区分されるような槽構造を取ることが考えられる。そこでは、ｐＨが６～７の領域に入るようにすることと必要量のHCO_3^-を供給するために、旺盛なメタン発酵が生じた後の消化汚泥液を返送するライン・槽構造を取る必要がある。

セルロースの消化過程では、その量の10～20%の窒素が生物体に利用・固定されていた。このことは、既存の嫌気性消化法に対してセルロース質の投入量を増加させるだけで、消化脱離液からの窒素の削減とともに窒素回収・利用の向上に繋がる可能性が高いと思われる。また、リンの除去・回収に関しては、既存の嫌気性消化法には大きく期待できないが、本実験で示された$CaCO_3$添加系でのリン除去の効果的な発現は、セルロース質の可溶化・酸発酵の促進と合わせてCO_2ガス放出量の削減・利用をも含めた無視できない現象であると位置付ける。

4.3 焼モミガラ製造方法の開発実験

余剰活性汚泥と焼モミガラによる高品質コンポスト化法を実用化するに際しての当面の課題は、必要量の焼モミガラの入手である。モミガラについては、相当量の発生があり、処分に窮している状況にあるが、それを焼モミガラの状態にまで加工している量は少なく、下水汚泥のコンポストに供するまでには至らない。

本実験は、下水汚泥のコンポスト化に必要な量を生産・確保するための焼モミガラの製造方法について検討したものである。実験に先立ち、既存の有機質資材や廃材の炭化技術について技術資料やヒヤリングによる調査を行った結果、目的とする量を容易且つ安価に生産できる技術は見当たらず、新規開発に取り組むこととした。実験では、モミガラの炭化現象を把握するための予備実験と、それに基づく焼モミガラ製造装置の試作実験を行った。

4.3.1 予備実験

（1）実験方法

実験は、モミガラの炭化現象を感覚的に把握するために、モミガラの炭化温度と炭化時間を変え、蓋付きの 280ml－セラッミクス・ルツボと小型マッフル炉を用いて行った。炭化状況は、外観や手触り、もみ手破砕等により評価、把握した。炭化温度は、200, 300, 350, 400, 600℃とし、炭化時間は、15, 30, 45, 60, 90, 120, 180, 240min の中から炭化温度により任意に設定した。

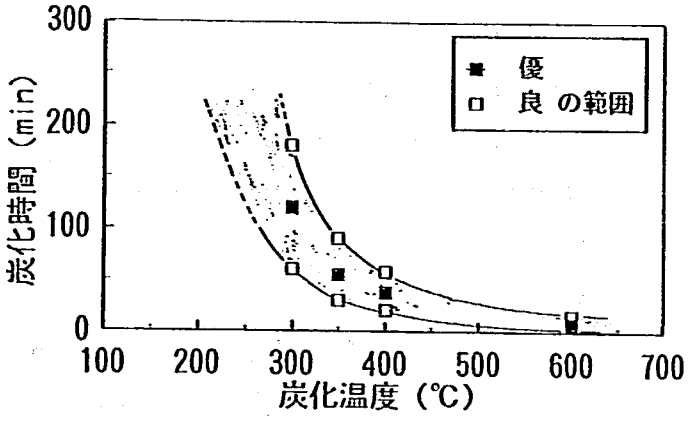
（２）実験結果

モミガラの炭化状況を外観ともみ手破砕から感覚的に評価した結果を表－４に示した。図－１０は、表－４から良好な炭化が図れる条件範囲を炭化温度と炭化時間の関係で表したものである。ここで、良好な炭化物の条件は、完全に炭化している（全て黒色になっている）とともに、もみ手破砕に強いことである。これより、モミガラの炭化は比較的低温且つ短時間で可能であり、また、炭化に際しての温度の選択幅も広く、装置化が可能と思われた。

表－４　マッフル炉による予備実験結果

炭化温度（℃）	評価項目	炭化時間（分） 15	30	45	60	90	120	180	240
200	外観		△		△	△	△		
	もみ手破砕		◎		◎	◎	◎		
300	外観				○		◎	◎	◎
	もみ手破砕				◎		◎	○	△
350	外観		○	○	◎	◎			
	もみ手破砕		◎	◎	○	△			
400	外観	△	○	◎	◎				
	もみ手破砕	◎	◎	○	○				
600	外観	◎	◎						
	もみ手破砕	○	△						

ここで、外観評価　：　◎：完全に炭化，　○：ほぼ完全に炭化，　△：半数程度炭化
もみ手破砕評価　：　◎：強，　○：中，　△：弱



図－１０　良好なモミガラ炭化物が得られる炭化温度と炭化時間の関係

4.3.2 製造装置試作実験

（１）装置の試作

予備実験からは、炭化温度が低い場合は連続的な着火部と回分式による炭化部（貯留を兼ねる）の組合せに、炭化温度が高い場合は着火と炭化を短時間で行う連続式に向いていると思われた。ここでは、短時間で大量生産できる立場を取ることから高温域（600℃付近）の連続式を試作することとした。

図－１１に、試作した装置の概要を示す。

装置の炭化フローは、原料のモミガラが炭化炉の上部から定量供給され、炭化炉内で着火と炭化が図られた後、排出コンベアーを介して炭化物貯留槽に移送されるものとなっている。そして、炭化炉には燃焼用の空気の供給ラインが設けてあるとともに、排出コンベアーに接続している炭化炉下部は機器保護のための水冷構造となっている。

炭化炉の機能発現は、炭化炉下部に形成される炭化相に大きく依存している。連続供給されるモミガラは、炭化相表面にて直ちに自然着火され、炭化相の上部に積み重なって行く。これにより炭化相が形成される。炭化相の厚さは、炭化時間を決定付けるものであり、炭化相上部からの着火モミガラの供給量と下部からの炭化物排出量とのバランスにより維持される。また、炭化炉の機能維持には酸素の供給が必要であり、炭化

炉の炭化相部には微燃焼の維持・炭化促進のための空気が、気相部には炭化により発生する未燃ガスの燃焼のための空気が供給される。

装置の立ち上げは、予め炭化炉下部に適当量を仕込んだモミガラに着火補助としての少量の灯油（試作装置では10～20㎖）を滴下、着火する。その後、炭化炉上部からのモミガラ供給を開始し、炭化炉下部に必要厚さの炭化相が形成されるのを待ち、連続運転に入る。

（2）試作装置による炭化実験

試作装置の性能を調べる実験を、表－5の性状のモミガラを原料として、表－6の運転条件により行った。

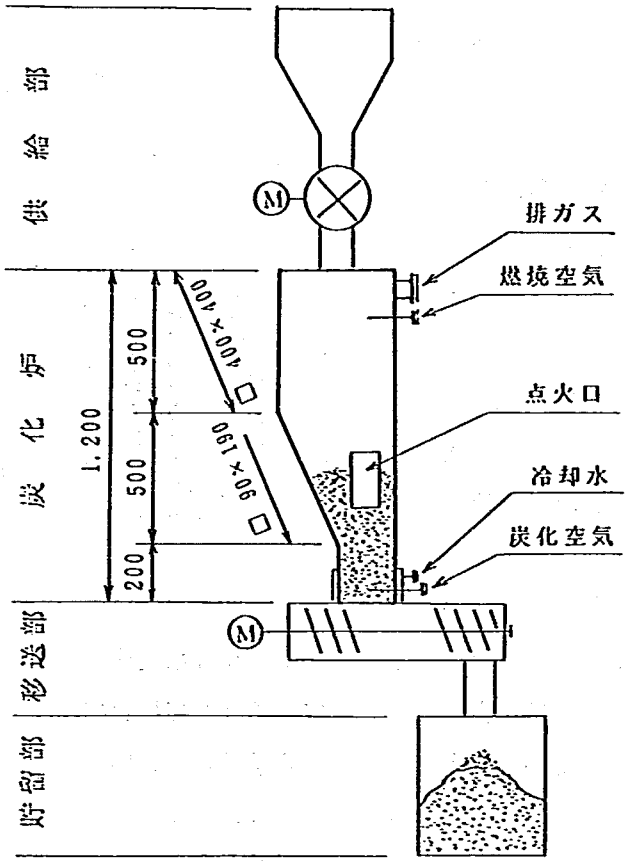
1）装置の運転

試作装置の連続運転から、装置構成・構造上の次の2つの重要な事項が明らかとなった。

① 炭化炉・気相部への未燃ガス燃焼用空気の重要性

開発・試作に当たり、炭化炉への空気供給は、その主目的を炭化促進に置いた炭化相形成部を主体とし、気相部へは主眼を置かず、単に炉内点検窓のくもり防止用として供給していた。しかし、当相への供給量を制限すると、そこでは小爆発が起こり、その規模や頻度は空気供給量を絞るほどに増すものであった。

試運転での爆発の程度は危険となるほどのものではなかったが、この発生は、炉自体や機器の損傷を早めることもさることながら運



図－11　試作したモミガラ炭化装置の概要

表－5　原料モミガラの性状

かさ密度	(g/㎖)	0.119	全－S	(〃)	0.13
水　分	(w/w-%)	9.9	不燃性－S	(〃)	<0.01
灰　分	(w/DS-%)	23.1	可燃性－S	(〃)	0.13
可燃分	(〃)	76.9	総発熱量	(cal/g)	4090
C	(〃)	34.5	理論空気量(1)※	(kg/kg)	5.17
H	(〃)	4.7	生成水分量(2)※	(kg/kg)	0.55
N	(〃)	0.34	理論排ガス量(3)※	(kg/kg)	5.62
O	(〃)	37.2			

表－6　試作装置の運転条件

設定項目	ケース1	ケース2	ケース3	ケース4	ケース5	ケース6
モミガラ投入量 (kg/hr)	9	9	9	14	14	14
炭化相・空気供給量 (N-m³/hr)	7.5	10.6	15.1	10.6	15.1	21.2
・供給空気比(4)※ (－)	0.3	0.4	0.6	0.3	0.4	0.6
・炭化温度	全ケース ： 600 ℃					

理論空気量 ＝ { α･(C/12 ＋ H/4 ＋ O/32 ＋ S/32) /β }･γ　(1)

ここで、α：体積換算係数(22.4 l/㏖)、β：空気中酸素濃度(0.21 v/v)、γ：乾燥空気密度(1.29 g/l)

生成水分量 ＝ 18 ・ H ／ 2　(2)

理論排ガス量 ＝ 理論空気量 ＋ 1 － 生成水分量　(3)

空気比 ＝ 燃焼空気量 ／ 理論燃焼空気量　(4)

理論燃焼空気量 ＝ { (1 － O) ・ モミガラ投入量 ・ 理論空気量 } ／ γ　(5)

ここで、O：モミガラ水分(kg/kg)

転従事者の安全にも係わる現象であり、最も重要な対策事項と認識した。従って、炭化炉の気相部には、炭化により発生してくる未燃ガスを燃焼させるに十分な量の空気を供給することが肝要となる。そして、ここへの空気の過剰供給がモミガラの炭化機能に大きく影響しないことも確認した。

② 炭化炉・炭化相部でのブリッジ形成に伴う炭化物移動・排出障害への配慮

炭化相では、炭化物がブリッジを形成し、下部への円滑な移動に支障を来した。ブリッジ形成には炭化物固有の構造特性や炭化過程で発生するタール分が関係していると考えられたが、炭化炉からの排出時には塊

表－7　試作装置・炭化炉の平均的な運転結果と炭化物の評価

項目		ケース1	ケース2	ケース3	ケース4	ケース5	ケース6
炭化炉	モミガラ水分 (w/w-%)	9.12	8.86	9.27	8.99	8.90	8.90
	モミガラ投入量 (kg/hr)	8.47	9.29	8.82	13.43	14.52	14.29
	炭化相・空気量 (N-m³/hr)	7.5	10.6	15.1	10.6	15.1	21.2
	・空気比 (−)	0.32	0.41	0.61	0.28	0.37	0.53
	気相・空気量 (N-m³/hr)	24.5	24.5	24.5	24.5	24.5	24.5
	炉出口・総括空気比(−)	1.35	1.34	1.60	0.93	0.97	1.14
	炉最下部・温度 (℃)	340	520	690	500	530	790
	炉内・圧力 (mm-Aq)	- 10	- 8	- 8	- 11	- 8	- 4
炭化物	残留可燃分(w/DS-%)	34.1	31.2	25.8	35.8	34.1	22.1
	外観	○	○	△	◎	○	○
	もみ手破砕	○	○	△	◎	○	△

ここで、外　観　；　◎：灰が無い，○：灰が少量，△：灰が多量，×：無炭化物混在
もみ手破砕　；　◎：強い，○：中，△：弱い

表－8　試作装置より得られた炭化物と排ガスの性状分析結果

測定・分析項目		ケース1	ケース2	ケース3	ケース4	ケース5	ケース6
炭化物性状	かさ密度 (g/ml)	0.072	0.076	0.077	0.083	0.098	0.085
	真比重 (−)	2.20	1.49	2.17	1.93	2.48	2.42
	粒度分布[質量](%) < 0.05 (mm)	0	0.8	0	0.3	0.3	0.6
	0.05 ～ 0.20	1.4	1.3	0.8	0.9	2.0	2.8
	0.20 ～ 0.50	3.3	9.3	7.6	4.1	7.4	6.5
	0.50 ～ 1.00	12.2	32.5	42.7	13.8	35.1	19.7
	1.00 ～ 2.00	61.6	41.0	44.4	25.9	46.1	23.4
	2.00 <	20.7	13.6	3.1	53.3	6.9	1.9
	平均粒径 (mm)	1.55	1.07	1.00	2.07	1.03	0.97
	比表面積 (m²/g)	126.6	25.0	80.1	111.7	126.9	122.0
	全・細孔容積 (ml/g)	0.0808	0.0291	0.0547	0.0759	0.0752	0.0859
	平均・細孔半径 (Å)	12.5	21.5	13.4	12.6	11.6	13.9
	ヨウ素・吸着量 (mg/g)	80	50	60	100	80	90
	pH (−)	10.7	10.3	10.8	10.6	10.4	10.2
	電気伝導率 (ms/m)	207	174	206	212	239	226
	N (w/DS-%)	0.28	0.14	0.15	0.56	0.38	0.27
	P (〃)	0.028	0.031	0.017	0.031	0.011	0.21
	K (〃)	0.98	1.0	1.4	0.85	0.81	1.2
	As (mg/DS-kg)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	Cd (〃)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	Hg (〃)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	Cu (g/DS-kg)	< 10	< 10	< 10	< 10	20	30
	Zn (〃)	30	10	20	20	30	50
排ガス性状	O_2 (v/v-%)	5.63	1.43	2.25	3.75	2.38	2.30
	CO (〃)	6.15	5.62	5.25	5.70	4.95	4.43
	CO_2 (〃)	7.8	15 ≦	15 ≦	14.2	14.9	15.0
	NOx (ppm)	48	129	125	140	105	140
	SOx (〃)	32					
	CN (mg/N-m³)	30					
	ダスト濃度 (g/N-m³)	7.2					
	02-12%換算・CO (v/v-%)	3.60	2.58	2.52	2.93	2.39	2.13
	・CO_2 (〃)	4.57			7.41	7.18	7.22
	・NOx (ppm)	28.1	59.3	60.0	73.0	50.8	67.4
	・SOx (ppm)	18.7					
	・CN (mg/N-m³)	17.6					

状化が殆ど見られなかったことから、ブリッジ形成は主に炭化物構造に由来すると判断された。

このことから、試作装置におけるブリッジ発生は装置構造の設計ミスによるものであり、実用装置では炭化相形成部の平面構造をより広く、大きくすることで容易に解決できると結論付けた。

2）炭化物の性状

製造された炭化物を予備実験と同様の手法により評価した結果が表－7である。ケース4の運転条件から得られた炭化物が残留可燃分も多く最も良い成績を示したことから、開発装置の炭化システムにおいては、炭化炉の炭化相部への空気供給量をできるだけ少なくした運転法を取ることが灰化抑制による回収率の向上と堅固な炭化物を得る上での運転制御上の特徴と言える。なお、表－8は、本実験過程で得られた排ガスと炭化物の性状分析結果である。

5．まとめ

平成7年度に行った調査結果は以下のようにまとめられる。

1）最初沈殿池汚泥の嫌気性消化連続実験を消化温度：35，45，50，55，60℃、消化日数：10，20日の条件で、それぞれ9ヶ月間行った結果、

① 消化成績は、一般的な傾向として、消化温度：35℃が最も良く、これよりも消化温度が高くなるほどに悪くなるものであった。

② この原因は、主にメタン発酵が抑制されていたことにあると思われた。

③ 消化温度：55℃は、他の消化温度と異なった結果を示し、消化日数：20日では10日に比して格段に良好な成績を示した。

2）セルロースの可溶化・酸発酵に関する基礎的な実験を行った結果、

① 可溶化・酸発酵の至適pHは、中性域の7近傍にあった。

② 可溶化・酸発酵はHCO_3^-が存在したとき円滑に進行するものであった。そして、その進行にともない多量のHCO_3^-を要求・摂取した。

③ $CaCO_3$の添加は可溶化・酸発酵の促進に効果があった。その効果は$CaCO_3$からのHCO_3^-の獲得にあったと考えられた。そこでは、可溶化・酸発酵の促進にともない培養液中の溶解性リン酸が著しく減少していた。

④ 可溶化・酸発酵の進行にともない得られた基礎的な数値は次のとおりである。

a. 可溶化・酸発酵速度（最大値）：0.96 g－Cellulose／ℓ／日，
又は 4.5 g－Cellulose／g－植種VSS／日

b. HCO_3^- 摂取率（最大値）：0.23 g－IC(HCO_3^-－C)／g－Cellulose以上，
又は 0.57 g－IC(HCO_3^-－C)／g－Cellulose－C 以上

c. NH_4^+－N 摂取率（通常値）：0.10～0.19 g-N／g－Cellulose

d. PO_4^{3-}－P 摂取率（通常値）：0.005～0.012 g-P／g－Cellulose

3）焼モミガラ（モミガラ炭化物）を連続的に製造する装置の開発を行い、試運転から次の事項が明らかとなった。

① 炭化過程から発生する未燃ガスを燃焼・安定化させるための、炭化炉・気相部への空気の供給が重要である。

② 炭化炉・炭化相部において、炭化物のブリッジが生じない構造、規模とする必要がある。

③ 炭化物の回収率を高め（灰化を抑制）、より堅固な炭化物を得るためには、炭化炉・炭化相部への空気供給量をできるだけ絞った運転方法とすることであった。

［謝　辞］

嫌気性消化の実験は、茨城県や守谷町からの定期的な試料提供を受け実施された。また、焼モミガラ製造方法の開発実験は、愛知県建設技術研究所の協力により進められ、開発・試作に際しては技術調査・ヒヤリングに多くの人の協力を仰いだ。ここに記して、本調査に関係された機関並びに皆様方に感謝の意を表します。

10. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明
研　究　員　山下　洋正

１．まえがき

下水処理により発生する汚泥量は，下水道の普及に伴い年々増加してきており，その適正な処理・処分・利用は重要な課題となっている．また，中小都市ならびに町村への下水道普及を推進するにあたり，将来的な汚泥処理の処分・利用についての対応が求められている．これらの課題に対しては，汚泥処理システムの集約化が有効な解決策となりうる．

本調査は，集約処理システムの効率化をおもに汚泥輸送の観点から検討することを目的として，平成３年度より実施している．

２．調査の目的

本調査では汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性についての検討および送泥管の圧力損失の予測方法についての検討を行い，これらを総合して効率的な送泥計画を策定するための技術指針を作成することを目的としている．また，集約後汚泥の処理プロセスとして高濃度汚泥の嫌気性消化法をとりあげ，高濃度汚泥輸送と組み合わせた新しい集約処理システムの確立を目指す．

３．平成６年度までの調査結果

1）下水汚泥の流動特性について調査し，回転粘度計の速度勾配の制御方法を決定した．また温度の影響，腐敗の影響，粘度の回復過程，粒子径の影響，各種汚泥の流動特性と体積濃度の関係について検討した．高濃度の汚泥ほど温度上昇による流動性の向上が少なかった。腐敗に伴う粘度の低下はTSの低下によるものと推測された．一度流動化した後に静置した汚泥の，チクソトロピー性による粘度回復はわずかであった．粒子径をホモジナイザーで低下させても，流動特性に大きな影響はなかった．汚泥のレオロジー定数は汚泥種類に関係なく体積濃度の関数として表現された．

2）送泥管の圧力損失の予測について調査した．実験装置を増設し（内径108mm，測定部長さ20mの粗管および内径94mm，測定部長さ20mの滑管）管径，管壁粗度の影響について検討した．滑管乱流域においてDodgeらの式は有効であるが，$n<0.4$の範囲では予測精度が悪く，管径の影響も生じた。粗管乱流域では，圧力損失をレイノルズ数の指数関数として表現する実験式を得た。また臨界レイノルズ数，汚泥倍率による予測方法についても検討した．

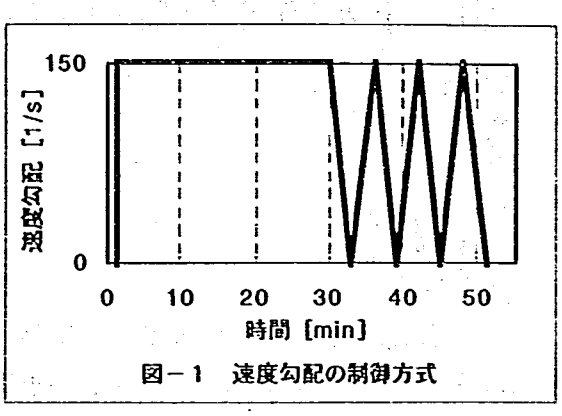
3）高温高濃度嫌気性消化実験を行った．バッチ実験により基質，汚泥負荷率，撹拌，汚泥層厚，汚泥濃度の影響について検討した．消化ガス発生総量は基質汚泥負荷率，撹拌の有無，汚泥層厚によらずほぼ一定（約500～600 mL/投入g-VS）であった。負荷率が高い場合，撹拌がない場合および汚泥量が多い場合に，それぞれ初期ガス発生速度が低くなり，また消化日数が長くなった。

4．平成７年度の調査結果

4．1　下水汚泥の流動特性調査

4．1．1　調査方法

６年度の調査結果により，回転粘度計を用いて図－１に示す速度勾配制御方法によって，チクソトロピー量と平衡流動状態の流動曲線を連続して測定した．温度の影響については，６年度に消化汚泥について調査しており，今年度は生汚泥および余剰汚泥についても調査した。また，下水汚泥以外のスラリー状物質として浚渫底泥についても同様に調査し，各レオロジー定数の算出式の適用範囲について検討した．



図－１　速度勾配の制御方式

１）温度の影響：　K処理場の生汚泥，余剰汚泥および消化汚泥をそれぞれ３段階に濃度調整した試料を用い，20, 35, 50℃で流動特性を測定した．

２）各種汚泥の流動特性と汚泥濃度，体積濃度係数およびVSとの関係：　K処理場の生汚泥，余剰汚泥および消化汚泥を用い，20℃における流動特性を測定した．また複数の下水処理場より採取した各種汚泥についての前年度の測定データおよび浚渫底泥の測定データとを併せて，各レオロジー定数と，汚泥濃度，体積濃度係数およびVSとの関係について検討した．

表－１に粘度測定に供した汚泥の性状を示す．

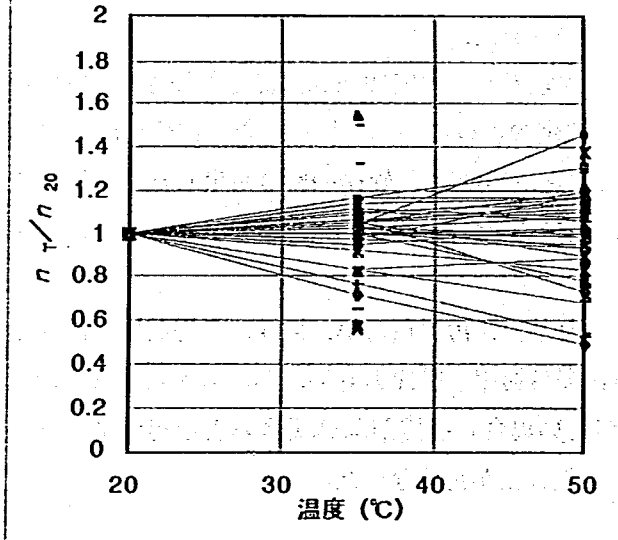
表－１　供試汚泥の性状（粘度測定）

Run	原汚泥 TS(%)	原汚泥 VS(%)	原汚泥 比重	調整濃度(%) 最低濃度	調整濃度(%) 最高濃度	体積濃度 係数kv
消化1	2.03	62.5	1.0098	1.01	7.17	0.527
消化2	1.58	62.5	1.0091	0.76	5.99	0.620
消化3	1.75	62.9	1.0097	0.83	6.11	0.631
余剰1	0.56	68.4	1.0041	0.56	4.24	0.994
余剰2	0.96	75.9	1.0038	0.96	6.39	0.449
余剰3	1.05	76.0	1.0045	1.05	6.19	0.404
生1	2.14	79.9	1.0071	0.61	7.20	0.417
生2	2.13	78.7	1.0077	2.13	8.57	0.503
生3	1.22	83.6	1.0065	1.22	9.22	0.530
底泥	8.16	15.0	1.0578	4.04	20.2	0.091

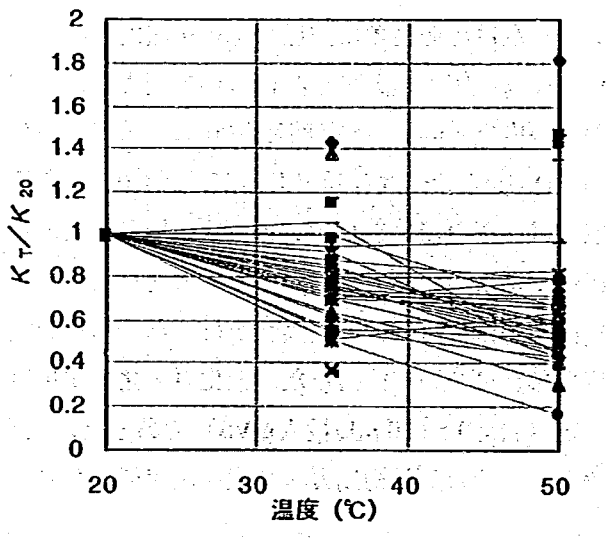
4．1．2　調査結果

１）温度の影響

汚泥の構造粘度指数 n および擬塑性粘度係数 K への温度の影響について，それぞれ図－２および図－３に示す．図－２より n への温度の影響については明確な傾向がみられず，変動の範囲内と考えられ



図－２　構造粘度指数 n と温度の関係



図－３　擬塑性粘度係数 K と温度の関係

る．図－3よりKへの温度の影響については，ほとんどの測定例において温度上昇にともないKが減少している．従って，構造粘度指数nは温度に対して独立であるとして扱ってよく，擬塑性粘度係数Kは温度に依存するとして評価する必要がある．図－3より，Kの温度依存性はArrhenius式の形で表現でき，その温度補正式を以下のように求めた．

$K_T = K_{20} \cdot \mathrm{Exp}(-A(T-20))$

$A = 0.0154 \cdot K_{20}^{\ 0.1583}$　　（T：汚泥温度[℃]，K_{20}：20℃におけるK，K_T：T℃におけるK）

浚渫底泥については，Kは温度上昇にともない増加し，下水汚泥とは異なる傾向を示した．従って，本補正式は現在の調査範囲では下水汚泥にのみ適用可能である．

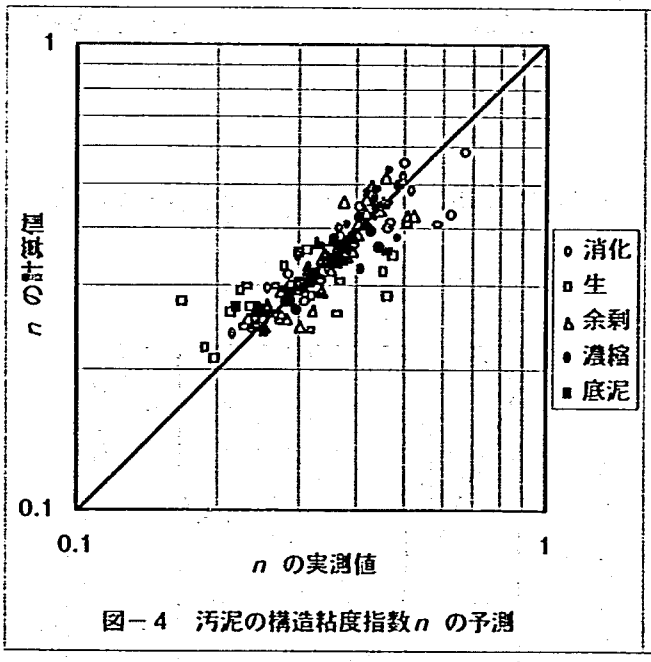
2）各種汚泥の流動特性と汚泥濃度，体積濃度係数およびVSとの関係

前年度において，汚泥のレオロジー定数の説明変数としてTSに代えて体積濃度(=TS×体積濃度係数kv)を用いることにより，様々な下水汚泥の流動特性が同一の関数により記述できることを示した．今年度は，さらに多種類の汚泥に適合するように，TS(%)，kv(-)およびVS(%)を説明変数とした重回帰計算により

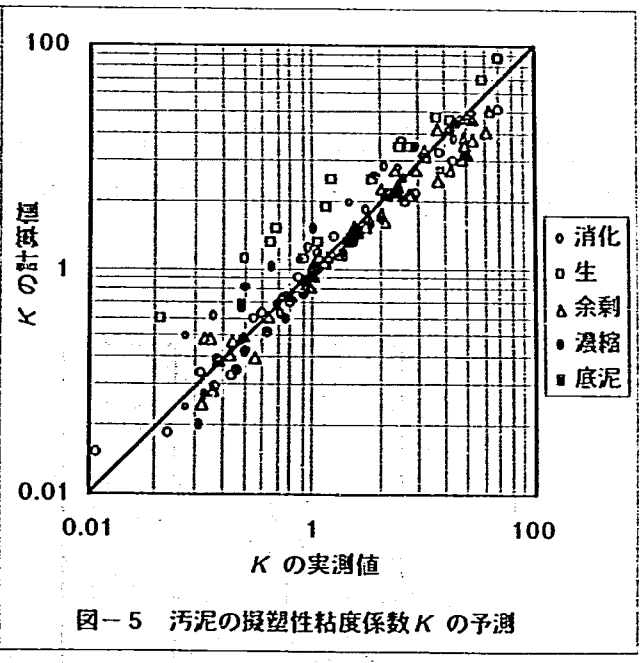
$n = 0.492 \cdot TS^{-0.538} \cdot kv^{-0.218} \cdot VS^{-0.228}$,

$K = 0.127 \cdot TS^{3.70} \cdot kv^{2.14} \cdot VS^{0.967}$　　..... (1)

なる予測式を得た．構造粘度指数nおよび擬塑性粘度係数Kについて，計算値と実測値の相関をそれぞれ図－4および図－5に示す．これらの図には，複数の下水処理場より採取した各種汚泥の粘度測定データ



図－4　汚泥の構造粘度指数n の予測



図－5　汚泥の擬塑性粘度係数K の予測

を用いており，その汚泥性状は種類および処理場ごとにかなり異なっているにもかかわらず，本予測式によって統一的に表現できている．下水汚泥の組成は複雑であり，特に生汚泥は夾雑物も多く，データにばらつきが生じるのは避けがたいが，構造粘度指数nおよび擬塑性粘度係数Kともに工学的に十分な精度で予測可能であることが示された．また，浚渫底泥のように無機分が多く下水汚泥とかなり異なる性状を示すスラリー状物質についても，本予測式で扱えることが分かる．

4．2　送泥管の圧力損失の予測に関する調査

4．2．1調査方法

今年度は，内径108mmのダクタイル鋳鉄管（DIP）および内径94mmのステンレス鋼管（SUS）を用いて前年度の追加実験を行うとともに，汚泥輸送実験装置を改造して，管種を内径106mm の炭素鋼鋼管（STPG，内面をサンドブラスト処理して人工的な粗度を形成）および内径100mm の硬質塩化ビニル管（VP）に変更し，送泥管の圧力損失の予測方法について，粗度の影響を考慮に入れて更に検討を加えた．

実験装置は２つの独立した送泥ループからなる．各ループは全長 55m で，直管部 20m の圧力損失を差圧計により，流速を電磁流量計により測定する．表－２に各送泥管の概要を示す．

供試汚泥は，K処理場の余剰汚泥と脱水汚泥を混合して濃度調整したものを用いた．供試汚泥量は１実験につき 0.8m^3 である．汚泥の流動特性は，実験時の温度で測定，または20℃での測定結果を実験時の温度で補正した．供試汚泥の性状について表－３に示す．

表－２　各送泥管の概要

送泥管	ループ1	ループ2		ループ2（改造）	
	測定部1	測定部2	測定部3	測定部2	測定部3
管種	SUS	SUS	DIP	VP	STPG
流速係数 CH	150	155	130	145	135
相対粗度 k/d [-]	0	0	0.0015	0.0003	0.0006
内径 d[m]	0.037	0.108	0.094	0.1	0.106
測定部長さL[m]	20	20	20	20	20
助走部長さL'[m]	4	2	2	2	2
最大流速 Vmax[m/s]	3	1.8	2.4	2.2	1.9
最小流速 Vmin[m/s]	0.1	0.4	0.6	0.6	0.5

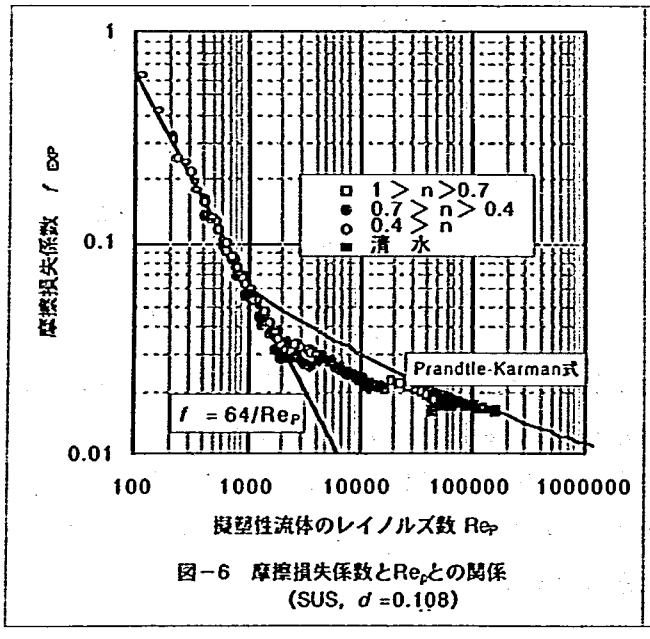
表－３　供試汚泥の性状（輸送実験）

Run No.	汚泥種類	濃度 [%]	温度 [℃]	擬塑性粘度 K[Pa·s]	構造粘度指数 n[-]
1	余剰	0.8	14	0.00439	0.8723
2	余剰+脱水	2.4	7.6	0.2108	0.3539
3	余剰+脱水	3.4	14.8	0.3534	0.4216
4	余剰+脱水	4.5	7.3	0.9639	0.366
5	余剰+脱水	5.5	10.5	1.85	0.3639
6	余剰	0.7	14	0.00471	0.8975
7	余剰+脱水	2.5	16	0.2287	0.4284
8	余剰+脱水	4	8.2	0.7799	0.4006
9	余剰+脱水	5.3	14.7	1.803	0.3981
10	余剰+脱水	6.4	5.2	3.884	0.3706

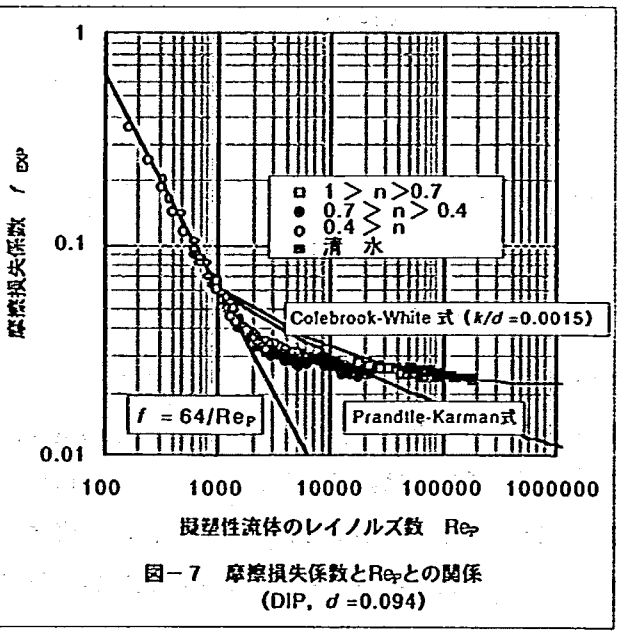
4．2．2　調査結果

1）摩擦損失係数と擬塑性流体のレイノルズ数の関係

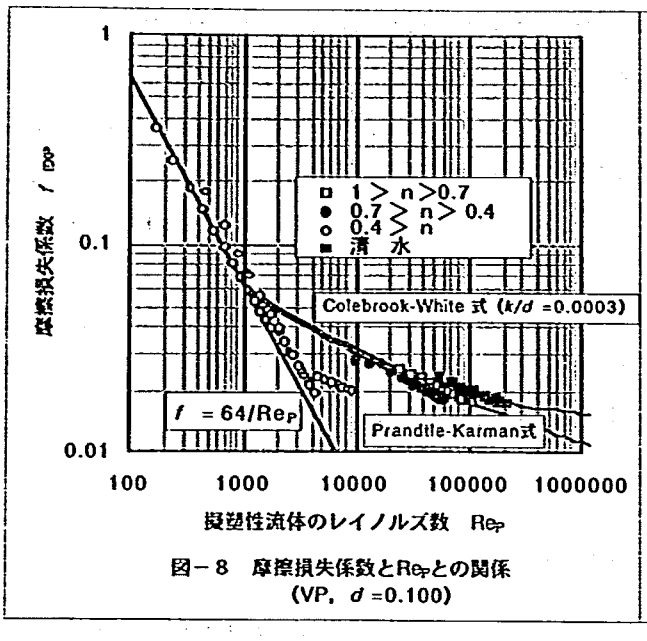
Darcy-Weisbach の摩擦損失係数 f_{EXP} と擬塑性流体のレイノルズ数 Re_P との関係を図－６～図－９に示す．



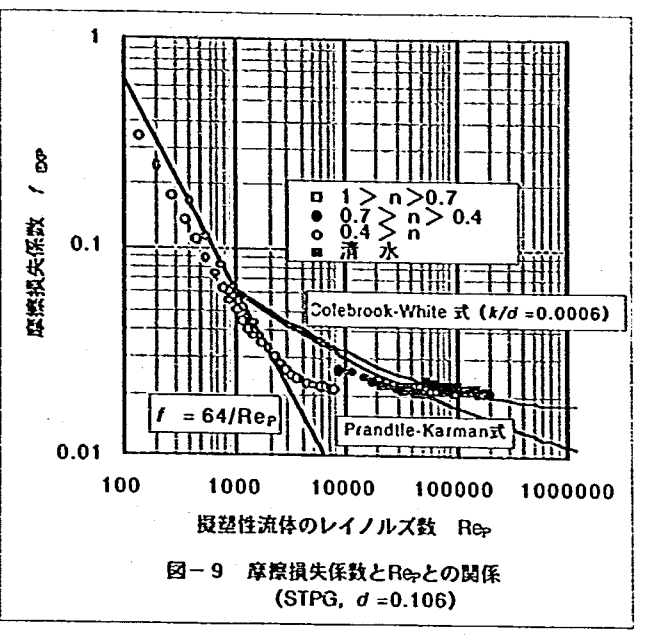
図－6　摩擦損失係数とRe$_P$との関係
(SUS, d =0.108)



図－７　摩擦損失係数とRe$_P$との関係
(DIP, d =0.094)



図－8 摩擦損失係数とRePとの関係
(VP, d =0.100)



図－9 摩擦損失係数とRePとの関係
(STPG, d =0.106)

清水についての場合と同様に，擬塑性流体についても層流域・遷移域・乱流域が存在し，また乱流域には水理学的滑管領域・粗滑遷移域・完全乱流域（完全粗管）が存在すると考えられる．

層流域については管種，管径によらず清水の場合と同様な関係 $f=64/Re_P$ が成り立った．

乱流域については，まず滑管乱流域について，Dodge ら[1]は，擬塑性流体（高分子溶液）を用いた管路輸送実験から，

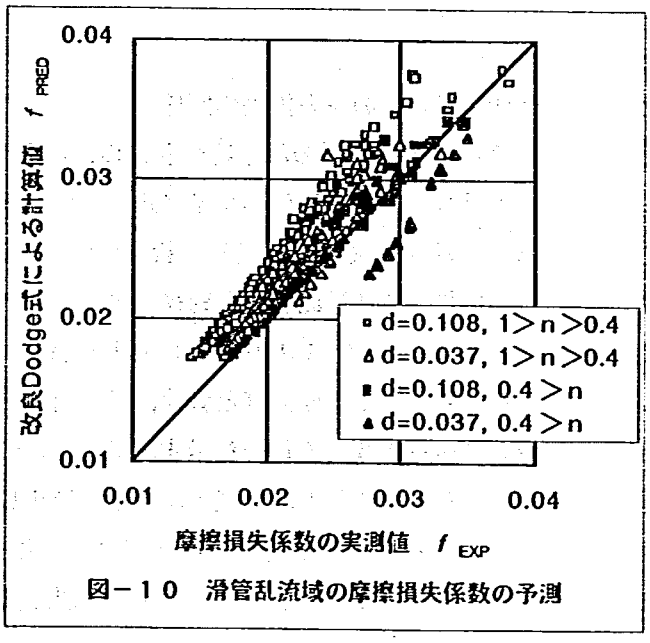
$$1/\sqrt{f}=A_n\cdot\log\{Re_P\cdot(f/4)^{1-n/2}\}+B_n$$

ここに，$A_n=2.0/n^{0.75}$，$B_n=-0.20/n^{1.2}$ ..... (2)

という半理論式を導いている．Dodge らの式を高濃度汚泥での実験結果に適用すると，$n<0.4$の領域での予測精度が不十分である．よって，ステンレス鋼管を用いて得られた高濃度汚泥の実験データに基づいてA_nおよびB_nを再評価した結果，

$$A_n=1.53/n^{0.642},\quad B_n=1.96\cdot n^{1.34}\qquad (0.2<n<0.9)$$

という係数が得られた．この係数を用いると，n =1を代入した際に清水での滑管乱流域の予測式と一致しないが，式の適用範囲を$0.2<n<0.9$と限定することにより，高濃度汚泥に対して，Dodge らの式よりも高い予測精度が得られた．これより，滑管乱流域の実測値f_{EXP}（$Re_P>2100$で，層流から乱流への遷移域での不規則なデータは除いた）と，計算値 f_{FRED} と比較したものが図－１０である．n および管径の影響が若干みられるが，計算値の実測値からのずれは上下約20%の範囲内におさまっており，高濃度汚泥の滑管乱流域における摩擦損失係数の予測に適用可能であることが示されている．



図－１０ 滑管乱流域の摩擦損失係数の予測

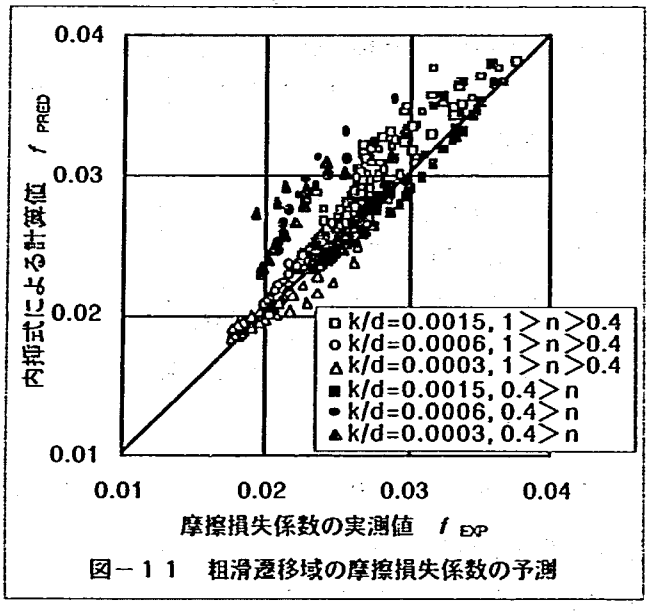
一方，完全乱流域（完全粗管）においては，清水の場合と同様に，流れの状態は粘性の影響を受けず粗度 k/d のみの関数となることが予測される．しかし，高濃度汚泥の完全乱流状態を達成するには多大な流速が必要であり，本研究の実験条件下では実測できず，また現実の高濃度汚泥の管路輸送においても出現することはない．しかし，後述する粗滑遷移域での摩擦損失係数の予測を行うためには極限状態の式として必要であることから，理論的予測として，清水の場合と同様な関係 $1/\sqrt{f} = 1.14 - 2\log(k/d)$ が成り立つと想定する．

粗滑遷移域においては，粘性と粗度が共に流れの状態に影響を及ぼし，摩擦損失係数は Re_P と k/d の関数になると想定される．よって，粗滑遷移域における予測式は，滑管乱流域における予測式と完全乱流域（完全粗管）における予測式との内挿式として以下のように得られる．

$$1/\sqrt{f} = 1.14 - 2\cdot\log\left[\, k/d + \left\{ Re_P \cdot (f/4)^{1-n/2} \right\}^{-A_n/2} \cdot 10^{0.57-B_n/2} \,\right]$$

ここに，$A_n = 1.53 / n^{0.642}$，$B_n = 1.96 \cdot n^{1.34}$　　$(0.2 < n < 0.9)$ ..... (3)

これより，粗滑遷移域の実測値 f_{EXP} と，式による計算値 f_{FRED} とを種々の粗度（k/d=0.0015，0.0006，0.0003）の管（内径はいずれも約100mm）について比較したものが図－１１である．各粗度における $1 > n > 0.4$ の領域および粗度 k/d=0.0015（DIP）の管の $0.4 > n$ の領域については，計算値の実測値からのずれは上下約10％の範囲内におさまっており，高精度の予測とみなせる．粗度 k/d=0.0006（STPG）および k/d=0.0003（VP）の管の $0.4 > n$ の領域については，計算値が実測値の最大1.4倍程度となり，粗度 k/d=0.0006（DIP）の管と比較して予測精度が低い．この理由としては，同領域での測定データの不足を層流から乱流への遷移領域での不規則な測定データで補ったために精度が低下したと考えられる．今後，適切な実験データを補足して再検討することが必要であろう．

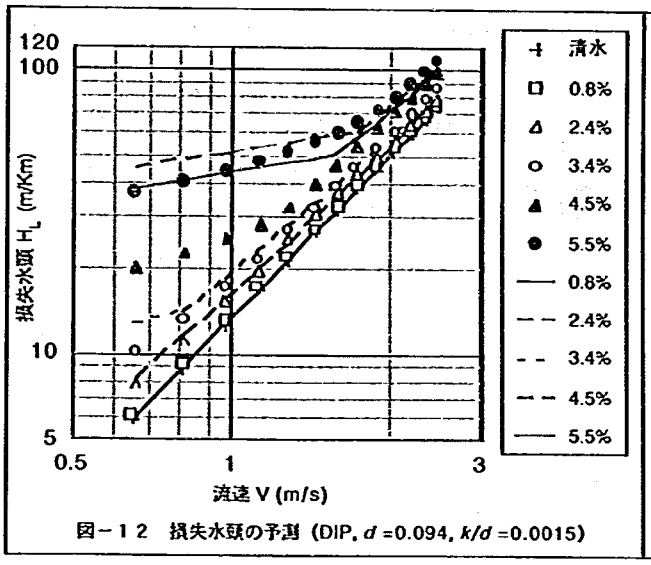


図－１１　粗滑遷移域の摩擦損失係数の予測

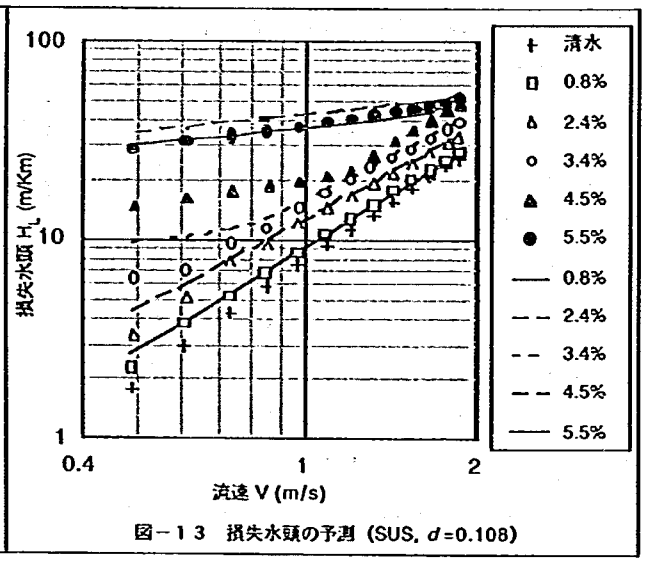
2）汚泥性状と輸送時の圧力損失の関係

以上のように，各種汚泥の流動特性と温度，汚泥濃度，体積濃度係数およびVSとの関係を数式化し，また摩擦損失係数と擬塑性流体のレイノルズ数の関係を数式化することができた．これらを組み合わせることによって，輸送に供する汚泥の性状（体積濃度係数およびVS）および外的要因（温度）を調査した結果にもとづいて，ある送泥濃度と管径，設定流速における圧力損失を予測することが可能となる．例として粗管（DIP，d=0.094，k/d=0.0015）および滑管（SUS，d=0.108）について，汚泥の性状および温度のみのデータに基づいて送泥濃度と管径，設定流速に対する損失水頭を算出し，実測値と比較したものを図－１２および図－１３にそれぞれ示す．ほとんどの場合について，粗管・滑管ともに計算値と実測値はよく一致しており，層流域と乱流域の境界もほぼ正しく表現されているので，圧力損失の予測式として実用可能と考えられる．汚泥濃度が4.5%の場合に，損失水頭の計算値が実測値と離れているのは，汚泥のレオロジー定数が実測値とずれて計算された結果として擬塑性流体のレイノルズ数 Re_P が過小に算出され

たためと考えられる．このように，特に汚泥が高濃度の場合に，体積濃度係数の測定誤差等が汚泥のレオロジー定数の計算値に大きく影響し，結果として圧力損失および臨界レイノルズ数の予測精度を低下させることがあり，十分な注意が必要である．

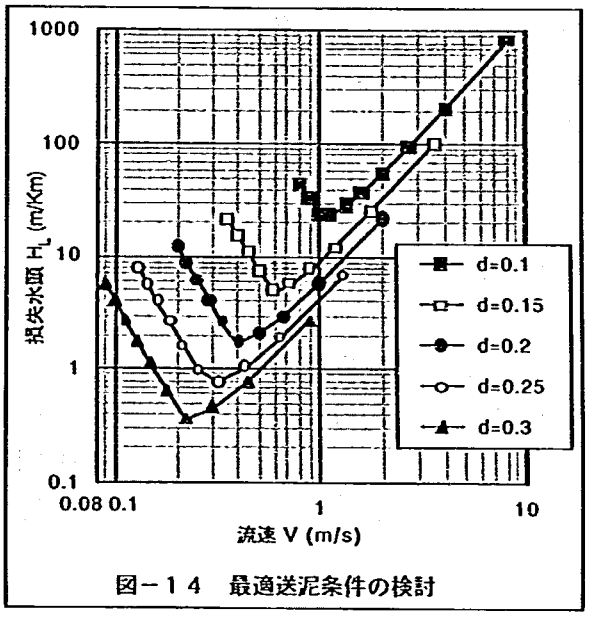


図－１２　損失水頭の予測（DIP, d =0.094, k/d =0.0015）



図－１３　損失水頭の予測（SUS, d =0.108）

ここで，処理場の年間発生汚泥量M(DSt)が与えられた場合に，効率的に送泥するために，送泥濃度C(%)，流速V(m/s)および管径d(m)を決定する方法について考察する．単純化のために24時間連続して送泥すると考えて，M=10000の場合の計算例を図－１４に示す．ここでは，送泥濃度が0.5＜C＜5，管径が0.1＜d＜0.3の範囲で検討した．汚泥の沈降防止および長期間の送泥による腐敗防止のために，流速が0.5(m/s)以上という条件を設定すると，図より管径d=0.3(m)，流速V=0.5(m/s)の場合に損失水頭H_L=1.0(m/Km)で最小となり，その際の送泥濃度は約0.9(%)である．図および考察より管径が大であるほど損失水頭は低下するが，流速が過小にならないよう，また建設費が過大にならないように注意を払う必要がある．また，同一の管径においては，低濃度の汚泥を高速の乱流で送泥するよりも，濃縮した高濃度の汚泥を層流と乱流の境界付近の低速な流れで送泥する方が損失水頭を低減できることが分かる．しかし，境界付近よりもさらに低速で高濃度の層流にすると，逆に損失水頭は増大する．以上より，送泥システムの設計においては，これらの損失水頭に関する理論的な考察に加えて，送泥システムの前段の濃縮操作および後段の汚泥処理の効率性・経済性ならびに返流水負荷等も考慮に入れて，総合的に送泥濃度，流速および管径を決定する必要がある．



図－１４　最適送泥条件の検討

4．3　高温高濃度嫌気性消化実験

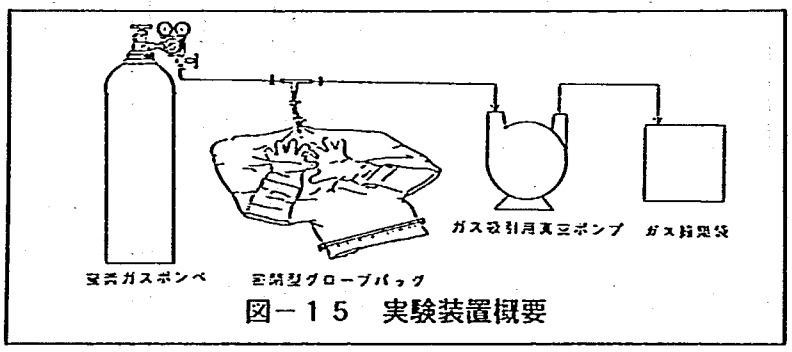
4．3．1実験方法

実験は、培養器に約50Lのポリエチレン製グローブバッグを用い、バッチ方式により69日間行った。表－4に実験条件を示す。供試汚泥に高分子系・生脱水汚泥を種汚泥に高分子系・嫌気性消化脱水汚泥を用い、嫌気性消化脱水汚泥は、実験仕込みに先立ち所定の培養温度に対する馴養を約1ヶ月間行った。

表－4　脱水汚泥消化実験の実験条件

培養温度	35℃，45℃，55℃
混合比率 (植種率)	嫌気性消化脱水汚泥(TS)：生脱水汚泥(TS) 1：1/20、1/15、1/10、1/5、1/3、1/2 1：0
初期：含水率:78%、TS:22%	

実験では、培養温度（消化温度）と混合比率（消化日数を想定）を変えた仕込み条件を設定した。仕込み汚泥は、グローブバッグ内で窒素ガスによる嫌気化を図った後、真空ポンプにより全ガスを排除して無ガスの状態で所定温度の孵卵器内にて静置・培養した。グローブバッグは、消化状況を調べるために週1回の割合いで取り出し、消化ガス全量を真空ポンプにより回収した後、窒素ガスを封入して手動で均一になるよう混合し、分析用の汚泥試料を採取した。孵卵器内に返すときのグローブバッグは、仕込み時と同様、嫌気化・無ガス化した状態とした。これらの操作時の状態を図－15に示した。



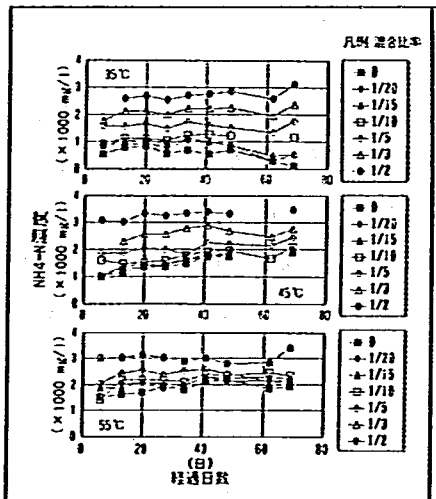
図－15　実験装置概要

試料の分析は、消化ガスはガスクロマトグラフ－TCDにより、汚泥試料については、イオン交換蒸留水を用いて液状試料を作成した後、下水試験方法（1984）に基づき固形物と溶解性物質について行った。

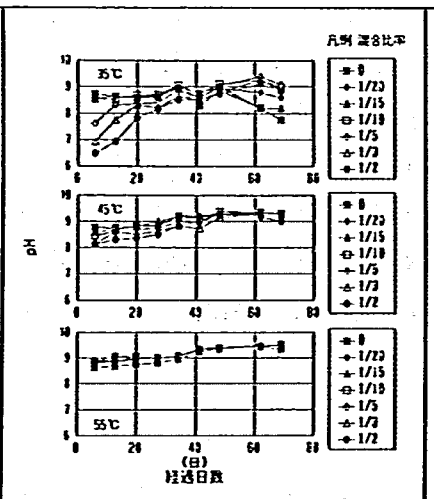
4．3．2実験結果

実験期間中の培養汚泥の含水率は、35℃:78～80%，45℃:77～80%，55℃:72～79%の間で変動していた。

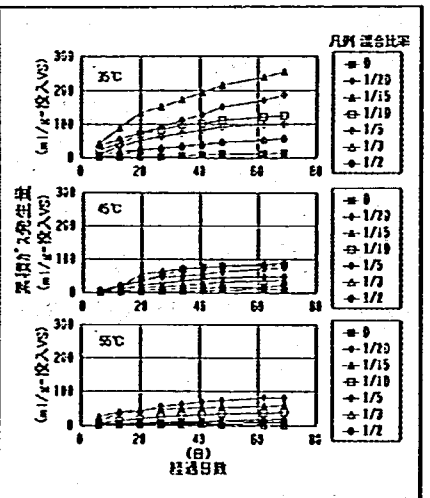
図－16、図－17、図－18は、それぞれNH_4^+-N 濃度、pH、累積ガス発生量の経時変化である。ここで、NH_4^+-N 濃度の値は、培養中の湿潤汚泥の水分濃度に換算したものである。NH_4^+-N 濃度は、生脱水



図－16　NH_4^+-N 濃度の経時変化



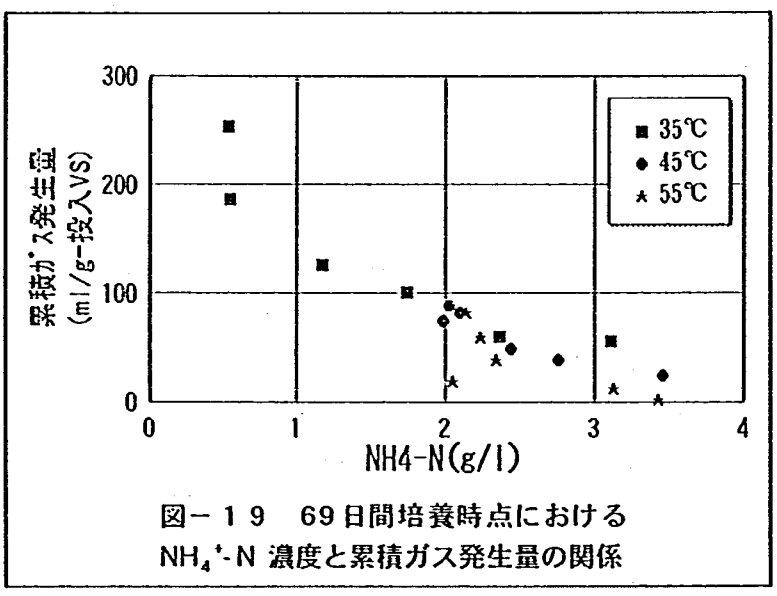
図－17　pH の経時変化



図－18　消化ガスの累積発生量

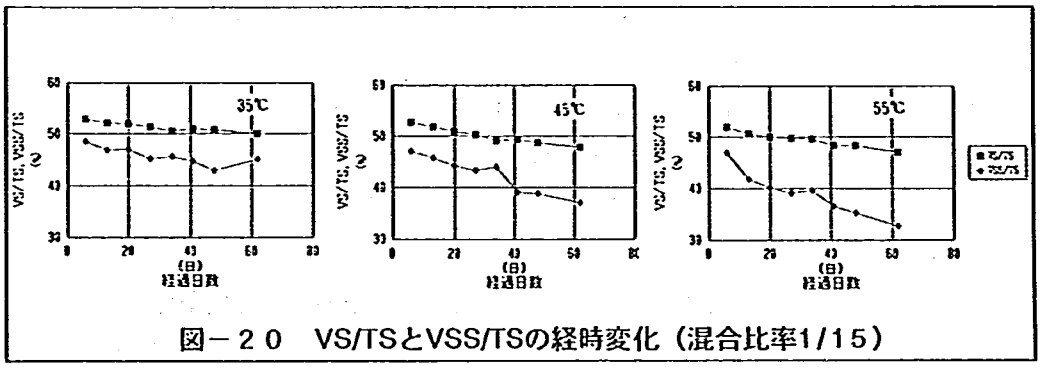
汚泥の混合比率が高いほど、また、培養温度が高いほど濃くなるものであったのに対して、pHにはNH_4^+-N濃度ほどの差異は現れなかった。一方、ガス発生は、混合比率が低いほど、そして、培養温度が低いほど多くなる傾向を示した。

ここで、ガス発生量に差異が生じた原因には、全てのケースにおけるpHがほぼ同じ狭い領域にあったことから、NH_4^+-N濃度が影響していたことが考えられる。図－１９は、69日間培養時点におけるNH_4^+-N濃度と累積ガス発生量の関係を示したものである。これより，NH_4^+-N濃度とガス発生の間には培養温度に左右されない良好な関係が認められ、メタン発酵の進行は主に生成されたNH_4^+-N濃度に支配されていたと言える。



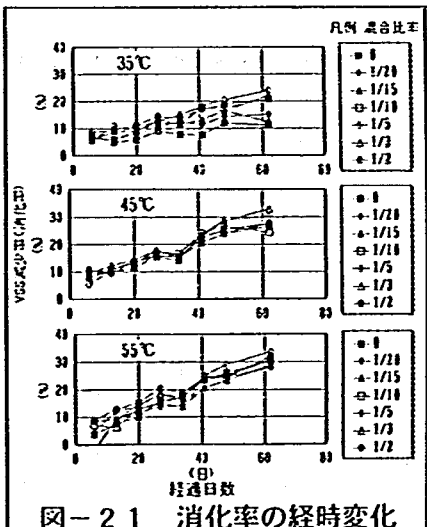
図－１９　69日間培養時点における
NH_4^+-N濃度と累積ガス発生量の関係

図－２０は、汚泥固形物の消化状況をVS/TSとVSS/TSの経時変化からみた一例である。VSは培養温度に関係なく類似の減少傾向を示したのに対して、VSSは培養温度が高いほど経過日数とともに大きく減少していた。これらの傾向は、他の混合比率のケースにおいても普遍的に現れていたものである。この現象は、固形物の消化（可溶化）は培養温度が高いほど進行し易かった反面、可溶化した溶解性の有機物は分解・ガス化されず蓄積して行ったことを表している。図－２１と図－２２に、全てのケースにおけるVSS減少率（消化率）と溶解性VS(DVS)の経時変化を示した。

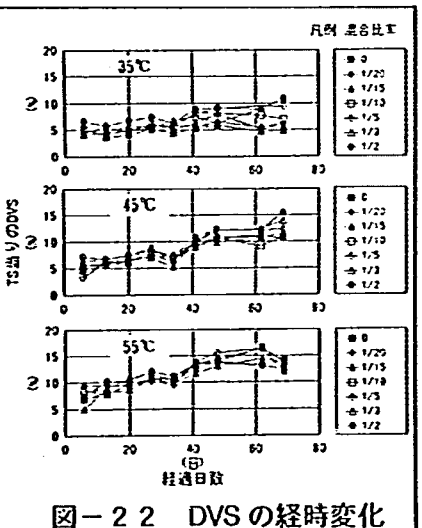


図－２０　VS/TSとVSS/TSの経時変化（混合比率1/15）

溶解性有機物を調べた結果からは、DVSの蓄積傾向と類似したTOCの増加はもとより、揮発性脂肪酸の多量の生成・蓄積が認められたことから、固形物の可溶化とともに酸発酵も円滑に進行していたことが伺われた。そして、溶解性有機物の湿潤汚泥中の水分換算濃度は、最大でTOC：14,000 mg/L，酢酸：



図－２１　消化率の経時変化



図－２２　DVSの経時変化

10,000 mg/L，プロピオン酸：5,900 mg/Lに達していたものである。

以上の結果より，機械脱水汚泥の嫌気性消化の際には，汚泥固形物の可溶化・酸発酵は円滑に進行するが、同時に生成されるアンモニアがメタン発酵を阻害することにより、揮発性脂肪酸を多量に含む溶解性有機物の蓄積が生じることが判明した．また，この現象は、培養（消化）温度が高いほど顕著になると分かった．

5．まとめ

平成７年度の調査結果をまとめると以下の通りである．

1）下水汚泥の流動特性について調査し，各種汚泥の流動特性と温度Tとの関係ならびに濃度TS，体積濃度係数kvおよび有機物含有率VSとの関係の数式化について検討した結果，構造粘度指数nおよび擬塑性粘度係数Kについて，

$n = 0.492 \cdot TS^{-0.538} \cdot kv^{-0.218} \cdot VS^{-0.228}$,

$K = 0.127 \cdot TS^{3.70} \cdot kv^{2.14} \cdot VS^{0.967}$,

$K_T = K_{20} \cdot \mathrm{Exp}(-A(T-20))$, $A = 0.0154 \cdot K_{20}^{\ 0.1583}$

なる予測式が得られた．

2）送泥管の圧力損失の予測について調査した．実験装置を改造し管種の違いによる管壁粗度の影響について検討した．また高濃度汚泥に適した圧力損失予測式を検討した．結果として，

層　流　域：$f = 64/Re_P$,

滑管乱流域：$1/\sqrt{f} = A_n \cdot \log\{Re_P \cdot (f/4)^{1-n/2}\} + B_n$,

粗管乱流域：$1/\sqrt{f} = 1.14 - 2\cdot\log[k/d + \{Re_P \cdot (f/4)^{1-n/2}\}^{-A_n/2} \cdot 10^{0.57-B_n/2}]$,

ここに，$A_n = 1.53/n^{0.642}$，$B_n = 1.96 \cdot n^{1.34}$　　$(0.2 < n < 0.9)$

なる予測式が得られた．

3）高温高濃度嫌気性消化実験を行った．脱水汚泥を異なる温度条件下で消化する際の消化の進行およびメタンガスの発生について，基礎的なデータを収集した．結果として，機械脱水汚泥の嫌気性消化の際には，汚泥固形物の可溶化・酸発酵は円滑に進行するが、同時に生成されるアンモニアがメタン発酵を阻害することにより、揮発性脂肪酸を多量に含む溶解性有機物の蓄積が生じること，そしてこの現象は培養（消化）温度が高いほど顕著になることが分かった．

参考文献

1). Dodge, et al. :Turbulent flow of non-Newtonian systems, A.I.Ch.E. Journal, Vol. 5, No. 2, 1959.

11. 中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　落　　修一
研　究　員　平山　孝浩

１．はじめに

これまで下水処理場で発生する汚泥の一部は乾燥あるいはコンポスト化して緑農地利用されてきた。今後下水道がさらに普及していくと、中小規模の下水処理場数は飛躍的に増加していくと考えられる。したがって、各所で発生する少量の汚泥をどのように処理し、利用していくかということが大きな課題になっている。このため、中小規模の下水処理場で発生する下水汚泥の処理においては、複数の処理場から汚泥を集めて効率的に処理し、その有効利用を図っていくことが必要になる。特に中小市町村ではその後背地が緑農地である場合が多く、下水汚泥の乾燥あるいはコンポスト化によって土壌改良材や肥料としての利用が有望であると考えられる。

２．調査目的

汚泥の乾燥は燃料化および肥料化に対する有効な操作であるが、これまで大規模処理場の焼却あるいは溶融の前処理行程として広く用いられたにもかかわらず、中小規模用のシステムとして総合的に検討されていない。したがって、本調査では地域特性を含めた中小規模用の効率的な乾燥システムを検討し、下水汚泥の有効利用を一層推進することを目的に調査を実施するものである。

３．平成６年度までの調査結果

本調査は平成５年度から実施しており、平成６年度までの調査結果は以下のとおりである。

３．１　平成５年度の調査結果

緑農地利用下水汚泥の品質及びその他の有機質肥料を含めた有機質肥料の使用状況・流通機構について調査した結果、緑農地利用下水汚泥の品質すなわち重金属含有量及び肥効成分等含有量に関する基礎資料を得た。また、近年の有機質肥料の生産量の推移から、有機質肥料の需要が増加傾向にあることから、今後の下水汚泥の有機質肥料としての有効利用が有望であることが示唆された。

３．２　平成６年度の調査結果

乾燥下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化法を確立するための基礎的な発酵実験を行った結果、以下のことが明らかになった。

（１）乾燥下水汚泥と牛糞を混合しコンポスト化する場合、副資材の添加無しであっても、仕込み時含水率が60％程度であれば円滑な好気性発酵がなされる。

(2)牛糞に比較して下水汚泥は易分解性有機物の含有率が高いため、牛糞単独よりも両者を混合しコンポスト化させた場合に発酵温度が高くなり、それが長時間持続する。

(3)下水汚泥と牛糞を混合しコンポスト化することにより、それぞれ単独で行う場合より高品質な製品が得られる。

また、嫌気性消化－乾燥プロセスの熱収支に及ぼす濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥の含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の影響についてシミュレーション計算により検討した結果、以下のことが明らかになった。

(1)消化ガスを乾燥に優先的に用いる本モデルでは、熱収支に及ぼす影響は、濃縮・消化汚泥含水率、脱水汚泥含水率、有機物含有量、消化ガス発生率の中では、脱水汚泥含水率が最も大きい。

(2)脱水汚泥含水率の低下に伴い、補助燃料使用量は減少するが、消化タンクの加温に補助燃料が必要となるため、その変化は直線的にはならず、脱水汚泥含水率が低下するにつれ補助燃料使用量の減少率は低下する。

4．平成７年度の調査結果

下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化法に関して、平成６年度の基礎的実験から有用性が示されたことから、平成７年度は、その実用化を目指した実用に近い規模の実験を行った。

4．1 目的

本実験は、下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化法による製品の高品質性（品質の向上）や製造の効率性（難易性）を調べるとともに、実用化に必要な原料の配合設計方法、施設設計方法、運転管理方法、製造コスト等を検討する基礎データ・情報を得るために実施した。

4．2 実験方法

実験は、二通りの規模・方法（以下、中小規模及び大規模という）で行った。双方の実験とも、下水汚泥の原料として乾燥汚泥と汚泥コンポストを用い、夏期と冬期に１回づつ実施した。また、実験により得られた発酵物を評価するため、幼植物試験を実施した。

4．2．1 中小規模実験

中小規模実験では、混合条件(表－１)に基づき、一軸混合撹拌機により原料を混合し、0.73㎥(0.9m×0.9m×0.9m)のパネル式ボックス(厚さ11mm、木製)を２段重ねにした発酵槽に投入した。その後、RUN1（夏期）では78日間(7/31～10/17)、RUN2（冬期）では62日

表－１ 中小規模実験混合条件

	CASE No.	原 料	湿潤重量混合比（乾燥重量比）
RUN1 夏期	1	牛糞：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ	＝1：1 (1：3.8)
	2	牛糞：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ：おがくず	＝1：0.5：0.5(1：1.9：1.9)
	3	牛糞：乾燥汚泥	＝1：1 (1：4.4)
	4	牛糞：乾燥汚泥：おがくず	＝1：0.4：0.4(1：1.8：1.5)
	5	牛糞：おがくず	＝1：0.5(1：1.9)
RUN2 冬期	1	牛糞：おがくず	＝1：0.5(1：1.9)
	2	牛糞：乾燥汚泥：おがくず	＝1：0.4：0.4(1：1.8：1.5)
	3	牛糞：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ：おがくず	＝1：0.5：0.5(1：1.9：1.9)

・牛　　糞　：G県畜産試験場牛舎より採取後風乾、敷料無し
・乾燥汚泥　：高分子凝集剤を助剤に脱水、乾燥
・汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ：石灰及び塩化第二鉄を助剤に脱水、
　副資材無しでコンポスト化(RUN1)、
　高分子凝集剤を助剤に脱水、コンポスト化(RUN2)
・副 資 材　：おがくず

間(11/30～1/30)、屋外において、自然通気状態で発酵させた。その間発酵槽をビニール製シートで覆い、約２５日おきに手作業による切返し・試料採取を行い、採取した試料の性状・組成を分析するとともに、発酵温度を測定した。分析は、下水試験法(1984)及び肥料分析法(1992)により行った。

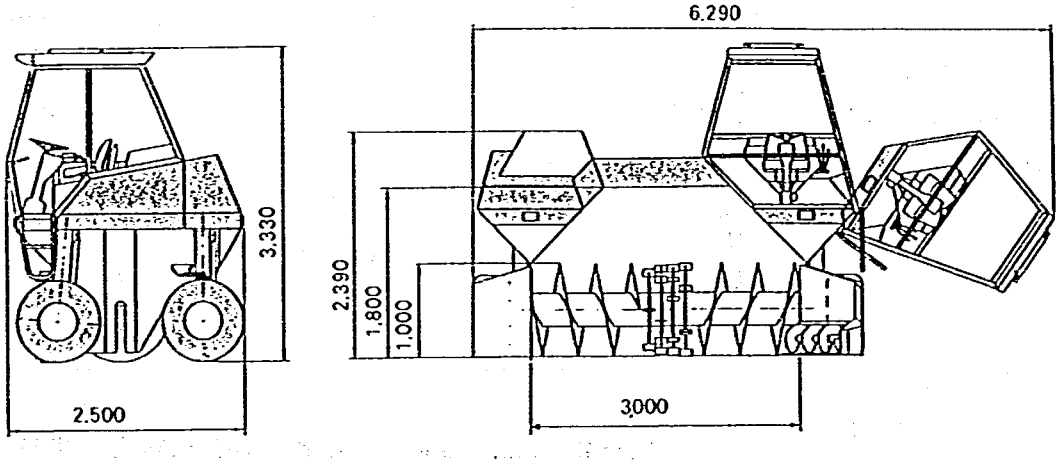
4．2．2　大規模実験

大規模実験は、北海道Ｓ町において、屋根付きコンクリート床盤（14.4m×27.0m）を用いて実施した。コンクリート床全体に日射があたるように、屋根には透明な材料が用いられている。また、南北の壁全体が開閉可能である。実験は、表－２に示す混合比率で原料を高さ1.5～1.8m、底辺幅約3m、長さ約10mに畝積し、図－１に示す自走式切返し装置（ディーゼルエンジン搭載、油圧駆動、切返し可能幅4m、高さ1.8m）により２回混合撹拌し、その後、RUN1（夏期）では76日間(8/3～10/18)、RUN2（冬期）では101日間(10/31～2/9)自然通気状態で発酵させた。その間、RUN1では１～２週間に１度、RUN2では１～３週間に１度の頻度で、同装置により切返しを行い、同時に分析試料を採取した。採取した試料の性状・組成を分析するとともに、発酵物の温度、コンクリート床上約5mにおける室内気温・湿度及びコンクリート床から約30m離れた地点における気象情報（風向、降雨量等）を連続測定した。分析は、下水試験法(1984)及び肥料分析法(1992)により行った。

表－２　大規模実験混合条件

	CASE No.	原　料	乾燥重量混合比
RUN1	1	牛糞：乾燥汚泥 ＝	10 : 1
(夏期)	2	牛糞：乾燥汚泥 ＝	10 : 5
RUN2	3	牛糞：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ＝	10 : 1
(冬期)	4	牛糞：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ＝	10 : 5
共通	5	牛糞のみ(RUN2のみ)	

・牛　　糞　：北海道Ｓ町の民間肉牛舎より採取、敷料として使用された粉砕バークを含む、但し、RUN2のNo.3と5では建築廃材粉砕ﾁｯﾌﾟ含む
・乾燥汚泥　：消化、高分子凝集剤を助剤に脱水、直接乾燥
・汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ：石灰及び塩化第二鉄を助剤に脱水、副資材無し、コンポスト化（一次発酵）



図－１　自走式切返し装置概略図

4．2．3　幼植物試験

幼植物試験では、中小規模実験RUN2の原料及び最終発酵物、大規模実験RUN1、RUN2の原料及び中間・最終発酵物を対象試料とした。幼植物試験は「59農蚕第1943号」に準じた。すなわち、ノイバウエルポットに風乾土を充填し、N、P_2O_5及びK_2Oとして、それぞれ35mgに相当する量の硫酸アンモニア、過りん酸石灰、及び塩化加里を添加し(標準区)、さらに試料をN換算で100～400mg上乗せしたもの(試験区)に、コマツナを20粒播種して３週間栽培し、発芽率及び収穫物の生体重を測定した。

4．3 実験結果及び考察

4．3．1　原料の性状・組成

夏期の中小規模及び大規模実験に使用した原料の性状・組成を表－３及び４に示す。乾燥汚泥及び汚泥コンポストの含水率は、全国平均値[1]程度であり、肥効成分(N, P_2O_5, K_2O)含有率は、中小規模実験の乾燥汚泥のK_2Oを除き、全国平均値[1]以上であった。RUN2に使用した原料は、中小規模実験の汚泥コンポストのみRUN1と異なるが、それは含水率が30%程度であり、その他の性状・組成は乾燥汚泥とほぼ同様であった。また、これ以外の原料の性状組成は、RUN1とRUN2でほぼ同一であった。

表－３　原料の性状・組成(中小規模実験、RUN1)

	乾燥汚泥	汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ	牛　　糞	ｵｶﾞｸｽﾞ
含水率(%)	18	30	82	33
VS/TS (%)	87	59	78	99.8
N (%･DS)	4.8	2.7	2.6	—
P_2O_5(%･DS)	2.8	3.3	2.1	—
K_2O (%･DS)	0.12	0.22	2.4	—

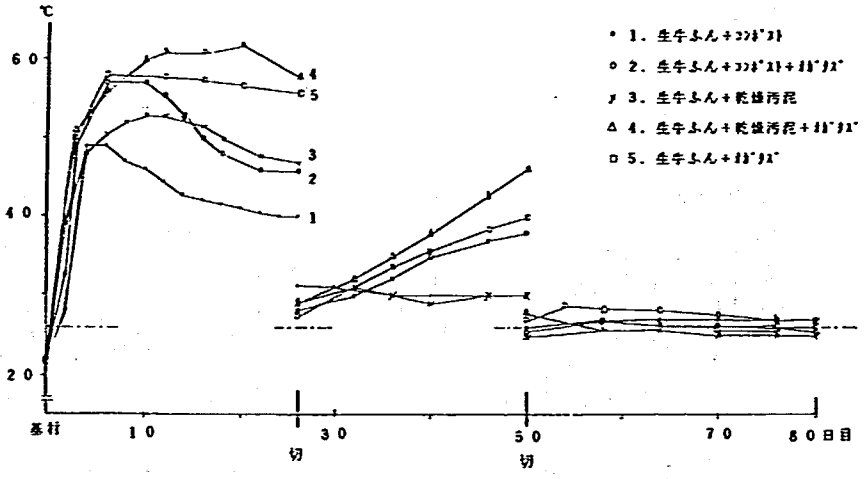
表－４　原料の性状・組成(大規模実験、RUN1)

	乾燥汚泥	汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ	牛　　糞
含水率(%)	15	28	71
VS/TS (%)	64	45	78
N (%･DS)	5.4	2.3	2.5
P_2O_5(%･DS)	8.5	4.2	2.3
K_2O (%･DS)	0.38	0.21	2.9
C/N比	5.8	10	16
ｱﾙｶﾘ分(%･DS)	5.6	25	5.3
pH	7.2	7.8	8.1
Cu(mg/kg･DS)	385	131	35
Zn(mg/kg･DS)	994	421	160

4．3．2　中小規模実験結果

中小規模実験RUN1における発酵槽中央部の発酵温度の経日変化を図－２に、仕込み時及び最終発酵物の性状・組成分析結果を表－５に示す。CASE-２、４及び５の発酵温度は、仕込み後に60℃程度まで上昇し、第１回目の切返し(26日目)後にも上昇したが、CASE-１、３の発酵温度は、最高が50℃程度であり、切返し後に上昇しなかった。また、全てのケースにおいて、第一回目の切返しまでの約20日間にわたって40℃以上の温度を維持した。

最終発酵物の含水率が、仕込み時を上回ったが、これは有機物の分解により生じた水分が蒸発量を上回ったことを示す。肥効成分等の含有率は、有機物の分解により、原料に比べ窒素は若干低下し、窒素以外は高くなった。pHは、仕込み時においては各ケース間で大きく異なり、3.2～7.8であったが、78日間の発酵後には7.5～8.0となった。



図－２　発酵温度の経日変化(中小規模実験、RUN1)

表－５　仕込み時及び最終発酵物(78日目)の性状・組成
(中小規模実験、RUN1)

CASE No.	1		2		3		4		5	
混合条件	牛:ｺﾝ		牛:ｺﾝ:ｵｶﾞ		牛:乾		牛:乾:ｵｶﾞ		牛:ｵｶﾞ	
	仕込み時	発酵後	仕込み時	発酵後	仕込み時	発酵後	仕込み時	発酵後	仕込み時	発酵後
含水率(%)	52	56	62	66	48	65	53	66	71	74
VS/TS (%)	58	53	76	68	87	85	91	88	94	89
N (%･DS)	1.6	1.5	1.3	1.3	4.6	4.1	3.0	2.2	1.0	1.2
P_2O_5(%･DS)	2.3	2.5	1.7	2.1	3.1	3.6	2.0	2.2	0.68	1.2
K_2O (%･DS)	0.72	0.59	0.84	0.87	0.72	0.68	0.79	0.88	1.2	0.77
ｱﾙｶﾘ分(%･DS)	15	17	9.3	13	3.7	2.9	1.7	3.0	1.7	2.8
pH	5.9	7.5	4.3	7.8	7.8	8.0	6.2	7.9	3.2	8.0

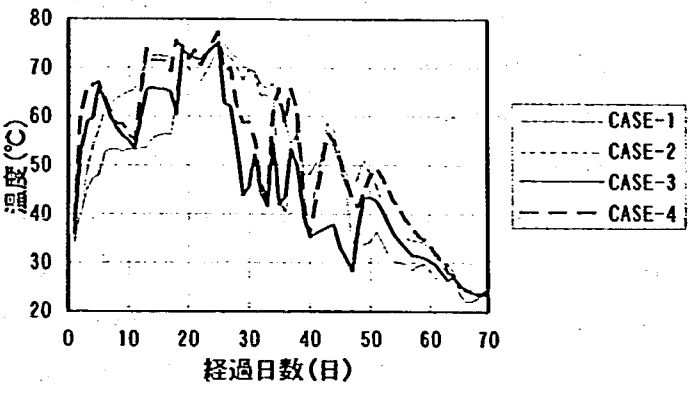
注) 牛：牛糞、ｺﾝ：汚泥ｺﾝﾎﾟｽﾄ、ｵｶﾞ：おがくず、乾：乾燥汚泥

切返し時の発酵物の観察から、RUN1のCASE-１、３は、他のケースに比べ発酵物中の空隙が明らかに少なく、その臭気などから周辺部を除いて嫌気的な状態であったものと思われた。牛糞と下水汚泥のみでは、含水率が50%程度であっても、本コンポスト化法において良好な好気的発酵とするには副資材が必要であると考えられた。よって、RUN2では、おがくずを用いたケースのみ実験した。RUN2における発酵温度の最高温度及び変化はRUN1とほぼ同様であり、本コンポスト化法では、発酵温度を測定した中央部分まで外気温の差(25℃以上)が影響しなかった。また、RUN2における性状・組成の変化はRUN1とほぼ同様であった。

最終発酵物は、肥効成分のバランスにおいては昨年度の実験[2]と同様の改善がなされているが、含水率が高い点及びカリウムの含有率がそれほど改善されなかった点に課題が残る。また、基礎実験[2]に比べ、発酵温度の高温期間の長期化がなされているが、逆に発酵に時間がかかりすぎるともいえる。これらを改善するためには、副資材の選択、原料の混合比率の調整、発酵槽の通気性の改善、切返し頻度をより頻繁にすることなどが考えられる。

4．3．3　大規模実験結果

大規模実験RUN1における発酵温度の経日変化を図－３に、最終発酵物(76日目)の性状・組成を表－６に示す。発酵温度の上昇は、下水汚泥含有率が高いほど早く、基礎実験[2]と同様の傾向を示した。また、乾燥汚泥に比べ、汚泥コンポストを原料としたケースの温度上昇が早かった。最高温度の出現時期及び温度低下の傾向は全てのケースにおいてほぼ同様であり、65℃以上を15～30日間維持した。



図－３　発酵温度の経日変化
(大規模実験、RUN1)

表－６　最終発酵物(76日目)の性状・組成
(大規模実験、RUN1)

CASE No.	1	2	3	4
混合比率	牛糞：乾燥汚泥		牛糞：汚泥コンポスト	
(乾燥重量比)	10：1	10：5	10：1	10：5
含水率(%)	32	24	31	23
VS/TS (%)	73	69	67	59
N (%･DS)	2.4	3.0	2.4	2.4
P_2O_5(%･DS)	4.0	5.7	3.4	3.8
K_2O (%･DS)	3.5	2.5	3.3	2.3
C/N比	15	11	15	13
ｱﾙｶﾘ分(%･DS)	8.0	7.3	10	17
pH	7.9	7.4	8.1	7.9
Cu(mg/kg･DS)	81	176	46	68
Zn(mg/kg･DS)	276	485	202	277

含水率は、仕込み時に60～70%であり、およそ40日目まで急激に減少し、30～45%となった。その後、緩やかに減少し76日目には23～32%となった。VS/TSは、仕込み時に70～80%であり、ほぼ40日目まで減少を続け、60～70%になった。その後、ほとんど変化しなかった。これらの結果は、ほぼ40日程度で旺盛な発酵が終了した、あるいは、含水率の低下が発酵の律速因子となり[3]、発酵が抑制されたことを示すものと考えられる。

最終製品の性状・組成は、有機物の分解に伴う若干の変化があるが、ほぼ原料の混合比率に応じた結果となった。昨年度の実験[2]と同様に、下水汚泥と牛糞を混合した場合には、牛糞原料に比べ窒素やりん酸含有量が高く、逆にC／N比が低くなるとともに、下水汚泥に比べカリウム含有量が高くアルカリ分・銅・亜鉛含有量は低くなり、高品質な製品が得られた。

RUN2では、CASE-１、２、４の場合に発酵温度が65℃以上を持続した期間が60日程度であったが、CASE-３、５の場合にはそれぞれ12、30日程度であった。含水率は、仕込み時には全てのケースにおいて60～70％であった。CASE-１、２、４の含水率は、仕込み後急激に減少し、約40日目には約45％となり、その後緩やかに減少し、101日目には40％前後となった。一方、CASE-３、５の含水率は、全期間にわたって徐々に減少し、101日目に55～60％となった。また、RUN2におけるその他の性状・組成の変化はRUN1とほぼ同様であった。

RUN2のCASE-３と５では、敷料として使用された建築廃材粉砕チップを含んだ牛糞を原料とし、この他のRUN2のケース及びRUN1の全てのケースでは、粉砕バークを含んだ牛糞を原料とした。RUN2では、混合した汚泥の種類の相違あるいは混合比率よりも牛糞に含まれる木質資材の相違が、発酵温度及び含水率変化に大きく影響する結果となった。また、牛糞に含まれる木質資材が同一であれば、冬期においても夏期とほぼ同様の発酵温度を実現できることが確認された。

本実験においては、含水率が低くなりすぎ発酵が抑制されることと発酵温度の高温期間が長いことを改善する必要がある。そのためには、含水率低下に伴い水分を補給するとともに、切返し頻度をより頻繁にすることが考えられる。

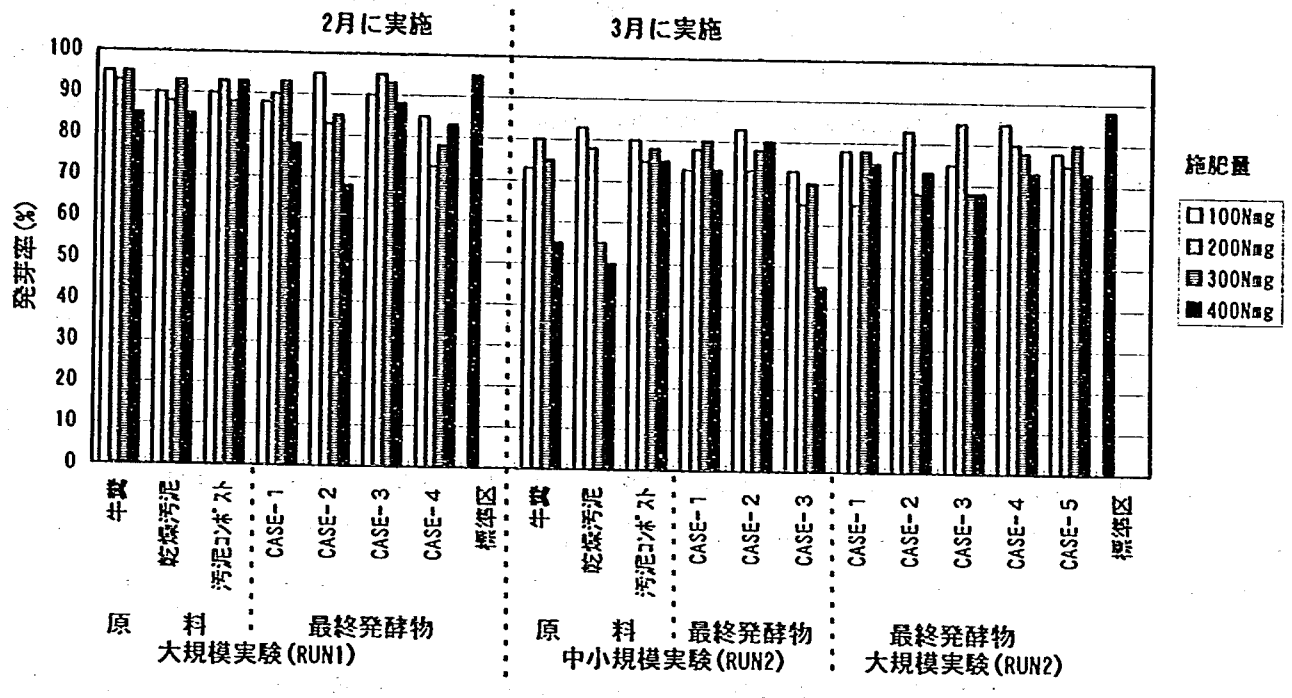
４．３．４　幼植物試験結果

幼植物試験は、２月と３月に２回に分け実施した。試験結果の一部、すなわち中小規模実験RUN2の原料及び最終発酵物、大規模実験RUN1の原料及び最終発酵物、RUN2の最終発酵物の発芽率（播種後６日目）を図－４に、生体重指数を図－５に示す。生体重指数とは、標準区において収穫されたコマツナの生体重に対する試験区において収穫されたコマツナの生体重の百分率である。

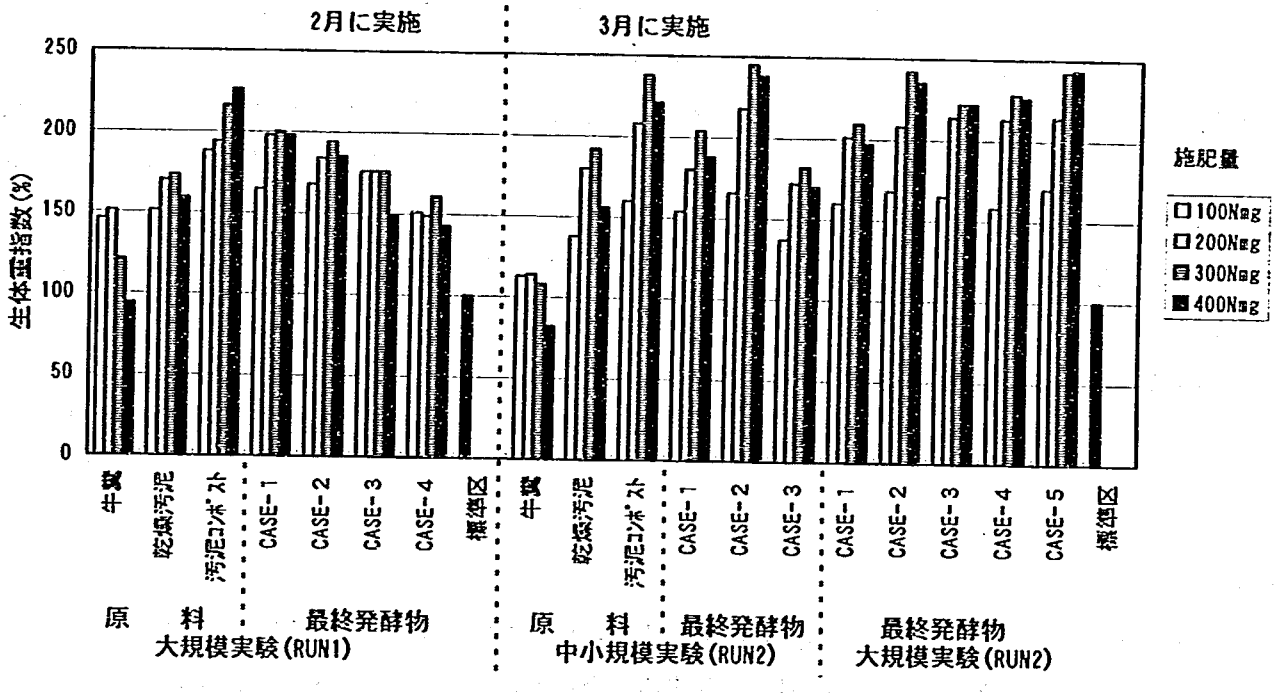
幼植物試験におけるコマツナの発芽は、播種３日後に開始し、発芽開始日に関しては各試験区間の差はなかった。また、最終的には全ての区で発芽率がほぼ100％となったが、発芽の進行速度に関しては各試験区間の差があった。中小規模実験RUN2の原料の牛糞及び乾燥汚泥とCASE-３の最終発酵物の多量施肥区において、発芽の遅れが見られた（図－４）。

発芽後の生育は、発芽の遅れが見られた区において若干遅れる傾向があったが、有害物質によると考えられる異常症状は認められず、すべての区において順調であった。各試験区の生体重は、大規模実験RUN1及び中小規模実験RUN2の原料牛糞の400N㎎施肥区を除き、すべて標準区を上回る結果となった。また、大規模及び中小規模実験双方の原料牛糞は、施肥量が多いほどコマツナ収量が少なく、生育を阻害する可能性が示唆された。これら以外は、施肥量の増加に伴いコマツナ収量が増加しており、阻害はないものと考えられる（図－５）。

大規模実験RUN1の各原料の生体重指数を平均すると、牛糞が128％、乾燥汚泥が163％、汚泥コンポストが206％となり、牛糞が最も低く、汚泥コンポストが最も高い。これは、中小規模実験においても同様である。一方、最終発酵物の生体重指数平均値は、大規模実験RUN2では各ケースとも200％前後でほぼ同様の値であるが、大規模実験RUN1では、CASE-１が190％、２が183％、３が169％、４が151％であり、汚泥コンポストよりも乾燥汚泥を混合したケースにおいて高い傾向がある。中小規模実験RUN2では、CASE-１が182％、２が217％、３が165％であり、大規模実験RUN1と同様に、汚泥コンポストを混合した場合が乾燥



図－４　播種後６日目の発芽率



図－５　生体重指数

汚泥を混合した場合を下回っており、下水汚泥を混合しない場合よりも若干低い値となった。

中間発酵物では、大規模実験RUN1の25、51日目及びRUN2の35、78日目の試料について、幼植物試験を行った。大規模実験RUN1の25日目発酵物のCASE－１と３の生体重指数には、原料牛糞と同様の傾向すなわち施肥量の増加に伴う収穫量の低下が認められた。この傾向は、下水汚泥の混合比率が低いCASE－１、３では51日目、下水汚泥の混合比率が高いCASE－２、４では25日目以降の発酵物には認められなかった。

また、51日目発酵物の生体重指数は、最終発酵物と同様に、汚泥コンポストよりも乾燥汚泥を混合したケースにおいて高い傾向があった。大規模実験RUN2の35および78日目発酵物では、CASE-1の生体重指数平均値が他ケースより低い傾向があった。この傾向は最終発酵物にも若干見られ、その差は発酵日数の増加に伴い減少するものであった。

5．まとめ

下水汚泥と牛糞との融合コンポスト化に関する実用規模の実験を二通り行った結果、その実用化に必要な基礎データを得るとともに、以下の知見を得た。

(1)容積約1m^3の木製発酵槽を用いるコンポスト化法（自然通気、切り返し頻度25日に1回）では、仕込み時含水率を50%程度とし、副資材を用いて空隙を確保すれば、良好な好気性発酵がなされる。

(2)野積み方式のコンポスト化法（容積10m^3以上、自然通気、切り返し頻度1～3週間に1回）では、原料牛糞の乾燥操作及び敷料以外の副資材の添加をせず、仕込み時含水率が60～70%であっても円滑な発酵がなされる。

(3)前述の双方のコンポスト化法では、夏期と冬期においてほぼ同様の円滑な発酵がなされ、外気温の差は発酵物の中央部分の温度に大きな影響を及ぼさない。

(4)下水汚泥に乾燥汚泥を用いた場合とコンポスト（1次発酵程度）を用いた場合では、融合コンポスト化における有意な差は無く、双方とも牛糞及び敷料の発酵促進に有効であった。

(5)牛糞は、コマツナの生育を阻害する可能性があるが、コンポスト化により阻害を解消することができる。また、牛糞単独に比べ下水汚泥を混合したコンポストを施用した場合にコマツナの収量が多く、汚泥コンポストより乾燥汚泥を混合した場合に収量が多い傾向がある。

今後、中小規模実験においては、原料の混合比率、切返し頻度による発酵特性の相違をさらに確認するとともに、発酵槽の通気性の向上について、同規模の他の発酵方法を含めて検討する。

大規模実験においては、発酵期間の短縮化を図るため切返し頻度をより頻繁にした実験を行うとともに、含水率の低下に伴う水分補給について検討する。さらに、製品の一層の高品質化及び普通肥料化について検討する。

参考文献

1)渡部ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」, 土木研究所資料第3294号, pp. 223-228

2)渡部ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」, 土木研究所資料第3374号, pp. 225-230

3)藤田,「コンポスト化技術」, 技報堂出版, p. 196, 1993

12. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明
研　究　員　山下　洋正

１．はじめに

下水汚泥の焼却灰及び溶融スラグを単に廃棄物として処分するのではなく，「資源」として建設資材等に有効利用する技術が注目され，近年多種多様な製品として実用化されている。しかし，その製造時の品質管理，利用後の挙動や特性等についての調査はそれぞれの製造者が個別に実施しており，下水汚泥製品からの重金属等の溶出についての統一的な安全性評価手法も現在確立されていない。今後，下水汚泥の建設資材化が広く社会的に認知されるには，品質や環境への影響について一層の配慮が必要である。

２．調査目的

本調査は，各自治体における下水汚泥再生品の利用状況を把握するとともに，物理・化学的特性及び有害物質に関する溶出試験のデータを解析することにより，利用用途毎の品質及び安全性評価手法について検討を行い，下水汚泥再生品の建設資材利用の円滑な推進に寄与することを目的とするものである。

３．調査内容及び方法

下水汚泥再生品の建設資材利用について各自治体からアンケート調査するとともに，試料を収集し，以下の項目について検討を行った。

（１）下水汚泥再生品の品質基準策定状況

現在，下水汚泥再生品についてはそれぞれの製造者が品質管理及び品質基準を策定し，個別に追跡調査を行っている。そこで，下水汚泥の建設資材利用の現状を把握するため，自治体を対象にアンケート調査を実施した。建設資材としての利用状況を表１－１に示す。

（２）下水汚泥再生品の物理的特性について

表１－２に示す下水汚泥再生品及び原料について表１－３に示す品質試験（化学成分組成分析，物理的特性試験）を行い，土木材料としての一般的な特性を調査した。

（３）下水汚泥再生品の安全性評価手法について

現在，溶出試験方法として環境庁告示第１３号（以下，環告法）に基づく検定方法が広く用いられている。しかし，さらに環境を配慮する上では酸性雨の影響をも含めた溶出試験の確立が重要である。

そこで，本調査では環告法と対照に各国の廃棄物の溶出試験を参考

表１－１　下水汚泥有効利用状況

原料	建設資材	自治体	民間
脱水ケーキ	セメント添加材	0	1
焼却灰	セメント添加材	0	2
	埋戻し材	1	0
	土質改良材	2	1
	路床・路盤材	1	0
	焼成レンガ	7	2
	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	1
	透水性ブロック	0	1
	タイル	0	1
	陶管	0	1
溶融スラグ	埋戻し材	1	0
	路床・路盤材	4	0
	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ	0	3
	透水性ブロック	1	0
合計		17	13

注）１自治体で複数の建設資材を製造している場合は，建設資材ごとに計上している。

表１－２　下水汚泥再生品（収集試料）

	原　料	建設資材再生品
A	石灰系焼却灰	埋戻し材
B	石灰系焼却灰	改良土
C	高分子系焼却灰	焼成レンガ
D	高分子系焼却灰	透水性ブロック
E－1	高分子系焼却灰	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾀｲﾙ
－2	空冷スラグ	
F	水砕スラグ	透水性ブロック
G	水砕スラグ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
H	空冷スラグ	路盤材

にして表１－２の下水汚泥製品及び原料について表１－４に示す溶出試験を行い，重金属等の溶出濃度の比較を行った。図－１は各試験方法に基づく装置である。

実施した溶出試験は環告法（①－ａ）とその変法（①－ｂ），及び米国環境保護庁（ＥＰ法②）とスイスの溶出試験の変法であるＣＯ２吹込み法（初期飽和③，連続吹込み④）である。ここで，③，④については酸性雨の影響も考慮して初期の溶媒（脱イオン水）のｐＨ値を約４で行っている。また，重金属等の分析はＩＣＰ発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTMA3000）により行い，Ｐｂ，Ｃｄ，Ｈｇ，Ｓｅ，Ａｓについては原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC），Ｃｒ（VI）についてはジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（ＳＨＩＭＡＤＺＵ製，UV-160）により分析した。

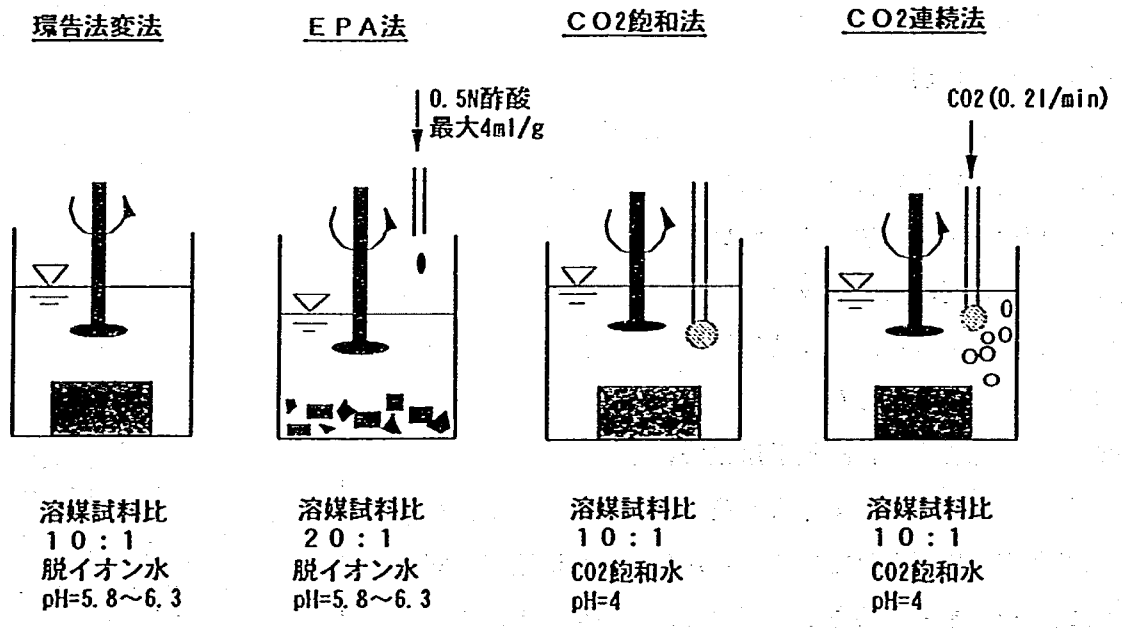
表１－３　品質試験項目

	試験項目
原料	化学成分組成分析（JIS R 5202）
	密度試験（JIS A 1202）
	含水比試験（JIS A 1203）
	粒度試験（JIS A 1204）
	水和速度試験（建設資材マニュアル（案））
	比重及び吸水率試験（JIS A 1110）
	すりへり減量試験（JIS A 1121）
製品	室内ＣＢＲ試験（JIS A 1210，1211）
	含水比試験（JIS A 1203）
	液性・塑性限界試験（JIS A 1205，1206）
	曲げ強度試験（インターロッキングブロック協会）
	圧縮強度試験（JIS R 2206）
	吸水試験（JIS R 1250，JIS A 5213）
	滑り抵抗性試験（ASTM E 303）
	凍結融解試験（JIS A 5209）
	オートクレーブ試験（JIS A 5209）
	透水性試験（インターロッキングブロック協会）
	修正ＣＢＲ試験（アスファルト舗装要綱）

表１－４ 溶出試験方法の概要

試験方法 / 項目	環告法 ①－a	環告法変法 ①－b	US－EPA法 ②	CO2飽和法 ③	CO2連続法 ④
試料性状	5mm以下に粉砕	有姿のまま	比表面積3.1cm2/g以上または粒径9.5mm未満	有姿のまま	有姿のまま
溶媒	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	CO2飽和水（初期pH=4.0）	CO2飽和水（初期pH=4.0）
pH値	溶出試験中は未調整	溶出試験中は未調整	0.5N酢酸を添加 pH=5（最大添加量=4ml/g）	溶出試験中は未調整	CO2ガスを連続吹込み
溶媒/試料比（体積重量比）	10：1	10：1	20：1	10：1	10：1
溶出時間	6時間連続振とう at 常温，常圧	24時間連続攪拌 at 常温，常圧	24時間連続攪拌 at 常温，常圧	24時間連続攪拌 at 常温，常圧	24時間連続攪拌 at 常温，常圧
ろ過	GF/Bろ紙 1.0μm 製品：1.0，0.45μm	GF/Bろ紙 0.45μm	GF/Bろ紙 0.45μm	GF/Bろ紙 0.45μm	GF/Bろ紙 0.45μm
攪拌方法	水平振とう 約200回/分	攪拌棒（テフロン） 約200回/分	攪拌棒（テフロン） 約200回/分	攪拌棒（テフロン） 約200回/分	攪拌棒（テフロン） 約200回/分
分析方法	ICP発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTIMA3000） Pb，Cd，Hg，Se，As：原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC） Cr(VI)：ジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（SHIMADZU製，UV－160）				

※原料，製品に対応する。



図－１　溶出試験装置

4．調査結果

4－1　再生品の品質基準の策定状況

表１－１によれば，焼却灰は自治体・民間とも焼成レンガに加工する場合が多く，次いで自治体の土質改良材，民間のセメント材料となっている。溶融スラグについては自治体が路床・路盤材，民間がインターロッキングブロックへの利用が多い。

また，各自治体における品質試験項目と品質基準の策定状況を表２－１に示す。

表２－１　品質試験項目と品質基準策定状況

建設資材	原料	品質項目	準拠規格	基準値
土質改良材	焼却灰	路床土の支持力比ＣＢＲ試験	JIS A 1211	15%(室内CBR)
		土の粒度試験	JIS A 1204	
		土の含水量試験	JIS A 1203	
路床・路盤材	焼却灰 溶融スラグ	支持力試験 Ｋ値・ＣＢＲ値 路面たわみ量・沈下量	アスファルト舗装要綱	上層路盤 修正CBR)80% 下層路盤 修正CBR)30%
	溶融スラグ	室内配合試験 現場試験	アスファルト舗装要綱	95%修正CBR)20% 締固め度95%以上
	溶融スラグ	室内配合試験 すりへり減量試験 吸水率		修正CBR)30% 30%以下 3.0以下
焼成レンガ	焼却灰	圧縮強度試験	JIS R 1250 インターロッキングブロック協会	300kgf/cm2以上 330kgf/cm2以上
		曲げ強度試験	JIS A 5209 インターロッキングブロック協会	50kgf/cm2以上
		吸水率試験	JIS R 1250 JIS A 5209 JIS A 5213	10%以下 10%以下 6%以下
		耐摩耗性試験	JIS A 5209	0.1g以下 0.2g以下
		すべり抵抗性（乾燥状態） （湿潤状態）	ASTM E 303	45BPN以上 45BPN以上
透水性ブロック	溶融スラグ 焼却灰	圧縮強度試験 曲げ強度試験 透水性試験	インターロッキングブロック協会 インターロッキングブロック協会 インターロッキングブロック協会	170kgf/cm2 30kgf/cm2以上 1×10-2cm/sec以上
インターロッキングブロック	溶融スラグ 焼却灰	圧縮強度試験 曲げ強度試験 吸水率試験 耐摩耗性試験 すべり抵抗性（乾燥状態） （湿潤状態） 耐摩耗性試験	インターロッキングブロック協会 インターロッキングブロック協会 JIS R 1250 ASTM E 303 JIS A 5209	32N/mm2以上 4.9N/mm2以上 5%以下 300ﾘｯﾄﾙで80以上 45BPN以上 45BPN以上 0.1g以下

表１－１によれば，焼却灰は自治体・民間とも焼成レンガに加工する場合が多く，次いで自治体の土質改良材，民間のセメント材料となっている。溶融スラグについては自治体が路床・路盤材，民間がインターロッキングブロックへの利用が多い。

また，各自治体における品質試験項目と品質基準の策定状況を表２－１に示す。

下水汚泥再生品を建設資材として利用する場合，品質及び性状がそれぞれの使用目的に応じた基準に適合していることが必要であり，原料及び製品は，一般の建設資材と比較して同程度の品質及び性状が要求される。このため，各自治体が定めた規格や品質試験方法及び基準は，従来の製品と同等のものが準用されているケースが多いことが分かる。土質改良材はＪＩＳ，路床・路盤材はアスファルト舗装要綱，焼成レンガ・透水性ブロック・インターロッキングブロックはＪＩＳ，ＡＳＴＭ及びインターロッキングブロック協会を準用し基準を策定している。

4－2　物理・化学的特性について

4－2－1　焼却灰及び溶融スラグの化学成分組成と物理的特性

表２－２に焼却灰及び溶融スラグの化学成分組成と物理的特性を示す。

焼却灰及び溶融スラグは約４０％以上が二酸化ケイ素（SiO_2）であり，また，最近の高度処理の採用もあり，酸化アルミニウム（Al_2O_3）や五酸化リン（P_2O_5）等を多く含有している。また，焼却灰については，密度は2.3～2.9（g/cm3）とばらつきが少なく，粒度は階段式ストーカー炉のAを除き，流動炉（B，C，D，E－1）でよく類似した値を示した。一方，E－2，F，G，Hの溶融スラグでは，表乾比重は粒調砕石の基準２．４５を満足しており，すりへり減量においてはその基準値３５％に対しE－2，Hの空冷スラグは満足しているが，F，Gの水砕スラグは満足しない結果となった。A，Bの焼却灰について水

表２－２　原材料の化学成分組成・物理的特性

試料		A	B	C	D	E－1	E－2	F	G	H
化学成分組成分析(%)	強熱減量(Ig-Loss)	5.80	1.10	1.10	1.40	0.80	1.10	1.60	0.50	0.80
	酸化カルシウム(CaO)	27.80	24.80	9.55	8.26	8.68	8.37	7.54	9.43	25.60
	二酸化ケイ素(SiO2)	32.20	40.60	42.50	43.20	47.50	44.80	45.60	48.70	41.90
	酸化第二鉄(Fe2O3)	12.50	4.57	4.04	9.33	5.64	7.72	7.00	4.54	2.30
	酸化アルミニウム(Al2O3)	7.09	14.10	24.70	25.40	24.70	25.00	23.20	24.20	19.20
	酸化マグネシウム(MgO)	0.84	0.78	0.92	0.73	0.99	0.90	0.89	1.00	0.55
	五酸化リン(P2O5)	2.93	2.03	6.07	5.96	4.72	3.84	3.63	3.54	2.55
	酸化ナトリウム(Na2O)	0.84	1.05	1.35	1.16	1.23	1.59	1.23	0.84	0.93
	酸化カリウム(K2O)	0.47	0.87	1.81	1.67	0.92	1.05	1.76	1.59	0.49
	三酸化硫黄(SO3)	1.47	4.41	1.35	0.90	1.05	0.51	0.67	1.24	0.74
	合計	92.00	94.31	93.42	93.01	95.23	94.68	93.12	95.55	95.12
密度試験 ρS (g/cm3)		2.593	2.302	2.302	2.618	2.300	—	—	—	—
含水比試験 w(%)		51.2	0.1	0.5	48.6	0.1	—	—	—	—
粒度試験	礫 分 2～75mm(%)	12	0	0	0	0	97	52	48	91
	砂 分 75μm～2mm(%)	79	20	15	7	35	3	48	52	9
	シルト分 5～75μm(%)	9	80	75	78	51	—	—	—	—
	粘度分 5μm未満(%)			10	15	13	—	—	—	—
	均等係数 Uc	11.10	—	8.50	6.60	18.20	2.30	2.80	2.50	9.1
	曲率係数 U'c	2.78	—	1.00	1.37	0.55	1.03	0.96	1.19	1.38
	最大粒径 (mm)	26.5	2.000	0.850	0.425	0.425	26.5	26.5	9.5	37.5
比重及び吸水率試験	表乾比重(g/cm3)	—	—	—	—	—	2.494	2.520	2.545	2.645
	かさ比重(g/cm3)	—	—	—	—	—	2.483	2.513	2.520	2.630
	見掛比重(g/cm3)	—	—	—	—	—	2.510	2.535	2.584	2.674
	吸水率(%)	—	—	—	—	—	0.440	0.270	0.950	0.640
すりへり減量試験 (%)		—	—	—	—	—	29.2	65.8	48.7	28.6

和速度試験を実施した結果，Ａでは３０分後の温度上昇はほとんど見られず，Ｂでは７．７℃と低い温度上昇であった。これは，Ａでは含水率が５０％と高いことから既に水和反応が起こっていたと思われ，Ｂは含水率が低かったものの，保管日数が長かったことから，焼却灰の吸湿特性により徐々に水和反応が起きていたのではと推察される。

４－２－２　下水汚泥再生品の物理的特性

下水汚泥再生品の物理的特性を表２－３，表２－４に示す。

再生品ＡとＢは室内ＣＢＲ（％）が２０％以上確保されており，それぞれ埋戻し材及び改良土として十分使用可能であることが示された。また，Ａは液性限界試験では所定の棒状にならず，塑性限界試験では所定の落下回数のデータが得られないため，ＮＰ（non-plastic）となった。またＢは液性・塑性限界はともに粘土及びシルトの範囲に属している結果となっている。

表２－３　下水汚泥再生品の物理的特性

試料 NO.		A	B
室内ＣＢＲ試験	試験方法	乱した	乱した
	膨張比　γe(%)	-0.02	0.05
	貫入試験後含水比W2(%)	55.6	37.2
	平均ＣＢＲ　(%)	20.4	38
	貫入量　(mm)	5.0	2.5
含水比試験　w(%)		51.2	33.2
粒度試験	礫　分　2～75mm(%)	12	15
	砂　分　75μm～2mm(%)	79	38
	泥　分　5～75μm(%)	9	47
	粘度分　5μm未満(%)		－
	均等係数　Uc	11.10	－
	曲率係数　U'c	2.78	－
	最大粒径　(mm)	26.50	26.5
液性限界試験	液性限界　WL(%)	NP	67.5
塑性限界試験	塑性限界　WP(%)	NP	48.9
	塑性指数　IP		18.6

Ｃの焼成レンガ及びＧのインターロッキングブロックは曲げ・圧縮強度，吸水率，滑り抵抗ともインターロッキングブロック協会，ＪＩＳ，ＡＳＴＭの基準値を満足していた。

表２－４　下水汚泥再生品の物理的特性

試料 NO.			C	D	E	F	G
曲げ強度試験 MPa (N/mm2)			31.92	3.39	5.27	4.81	5.67
圧縮強度試験(N/mm2)			104	6	20	21	35
吸水試験(%)			2.52	－	12.68	－	5.95
滑り抵抗性試験	乾燥状態	平均値	90	－	67	－	89
		範囲	90～91	－	66～69	－	88～89
	湿潤状態	平均値	70	－	30	－	75
		範囲	69～71	－	30～30	－	75～75
凍結融解試験			－	1回目に亀裂の発生を認む	異常なし	3～5回目に亀裂の発生を認む	－
オートクレーブ試験			割れの発生を認む	－	－	－	－
透水性試験	透水係数 k (cm/sec)		－	1.52E-02	－	2.23E-02	－

注）平成７年４月より強度の単位：N/mm2（10.19kgf/cm2）

Ｅのインターロッキングタイルは歩道及び化粧タイル等として使用することを目的に製品化しており，その用途先から考えれば協会の圧縮強度基準値は満足していないが問題はないと考えられる。Ｄ，Ｆの透水性ブロックはＤにおいて圧縮強度が下回っているものの，透水係数は基準値の１×１０$^{-2}$ｃｍ／ｓｅｃ以上と十分透水性が確保されており，曲げ強度も満足する結果が得られた。

今回，Ｃ及びＤ，Ｅ，Ｆに関して普通レンガやインターロッキングブロック協会等で規格化されていないオートクレーブ試験及び凍結融解試験を陶磁器質タイルの規格に基づき行った結果，亀裂の発生が認められた。今後，これら２つの項目について，再生品の検査項目とするか否か検討が必要と思われる。また，Ｈの路盤材についてアスファルト舗装要綱に基づき修正ＣＢＲ試験を行った結果，４１．５％値が得られ，上層路盤材としては不十分であるが下層路盤及び路床材としては十分使用できることが確認された。

４－３　溶出試験結果

表３－１に有害物質の産業廃棄物判定基準値及び土壌環境基準値を示す。

表３－１　判定基準値一覧表

(mg／l)

	産廃基準（埋立処分）	土壌環境基準
Ｐｂ	0.3	0.01
Ｃｄ	0.3	0.01
Ｈｇ	0.005	0.0005
Ｓｅ	0.3	0.01
Ａｓ	0.3	0.01
Ｃｒ（Ⅵ）	1.5	0.05

４－３－１　焼却灰及び溶融スラグの試験結果

（１）焼却灰の溶出試験結果

原材料である下水汚泥焼却灰の各試験方法による溶出試験

結果を表３－２に示す。

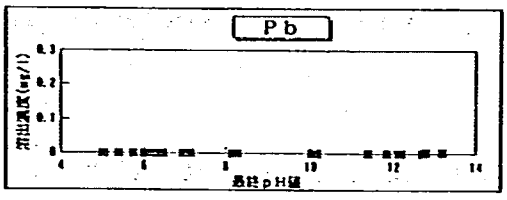
また，それぞれの有害物質について最終ｐＨ値と溶出濃度の関係を図－２～図－６に示す。

表3－2　焼却灰の溶出試験結果

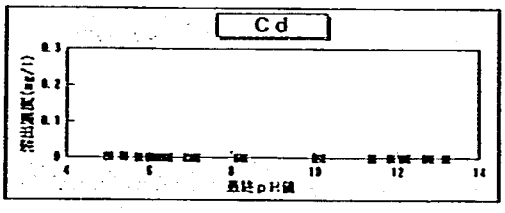
(mg／l)

焼却灰	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr (VI)
A	含有量	—	34	1.028	N.D	0.423	138.872	0.598
	①－a	12.29	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	12.11	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	10.16	N.D	N.D	N.D	N.D	0.011	0.197
	③	11.85	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	6.10	N.D	N.D	N.D	N.D	0.181	0.653
B	含有量	—	156	3.238	0.543	1.241	12.239	1.529
	①－a	12.78	0.024	N.D	N.D	0.015	N.D	0.152
	①－b	13.17	0.024	N.D	N.D	0.015	N.D	0.109
	②	12.79	N.D	N.D	N.D	0.010	N.D	0.119
	③	13.17	0.024	N.D	N.D	0.017	N.D	0.129
	④	6.24	N.D	N.D	N.D	0.053	0.010	0.092
C	含有量	—	152	5.294	N.D	0.837	11.459	N.D
	①－a	11.49	N.D	N.D	N.D	0.055	0.032	N.D
	①－b	10.04	N.D	N.D	N.D	0.046	0.032	N.D
	②	4.93	N.D	0.024	N.D	0.114	0.033	N.D
	③	8.21	N.D	N.D	N.D	0.138	0.055	N.D
	④	5.93	N.D	N.D	N.D	0.198	0.213	N.D
D	含有量	—	256	9.048	N.D	0.292	24.152	N.D
	①－a	6.93	N.D	N.D	N.D	0.018	0.070	N.D
	①－b	6.47	N.D	N.D	N.D	0.027	0.033	N.D
	②	4.98	N.D	0.024	N.D	0.021	0.158	N.D
	③	7.12	N.D	N.D	N.D	0.029	0.189	N.D
	④	5.38	N.D	0.033	N.D	0.028	0.205	N.D
E－1	含有量	—	165	4.572	N.D	0.835	13.723	N.D
	①－a	8.15	N.D	N.D	N.D	0.141	0.064	N.D
	①－b	8.28	N.D	N.D	N.D	0.110	0.057	N.D
	②	5.09	N.D	0.023	N.D	0.148	0.184	N.D
	③	8.23	N.D	N.D	N.D	0.244	0.032	N.D
	④	5.74	N.D	N.D	N.D	0.282	0.032	N.D

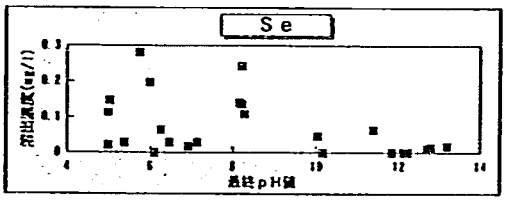
注1）含有量の単位はmg／kg・DS
注2）N．Dは定量限界以下を示す。



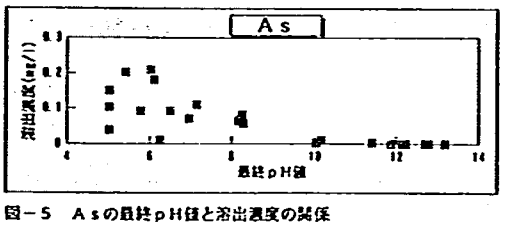
図－２　Ｐｂの最終ｐＨ値と溶出濃度の関係



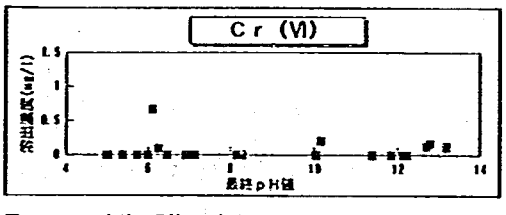
図－３　Ｃｄの最終ｐＨ値と溶出濃度の関係



図－４　Ｓｅの最終ｐＨ値と溶出濃度の関係



図－５　Ａｓの最終ｐＨ値と溶出濃度の関係



図－６　Ｃｒ(VI)の最終ｐＨ値と溶出濃度の関係

①Ｐｂの溶出特性

Ｐｂは，Ｂから若干，溶出が確認された。これは，最終ｐＨがその他と比べ約１３と高いことからアルカリ域の影響を受けていると推定される。しかし，値についてはいずれも産業廃棄物判定基準値及び土壌の環境基準値を満足するものであった。

②Ｃｄの溶出特性

Ｃｄは，試験方法②（ＥＰ法）においてＣ，Ｄ，Ｅから微量であるが溶出していたことから酸性域の影響を受けていると推定される。しかし，値はいずれも産業廃棄物判定基準値及び土壌の環境基準値を満足するものであった。

③Ｈｇの溶出特性

Ｈｇは，全てにおいて定量限界以下であった。

④Ｓｅの溶出特性

Ｓｅは，Ａ以外の試料から溶出が確認された。いずれも産業廃棄物判定基準値は満足しているが，土壌の環境基準値を上回る結果となった。中でも初期溶媒をｐＨ＝４とした試験方法の④（ＣＯ２連続吹込み法），次いで試験方法の③（ＣＯ２飽和法）が高い結果となっており，酸性域の影響を受けやすい傾向があると推定される。

⑤Ａｓの溶出特性

ＡＳは，全てから溶出が確認された。いずれも産業廃棄物判定基準値は満足しているが，試験方法によっては土壌の環境基準値を上回るものも確認された。Ｓｅと同様，試験方法の④（ＣＯ２連続吹込み法）が高い結果となっていることから酸性域の影響を受けやすい傾向があると推定される。

⑥Ｃｒ（Ⅵ）の溶出特性

Ｃｒ（Ⅵ）はＡ，Ｂから溶出が確認された。いずれも産業廃棄物判定基準値は満足しているが，試験方法によって土壌の環境基準値を上回るものが確認された。

（2）溶融スラグの溶出試験結果

原材料である溶融スラグの各試験方法による溶出試験結果を表３－３に示す。

Ｐｂ，Ｃｄ，Ｃｒ（Ⅵ）については，若干の溶出が認められたが，その他の項目については定量限界以下であり，いずれも産業廃棄物判定基準値及び土壌の環境基準値を満足する値であった。

また，Ｐｂに関しては先に述べた焼却灰ではＢだけが溶出していたのに対し，溶融スラグは微量だが全ての試料で溶出が確認された。そこで，酸性域でのｐＨ値の影響を調べるために，再度，採集日の異なる溶融スラグＦについて，さらにｐＨ値を低く（ｐＨ＝３，４，５）設定し溶出試験を行った。その結果を表３－４に示す。

また，図－７は，これらの結果をもとにＰｂに関して最終ｐＨと溶出濃度の関係を示したものである。

Ｐｂは前掲の表３－２のｐＨ値が１３を越えるアルカリ域で溶出されていたことに加え，ｐＨが低い酸性域でも溶出濃度が高くなり，特にｐＨが５以下になると顕著に溶出する傾向が伺える。

表３－３　溶融スラグの溶出試験結果

(mg／l)

溶融スラグ	試験方法	最終ｐＨ値	Ｐｂ	Ｃｄ	Ｈｇ	Ｓｅ	Ａｓ	Ｃｒ（Ⅵ）
Ｅ－２	含有量	－	69	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.055	Ｎ.Ｄ
	①－ａ	6.58	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	①－ｂ	6.37	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	②	4.67	0.031	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	③	6.68	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	④	3.99	0.003	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.001	Ｎ.Ｄ
Ｆ	含有量	－	15	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.059	0.002	0.243
	①－ａ	6.54	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	①－ｂ	6.43	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	②	4.72	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	③	6.76	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	④	4.05	0.002	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
Ｇ	含有量	－	12	0.370	Ｎ.Ｄ	0.137	0.275	0.133
	①－ａ	8.81	0.001	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.013
	①－ｂ	6.82	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	②	4.94	Ｎ.Ｄ	0.001	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	③	7.07	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	④	4.37	Ｎ.Ｄ	0.003	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.001	Ｎ.Ｄ
Ｈ	含有量	－	0.480	0.007	Ｎ.Ｄ	0.452	0.161	0.170
	①－ａ	8.51	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	①－ｂ	6.43	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	②	4.96	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	③	6.97	0.001	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	④	4.53	0.001	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ

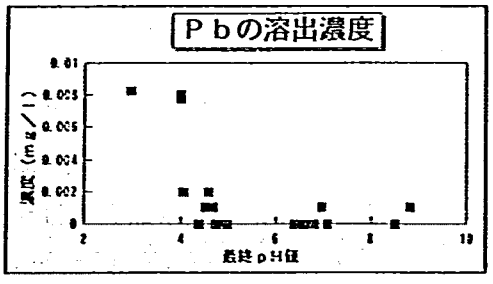
注１）含有量の単位はｍｇ／ｋｇ・ＤＳ
注２）Ｎ．Ｄは定量限界以下を示す。

表３－４　溶融スラグの溶出試験結果

(mg／l)

溶融スラグ	試験方法	最終ｐＨ値	Ｐｂ	Ｃｄ	Ｈｇ	Ｓｅ	Ａｓ	Ｃｒ（Ⅵ）
Ｆ'	含有量	－	23	0.150	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	0.120	Ｎ.Ｄ
	ｐＨ＝３	2.96	0.006	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	ｐＨ＝４	3.99	0.003	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ
	ｐＨ＝５	4.56	0.002	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ	Ｎ.Ｄ

注１）含有量の単位はｍｇ／ｋｇ・ＤＳ
注２）Ｎ．Ｄは定量限界以下を示す。



図－７　最終ｐＨ値と溶出濃度の関係

これに関して，金井ら[1]は，酸性域の影響を受け，スラグが崩壊して表面が荒れることによりスラグの表面積が広がり，接触効率が高まることで溶出しやすい状態になっていると報告している。

４－３－２　下水汚泥再生品の溶出試験結果

焼却灰及び溶融スラグを原料とした再生品の溶出試験結果を表３－５に示す。

Ａについては埋戻し材であり，原料と製品が同じであるため原料の溶出試験結果（表３－２）と同じ値である。Ｂ～Ｈについては，下水汚泥焼却灰及び溶融スラグを加工し再生品にすることにより，溶出がかなり抑制されていることが分かる。特に原料で溶出濃度の高かったＳｅ，Ａｓについては全てにおいて土壌の環境基準値を満足する結果となった。

しかし，Ｅ，Ｇのインターロッキングタイル及びブロックにおいてはＣｒ（Ⅵ）の溶出が認められた。これらの原料である溶融スラグからの溶出はさほど見られていないことから，その他の配合材料自体からの溶出か，または配合時の反応により溶出が生じものと推察される。

試験方法①－ａ（環告法）及び②（ＥＰ法）では試料をそれぞれ５mm以下，９．５mm未満と粉砕した試験を行っているが，Ｅ，ＧのＣｒ（Ⅵ）が若干溶出濃度が高いものの，その他の項目については有姿による試験方法と比べ，溶出濃度への影響はさほど見られなかった。

また，環告法（①－ａ）において，１．０μｍと０．４５μｍのろ紙の違いによる分析結果の比較を行ったが，さほど差異は認められなかった。

４－３－３　粉砕試験

試料性状の違いによる溶出濃度の比較を行うため，試料Ｃの焼成レンガについて，さらに試料が粉末になるまで，めのう鉢により粉砕し，試験を行った。

試験方法は環告法①－ａ，ＥＰ法②，ＣＯ２飽和法③により行った。その試験結果を表３－６に示す。また，原料の焼却灰において比較的溶出濃度の高かったＳｅ，Ａｓについて試料性状と溶出濃度の関係を図－８に示す。

図から有姿試料に比べ粉砕試料

表３－５　再生品の溶出試験結果

(mg／l)

再生品	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr (Ⅵ)
A	含有量	－	34	1.028	N.D	0.429	103.872	0.591
	①－a	12.20	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	12.11	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	10.15	N.D	N.D	N.D	N.D	0.011	0.197
	③	11.85	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	6.10	N.D	N.D	N.D	N.D	0.181	0.663
B	含有量	－	17	0.461	N.D	0.235	9.249	N.D
	①－a	12.39	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	12.39	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	5.04	N.D	0.002	N.D	0.003	N.D	N.D
	③	12.52	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	6.45	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	N.D
C	含有量	－	139	6.172	N.D	0.033	11.025	0.437
	①－a	8.84	N.D	N.D	N.D	0.005	N.D	N.D
	①－b	6.16	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.85	N.D	N.D	N.D	0.002	0.003	N.D
	③	6.12	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.44	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
D	含有量	－	574	2.453	N.D	N.D	10.835	0.631
	①－a	7.61	N.D	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D
	①－b	6.40	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D
	②	4.89	N.D	N.D	N.D	N.D	0.005	N.D
	③	7.24	N.D	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D
	④	4.87	N.D	N.D	N.D	N.D	0.004	N.D
E	含有量	－	81	1.544	N.D	0.134	10.379	1.269
	①－a	12.09	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.025
	①－b	8.10	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	6.02	N.D	0.001	N.D	0.003	0.003	0.039
	③	8.20	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.005
	④	6.11	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.013
F	含有量	－	85	N.D	N.D	0.064	0.035	N.D
	①－a	6.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.48	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.73	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	5.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.62	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
G	含有量	－	20	0.749	N.D	0.147	5.873	0.758
	①－a	12.44	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.037
	①－b	11.31	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.016
	②	4.99	0.007	0.001	N.D	N.D	0.002	0.185
	③	9.33	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.005
	④	5.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.012
H	含有量	－	0.419	0.037	N.D	0.452	0.161	0.170
	①－a	8.93	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	7.08	N.D	0.005	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.44	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

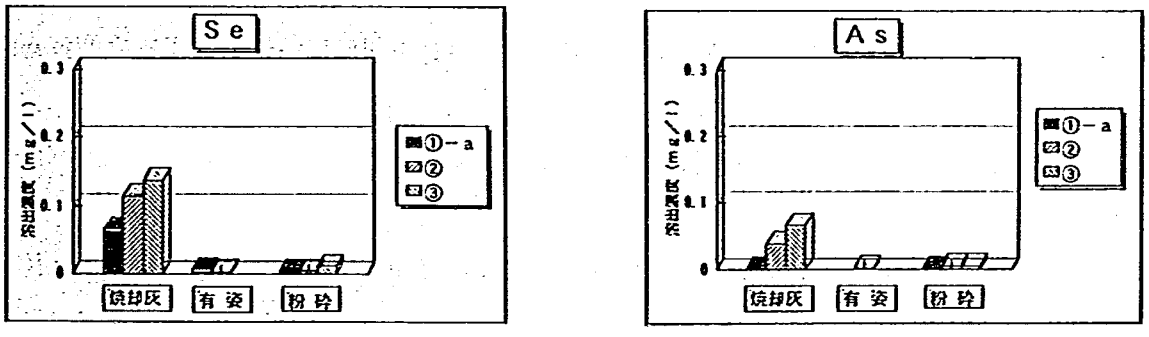
注１）含有量の単位はmg／kg・DS
注２）N．Dは定量限界以下を示す。

表３－６　試料性状と溶出濃度の関係

(mg／l)

試料C	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr (Ⅵ)
焼却灰	含有量	－	152	6.294	N.D	0.897	11.450	N.D
	①－a	11.49	N.D	N.D	N.D	0.065	0.002	N.D
	②	4.99	N.D	0.004	N.D	0.114	0.039	N.D
	③	8.21	N.D	N.D	N.D	0.138	0.065	N.D
再生品（有姿）	含有量	－	139	6.172	N.D	0.033	11.025	0.437
	①－a	8.84	N.D	N.D	N.D	0.005	N.D	N.D
	②	4.85	N.D	N.D	N.D	0.002	0.003	N.D
	③	6.12	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
再生品（粉砕）	①－a	8.89	N.D	N.D	N.D	0.003	0.001	N.D
	②	4.97	N.D	0.001	N.D	0.004	0.005	N.D
	③	7.93	N.D	N.D	N.D	0.011	0.005	N.D

注１）焼却灰及び再生品の有姿について①－ａは５mm以下，②は９．５mm未満
注２）含有量の単位はmg／kg・DS
注３）N．Dは定量限界以下を示す。



図－８　試料性状と溶出濃度の関係

は，若干，溶出濃度が増加しており，ＳｅのＣＯ２飽和法において土壌環境基準を多少上回る結果となっているが，いずれもその値は微量であり，原料である焼却灰と比べると大きく溶出が抑制されていることが分かる。これは再生品に加工する時に約１０００℃で焼成されているため，それが大きな抑制効果をもたらしていると推定される。

４－３－４　長期浸漬試験

長期間の降雨，水たまりでの浸漬等による建設資材への影響を検討するため，透水性ブロックを長期間浸漬させた試験を行い，その溶出濃度の経時的変化を調べた。試験方法は環告法を基本にして試料は有姿のままで，当初の溶媒はｐＨ＝5.8～6.3の脱イオン水を使用した。また，試験中はｐＨ値を未調整及び撹拌は無しという条件で行った。分析については，当初から４ヶ月間は１週間毎，その後は１ヶ月毎に溶出濃度を測定している。

６ヶ月経過した時点での目視からは，ひび割れ，欠け，反り等の外観的損傷は無かった。また，溶出試験についてもＣａ等の主要元素の溶出が増加しているが，有害物質の溶出は見られていない。

５．まとめ

（１）下水汚泥有効利用の現状について自治体を対象にアンケート調査を実施した結果，焼却灰については焼成レンガ，次いで土質改良材への利用が多く，溶融スラグについては路床・路盤材，次いでインターロッキングブロックへの利用が多い。また，それぞれの品質基準の策定状況からは一般の建設資材と同程度の品質及び性状が要求されるため，既存の品質基準が準用されているケースが多い。

（２）下水汚泥焼却灰及び溶融スラグを原料とした再生品について物理的試験を行った結果，ほぼその使用目的に適合した品質が確保されていることが分かった。今後は利用後の追跡調査も含め，長期的な経時変化についても調査する必要がある

（３）各国の溶出試験法を参考に試験を行った結果，再生品に加工することにより有害物質の溶出はかなり抑制され，ほぼ産業廃棄物判定基準値及び土壌環境基準値を満足する結果となった。今後はさらに酸性域，アルカリ域でのｐＨの影響，及び含有量と溶出量との関係も含め，重金属類等の溶出特性を調べる必要がある。ただし，Ｃｒ（Ⅵ）については再生品からの溶出が認められていることから，その他の配合材料自体からの溶出の有無，及びその他の配合材料と原料（溶融スラグ）との反応に起因する溶出現象についても検討する必要がある。

参考文献

１）金井，島，亀屋，桃井「廃棄物溶融スラグの溶出方法と重金属類溶出特性」廃棄物学会第６回研究発表会講演論文集(1995)

２）渡部，尾崎，松原「下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査」平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp231-236(1995/10)

３）建設省都市局下水道部監修「１９９１年下水汚泥の建設資材利用マニュアル（案）」下水汚泥資源利用協議会(1991)

13. 下水処理水の評価基準に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
豊田　忠宏

１．はじめに

現代社会の中で使われている化学物質の種類は、増加の一途をたどってきた。これらの化学物質は、日常生活で使われているものも多いため、下水として排水され、最終的に下水処理場からの放流水として公共用水域に排出される可能性がある。また、これらの物質が直接公共用水域に排出される場合と比較して、下水道は各種の化学物質を削減する働きをしている可能性もある。しかしながら、下水道の各過程におけるこれらの物質の存在及び除去の実態は十分把握されているとはいいがたい状況にある。この原因の一つは、現在一般に行われている水質分析だけでは、下水及び下水処理水の持つ性質、特にそれらに含まれる微量物質の動態と影響を十分評価することができないためである。このことにより、様々な観点から、下水道の持つ機能の把握と、下水処理水が放流先に及ぼす影響の評価が困難となっていると思われる。

本調査は、従来下水処理の対象としていた物質（ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、窒素、りん等）以外に下水や下水処理水に含まれる様々な物質を化学的、生物学的に評価する手法を検討することにより、下水道の果たしている役割を多面的に評価することを目的として行った。

２．平成７年度の調査内容

７年度は、以下の調査を行った。①下水道における水質測定の実態に関する調査では、下水処理場を対象としたアンケート調査を行った。②微量化学物質の分析方法の検討では、揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析について、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳ（ヘッドスペース-ＧＣ/ＭＳ）を用い、油分が分析値に与える影響に関する実験と、採水方法に関する検討を行った。また、中沸点有機化合物（農薬類）の分析のための添加回収実験を行った。③生物への影響による水質評価に関する基礎的検討では、硝化細菌やミジンコ（*Daphnia magna*）等を用いた試験の検討を行った。④遺伝毒性試験等の基礎的検討では、*umu*テスト等の変異原性試験に用いる検水の濃縮方法に関する検討を行った。

2.1　下水道における水質測定の実態に関する調査

平成５年12月の水質汚濁防止法施行令及び下水道法施行令の改正により、新たに13の有害物質（以下「新規項目」）が公共用水域への排水規制と下水道への受け入れ規制項目に加わることとなった。新規項目の測定・監視には、下水道分野ではこれまでほとんど経験のない分析方法や機器類の導入が必要となった。さらに、今後も水質規制項目が増加する方向にあることから、下水道の維持管理全体に及ぶ早

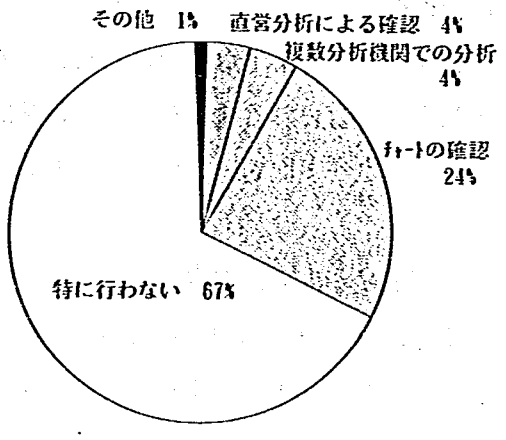
急な体制の整備が必要である。しかし、下水道の水質分析体制・維持管理体制に関する自治体の方向性は明らかでなく、その現状と課題を把握する必要があるため、基準改正後に「水質分析実施状況アンケート」を実施した。ここでは、その結果から、下水道における水質測定を中心とした水質管理の実態と、今後の水質管理の課題をまとめる。なお、アンケートの結果の詳細は土木研究所資料[1]として報告している。

2.1.1 調査方法

建設省土木研究所、日本下水道事業団、札幌市、東京都、横浜市、川崎市、横須賀市、大和市、名古屋市、京都市、大阪市、神戸市の下水道部局の水質担当者から構成される「微量化学物質の挙動に関する検討会技術連絡会」が、平成5年度末時点で供用開始している全国の914の下水処理場（以下「処理場」）を対象に、平成6年12月に都道府県を経由してアンケート調査票を配布し、平成7年1月にアンケートを回収、平成7年度に集計を行った。調査内容は、処理場および事業場排水規制での水質管理の体制及び水質測定状況、水質管理全般に関する考え方、意見、要望等であった。

2.1.2 調査結果

アンケート結果から、有害物質についての排出規制強化以降（あるいは以前から）、下水道の維持管理を支えている水質担当者が、多くの困難をかかえているという実態の一端が明らかになった。主な結果を以下にまとめる。



図－1 水質分析結果の精度管理状況（委託分析の場合）

○排水基準改定で新たに追加された項目の分析委託料は高価であり、維持管理経費に占める水質管理経費の割合は、処理場規模が小さくなる程大きくなっていた。また、委託した場合の精度管理が全体の7割以上の処理場で行われていなかったことから（図-1）、委託を行う場合には、サンプリングの方法、前処理、分析方法、定量限界、データ処理の方法、データの提出方法、添付書類等についてきめ細かく受託者に指示する必要がある。

○有害物質については一定条件での下水放流水の測定回数の変更が可能となったことにより、6割を超える処理場が既に測定回数を変更していた。その変更理由の多くが「過去1年以上の水質測定結果から有害物質が検出されない」であった。また、処理場で規制項目追加に対応するため、従来からの測定項目の一部の分析回数を減らした処理場が3分の1以上を占めていた。

○水質関連職員の増員は処理場の水質管理、事業場排水の水質監視のいずれについても極めて困難な状況にあることが明らかとなった。

また、主な課題を以下に示す。

○事業場排水の監視は不可欠であり、行政処分を伴うことから、分析値の信頼性の確保、即応性、情報の守秘が図られる体制が必要である。従って、委託する場合でも、この点を十分に確保できるよう注

意が必要であり、立入りによる採水まで委託する場合には、職員が同行するか委託業者に身分証明書を交付するなどのきめ細かい配慮も必要である。

○未処理排水の故意の不法投棄や除害施設等の事故流出の早期発見とその追跡調査が今後とも十分図られる体制作りとそれを支援する技術開発を続ける必要がある。また、利用者に対して下水道の存在意義、機能などを十分に理解させるための啓発やＰＲを積極的に行い、不法投棄行為の抑制効果を上げることも必要である。

○分析機器の購入予算や分析技術者の確保が困難な状況から、簡易測定法の公定法への導入、各種分析方法の公定法への新規採用、自動監視装置の導入など水質監視の総合的な取り組みを望む声が多く出された。これは、処理場や事業場排水指導の担当者が、人的・財政的に逼迫している中で水質測定を含む水質管理を強いられている状況が背景にあるものと考えられる。今後は、効率的かつ効果的な水質管理が実施できる水質測定制度の改善の検討とともに、新たな水質管理システムのための技術開発が必要である。

2.2 微量化学物質の分析方法の検討

環境基準及び排水基準の規制項目のうち揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析法については、パージ・トラップ（P&T）法やヘッドスペース（ＨＳ）法を前処理法として用い、ガスクロマトグラフ質量分析（ＧＣ/ＭＳ）法やＧＣ(ECD､FID)法を用いる方法が測定方法として規定されている。また、中沸点有機化合物（農薬類）の分析法については、固相または溶媒抽出の後、高速液体クロマトグラフ（ＨＰＬＣ）およびＧＣ/ＭＳ又はＧＣが使用するように規定されている。しかしながら、これらの分析法は、下水及び排水への適用性が十分検討されたとはいいがたく、サンプル中のＳＳや共存物質の影響、高濃度排水への適用性、試料の保存性等が分析値に影響を与えると考えられるため、単純に下水道の管理、特に特定事業場の監視に応用することができるとは考えにくい。７年度は、ＶＯＣの分析方法の検討として、油分がＨＳ-ＧＣ/ＭＳ法の分析値に与える影響に関する実験と、試料の採水方法に関する検討を行った。また、農薬類の分析方法の検討として、農薬類の下水への添加回収実験を行った。

2.2.1 揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討

(1)油分の影響

ＶＯＣの分析に用いられるＨＳ法は気液平衡によっていることから、油分が気液界面に存在する場合、分析が困難となることが予想される。そこで、ＶＯＣ標準液に油を添加し、ＶＯＣ分析時の問題点を調査した。

1)調査方法

調査には、ＨＳ法を用いたＧＣ/ＭＳ計を使用した。使用したＨＳ装置はHP7694、分離カラムにはJ&W 1301（0.25μm、60m）を使用し、四重極型のＭＳ計により検出した。

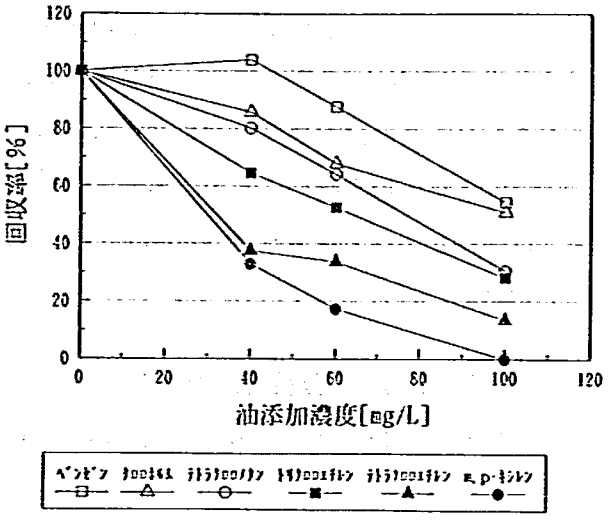
試料は、純水にＶＯＣ標準液を10、100μg/Lの２段階の濃度で添加したものを作成し、市販の植物油を40、60、100mg/Lの３段階の濃度で添加したものである。分析装置のオートサンプラーで用いる20mLのバイアル瓶にＶＯＣ標準液を10mL入れ、油を添加した。なお、バイアル瓶中の油の状態は、油100mg/Lを

添加した場合で、油が球状になり、試料水の表面積の2/3程度を覆っていた。

対象とした物質は、排水基準項目の中のＶＯＣであるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、四塩化炭素、ジクロロメタン、1,2-ジクロロエタン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,2-トリクロロエタン、1,1-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、1,3-ジクロロプロペン、ベンゼンの11項目と、要監視項目のクロロホルム、トランス-1,2-ジクロロエチレン、1,2-ジクロロプロパン、p-ジクロロベンゼン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレンおよびトリハロメタン類のブロモジクロロメタン、ジブロモクロロメタン、ブロモホルムの計22成分である。

2)調査結果

ＶＯＣ濃度10μg/Lでは、油の濃度が40、60、100mg/Lの全てでピークが検出されなかった。ＶＯＣ濃度100μg/Lの場合の結果の例を図-2に示す。一般に、40mg/L以上の植物油の添加によってＶＯＣの回収率は低下した。ただし、ベンゼンについては油を40mg/L添加したもので、回収率が100%を越えていた。この原因は不明である。また、質量数の大きいものほど回収率が低下する傾向にあった。特に、m,p-キシレンは油を100mg/L添加した場合には回収されなかった。一般に、下水試料の分析には、試料による装置の汚染を考慮してＨＳ-ＧＣ/ＭＳが用いられる傾向があるが[1]、ＨＳ法によっても、油等の混入によって本来得られるべき測定値が得られない場合が予想される。したがって、試料の性状を熟知し、分析方法を選択する等の配慮が不可欠であり、装置から得られる数値の過信を避けるべきである。



図－２ 油の混入がＶＯＣの分析値に及ぼす影響

(2)ＶＯＣ分析用試料の採取

下水中のＶＯＣの分析では、試料の採取時の取り扱いが、分析結果に影響を与えると考えられる。試料採取をできる限り一定の条件で行う方法として、地下水採水等を目的としたＶＯＣ用自動採水器（ＶＯＣサンプラー）の利用が考えられるが、下水試料の採水にはほとんど使用された例がない。このため、下水への適用性を明らかにする目的で、ＶＯＣサンプラーによる試料と手採水による試料との分析値の比較をおこなった。

1)調査方法

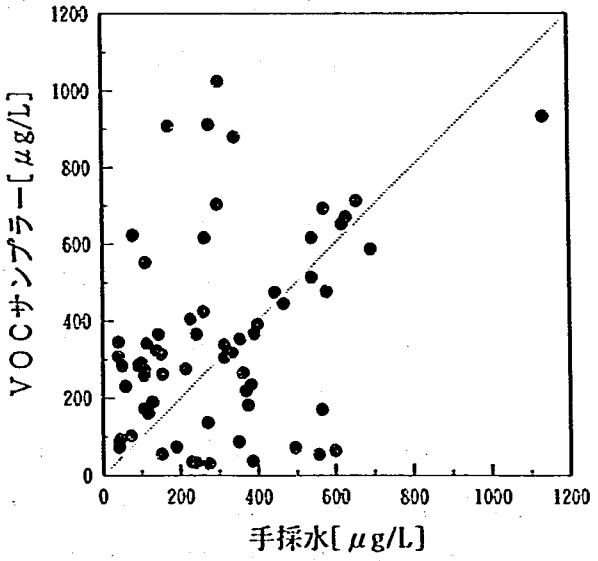
使用したＶＯＣサンプラーはISCO 6000である。この装置は、水中に投入する採水筒中の袋を伸縮させることによって試料を押し上げ、気相と接触することなく試料瓶まで輸送する構造となっている。調査は、家庭からの下水が主に流入しているＡ処理場と工場排水が主に流入しているＢ処理場の、流入水および処理水を対象とし、ＶＯＣサンプラーによって得られた試料と、人が水を汲み上げ、手で採水した試料の分析結果を比較することで行った。分析対象項目は、排水基準および要監視項目のＶＯＣ22成分（前述）、分析はＨＳ-ＧＣ/ＭＳによって行った。

2)調査結果

ＶＯＣサンプラーを使用した結果、採取した試料の保冷機能が不十分であり、採水筒先端部のよごれや、装置の金属部分での錆の発生等の問題点が明らかとなった。特に、採水筒先端部のよごれについては、採水途中で採水自体が不可能となる場合があった。ＳＳの少ない処理水の採水では、24回の採水のみならば、連続採水が可能であった。しかし、流入水については採水筒先端部表面をＳＳが覆い、Ａ処理場の流入水の場合、11回目の採水から、採水瓶中に気泡が残留するようになった。表面を覆った汚れを取り除き、採水を続けた場合には、先端部が20μm程度の粒子をろ過する構造となっていたため、内部で粒子がつまり、採水が不可能となった。表面を覆ったＳＳについては水洗で取り除くことが可能であったが、内部につまった粒子を取り除くためには超音波洗浄が必要であった。これらのことから、下水試料の採水を行うためには、少なくとも採水筒先端部の改造又は逆洗構造の付加が必要であることが明らかとなった。また、塩素消毒後の放流水を採水する場合は、試料中の残留塩素を除去する必要がある。しかし、あらかじめ塩素除去用の薬品を採水瓶に入れておいたとしても、多量の試料が瓶のとも洗いのためにオーバーフローし、薬品を流し出すため、試料中の残留塩素を除去することが困難であることがわかった。したがって、残留塩素除去用の試薬の添加方法等、使用目的に応じたアプリケーションの開発が必要である。また、分析を行うためには、採水瓶中の試料のＨＳ用バイアル瓶への移し換えが必要である。P&T用オートサンプラーで分析する場合にも採水瓶のふたの付け替えが必要であり、最終的な分析の段階までを考慮した改造が望ましい。

ＶＯＣサンプラーにより得られた試料と手採水による試料の分析結果を比較した例を図-3に示す。物質によって手採水の方が値として高めに出る場合とＶＯＣサンプラーの値が高めに出る場合があり、ＶＯＣサンプラーが採水に優れているとは一概に断定しにくい。むしろ、ほぼ同等と考えられる。

ＶＯＣサンプラーは、下水道での工場排水の監視および処理場での塩素消毒後の放流水質の測定の需要があると考えられる。特に工場排水の監視には不可欠と思われる。既に、孔径の大きな採水筒先端部の試作が始められており、下水の採水を考慮した装置への今後の改造が期待される。



図－３　採水器と手採水の試料間での分析値の差の例（トルエン）

2.2.2　中沸点有機化合物（農薬類）の分析方法の検討

中沸点有機化合物（農薬類）の分析にＨＰＬＣを用いる場合、共存物質が多い試料については分離カラムの分離性能、検出器の選択性が十分ではなく、目的物質の分析が困難となる。特に下水試料には未知物質が多く含まれることから、ＨＰＬＣによる農薬類の分析が非常に困難である。ここでは、農薬類の下水への添加回収実験を行い、ＨＰＬＣを用いた農薬分析の問題点を検討した。

(1)調査方法

ＨＰＬＣにより、下水試料中のチウラム（排水基準許容限度60μg/L）とオキシン銅（要監視項目40μg/L以下）を測定した。下水試料は、家庭からの下水が主に流入しているＡ処理場から採水（スポット）した一次処理水及び高度処理水である。

試料の濃縮にはWaters PS-2を使用した。下水試料を、GF/Bによってろ過した後、pH調整を行わず、アセトニトリルでコンディショニングしたPS-2に500mL、10mL/分で通水した。そして、アセトニトリル2mL、1mL/分で溶出を行った。添加回収実験を行う場合は、ろ過後の下水試料にチウラム及びオキシン銅を添加した。添加濃度は10および40μg/Lとした。また、農薬添加後の試料に、ＥＤＴＡ5g/L、塩化ナトリウム60g/Lを添加した後で濃縮するという操作（ＥＤＴＡ添加系）についても検討した。湖沼水、河川水については、ＥＤＴＡ5g/L、塩化ナトリウム300g/Lの添加で農薬の回収率が向上したという報告があるが[2]、ここでは、塩化ナトリウムの添加量を、一次処理水に対して塩化ナトリウムが溶解する限界であった60g/Lとした。なお、ＳＳ分離前に排水基準程度の濃度の農薬を添加した場合に全く回収されなかったため、本実験ではすべてろ過後の下水試料を用いた。

分析に使用したＨＰＬＣはHP1050で、分離カラムはWaters GolfPak HR、カラム温度40℃とした。フォトダイオードアレイ（ＰＤＡ）によって得られるスペクトルを用いて定性を行い、チウラムについては220nm、272nm、オキシン銅では240nmの各波長を用いて定量した。下水試料についてＰＤＡから得られるデータは、バックグラウンドが高く複雑であることが多いため、ＨＰＬＣの演算装置が自動的に計算する面積値は使用できず、人為的に波長及び保持時間の双方のデータを考慮して目的物質のピークを判断し、面積値をもとめた。

(2)調査結果

農薬の添加回収実験に先立ち、Ａ処理場の下水試料中の農薬の有無を確認した。ＰＤＡのスペクトルからは、Ａ処理場の下水試料中にはチウラムもオキシン銅も確認されなかった。

表－1　チウラム、オキシン銅の添加回収実験結果

		添加濃度[μg/L]	一次処理水 平均[%]	一次処理水 最小[%]	一次処理水 最大[%]	高度処理水 平均[%]	高度処理水 最小[%]	高度処理水 最大[%]
EDTA無	チウラム(220nm)	10	(ND)	(ND)	(ND)	1	(ND)	2
		40	19	8	25	7	5	9
	チウラム(272nm)	10	(ND)	(ND)	(ND)	(ND)	(ND)	(ND)
		40	11	(ND)	18	7	6	7
	オキシン銅(240nm)	10	39	32	45	75	71	80
		40	43	42	46	79	76	82
EDTA添加	チウラム(220nm)	10	(ND)	(ND)	(ND)	70	67	74
		40	15	13	16	69	68	71
	チウラム(272nm)	10	(ND)	(ND)	(ND)	64	62	65
		40	11	8	15	64	63	66
	オキシン銅(240nm)	10	79	73	87	83	79	88
		40	81	78	84	85	83	86

添加回収実験の結果を表-1に示す。ＥＤＴＡ無添加の場合、チウラム10μg/L添加では、ほとんど回収されなかった。40μg/L相当の添加では、10～20%程度回収されたが、安定しなかった。一方、ＥＤＴＡ添加系では、一次処理水にチウラム10μg/Lを添加した場合には全く回収されなかったが、40μg/L添加では15%程度が回収された。また、高度処理水の場合は70%程度が回収された。オキシン銅については、ＥＤＴＡ無添加の場合に一次処理水で回収率が40%前後であったが、その他の条件では回収率が80%程度であった。下水中の農薬をＨＰＬＣで分析することは、下水中に存在する共存物質のため、非常に困難である。ここではＥＤＴＡ・塩化ナトリウム添加による回収率の向上について報告したが、排水基準程度の濃度の農薬を含む試料の分析は現実的には困難な状況にある。ＥＤＴＡ添加の他、より簡易な方法でのクリーンアップについての検討を行ってきたが、現在のところ決め手となる方法には至っておらず、正確な下水中農薬濃度の把握のためには、今後

も検討が必要である。

2.3 生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

わが国の水質規制は、個々の規制対象物質の定量を行い、基準値と比較することによって行われている。しかしながら、試料が生物に与える影響は、規制対象（健康項目）の個々の物質の性質によってのみ現れるものではなく、複数物質の相互の影響、規制対象外の微量物質の影響等にも依存すると考えられる。また、個々の項目に関して、適切な水質分析を行うこと自体が困難な場合がある。本来、健康項目に関連する物質は、その物質が及ぼす生物への影響に基づいて規制されたものであり、未規制の物質をも含めた形での、より総合的・本質的な水質の把握を行うためには、生物を用いた水質の評価手法の開発が必要であると考えられる。７年度は、下水や下水処理水の総合的な水質評価を目的として、硝化細菌、オオミジンコ（*Daphnia magna*）等に与える影響による水質評価に関する基礎的検討を行った。

2.3.1 硝化細菌への影響による水質評価に関する基礎的検討

硝化細菌を用いた毒性評価は、硝化細菌の化学物質に対する感受性を、エネルギー獲得のための呼吸速度の阻害で評価するものである。硝化細菌（アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）は、比較的毒物に対して高い感受性を示すとされている[3]ことから、毒性評価のための供試生物として有望であると考えられる。また、硝化細菌は、流入下水中の物質が下水処理の硝化過程へ及ぼす影響を把握するという意味でも有用な評価指標であると考えられる。

(1)試験方法

試験は、培養液中の微生物が消費した酸素を電気分解により自動的に補充し、補充量を記録する装置（クーロメータ）を用いて行った。検水中の物質が生物に与える影響の差異を把握するため、供試後24時間での硝化細菌の代謝阻害性により水質評価を行った。試験の詳細については４年度の報告[4]とほぼ同様である。

表－２　試験用培地組成

$(NH_4)_2SO_4$	471	mg/L
Na_2HPO_4	2550	
KH_2PO_4	130	
$NaHCO_3$	90	
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	20	
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.9	
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	5.7	

試験に使用した微生物は、アンモニア性窒素100mg-N/Lと人工下水（ＢＯＤ$_5$換算濃度100～200mg/L）を基質として与えて連続培養した硝化細菌（混合系）である。試験には、pH緩衝能力のあるPramer培地[5]を参考として組成を決定した培地（表-2）を用い、調査対象となる薬品を加えた。培養は24時間行い、呼吸速度、硝化速度を測定した。コントロール系についても試験を行い、薬品添加系とコントロール系の硝化細菌の硝化速度を比較することにより調査対象薬品の代謝阻害性を評価した。５年度は、ジクロロフェノール（ＤＣＰ）の2,4体と2,6体を用い、硝化細菌の代謝阻害性が明確に異なることを判断することができることを確認した。６年度は、揮発性有機化合物（ＶＯＣ）への感受性試験を行った。また、試料濃縮時の塩濃度の許容範囲の確認のため、塩化ナトリウムを添加した場合の硝化細菌への影響把握を行った。７年度は、６年度に引き続き、硝化細菌による水質評価を排水基準のための分析のスクリーニング法として利用する場合の可能性を確認するため、排水基準項目の物質等を単独で添加し、硝化細菌の感受性を調査した。使用した物質は、1,1-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン、ジクロロメタン（以上排水基準項目）、イプロベンホス（ＩＢＰ：要監視項目）、フェノール、2-クロロフェノール（2-ＣＰ）である。また、溶媒を用いた試料濃縮（溶媒抽出、固相抽出）を行うため、有機溶媒

が硝化細菌に及ぼす影響についての検討を行った。

(2)各種化学物質に対する硝化細菌の感受性

これまで各種化学物質について行ってきた硝化細菌の感受性試験結果を、EC_{50}（EC：Effective Concentration）としてまとめ、表-3に示す。

排水基準関連項目のうち、1,1-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン、トリクロロエチレン、ジクロロメタン、1,1,2-トリクロロエタンのEC_{50}は排水基準値と同程度以下であったが、テトラクロロエチレン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、1,1,1-トリクロロエタンについては排水基準の方が低い値となった。これらは揮発性有機化合物（VOC）であり、試料の揮発性のために、一定の状態で硝化細菌に薬品を暴露させることができていないと考えられる[10]。しかし、表-3には、ヘンリー定数も記載したが、明確な相関は見られなかった。これまで行ってきたVOCの試験結果は、各薬品の毒性の差のみならず、硝化細菌への不明確な暴露量にも影響を受けており、双方の影響を分離して解析することができていない。VOCに関する試験は、現在使用しているクーロメータでは、安定した試験は非常に困難であり、気相部がほとんど存在しない試験系の考案、または、代謝阻害性に与える影響の代表となる濃度の算出方法の検討が必要である。なお、EC_{50}が低濃度であった物質についても結果が大きくばらつく場合があった。試験中のVOCの水中濃度の変化に加え、植種時期による菌の硝化能力や感受性の差も測定値のばらつきをもたらすと思われる。

IBPは有機りん系の殺菌剤[7]で、要監視項目の一つであるが、硝化細菌のEC_{50}は、指針値である0.008mg/Lと1万倍近い開きがある。このため、指針値付近の濃度のIBPを硝化細菌で監視することは困難であると考えられる。農薬については、殺菌剤、殺虫剤、除草剤等、使用用途が比較的限定されていることから、硝化細菌に対してもあまり強い毒性を示さないものが多く存在すると考えられるため、今後、確認が必要である。

硝化細菌による評価値と他の指標による値を比較するため、表-3にはオオミジンコ（*Daphnia magna*）のLC_{50}（LC:Lethal Concentration）、発光細菌（*Photobacterium phosphoreum*）のEC_{50}を記した。オオミジンコとの比較では、一般に硝化細菌の方が短時間で低濃度の薬品により影響を受けることが明らかとなった。なお、オオミジンコのLC_{50}と硝化細菌のEC_{50}による毒性の傾向としての相関は見出すことができなかった。発光細菌についてはEC_{50}の文献値がばらついているため、比較の有意性に疑問は残るが、報告されている多くの薬品については、発光細菌の

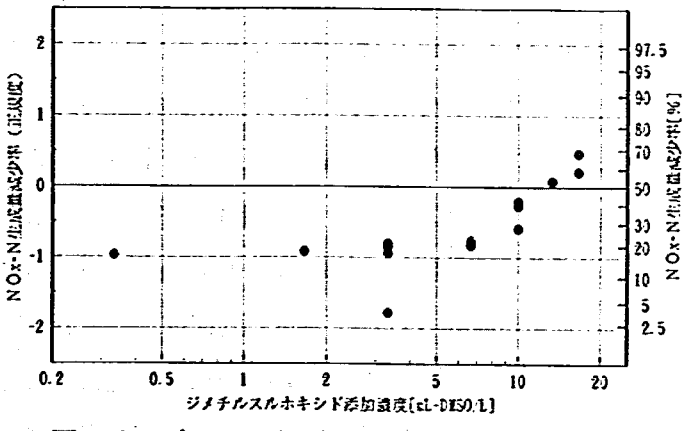
表－3　化学物質が硝化細菌に与える影響の評価結果

	硝化細菌EC_{50}[mg/L]		排水基準	ヘンリー定数[6]	生物への影響	
	初期濃度より算出	最終濃度より算出	[mg/L]	[atm-m³/mol]	*Daphnia magna* LC_{50}[mg/L][7]	*P. phosphoreum* EC_{50}[mg/L]
1,1-ジクロロエチレン	0.0016	0.00022	0.2			
cis-1,2-ジクロロエチレン	0.073	0.016	0.4	3.37×10^{-3}		905 [9]
トリクロロエチレン	0.41	0.14	0.3	1.03×10^{-2}	94(48h)	117 ～1068[9]
テトラクロロエチレン	41	12	0.1	1.49×10^{-2}	4(16d)	19.5 ～ 117[9]
ジクロロメタン	0.48	0.29	0.2	2.68×10^{-3}		998 ～2878[9]
四塩化炭素	14	3.9	0.02	3.04×10^{-2}	35(48h)	5.58～33.7[9]
1,2-ジクロロエタン	20	9.8	0.04	9.7×10^{-4}	220(48h)	157 ～2068[9]
1,1,1-トリクロロエタン	17	7.6	3	8×10^{-3}		8.04～ 106[9]
1,1,2-トリクロロエタン	0.017	0.0032	0.06	1.2×10^{-3}	43(?)	106 ～ 176[9]
フェノール	2.8					46 [9]
2-クロロフェノール	0.068					45 [9]
2,4-ジクロロフェノール	0.037					3.5 [9]
2,6-ジクロロフェノール	1.3					26 [9]
イプロベンホス	58		(0.008)			

EC_{50}が硝化細菌のEC_{50}の10倍以上となっていた。ただし、発光細菌の方が硝化細菌に比べ、遙かに短時間で測定可能である。なお、発光細菌と硝化細菌のEC_{50}による毒性の傾向としての相関は見られなかった。このように、供試生物、供試物質によって感受性が大きく異なっていた。比較的短時間で低濃度の薬品により影響を受ける硝化細菌は、検討すべき技術的な課題は残されているものの、排水基準項目等の水質監視の用途には有用であるが、水質が生物へおよぼす影響をより正しく評価し、処理水が環境におよぼす総合的な影響を評価するという用途では、複数の生物種の併用が必要であると考えられる。

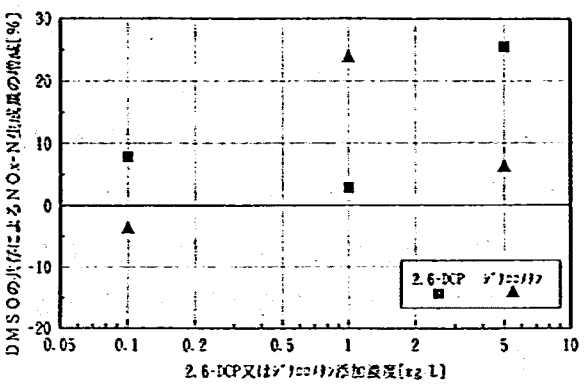
(3)有機溶媒を用いた試料添加の影響

通常の下水試料の場合、生物への毒性が低く、生物への影響を短時間あるいは限られた個体数で評価するためには、濃縮が必要となる。本調査ではこれまで凍結濃縮によって試料を濃縮してきた。凍結濃縮は、試料中の大部分の成分を濃縮することが可能であると考えられるが、濃縮に時間を要するため濃縮倍率を上げることが困難で、さらに、塩濃度が上昇するため浸透圧が上がり、供試生物に影響を与えるという欠点も有している。特に、6年度の調査から、塩の濃度については、タマミジンコで2,000mg-NaCl/L程度、硝化細菌で3,000mg-NaCl/L程度に押さえる必要があることが明らかとなった[10]。塩濃度が低い状態を維持しつつ、試料に含まれる微量物質を濃縮する方法としては、溶媒抽出、固相抽出等がある。特に固相抽出は、濃縮される物質が限定されるものの、操作が比較的簡単で、凍結濃縮に比べて濃縮率を上げやすい。ただし、この方法を用いる場合、最終的に何らかの有機溶媒で抽出物質を溶出させることとなる。この溶出物を生物試験に供するためには、比較的毒性が小さく、毒性試験の結果にほとんど影響をおよぼさない溶媒を選定する必要がある。そこで、代表的な有機溶媒の中からアセトン、ヘキサン、ジメチルスルホキシド（DMSO）を選択し、これらが硝化細菌に与える影響を検討した。DMSOの試験結果を図-4に示す。試験に使用しているクーロメータでは、検水を300mL必要とするため、試験に供する試料を有機溶媒の溶液として1mL程度に濃縮して添加すると仮定した場合、有機溶媒が1mL/300mL(約3.3mL/L)程度の濃度で、硝化細菌に影響を与えない必要がある。DMSOは7mL/L程度まではNOx-N生成量減少率が20%程度であった。一方、アセトン、ヘキサンでは、3.3mL/L程度の添加で呼吸・硝化阻害率が100%となった。このため、今回供試した有機溶媒の中では、DMSOが試験の添加用有機溶媒として比較的適していると考えられた。しかしながら、濃縮試料の試験結果がDMSOの共存によって影響を受ける可能性がある。そのため、2,6-ジクロロフェノール（2,6-DCP）およびジクロロメタンを用い、DMSOの共存が試験結果に与える影響を検討した。結果を図-5に示す。横軸は2,6-DCP又はジクロロメタンの添加濃度、縦軸はDMSOが3.3mL/L共存した場合のNOx-N生成量の増減を、DMSO非共存系でのNOx-N生成量を基準とした比として表した。すなわち、(DMSO共存系－DMSO非



図－4　ジメチルスルホキシド(DMSO)の添加試験結果

共存系)/(ＤＭＳＯ非共存系)で得られた値である。ＤＭＳＯとの共存により、ＮＯx-Ｎ生成量が増加する、即ち、毒性が相殺される傾向がみられた。この場合、ＤＭＳＯを添加溶媒として試験を行うことにより、硝化細菌の硝化阻害が小さく見積もられる可能性がある。適用可能範囲を確認するため、さらにデータの蓄積と検討が必要である。



図－５　ＤＭＳＯの添加が及ぼす影響

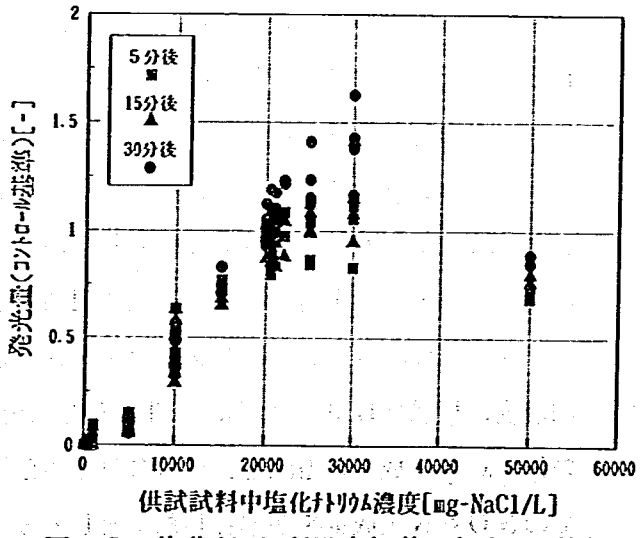
硝化細菌を用いた水質評価は、今後も、ＶＯＣへの適用方法（試料添加方法等）、下水試料への適用方法（試料濃縮方法等）、結果の評価方法（実下水処理における硝化阻害との相関、他の生物を用いた水質評価との相関、結果の数値化方法等）、硝化細菌の品質管理の方法等の検討が必要である。

2.3.2　発光細菌を用いた水質評価方法に関する調査

本調査では、細菌を用いた水質評価方法として硝化細菌を用いた試験方法を開発してきた。一般にはこの他の細菌を用いた水質評価方法としては、大腸菌、発光細菌等を用いた方法が用いられている[11]。これらの中でも、発光細菌（*Photobacterium phosphoreum*）を用いた水質評価方法は操作が比較的簡易、迅速に行うことができる方法である[9)12)]。しかしながらこの方法は、基本的には高い毒性を持つ排水の評価を目的としたものであるため、下水試料にこの試験方法を直接適用することは困難であると考えられる。そこで、発光細菌を用いた水質評価について下水試料への適用のための基礎的検討を行った。前述のように、下水試料は、一般に毒性が低いことから、潜在的な生物影響の把握のためには試料の濃縮が必要であり、濃縮方法および濃縮試料のための試験方法の検討を行った。

(1)試料中の塩濃度の影響

下水試料を凍結濃縮によって濃縮する場合、溶解性物質の濃度が高くなることにより、浸透圧も高くなる。タマミジンコや硝化細菌は浸透圧の影響を受けるが[10]、本試験に用いた*P. phosphoreum* は、海洋性の細菌であることから、淡水の試料の試験を行う場合は20,000mg/L相当の塩を添加する。試料中の塩濃度の影響を把握するため、純水に塩化ナトリウムを添加し、試験を行った。結果を図-6に示す。横軸は試料への塩化ナトリウム添加量[mg-NaCl/L]であり、縦軸は(各試料での発光量)/(コントロールの発光量)で求めた値である。コントロール系の濃度は、20,000mg-NaCl/Lに相当する。20,000mg-NaCl/L以下では発光が抑制された。一方、20,000mg-NaCl/L程度以上ではコントロールの0.8～1.2倍に発光量が集中した。今後、毒性物質の共存下での確認は必要であ



図－６　塩化ナトリウムが発光細菌に与える影響

るが、試料中の塩分濃度が数千mg/L程度であれば、20,000mg/L程度の塩を加えるので、試験結果はもとの試料中の塩濃度に影響されにくいことが明らかになった。

(2)有機溶媒を用いた試料添加の影響

下水試料を、溶媒抽出、固相抽出等で濃縮する場合、最終的に何らかの有機溶媒で溶出させることとなる。この溶出物をそのまま生物試験に供するためには、比較的毒性の小さな溶媒を選定する必要がある。そこで、代表的な有機溶媒の中からアセトン、メタノール、エタノール、ジメチルスルホキシド（ＤＭＳＯ）を選択し、これらが発光細菌に与える影響を検討した。その結果、アセトンが強い毒性を示したが、メタノール、エタノール、ＤＭＳＯは１％程度の添加では大きな影響を示さなかった。

影響の小さかった有機溶媒のうち、メタノールを溶出溶媒として使用して下水試料を濃縮し、試験を行った。使用した下水は、比較的工場排水の流入比率が高いＣ処理場の下水である。下水は２度採水し、濃縮試料は２回目の採水試料を濃縮した。塩素混和後の試料については、採水直後に残留塩素を除去した。濃縮は、下水試料をGF/Bでろ過した後、メタノールでコンディショニングを行ったSep-pak tC_{18}に10mL/分で通水し、メタノール５mL、１mL/分で溶出させた。さらに、窒素ガスでメタノールを揮発させて濃縮し、試験に供した。結果を、暴露時間毎に、表-4に示す。表には、濃縮を行わなかった試料の試験結果も記載した。また、表中の値はEC_{50}を濃縮倍率[%]で表したものであり、値が小さいほど発光細菌は低濃度の試料で影響を受けたことになる。表より、流入水のEC_{50}は40%（2.5倍希釈）程度と考えられる。濃縮試料によるEC_{50}も、未濃縮試料とほぼ同程度の値を示した。Ｃ処理場の流入水については、固相抽出による濃縮によって、発光細菌に主に影響を与える物質も濃縮されていたと考えられる。なお、EC_{50}が75%程度となった場合があるが、細菌の状態や試料の経時変化によるものと思われる。

表－４　発光細菌による水質評価への濃縮の影響

	濃縮していない試料のEC_{50}[%]						濃縮試料のEC_{50}[%]	
	採水１回目			採水２回目			採水２回目	
暴露時間[分]	5	15	30	5	15	30	5	15
流入水	44	40	46	42	37	47	32	30
	83	72	77	48	55	55	49	44
				54	60	69	50	46
返流水				>90	>90	>90		
初沈流入水				>90	>90	>90		
一次処理水	>90	>90	>90	>90	>90	>90		
二次処理水				>90	>90	>90	>400	>400
							>400	>400
							>400	>400
二次処理水（塩混後）	>90	83	>90	>90	>90	>90	>800	790
							>800	>800
							>800	>800

流入水以外の試料ではEC_{50}値が求められなかった。処理水については、濃縮を行ってもEC_{50}値が求められなかった。これらの試料についてEC_{50}を求めるためには、発光細菌に暴露する時点で1,000%(10倍濃縮)以上の濃縮倍率となっている必要があるようである。溶媒の影響を考慮すると、全体の１％程度しか溶媒を添加できないため、実際に暴露させる濃度のさらに100倍程度高倍率の濃縮試料を用意する必要がある。

発光細菌は、前述の表-3に示されるように、硝化細菌に比べて10倍以上感受性が悪く、また、細菌の状態に感度が影響を受けやすいようである。しかしながら、本法の操作は簡易かつ迅速である。発光細菌を用いた水質評価は、技術的に解決すべき点も多いが、下水の流入水もしくは工場排水の監視への応用が期待できる。

2.3.3　ミジンコ類への影響による水質評価に関する基礎的検討

ミジンコ類を用いた毒性試験は海外の多くの水質試験方法に取り入れられている[11]。本調査でも、日

本全国に分布するとされているタマミジンコ（*Moina macrocopa*）[13)14)]を用いて、生存日数・産仔数・産仔回数による水質評価を試みてきた。７年度は、タマミジンコに加え、日本の在来種ではないが、多くの水質試験方法に取り入れられているオオミジンコ（*Daphnia magna*）を、硝化細菌やタマミジンコ等、他の生物による水質評価との比較のために用いるべく、基礎的な検討を行った。特に、下水処理水が生物に及ぼす影響を評価する場合、試料を濃縮することが必要となる。このため、固相抽出等の有機溶媒を用いた濃縮によって試料の濃縮を行う場合、最終的にオオミジンコに対して供試する時点で使用する溶媒がオオミジンコに与える影響の検討を行った。

(1)試験方法

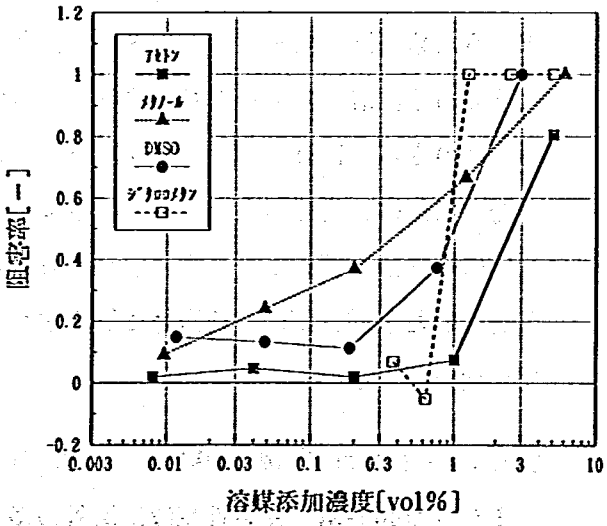
試験方法は主に、ＯＥＣＤの方法に基づいて行った[15)]。オオミジンコは、Elendt培地で、水温20±１℃、pH7.0～8.6で、ＤＯ６㎎/L程度以上、明:暗＝16hr:８hrで緑藻（*Selenastrum cpricornutum*）を餌として飼育した。

遊泳阻害試験では、生後24時間以内の仔を、Elendt培地で目的とする濃度に希釈した試料に１個体/２mLの密度で入れ、水温20±１℃、暗所で暴露した。試料への暴露24時間後に、緩やかに溶液を動かした後で15秒間オオミジンコが泳げない場合を遊泳阻害と判断した[16)]。

繁殖試験では、生後24時間以内の仔を、Elendt培地で目的とする濃度に希釈した試料に１個体/50mLの密度で入れ、緑藻を餌として、水温20±１℃、明:暗＝16hr:８hr、２日毎に試料を交換して暴露した。試料に14日以上暴露し、オオミジンコの産仔数等を計測した[15)]。

(2)試験結果

供試した有機溶媒は、アセトン、メタノール、ＤＭＳＯ、ジクロロメタンである。これらの有機溶媒について、遊泳阻害試験によってオオミジンコの感受性をある程度予測した後、繁殖試験を行った。繁殖試験の結果を図-7に示す。アセトンは、１vol%以下ではほとんどオオミジンコの繁殖に影響しなかった。また、EC_{50}も他の３物質より高濃度であった。メタノールとＤＭＳＯは、比較的低濃度から繁殖に影響を与え始めた。また、ジクロロメタンは0.6vol%程度まではほとんど繁殖に影響しないが、その値を超えると急激に強い影響が現れるため、オオミジンコの個体差や供試時の誤差により、試験結果が不安定となることが予想される。今後、毒性物質の共存下でのアセトンの影響の有無の確認が必要であるが、アセトンを0.1～１vol%程度で培地に混入させて試験を行うことは特に問題がないと思われる。オオミジンコは日本の在来種ではないため、日本の下水処理水を対象とした試験を行う意味については検討を要し、さらに、タマミジンコ同様、試験に影響する因子の検討、より安定した試験を行うための技術開発を要すると考えられる。しかしながら、タマミジンコに比べて大きいため確認が容易であり、１回の産仔数が多いために供試個体の由来をそろえることも容易であり、また、



図－７　有機溶媒がオオミジンコの繁殖に与える影響

化学物質を対象とした適用例が多いことから、比較のための標準的な手法としての役割を果たすことは可能と思われる。

2.4 遺伝毒性試験等の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

水道水や環境水の安全性を評価する方法として、生物に対する生理的な毒性（急性毒性、慢性毒性など）の評価方法の他、変異原性を評価する方法が開発されつつある。変異原性試験は、生物の遺伝情報に対する毒性を把握する試験であり、微生物、哺乳類培養細胞、植物、昆虫、実験動物など様々な試験材料について試験方法が考案されている。これらのうち、微生物を用いる試験は、短時間で簡便に行うことができる、他の試験と比較して経費がかからない、繰り返し試験が容易であるなどの利点を有する。最も一般的に用いられている変異原性試験は、発ガン性物質のスクリーニング試験として開発されたAmes試験である[17]。Ames試験は、サルモネラ菌（*Salmonella typhimurium*）のヒスチジン要求株が、復帰変異によりヒスチジン非要求になる割合を調べることで、変異原性を評価する方法である[17]。その他、サルモネラ菌を供試菌とし、ＤＮＡ損傷時にみられる修復反応（ＳＯＳ反応）に関与する*umu*遺伝子（ＳＯＳ遺伝子の一つ）の発現をβ-ガラクトシダーゼ活性で検知して変異原性を評価する*umu*テスト[18]、枯草菌（*Bacillus subtilis*）の野生株（H17株、Rec$^+$）とＤＮＡ組換え修復能欠損株（M45株、Rec$^-$）の2種類の菌株の化学物質に対する致死感受性の差を用いて変異原性を評価する枯草菌液体Rec-Assay法[19]などがある。これらの変異原性試験を、実際に下水処理水のような多くの成分を含む試料に適用するためには、試料の前処理（濃縮）方法、試験方法の評価と選択などの検討が必要である。７年度は、Ames試験及び*umu*テストの下水試料への適用に関する検討を行った。

2.4.1 試験方法

(1)試料の濃縮

試料の濃縮は固相抽出によって行った。固相抽出は、試料中の物質を吸着剤に吸着させた後、溶媒で溶出させることで濃縮する方法である。ここでは、吸着剤が充填されているカートリッジ型のSep-pak tC_{18}とSep-Pak CSP800を用いた。一般に、tC_{18}は水中の疎水成分を単離するのに適し、CSP800は水中の変異原物質の濃縮に適するとされている[20)21)]。試料通水に先立ち、tC_{18}にはジクロロメタンとメタノールを、CSP800には酢酸エチルとエタノールを、それぞれ通液し、コンディショニングを行った。コンディショニングしたカートリッジに適当量の試料水（下水試料の場合はGF/Bでろ過したもの）を20mL/分（流入水の場合は10mL/分）で通水した後、少量の溶媒を通液して溶出液を回収した。得られた溶液は必要に応じて溶媒を蒸発させ、最終的にＤＭＳＯ（dimethyl sulfoxide）に溶解させた。

(2)変異原性試験

Ames試験[17]および*umu*テスト[18]は、常法に従って行った。Ames試験で用いた菌株は、*S.typhimurium* TA100（塩基対置換変異）とTA98（フレームシフト変異）であり、試験はプレインキュベーション法で行った[17]。得られたデータから回帰計算により、試料１L当たりの復帰変異コロニー数を求めて変異原性の評価を行った。*umu*テストには、菌株として*S.typhimurium* TA1535/pSK1002を用い[18]、得られたデータから回帰計算により、１倍濃度換算のβ-ガラクトシダーゼ活性を求めて変異原性を評価した。なお、

ラット肝臓由来のS9mixを添加した代謝活性系についても同時に試験を行った。

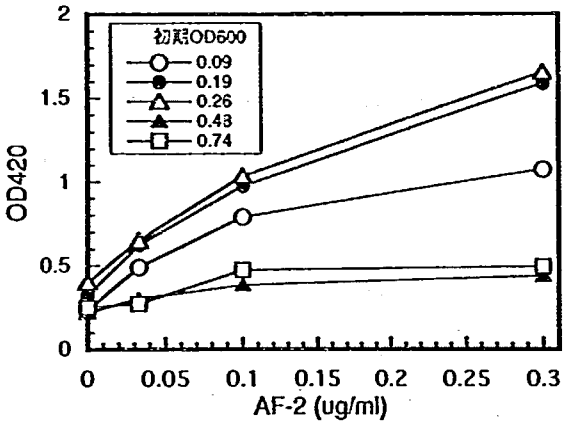
2.4.2　試験結果

(1)*umu*テストの基本的な試験条件の検討

一般的に行われている*umu*テストの試験条件の適切さを確認するため、試験の感度に影響する要因である暴露時の振とう方法、暴露開始時の増殖段階、暴露時間、発色反応時間について検討した。

暴露時の増殖速度の差は、試験結果に影響する可能性がある。特に酸素の供給速度が影響を与えると考えられたため、往復振とう及び回転振とうで試験菌株の培養を行い、増殖の経時変化を調べた。その結果、両方法とも同様の増殖曲線を示し、殆ど差は見られなかったため、以降の実験は回転振とうで行うこととした。

*umu*テストでは、試料への暴露開始時の菌数をそろえるため、OD_{600}が約0.25となった培養液が用いられる。OD_{600}は液の濁度を表し、菌体濃度の指標となるとされている。暴露開始時の菌の活性は、試験の感度に影響すると考えられるため、他の増殖段階の培養液を用いて暴露を開始した場合の試験感度について検討した。変異原物質として、AF-2 (2-(2-furyl)-3-(5-nitro-2-furyl)acrylamide) を添加し、OD_{600}にして0.09から0.93までの培養液を用いて、*umu*テストを行った。結果を図-8に示す。実際の試験感度の指標となるOD_{420}（活性が高いほど大きい値を示す）で比較したところ、OD_{600}が0.26の場合に最も大きい値を示した。このことから、従来通りOD_{600}が0.25程度の培養液を試験に用いるのが適当であると考えられた。



図－8　*umu*テストの感度に対する増殖段階の影響

試料への暴露時間は通常2時間で行われるが、時間を延ばすことにより、感度が上がる可能性があるため、30分から7時間まで暴露時間を変えて試験を行った。その結果、AF-2濃度が1 μg/mLの場合は、2時間以降も活性が高くなったが、それより低濃度の場合は、2時間をピークに活性が低下する傾向が見られた。従って、暴露時間は2時間程度が妥当であると考えられた。また、β-ガラクトシダーゼによる発色反応は、通常、15分とされているが、60分までの経時変化を調べたところ、15分以降もほぼ直線的に発色が進んだ。本検討では従来通り発色時間を15分としたが、反応時間を長くすることにより、感度を上げられることが示唆された。

(2)試料の濃縮方法の検討

下水や環境水の変異原性試験を行う場合、通常、試料水を100倍から10,000倍程度濃縮する必要があるため、それぞれの試料に適した濃縮方法を検討する必要がある。そこで、下水処理場の処理水を用いて濃縮条件の検討を行った。濃縮方法としては、凍結乾燥、溶媒抽出、固相抽出等が考えられるが、ここでは比較的短時間で高倍率の濃縮を行うことができる固相抽出について検討を行った。水中の汚染物質を固相抽出によって濃縮する場合、濃縮効率に影響を与える要因として、固相の種類、吸着時の試料水

のpH、溶出時の溶媒の種類が挙げられる。そこで、試料水としてA処理場（生活排水主体）の高度処理水、及びB処理場（工場排水主体）の放流水を用い、２種類の固相抽出用カートリッジ（tC$_{18}$、CSP800）について濃縮条件を検討した。吸着時の試料水のpHは、無調整（約pH７）、pH２、pH４（硫酸で調整）、及びpH10（水酸化ナトリウムで調整）とした。カートリッジからの溶出溶媒としてメタノール、ジクロロメタン、ＤＭＳＯ、ヘキサンを用い、これらをＤＭＳＯに転溶した後、変異原性試験に供した。これらの各種条件で溶出・濃縮した試料について*umu*テストとAmes試験を行った。供試試料として、濃縮原液、原液をＤＭＳＯで３倍希釈及び９倍希釈したものを用いた。評価は、試験で得られた正味のβ-ガラクトシダーゼ活性値から、回帰計算により、試料水１倍濃度に換算した値を求めることによって行った。結果を、変異原性の強さによってまとめ、表-5に示す。tC$_{18}$の場合はpH２、ＤＭＳＯ溶出の条件で濃縮した試料が、また、CSP800の場合はpH４、ＤＭＳＯ溶出の試料が、それぞれ最も強い変異原性を示すことが分かった。また、各条件で濃縮した試料を用いてAmes試験を行った結果、A高度処理水を1,000倍に濃縮しても明確な変異原性は見られなかったのに対して、B放流水では全ての条件で陽性の結果が得られた。tC$_{18}$で濃縮した試料では、TA100(+S9)、TA98(-S9)、TA98(+S9)において変異原性が認められた。また、CSP800で濃縮した試料では、TA100(+S9)、TA98(+S9)において、それぞれ変異原性が認められた。

表－５　*umu*テスト用濃縮方法検討結果

カートリッジ	試料水	pH	溶出溶媒	S9mix	変異原性の強さ
tC18	A高度処理水	各種	MeOH	-	pH4≒pH2＞pH7＞pH10
	950921 採取			+	pH2＞pH4≒pH7＞pH10
tC18	B放流水	各種	DMSO	-	pH2≒pH4＞pH7
	951018 採取			+	pH2≒pH4＞pH7
tC18	A高度処理水	無調整	各種	-	MeOH＞Hexane
	950914 採取			+	MeOH＞Hexane
tC18	A高度処理水	無調整	各種	-	DMSO＞MeOH→DCM＞DCM≒MeOH
	951113 採取			+	DMSO＞MeOH→DCM＞MeOH＞DCM
CSP800	A高度処理水	各種	DMSO	-	pH4＞pH7≒pH2＞pH10
	951018 採取			+	pH4＞pH7≒pH2＞pH10
CSP800	B放流水	各種	DMSO	-	pH4＞pH7＞pH2
	951018 採取			+	pH4＞pH7＞pH2
CSP800	A高度処理水	無調整	各種	-	DMSO＞MeOH≒MeOH→DCM＞DCM
	951113 採取			+	DMSO＞MeOH→DCM＞MeOH＞DCM

*DCM：ジクロロメタン、DMSO：ジメチルスルホキシド、MeOH：メタノール
MeOH→DCM：メタノールで溶出した後さらにジクロロメタンで溶出

また、カートリッジ１個当たりの通水量について検討を行った。濃縮条件は上記のとおり、tC$_{18}$の場合はpH２、ＤＭＳＯ溶出、また、CSP800の場合はpH４、ＤＭＳＯ溶出とした。試料水として、B処理場の流入水、二次処理水、放流水（塩素処理）を用いた。流入水については、カートリッジ１個当たり100mL、200mL、400mL、また二次処理水と放流水については、500mL、1,000mL、2,000mLを通水し、それぞれ２mLのＤＭＳＯで溶出させた。そして、各試料が同濃度となるように、得られた濃縮試料をＤＭＳＯで希釈し、*umu*テストを行った。その結果、流入水については、400mL、二次処理水と放流水については、2,000mLの通水が可能であることが明らかとなった。従って、カートリッジ１個当たりの通水量は、ある程度の余裕を考慮して、流入水で200mL、二次処理水と放流水で1,000mLとした。

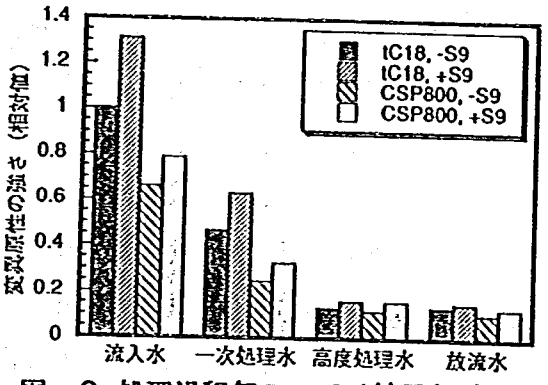
(3)変異原性試験の下水試料への適用例

下水処理場での処理による下水の変異原性の変化を評価するため、*umu*テストとAmes試験を試行した。試験は、下水処理場の各処理段階の水を採取し、tC$_{18}$とCSP800について、それぞれ上で述べた最も変異原性が強く出る条件で濃縮した試料について行った。

1)A処理場（生活排水主体）

A処理場の流入水、一次処理水、高度処理水、放流水（塩素処理）を採取し、前２種については100倍、

後の２種については500倍に濃縮した。これらの濃縮試料を用いてumuテストを行った。結果を図-9に示す。縦軸は、濃縮レベルの違いを考慮し、単位試料水量あたりのβ-ガラクトシダーゼ活性の強さで評価した場合に、流入水におけるtC_{18}(-S9)を１とした相対値である。処理段階が進むに従って、変異原性が低下していた。高度処理水と放流水はほぼ同じ値を示し、塩素処理による変異原性への影響は見られなかった。また、流入水および一次処理水の場合はCSP800よりもtC_{18}で濃縮した試料の方が変異原性が強く、高度処理水及び放流水では両カートリッジによる差は殆ど無かった。代謝活性の効果に関しては、全ての試料においてS9mixの添加（+S9）により変異原性が強くなる傾向が認められ、代謝活性により変異原物質の変異原性が強くなったか、あるいは新たに変異原物質が生じたと考えられた。

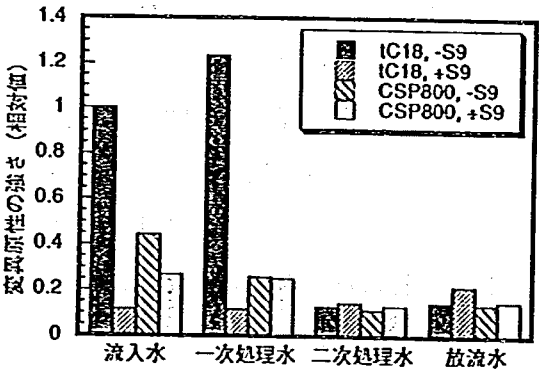


図－９ 処理過程毎のumuﾃｽﾄ結果（Ａ処理場）

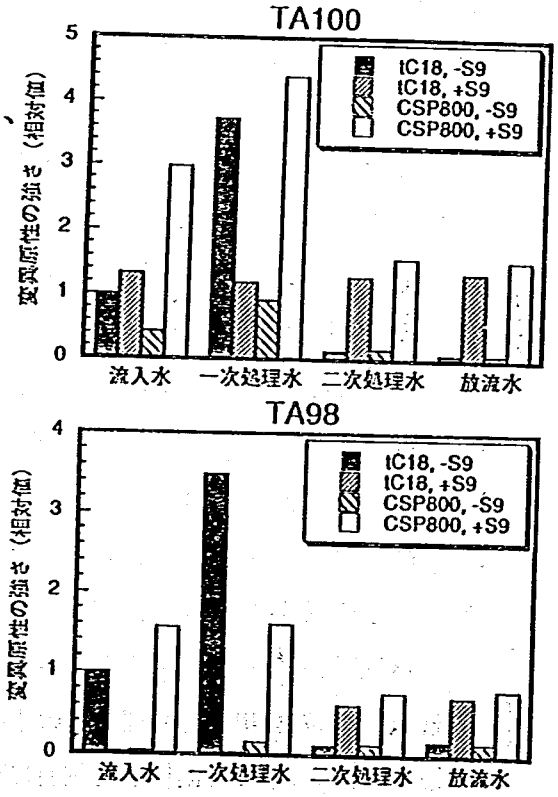
Ames試験についても同じ濃縮試料を用いて試験を行ったが、いずれの試料においても明確な変異原性は認められなかった。

2)Ｂ処理場（工場排水主体）

Ｂ処理場の流入水、一次処理水、二次処理水、放流水（塩素処理後）を採取し、前２種については100倍、後の２種については500倍に濃縮した。これらの濃縮試料を用いて、umuテストとAmes試験を行った。結果をそれぞれ図-10、図-11に示す。縦軸は、図-9と同様、濃縮レベルの違いを考慮し、単位試料水量あたりのβ-ガラクトシダーゼ活性の強さで評価した場合に、流入水におけるtC_{18}(-S9)を１とした相対値である。図-10から、umuテストによる評価では、流入水、一次処理水と比べて、二次処理水、放流水の変異原性が弱くなる傾向が見られた。また流入水と一次処理水の場合、tC_{18}で濃縮した試料のS9mix無添加系で変異原性が特に強く、代謝活性により変異原性が著しく弱くなるという結果が得られた。図-11に示したAmes試験では、流入水と一次処理水の場合、用いる菌株及びカートリッジによって、全く異なる傾向を示した。また、S9mix無添加でも発現する直接変異原物質の濃縮にはtC_{18}が、S9mix添加により発現する間接変異原物質濃縮にはCSP800が、それぞれ適しているこ



図－10 処理過程毎のumuﾃｽﾄ結果（Ｂ処理場）



図－11 処理過程毎のAmes試験結果（Ｂ処理場）

とが示唆された。また、流入水と比較して一次処理水の変異原性が高かったが、これは汚泥処理系返流水等の影響が一因として考えられる。二次処理水と放流水の変異原性はほぼ同等のレベルであり、両者とも代謝活性により変異原性が強くなっていた。全体的な傾向としては、一部逆転することもあるが、流入水と一次処理水よりも、二次処理水と放流水のほうが変異原性が弱く、処理による変異原性の低減効果が認められた。

2.4.3 まとめ

umuテストの基本的な試験条件ついて検討を行い、従来行われている条件が妥当であることを確認した。また、実際の下水試料を用いて、変異原性試験のための試料の濃縮方法について検討し、変異原性試験で高い値が得られる条件を決定した。変異原性試験の適用例として、処理場で採取した各処理段階の水をこれらの条件で濃縮し、変異原性試験を行った。その結果、処理場での下水処理過程による変異原性の低減効果が認められた。本研究において、様々な条件で変異原性試験を行ったが、濃縮方法及び試験方法によって異なる結果が得られることが明らかとなった。また、多種の物質が混在する下水試料等の変異原性の強さを唯一の方法で絶対的な値として表すのは現時点では難しく、相対的な評価値として取り扱うのが現実的であると思われる。

3．本調査のまとめ

本調査は、下水道の果たす役割の多角的な評価のための手法を調査するため、平成３年度から７年度まで行った。以下に、本調査によって得られた知見と課題をまとめる。

3.1 下水道における水質測定の実態に関する調査

平成５年12月の水質汚濁防止法施行令及び下水道法施行令の改正により、新たに13の有害物質が規制項目に加わることとなった。下水道の水質分析体制・維持管理体制に関する自治体の現状と課題を把握するため、基準改正後に「水質分析実施状況アンケート」を実施したところ、水質関連職員の増員は処理場の水質管理、事業場排水の水質監視のいずれについても極めて困難であることが明らかとなり、簡易測定法の公定法への導入、各種分析方法の公定法への新規採用、自動監視装置の導入など水質監視の総合的な取り組みを望む声が多く出された。今後は、効率的かつ効果的な水質管理が実施できる水質測定制度の改善の検討とともに、新たな水質管理システムのための技術開発が必要である。

3.2 下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

下水処理場において、流入下水、一次処理水、二次処理水（塩素消毒前）を採水し、総括的な有機物の濃度としてBOD_5、ＴＯＣ、ＣＯＤ、総トリハロメタン（ＴＴＨＭ）、全有機ハロゲン化合物（ＴＯＸ）およびそれらの前駆物質（ＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸＦＰ）を測定した。その結果、二次処理までの水処理施設によって、BOD_5は97%以上、COD_{Mn}は86%、ＴＯＣは72%の除去が行われており、ＴＯＸＦＰとＴＨＭＦＰについてもCOD_{Mn}とほぼ同程度の除去がなされていた。また、ＴＯＸとＴＴＨＭの下水中での存在量は、ＴＯＸＦＰやＴＴＨＭＦＰに比べ約１～２桁小さい値を示した。また、上記各試料について、ＸＡＤ-２樹脂とアセトン、ジクロロメタンを用いた液-固抽出をおこなった後、pHを酸性、

塩基性、中性に調整して分画し、ガスクロマトグラフ質量分析計（ＧＣ/ＭＳ）を用いて分析した。その結果、検索された主要な物質で流入下水、一次・二次処理水で共通に現れているものは少なかった。また、Ｕ.Ｓ.ＥＰＡまたはＷＨＯでの飲料水水質の規制項目に挙げられている化学物質のうち、本調査で検出されたものはジクロロベンゼンとジエチルフタレートのみであった。

また、ＴＴＨＭＦＰに関する全国調査を行った。その結果、高級処理の下水処理場からの放流水のＴＴＨＭＦＰは、算術平均で139μg/Lであった。

3.3　下水処理水中の微量物質の分析方法に関する調査

平成５年に新たに環境基準に加えられた微量化学物質の測定にあたり、下水道での水質分析を中心とした問題点についてアンケート調査を行った。

揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討では、パージアンドトラップ-ＧＣ/ＭＳ法（P&T-GC/MS法）について、比較的高濃度の試料の分析時の問題点に関する基礎検討を行った。P&Tとヘッドスペース法（ＨＳ法）を比較した結果、高濃度のＶＯＣの混入が予想される排水については、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳの方が有利であることが示唆された。下水試料中のＶＯＣ分析時に障害を与えると考えられる共存物質のうち、界面活性剤と油類が分析に及ぼす影響について検討した。界面活性剤については、P&T-ＧＣ/ＭＳ及びＨＳ-ＧＣ/ＭＳによる分析に与える影響を調査した。その結果、P&T-ＧＣ/ＭＳは、ＭＢＡＳ５mg/L以上で分析が不可能となった。また、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳではＭＢＡＳ15～20mg/Lで回収率が30～40%に低下する物質があった。ＭＢＡＳが５mg/L以上含まれる検水については希釈等の操作が必要であることが明らかとなった。油分については、ＨＳ-ＧＣ/ＭＳによる分析に与える影響を調査した。その結果、40mg/L以上の植物油の添加によってＶＯＣの回収率は低下した。特に、m,p-キシレンは油を100mg/L添加した場合には回収されなかった。ＨＳ-ＧＣ/ＭＳによっても、油等の混入によって本来得られるべき測定値が得られない場合が予想される。したがって、試料の性状を熟知し、分析方法を選択する等の配慮が不可欠であり、装置から得られる数値の過信を避けるべきである。また、ＶＯＣ分析用試料の自動採水装置の下水道での使用に関する調査を行った。下水道におけるＶＯＣの自動採水は、工場排水の監視には不可欠と思われるが、現行の装置では対応が困難であり、下水での利用を念頭に置いた改造が必要であることが明らかとなった。

中沸点有機化合物（農薬類）の分析方法の検討では、高速液体クロマトグラフ（ＨＰＬＣ）を用いた農薬分析における添加回収実験を行った。下水試料へのＥＤＴＡ添加により回収率の向上が見込めるものの、現行の分析法では正確な下水中の農薬濃度の把握は困難であり、さらに検討が必要である。

総じて、下水への適用性を考慮した微量化学物質の分析法は、未だ未整備の状況にあり、今後も検討を進める必要がある。

3.4　下水処理水の総合評価手法に関する基礎的検討

3.4.1　生物への影響による水質評価に関する基礎的検討

下水処理水が生物におよぼす影響を調査するために、硝化細菌、発光細菌、タマミジンコ、オオミジンコを用いた水質評価方法に関する基礎的検討を行った。

下水試料の場合、生物への毒性がほとんど見られないため、生物検定を行うには濃縮が必要である。濃縮法として凍結濃縮を用いた場合には、塩濃度が高くなるため、硝化細菌、ミジンコ等で濃縮率の限界があることが明らかとなった。濃縮法として固相抽出等を用いた場合には、最終的に各試験法で供試する時点で使用される溶媒の影響に関する検討が必要である。検討の結果、これまで試験を行った溶媒の中では、硝化細菌についてはＤＭＳＯ、発光細菌についてはメタノール等、オオミジンコについてはアセトンが添加溶媒として使用可能であった。

硝化細菌を供試生物として用い、24時間代謝阻害性試験によって化学物質の影響評価が可能であることが示唆された。各種化学物質が硝化細菌に与える影響を評価し、他の生物への影響と比較したところ、供試生物、供試物質によって感受性が大きく異なっていた。発光細菌試験の工場排水監視への適用等、それぞれの生物種、試験方法の特長を生かした適用方法の検討・技術開発が必要である。

硝化細菌とタマミジンコを用い、実際の下水の一次及び二次処理水が生物におよぼす影響の評価を行った。その結果、一次処理水よりも二次処理水の方が生物への影響が低下していた。また、主として家庭下水が流入する下水処理場よりも、主として工場排水を受けている下水処理場の下水の影響が大きく評価された。試験方法については、コントロール系よりも生存期間が長くなる場合がある等、いずれの供試生物についてもさらに試験方法及び解析方法の検討が必要であることが明らかとなった。

3.4.2　遺伝毒性試験等の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

変異原性試験を下水処理水の水質評価手法としての適用性を検討するため、Ames試験、*umu*テスト、液体Rec-Assay法について調査を行った。

標準物質等を用いた液体Rec-Assay法及び*umu*テストによる水質評価を試みたところ、試験方法の検討の必要性が示唆された。そこで、*umu*テストの基本的な試験条件について検討を行い、従来行われている条件が妥当であることを確認した。また、実際の下水試料を用いて、変異原性試験のための試料の濃縮方法について検討し、変異原性試験で高い値が得られる条件を決定した。変異原性試験の適用例として、処理場で採取した各処理段階の水をこれらの条件で濃縮し、Ames試験、*umu*テストを行った。その結果、処理場での処理による変異原性の低減効果が認められた。

下水中には多くの物質が存在していることから、単一の機構によって生物への影響が発現するとは考えにくい。このため、ＤＮＡ損傷性のみを評価の対象とする変異原性試験を下水に適用するにあたって、得られた結果がＤＮＡ損傷に基づく結果か、酵素の破壊等、他の要因により引き起こされた結果かの吟味が必要となる。これは、これらの方法で得られた結果を適切に評価するための数値化手法が不十分であることにも起因しており、今後の検討が必要である。

3.5　まとめ

下水道の普及にともない、水環境循環の中での下水道システムの役割が大きくなっている。特に、都市域においては公共用水域に占める下水処理水の比重が大きくなっており、修景用水利用のように、都市域の水環境の整備のために利用される事例も見うけられる。一方、現代社会の中で使われている化学物質の種類は、増加の一途をたどっており、下水処理場からの放流水として公共用水域に排出される可

能性がある。下水道にとって、下水処理水の水質を良好な状態で維持することは、日々、その重要性を増す状況にある。しかしながら、これまで行われてきた水質分析だけでは、下水及び下水処理水の持つ性質、特にそれらに含まれる微量物質の動態と影響を十分評価することができない。予算的、人的に、十分な対応が困難な状況にある自治体にとって、効率的かつ効果的な水質管理が実施できるように、効率的な水質測定を可能とする制度の改善の検討とともに、新たな水質管理システムのための技術を開発する必要がある。本調査では、下水中の微量物質等の実態把握および分析法に関する検討を行い、生物を用いた水質の総合評価手法に関する検討を進めてきた。生物を用いた水質評価方法は、未だ技術的な検討が十分に進んでいるとは言い難く、下水道の水質上の危機管理、下水処理水が放流先に及ぼす影響の評価への発展等、さらに多くの検討課題が残されていると考えられるが、将来、下水道の品質管理のための評価方法のひとつとして重要な意味を持つものと思われる。そして、下水の水質管理を目的とした物理・化学・生物学的水質把握手法の整備・開発、および、それらに基づく水質管理体制の整備に関する検討は、今後も重要であると考えられる。

謝辞　最後に「水質分析実施状況アンケート」の実施、とりまとめ、解析に当たり、ご努力いただいた「微量化学物質の挙動に関する検討会技術連絡会」の日本下水道事業団、札幌市、東京都、横浜市、川崎市、横須賀市、大和市、名古屋市、京都市、大阪市、神戸市の下水道部局の水質担当者、並びにアンケートの配布、回答、収集にご協力いただいた全国の都道府県、市町村等の関係者の方々に感謝いたします。

参考文献

1)土木研究所："排水規制の強化にともなう下水道における水質測定の実態に関する報告書"，土木研究所資料3419号，土木研究所(1996)
2)大谷ら：環境水中のチウラム等を抽出する際の前処理方法の検討，水環境学会誌，18，148(1995)
3)土木研究所："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(２)"，土木研究所資料No. 2972，pp. 29-56，土木研究所(1991)
4)土木研究所："平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集"，土木研究所資料No. 3215，pp. 233-252，土木研究所(1993)
5)Lewis et al. : J. Bacteriol., 76, 524(1958)
6)日本水道協会："上水試験方法－解説編"，pp. 428-429，日本水道協会(1993)
7)森田，石黒編："新しい水質環境基準とその分析法"，pp. 16-61，環境科学研究会(1993)
8)Kaiser et al. : *Photobacterium phosphoreum* Toxicity Data Index, Wat. Poll. Res. J. Canada, 26, 361(1991)
9)土木学会衛生工学委員会："環境微生物工学研究法"，pp. 383-386，技報堂出版(1993)
10)土木研究所："平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集"，土木研究所資料No. 3374，pp. 237-248，土木研究所(1995)
11)田中ら：水中の微量有害物質の生物によるモニタリング，土木技術資料，38-2，26(1996)
12)Environment Canada : "Biologocal Test Method:Toxicity Test Using Luminescent Bacteria (*Photobacterium phosphoreum*) ", Report EPS 1/RM/24(Nov. 1992), Minister of Supply and Services Canada(1993)
13)水野ら編："日本淡水動物プランクトン検索図説"，pp. 135-152，東海大学出版会(1991)
14)岡田ら監修："新日本動物図鑑[中]"，pp. 446-448，北隆館(1965)
15)OECD : *Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test, "OECD Gideleines for testing of chemicals", Method202, OECD(1993)
16)日本工業標準調査会："化学物質などによるミジンコ類の遊泳阻害試験方法"，JISK0229-1992，日本規格協会(1992)
17)Maron et al. : Revised methods for the Salmonella mutagenicity test, Mutat. Res., 113, 173(1983)
18)Oda et al. : Evaluation of the new system(umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens, Mutat. Res., 147, 219(1985)
19)松井ら：枯草菌Rec-assay液体法による水環境変異原の検出方法，水質汚濁研究，8，162(1985)
20)Ono et al. : Genotoxicity of organic substances in municipal sewage and its ozonated products, Wat. Sci. Tech., 25-11, 285(1992)
21)浦野ら：水道水のAmes変異原性に関する研究（第２報），水環境学会誌，17，461(1994)

14. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　南山　瑞彦
竹歳　健治

１．はじめに

公共用水域の水質汚濁に係る環境基準は、人の健康の保護および生活環境の保全という異なる視点で定められている。前者は、「人の健康の保護に関する環境基準」として有害物質の基準値が定められているが、従来は重金属類がほとんどであり、ｱﾙｷﾙ水銀、有機ﾘﾝ、PCBを除けば、個々の有害有機物が規制されることはなかった。しかし、平成4年12月に水道法に基づく水道水質基準の改定により飲料水中の総ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝをはじめとした多くの有機塩素化合物と農薬等が規制され、あるいは平成5年3月に新たに15項目の有機塩素化合物、農薬等が環境基準値に追加されるに到ったように、一般社会においても有害な有機物に対する問題認識が高まりつつある。また、水質汚濁防止法の排水基準でも有害物質に関しては、平成元年4月にﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの2物質が追加され、平成5年12月にはさらに13項目の有機塩素化合物、農薬等が追加されている。

このような環境中の微量化学物質についての社会的関心の高まりの中で、下水道においてもこれらを含む微量な有機物がどのような挙動を示しているのか、処理への影響は無いのか等、早急に解明する必要が生じている。これまでの調査[1)2)]によれば、微量ではあるが多種類の有機化学物質（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）が下水から検出されているが、これらの物質についても環境基準、排水基準等の規制物質と同様に下水処理施設での挙動、下水処理への影響等について調査を進めていく必要がある。

２．調査目的

本調査は、下水中から検出された微量化学物質のうち、生分解性が低く、毒性も高いとみられる有機塩素化合物、あるいは、環境基準項目に新たに加えられた有機塩素化合物、農薬等の有機化学物質を対象に活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽや作業環境への影響について調査することを目的としている。

7年度は、災害あるいは何らかの水質事故等により、一時的にではあるが高濃度の化学物質が下水処理場に流入した場合の活性汚泥処理への影響について実験的に調査した。有機塩素化合物の2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)を供試化合物として

① 2-CPが初めて流入する場合と常に微量で流入する場合との処理への影響度の比較

② 2-CPの一時流入負荷量と処理への影響度の比較

の2通りの実験を行った。

3．調査方法と結果

3．1　2-CPが初めて流入する場合と常に微量で流入する場合との処理への影響度の比較

災害あるいは水質事故等により一時的に高濃度の化学物質が下水処理場に流入する場合、下水処理場にとって流入の履歴のない初めての化学物質の場合と微量ではあるが常にその化学物質が流入している場合とで、処理へ与える影響が異なることが考えられる。本実験では、その影響度を実験的に比較することを目的として、有機塩素化合物である2-CPを供試化学物質として行った。

3．1．1　供試化学物質

実験に使用した2-CPは、化学式C_6H_5ClOで示される分子量128.5の液体であり、引火点71℃、融点8.8℃、沸点175.6℃でｴﾀﾉｰﾙ、ｴｰﾃﾙに可溶、冷水に難溶の性質を持っている。主な用途は染料中間物、農薬の原料である[3)]。また、2-CPはｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類の特徴である水に著しい異臭味を与える性質を有しているため、ﾌｪﾉｰﾙ類として水道水質では0.005mg/L以下、水質汚濁防止法と下水道法では特定事業場に対して5mg/L以下に排出が規制されている。

3．1．2　実験方法

使用した実験装置は、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ(100L)と沈殿池(50L)からなる連続型の活性汚泥処理装置であり、6年度の実験で使用したものと同じである。ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸは10槽に区切られている。実験装置の運転条件を表-1に示す。運転条件は標準活性汚泥法に準じた値を設定したが、十分硝化が起こるようにSRTは20日程度で余剰汚泥の引抜きを行った。

表-1　実験装置の運転条件

流入水	一次処理水
ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間	8 時間
ｴｱﾚｰｼｮﾝ空気量	36 m^3/日
沈殿池水面積負荷	2.3 m^3/m^2・日
流入水量	290 L/日
沈殿時間	4 時間

本実験は、霞ヶ浦流域下水道事務所内の土木研究所ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの総合実験棟で行った。一次処理水を流入水として連続運転している本実験装置の、水質分析は原則として毎週1回行った。処理水質が安定したところで、高濃度の2-CP溶液を一時的に添加した。2-CP一時添加までの処理水質と2-CP一時添加後の処理水質の変動、2-CP一時添加後の汚泥沈降性の変動等から活性汚泥処理への影響を評価した。

（1）2-CPの連続添加

3台の実験装置の運転を平成7年5月に開始し、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内のMLSS濃度、処理水質が安定した平成7年7月から実験装置のうち2台に2-CPを連続添加した。

下水処理場にとって流入の履歴のない初めての化学物質が負荷される場合と常にその化学物質が流入している場合とで、2-CPの一時添加の下水処理への影響度を比較することが目的であり次の3つの条件を設定した。

① 実験装置 1：流入水中の2-CP濃度　0 mg/L（2-CP無添加、ｺﾝﾄﾛｰﾙ）

② 実験装置 2：流入水中の2-CP濃度 0.5 mg/L

③ 実験装置 3：流入水中の2-CP濃度　25 mg/L

2-CPの連続添加方法は、予定している流入水濃度の100倍濃度の2-CP水溶液を調製し、微量定量ﾎﾟﾝﾌﾟを用いて流入水量に対して100分の1を連続添加する方法によった。この連続添加開始により流入水中の2-CP濃度が0.5mg/Lの実験装置2は処理水質に大きな変化は見られなかったものの、2-CP濃度が25mg/Lの

実験装置3では添加開始直後に硝化が抑制された。しかし、硝化の抑制は一時的なものであり約1ヶ月経過後、再び硝化が起こり始めた。

（2）2-CPの一時添加実験

災害あるいは水質事故等による高濃度の2-CPの流入を想定した2-CPの一時添加は、硝化が再び起こり初めてからさらに1ヶ月経過した後、上記3つの装置の処理が安定したところで行った。処理の安定性は、毎週1回の処理水質の分析結果をもとに、約1ヶ月間の値が安定しているか否かで判断した。特に、6年度の調査において高濃度の2-CPの一時添加は硝化阻害が顕著に現れることが確認されており、本実験は2-CP一時添加前に硝化が安定していることを確認して実施した。

処理水質が安定した後に2-CPの濃度が約10,000mg/L(1V/V%)となるように一次処理水に溶解させた2-CP溶液を200mL、約1分間かけて添加した。これは2-CP濃度10,000mg/Lの流入水が約1分間、流入してきたことを想定したものである。負荷量としては2gであり、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ第1槽で瞬時に拡散したと仮定してその濃度は約200mg/Lに相当する量である。2-CP一時添加後の水質分析は2-CP、D-TOC、NH4-N、NOx-N、SVIについて行った。

（3）分析方法

各水質項目の分析方法は、下水試験方法[4]、Standard Methods[5]に基づいて行った。なお、2-CPについては、5C濾紙でろ過した後、水溶液のままGC-FID(検出限界0.5mg/L)に注入して行った。GC(FID)の測定条件を表-2に示す。

表-2　2-CP分析用GC-FIDの測定条件

ｶﾗﾑ	G-205(2.5mmφ×40m)
ｶﾗﾑ温度	130 ℃
検出器	FID
検出器 温度	210 ℃
注入口 温度	200 ℃
ｷｬﾘﾔｰｶﾞｽ流量	20 mL/min
ｷｬﾘﾔｰｶﾞｽ	N_2
注入量	1μL

3．1．3　実験結果と考察

（1）2-CP一時添加前の状況

2-CP一時添加までの約1ヶ月間、2-CPを低濃度で添加していた時の平均水質を表-3に示した。2-CP一時添加前のSS、BOD、D-TOC、D-CODcrの除去率はそれぞれの実験装置において85%以上、96%以上、75%以上、69%以上であり、良好な処理が行われていた。また、硝化率[NOx-N/(NH4-N+NOx-N)×100]を処理水中のNH4-N、NOx-Nから計算すると、どの系においても97%以上であり、十分硝化が起こっていた。実験期間中の平均的なMLSS濃度は2,210mg/L、2,570mg/L、2,250mg/Lで平均的なSRTは27日、23日、18日であった。

表-3　2-CP一時添加前約1ヶ月間の平均水質

	実験装置 1		実験装置 2		実験装置 3	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温 (℃)	23.3-26.5	22.5-27.5	23.3-26.5	22.6-27.5	25.9-26.9	22.2-27.1
pH (−)	7.0-7.3	7.1-7.6	7.0-7.3	7.3-7.6	6.7-7.2	7.1-7.6
SS (mg/L)	32.5	5.0	32.5	1.3	43.3	2.9
BOD (mg/L)	85.1	3.6	85.1	2.3	93.6	3.9
NH4-N (mg/L)	17.5	0.47	17.5	0.13	19.2	0.16
NOx-N (mg/L)	0.19	18.1	0.19	16.1	0.14	15.4
D-TOC (mg/L)	29.7	7.3	29.7	5.0	35.2	7.1
D-CODcr (mg/L)	59.4	18.2	59.4	18.5	69.1	17.8

（2）2-CP一時添加後の状況

2-CPの一時添加後の処理水質の変動のうち、2-CP、D-TOC、NH4-Nの経時変化を図-1に示した。また、処理水中のNH4-N、NOx-Nから計算した硝化率の経時変化を図-2に示した。

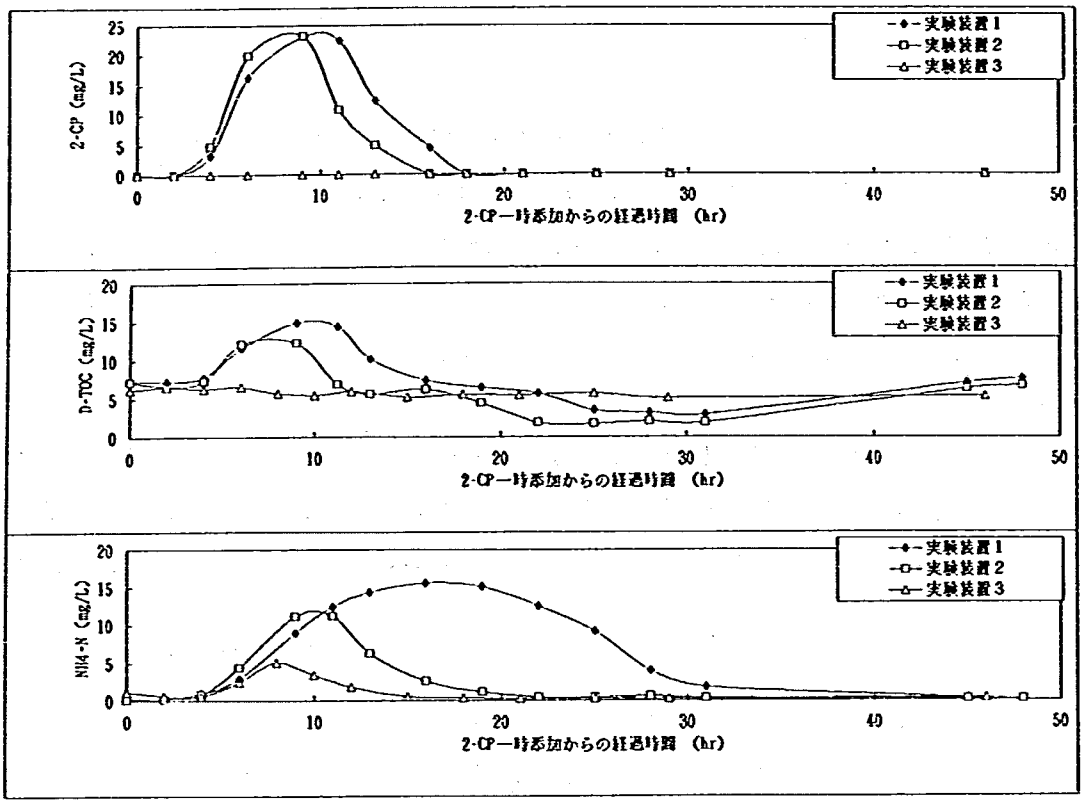


図-1　処理水中の2-CP、D-TOC、NH4-Nの経時変化

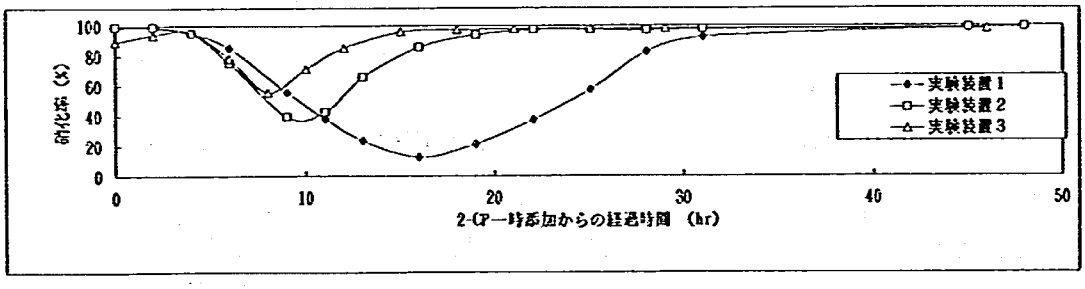


図-2　硝化率の経時変化

図-1の2-CP経時変化から実験装置1(コントロール)、実験装置2(0.5mg/L)では、2-CP一時添加から約9時間に2-CPの流出ピークが見られる。しかし、実験装置3(25mg/L)では、処理水中から2-CPは検出されていない。2-CPは、50mg/Lの濃度でも活性汚泥により2週間程度で分解されることが報告[6]されている化学物質である。本実験においても、常に流入水中に存在することにより、活性汚泥中に2-CPを容易に分解する細菌が増殖していたものと思われる。

D-TOCは、実験装置1、実験装置2ともに2-CPとほぼ同じ8～9時間のところにピークがみられることから、2-CPの流出によるものと考えられる。2-CPは、900～950℃で燃焼酸化するのでTOCとして容易に測定することができる。1mg/L溶液のTOCは、計算上0.56mg/L、実測値は0.59mg/Lであり、これらの数値を用いD-TOC分析結果について2-CPの補正を行ってみた。2-CPによるTOC分を差し引くと図-1の処理水中のD-TOCの流出ピークはなくなり、2-CPを除いた溶解性有機物の除去に影響は見られない。

図-1のNH4-Nの経時変化、図-2の硝化率の経時変化から実験装置1のコントロールは、2-CP添加から6時間経過

した時点で硝化率の低下が見られ、ほぼ回復するまでに31時間を要していることが分かる。しかし、常に2-CPを0.5mg/L連続添加していた実験装置2では、6時間経過で硝化率の低下が見られるが、回復するまでにわずか19時間しか経過しておらず、また、常に2-CPを25mg/L連続添加していた実験装置3では、他の系と同様に6時間経過で硝化率の低下が見られるが、15時間経過後には硝化能力が回復している。2-CP無添加の実験装置1(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)に比べ実験装置2(0.5mg/L)、実験装置3(25mg/L)では、明らかに硝化の回復までに要する時間が異なっている。0.5mg/L、25mg/Lの濃度ではあるが、常に2-CPが流入している場合は硝化への影響が小さい結果となっている。ｺﾝﾄﾛｰﾙの実験装置1と2-CPを0.5mg/L連続添加している実験装置2を比較した場合、2-CP流出量は実験装置2の方がｺﾝﾄﾛｰﾙに比べ80%程度となっているが、その流出ﾊﾟﾀｰﾝに大きな違いは見られない。しかし、NH4-Nの流出ﾊﾟﾀｰﾝは大きく異なっている。2-CPの流出とほぼ同調した形で硝化の回復が見られる実験装置2に対し、ｺﾝﾄﾛｰﾙでは2-CPが系外に流出し切ってから遅れること10時間かかって回復している。このことから実験装置2に比べ、ｺﾝﾄﾛｰﾙでは硝化細菌が高濃度の2-CPの一時的な流入により大きくﾀﾞﾒｰｼﾞを受けているものと考えられる。

2-CP、TOC、NH4-Nの経時変化より、一時的な2-CPの添加から、ほぼその影響がなくなる50時間経過した間に、それぞれの実験装置から流出した負荷量を算出し図-3に示した。ｺﾝﾄﾛｰﾙの実験装置1では、2.31gの2-CPが流出している。この量は添加量2gの116%に相当する量である。実験装置2では1.82g(91%)が流出していた。これに対し、実験装置3では、処理水中で検出されることはなく流出量は0である。0.5mg/Lの2-CPが流入水中に常に存在することにより、2-CPの流出量は79%に削減され、25mg/L存在する場合では0%にまで削減された。

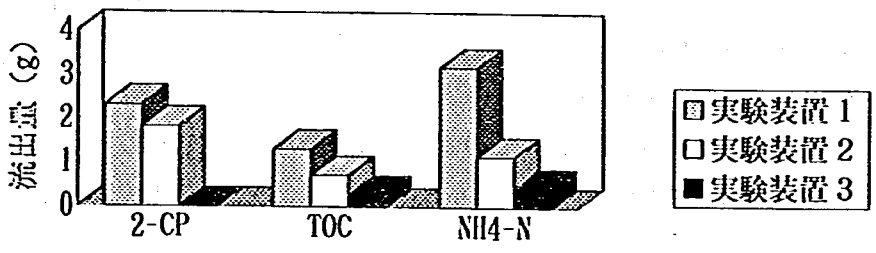


図-3　2-CPの一時添加実験で処理性能が回復するまでの2-CP、D-TOC、NH4-Nの流出量

常に流入水中に存在する化学物質であって比較的容易に生分解する物質の場合には、高濃度で下水処理場に流入した場合であっても、本結果と同様に活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽで除去される可能性がある。

NH4-Nの流出は実験装置1(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)で3.18g、実験装置2(0.5mg/L)で1.14g、実験装置3(25mg/L)で0.42gが流出していた。ｺﾝﾄﾛｰﾙを100%とすると、実験装置2では79%、実験装置3では13%になる。微量ではあるが常に流入水中に2-CPが存在する場合には、全く流入の履歴がない場合に比べ硝化への影響が軽減されていた。

D-TOCの流出は、実験装置1(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)で1.3g、実験装置2(0.5mg/L)で0.71ｇ、実験装置3(25mg/L)で0.26gが流出していた。ｺﾝﾄﾛｰﾙを100%とすると、実験装置2では55%、実験装置3では20%になり、2-CP、NH4-Nの場合と同様、常に2-CPが流入している場合の方が全く流入の履歴がない場合よりも、2-CPの一時的な流入が生じた場合、溶解性有機物の流出が抑制されるという結果になった。しかし、前述したようにD-TOCの流出は2-CPの流出によるものと考えられ、2-CPの補正を行い、2-CP以外の有機物を比べた場合、いず

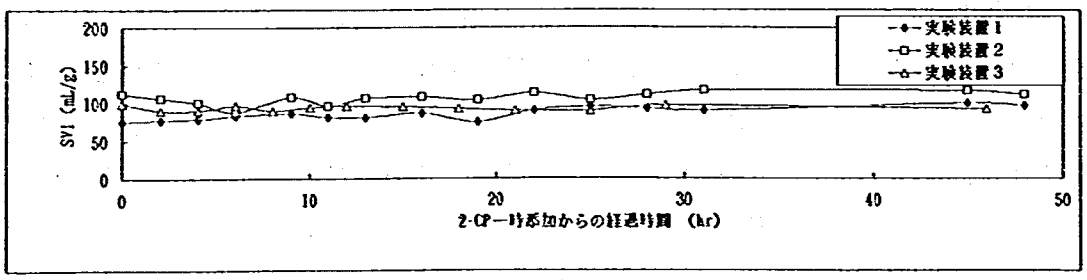


図-4　2-CP一時添加後のSVIの経時変化

れの実験装置でも2-CP以外の過剰なD-TOCの流出は見られなかった。

表-4　2-CP一時添加後約1ヶ月間の平均水質

		実験装置 1		実験装置 2		実験装置 3	
		流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温	(℃)	23.5-26.9	19.6-26.3	23.5-26.9	19.7-26.4	22.6-23.8	18.4-22.5
pH	(−)	6.7-7.6	7.1-8.0	6.7-7.6	7.1-8.0	6.9-7.6	7.3-8.0
SS	(mg/L)	42.4	7.6	42.4	3.4	46.2	7.7
BOD	(mg/L)	91.1	4.0	91.1	3.5	97.9	7.8
NH4-N	(mg/L)	17.7	0.30	17.7	0.23	17.1	0.44
NOx-N	(mg/L)	0.14	17.7	0.14	17.9	0.24	12.6
D-TOC	(mg/L)	33.7	8.9	33.7	7.0	30.0	8.3
D-CODcr	(mg/L)	63.1	18.8	63.1	15.7	62.7	18.5

　汚泥沈降性の指標であるSVIの経時変化を図-4に示した。2-CPの一時添加後のSVIの変動は見られず、またその値も2-CP一時添加前のSVIの平均値、実験装置1で80、実験装置2で110、実験装置3で160とほぼ同等であった。2-CPを10,000mg/Lで流入しても汚泥沈降性に大きな影響は見られなかった。

　また、毎週1回定期的に分析している水質項目について、2-CP一時添加後の約1ヶ月間の平均水質を表-4に示した。表-4の平均水質からSS、BOD、D-TOC、D-CODcrの除去率を計算すると、それぞれの項目は全ての実験装置において82%、92%、73%、70%以上である。また、硝化率は97%以上であり十分硝化が起こっていた。これらの結果は、2-CP一時添加前の処理水質とほぼ同様の値を示しており、高濃度の2-CPの流入による影響はほとんど見られない。本実験で使用したｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸが100L規模の処理装置では、10,000mg/L程度の高濃度の2-CPであっても、その処理への影響は数十時間という一時的なものであり長期間に及ぶことはなかった。

3．2　2-CPの一時流入負荷量と処理への影響度の比較

　災害あるいは水質事故等により一時的に流入する化学物質の負荷量と活性汚泥処理への影響度を比較する実験を2-CPを供試化学物質として行った。

3．2．1　実験方法

　実験装置を図-5、運転条件を表-5に示した。合成下水を流入水として連続運転している実験装置の処理が安定したところで、濃度の異なる3段階の2-CP溶液を添加し、2-CP負荷量と活性汚泥処理への影響度を調査した。なお、本実験は合成下水を用いた

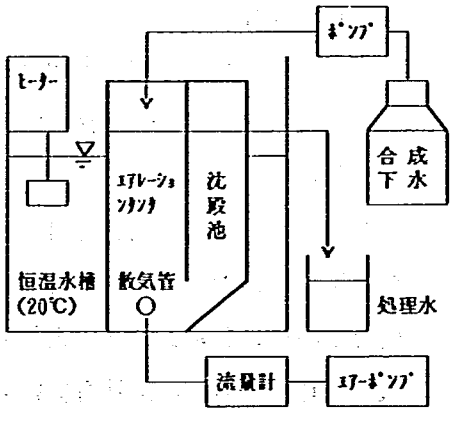


図-5　実験装置

室内実験であり、使用した合成下水の組成を表-6に示す。

2-CPの一時添加は、2-CP濃度が約10V/V%、1V/V%、0.1V/V%の水溶液をそれぞれ4.5mL、エアレーションタンクに直接添加した。添加負荷量はそれぞれ約450mg、45mg、4.5mgである。エアレーションタンク内で瞬時に拡散したとしてその濃度は100mg/L（実験装置A）、10mg/L（実験装置B）、1mg/L（実験装置C）に相当する量である。2-CP一時添加添加後の処理水質測定は2-CP、COD、TOC、NH4-N、NOx-Nについて行った。

表-5　実験装置の運転条件

流入水	合成下水
エアレーション時間	25 時間
エアレーション空気量	720 L/日
流入水量	4.3 L/日
沈殿時間	7 時間

なお、図-5に示した実験装置は、エアレーションタンク(4.45 L)と沈殿池(1.25L)からなる実験装置である。運転条件は十分硝化が起こるようにSRTは20日程度で余剰汚泥の引抜きを行った。

各水質項目の分析方法は前述したとおりである。

表-6　合成下水の組成

デキストリン	30mg	NaCl	6.6mg
肉エキス	66mg	KH_2PO_4	18.6mg
酵母エキス	74mg	KCl	13.4mg
ペプトン	66mg	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	11.2mg
		NH_4Cl	120mg
		$NaHCO_3$	220mg
蒸留水	1000mL	$CaCO_3$	400mg

3．2．2　実験結果と考察

合成下水の平均水質を表-7、2-CP一時添加前の約1ヶ月間の平均処理水質を表-8に示した。2-CP一時添加前のCOD、BOD、D-TOCの除去率はそれぞれの系において89%以上、96%以上、84%以上であり良好な処理が行われていた。また、硝化率[NOx-N/(NH4-N+NOx-N)×100]を処理水中のNH4-N、NOx-Nから計算するとどの系においても80%以上であり、硝化が起こっていた。硝化率が80%程度であるが、アルカリ度が不足していた可能性がある。合成下水中のアルカリ度は計算上、NH4-Nの酸化に必要な量に対応しているが、炭酸カルシウムは不溶性であり、合成下水貯留槽に沈殿していたものと思われる。アルカリ度の不足は、処理水のpHが低いことからも推察される。

表-7　合成下水の平均水質

	pH (−)	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	D-TOC (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NOx-N (mg/L)
平均値		65	140	55	36	0.6
範囲	(7.2-7.4)	(60〜70)	(130〜140)	(40〜60)	(34〜38)	(0.1〜1.6)

表-8　2-CP一時添加前約1ヶ月間の平均処理水質

	pH (−)	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	D-TOC (mg/L)	NH4-N (mg/L)	NOx-N (mg/L)
実験装置 A	4.4〜7.1	6.2	1.1	8.7	7.5	31.9
実験装置 B	4.4〜6.4	6.2	4.6	8.1	6.3	35.6
実験装置 C	4.5〜5.6	6.6	3.9	7.7	5.0	33.1

また、実験期間中のMLSSは平均値で830mg/L(実験装置A)、850mg/L(実験装置B)、770mg/L（実験装置C)であった。引抜き汚泥量から求めたSRTは29日、26日、27日であるが、処理水中のSSは未測定であり、SRTの計算において考慮はしていない。処理水中のSSが約10mg/Lだったと仮定するとそれぞれのSRTは7日ほど短い計算になる。

2-CP一時添加後の処理水質の変動のうち2-CP、COD、D-TOC、NH4-Nを図-6に示した。2-CPの経時変化図より、2-CPを450mg一時添加した実験装置Aでは、処理水中の2-CP濃度は2〜4時間経過でピーク(82mg/L)が観察され、その後ゆっくりと減少し、3日後に1mg/L、5日後の検出限界(0.5mg/L)以下となった。2-CPを

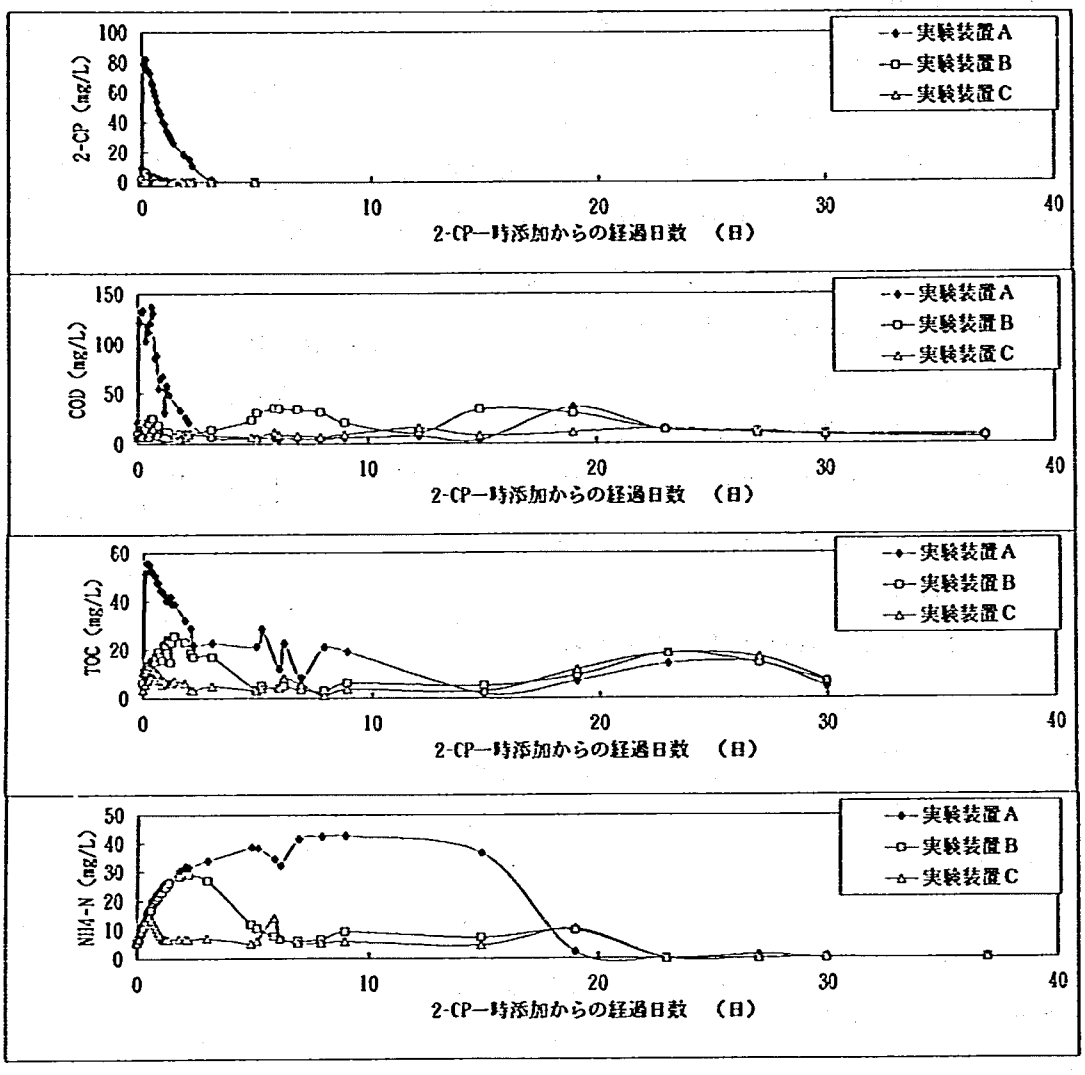


図-6 処理水中の2-CP、COD、NH4-Nの経時変化

45mg一時添加した実験装置Bでは、2～4時間経過でﾋﾟｰｸ(6.8mg/L)が観察され、24時間経過で0.8mg/L、26時間で検出限界以下となった。2-CPを4.5mg一時添加した実験装置Cでは2時間経過時点より検出限界以下となった。

COD、D-TOCの経時変化図を見ると、2-CPを450mg一時添加した実験装置Aは、2-CPと同様の傾向を示しているが、2-CPを45mg一時添加した実験装置B、2-CPを4.5mg一時添加した実験装置Cは、2-CPが流出した後も変動が大きい。2-CPは過ﾏﾝｶﾞﾝ酸ｶﾘｳﾑ(KMnO4)を酸化剤とするCODにより容易に測定が可能である。1mg/Lの2-CP溶液のCODは計算上1.68mg/Lであり、実測値は1.73mg/Lであった。なお、前述したとおり1mg/Lの2-CP溶液のTOCは0.56mg/Lである。COD、D-TOCの測定結果について2-CPの補正を行った結果、2-CP流出による大きなﾋﾟｰｸはなくなった。しかし、CODは10～40mg/L、D-TOCは10～30mg/Lの範囲で変動しており、2-CP添加前の処理水質と比べて異なった値を示していた。特に2-CPを450mg、45mg一時添加した実験装置A及びBでこの傾向が顕著であった。

NH4-Nの経時変化図より、2-CPを450mg一時添加した実験装置Aでは、2-CP一時添加後4時間経過で処理水中にNH4-Nが流出し始め、8日、9日にﾋﾟｰｸ(42mg/L)、19日経過でほぼ元の状態に回復している。2-CPを

45mg一時添加した実験装置Bでは、4時間後に流出し始め、2日後にピーク(29mg/L)、7日経過でほぼ元の状態に回復している。4.5mg一時添加した実験装置Cでは4時間後に流出し始め、11時間、12時間経過にピーク(14.5mg/L)、24時間経過でほぼ元の状態に回復している。

経時変化図の比較からも明らかなように、NH4-Nの変動はCOD、D-TOCとは異なった形を示している。2-CPが流出した後、回復までに数日～数十日かかっている。

処理水中のNH4-N、NOx-Nから計算した硝化率の経時変化を図-7に示した。硝化率は、2-CPを450mg一時添加した実験装置Aでは3日～9日にかけて1%まで低下している。2-CPを45mg一時添加した実験装置Bでは2日～3日にかけて27%、4.5mg一時添加した実験装置Cでは12時間後に64%まで落ち込んでいる。

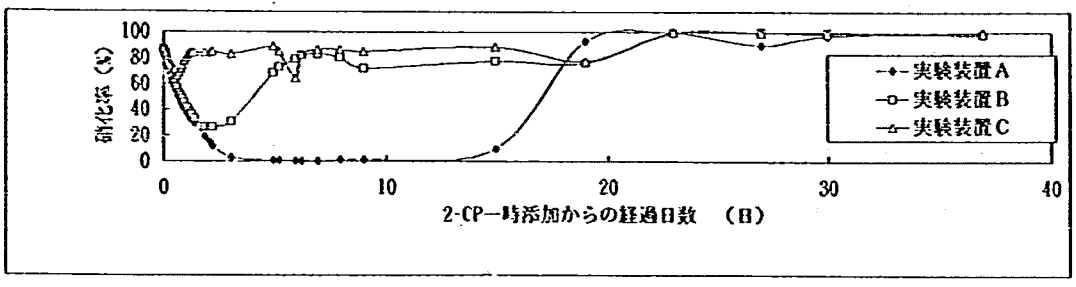


図-7 2-CP一時添加後の硝化率の経時変化

硝化の回復までの時間は、実験装置Aでは19日、実験装置Bでは7日、実験装置Cでは24時間経過であった。

2-CP添加濃度と硝化阻害の大きさ(硝化率の低下×回復までの時間)の間に何らかの関係があることが推察される。硝化率の低下と回復までの時間の大きさを処理系からのNH4-Nの流出量で代表し、2-CP負荷量との関係を図-8にプロットした。2-CP負荷量と硝化阻害の大きさ(NH4-N流出量)の間に正の強い相関が見られる。

また、NH4-Nと同様に2-CP負荷量と、COD、D-TOCの流出量の関係を図-8に示した。CODは強い相関が得られていないが、TOCはNH4-Nと同様に強い相関が得られた。

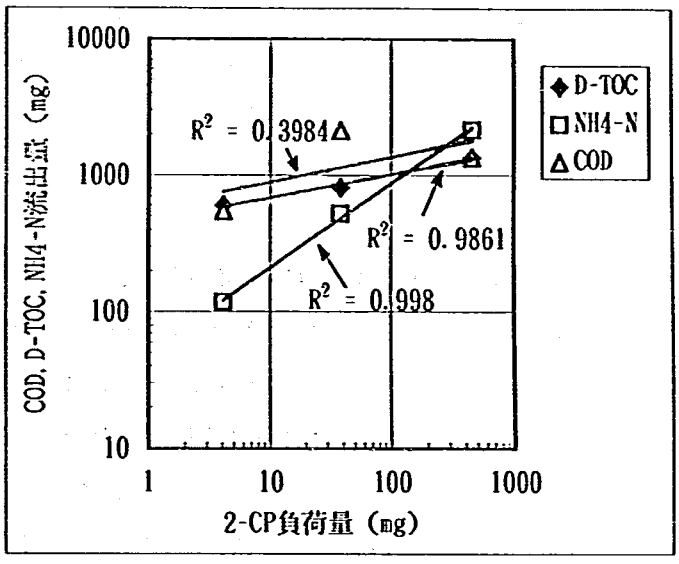


図-8 2-CP一時流入負荷量と処理機能が回復するまでに処理系から流出したD-TOC、NH4-N、CODの流出量の関係

4. まとめと今後の課題

災害あるいは何らかの水質事故等により、一時的ではあるが高濃度の化学物質が下水処理場に流入した場合の活性汚泥処理への影響について、2-CPを用い下記の実験を行った結果、次のことが明らかになった。

1) 2-CPが初めて流入する場合と微量ではあるが常に流入する場合とで処理への影響度の比較

①流入水中に常に2-CP濃度が25mg/L流入していた実験装置3では、2-CPが一時的に10,000mg/Lの濃度で添加された場合でも2-CPはほぼ完全に除去された。

②10,000mg/Lの2-CP一時添加により硝化阻害が見られた。しかし、常に2-CPが0.5mg/L流入していた実験装置2や2-CPが常に25mg/L流入していた実験装置3では、硝化阻害の程度が軽減された。

③10,000mg/Lの2-CP一時添加による汚泥沈降性への影響は見られなかった。

④10,000mg/Lの2-CP一時添加前後の平均水質を比較した結果、2-CP及びそれに由来したD-TOC及びNH4-N以外の水質には大きな違いはなく、10,000mg/L程度の高濃度の2-CPであっても、その処理への影響は一時的であり長期間に及ぶことはなかった。

2）2-CP負荷量と処理への影響度の比較

①2-CPの一時添加により硝化阻害が見られた。硝化への影響の大きさは2-CP負荷量と正の相関関係があることが明らかになった。

②2-CP負荷量とNH4-Nの総流出負荷量を硝化阻害の大きさ（硝化率の低下×回復までの時間）の代表とした時、両対数グラフ上で強い正の相関が得られた。

災害あるいは事故等により、一時的に高濃度の化学物質が下水処理場に流入した場合を想定した実験を有機塩素化合物の2-CPを用いて行った結果、硝化阻害が特に顕著に見られた。今後は、①2-CP以外の化学物質についての検討、②硝化阻害のﾒｶﾆｽﾞﾑの検討、③負荷量が同じであっても添加時間が異なる場合（希釈効果）、④負荷量と反応槽内の生物量の関係、⑤流入が長時間にわたる場合、⑥処理方法と影響の関係等まだ不明なことは多く、更に検討が必要である。

参考文献

1)安中、渡部、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(1)、土木研究所資料第2313号(1986)

2)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(2)、土木研究所資料第2972号(1991)

3)化学工業日報社：12391の化学商品、化学工業日報社(1994)

4)日本下水道協会：下水試験方法、日本下水道協会(1984)

5)APHA, AWWA, WEF:Standard Methods for the examination of water and wastewater, 18th ed., APHA(1992)

6)小森、渡部：第19回水質汚濁学会講演集、日本水質汚濁学会(1985)

15. 面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
竹歳　健治

１．はじめに

河川や湖沼等の公共用水域において水質の保全や改善を図るためには、下水道などの水質保全施設の整備が必要であるが、それらの施設が処理の対象としているのは、主に生活系排水や工場排水といった点源からの負荷であり、山林や農耕地等の面源からの負荷についてはほとんど対策がなされていない。特に湖沼や内湾といった閉鎖性水域においては、点源をすべて対策したとしても、対策を講じにくい面源からの負荷により十分な水質保全が図れない場合も考えられるため、このような水域では下水道施設の整備等の点源対策だけでなく面源負荷についての対策も考慮する必要がある。しかしながら、面源負荷については多くの場合、調査が困難で調査事例が少ないため、面源からの負荷流出の実態について把握されているとは言い難く、面源負荷対策を進める上でも、さらなる調査データの蓄積と実態の解明が必要となっている。

２．調査目的

本調査は、面源の中で特に調査事例が少ないにもかかわらず、国土に占める割合が高いため、負荷量として無視し得ない山林からの汚濁負荷についての基礎的な資料の収集を目的としている。

３．平成６年度までの調査結果

平成６年度までの調査で明らかになった内容を以下に示す。

1)各汚濁物質の比流出負荷量(L/A)と比流量(Q/A)との間には

$$\frac{L}{A} = a\left(\frac{Q}{A}\right)^{b} \qquad (\ a,b\ :\text{定数}\ )$$

なる指数式が成立することが確認された。

2)指数式の定数ａについて、窒素とリンの場合には森林面積比率との相関が認められた。またリンについては森林面積比率だけではなく、土壌のリン吸着係数等との関連性も示唆された。

3)定数ｂは、アルカリ土類金属(Ca, Mg, K, Na)の場合、各物質の溶解度との関連性が認められた。

４．調査概要

４．１　調査内容

平成７年度の調査は①定期的な定点調査、②出水時における定点調査、③平水時における多地点調査

の３つの形態で行った。定期的な定点調査については週１回の間隔で、平水時における多地点調査は各地点ごとに年１回程度、出水時の調査は出水時に適宜行った。

４．２　調査対象河川

山林からの汚濁負荷について調査を行うため、土地利用形態が主に森林で、人家のほとんどない流域を選定した。平水時における多地点調査の対象として選定した河川は茨城県内が主で、一部栃木県及び福島県の河川もふくまれている。対象河川は33河川で、調査はのべ63回行った。また定期及び出水時における調査については、当研究所から比較的近く、また当研究所水文研究室が設置した流量観測所がある筑波山麓の山口川を調査対象とした。

４．３　調査方法

1)調査対象流域の面積及び土地利用比率については、２万５千分の１の地形図及び土地利用図を使用し、プラニメータにより計測した。

2)流量観測は流速計を使用して行い、測点の位置や流量の算出に関しては河川砂防技術基準(案)に従って行った。ただし、定期及び出水時調査を行っている筑波山麓の山口川については、観測所にて連続観測されている水位データから堰の公式を用いて流量を算出した。

3)採水は流心の２割水深において、ポリビンを直接沈めて行った。溶解性試料については採水後、現場で直ちにろ過を行い、窒素、リンに関する試料は保存のため硫酸を少量添加して、アイスボックスに低温保存した。それ以外の一般項目用試料については低温保存のみ行った。ただし、出水時における一部の調査ではオートサンプラー（ISCO社6700型）を用いて採水した。

4)現場測定は水温、pH、電気伝導度の項目について実施した。

5)水質分析は試料を持ち帰り、室内にて行った。分析項目は各態窒素、リン、TOC、アルカリ土類金属（Na, Mg, K, Ca）、塩化物イオン、硫酸イオン及びBOD、CODとした。なお分析は河川水質試験方法(案)に基づいて実施した。

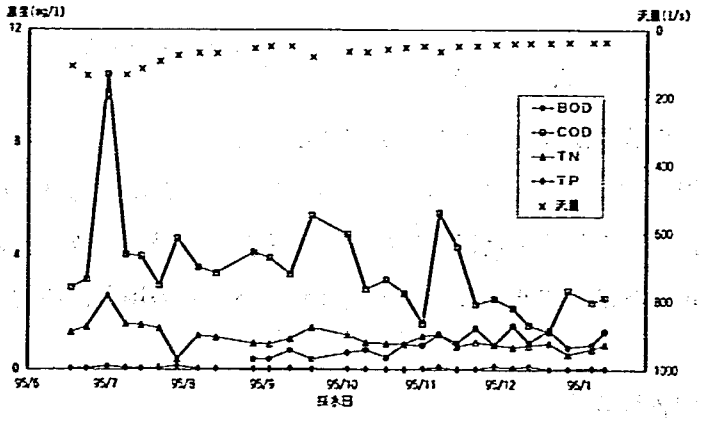
５．調査結果

５．１　調査対象流域の土地利用形態

平水時における多地点調査の調査地点での河川の流域面積は0.6～59.3km^{2}であり、総面積に占める森林の割合はすべての流域において90%以上である。また、山口川における定期及び出水時調査地点の流域面積は3.20km^{2}となっている。

５．２　水質分析の結果

山口川での定期調査の結果を図－１に示す。流量が増加すると、ほとんどの水質項目の濃度が上昇している。特にCODとTNに関してはその傾

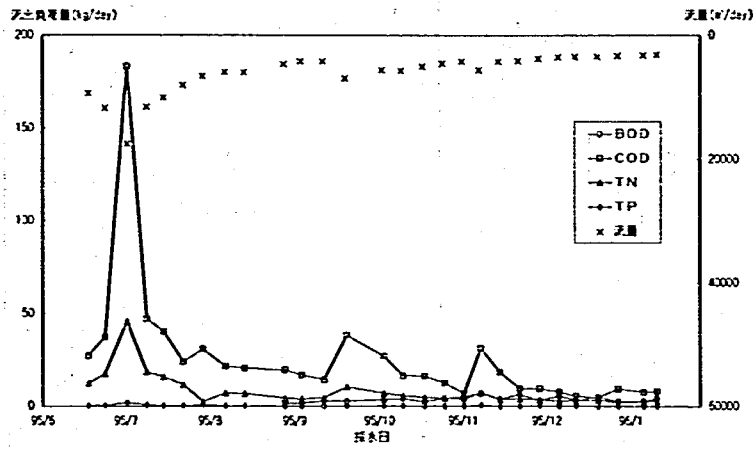


図－１　山口川における水質調査結果

向が強いが、BODについてはそのような傾向が認められず、むしろ逆相関となっている。また、観測期間における降雨量が夏期に多く、冬期は少ない傾向を反映して、定期調査時の流量も同様な傾向を示した。また、各調査形態における水質の濃度範囲を表－１に示す。山口川及び晴天時調査の対象となった河川の平水時のBODは0.5～1.5mg/l程度であり、非常にきれいな河川といえる。しかしながらTN, TPの最大値では、Forsberg, Rydingらの研究やOECD、EPAなどの判定基準[1]によると、富栄養化レベルに達しており、山口川及び多地点調査の対象河川の一部では、平水時でも窒素、リンが高濃度に流出していることがわかる。また、出水時にはBOD, COD, TN, TP, NOx-Nの項目が平水時に比べ高濃度に流出しており、特にCODやTPは平水時の10～20倍もの高濃度を記録している。それ以外の項目については若干濃度が高いか、平水時と同等である。

表－１　各調査形態における水質の濃度範囲　(単位：mg/l)

項　目	山口川定期調査		山口川出水時調査		晴天時多地点調査	
	最大値	最小値	最大値	最小値	最大値	最小値
流域面積(km^2)					59.3	0.6
森林面積比率(%)					100.0	91.6
流量(l/s)	203.6	36.4	540.2	36.4	1150.0	3.8
比流量(l/s/km^2)	63.63	11.38	168.80	11.38	52.89	0.38
BOD	1.54	0.37	7.78	0.48	1.42	0.56
COD	10.41	1.33	186.53	2.42	3.19	0.56
TOC	4.66	0.48	8.13	1.04	7.00	0.60
TN	2.59	0.35	10.55	0.88	0.80	0.40
NH4-N	0.18	0.00	0.24	0.00	0.65	0.01
NOX-N	1.36	0.11	3.05	0.59	0.74	0.14
TP	0.12	0.01	1.53	0.01	0.12	0.01
PO4-P	0.12	0.00	0.06	0.00	0.12	0.00
Na	9.91	4.01	10.20	3.15	9.26	2.47
Mg	1.72	0.49	3.00	0.05	3.07	0.06
K	2.00	0.66	3.25	0.01	2.34	0.52
Ca	5.76	2.62	4.83	1.03	10.25	0.17
Cl	5.93	3.14	8.24	2.55	9.76	2.32
SO4	5.10	2.32	4.26	2.49	21.44	1.97



図－２　山口川における流出負荷量

次に流出負荷量について山口川での定期調査結果から算出したグラフを図－２に示す。水質濃度が出水時と平水時であまり変化がなくても、出水時の流量は平水時の数倍から数十倍となるので、負荷量ベースでは平水時と比較して非常に増加していることがわかる。

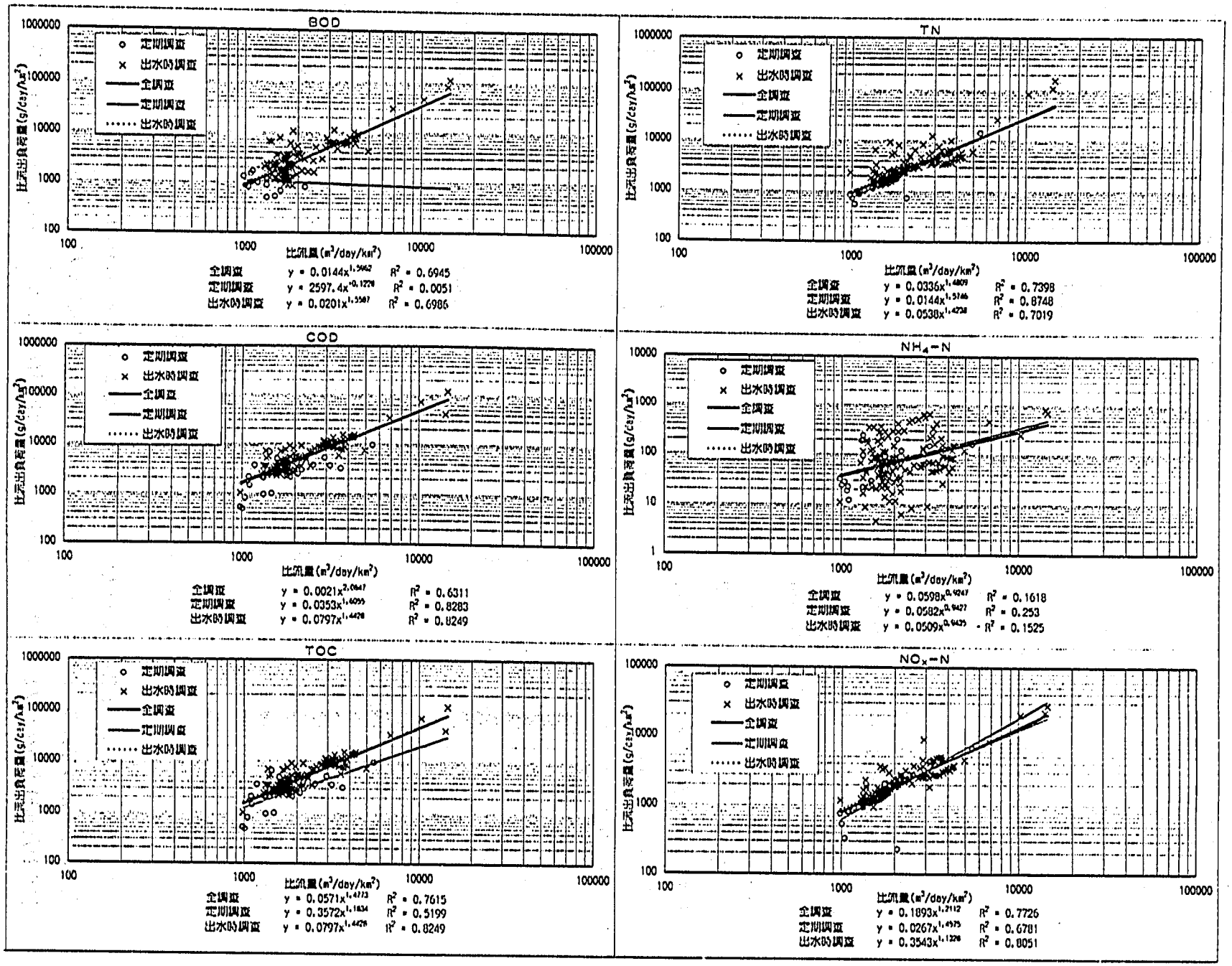
５．３　比流量と比流出負荷量の関係

山口川における定期調査、出水時調査、茨城県等の河川における平水時における多地点調査の結果を３つの調査形態別に比流量(Q/A)と比流出負荷量(L/A)の関係を検討し、比流量と比流出負荷量の関係を次の近似式で仮定した。

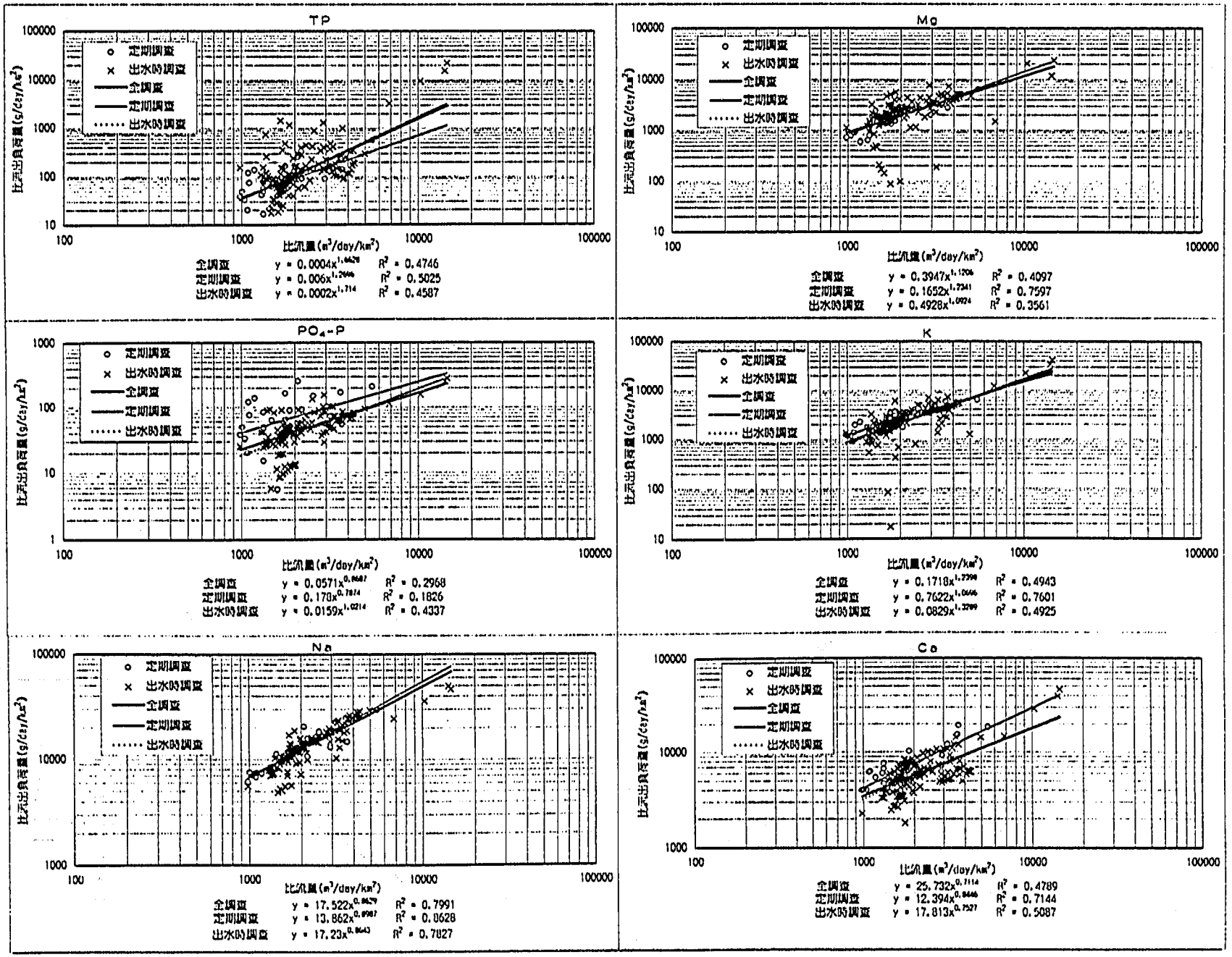
$$\frac{L}{A} = a\left(\frac{Q}{A}\right)^{b} \qquad (a,b：定数) \qquad \cdots\cdots(1)$$

ここで比流量と比流出負荷量の形式にしたのは、流域面積の差にとらわれず様々な地点で適用できるようにするためである。この(1)式の対数をとり線形化した場合を回帰分析し、定数a, bを決定した。得られた回帰式のグラフを図－３に、また定数a, bと決定係数R^2、サンプル数 nを表－２に示す。

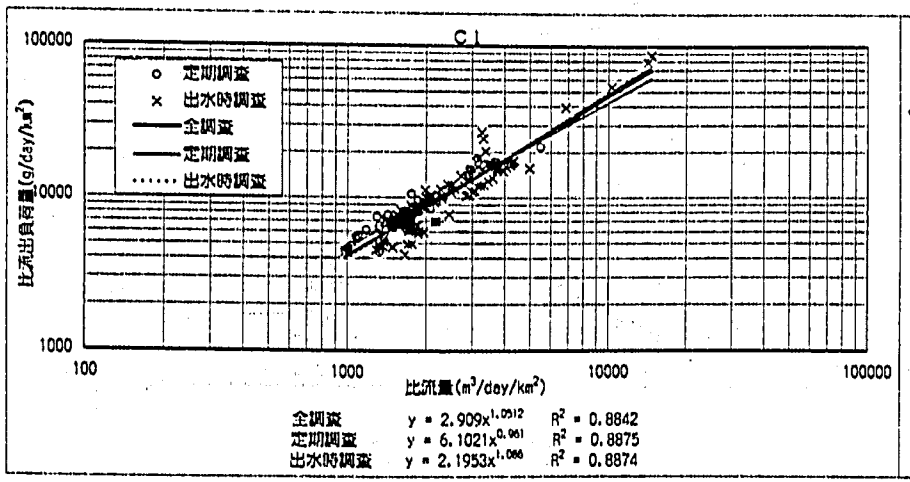
図－3（1） 山口川調査結果

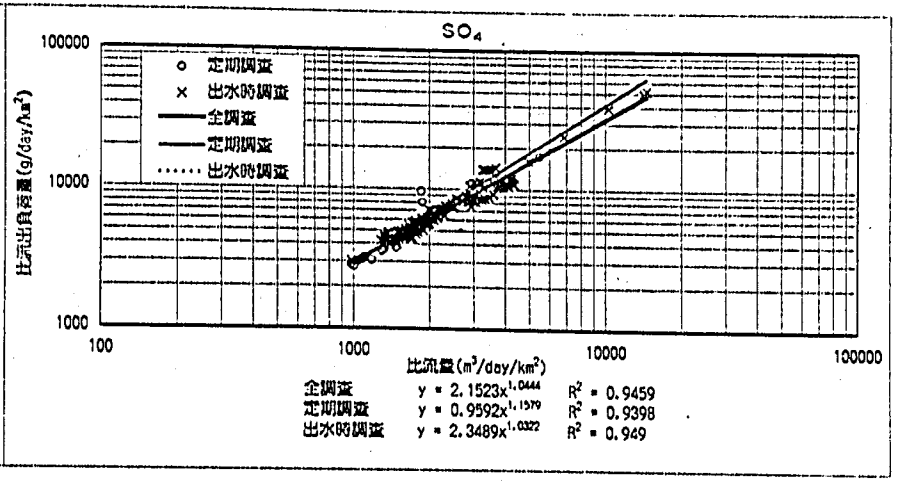

BOD
定期調査
出水時調査
全調査
定期調査
出水時調査
比流量 (m³/day/km²)
比汚出負荷量 (g/day/km²)
全調査 y = 0.0144x^1.5662 R² = 0.6945
定期調査 y = 2597.4x^0.1226 R² = 0.0051
出水時調査 y = 0.0201x^1.5587 R² = 0.6986
TN
全調査 y = 0.0336x^1.4809 R² = 0.7398
定期調査 y = 0.0144x^1.5746 R² = 0.8748
出水時調査 y = 0.0538x^1.4238 R² = 0.7019
COD
全調査 y = 0.0021x^2.0647 R² = 0.6311
定期調査 y = 0.0353x^1.6095 R² = 0.8283
出水時調査 y = 0.0797x^1.4428 R² = 0.8249
NH4-N
全調査 y = 0.0598x^0.9247 R² = 0.1618
定期調査 y = 0.0582x^0.9427 R² = 0.253
出水時調査 y = 0.0509x^0.9435 R² = 0.1525
TOC
全調査 y = 0.0571x^1.4773 R² = 0.7615
定期調査 y = 0.3572x^1.1834 R² = 0.5199
出水時調査 y = 0.0797x^1.4428 R² = 0.8249
NOx-N
全調査 y = 0.1893x^1.2112 R² = 0.7726
定期調査 y = 0.0267x^1.4975 R² = 0.6781
出水時調査 y = 0.3543x^1.1328 R² = 0.8051

図－3 (2) 山口川調査結果

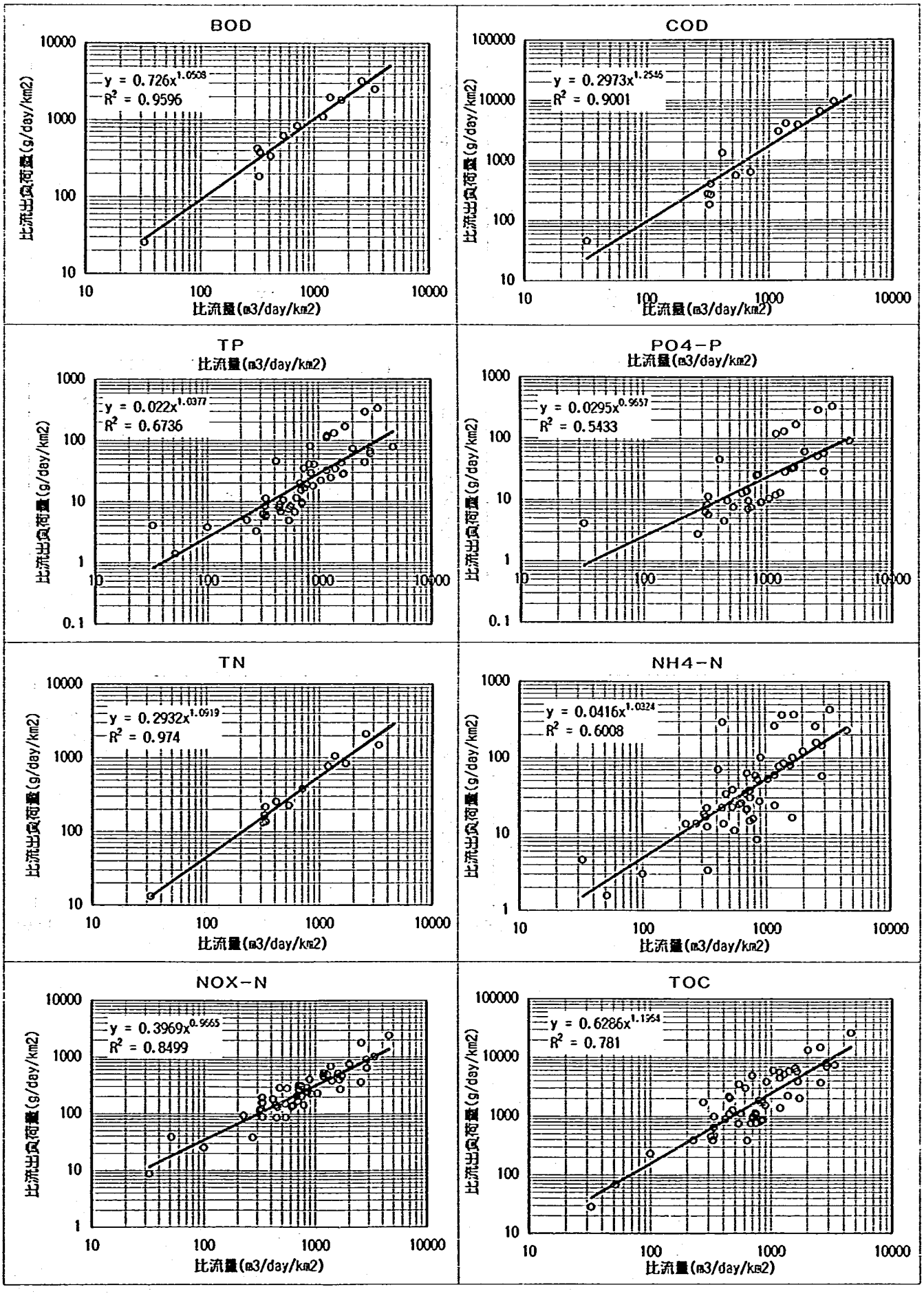

TP
o 定期調査
× 出水時調査
全調査
定期調査
出水時調査
比流出負荷量(g/day/km²)
比流量(m³/day/km²)
全調査 y = 0.0004x^1.6428 R² = 0.4746
定期調査 y = 0.006x^1.2646 R² = 0.5025
出水時調査 y = 0.0002x^1.714 R² = 0.4587
Mg
全調査 y = 0.3947x^1.1206 R² = 0.4097
定期調査 y = 0.1652x^1.2341 R² = 0.7597
出水時調査 y = 0.4928x^1.0924 R² = 0.3561
PO4-P
全調査 y = 0.0571x^0.9687 R² = 0.2968
定期調査 y = 0.178x^0.7874 R² = 0.1826
出水時調査 y = 0.0159x^1.0214 R² = 0.4337
K
全調査 y = 0.1718x^1.2398 R² = 0.4943
定期調査 y = 0.7622x^1.0446 R² = 0.7601
出水時調査 y = 0.0829x^1.2399 R² = 0.4925
Na
全調査 y = 17.522x^0.8629 R² = 0.7991
定期調査 y = 13.862x^0.8987 R² = 0.8628
出水時調査 y = 17.23x^0.8643 R² = 0.7027
Ca
全調査 y = 25.732x^0.7114 R² = 0.4789
定期調査 y = 12.394x^0.8446 R² = 0.7144
出水時調査 y = 17.813x^0.7527 R² = 0.5087

図－3（3） 山口川調査結果

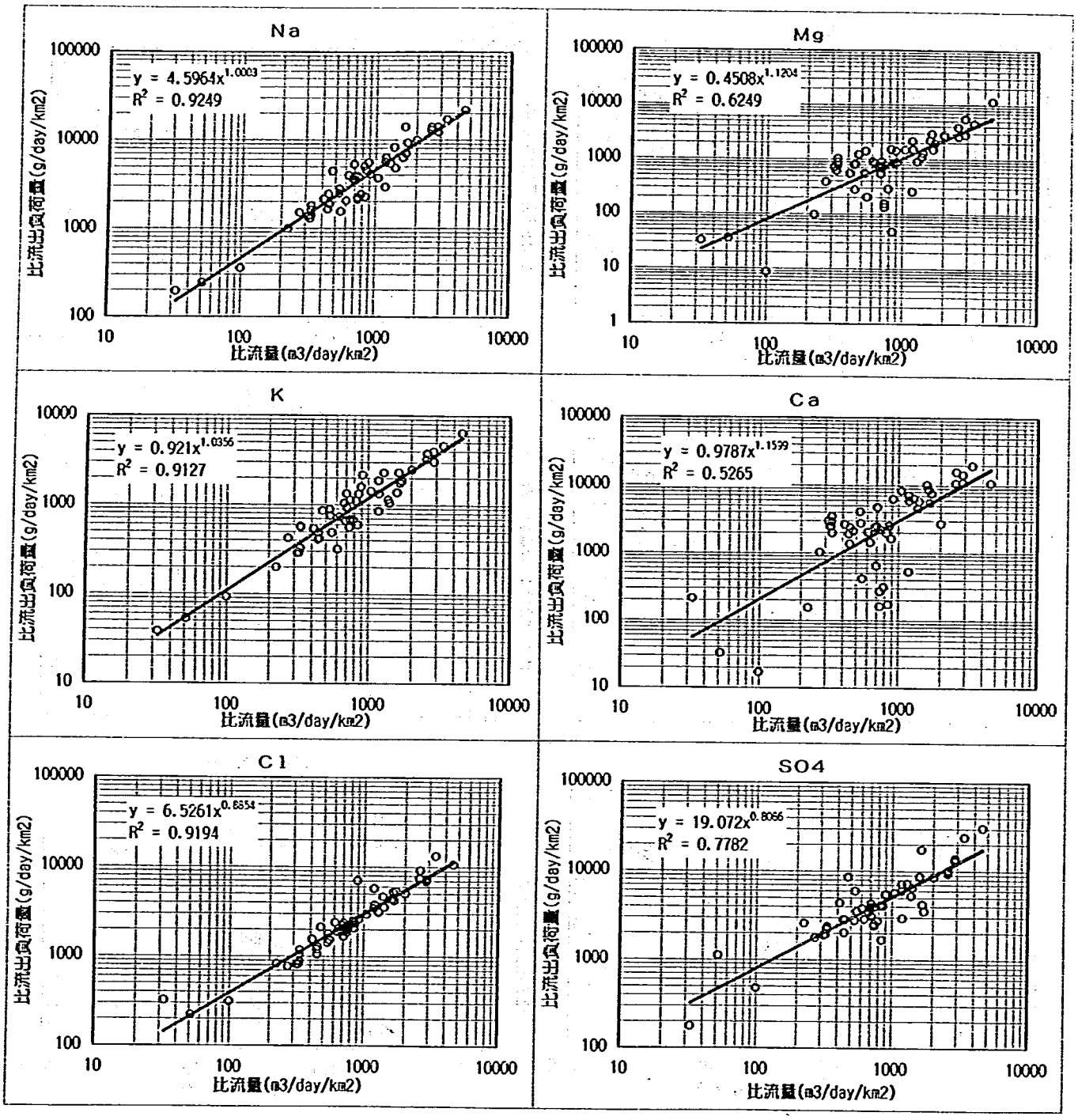

Cl
○ 定期調査
× 出水時調査
全調査
定期調査
出水時調査
比流出負荷量(g/day/ha²)
比流量(m³/day/km²)
100000
10000
1000
100
1000
10000
100000
全調査 y = 2.909x^1.0512 R² = 0.8842
定期調査 y = 6.1021x^0.961 R² = 0.8875
出水時調査 y = 2.1953x^1.066 R² = 0.8874


SO4
○ 定期調査
× 出水時調査
全調査
定期調査
出水時調査
比流出負荷量(g/day/ha²)
比流量(m³/day/km²)
100000
10000
1000
100
1000
10000
100000
全調査 y = 2.1523x^1.0444 R² = 0.9459
定期調査 y = 0.9592x^1.1579 R² = 0.9398
出水時調査 y = 2.3489x^1.0322 R² = 0.949

図－３（4） 晴天時多地点調査結果



図－３（５） 晴天時多地点調査結果



回帰分析の結果、相関性が高い項目は定期調査でのCOD, TN, アルカリ土類金属及びCl, SO_4、出水時調査のBOD, TOC, COD, TN, NO_3-N, Na, Cl, SO_4、晴天時多地点調査のBOD, COD, TOC, TN, NO_3-N, K, Na, Cl, SO_4であった。しかしTP, PO_4-P, NH_4-Nの項目は3つの調査とも、相関が低かった。

表－2　比流量と比流出負荷量の関係

水質項目	定期調査				出水時調査				晴天時多地点調査			
	a	b	R^2	n	a	b	R^2	n	a	b	R^2	n
BOD	2597	-0.123	0.005	19	0.020	1.559	0.699	123	0.726	1.051	0.960	13
COD	0.035	1.606	0.828	28	0.080	1.443	0.825	148	0.297	1.255	0.900	13
TOC	0.357	1.183	0.520	28	0.080	1.443	0.825	148	0.629	1.196	0.781	51
TN	0.014	1.575	0.875	28	0.054	1.424	0.702	148	0.293	1.092	0.974	13
NH4-N	0.058	0.943	0.253	23	0.051	0.944	0.153	146	0.042	1.032	0.601	51
NOX-N	0.027	1.458	0.678	28	0.354	1.133	0.805	148	0.397	0.967	0.850	51
TP	0.006	1.270	0.503	28	0.0002	1.714	0.459	148	0.022	1.038	0.674	50
PO4-P	0.178	0.787	0.183	26	0.016	1.021	0.434	141	0.030	0.966	0.543	37
Na	13.86	0.899	0.863	28	17.23	0.864	0.783	148	4.596	1.000	0.925	51
Mg	0.165	1.234	0.760	28	0.493	1.092	0.356	148	0.451	1.120	0.625	51
K	0.762	1.070	0.760	28	0.083	1.329	0.493	148	0.921	1.036	0.913	51
Ca	12.39	0.845	0.714	28	17.81	0.753	0.509	148	0.979	1.160	0.527	51
Cl	6.102	0.961	0.888	28	2.195	1.686	0.887	148	6.526	0.885	0.919	51
SO4	0.959	1.158	0.940	28	2.349	1.032	0.949	148	19.072	0.809	0.778	51

注）関係式：$(L/A)=a(Q/A)^b$，　比流量(Q/A)：$m^3/km^2/日$，　比流出負荷量(L/A)：$g/km^2/日$

5．4　汚濁負荷量原単位の算出

山口川における定期及び出水時の調査結果より算出した汚濁負荷量原単位と算出法を表－3に、比流量と比流出負荷量の関係の近似式（以下L-Q式）の定数a, bを表－4に示す。また現在までに調査・研究成果として公表されている原単位をまとめたものを表－4に示す。また、汚濁負荷量の算出は表－3に示す6通りの方法で行った。なお表－5中の番号はそれぞれ表－3の算出法の番号に対応している。

表－3　山口川における汚濁負荷量原単位とその算出法

算出法	年間比流量 $(m^3/ha/年)$	平均日比流量 $(m^3/ha/日)$	年間比流出負荷量 (kg/ha/年)				算出に用いたデータ	
			BOD	COD	TN	TP	水質データ	流量データ
1	7026	19.25	4.20	28.91	9.01	0.39	定期調査結果から算出した比流出負荷量の平均値	
2	7026	19.25	6.17	24.66	7.74	0.37	定期調査の平均値	定期調査時の平均値
3	7176	19.65	6.30	25.19	7.91	0.38	定期調査の平均値	連続調査データから算出した平均流量
4	7026	19.25	3.75	24.17	7.80	0.32	定期調査時のL-Q式	定期調査時の平均値
5	7176	19.66	3.74	25.00	8.07	0.33	定期調査時のL-Q式	連続調査データから算出した平均流量
6	7176	19.66	9.50	48.40	9.25	0.44	定期調査及び出水時調査におけるL-Q式	連続調査データから算出した平均流量

注）データの観測期間　流量連続観測：1995.5～1996.2（10分間隔）
定期調査：1995.6～1996.2（週1回間隔）
出水時・晴天時多地点調査：1995.6～1996.2（適宜調査）

表－4　山林からの流出負荷についてのL-Q式[2) 3)]

TN		TP		COD		単　位	調査地域	調査期間	調査機関
a	b	a	b	a	b				
0.034	1.481	0.0004	1.663	0.002	2.065	L: $g/day/km^2$, Q: $m^3/day/km^2$	茨城県真壁町山口川	1995～1996	本調査結果（定期及び出水時）より算出
0.014	1.575	0.006	1.270	0.035	1.606	L: $g/day/km^2$, Q: $m^3/day/km^2$	〃	〃	本調査結果（定期）より算出
0.0485	0.6308	0.0005	1.0683	0.1486	0.8763	L: $kg/day/km^2$, Q: $l/s/km^2$	北上及び奥羽山地内7河川	1982～1983	建設省東北地方建設局
0.160	1.09	0.00556	1.05			L: $g/day/km^2$, Q: $m^3/day/km^2$		1983	国松
16.0	1.29	0.945	0.980	179	0.885	L: $g/day/km^2$, Q: $l/s/km^2$		1984	滋賀県

各算出法で得られた値はTN, TP, CODの各項目のすべての算出法について公表値の範囲内に収まっているが、若干平均より高めの結果になった。また、過去に茨城県内で観測された結果と比較するとほとんどの場合でTNが高く、またTPは同様なレベルとなっている。流出負荷量の算出法の違いについては、BODとCODで出水時調査の結果を含めたNo. 6の算出法が、他の算出法に比べ1. 5～2. 5倍程度高い値が出ている。TN, TPについては、算出法による違いはそれほど認められないが、No. 6の算出法は他の算出法に比べ、若干高い値を示した。

6．まとめと今後の課題

各調査形態における水質分析結果より、出水時における山林からの流出負荷は、平水時の流出負荷量の数倍から数十倍にも達することが明らかになった。また流出負荷量は特に流量と関係が深いことが回帰分析の結果より明らかになったが、TPやPO4-P、NH4-N等、物質によっては流量との相関性が必ずしも高くなく、土壌中での挙動や調査地域の特性等にも影響されることが示唆された。

次に汚濁負荷量原単位の算出法の検討を行った結果、BODとCODに関しては、週１回程度の定期調査結果の平均から算出した負荷量が、出水時の調査結果や流量の連続観測データ等を用いてL-Q式から算出した負荷量の２倍前後の値となった。またTN, TPについても後者の方法で算出した負荷量より、前者の方法で算出した負荷量の方が若干ではあるが高くなった。これは出水時の流出負荷量は平水時に比べ非常に増加するため、出水時についても調査を行なって実態を把握しないと、正確な流出負荷量が算出できないことを示唆している。

表－５　山林からの汚濁負荷量原単位[2) 3)]　(単位：kg/ha/年)

COD	TN	TP	調査地域	調査期間	調査機関
28.91	9.01	0.39	茨城県真壁町山口川	1995～1996	本調査結果より算出(算出法１)
24.66	7.74	0.37	〃	〃	〃 (算出法２)
25.19	7.91	0.38	〃	〃	〃 (算出法３)
24.17	7.80	0.32	〃	〃	〃 (算出法４)
25.00	8.07	0.33	〃	〃	〃 (算出法５)
48.40	9.25	0.44	〃	〃	〃 (算出法６)
		0.12	京大演習林	1952	岩坪他
15.2		0.51	滋賀県大津市	1968～1969	西村
		0.51	大津	1968～1969	
	6.94	0.183		1970	土木学会
	2.57	0.135		1973	土木学会
	2.44	0.215		1973	霞ヶ浦水質現況調査報告書
31.4	3.5	0.40	茨城県恋瀬川	1975	建設省霞ヶ浦工事事務所
16.4	4.5	0.37	茨城県恋瀬川	1975	建設省霞ヶ浦工事事務所
27.7	5.5	0.47	茨城県恋瀬川	1975	建設省霞ヶ浦工事事務所
	1.83	0.13	滋賀県若女	1976～1983	堤ら
	4.05	0.135		1978	滋賀県
	2.7		群馬県渡良瀬川	1978～1979	生原、相場
	2.66	0.55	滋賀県杉木	1979～1980	堤ら
10.7	4.45	0.095	滋賀県三田川	1979～1980	堤松
13.9	3.58	0.113	滋賀県和迩川	1979～1980	堤松
	3.58	0.117		1979	霞ヶ浦富栄養化対策調査報告書
	14		群馬県渡良瀬川	1980～1982	相場他
9.3	3.1	0.07		1980～1981	建設省中国地方建設局
4.9	2.0	0.01		1980～1981	建設省中国地方建設局
26.6	3.5	0.13	香川県土器用水系平川	1980～1982	建設省四国地方建設局
25.3	3.2	0.25	香川県土器用水系平川	1980～1982	建設省四国地方建設局
26.7	3.7	0.17	香川県土器用水系平川	1980～1982	建設省四国地方建設局
	3.65	0.219		1981	茨城県
	4.20	0.23	滋賀県竜王	1982～1983	堤ら
	8.8	0.35		1982	電力中央研究所
	12.7	0.060	茨城県筑波山	1985～1987	村岡ら
	3.4	0.32	茨城県筑波		建設省
		0.33	長野県上川		沖野
	3.6	0.12	長野県宮川		渡辺
	2.5	0.14	滋賀県		岩井
	2.32	0.123	滋賀県愛知川		堤松
	0.36	0.104	滋賀県安曇川		堤松
	0.31	1.27	滋賀県大戸川		堤松
66	7.5	0.38	山口県山口市		浮田他
3.9	2.8	0.10			土木学会
66	14	1.27	最大値		
3.9	0.31	0.01	最小値		
23.9	4.9	0.3	平均値		

流出負荷量の表し方については、流出負荷量は流量との関連性が高く、流量の変動で流出負荷量が大きく変化してしまうため、いわゆる原単位形式で表すよりもL-Q式の形式で表した方がよいと思われる。しかし、L-Q式の形で表した調査結果は少なく、L-Q式の定数についての定義付けが十分になされていないため、解析した河川でしか L-Q式が適用できないことが多い。これからの課題として、L-Q式と地域特性や流出機構との関連性を検討するとともに、さらに調査データを蓄積し適用性を評価していく必要がある。

参考文献

1)須藤隆一、桜井敏郎、森忠洋、岡田光正編：富栄養化対策総合資料集

2)國松孝男、村岡浩爾編著：河川汚濁のモデル解析、技報堂出版(1989)

3)建設省都市局下水道部監修：流域別下水道整備総合計画調査(平成５年)、日本下水道協会(1993)

4)日本水環境学会：平成３年度環境庁委託業務結果報告書 湖沼水質保全対策効果検証基礎調査(1992)

16. バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
豊田　忠宏

１．　調査の目的

下水道施設の維持管理にあたっては、処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて、水温，ｐＨ等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては、精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーについては、精度、感度、維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。

下水処理場の放流水の水質監視としては、ＢＯＤの測定が義務付けられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし、公定法によるＢＯＤの測定は測定に５日間を要し、その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難であり、ＢＯＤの短期間での測定の要望は高い。

本調査はこのような背景から、バイオセンサーの実用化に関する調査で得られた知見を元にＢＯＤを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し、それを実用化するための調査を行うことによって、下水道の維持管理性を向上させることを目的とする。

２．　バイオセンサーの実用化に関する調査で得られた知見と課題の整理

バイオセンサーの実用化に関する調査では、実処理場での設置調査、及び室内実験を繰り返し行た。その結果、処理水に対する微生物の活性が低く、センサーとして使用するためには微生物種の変更などの改良が必要であること、流路内での微生物の増殖抑制及び、水温，ＤＯの制御のために前処理装置が必要であること等の知見が得られてきた。

また従来から使用してきた、ＢＯＤの検出リセプターとして使用してきた微生物が処理水に対して活性を失っていたため、リセプターの微生物についても検討を行った。これまでの調査で残った課題は以下の通りである。

１）ＢＯＤ検出用のリセプターとして使用されてきた微生物（Ｉ－１株）の、処理水に対しての活性が低下していることが分かっており、対応策として新たな微生物種を探索・選定することを考えた。探索については、設置調査先の放流口周辺等から新たに６種を分離・培養し、その選定方法を検討したが、実際の選定は課題として残っている。

2）従来使用してきたＢＯＤセンサーでは、PVAホウ酸固定化法（以下PVA法と記述）を使用していた。しかし、微生物の処理水に対する活性が低いことや、膜に対するＤＯの透過性の低さ、及び固定化する菌体を膜ごとに均一化できない等の問題があることが分かった。そのためPVA法に代わる新たな固定化法について検討の検討が課題として残った。

3）ＢＯＤセンサーのハードウエアの課題として、出力の異常といった問題が残った。これは、ＢＯＤセンサーでは、上記の膜の固定化方法の課題からセンサーの出力値は非常に低い値しか得られていないため、センサー内でアンプを使用し出力値の増幅を行う。そのため、センサー内部の微小なノイズに対しても変動を示し、それが異常な出力となって現れていると考えられた。そのため、このような作用に対しても変動しない程度の出力に増幅を押さえる必要があり、その方法としては、センサーからの測定値自体を大きくするため、固定化膜の透過性を大きくすることが考えられる。これについては、上記の１），２）の課題に対応する。

4）センサーの測定値に影響を与える挙動としては、センサー内の電磁弁の切り替えによる圧力の変動が考えられる。これは、バイオセンサーの実用化に関する調査において使用していたＢＯＤセンサーの測定部分が容量３ml程度の密閉型のフローセルで構成されており、そのため圧力の変動がダイレクトに伝わり、センサー部に異常な出力として検出されていた可能性があると考えられた。そのため、フローセル部分を圧力に対して緩衝効果を持つ構造に変更する必要があるとの結果が得られた。また、密閉型のフローセルでは、エアーが混入した場合に、出力が不安定になる、微生物膜まで試料が通水しない場合がある、等の問題が考えられ、それらについても改良の必要があると考えられた。

これらの課題に対して、本年度の調査を実施した。

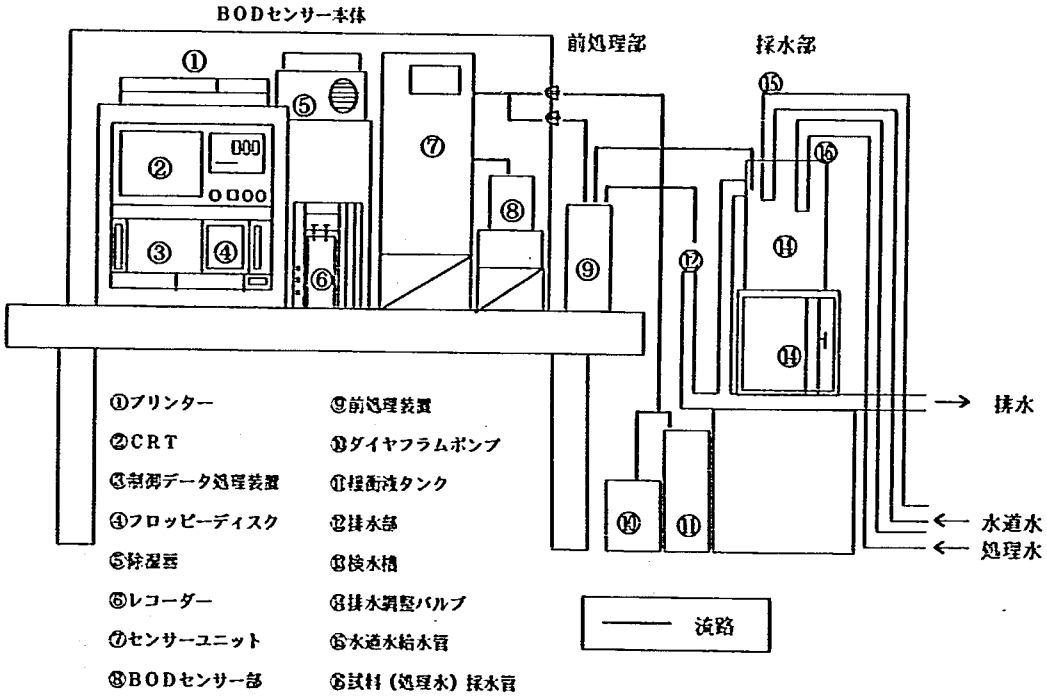
３．　本年度の調査内容

本年度の調査では、平成６年度の調査で探索された微生物の中から処理水に対して活性の高いものの選定を行った。また、従来微生物膜の固定化法として使用してきた、PVA法が、ＢＯＤセンサーの菌体固定化法としては、ＤＯ透過性，固定化菌体量の均一性の点で問題が考えられるため、PVA法に代わる新たな固定化法について検討を行った。また、ＢＯＤセンサーのセンサー部のフローセル部分についても、従来の形では問題があると考えられるため、新たに改良を行い検討を行った。

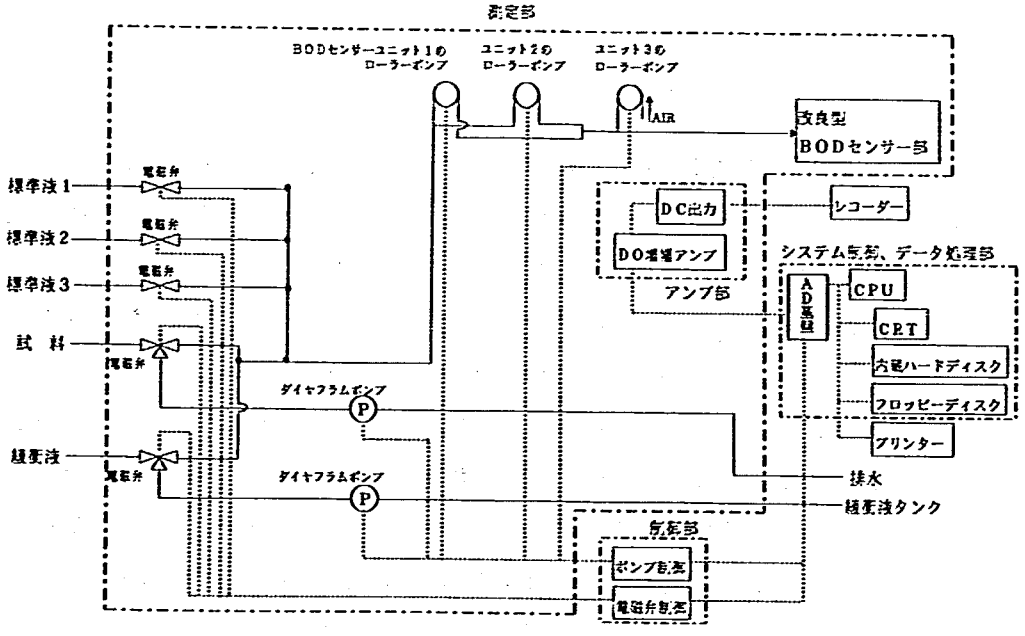
３．１　ＢＯＤセンサー本体の改良

本調査に使用した装置の概要を説明する。ＢＯＤセンサーの概要図を図－１に示す。ＢＯＤセンサーは、図－２に示すように測定部，制御部，データ処理部，及び図－１中の採水部，前処理部によって構成されている。

測定部は、センサー部と標準液，緩衝液，試料をフローセルに送るためのローラーポンプ，センサー測定値を増幅するためのアンプ部、非測定時に緩衝液と試料について流路を切り替えて流すためのダイヤフラムポンプから構成される。

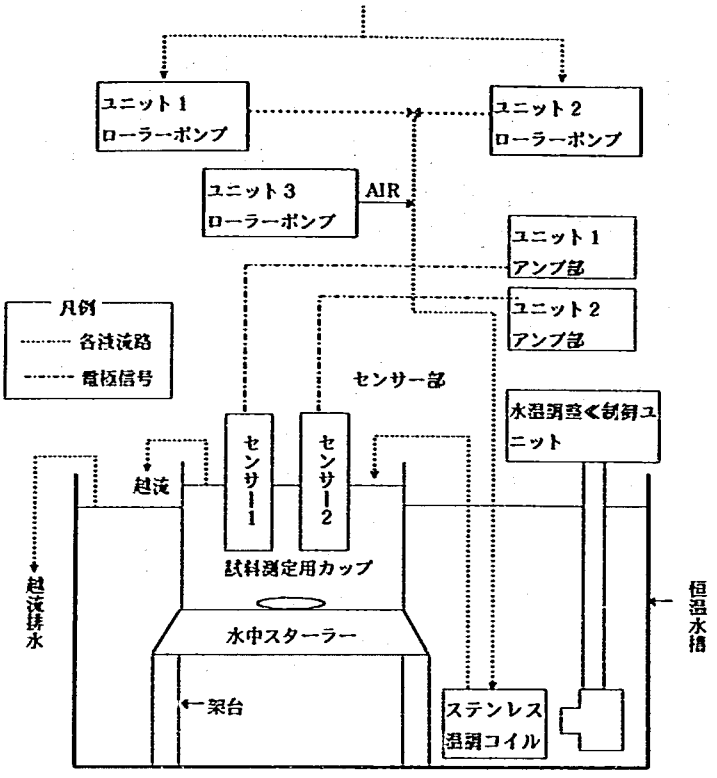


図－1　BODセンサー概要図



図－2　BODモニターの構成

センサー部は従来、微生物電極，密閉型のフローセル及び、ローラーポンプ，アンプ部を一体としたユニットで構成されていた。しかし、密閉型のフローセルでは電磁弁の切り替え時の圧力変動の問題や、エアーの混入、通水不良等の問題が考えられたため、それらの問題への対応として開放型への改良を行った。開放型のセンサー部を図－３に示す。解放式のＢＯＤセンサー部に送液された各溶液及び試料は、恒温水槽内に設置された内径2㎜長さ2.5mのステンレス製の蛇管（温調コイル）を通過し、ＢＯＤセンサーのカップ内に送液される。カップの有効内容積は35ml、理論滞留時間は5分である。また従来の一体型のセンサーユニットのローラーポンプ及び、アンプ部についてはそのまま使用することとした。センサーユニットは３台あり、そのうちユニット１の電磁弁により標準液，緩衝液，試料の流路の切り替えを行い、ユニット１に流入させる。流入した各溶液及び試料は、ユニット１のローラーポンプ手前で２つに分岐されたチューブによりユニット１，２に別々に3.5ml/minの流速で送られる。（総流量は7ml/minとなる）そしてユニット３のローラーポンプからは、エアーが供給され、各溶液と混合されセンサー部へ送られる。またアンプ部については、ユニット１，２の物についてのみ使用した。測定用センサーとしては、微生物を固定した生物膜をトランスデューサーとして使用し、ガルバニ型酸素電極の前に取り付けた物を用いる。



図－３　ＢＯＤセンサー部の改良

制御部は、２基のセンサー部を同時に制御できるようになっており、パーソナルコンピューター(NEC FC-9801U)，プリンター，センサー部の出力をアナログ量として記録できるレコーダーからなる出力機器から構成されている。

採水部は、処理場の最終沈殿池越流水をポンプにより20ｌ/minで20ｌの検水槽に投入するよ

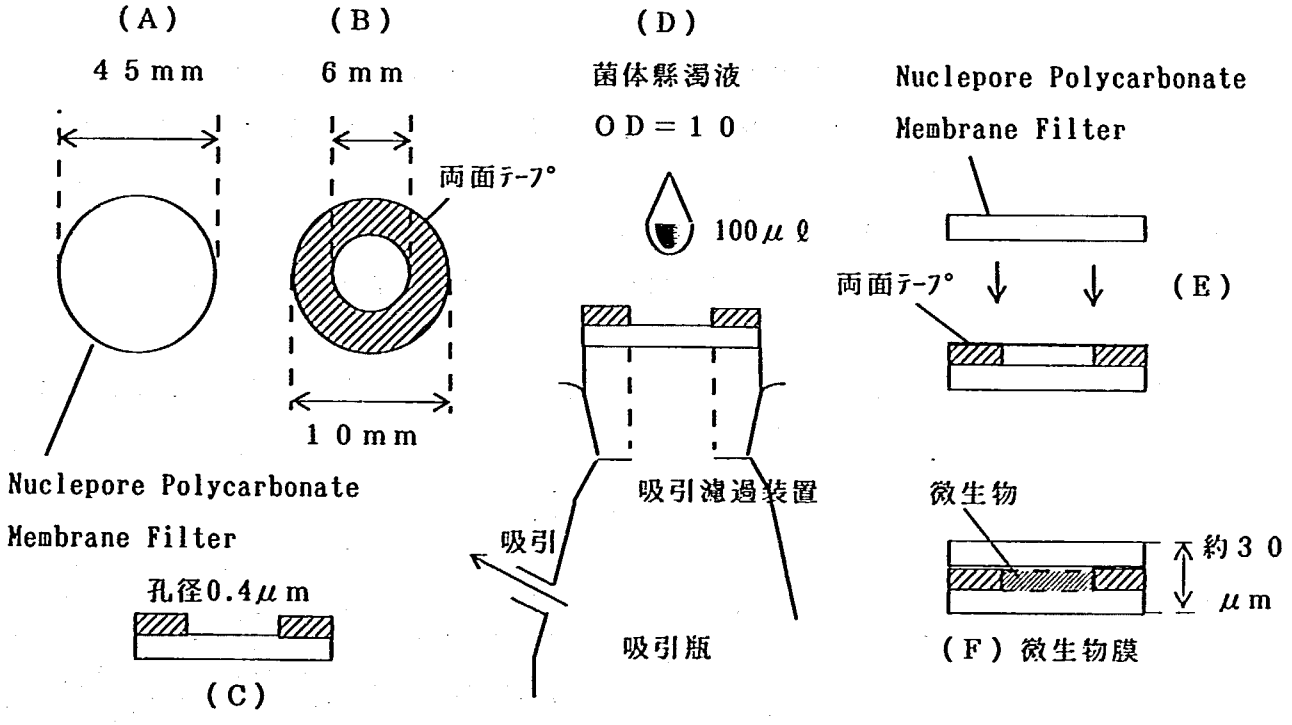
うになっている。試料の採取はタイマーを用いて制御される。

前処理部は、エアーポンプによるＤＯ制御部と、ヒータによる水温制御部により構成されている。また制御効率をあげるため、採水部によって一端20ｌの検水槽に採水された試料を、ダイヤフラムポンプによって２次的に１ｌの調整槽へ連続注水し、ＤＯ，水温の調整を調整槽で行うこととした。ダイヤフラムポンプは、調整槽内での滞留時間を十分にとれるように、流量が小さく流量可変タイプのものを使用した。これらの操作を標準液、緩衝液についても同様に行った。またそれぞれの調整槽の中でＵＶによる殺菌を行うことで調整槽の中での微生物の繁殖を抑えることとした。

３．２　ＢＯＤセンサーの室内調査

室内調査では、固定化微生物の選定及び固定化微生物膜の改良検討を行った。微生物の選定については平成６年度の調査により探索された微生物について調査を行った。固定化微生物膜の改良については、従来使用してきたＢＯＤセンサーでは、センサーの出力が不安定になることが多かった。原因としては、フローセルでの送液流量，微生物の固定化法，微生物の固定化量，及び膜のＤＯ透過度等が原因として考えられる。微生物膜としては、従来使用しているPVA法に代わる固定化微生物膜への改良を検討する必要があると考えられた。

PVA法よりも溶存酸素透過性の高い方法として孔径0.4μmのNuclepore Polycarbonate Membrane Filter（以下NPMFと記す）という固定化膜を使用した吸着法がある。NPMFを用いた固定化微生物膜の作成方法を図－４に示す。また作成手順は次の通りである。



図－４　固定化膜の作製

① 菌体をバッファー溶液で光学密度（OD_{660}）が10となるように懸濁させる。

② 両面テープ（厚さ約0.1mm）に孔径6mmの穴をあけ（図中Ｂ）、その片面にNPMF（図中Ａ）を張り付ける（図中Ｃ）。

③ 図中ＣのNPMFを吸引濾過装置にセットする（図中Ｄ）。

④ ①の懸濁溶液を10μｌづつﾏｲｸﾛﾋﾟﾍﾟｯﾄで分取し、菌体が均一となるように濾過する。

⑤ 所定量の懸濁溶液を濾過後NPMFをもう１枚かぶせ、固定化微生物膜を作成する（図中Ｅ）。

このNPMFによる吸着挟持法（以下NPMF法と記述）では、光学密度（OD_{660}）の指標により菌体量を定量的に一定とすることが可能であり、OD_{660}が10の菌体懸濁液10μｌは菌体量0.01522mgに相当する。

３．２．１　有用微生物の選定

（１）実験方法

固定化する菌体の選定については昨年度の段階で６種に絞られていた。この内さらに表－１の３種の微生物に絞り、この中から有用な微生物種を選定するために、単離微生物によるＤＯ消費速度特性を測定した。実験ではグルコースグルタミン酸（以下ＧＧＡと記述）標準液10mg/lと処理水（札幌創成川処理場）を使用した。

表－１　供試微生物

Ｉ－２株	Ｉ－１株を札幌処理水で馴養した菌株
Ｓ－１株	札幌創成川処理場で採取し分離・培養した菌株
Ｙ－１株	横浜中部下水処理場で採取し分離・培養した菌株

実験は以下の手順で行った。

1) 対数増殖期の供試菌株を緩衝液で洗浄し、遠心分離操作を行った後、湿潤状態で0.5ｇ採取する。

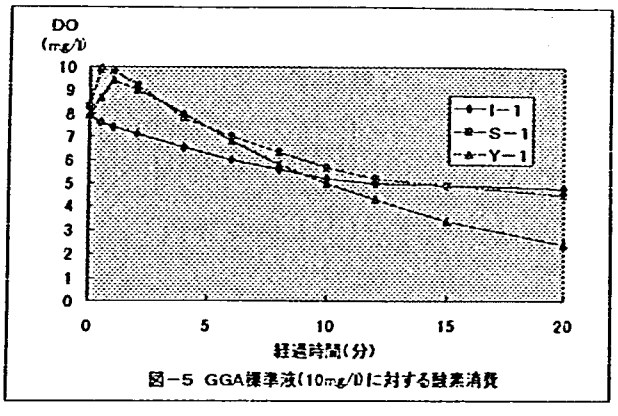
2) 実験容器に1)の供試微生物及び充填水としてＧＧＡ標準液10mg/l又は札幌創成川処理場処理水を入れて、上部にＤＯセンサーをセットする。この際外部から空気が入らないように注意して密栓する。

3) 撹拌を行いつつ、ＤＯが安定するまで経時的にＤＯを測定する。

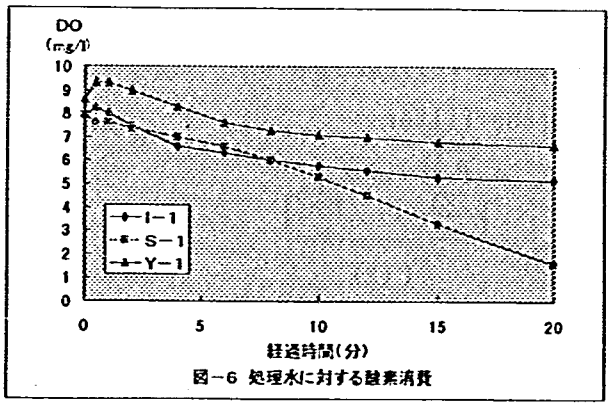
4) 供試微生物及び充填水を順次変更しながら、2)～3)の操作を繰り返し行う。

（２）実験結果

実験結果を図－５，６に示す。図－５から処理水に対して最も活性を示しているのはＳ－１



図－5 GGA標準液(10mg/l)に対する酸素消費



図－6 処理水に対する酸素消費

株であり、この株は標準液に関しても他の株と同等の活性を示している。そのためこのＳ－１株はこれらの微生物の中では最も有用であると考えられるので、今後の検討ではＳ－１株を固定化菌体として使用する。固定化微生物については、さらに有用な微生物を発見する可能性があるため、今後もさらに検討を進める必要があると考えられる。

３．２．２　固定化法の検討

NPMF法で作成した膜を固定化膜として用い、創成川処理場処理水より分離されたＳ－１株を使った固定化微生物膜を作成し、以下の検討を行った。

（１）微生物膜の出力の安定性検討

（２）固定化菌体量の適正量検討

（３）標準液及び処理水に対する活性度検討

検討の方法及び結果を以下に示す。

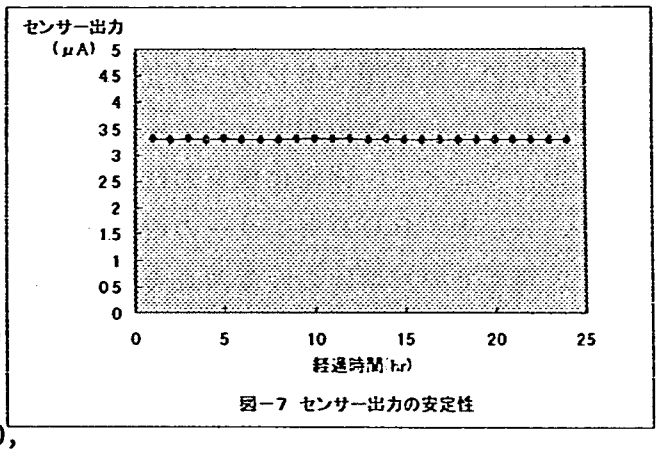
（１）微生物膜の出力安定性検討

①実験方法

Ｓ－１株100μｌをNPMF吸着挟持法により固定化し、この膜をＢＯＤセンサーに取り付け、丸１日緩衝液のみを通水し、１日経過後のＢＯＤセンサー出力を１時間おきに15分間測定した。

②実験結果

実験結果を図－７に示す。ｸﾞﾗﾌの縦軸にセンサー出力、横軸に経過時間をとっている。図から１日経過した時点で出力が非常に安定しているのが分かる。



図－7 センサー出力の安定性

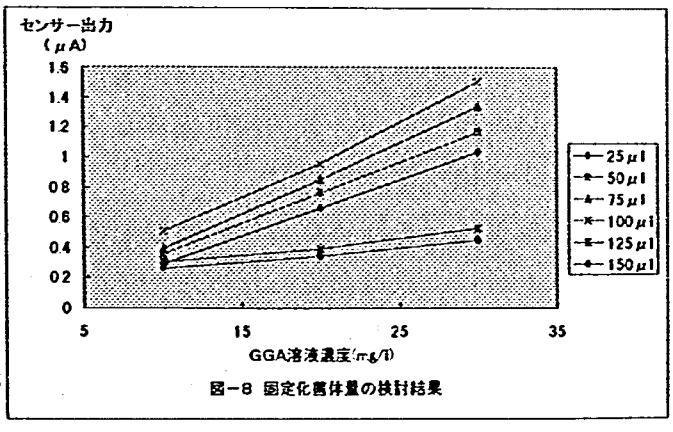
（２）固定化菌体量の適正検討

①実験方法

Ｓ－１株を25,50,75,100,125μｌづつ固定化した膜を作成する。この膜をＢＯＤセンサーに取り付け、このセンサーにＢＯＤ濃度10,20,30,mg/lのＧＧＡ酸溶液を通水し、各膜ごとの出力を測定した。ＢＯＤセンサーへのＧＧＡ溶液の通水時間は15分間、緩衝液は30分間とした。

②実験結果

検討結果を図－８に示す。表中の出力値は、ＧＧＡ溶液を通水直後のセンサー出力値から、15分後のセンサー出力値を引いたものである。固定化菌体量の適正量としてはＧＧＡ溶液での出力が大きく、検量線の相関性が高いものが望ましいので、100μｌの菌体量が



図－8 固定化菌体量の検討結果

適正であると考えられる。

（３）標準液及び処理水に対する活性度検討

①実験方法

Ｓ－１株100μlをNPMF吸着挟持法により固定化し、この膜をＢＯＤセンサーに取り付け、ＧＧＡ溶液10,20,30mg/lに対する出力及び検量線の直線性について検討を行った。処理水については、同じＢＯＤセンサーに対して、設置調査を行っている創成川処理場の二次処理水に対して活性の有無を調べた。

②実験結果

ＧＧＡ標準液については、ＢＯＤセンサーの出力は、相関係数で0.993を示し、十分な直線性が得られた。またこの条件で、検量線が直線を有する範囲での測定下限濃度は3mg/l、上限濃度は30mg/lであった。また処理水に対しても活性が得られた。

これらの室内実験は、改良型の開放型のセンサーを用いて行った。この結果からセンサー部を開放型に改良したことで室内実験の段階では、圧力変動の問題，通水の問題などについては改善された。また測定に関しても問題なく行えることが分かった。

３．３　ＢＯＤセンサーの設置調査

平成４年度以降実施している処理場でのＢＯＤセンサーの設置調査を本年度も実施した。本年度は従来密閉型であったセンサー部を開放型に改良したセンサーを用いて調査を行っている。そのため、開放型のセンサーがどの程度処理場での実稼働で有効であるかについても検討を行った。また、開放型のセンサーに対してNPMF法とPVA法で作成した固定化膜を使用し出力値の比較を行うことで、固定化膜有効性の検討を行った。

３．３．１　ＢＯＤセンサーの維持管理

処理場での長期間の設置調査を行うために点検，維持管理を行った。ＢＯＤセンサーの稼働状況は24時間稼働で毎正時測定した。検量線は、ＧＧＡ標準液10,20,30mg/lの、3種類の濃度を使って１日１回自動的に校正を行った。維持管理の内容を表－２に示す。水質監視用モニタリング装置としての使用を目的としているので、メンテナンスは比較的簡易に設定しており、毎日の維持管理は、主に実験に使用しているＢＯＤセンサーの稼働性を確認するための点検を目的とした。また、定期的に水温，ＤＯの測定も行った。また週に１度の点検には、消耗する試薬の補充・交換を行い、月に１度用紙の補充などの消耗品の補充を行うとともに、維持管理上重要な移送チューブの交換なども行った。またセンサー部を開放型に改良しているため、従来循環利用していた緩衝液が、循環利用できなくなり、多量に消費されることとなった。

３．３．２　実稼働に関する検討

処理場での稼働状況を知るために、開放型のＢＯＤセンサーに、NPMF法及びPVA法で作成した微生物膜を取り付け、設置調査を行った。その際に以下のような問題が発生した。

・ＧＧＡ標準液を測定させた際、20mg/lの測定値よりも10mg/lの測定値の方が高くなる現象が起き、ＢＯＤセンサーの測定値が換算できなくなった。

表－2　ＢＯＤセンサーの維持管理

管　理　項　目	頻度	内　　容
検水槽の点検	毎日	採水口及び上水から正常な採水，洗浄用水道水の供給の確認，異常時の異物の除去，採水ポンプの稼働の点検，送水及び採水パイプ部分の点検，採水フィルター及び移送チューブの確認
前処理装置部の点検	毎日	曝気装置，水温調節ヒーターの確認，紫外線ランプの点灯確認，水温，ＤＯの測定
ＢＯＤセンサー本体の点検	毎日	センサー出力，チューブ，ポンプ類，ディスプレイ装置，記録装置の点検
その他の点検	毎日	検量線更新の確認，計測日報の回収，プリンター印字可ランプの確認
緩衝液の交換	毎週	下水試験方法第１編第３章第１８節２のＢＯＤ希釈水の作成方法により毎週２０１作成
標準液の交換	毎週	ＧＧＡにより３濃度（10,20,30mg/lＢＯＤ）の標準液を1.8１作成
検水槽の洗浄	随時	検水槽の付着物等を洗浄
採水・排水チューブの交換	随時	汚れが著しいとき
採水フィルターの交換	随時	汚れが著しいとき
エアフィルターの交換	随時	汚れが著しいとき
センサー部カップの洗浄	随時	センサー部カップの付着物を洗浄
プリンター用紙の補充	毎月	プリンター用紙を１カ月分補充
センサー部移送チューブ交換	毎月	センサー部の移送チューブを交換，ジョイントの洗浄
レコーダー記録紙の交換	毎月	レコーダー記録紙を交換
ハードディスク記録データの回収	毎月	ハードディスク内の測定データをフロッピーディスクに回収
微生物膜の交換	適時	微生物膜を交換
微生物膜の活性度判定	適時	標準液の傾き，再現性等より活性度を判定
プリンターインクリボン交換	適時	プリンターインクリボンを交換
レコーダーペンの交換	適時	レコーダーペンを交換

・測定を開始して数日で、出力値のベースが安定しなくなった。

考えられる原因として、検量線異常については利用できる有機物濃度が低い処理水の通水でセンサーに固定化された微生物が貧栄養状態になっているところに、資化しやすいＧＧＡ溶液が入ってきたことで、微生物の過剰なＤＯ摂取が起こったと考えられる。波形異常についてはＤＯの制御不良が原因として考えられる。試料の流路内での付着微生物によるＤＯ消費が原因と考えられる。微生物膜を取り付けたセンサーの表面にも、微生物が付着しており、この付着微生物による影響も考えられる。

対策としては、検量線異常については、連続運転を１日経過した後には,10,10,20,30mg/lの順にＧＧＡ標準溶液を送水し検量線を作成させる様にした。波形異常については、ＤＯの制御不良が原因と考えられるので、微生物の付着したチューブの交換を行った。また、付着する微生物の影響については、後に２つのセンサーに膜を取り付けた物と、取り付けない物の比較を行うことで試料水と標準液のＤＯ変動の調査を行うことで影響を把握することとした。これらの対応を行った後、再度調査を行った。

３．３．３　微生物膜の比較検討

固定化方法の変更によって、どの程度ＢＯＤモニターの出力の不安定さを解消できたかを把握するために、NPMF法及びPVA法で作成した微生物膜を、それぞれ別々にＢＯＤセンサーに取り付け処理場で連続稼働運転させ、センサーの出力値の比較を行った。

連続稼働運転の結果、実験開始から7日目までのＢＯＤセンサーの出力波形は、固定化方法にかかわらず良好であった。この結果からは、NPMF法，PVA法ともに出力に対しては、波形的な差がない結果となったが、PVA法では固定する菌体量を定量的に一定化できないがNPMF方では可能である点や、固定化方法の簡易さの点等についても考慮した場合、NPMF法による固定化の法が優れていると考えられる。

この後も継続して連続稼働調査を行ったが、日数が経過するにつれて試料に対する出力値の方が標準液に対する出力値よりも大きくなった。これは３．２．２でも述べている、流路及びセンサーの表面に付着する微生物による汚染の影響によるものと考えられる。具体的には、流路及びセンサーの表面に付着した微生物が処理水に対して資化を示し、それによって起きるＤＯ消費がセンサーの出力として出力されていると考えられる。また水温の調節に内径2㎜、長さ2.5mのステンレス製の温調コイルを使用しているが、その中で微生物が繁殖し、輸送中の試料に対して資化を示し、ＤＯの消費濃度が大きく見えている可能性も考えられる。

３．３．４　ＤＯセンサーとの対象検討

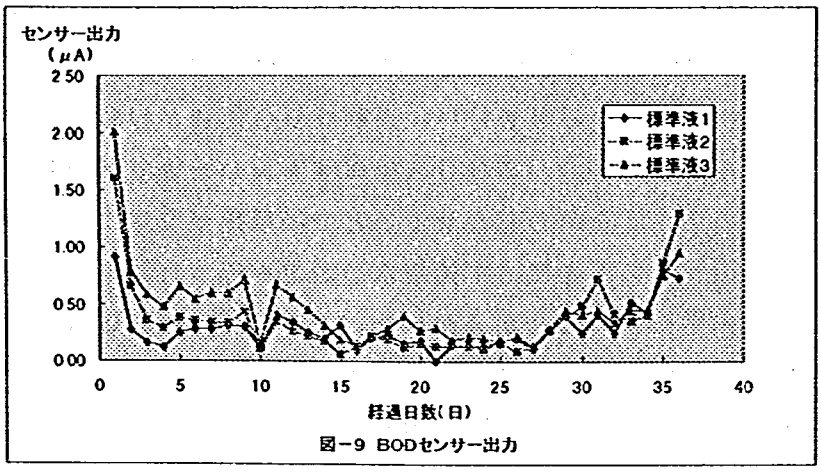
上記の結果から、開放型センサーのカップ内でのＤＯ制御の不安定さが問題となったが、カップ内でどの程度のＤＯ制御が行われているかを知るために、微生物膜をつけた「ＢＯＤセンサー」と微生物膜なしの「ＤＯセンサー」との比較実験を行いカップ内のＤＯ制御の状況及び、ＢＯＤセンサーの出力に対するＤＯ変動の影響を把握をした。

調査の方法としては、NPMF法で固定化した膜を取り付けたセンサーと、固定化した微生物膜を取り付けないセンサーの２つを使用し、連続稼働調査を行うといったものである。

調査の結果、実験開始後１～２日程度は、微生物膜を取り付けないＤＯセンサーの出力は安定しており、ＢＯＤセンサーについても出力は得られていた。しかし３日目以降はＤＯセンサーについても、ＤＯ消費の波形が見られる様になった。この結果から、微生物膜以外での酸素消費がＢＯＤセンサー部で起こっており、その影響もＢＯＤセンサーの測定値として計測されていることが分かった。

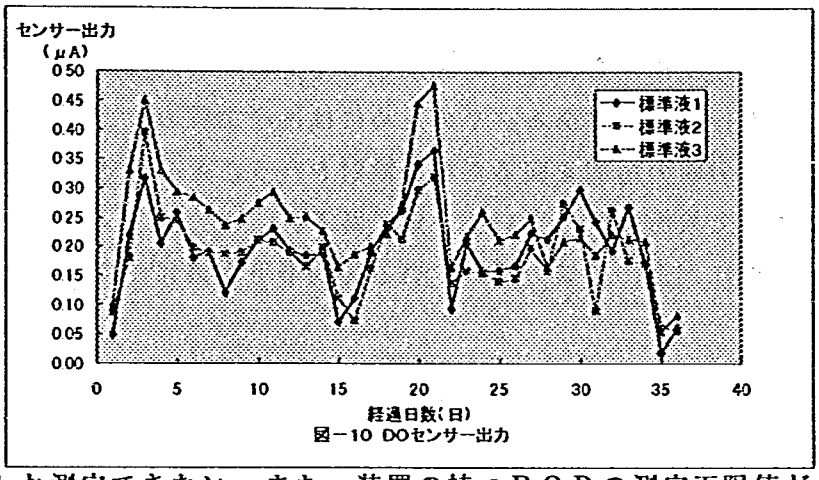
このときの１日１回の検量線作成時に得られる標準液に対する、ＢＯＤセンサー及びＤＯセンサーの出力値を、Ｘ軸に日数をとりグラフ化したものが、図－９，10である。図中の標準液1,2,3はそれぞれＧＧＡ標準溶液10,20,30mg/lである。図－10から、微生物膜を付けないＤＯセ

ンサーだけのものでもＤＯの測定値が、経日変化を示しているのが分かる。また図－９から、同じ濃度のＧＧＡ標準溶液を流した場合でも日ごとの変化が大きく、出力をＤＯ濃度に換算した場合、標準液３に対しては日間での最大のＤＯの濃度の変動が0.28mg/lあることが分かった。



図－9 BODセンサー出力

処理水については微生物膜は活性を示したが、測定時に測定試料のＤＯ濃度の変動による影響があるため、ＢＯＤの測定値を得ることが困難であった。得られた測定値からセンサーの生物膜内でのＤＯの消費量への換算を行ってみたが、ＤＯ濃度で最大でも１mg/l以下の消費しか認められなかった。NPMF膜を用いた固定化法では原理的には0.45μm以下のＤ－ＢＯＤしか測定できない。また、装置の持つＢＯＤの測定下限値が、３．２の室内調査において3mg/lであることが分かっている。このことから試料水中のＤ－ＢＯＤが3mg/l以下となる場合にはこのシステムではＢＯＤ測定値としては計測が困難と考えられる。



図－10 DOセンサー出力

４．　まとめと今後の課題

今年度の調査から得られた結果は以下のものである

・有用細菌の選定の結果、札幌市創成川処理場の処理水に対して、Ｓ－１株が最も資化性が高く、これを有用微生物として使用することとした。

・PVA固定化法に変わる新たな微生物の固定化法として、NPMF吸着挟持法についてについて検討を行った結果、検量線の直線性，処理水に対する活性等について十分な結果が得られた。またPVA法では、固定化する菌体の量を膜ごとに一定化することはできなかったが、NPMF法では、一定化することができ、取り付けの簡易性等についてもNPMF法の方が優れていた。

・センサーを開放型にすることにより、従来の密閉型のフローセルで発生していた通水異常や供給流量の不安定等の問題が解消され、ＢＯＤセンサー自体の出力は室内実験の段階で、非常に安定した。しかしフローセルを開放型のカップに改良し大型化したことにより開放型のカップの中及び、センサーの表面、ステンレス製の温調コイル等の中で雑菌が付着し、ＤＯを消費するようになった。これに対しては、新たな洗浄対策を考える必要がある。

・処理場の設置調査で検量線を作成した場合に、ＧＧＡ標準液10mg/lに対しての活性の方が、

20mg/lに対しての活性よりも高い出力値を示すことがあった。これは試料として処理水を１日通水し貧栄養状態になっているところに、処理水よりも資化性の高いＧＧＡ標準液を流す時に、微生物が急激な呼吸を行い、過剰なＤＯ消費が行われていることが考えられる。これに対してはあらかじめ10mg/lのＧＧＡ標準液を流した後で10,20,30,mg/lの順でＧＧＡ標準液を流し、微生物の活性度を落ち着かせることで検量線が安定化することが明らかになった。

・このシステムを使って処理水の測定を行った結果、処理水に対しての活性自体が標準液に比べて非常に低いことが分かった。このことから低い濃度でＤＯを正確に制御できる測定環境を作るか、酸素消費量を大きくするための改善が必要であることが分かった。また検量線に用いる標準液の設定も、処理水のＢＯＤの出力値を考えた場合に、10,20,30mg/lでは濃度の設定が高すぎると考えられた。そのため、より低い濃度での検量線の作成を考える必要があることが分かった。

以上の結果から、今後の課題として、より実用性を高めるため高精度に測定部の検水のＤＯの制御を行う必要がある。そのためには洗浄工程の改良の検討が必要である。また、処理水に対しての出力値の増加を図るための検討を行うことも有効であると考えられる。今後もこれらの課題について検討を行っていく予定である。

最後に調査にご協力頂いている札幌市下水道局の担当者の方々に感謝の意を表します。

－参考文献－

1）中村、田中、豊田（１９９３）バイオセンサーの実用化に関する調査，土木研究所下水道部”平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集”

2）田中、南山、豊田（１９９４）バイオセンサーの実用化に関する調査，土木研究所下水道部”平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集”

3）田中、南山、豊田（１９９５）バイオセンサーの実用化に関する調査，土木研究所下水道部”平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集”

4）化学分析部会 バイオテクノロジー専門委員会（１９９０），日本規格協会 ＪＩＳ Ｋ ３６０２－1990”微生物電極による生物化学的酸素消費量（BOD_s）計測器”

Ⅴ．下水道事業調査費による他部の研究

１．下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査

緑化生態研究室　室　　長　田中　　隆
研　究　員　秋山　千秋
研　究　員　飯塚　康雄

１．まえがき

近年の環境問題に対する関心の高まりの中で、下水を処理した後に発生する汚泥の有効利用を積極的に推進していくことが望まれている。また、下水道普及率の高まりとともに下水汚泥の発生量も年々増大しており、その処理処分のためにはより一層の減量化が深刻な問題となっている。このような状況の中で、下水汚泥を緑地に肥料または土壌改良材として有効利用することの役割は大きい。

一方、緑化の分野においては、緑の重要性の高まりによる樹木の増加とともにその剪定枝葉の発生量が増大しており、その処理処分は下水汚泥と同様に問題となっている。そのため、剪定枝葉においても有効利用としての堆肥化が着手されている。

このような背景から、下水汚泥と剪定枝葉を同時に堆肥化することにより、これらの堆肥化の合理化を図るとともに、より良い堆肥を製造することが望まれている。そのため、２年度から５年度において「下水汚泥の施用方法に関する調査」を実施し、混合堆肥の試作を行ってきており、５年度には試作堆肥を用いた植栽試験を開始している。これを受けて７年度は植栽試験の追跡調査を実施し、堆肥の効果の確認や障害等について把握するものである。また、新たに混合堆肥の製造試験を行った。

２．調査目的

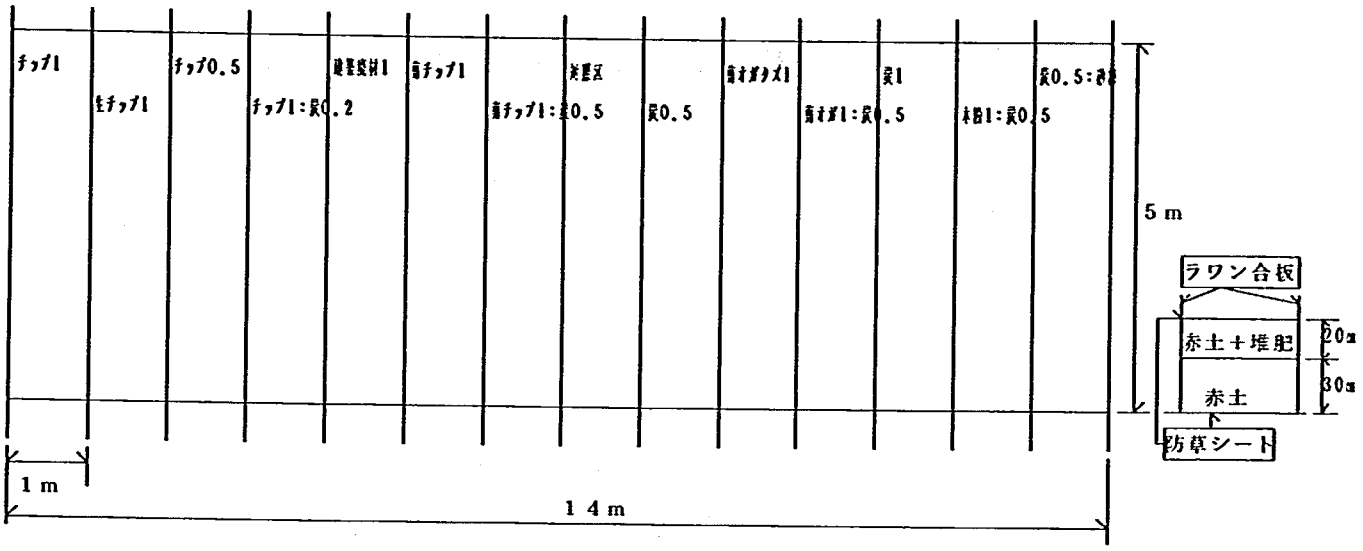
植栽試験においては５年度に試作した堆肥を土壌に混合し植栽した樹木の成長比較を行い、堆肥の施用効果を把握すること、堆肥の製造試験においては５年度に試作した堆肥には臭気があり、取り扱い性もあまり良いものでなかったことから、より良好な堆肥の製造方法を明らかにするを目的としている。

３．調査方法

3.1　植栽試験追跡調査

植栽試験は、図－１に示す形状で関東ローム土で造成され、各区には表－１の試作堆肥(下水汚泥に剪定枝葉の粉砕物、建築廃材の粉砕物、炭、木粉等を混合して発酵させ堆肥化したもの)が窒素分として１㎡あたり50ｇ相当、地表から20㎝までの表土層に混合され、マテバシイがポット苗で５本植栽されている。植栽は平成５年４月に行った。また、対照区には化成肥料(６－４－３)を１㎡あたり10ｇ相当施用してある。

追跡調査は植栽木（マテバシイ）の樹高、葉張り、根元径、活力度について、７年12月に行った。



図－1　試験植栽区

表－1　試験に用いた試作堆肥の内容と性状

試作堆肥の名称	試作堆肥の混合物組成		施用量 (kg)	性状	取扱性	臭気
	汚泥	混合物（木質物）				
チップ1	1容	乾燥粉砕物1	16.5	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭
生チップ1	1容	生粉砕物1	21.5	木質のみ目立つ	良	弱キノコ臭
チップ0.5	1容	乾燥粉砕物0.5	25.0	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭
チップ1:炭0.2	1容	乾燥粉砕物1+炭0.2	24.0	水分少、木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭
建築廃材1	1容	建築廃材粉砕物1	41.5	3~5cmの塊が目立つ、やや水分多	やや不良	弱カビ臭
落チップ1	1容	落葉樹粉砕物1	28.5	1~2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭
落チップ1:炭0.5	1容	落葉樹粉砕物1+炭0.5	33.0	サラサラしている、水分適度	極めて良	無臭
対照区			0.83			
炭0.5	1容	炭0.5	46.0	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通~やや不良	無臭
常オガクズ1	1容	常緑樹粉砕物1	38.5	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通~やや不良	弱キノコ臭
常オガ1:炭0.5	1容	常緑樹粉砕物1+炭0.5	35.0	2~3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭
炭1	1容	炭1	51.5	炭＋汚泥	普通	無臭
木粉1:炭0.5	1容	木粉1＋炭0.5	44.5	やや湿った砂状	極めて良	弱カビ臭
炭0.5:砂壌	1容	炭0.5＋砂壌	29.0	黒色（炭色）	普通	汚泥臭

注）・表中の容とは容積の略。

なお、活力度については、科学技術庁方式により①樹勢、②新梢の伸長量、③葉色、④葉形、⑤葉の大きさ、⑥ネクロシス、⑦幹色と枝条色、⑧梢端や枝条の枯損、の８項目について４段階評価を行い総合評価した。ただし、苗木であることを考慮して樹形等の項目は省略した。

3.2　堆肥製造試験

堆肥製造試験において使用する材料は、下水汚泥として消化脱水汚泥、乾燥汚泥、コンポスト汚泥（一次発酵、完熟）の４種類と街路樹の剪定枝葉粉砕物（樹種はプラタナス等の落葉広葉樹）とした。これらの分析結果を表－２、剪定枝葉粉砕物の粒径組成を図－２に示す。これらの材料を次のように組み合わせて４種類の堆肥を試作した。

①試作堆肥Ａ：消化脱水汚泥と剪定枝葉粉砕物を１：2.7の容積比で混合したもの。

②試作堆肥B：乾燥汚泥と剪定枝葉粉砕物を１：8.9の容積比で混合したもの。

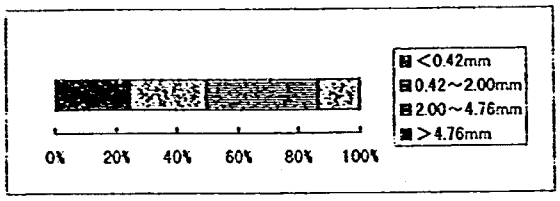
③試作堆肥C：コンポスト汚泥（一次発酵）と剪定枝葉粉砕物を１：14.5の容積比で混合したもの。

④試作堆肥D：コンポスト汚泥（完熟）と剪定枝葉粉砕物を１：20.2の容積比で混合したもの。

各試作堆肥の混合割合は、試作堆肥Aについては含水率が約60%、試作堆肥B、C、Dについては C／N（炭素率）が約20になるように調整したものである。

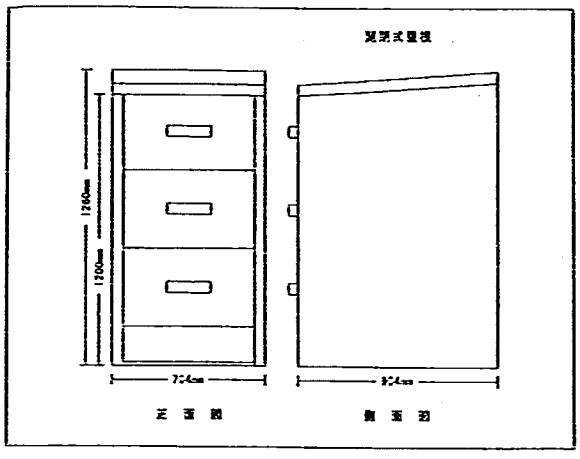
表－２　各原料の分析結果

	T－C(%)	T－N(%)	C／N	含水率(%)
消化脱水汚泥	30.77	4.92	6.25	80.5
乾燥汚泥	25.05	3.22	7.78	9.8
コンポスト汚泥(一次発酵)	30.79	4.96	6.21	25.9
コンポスト汚泥(完熟)	31.24	4.90	6.38	12.9
剪定枝葉粉砕物	44.38	1.04	42.67	22.7



図－２　剪定枝葉粉砕物の粒径組成

製造は図－３に示す発酵槽（温室内に設置）に約550ℓずつ混合物を入れ、適宜エアレーションを行いながら、必要に応じて切り返し（混合物を発酵槽から取り出して再度撹拌すること）を行って、約３ヵ月間発酵させた。混合物の水分調整としては、材料混合時、切り返し時に概ね含水比が60%となるようにした。製造期間中は発酵槽内（上段、中段）と温室内の温度測定を行った。



本発酵槽は、上部の扉と前面が上下にスライドする３枚の扉が設けられており、切り返し時など、内容物の出し入れに便利な構造となっている。合板製であるが周囲には厚さ３cmの断熱材をめぐらせてあり、その上、空気漏れがないように、気密性も十分高めてある。最下部には空間を設け、このなかに２本のビニールチューブが外側にあるポンプと接続されており、強制的に通気が可能である。

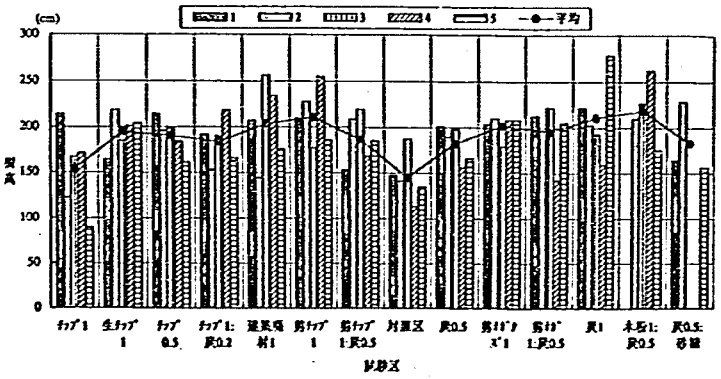
図－３　発酵槽（内容積576ℓ）

4．調査結果

4.1　植栽試験追跡調査

(1)　樹高

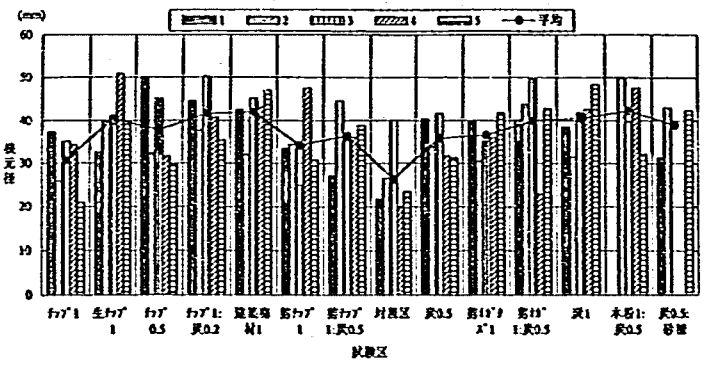
樹高の測定結果を図－４に示す。各試験区において多少のばらつきがみられるものの、樹高平均値での比較をすると試作堆肥を施用したすべての区で対照区の145cmよりも高い結果となっている。なかでも、建築廃材1区、剪ﾁｯﾌﾟ1区、剪ｵｶｸﾞｽﾞ1区、炭1区、木粉1:炭0.5区では、200cm以上となっている。



図－４　樹高の測定結果

(2) 根元径

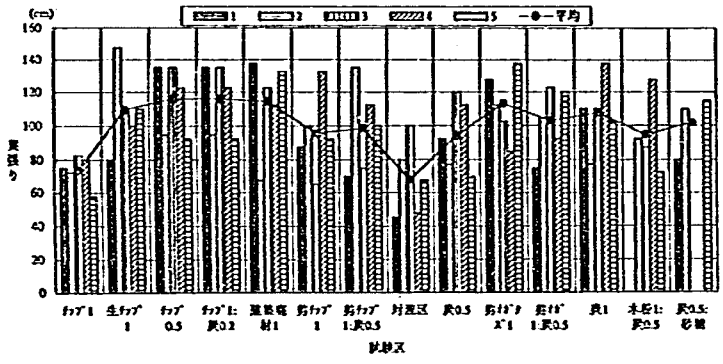
根元径の測定結果を図－５に示す。平均値で比較すると、対照区の26cmに対して、すべての堆肥混合区で30cm以上となっており、このなかでも生ﾁｯﾌﾟ1区、ﾁｯﾌﾟ1:炭0.2区、建築廃材1区、炭1区、木粉1:炭0.5区が40cm以上であった。



図－５ 根元径の測定結果

(3) 葉張り

葉張りの測定結果を図－６に示す。平均値で比較すると、対照区の68cmに対してすべての堆肥混合区でそれ以上となっており、なかでも生ﾁｯﾌﾟ1区、ﾁｯﾌﾟ0.5区、ﾁｯﾌﾟ1:炭0.2区、建築廃材1区、剪ｵｶﾞｸｽﾞ1区では110cm以上の値であった。



図－６ 葉張りの測定結果

(4) 活力度

活力度は、試験区が南端に設定されたﾁｯﾌﾟ1区において値が2.2と多少劣った以外はほとんどの試験区で２以下の値で良好な活力を示しており、試験区間の差はみられなかった。

(5) まとめ

樹木の成長量における総合した結果を表－７に示す。対照区との樹高、根元径、葉張りのすべての成

表－７ 樹木成長量に関する総合結果

試作堆肥の名称	試作堆肥の混合物組成		性状	取扱性	臭気	成長量有意差の有無		
	汚泥	混合物（木質物）				樹　高	根元径	葉張り
ﾁｯﾌﾟ1	1容	乾燥粉砕物1	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭			
生ﾁｯﾌﾟ1	1容	生粉砕物1	木質のみ目立つ	良	弱キノコ臭	○	◎	◎
ﾁｯﾌﾟ0.5	1容	乾燥粉砕物0.5	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭	○	○	◎
ﾁｯﾌﾟ1:炭0.2	1容	乾燥粉砕物1+炭0.2	水分少、木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭	○	◎	◎
建築廃材1	1容	建築廃材粉砕物1	3~5cmの塊が目立つ、やや水分多	やや不良	弱カビ臭	◎	◎	◎
剪ﾁｯﾌﾟ1	1容	落葉樹粉砕物1	1~2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭	◎		
剪ﾁｯﾌﾟ1:炭0.5	1容	落葉樹粉砕物1+炭0.5	サラサラしている、水分適度	極めて良	無臭	○		○
対照区						－	－	－
炭0.5	1容	炭0.5	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	無臭			
剪ｵｶﾞｸｽﾞ1	1容	常緑樹粉砕物1	2~3cmの塊が多い、やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭	◎	○	◎
剪ｵｶﾞ1:炭0.5	1容	常緑樹粉砕物1+炭0.5	2~3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭	○	◎	○
炭1	1容	炭1	炭＋汚泥	普通	無臭	◎	◎	◎
木粉1:炭0.5	1容	木粉1＋炭0.5	やや混った砂状	極めて良	弱カビ臭	◎	◎	
炭0.5:砂礫	1容	炭0.5＋砂礫	黒色（炭色）	普通	汚泥臭		○	○

注）・表中の容とは容積の略。

・成長量の有意差は対照区との比較であり、表中の◎は１％有意、○は５％有意である。

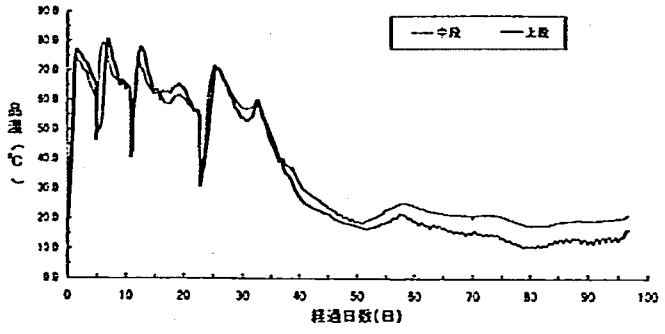
長量比較において、分散分析による対照区との有意差（５％以下）が認められた堆肥混合区は、生ﾁｯﾌﾟ1区、ﾁｯﾌﾟ0.5区、ﾁｯﾌﾟ1:炭0.2区、建築廃材1区、剪ｵｶﾞﾗｽ1区、剪ｵｶﾞ1:炭0.5区、炭1区であり、これらの堆肥が対照区の化成肥料よりも樹木成長に与える施用効果が高いと考えられる。なお、これら以外の試作堆肥区においても対照区よりも樹木成長が良好であり、施用効果が認められた。

また、堆肥には炭を混合したもの、糖類を混合したものも試作したが、植栽試験では明確な差がみられなかった。

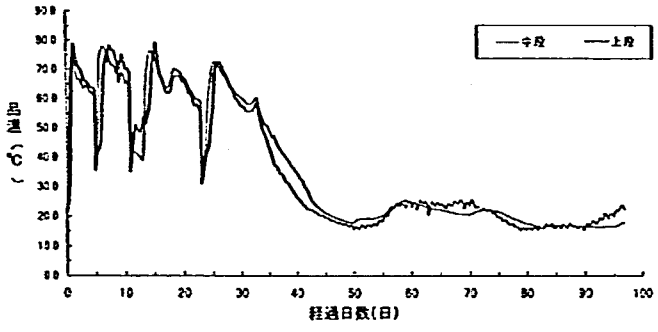
4.2 堆肥製造試験

(1) 製造期間中の温度変化

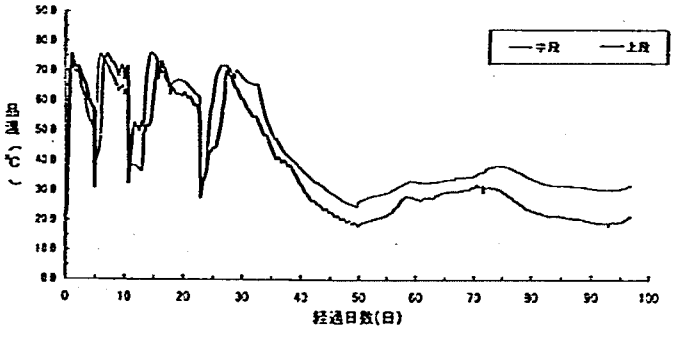
各試作堆肥の温度変化を図－７～10に示す。堆肥の温度は、堆肥の発酵状況の予測や腐熟度のおおよその判定の目安となる。また、下水汚泥等をコンポスト化する場合には、高い発酵温度によって病原菌を死滅させる目的もあるので、最高温度やその期間を把握する必要がある。



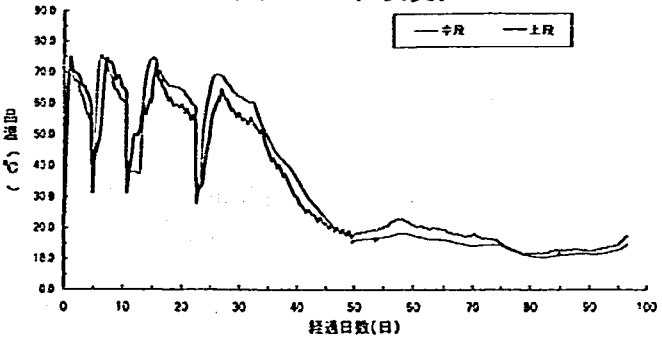
図－７　試作堆肥Ａの温度変化



図－８　試作堆肥Ｂの温度変化



図－９　試作堆肥Ｃの温度変化



図－10　試作堆肥Ｄの温度変化

各堆肥ともに、仕込み（材料を混合して水分調整をした後、発酵槽への詰め込み）から24時間以内に発熱発酵をはじめ、試作堆肥Ａ、Ｂでは75～80℃、試作堆肥Ｃ、Ｄでは70～75℃と高温に達した。最高温度に達した後、徐々に温度は低下し、３～４日後に60℃程度となった。本試験では約60℃を目安に切り返しを行った。切り返し後は再び温度は上昇した。堆肥温度は60℃以上の期間が25～30日間続いた後、急激に温度が低下し、20～30℃となった。

各堆肥とも温度上昇・下降の傾向が極めて類似しており、切り返し時期も同時となったが、詳細にみると試作堆肥Ａ・Ｂの方が試作堆肥Ｃ・Ｄよりも最高温度が若干高く、汚泥の種類（コンポスト化の有無）による発酵促進材としての効果の違いが現われたと考えられる。

(2) 試作堆肥の品質

試作堆肥の品質を表－８に示す。硝酸態窒素の含有量に著しい差がみられた。消化脱水汚泥と乾燥汚泥を混合した試作堆肥A、Bでは硝酸態窒素が高く、コンポスト汚泥を混合した試作堆肥C、Dでは低い値を示した。

表－８　試作堆肥の品質

分析項目	単位	堆肥A	堆肥B	堆肥C	堆肥D
水分（含水率）	%	69.0	61.9	69.0	66.2
pH（H_2O）		6.3	7.4	6.7	6.5
EC	mS／cm	2.68	2.18	2.00	1.70
T－C	%	35.52	33.80	39.20	40.69
T－N	%	3.25	2.41	2.85	2.83
C／N		10.94	14.03	13.76	14.39
強熱減量	%	79.3	69.8	81.9	80.3
CEC	cmol(+)kg^{-1}	91.95	78.29	88.63	89.57
NO_3^-－N	mg／100g	23.12	29.72	5.34	5.19
T－P_2O_5	%	2.86	1.79	2.84	2.70
T－K	%	1.22	1.01	1.45	1.25
T－Mg	%	0.36	0.39	0.33	0.33
T－Ca	%	2.25	6.62	2.14	1.90
重金属類					
T－Cr	ppm	24	25	27	21
T－Ni	ppm	14	19	16	16
T－Cu	ppm	144	139	123	158
T－Zn	ppm	910	435	1160	1030
T－As	ppm	3.25	1.49	3.67	2.52
T－Cd	ppm	1.2	1.1	0.7	0.6
T－Hg	ppm	0.52	0.48	0.58	0.33
T－Pb	ppm	16	31	19	17
幼植物試験		不良～良好（立枯病発生）	良好	極めて良好	不良～普通（葉がやや黄色）
性状		良好（木質分解）	良好（木質分解）	普通（木質分解遅れ）	普通（木質分解遅れ）
臭気		弱カビ臭（ほとんど無臭）	弱カビ臭（ほとんど無臭）	弱カビ臭（ほとんど無臭）	弱カビ臭（ほとんど無臭）
取り扱い性		良好	極めて良好	極めて良好	極めて良好

重金属類については、「特殊肥料の有害物質許容濃度基準」（農林水産省）、「金属等を含む産業廃棄物に係わる判定基準」（総理府）、「有機質肥料等推奨基準に係わる認証要領」（農林水産省）の規制値よりも低い値を示しており、特に問題はないと考えられる。

幼植物試験（コマツナ）においては、試作堆肥Aと対照区の一部で立枯病が発生し枯損がみられた。また、対照区で生育不良、試作堆肥Dで若干の生育障害がみられたが、その他では特に顕著な生育不良、障害はみられなかった。

試作堆肥の性状は、Aにおいて塊状の汚泥が残るため「極めて良好」とは言い難いが、特に問題となるものではなく、臭気（無臭にちかいカビ臭）、取り扱い性の点で良好であった。B、C、Dにおいては臭気、取り扱い性ともに極めて良好であった。木質部の分解は、試作堆肥A、Bで指で折るのに抵抗がないほどに進んでいるが、C、DではA、Bよりも硬く分解程度は多少低い。しかし、製造期間が３ヵ月という比較的短期間であったことを考慮すれば、どの堆肥も良好なものと思われる。

5．今後の課題

試作堆肥を用いた植栽試験により、植物への施用効果を確認する必要がある。また、堆肥の利用方法について、その利用対象地の把握を含めて検討していくことが今後の課題である。

２．超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査

主任研究員　末次　忠司
田中　義人

1.まえがき

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は限られた規模の降雨を対象にその整備が図られている。その規模は一般に５年から10年であり、これを越える規模の降雨(以下、超過降雨と呼ぶ)があった場合には地表に湛水が生じたり、予想以上の流量を下流に放出することになる。この湛水の発生状況には、下水道施設、排水先である都市河川の改修状況、道路の排水システム、宅地開発に伴う地形改変の方法が大きく影響を与えると考えられる。湛水による被害は最大水位が床下と床上では大きく異なるため、総被害額を軽減する立場からすると、一部の地域で水深の大きな湛水とするより、広い地域に浅い湛水とするのが有利である。すなわち、都市雨水排除システムは、計画規模以下の降雨を完全に排水する一方で、計画規模を越える降雨に対しては、これによる浸水を分散させ、総被害額を最小にするように機能することが望ましい。このようなことから、超過降雨により発生する都市域の浸水被害を最小限にとどめるために有効な対策を明らかにし、都市の特性に応じて様々な対策を選択し適用する必要がある。

2.調査の概要

初年度にあたる６年度では、超過降雨を考慮した雨水排除システム(超過降雨対応型システム)の考え方を整理するとともに、既往の雨水対策を超過降雨対応型システムに適用可能かどうかについて検討し、いくつかの事例を収集した。また、路面の排水システムを超過降雨対応型にして路面貯留を行った場合の治水効果を算定した。さらに、既存の下水道施設の超過降雨時の応答特性を検討するための水理模型を製作した。

平成７年度は、逆流防止施設の機能を数値解析によって確認するとともに、下水道模型による圧力流れ時の挙動について考察した。

3.逆流防止施設の機能検討

下水道において計画規模以上の降雨が発生した場合、下水管路を流れる水が取付管を通ったり、マンホールから吹き上げて地上に逆流してくることがある。合流式下水道では雨水と汚水は同じ管を共有するため、この下水管から逆流してくる水は汚水であり、これによる被害は雨水が湛水した場合よりも大きくなる。

雨水マスにおいて地上側の圧力よりも下水管側の圧力が大きくなった時に相互の水の疎通を遮断する逆流防止施設を考える(図 1)。この構造物が下水管路網に組み込まれた時に、どのような効果があるのかを数値計算によって検証する。

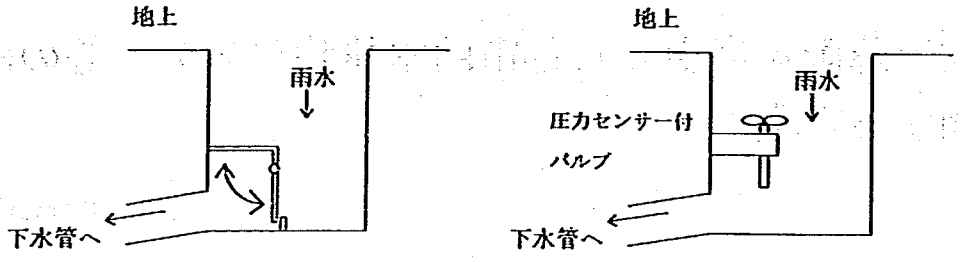


図 1 逆流防止施設の例

3.1.モデル改造

既存のPWRIモデルに逆流防止施設を組み込む。想定している施設は特定のものではなく、雨水が地上から下水管へ一方通行に流れるという条件のみを想定した。ただし、下水管内の水圧が施設の高さ以上の時には地上からの流入は起こらないものとした。

また、汚水が逆流してきたことによる湛水か、雨水が下水管に流入できなくて湛水したのかを区別するために、地上に湛水している水がどのようにして溜まったのかを判別する仕組みをモデルに組み込んだ。

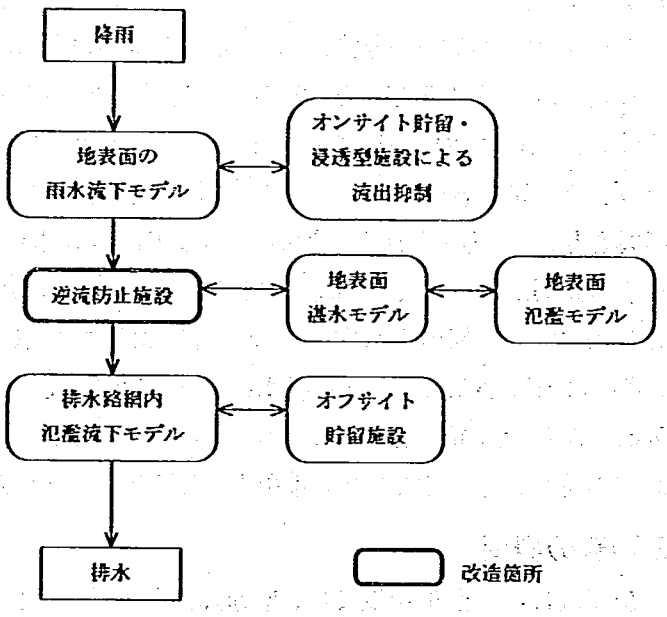


図 2 既存モデルの改造

3.2.計算対象流域

表 1、図 3のような仮想流域を作成して計算を行った。

表 1 仮想流域作成

排除方式	合流式
流域面積	160ha
管渠本数	371 本
市街地面積	100% (流出係数は 0.8)
管渠設計対象降雨	東京都の 1/5 降雨強度式 (合理式)
管渠形状	円管
管勾配	1.0 ‰ ～ 3.0 ‰

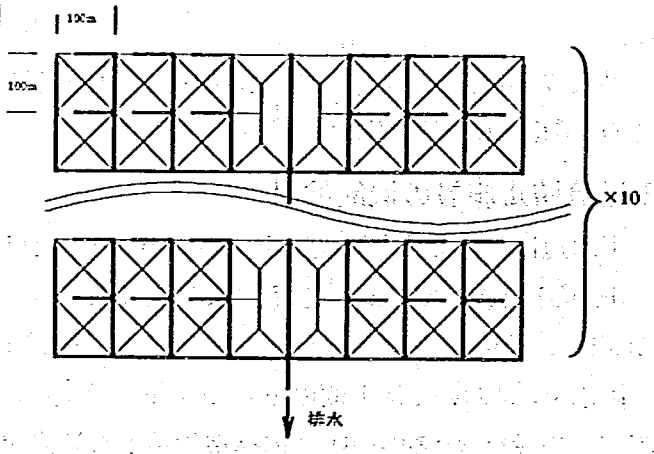


図 3 計算仮想流域

3.3.計算結果

表 2に示すようなケースにおいて計算を行った。

表 2 計算ケース（管渠条件）

ケースNo.	条件
1	逆流防止対策なし
2	ケース1の計算結果において浸水(あるいは下水管から逆流)した箇所について部分的に、逆流防止の対策をする。
3	すべての箇所について、逆流防止の対策をする。

計算結果の地表面湛水量(図 4)を見てわかるとおり、逆流防止施設を多く設置するほど流域全体の湛水量が増加している。これは、施設のない状態では地盤の低いところにおいて発生していた下水道からの逆流が無くなったことによる湛水は減少したが、地上から下水道に流入できずに湛水する雨水の量がそれを上回っていたと考えられる。

流域全体の湛水量は増加したが、図 5に示すように、増えているのは10cm未満の比較的浅い湛水であり、施設設置前の1m以上の湛水はなくなっている。浸水被害額は床下浸水は床上浸水に比べて小さく、水深が床上(約 45cm 以上)になると急激に増加し始める。施設設置後は 1cm～10cm の浸水が設置前に比べて広範囲に発生しているが、1m以上の浸水(床上浸水)による被害額よりも小さければ浸水分散化による被害額低減効果があるといえる。

汚水の逆流はケース1の約60カ所からケース2において数ヶ所(ケース3においては当然0カ所)に減っており、これらの場合の湛水は大部分が雨水そのものであると考えてよい。このことも被害額の低減に効果があるものと期待できる。

被害額の算定は、既存の算定方式においては床下浸水の水深の違いや水質の違いは考慮されていない。施設の最適な設置場所、設置数も併せて詳細な検討をするためにはこれらを正確に把握することが必要となってくる。

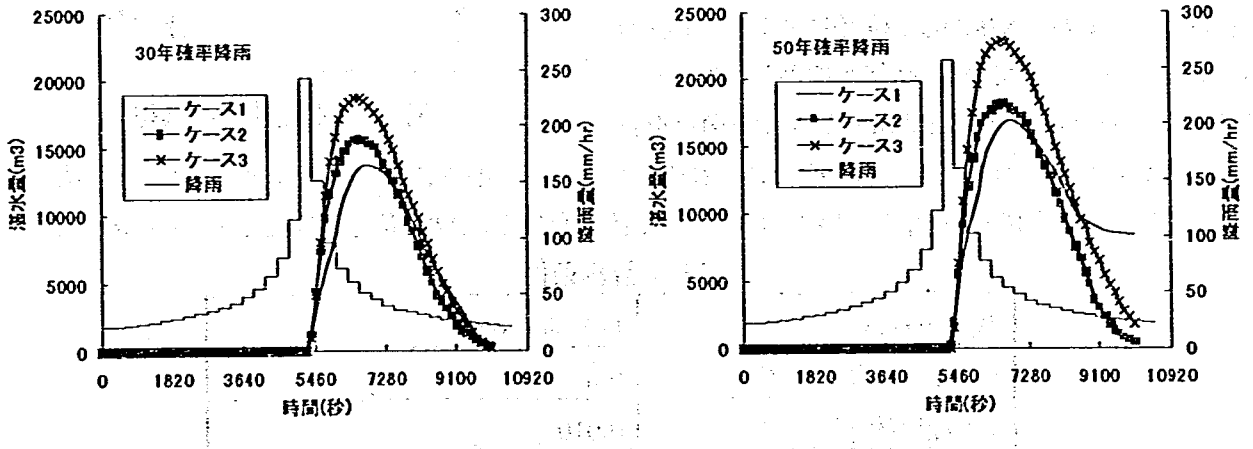


図 4 地表面湛水量の時系列変化

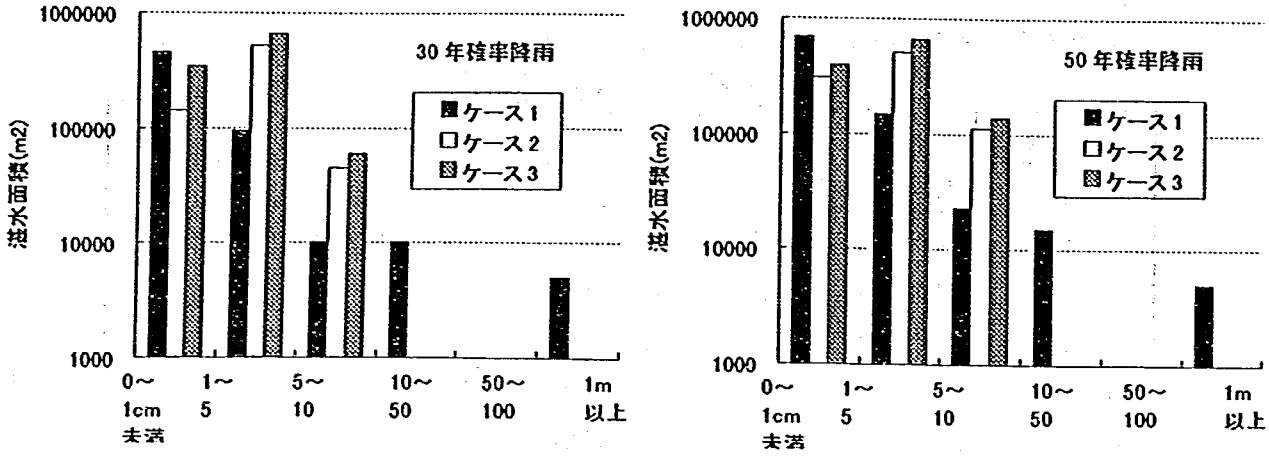


図 5 湛水深別に見た湛水面積

4.模型実験

PWRIモデルの検証は、現在までに西宮市、東京都の下水道排水区において行ってきたが、モデル検証に使用できるデータは必ずしも豊富であるとはいえない。下流境界条件、管路緒元データ、降雨データなどは比較的入手し易いが、管路やマンホールにおける流量、水位は自ら計測機器を設置しない限りデータが記録されていることは期待できない。また、モデルの検証を行うことを考えると、数十 ha の広範囲の流域において計測機器を設置し、降雨を待つよりも自由に条件設定のできる模型実験の方が都合がよい。

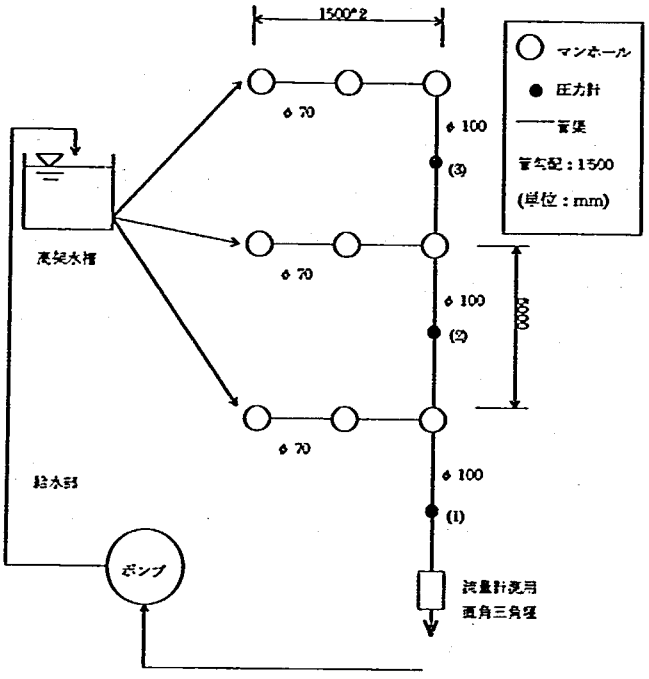


図 6 下水道排水区模型

下水道排水区模型は図 6に示すとおりである。模型の給水部は高架水槽から水位差によって最上流のマンホールへ接続している。高架水槽からは3本の管が分流しているが、現在のPWRIモデルでは分流を表現できないので、3 つの高架水槽からそれぞれのマンホールに独立に給水する設定で計算を行った。管内圧力の計測を直径 10cm の幹線管路上の3カ所で、流量を最下流端で直角三角堰を使用し計測した。

表 3 計算条件

基礎方程式	Diffusion Wave
マンホール損失係数	0.3
管路粗度係数	0.010

図 7～図 9に結果(下流端流量及び各地点での水位)を示す。下流端流出量はいずれのケースも、模型実験で観測された流量よりも計算の方が早く立ち上がっていることがわかる。また、実験結果は流入停止の影響が下流端の流量に現れるまでに遅れがあるのに対して、計算結果は流入を停止した直後から流量が減少

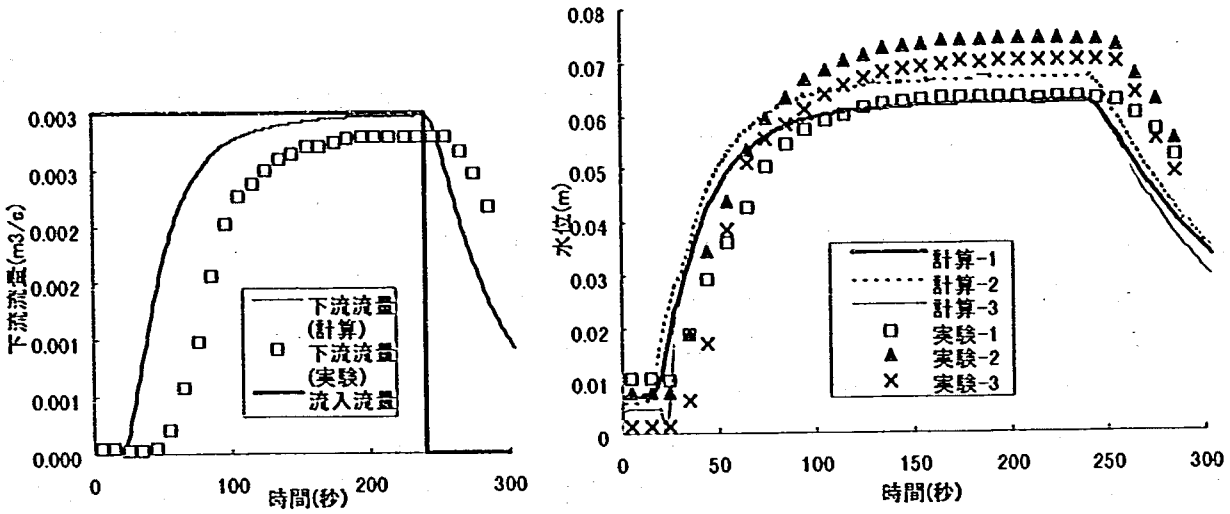


図 7 実験結果(開水路状態)

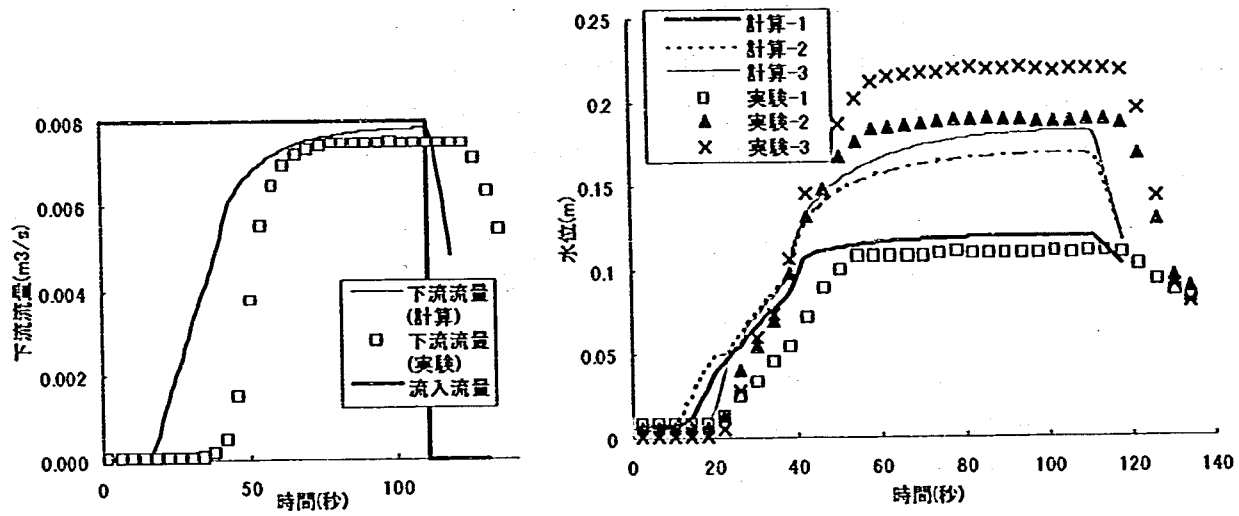


図 8 実験結果(圧力状態)

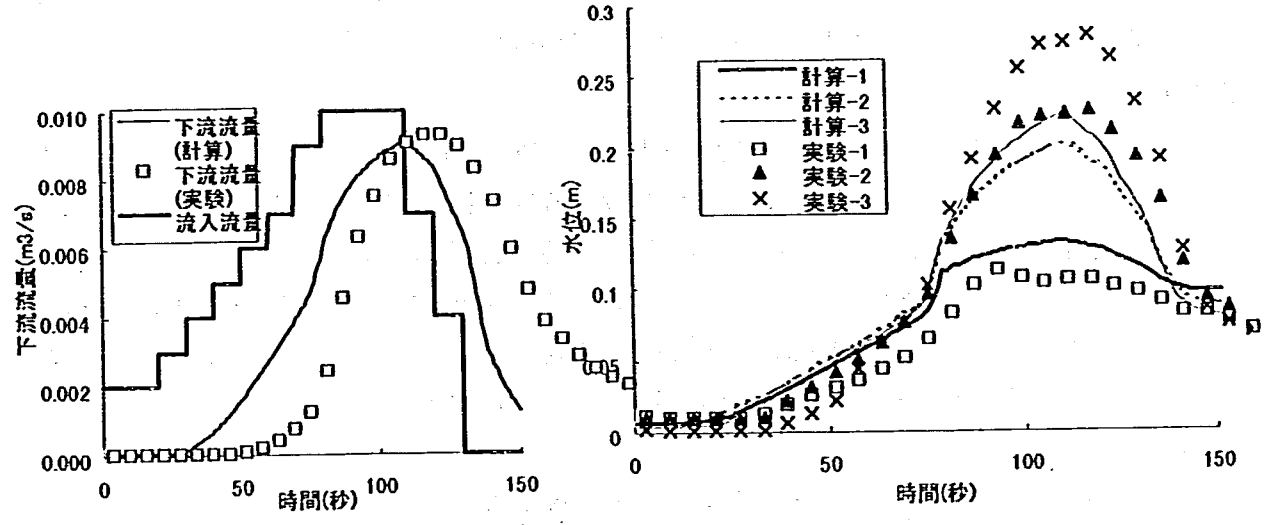


図 9 実験結果(非定常ハイドロ)

し始めている。

図 7は管内の流れが開水路状態になるように矩形のハイドロを流入させた場合である。このとき、ほぼ定常に達した時点で数 mm の水位差があるが、おおむね全体的な傾向は一致している。また実験結果では、水位でも流量と同じように下がり始めるまでに遅れが見られたが、計算結果は流入停止直後から下がり始めた。

図 8は矩形の流入ハイドロで、管内が圧力状態になるようにしたケースである。急な大流量の流入によって計算、実験共に、水位上昇期に不安定な流れになっている。また、計算と実験で、ほぼ定常状態になったと思われる時点において最下流の地点 1 ではほぼ実験結果と一致しているが、最上流の地点 3 では最大 5cm 近い差がある。図 9も管内が圧力状態になるように流入を与えた場合である。このケースでも圧力流れになった時には最上流地点では水位の計算結果がかなり違っていることがわかる。

圧力流れ時の水位の差異の原因としては、マンホール(合流点含む)における損失水頭を流域全体で一定値で与えて各管全体に配分して計算していることなどが考えられる。検証計算をするときには各地点での損失を個別に評価することが必要になる。

PWRI モデルには加速度項と慣性項を省略しない Dynamic Wave 式で計算できるサブルーチンが組み込まれているが、今回は計算の安定性の問題で使用しなかった。下記の Dynamic Wave 式において、図 9の 80 から 120 秒までを例に各項のオーダーの見積もりを行ったところ、以下のようになった。なお、摩擦項における $\left(\frac{k}{2gL}\right)\frac{Q^2}{A^2}$ はマンホール損失を管全体に配分するための項である。

$$\frac{1}{g}\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{g}\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial x} = S_0 - \left(\frac{n^2}{R^{4/3}} + \frac{k}{2gL}\right)\frac{Q^2}{A^2}$$

加速度項　慣性項　水面勾配項　摩擦項

加速度項	0.0029
慣性項	0.0028
水面勾配項	0.0070
摩擦項	0.041

Diffusion Wave 式で考慮しているのは、このうちの水面勾配項と摩擦項のみである。加速度項、慣性項は摩擦項に比べて 1 割以下であり、省略して計算することに問題はないものと考えられる。

5.まとめ

逆流防止施設は、地上に汚水が逆流することを防ぐという効果を上げながら、湛水量そのものは増加させてしまった。施設を設置することが経済的に有効であるかどうかを評価するためには、水質による浸水の被害額の違いや、床下浸水の水深による被害額の違いを評価しなければならない。

PWRI モデルはある程度大きな流域において使用するのに都合のよいモデルで、局所的な流れの再現性よりも計算の簡便性に重点を置いている。今後、超過降雨対応型システムの検討を行うにあたって、基礎方程式の変更や、合流点での損失の評価などを検討しなければならない。

参考文献

建設省土木研究所 都市域の流出・氾濫モデルについて 1993.3.

３．中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査

施工研究室　室　　長　塚田　幸広
研　究　員　市村　靖光
　　森　　芳徳

１．　まえがき

中小規模の下水管路の埋設工事は、開削施工で行われる事例が多いが、場合によっては作業効率の低下や施工不良を招き、その結果として供用後の路面沈下や不明水の流入が生じることがある。また、比較的掘削深さの浅い現場では、危険に対する認識の薄さから作業手順が不徹底となり、土砂崩壊を生じることもあり、時として人身事故も発生している。このため、より一層の施工の合理化・安全化に対するニーズが高まっている。これまでのﾋｱﾘﾝｸﾞ調査や実現場を撮影したﾋﾞﾃﾞｵ撮影に基づくIE手法による解析結果では、特に土留め工と埋戻し工について重点的に改善方策を策定する必要があり、土留め工の改善方策としては、掘削溝内に入らずに土留め設置可能な可動式支保工を用いた施工法（5S工法:Safety & Speedy Sheetpile Supporting System）の検討及び試験施工を行ってきた。埋戻し工については、掘削溝内に入らずに締固め作業が行える方法や厚層まき出しでも十分に締固められる方法の検討、また矢板引抜き部の緩みを防止できる締固め方法の検討を行ってきた。７年度は、土留め工に関しては実現場において可動式支保工を用いた土留め施工を行い、従来工法に対する改善効果の確認と改良項目の検討を行った。また、埋戻し工に関しては狭隘な掘削溝内で安全または効率よく締固め作業が可能と考えられる締固め機械４機種と従来使用されているﾀﾝﾊﾟｰを用いた試験施工を行い、各機種の締固め能力や作業性の調査を行った。

２．可動式支保工の現場施工

２．１　施工条件

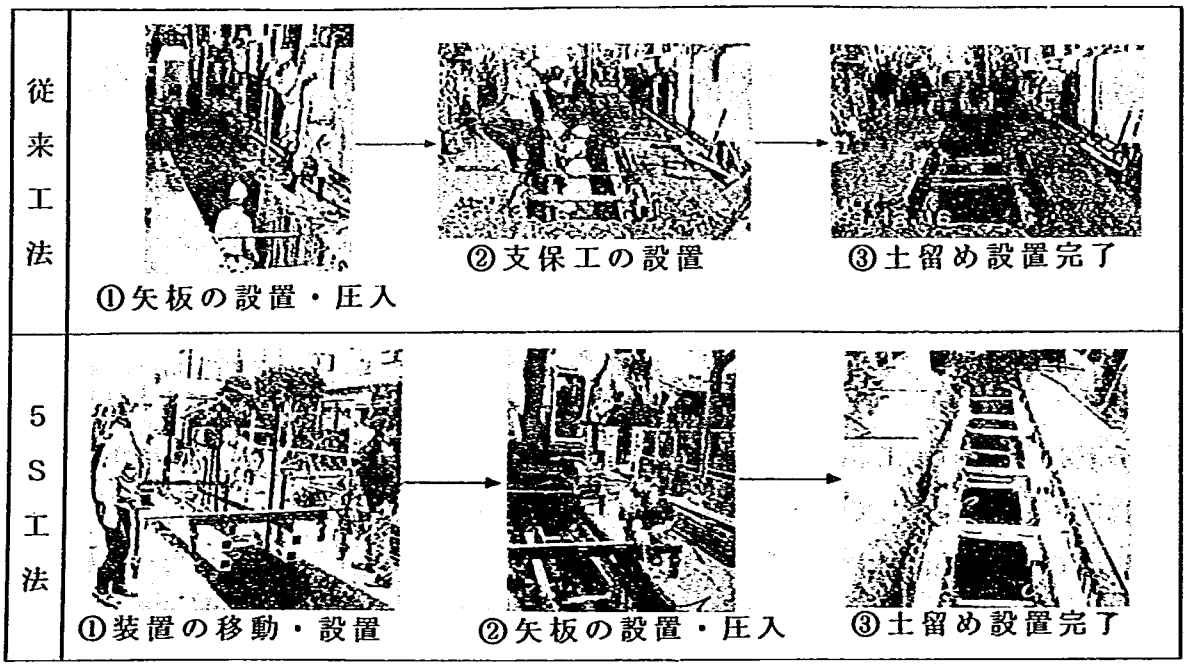
表－１に従来工法と可動式支保工を用いた施工法（以下５Ｓ工法と称す）の施工条件を示す。両工法を対等に比較するため、従来工法は、これまでに現場で実施した中で、５Ｓ工法の施工条件に近い施工データを採用した。

表－1　施工条件

現場名	A現場	B現場
土留め方法	従来工法	５Ｓ工法
掘削寸法	B1.3m×L4.0m×H2.2m	B1.0m×L4.0m×H2.5m
使用支保	水圧式切梁・腹起しによる2段	水圧式切梁・腹起しによる2段
使用矢板	軽量鋼矢板Ⅰ型(H2.5m)18枚	軽量鋼矢板Ⅰ型(H3m)18枚
作業員数	現場監督１名、作業員４名	現場監督１名、作業員３名
使用機械	ﾊﾞｯｸﾎｳ１台、ﾄﾗｯｸ２台	ﾊﾞｯｸﾎｳ１台、ﾄﾗｯｸ２台
補助工法	釜場を設けﾎﾟﾝﾌﾟによる排水	ｳｪﾙﾎﾟｲﾝﾄ工を実施

２．２　施工方法

写真－１に従来工法と５Ｓ工法の作業手順を示す。従来工法の現場では、作業員が矢板の設置・圧入作業と切梁・腹起しの設置作業時に掘削溝内に入って作業を行っている。５Ｓ工法では、掘削溝内に全く入らずに作業を行える。



写真－１　両工法の作業手順

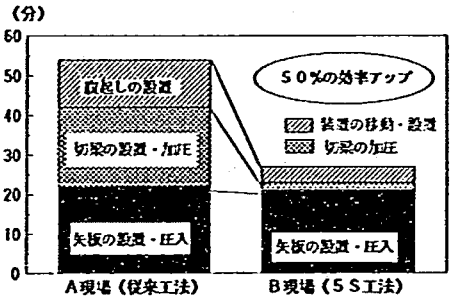
２．３　従来工法に対する改善効果

（１）安全性

写真－１の作業状況からも確認できるように、従来工法は矢板設置時に作業員１名が15分間、支保工設置時には２名が19分間掘削溝内に入って作業を行っていた。これに対し、５Ｓ工法は終始作業員が溝内に入らずに作業が行えており、土砂崩壊による人身災害の防止に大きく寄与できるものと考えられる。

（２）施工性

図－１に各現場の４ｍ当たりの土留め工の作業時間を示す。矢板の設置・圧入作業は、あまり差がみられないが、土留め工全体では、Ｂ現場（５Ｓ工法）がＡ現場（従来工法）の５割程度の作業時間で行うことができた。効率アップの主な要因としては、以下の項目が考えられる。



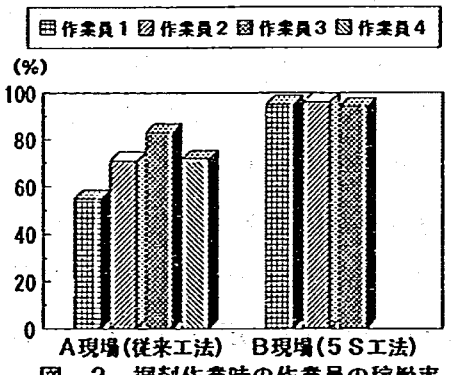
図－１　土留め工作業時間（４ｍ当り）

①溝掘削中に支保工の装置へのセットが行えた。

②水圧ﾎﾟﾝﾌﾟを使用し、２段支保を同時に設置できた。

③作業手順が明確なため、待ち時間等が減少した。

図－２に各現場の掘削作業時における普通作業員の稼働率を示す。Ｂ現場（５Ｓ工法）では、各作業員ともに９５％前後の稼働率であるのに対し、Ａ現場（従来工法）では各作業員によって稼働率にバラツキが見られ、平均稼働率も７０％と低い。この主な要因としては、以下の項目が考えられる。



図－２　掘削作業時の作業員の稼働率

①５Ｓ工法の場合、掘削作業中に切梁・腹起しの装置への設置等、次

の作業工程の準備が行えた。

②A現場は、土留め工の作業形態上、作業員を４名確保する必要があったが、B現場の土留め工は、作業員３名で行えるため、掘削工においても３名体制で行えた。

２．４　可動式支保工の改良項目

今回の現場施工の結果、実用化に向けてより安全性・施工性を向上させるために装置の詳細部の改良が必要であることが確認できた。改良項目とその改善案を表－２に示す。

表－２　可動式支保工の改良項目

改　良　項　目	改　　善　　案
・掘削幅への対応	中央部だけでなく、両端部においてもｽﾗｲﾄﾞ可能とする。
・支保工の吊下ろし	ｷﾞｱﾎﾞｯｸｽ等を設置し、支保工吊り材のｽﾗｲﾄﾞを１人で行えるようにする。
・水圧ポンプ	現状では２台(１段支保)または４台(２段支保)用いてるが、１台で切梁を同時に加圧できるようにする。
・矢　板	作業員が手軽に運搬できる程度に軽量化を行うか、設置枚数を少なくするため幅広にする。

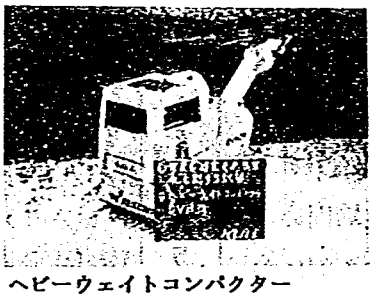
３．埋戻し・締固めの試験施工

３．１　締固め機械

試験施工には、写真－２に示す５種類の締固め機械を用いた。



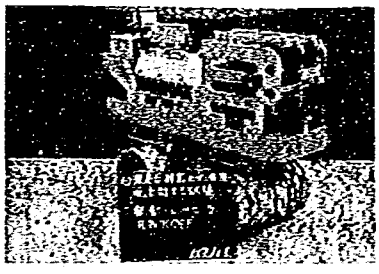
1）タンパー
従来型のタンパー



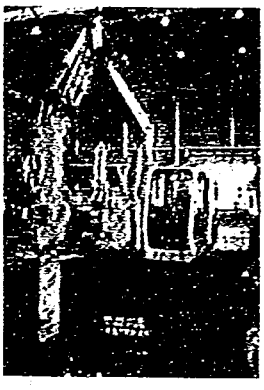
2）ヘビーウェイトコンパクター
従来型のコンパクターに比べ重量があり、締固め能力が大きい。
前後進レバー付きのため、作業性も良い。



3）アタッチメント式油圧コンパクター
バックホウ用アタッチメントでバケットに替えてコンパクターアタッチメントを装着させる。



4）振動トレンチローラ
赤外線遠隔操作により、掘削溝内に作業員が入らずに作業が行える。

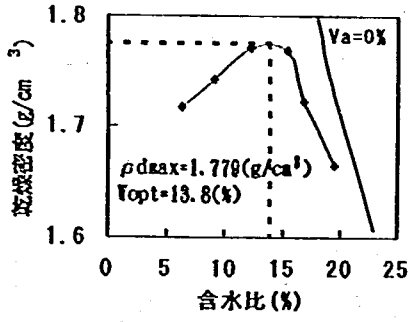


5）狭隘部締固め機械
水平板と垂直板を装着したアタッチメントをバックホウのバケット部に替えて取付ける。

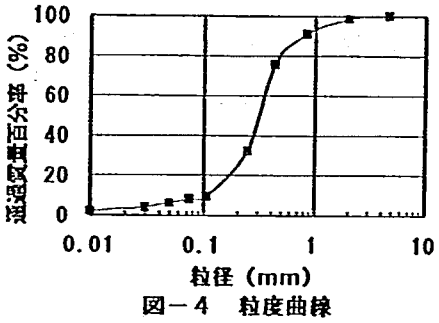
写真－２　試験に用いた締固め機械

3．2　試験地盤

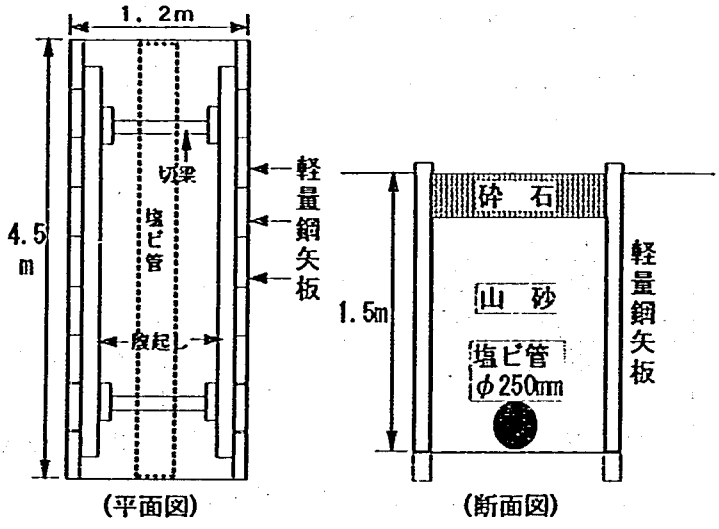
締固めに用いた試料は、図－3、図－4に示す物性であり、試験時の含水比は11～13%と最適含水比より若干乾燥側の状態であった。試験地盤は、実現場を想定し図－5に示すように支保工・矢板等の土留めと埋設管(塩ビ管)を設置した。



図－3　締固め曲線



図－4　粒度曲線



図－5　試験地盤

3．3　試験条件

各ケースの試験条件を表－3に示す。まき出し厚及び転圧時間・回数は、事前に行った予備試験の結果を考慮して設定した。締固めた地盤の評価には、土研式貫入試験機を用いた。貫入試験は、山砂地盤締固め後及び砕石締固め後に行い、最終的に矢板引抜き部においても行った。貫入抵抗Nd値は、道路の埋戻し・締固めの管理基準であるNd=16以上を目標に設定した。

表－2　試験条件

ケース	締固め機械名	まき出し厚	転圧時間・回数
1	従来型タンパ	30cm×5層	2回
2	ﾍﾋﾞｰｳｪｲﾄｺﾝﾊﾟｸﾀｰ	30cm×5層	16回
3	ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式油圧ｺﾝﾊﾟｸﾀｰ	70,50,30cm	1分/ｹ所
4	振動ﾄﾚﾝﾁﾛｰﾗ	30cm×5層	16回
5	狭隘部締固め機械	70,50,30cm	1分/ｹ所

*表層部は、砕石を用いた埋戻し・締固め。

3．4　試験施工結果

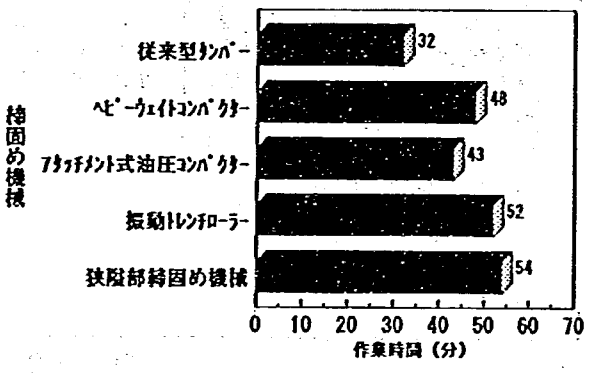
(1) 作業時間

各ｹｰｽの締固め作業時間を図－6に示す。ﾀﾝﾊﾟｰが32分と最も短く、次いでｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式油圧ｺﾝﾊﾟｸﾀｰであった。これは、

①ﾀﾝﾊﾟｰは、小型ながら地表面はよく締固まり、ﾊﾝﾄﾞﾘﾝｸﾞしやすいため、連続的に作業が行えた。

②ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式油圧ｺﾝﾊﾟｸﾀｰは、締固め層数が3層と厚層まき出しで行えた。

ためと考えられる。



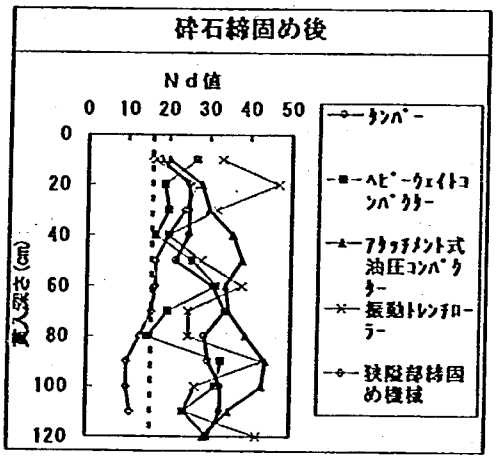
図－6　各ケースの作業時間

（2）貫入抵抗

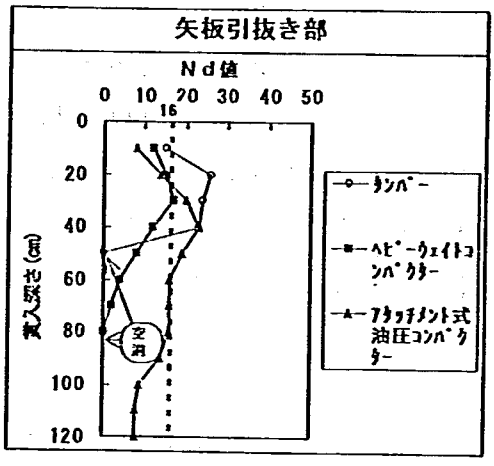
図－7に全ケースの砕石締固め後の土研式貫入試験結果を示す。各ケースとも概ね下層部まで目標値(Nd=16)を満足しており、実現場においても表－3に示したまき出し厚と転圧時間・回数で締固めを行えば、同様の締固め効果が得られると考えられる。

図－8にタンパー、ヘビーウェイトコンパクター、アタッチメント式油圧コンパクターのケースの矢板引抜き部の貫入試験結果を示す。タンパーとヘビーウェイトコンパクターは中層部以下で空洞が生じているが、アタッチメント式油圧コンパクターは下層部まで空洞が生じていない。タンパー等の機種における矢板引抜き部の空洞化は、上層部まで埋戻し・締固めを行った後に矢板を引抜き最終的な締固めを行うため、中層部以下に締固め効果が伝わらないため生じると考えられる。このため、矢板を徐々に引抜きながら埋戻し・締固めを行うか流動化処理土を注入するなどの作業形態の改善を行う必要があると考えられる。

アタッチメント式油圧コンパクターは、一定の拘束力(バックホウの自重)を転圧面に与えつつ高周波振動によって土粒子間の摩擦を軽減させて締固めるため、深層部まで有効なエネルギー伝搬が行え厚層締固めが可能であり、矢板引抜き部の緩みも解消できると考えられる。また、交通解放後の路面沈下の抑制にも比較的有効に作用するものと考えられる。



図－7　砕石締固め後の貫入抵抗



図－8　矢板引き抜き部の貫入抵抗

（3）作業特性

各締固め機械の作業特性を表－4に示す。

表－4　各締固め機械の作業特性

項目 / 機械名	安全性			施工性			苦渋性
	溝内での作業	機械と作業員との接触	転倒	まき出し厚	作業時間	転圧面	
従来型タンパー	作業員が溝内に入って行う。	作業員が誤って足を打撃する可能性がある。	重心が高いため転倒する恐れがある。	30cm	連続的に作業を行える	多少凹凸が残る。	作業員に振動が直接伝わる。
ヘビーウェイトコンパクター	作業員が溝内に入って行う。	ハンドル操作のため事故の可能性は低い。	重量が重いため方向修正が不可能となる。	30cm	前後進可能でスムーズに行える。	転圧面が大きいため平らに仕上がる	重量が重いため操作不能になる場合がある。
アタッチメント式油圧コンパクター	溝内に入らずに行える。	バックホウでの操作のため接触しない。	バックホウに装着してあるため転倒しない。	90cm	点的な特習めのため移動に時間を要する。	凹凸が多く仕上げ転圧には不向き。	オペレーターにまで振動が伝わる。
振動トレンチローラー	作業員が溝内に入って行う。	リモコン操作のため接触せずに行える。	重心が高いため転倒する恐れがある。	30cm	方向変換自在で溝内でもスムーズに行える	多少凹凸が残る。	硬い場合、人力で修正できない。
狭隘部締固め機械	溝内に入らずに行える。	バックホウでの操作のため接触しない。	バックホウに装着してあるため転倒しない。	60cm	移動や垂直板の取外しに時間を要する。	垂直板の引抜き跡が緩みとして残る	垂直板があるため操作が難しい。

4．まとめ

中小規模の下水管路工事における施工改善に関して、安全性の向上を主眼とした改善方策に基づき、土留め工については掘削溝内に入らずに土留めを設置する方法（５Ｓ工法）の現場施工、埋戻し工については各種の締固め機械を用いた試験施工を行った。その結果、以下の事項が確認できた。

（1）土留め工

①５Ｓ工法が実現場においても十分に適用可能であり、安全性だけでなく作業効率・稼働率の向上も図れる。

②実用化に向けては詳細部の改良を行う必要がある。

③矢板の設置・圧入作業は、従来と作業形態が変わらず土留め工全体の８割程度の作業時間を占めている。また作業員がﾊﾞｯｸﾎｳのﾊﾞｹｯﾄ直下での作業となるため、接触事故の可能性もあり改善する必要がある。

（2）埋戻し工

①ﾀﾝﾊﾟｰ、ﾍﾋﾞｰｳｪｲﾄｺﾝﾊﾟｸﾀｰ、振動ﾄﾚﾝﾁｬｰﾗｰは、今回の試験と同様の施工条件であれば、溝中央部は十分締固めが行えるが、矢板引抜き部は中層部以下で空洞が残ってしまう。

②ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄ式油圧ｺﾝﾊﾟｸﾀｰは、90cm程度の厚層まき出しにしても下層部まで十分に締固めが行え、矢板引抜き部の空洞も解消できる。但し、振動・騒音が大きく市街地で使用する場合には検討する必要がある。

③狭隘部締固め機械は、共同溝側部の狭隘ヶ所を厚層まき出しで締固めるために開発された機種であるが、垂直板を装着すると作業性が悪く、また垂直板引抜き部が緩みとして残るため、当該工事に適用するためには改良を行う必要がある。

5．今後の課題

５Ｓ工法を実現場で採用し、その適用性及び装置の改良項目が確認できた。今後は、

①作業性の向上を目的とした装置の改良。

②改良した装置を用いて改善効果をシミュレーション及び試験施工により確認。

③中小規模の開削工法の安全な施工及び施工方法の提案。

④従来工法やその他の工法を含めた安全施工マニュアルの作成。

を行う予定である。

埋戻し・締固めにおいては、各機種の特性から各々の適用範囲を明確にし、実現場での施工性・安全性の評価を行う必要があり、今後検討していく予定である。

４．下水道管渠の変形防止に関する調査

土質研究室　室　　長　三木　博史
研　究　員　森　　範行

１．まえがき

地盤の軟弱な箇所などに下水道管渠を敷設した場合、管とﾏﾝﾎｰﾙなどの構造物との間には、その沈下挙動の違いから相対的な沈下差（不同沈下）が生じやすい。その際、管には管軸方向の曲げが作用し、管体あるいは管と構造物との接合部などに損傷を引き起こすことがある。そこで軟弱地盤など不同沈下の生じやすい箇所に管渠を敷設する場合の、管路の損傷を防止する工法の開発が必要である。

そこで７年度は、ﾏﾝﾎｰﾙに接続された管渠が不同沈下の影響を受けた場合の変形挙動を把握するため、地盤沈下発生装置を用いた模型実験を行った。またﾏﾝﾎｰﾙなどの構造物に接続された管渠およびその接合部の損傷を防止するための対策工法として、ﾏﾝﾎｰﾙと埋設管との接続部を流動化処理土で補強する工法と、ﾏﾝﾎｰﾙ壁面に直接、可撓性継手を設ける工法をとりあげ、それらの有効性を実験により調査した。

また塩ビ管などの可撓性管の埋戻しに流動化処理土を用いた場合、通常の土砂を埋戻しに用いた場合とは管の変形挙動が異なると考えられる。そこで流動化処理土で管周囲を埋戻した可撓性管に対する載荷実験を行い、その際の管の変形挙動を調査した。

２．ﾏﾝﾎｰﾙ際管路の不同沈下実験

2.1　実験方法

実験装置および実験模型の概容を図-1に示す。地盤沈下発生装置は、高さ2.6m×奥行1.0mの２次元土槽と、油圧ジャッキに支えられた沈下板（最大ストローク30cm）から構成される。図-1に示すﾏﾝﾎｰﾙ（０号）は固定板上に設置した。

実験ｹｰｽを表-1に示す。ﾏﾝﾎｰﾙと短管（φ200mm、有効長500mm、硬質塩化ビニルＶＵ管）との接続は、ｹｰｽ１および２についてはﾏﾝﾎｰﾙ接合用モルタルを用い、ｹｰｽ３については図-2に示す可撓性継手を用いた。また短管と定尺管（φ200mm、有効長4000mm、硬質塩化ビニルＶＵ管）との接続は、どのｹｰｽについても図-3に示すゴム輪接合による。

図-1に示した砂質土の部分の埋戻しにあたっては、１層の仕上がり厚が25cmとなるよう砂をまき出し、木だこにて転圧した。この際、コアカッターを用いて試料をサンプリングし締固め度を測定したところ、平均90%であった。なお実験に用いた砂質土の物性を表-2に示す。またｹｰｽ２では、ﾏﾝﾎｰﾙ短管部に流動化処理土を打設し、２日間気中で養生したのち砂で埋戻して実験に供した。打設した処理土の物性を表－１に示す。模型作製後、図-1に示す部分の沈下板を一定速度（50mm／hr）で最大30cmまで沈下させた。管頂部には目盛り付きのピアノ線を取り付け、管の沈下量を測定した。また管体には歪ゲージ、変位計が取り付け、管の変形（歪，たわみ）を測定した。

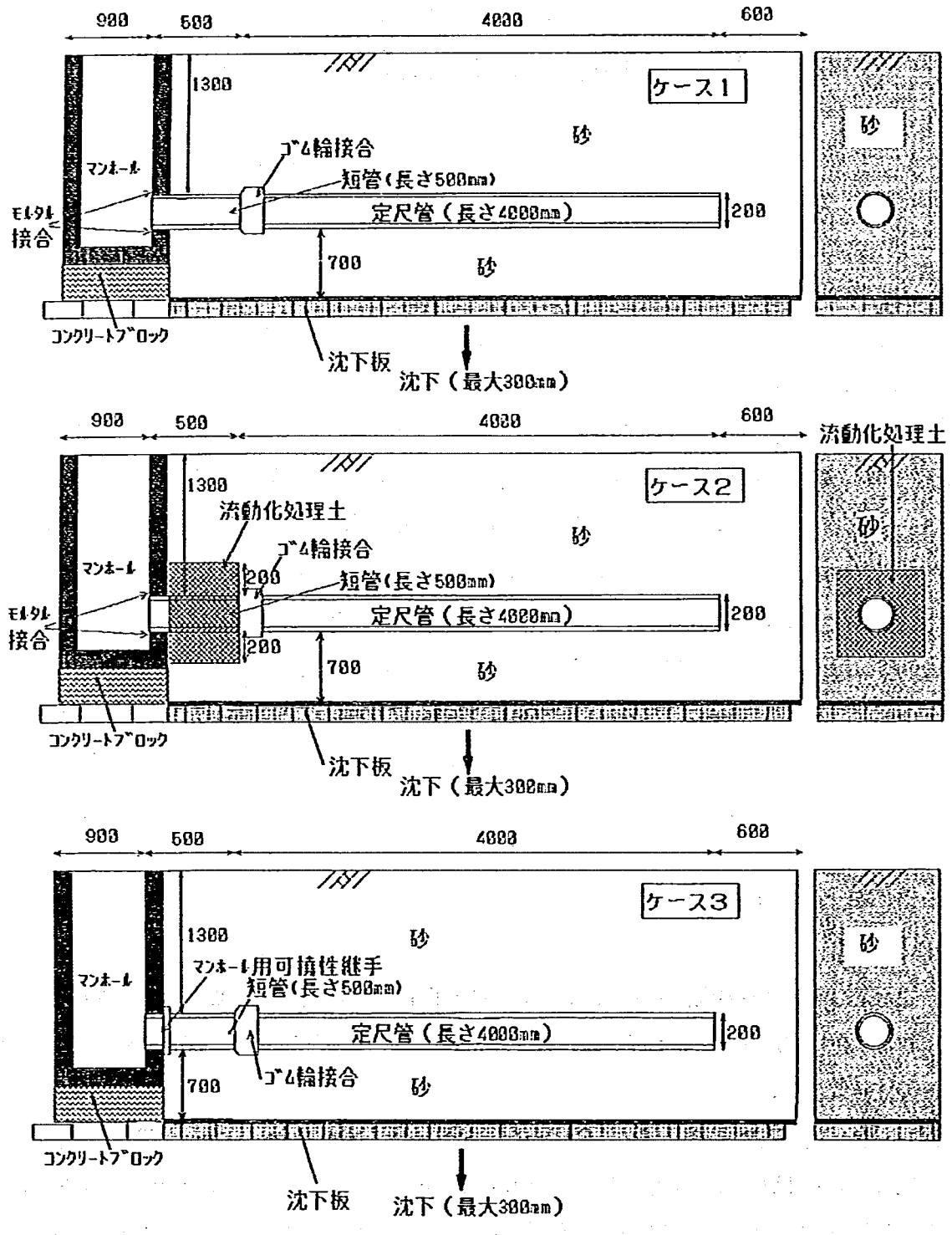


図-1　実験装置の概容

表-1　実験ケース

ケース	短管とマンホールの接合	定尺管と短管の接合	流動化処理土による補強
ケース1	接合用モルタルによる剛接	ゴム輪接合	なし
ケース2			あり
ケース3	可撓性継手よる接合		なし

表-2　実験に用いた土質材料の物性

川砂	含水比		4%
	粒度	礫	3.0%
		砂	90.3%
		シルト	3.6%
		粘土	3.1%
	c, φ		c=0，φ=39.4°
流動化処理土	原料土		関東ローム(茨城)
	固化材		普通ポルトランド
	一軸強度		2.563(kgf/cm²)

2.2 実験結果

(1)管周方向（管断面）の変形

今回の実験ではﾏﾝﾎｰﾙとの接続部に近い箇所において特に大きな変形（偏平）が生じた。そこで、ﾏﾝﾎｰﾙ近傍（ﾏﾝﾎｰﾙ壁面からの距離が35cmの箇所）での不同沈下量と管のたわみ量の関係を図－４に示す。また不同沈下量が5，15cmの時点における管のひずみ（ﾏﾝﾎｰﾙ壁面からの距離が15cmの箇所）をそれぞれ図－５に示す。

ｹｰｽ１では不同沈下量の増加にともなって管のたわみ量も急激に増加し、不同沈下量が17cm以上になると管のたわみの許容値10mm（管径の５%）を超過する。一方ｹｰｽ２では、不同沈下量が比較的小さい範囲（5cm程度以下）では、管のたわみが小さい。これはｹｰｽ２では短管部を流動化処理土で巻立てて補強しており、それにより管の変形が拘束・抑制されたためである。ただし不同沈下量がそれ以上になると処理土にひび割れや破壊が生じるため、管の変形を抑制する効果は見られなくなりｹｰｽ１のたわみ量に漸近してくる。またｹｰｽ３は可撓性継手により管とﾏﾝﾎｰﾙとの接合部が回転しやすい構造になっているため、接合部近傍に作用する曲げが緩和される。そのため不同沈下量が大きくなっても、管体のひずみ、たわみがあまり増大せず、管体の損傷を防止するうえで効果が高い。

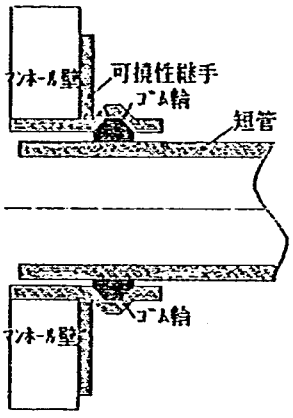


図-2 ﾏﾝﾎｰﾙ用可撓性継手

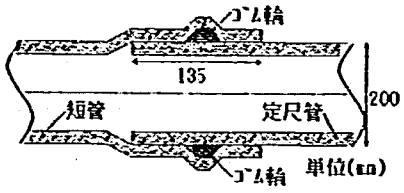


図-3 ゴム輪接合

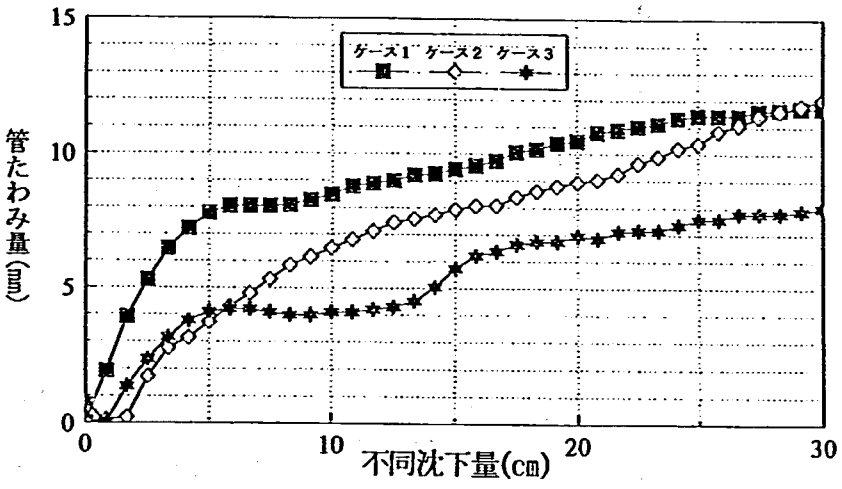


図-4 不同沈下量と管のたわみ量の関係

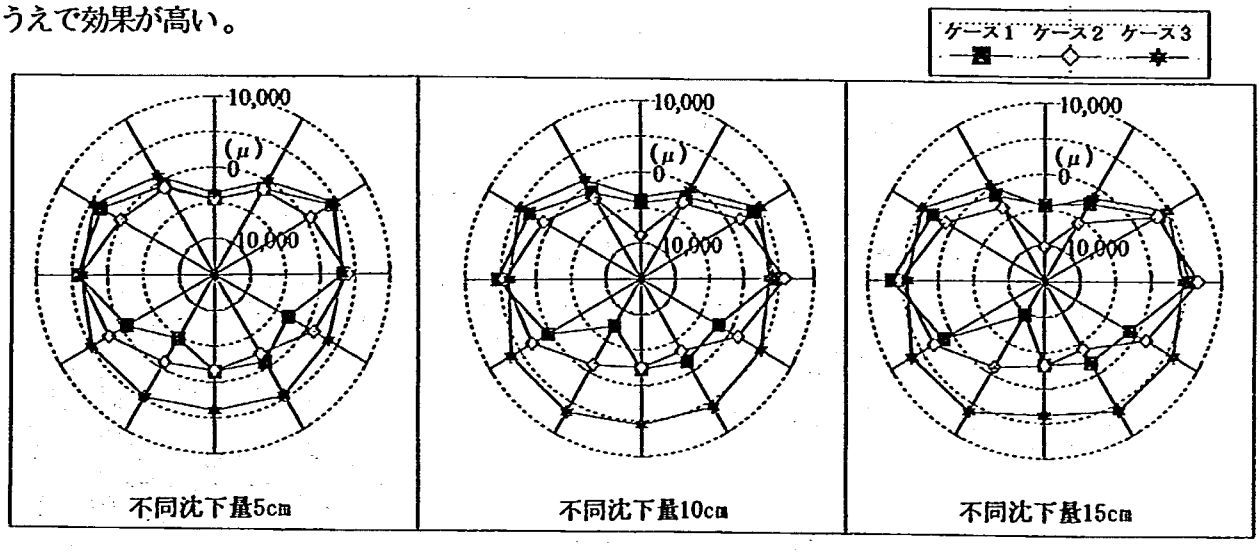


図-5 管のひずみ（ﾏﾝﾎｰﾙ壁面からの距離が15cmの箇所）

(2)管軸方向の管路の変形

図-6に、不同沈下量が1.7，3.3，6cmの時の管体の沈下量を示す。

ｹｰｽ1ではﾏﾝﾎｰﾙと短管をモルタルで剛結にも関わらず、不同沈下量が1.7cmの段階で短管が2.3°ほど傾斜している。過去に行われた実験[1]ではﾏﾝﾎｰﾙ壁にモルタルで剛結された管（φ200mm，強化プラスチック複合管）は、2.5°程度回転し傾斜した時点では接合部が破壊していることから、ｹｰｽ1では不同沈下量が1.7cmの段階で接合部のモルタルの剥離や破壊が生じ始めていると考えられる。

一方、ｹｰｽ2では不同沈下量が1.7cmの段階では、ﾏﾝﾎｰﾙ際の短管の傾斜は非常に小さく流動化処理土による補強の効果が表れている。しかし不同沈下量が3.3cmになると、短管の傾斜が2.4°と大きくなり流動化処理土による補強の効果があまりみられなくなる。

ｹｰｽ3では、ﾏﾝﾎｰﾙ際の短管がかなり回転し傾斜しているが、これは可撓性継手の効果により地盤の沈下に管が追従して動いたためと考えられる。この可撓性継手では構造的に8°までの屈折に対し水密性を保てるので、不同沈下量が6cm程度までならば接合部からの漏水等を防止できる。

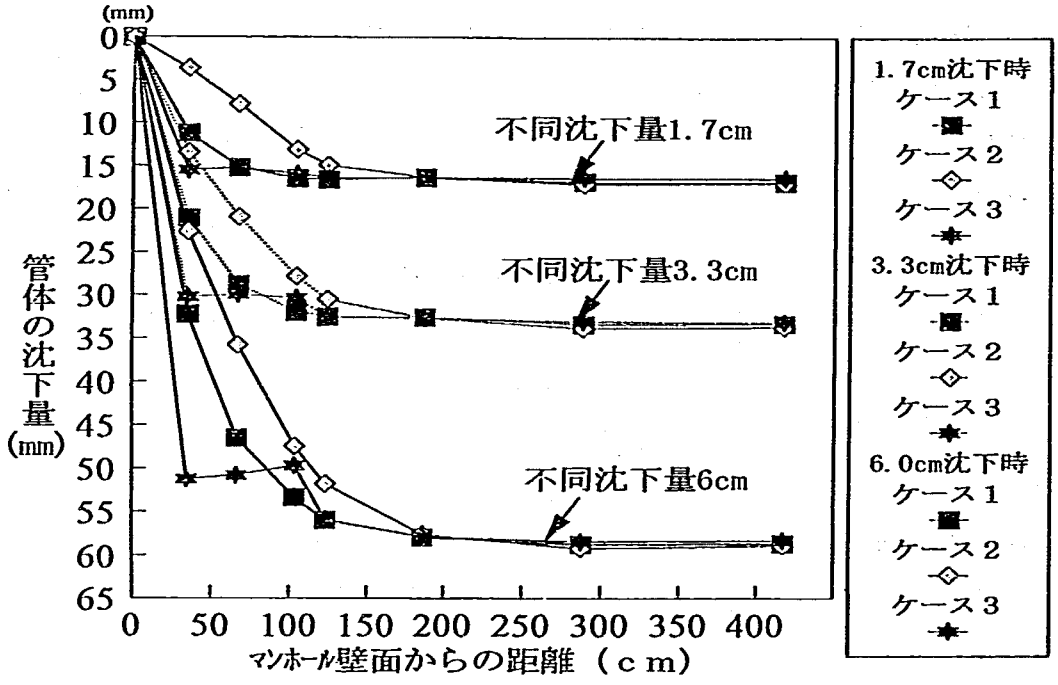


図-6　管体の沈下量

3．流動化処理土で埋戻した可撓性管の載荷実験

3.1　実験方法

実験装置の概容を図-7に、実験ｹｰｽを表-3に示す。また使用した砂および流動化処理土の物性を表-4に示す。使用した管はφ200mmの硬質塩化ビニル管（UV管）で、あらかじめひずみｹﾞｰｼﾞおよび管のたわみ量を測定するためのﾀﾞｲﾔﾙｹﾞｰｼﾞを取り付けてある。

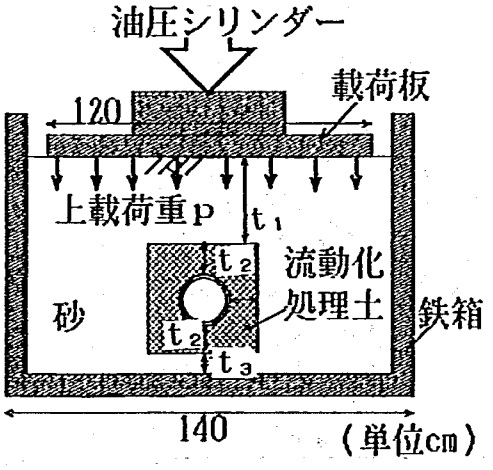


図-7　載荷実験の概容

まずﾌﾞﾘｷ箱の底版から所定の高さまで砂を盛立て十分に締固めた後、中央部に埋設管を設置した。なおｹｰｽ2～6については、

あらかじめ型枠を用いて管周囲に流動化処理土を打設したものを3日間程度湿空養生し、鉄箱内に設置した。その後、残りの部分を砂で埋戻し足踏みで入念に締固め、4時間放置してから載荷板（1.2m×1.2m）を用いて上載荷重pを加えた。その際、上載荷重pを毎分0.35(tf/m²)程度の増分で静的に加えながら、管のひずみおよび変形量を測定した。

表-3 実験ケース

実験ケース	各部分の寸法(cm) t_1	t_2	t_3	管周囲部の埋戻し材料
1	40	—	10	砂
2	30	10		流動化処理土(Ⅰ)
3	30	10		流動化処理土(Ⅱ)
4	30	10		流動化処理土(Ⅲ)
5	20	20		
6	10	30		

※1)載荷試験の直前に測定

表-4 実験に用いた土質材料の物性

川砂	含水比		4%
	粒度	礫分	3.0%
		砂分	90.3%
		ｼﾙﾄ分	3.6%
		粘土分	3.1%
	c, ϕ		c=0, ϕ=39.4°
流動化処理土	原料土		関東ﾛｰﾑ(茨城産)
	固化材の種類		普通ﾎﾟﾙﾄﾗﾝﾄﾞｾﾒﾝﾄ
	1軸圧縮強さ※1)	(Ⅰ)	2.2(kgf/cm²)
		(Ⅱ)	9.9(kgf/cm²)
		(Ⅲ)	30.0(kgf/cm²)

3.2 実験結果

各ｹｰｽにおける上載荷重pと管のたわみ量（鉛直方向）の関係を図-8に示す。また、上載荷重pが5, 10, 20(tf/m²)の時の管のひずみを図-9に示す。通常の砂で埋戻しを行ったｹｰｽでは、上載荷重の増加にともなってたわみ量が増加し、上載荷重pが20(tf/m²)になった時点では、管に3.9mm程度のたわみが生じている。

一方、流動化処理土で管周囲部を埋戻した場合（ｹｰｽ2～6）は、上載荷重が最大20(tf/m²)まで増加しても、管のたわみ量およびひずみは極めて小さい。また、載荷後に処理土の状態を観察したところ、ｹｰｽ5とｹｰｽ6では、処理土にクラック等の変状はなかったが、ｹｰｽ2，3，4では管頂部および管側部から処理土にひび割れが生じていた。ｹｰｽ2，3，4のように、処理土にひび割れが生じていたにも関わらず管の変形が非常に小さく抑えられていたのは、処理土にひび割れが生じた後も処理土側部には砂からの水平方向の土圧が作用したためあまり変位せず、処理土が管の変形を拘束し続けたためと考えられる（図-10参照）。

このように一軸圧縮強さが(2kgf/cm²)程度以上の流動化処理土を用いて管周囲の埋戻しを行った場合、通常の砂で埋戻した場合と比較して上載荷重による管の変形は極めて小さく抑制されることから、許容土被り厚を大きくしたり、あるいは管の肉厚をより薄くすることが可能であると考えられる。

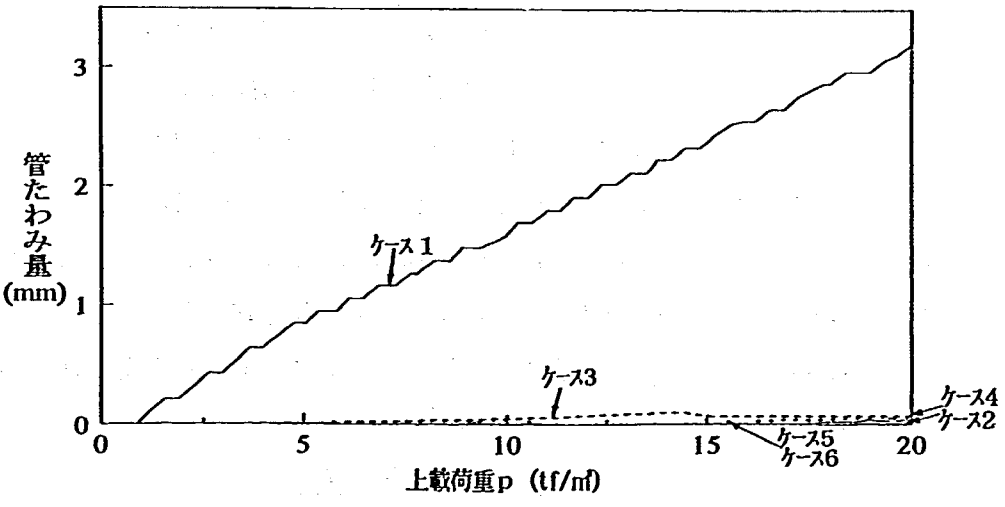


図-8 載荷重と管のたわみ量の関係

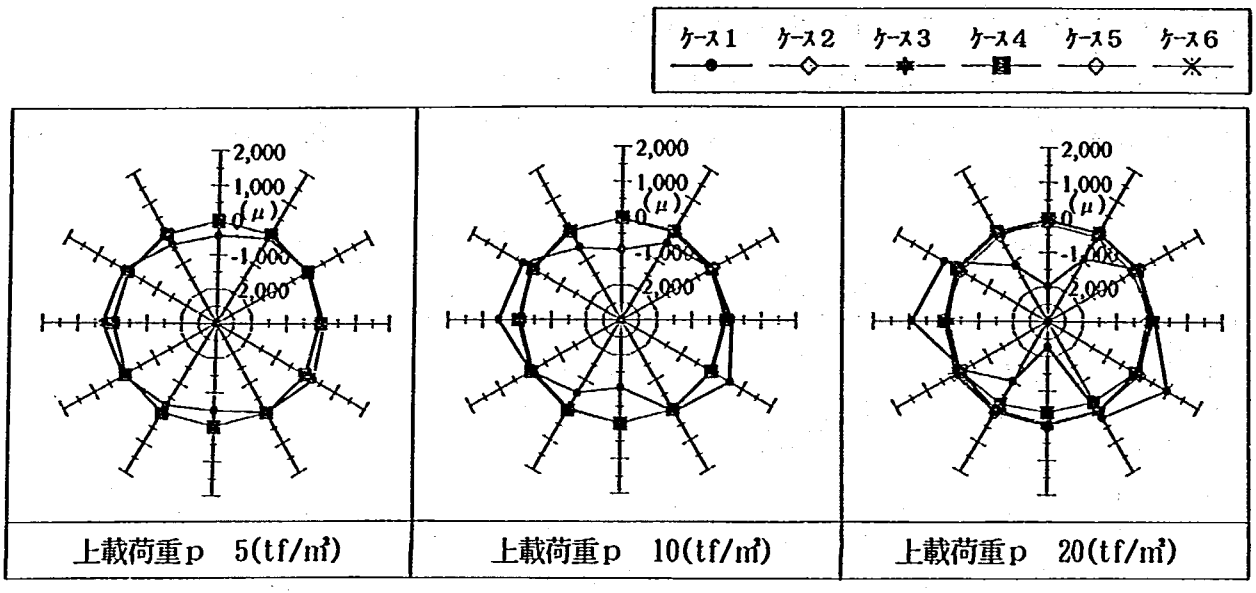


図-9 管のひずみ

4．まとめ

ﾏﾝﾎｰﾙ隙管路の不同沈下実験の結果、以下のことが分かった。

①管とﾏﾝﾎｰﾙをモルタルなどで剛結した管路に不同沈下が生じると、ﾏﾝﾎｰﾙとの接合部近傍において、管断面に大きな変形（偏平）が生じ、不同沈下量が17cm程度以上になると許容値10mm(管径の5%)を超えるたわみが生じる。また不同沈下量が1～2cm程度の段階で管とモルタルが剥離し始め、そこから漏水などを生じる恐れがある。

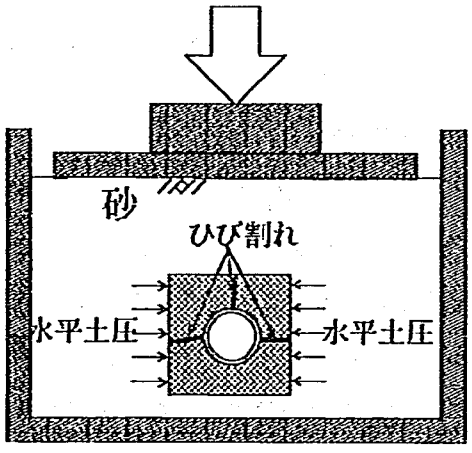


図-10 管周囲部の処理土の挙動

②ﾏﾝﾎｰﾙ接続部近傍を流動化処理土で巻立てて補強した場合、不同沈下量が5cm程度以下の場合には管断面の偏平が抑制される。また同時に、不同沈下量が3cm程度以下であれば、管とﾏﾝﾎｰﾙとの接合部が回転により剥離したり破壊するのを防止する効果もある。

③ﾏﾝﾎｰﾙとの接続部に可撓性継手を設けると、不同沈下量が30cmと非常に大きくなっても管断面の偏平は許容値以下であり、管の損傷を防止できる。また不同沈下量が6cm程度以下であれば、ﾏﾝﾎｰﾙとの接合部の水密性が保たれるので、管路の漏水対策としても有効である。

また、流動化処理土で埋戻した可撓性管の載荷実験の結果、以下のことが分かった。

④一軸圧縮強さが2(kgf/cm²)程度以上の流動化処理土で管周囲部を埋戻した場合、砂で埋戻した場合と比較して、上載荷重による管の変形は極めて小さい。また処理土にひび割れが生じても、処理土側部からの土圧が作用すれば、管の変形を拘束し抑制する効果がある。したがって流動化処理土で管周囲部の埋戻しを行えば、許容土被り厚を大きくしたり、あるいは管の肉厚をより薄くすることが可能であると考えられる。

<参考文献>

1)(財)国土開発技術研究ｾﾝﾀｰ：ＦＲＰＭ管の道路下埋設に関する調査報告書，pp. 62～67：昭和62年9月

5．下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査

化学研究室　室　　長　坂本　浩行
研　究　員　新田　弘之

1.まえがき

近年、下水処理場や下水管路などのコンクリート構造物においては、二酸化炭素による中性化や硫化水素に起因した微生物作用による腐食が問題になっている。特に硫化水素が微生物作用によって硫酸に還元されたときに高濃度の硫酸になることがあり、コンクリートに激しい腐食を生じることがある。このために下水道施設コンクリートの防食は重要となっているが、劣化原因物質が気体であるため微小な隙間などから侵入するため、より完全な防食対策が必要となっている。

下水道施設のライニングによる防食については平成３～６年に実施した「下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査」の中で調査しており、ライニング防食材を選定する場合の評価試験法や品質規格について提案している。しかし、現在ではライニング防食材以外でより耐久性の向上が期待される防食材も開発されており、これらの材料について十分検討する必要がある。本調査では、ライニング防食材以外の防食材を含めた下水道施設コンクリート防食材全般について耐久性について調査するものである。

平成７年度は、本テーマの初年度であり、硫化水素による下水道施設コンクリートの腐食機構を調査し、耐久性評価に必要な試験項目を確認するとともに、数種の防食材を用いて耐久性の評価試験を実施した。

2.調査目的

主に硫化水素による下水道施設コンクリートの腐食に対する防食対策として、材料選定段階での各種防食方法に適合した評価方法と適用場所の環境条件に即した耐久性向上技術について明らかにすることを目的とする。

3.調査方法

3.1　下水道施設コンクリートの腐食機構

調査項目の検討のために、下水道施設コンクリートの腐食機構を確認した。下水道施設のコンクリート構造物の劣化は、これまでの研究から主として硫化水素に起因する腐食であることが明らかになってきた。その腐食機構は以下のように説明される。

1)嫌気性となった下水では、嫌気性細菌が活動し、まず脱窒素が起こり硝酸塩などが還元され、次に硫酸塩還元菌が働いて硫酸塩が還元され硫化水素を発生する。

$$SO_4^{2-} + 2C + 2H_2O \quad \rightarrow \quad H_2S + 2HCO^{3-}$$

2)下水中の硫化水素は、硫化水素の発生量が多いと溶存硫化物（H_2S、HS^-、S^{2-}）として存在するが、pHが6.5以下になると溶存硫化物はほとんどH_2Sになり、下水に乱れを生じると容易に気相中に移行する。

3)覆蓋または密閉された条件下では、気相中に移行した硫化水素は、気相中で濃縮され、コンク

リート壁面の結露水中に再溶解し、硫黄酸化細菌（好気状態）により酸化されて硫酸(H_2SO_4)を生成する。

$$H_2S + 2O_2 \rightarrow H_2SO_4$$

4)コンクリート壁面に生成した硫酸が濃縮され、コンクリート中の水酸化カルシウム[$Ca(OH)_2$]と硫酸（H_2SO_4）が反応して硫酸カルシウムを生成する。

$$Ca(OH)_2 + H_2SO_4 \rightarrow CaSO_4 \cdot 2H_2O$$

5)硫酸カルシウムはさらにセメント硬化体中のアルミン酸三カルシウム（$3CaO \cdot Al_2O_3$）と反応してエトリンガイト（$3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO4 \cdot 32H_2O$）を生成する。

$$CaSO_4 \cdot 2H_2O + 3CaO \cdot Al_2O_3 + 26H_2O \rightarrow 3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO_4 \cdot 32H_2O$$

6)エトリンガイトの生成によりコンクリートは膨張し、腐食する。

以上のような機構で下水道施設コンクリートが腐食される。このように硫化水素は気相を移動し、結露に再溶解した後に硫酸になるため、微小な隙間でも侵入していきコンクリートを腐食させる可能性がある。このため、材料自身や施工上で発生する接合部分の気体の透過性を評価する必要があると考えられる。また、硫酸濃度が非常に高くなることがあるため、高い濃度の酸で試験を行う必要があると考えられる。

3.2 調査項目

下水道施設コンクリートの硫化水素による腐食機構を踏まえて、防食方法、防食材の試験調査項目の選定を行った。

防食材の耐久性試験調査は、防食材として厚膜型被覆防食材及びプラスチック板型貼付防食材の防食性について試験調査した。厚膜型被覆防食材とプラスチック板型貼付防食材では材料自体の評価項目が多少異なるが、防食性の評価項目はほぼ同じである。試験項目は、表-1のようである。また、前年度より継続して調査しているライニング防食材の防食性についても追跡調査を行った。

表-1 評価項目

厚膜型被覆防食材	プラスチック板型防食材
＜防食材の施工性試験＞ 混合均一性 可使時間 硬化時間 だれ	＜防食材の耐食性評価試験＞ 防食材：塩化ビニル樹脂系、ポリエチレン系 供試体寸法：50×50mm 接合部：あり、なし 浸漬液：硫酸(5、10%)、水酸化ナトリウム(10%) 浸漬温度：20、40℃
＜防食材を塗布したｺﾝｸﾘｰﾄの耐食性評価試験＞ プライマー：専用プライマー 防食材：タールエポキシ系、エポキシ系、 ビニルエステル系等 供試体寸法：30×15×5cm 浸漬液：硫酸(10%)、水酸化カルシウム(飽和溶液)、 水酸化ナトリウム(10%)、水道水 浸漬温度：40℃ 防食材膜厚：標準	＜防食材を施したｺﾝｸﾘｰﾄの耐食性評価試験＞ 防食材：塩化ビニル樹脂系、ポリエチレン系 供試体寸法：15×15×15cm 接合部：あり 浸漬液：硫酸(5、10%)、水酸化カルシウム(飽和溶液)、 水酸化ナトリウム(10%) 浸漬温度：40℃

3.3 調査材料

厚膜型被覆防食材は、現在用いられている塗料型の防食材をさらに厚膜にして耐久性を向上させようするものである。塗料型の防食材は、現場で構造物の形状に関係なく施工できるので多く使用されている。しかし、現在の防食材でも非常に厳しい環境では耐酸性などが十分でなく、また現場施工であるために、塗布の際の不良で局部的に弱い部分が発生することも考えられる。したがって、従来のものより厚く塗ることで、これらの障害を防ぐことを考えた。しかし、厚膜にすることは施工性や材料費に大きく影響するので、十分な耐久性向上が見込めないと実用には向かないと考えられる。

また、プラスチック型貼付防食材は、一般に材料自体の耐久性は非常に高く、また材料が工場生産であるので、均一性が非常に高く、またコンクリート表面の多少の凸凹にも対応できるなど、優位な点が多い。しかし、現場で施工する際には、現場に合わせて切り出しを行い、接着していくということになり、必ず接着部分が発生する。このため、この防食法における耐久性の向上には、この接着部分の耐久性向上が最も大きな課題となる。

4.調査結果

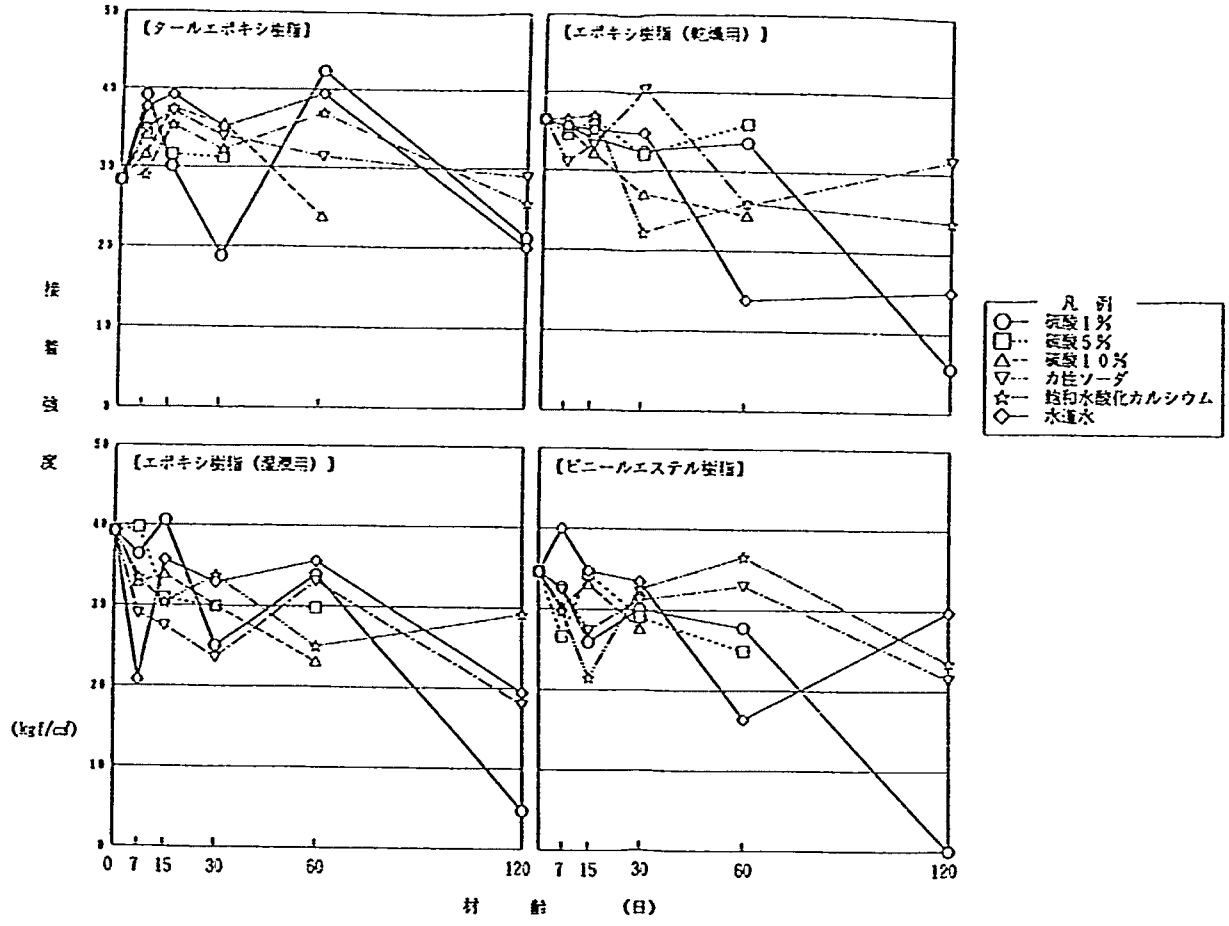
4.1 ライニング防食材の防食性追跡調査

長期浸漬試験中であるライニング防食材の防食性追跡調査の結果について報告する。ライニング防食材としては、タールエポキシ樹脂、エポキシ樹脂（２種）、ビニールエステル樹脂を用いた。それぞれ膜厚を変えて実験を行った。まず、一定厚での性状を調べた。硫酸、苛性ソーダ、飽和水酸化カルシウム、水道水を浸漬水として用いている。図－１に接着強度の浸漬時間による変化を、また図－２にには質量変化を示す。接着強度で線の引けない部分は測定不能であったものである。接着強度は硫酸による浸漬でもっとも低下しており、硫酸1%溶液での120日間の長期の浸漬ではタールエポキシ樹脂以外の材料では極端に低下していた。硫酸5%、10%では材料によって若干違いがあるもののほとんどの材料で60日以降は測定不可能になっている。表面観察の結果を表－２に示す。水道水でもふやけ、変色、つやなしなどの変化がみられた。やはり硫酸での変化が激しく、タールエポキシ樹脂では硫酸10%では120日後には全面剥離が発生している。湿潤タイプのエポキシ樹脂でも大はがれや剥離が観察された。その他のものでも膨れやはがれが観察されている。

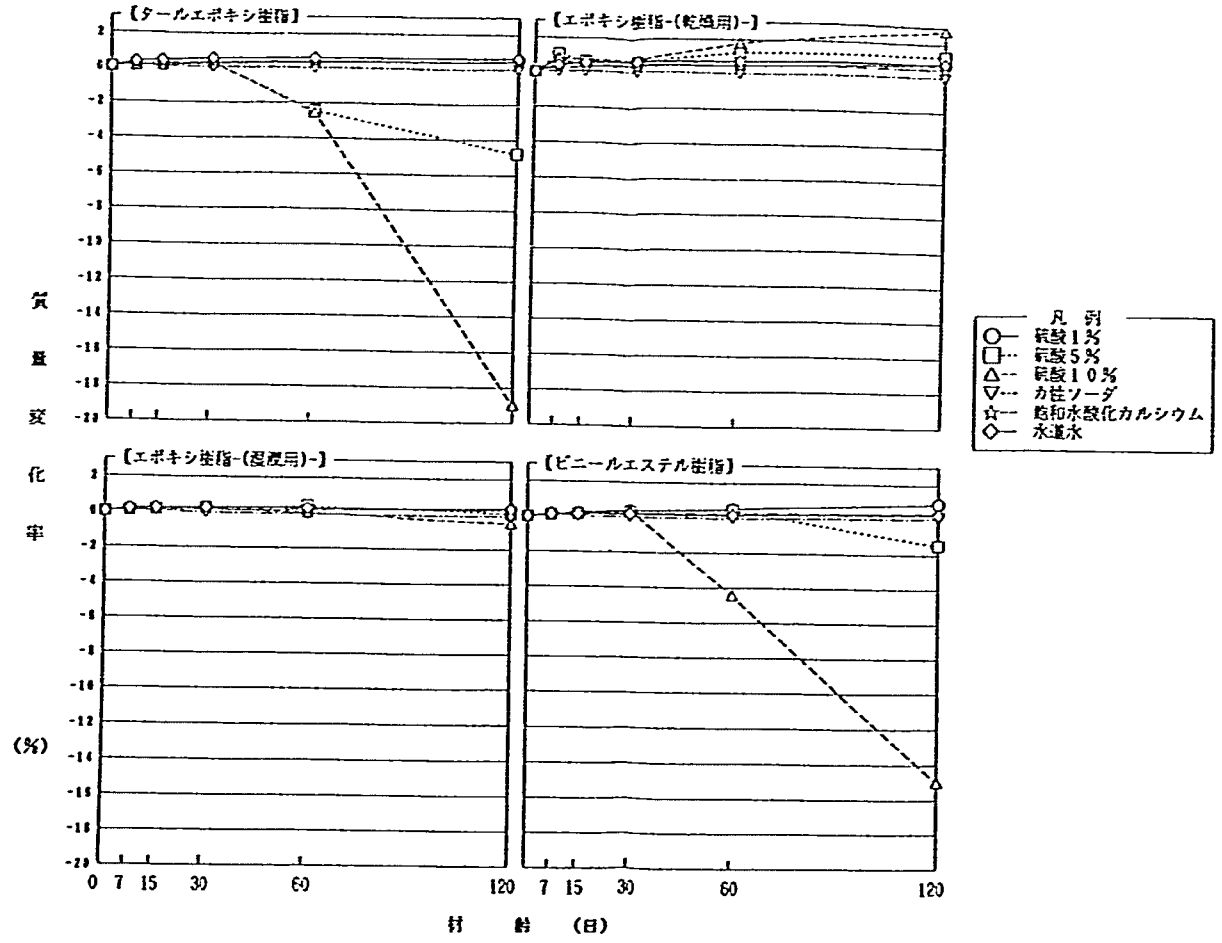
以上の結果より、120日間までの測定では水道水やアルカリによる試験では大きな差がみられなかった。そこで硫酸による劣化を中心にして

表－２　浸漬試験における表面外観の変化

防食材種類	浸漬液種類	表面観察				
		7日	15日	30日	60日	120日
タールエポキシ樹脂 0.45mm	ブランク	—	—	—	—	—
	硫酸 1%	変化	変化	変化	変化	一部剥
	硫酸 5%	変化	変化	変化	膨れ 黄変	膨れ 黄変
	硫酸10%	変化	変化	変化	黄変	全面剥離
	苛ソーダ 10%	変化	変化	変化	変化	変化
	飽和水酸化カルシウム	変化	変化	変化	変化	変化
	水道水	変化	変化	変化	変化	一部剥
エポキシ樹脂（乾湿） 0.45mm	ブランク	—	—	—	—	—
	硫酸1%	光沢	つや消し 褐変	つや消し 褐変	つや消し 褐変	つや消し 褐変
	硫酸5%	光沢 褐変	つや消し 褐変	つや消し 褐変	変色 褐変	変色 膨れ 褐変
	硫酸10%	光沢	つや消し 褐変	つや消し 褐変	変色 褐変	変色 褐変
	苛ソーダ 10%	つや消し	つや消し	つや消し	つや消し	つや消し
	飽和水酸化カルシウム	つや消し	つや消し	つや消し	つや消し	つや消し
	水道水	つや消し	変色	変色	変色	つや消し 変色
エポキシ樹脂（湿潤） 0.45mm	ブランク	—	—	—	—	—
	硫酸1%	変化	変化	つや消し	変色	変色
	硫酸5%	変色	変色	変色	変色 黄変	変色 膨れ 黄変
	硫酸10%	変色	変色	変色 剥離	変色 黄変	変色 黄変 膨れ
	苛ソーダ 10%	変化	変化	つや消し	変色	変色
	飽和水酸化カルシウム	変化	変化	変化	変色	変色
	水道水	変化	変化	変化	変色	変色 つや消し
ビニールエステル樹脂 0.45mm	ブランク	—	—	—	—	—
	硫酸1%	変化	変化	変色	膨れ	変色
	硫酸5%	変化	膨れ	膨れ	変色 黄変	変色 黄変
	硫酸10%	褐変	膨れ 剥離	膨れ 黄変	膨れ 黄変	膨れ 黄変
	苛ソーダ 10%	変色	変色	変色	変色	変色 つや消し
	飽和水酸化カルシウム	変色	変色	変色	変色	変色 つや消し
	水道水	変色	変色	変色	変色	変色 つや消し



図－1　浸漬試験における接着強度の変化（膜圧0.45㎜一定）

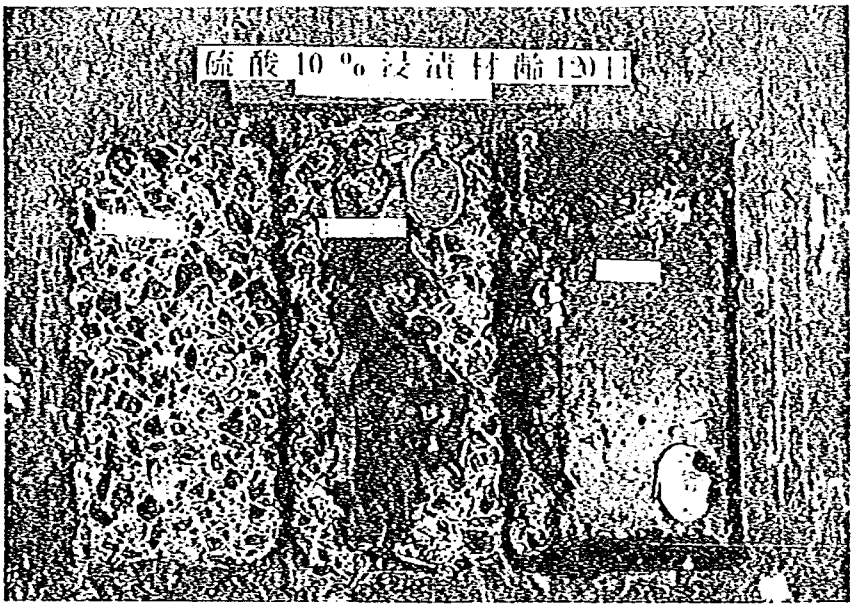


図－2　浸漬試験における質量変化（膜圧0.45㎜一定）

クールエポキシ樹脂

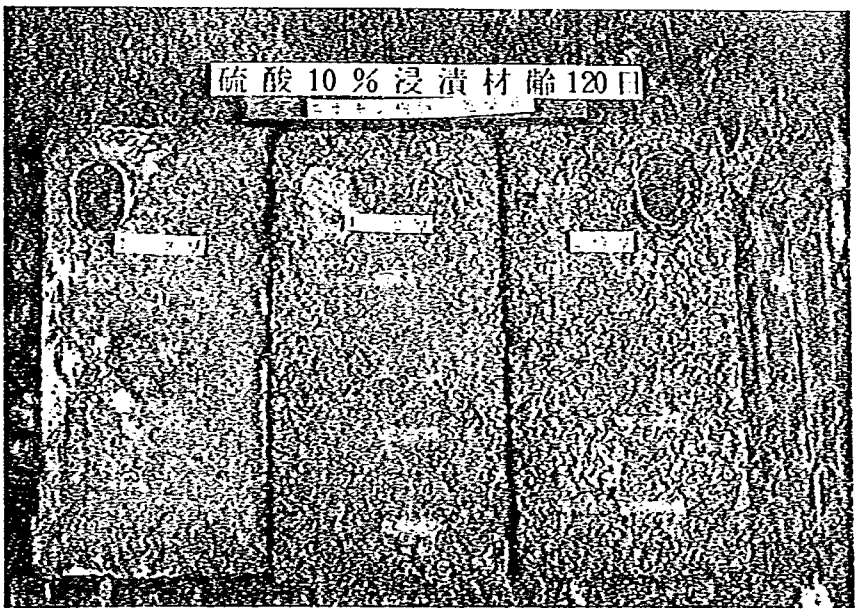
硫酸10%溶液
浸漬材齢120日

左から 1/3厚
1/2厚
2倍厚



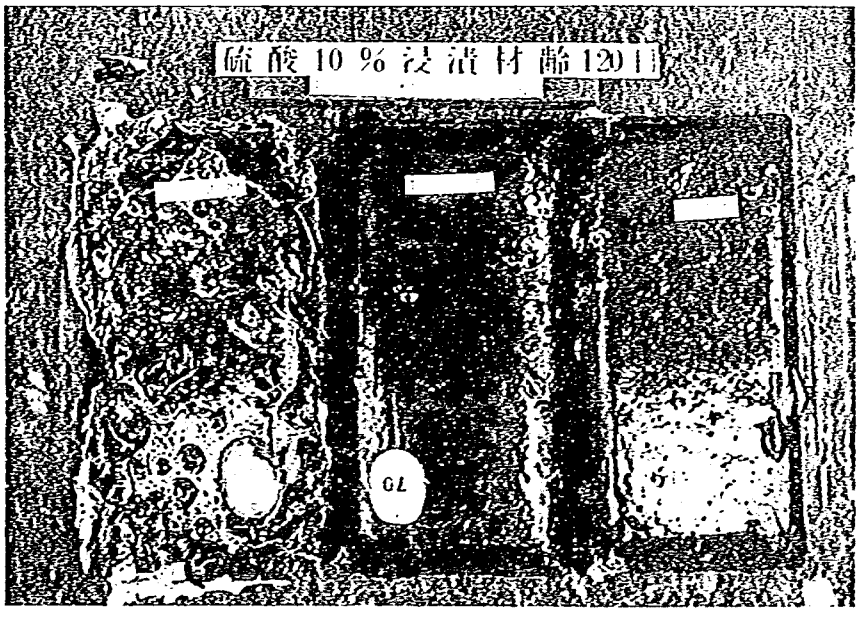
エポキシ樹脂
(乾燥用)
硫酸10%溶液
浸漬材齢120日

左から 1/3厚
1/2厚
2倍厚



エポキシ樹脂
(湿潤用)
硫酸10%溶液
浸漬材齢120日

左から 1/3厚
1/2厚
2倍厚



写真－1　浸漬試験120日後の
表面外観
(膜厚1/3, 1/2, 2倍)

評価を行うと接着力においては、特に濃度の高い硫酸での浸漬試験では、ほとんど差がなく測定不能なまで弱くなっていた。しかし、質量変化では差がみられ、エポキシ樹脂では試験期間中ほとんど変化を見せず良好な結果であった。

重量変化は、硫酸5%、10%以外はほとんど変化はなかった。特にタールエポキシ樹脂とビニールエステル樹脂の硫酸10%での浸漬では、質量変化が大きく、120日後には10%以上損失した。

膜厚による影響を調査するために膜厚を標準、1／3、1／2、2倍と変化させて試験を行った。この試験結果の一覧を表－3に示す。接着力では膜厚を変えたことによって有用な違いがみられず、120日の浸漬後では全て測定不能なまでになってしまった。質量変化では膜厚が厚いほど腐食によって破損したことによる質量の大幅な減少がなくむしろ膨潤による質量の増加がみられた。表面の観察では、タールエポキシ樹脂ではほとんど大はがれや全面剥離を起こしているが、エポキシ樹脂では変色やはがれ程度のものもあった。

また、これの外観の様子を写真－1に示す。これからもタールエポキシ樹脂では膜厚の薄いものでは全面剥離を起こしておりほとんど防食材がなくなっていることがわかる。

表－3　膜厚を変えた場合の浸漬試験結果一覧

防食材種類	浸漬液種類	調査試験(1)－1														
		接着力 (kgf/cm)					質量変化率 (%)					表面観察				
		7日	15日	30日	60日	120日	7日	15日	30日	60日	120日	7日	15日	30日	60日	120日
タールエポキシ樹脂	1／3厚	33.7	38.8	30.6	測定不能	測定不能	0.13	0.21	0.53	-25.18	測定不能	膨れ	ｼﾜ	ｼﾜ	大はがれ	全面
	1／2厚	38.6	29.9	32.3	測定不能	測定不能	0.13	0.27	0.36	- 9.23	測定不能	ｼﾜ	ｼﾜ	ｼﾜ	大はがれ	全面
	標準厚	31.6	37.5	35.5	23.8	測定不能	0.06	0.13	0.30	- 2.55	-19.01	膨れ	膨れ	膨れ	大はがれ	全面
	2倍厚	37.2	36.0	31.5	30.0	測定不能	0.04	0.29	0.15	0.21	測定不能	ｼﾜ	ｼﾜ	ｼﾜ	大はがれ	大はがれ
エポキシ（塩乾塩湿）	1／3厚	18.1	17.1	0	測定不能	測定不能	0.17	0.21	- 0.30	4.83	測定不能	ｼﾜ	ｼﾜ	ｼﾜ	変色	軟化
	1／2厚	33.3	35.0	37.2	測定不能	測定不能	0.10	0.13	0.31	2.39	測定不能	膨れ	膨れ	膨れ	軟化	軟化
	標準厚	35.2	32.1	27.1	24.4	測定不能	0.85	0.77	0.77	1.79	2.76	変色	ｼﾜ 変色	ｼﾜ 変色	色 変色	色 変色
	2倍厚	5.3	2.6	0	測定不能	測定不能	0.45	0.90	2.22	3.47	測定不能	ｼﾜ	ｼﾜ 変色	ｼﾜ 変色	軟化 変色	軟化 変色
エポキシ（塩湿塩乾）	1／3厚	37.5	26.4	0	測定不能	測定不能	0.11	0.41	2.03	- 5.17	測定不能	黒さ	色 黒	色 黒	色 大はがれ	色 軟化 大はがれ
	1／2厚	37.1	33.5	33.6	測定不能	測定不能	0.06	0.30	0.53	2.78	測定不能	黒さ	色 黒	色 黒	色 大はがれ	色 大はがれ
	標準厚	32.9	33.9	30.0	23.1	測定不能	0.04	0.08	0.17	0	-0.52	色	色	色 軟化	色 大はがれ	色 大はがれ
	2倍厚	30.3	34.6	34.6	測定不能	測定不能	0.08	0.10	0.10	0.86	測定不能	黒さ	黒さ	黒さ	色 大はがれ	色 大はがれ

4.2　厚膜型被覆防食材およびプラスチック板型防食材の防食性調査

厚膜型被覆防食材およびプラスチック板型防食材の実験では、今回試験日数もまだ短く、現在のところ際だった変化を見せていない。

5.今後の課題

今回、下水コンクリート防食材の耐久性向上を図る目的で、厚膜型被覆防食材やプラスチック板型防食材について調査しているが、ライニング防食材と比べてかなり耐久性の向上が期待できると予測される。今後は、これらの防食材の長期の防食効果を確認するとともに炭素繊維で補強した被覆防食材についても検討する必要がある。

6．下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査

振動研究室　室　　長　田村　敬一
主任研究員　二宮　嘉朗
研　究　員　東　　拓生
動土質研究室　室　　長　松尾　　修
主任研究員　吉関　潤一
研　究　員　林　　裕士

1. まえがき

既存の下水道施設、特に管路などは液状化層に埋設されることが多く、地震が生じた場合、液状化による管路の浮き上がりが生じることが多い。実際、釧路沖地震など、下水道施設などのライフライン施設の機能停止による市民生活への影響が大きいことが指摘されている。現在、下水道施設が普及した地域にとっては、下水道施設は市民生活に必須のものとなっており、下水道を震後においても機能させることは、下水道管理者として重要な責務といえる。平成７年度は、三陸はるか沖地震などでの管渠被害特性の統計解析、管渠・マンホールの浮き上がりに関する模型振動実験を行った。

2. 研究目的

下水道施設の合理的な震前対策計画および効率的な震後復旧に資するため、下水道施設の液状化による被害の予測手法及び対策工法を検討する必要がある。

3. 過去の地震における管渠被害の傾向(振動研究室)

平成５年と６年に発生した北海道東方沖地震、三陸はるか沖地震による下水道管渠の被害について整理した。整理の対象は被害の大きい市町村を対象とすることとし、北海道東方沖地震については釧路市(全体902,161mのうち9,568mが被害を受けた)を、また、三陸はるか沖地震については、八戸市（全体356,747mのうち1,120mが被害を受けた）を対象に被害率を整理した。管渠の埋設深度（0～3m，3～6m，6m～10m）管渠種類（ヒューム管（HU)、塩ビ管（VU))、管径（300mm～，250～300mm，200～250mm）ごとに被害率を算出し、全体被害率と比較した。(図-1, 図-2)

釧路市については、埋設深度が3～6m、管種は塩ビ管、管径は２００～２５０mmの場合の被害率

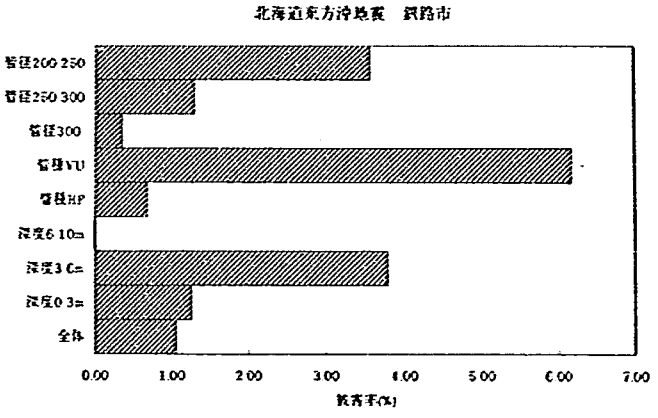


図-1　下水道管渠の被災率（釧路市）

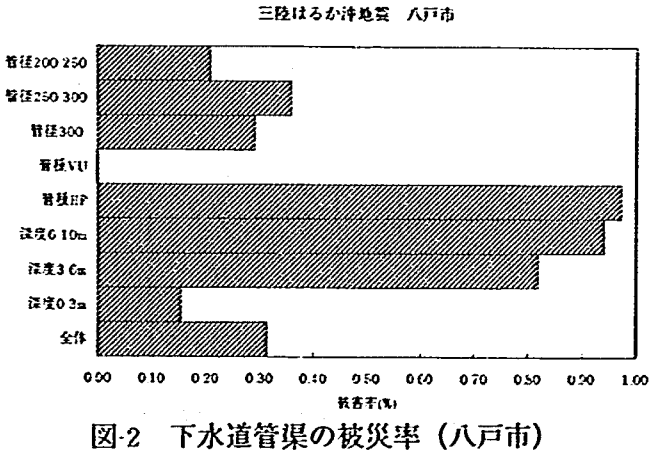


図-2　下水道管渠の被災率（八戸市）

が大きい。また、八戸市については、全体の被害率と比較して、埋設深度が３ｍ以上、管種はヒューム管の場合の被害率が大きい値となっている。

下水道管渠の被害は、地盤条件、地震動特性のみではなく、管渠の類型にも左右されるため、耐震設計、震後の復旧の合理化・高度化を図るため、今後、実験及び解析により管渠の類型別の耐震性状の把握につとめることが必要である。

4. 下水道管路の埋戻し材に着目した模型振動実験

4.1　実験概要

下水道管路の液状化時の浮上がりを抑止する方法としては、砕石による埋戻しおよび埋戻し材の締め固め等が考えられる。平成７年度は、マンホールを有する下水道管路の模型振動実験を行うことにより、砕石による埋戻しが管路の浮上がりをどの程度抑止するかについて検討を行った。

模型の概要を図-3に示す。小型の土槽内に厚さ23cmの非液状化層を作成し、緩詰めの砂地盤を87cm作成したあと、地下水位を地表面から30cmとすることにより、表層に不飽和層を作成した。埋戻し部は、土槽の中央部幅29cm、深さ77cmとし、この中にマンホールおよび下水道管模型を設置し、所定の埋戻し材を用いて埋戻した。3Hz, 150galの正弦波で３０秒間加振することにより地盤に液状化を発生させ、地盤内の加速度、液状化層内の過剰間隙水圧、模型の浮上がり量を計測した。実験ケースの一覧を表-1に示す。埋め戻しを全面にわたって砂で行うケース（RUN1）、全面を砕石で埋め戻すケース（RUN2）、上下半分のみを砕石で埋戻すケース（RUN3, 4）、下半面を砕石で埋戻した上に7cm砕石を被せたケース（RUN5）を行い、埋戻し材およびその埋戻し形状が浮き上がり特性に与える影響について検討した。また、マンホールの有無による、浮上がり特性の違いについても検討した（RUN6）。

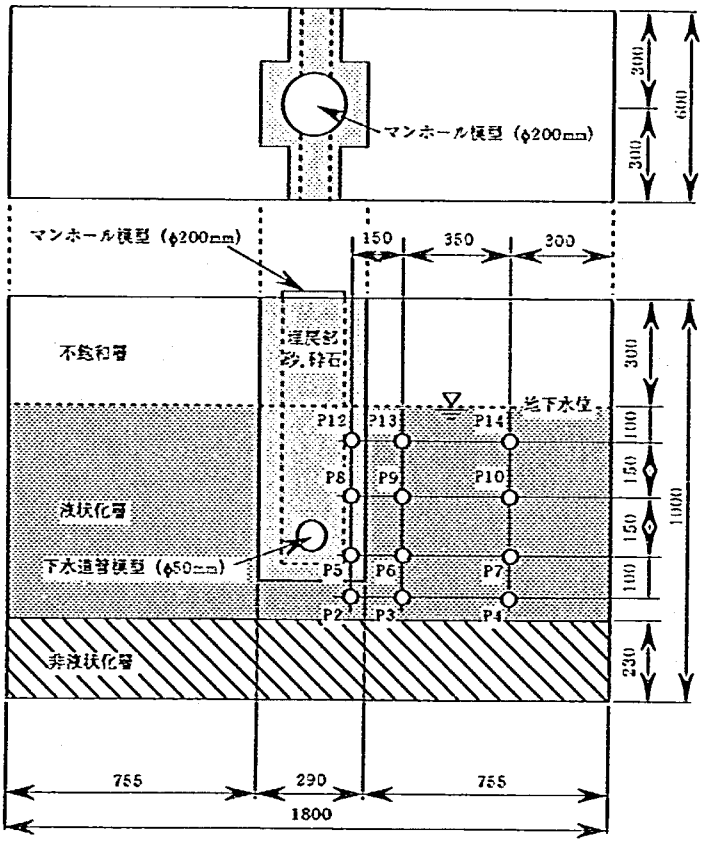


図-3　模型概要

表-1　実験ケース一覧

実験名	埋戻形状	模型形状	加振波形
RUN1	全面砂	下水道管＋マンホール	正弦波 3Hz 150gal
RUN2	全面砕石	下水道管＋マンホール	
RUN3	上半面砕石	下水道管＋マンホール	
RUN4	下半面砕石	下水道管＋マンホール	
RUN5	上下7cmづつ砕石	下水道管＋マンホール	
RUN6	下半面砕石	下水道管のみ	

4.2　実験結果

図-4に、RUN1～6の下水道管模型底

面の深度での過剰間隙水圧比と模型の浮上がり量の時刻歴を示す。全面砂で埋戻したRUN1は、全層ほぼ完全液状化に至っており、過剰間隙水圧比が1.0に至ると同時に浮き上がりが生じている。これに対して全面砕石で埋戻したRUN2では、埋戻し部から離れた位置ではほぼ完全液状化に至っているが、埋戻し部近傍で過剰間隙水圧比が加振開始後約6～7秒後に一時的に減少しており、浮上がりも見られなかった。これは、埋戻しに用いた砕石の排水効果とともに、液状化しない砕石の剛性が浮上がり力に抵抗したためと考えられる。この効果は、管上部のみを砕石で埋戻すRUN3でも同様に現れている。しかし、管路の下部のみを砕石とするRUN4および、管の周囲を砕石で取り囲むRUN5では、浮き上がりが発生している。このように砕石が地表面まで達していない場合は、過剰間隙水圧比は消散しにくく、ドレーン的な効果は期待できないと考えられる。また、管路の周囲にマンホールの浮き上がりに抵抗できる体積の砕石で埋戻さなければ、砕石の剛性の効果についても期待できないと考えられる。

また、RUN4とRUN6を比較すると過剰間隙水圧比の分布に大きな相異は見られないが、マンホールが無いRUN6の方が、マンホールの浮力が発生しないため、浮上がり速度がやや遅くなっている。

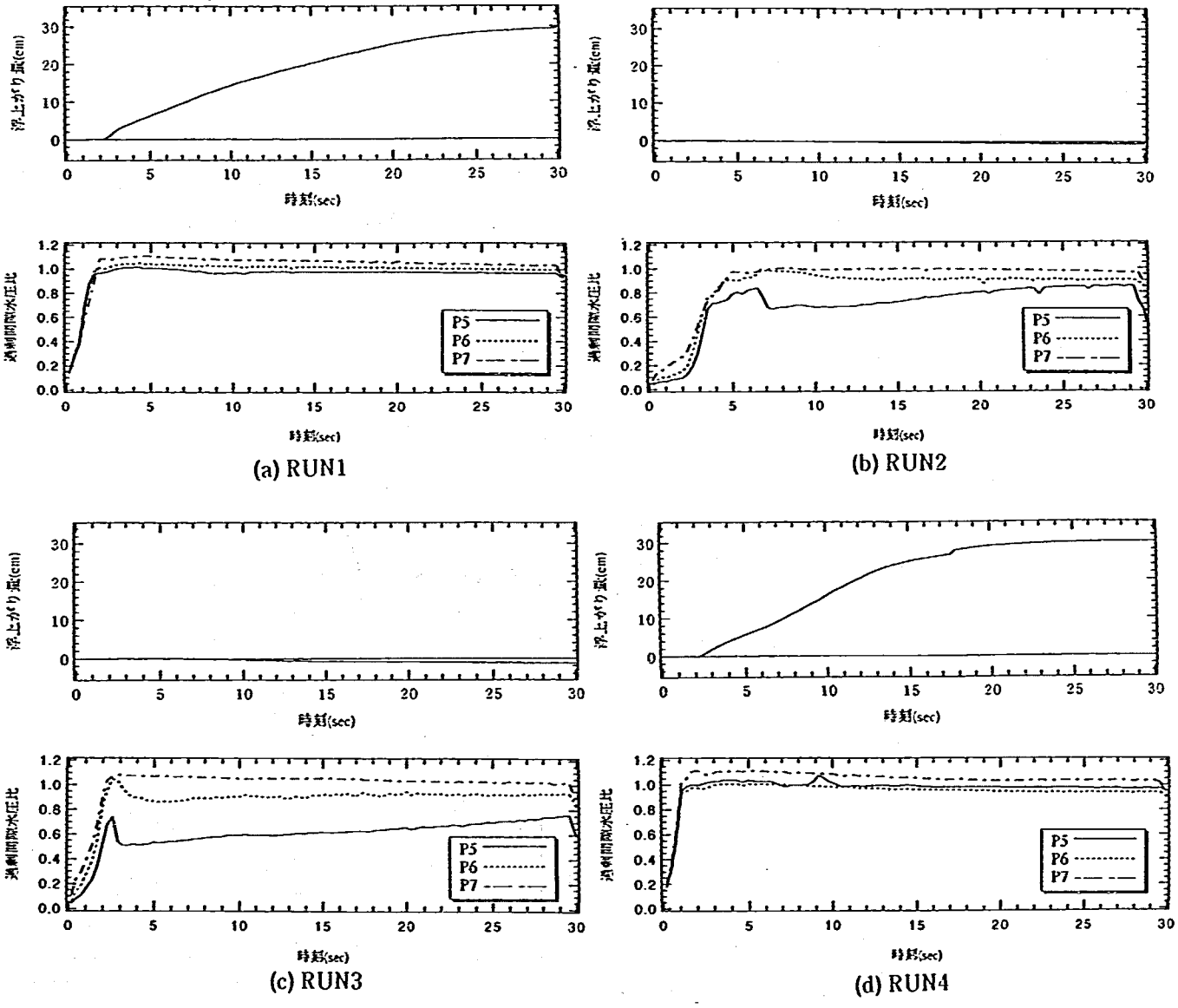
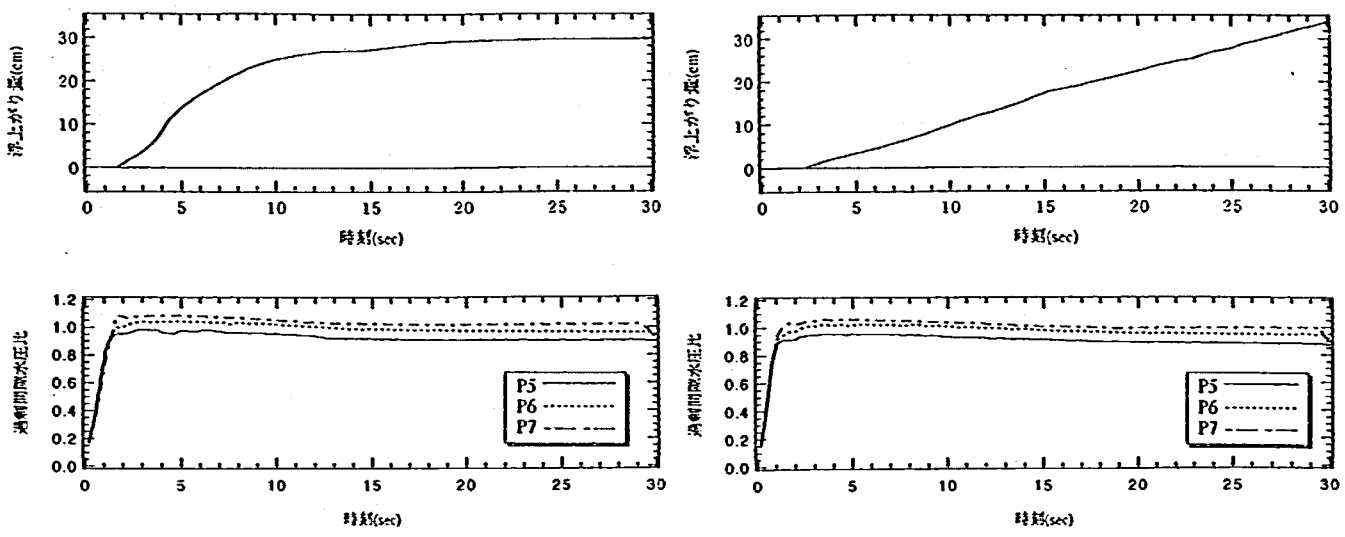


図-4　管路模型底面の深度での過剰間隙水圧比と管渠模型の浮上がり量



(e) RUN5　　(f) RUN6

図-4　管路模型底面の深度での過剰間隙水圧比と管渠模型の浮上がり量

5. 下水道管路施設の振動台実験（動土質研究室）

5.1 概要

6年度は下水道管渠及びマンホール模型を埋設した振動台実験を行い、原地盤部の液状化強度、基礎の形式及び埋戻し方法が地震時浮上がり特性に及ぼす影響について検討した。7年度は、管渠のみの模型について、6年度とは加振条件、模型作成方法等を変えた実験を行い、浮上がり量に及ぼす地盤条件の影響について追加検討を実施した。

5.2 実験及び観察方法

模型断面及び実験条件を図-5及び表-2に示す。模型寸法は実物の約1/6相当である。原地盤部は豊浦砂を用いて、MODEL5ではDr=60%になるように空中落下法で作成し、MODEL6ではDr=100%を目標に、水中落下法で作成したのち振動台で加振して締固めさらに水締めを行った。MODEL5では隣り合うケースの間の原地盤部中央、MODEL6では埋戻し部と原地盤部の境界をゴムシートで遮水し、加振時に発生する過剰間隙水圧の伝播を防いだ。MODEL6の埋戻し部は管渠を設置した状態で、7号硅砂を用いて水中落下法でできるだけ緩く作成し、そのうちのCASE11の埋戻し部上部に限り十和田砂礫（最大粒径25.5mmに調整、D_{50}=1.35mm、Fc=4.25%、Uc=11.18)を用いて埋戻した。一方、MODEL5では、空中落下法によりできるだけ緩く作成した。6年度の実験では、地盤が加振毎に締まって浮上がりが生じにくくなった可能性があったため、6年度より加振ステップを間引き、さらに埋戻し部を可能な限り緩く作成した。なお、計測方法、管渠模型やはしご胴木基礎の形式等は6年度と同一である。模型の解体時に、地盤中の水を抜き埋戻し部との境界まで掘削した後、埋戻し部

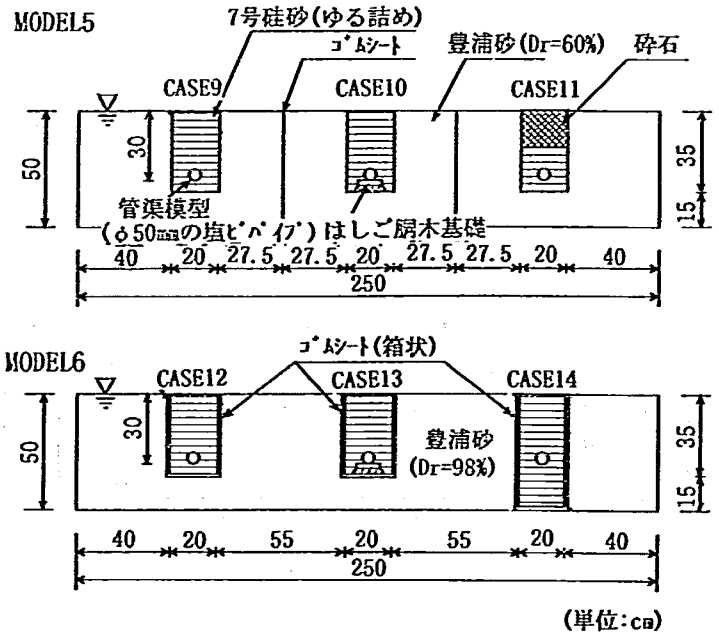


図-5　模型断面

と管渠の状況を、土層の前面から10cm、34cm(中央部)、58cm離れた3断面で観察した。

5.3 実験結果

管渠模型の累積浮上がり量と加振加速度との関係を図-6に示す。原地盤が液状化しやすいCASE9～11では200galから浮上がりが生じ400galで大きく浮上がったのに対し、原地盤が液状化しにくいCASE12～14では、300galまではほとんど浮上がらず、400galで突然大きく浮上がった。埋戻し部の上部を砕石としたCASE11でも下部の砂が液状化することによって浮上がりが生じたが、上部の砕石により上方への砂の移動が阻止されるため、最終的な累積浮上がり量は埋戻し部全体が液状化するCASE9の60%程度であった。また、基礎のあるCASE10,13の方が300galまでは基礎のないCASE9,12より浮上がり量は小さかったが、400galでは基礎のないケースと同程度かそれ以上の浮上がりが生じた。ただし基礎のある模型は土槽の中央付近に、基礎のない模型は側壁側に埋設されており、土槽の側壁によるせん断変形の拘束の有無の影響が現れていた可能性がある。はしご胴木基礎がなく管渠模型の下の埋戻し部が深いCASE14と浅いCASE12を比較すると、埋戻し部の深いケースの方が浮上がり量が大きかった。

図-7にCASE9の浮上がり量と浮上がり安全率の関係を示す。管渠は安全率Fuが1.0以下になると浮上がりを生じ、加振終了と同時にFuが1.0を越えた時点で浮上がりが止まった。

図-8に最終浮上がり量と最小安全率(加振中の最小値)の関係を示す。ケース毎のばらつきが大きいが、同一のケースにおいては最小安全率が小さくなるほど、最終浮上がり量が大きくなる傾向が見られた。

5.4 観察結果

図-9に各ケースの変位状況の観察結果(中央部の断面)を示す。原地盤が液状化しやすいCASE9～11は、埋戻し部下方では原地盤側から埋戻し部へ、埋め戻し部上方では埋戻し部から原地盤側へ砂が移動し、管渠上方の地盤は

表-2 実験条件

平成7年度

模型番号		模型形状	模型の比重	原地盤(豊浦砂)	埋戻し部	基礎の種類	加振条件
MODEL5	CASE 9	φ51mmの管渠模型	0.600	Dr=60%	硅砂 (空中落下法による緩詰め) Dr=16%	なし	正弦波 5Hz
	CASE 10				硅砂 (空中落下法による緩詰め) Dr=20%	はしご胴木基礎	加振加速度
	CASE 11				下部:硅砂 (空中落下法による緩詰め) Dr=16% 上部:砕石 Dr=15%	なし	200gal 20波 306gal 20波
MODEL6	CASE 12			Dr=93%	硅砂 (水中落下法による緩詰め) Dr=47%	なし	410gal 100波
	CASE 13				硅砂 (水中落下法による緩詰め) Dr=44%	はしご胴木基礎	
	CASE 14				硅砂 (水中落下法による緩詰め) Dr=52%	なし (埋戻し部が他よりも深い)	

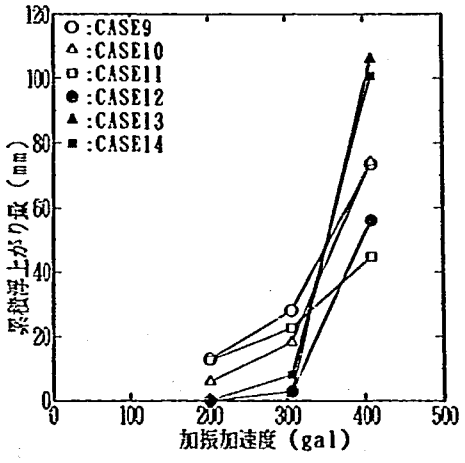
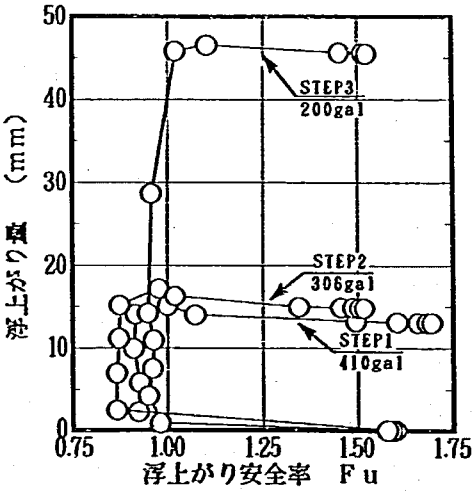


図-6 管渠模型の累積浮上がり量と加振加速度の関係



$$F_u = \frac{W_s + W_m}{U_s + U_d + F}$$

ここに、

U_s：管渠模型底面に作用する静水圧による揚圧力

U_d：管渠下端の過剰間隙水圧の実測値より算定した揚圧力

F ：管渠模型下部地盤の浸透水力に起因する力。CASE14においては、埋戻し部底部の過剰間隙水圧計に作用する実測値より算定した。他のケースではF=0とした。

W_s：管渠模型の上載土の重量

W_m：管渠模型の自重

図-7 CASE9の累積浮上がり量と浮上がり安全率の関係

管渠の浮上がりに伴いドーム状に変形し、埋戻し部の地表面を盛り上げる傾向が見られた。埋戻し部上部を砂礫で埋戻したCASE14では、下部の埋戻し部の変形が抑制される効果があった。原地盤が液状化しにくいCASE12～14では、原地盤部と埋戻し部間での砂の移動は少なく、埋戻部の地表面が原地盤面に対し沈下していた。埋戻し部が深いCASE14では、管渠下方の地盤の液状化層厚が厚く、砂の変形量が大きいため浮上がり量も大きかった。

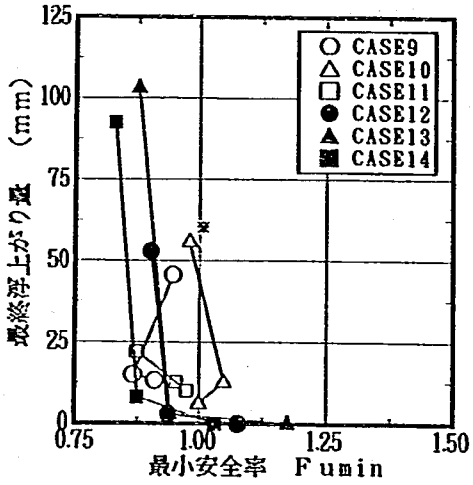


図-8 最終浮き上がり量と最小安全率の関係

6. まとめ

1) 北海道東方沖地震、三陸はるか沖地震による下水道管渠の被害について整理した結果、釧路市では管径200～250mmのものに被害が多く、また管種では塩ビ管に被害が多い。これに対して八戸市では埋設深度が3m以上のものおよびヒューム管に被害が多かった。

2) マンホールを有する下水道管路の模型振動実験を行った結果、砕石による埋戻しを行うことにより、ドレーン的な効果が期待でき、また砕石の剛性による浮上がりの抑止効果があることが分かった。

3) 原地盤が液状化しやすいケースでは小さい加振加速度から浮上がりが徐々に生じ、液状化しにくいケースではある加振加速度で突然大きな浮上がりが生じた。埋戻し部の上部を砕石で埋戻したケースでも下部の砂が液状化することによって浮上がりが生じた。

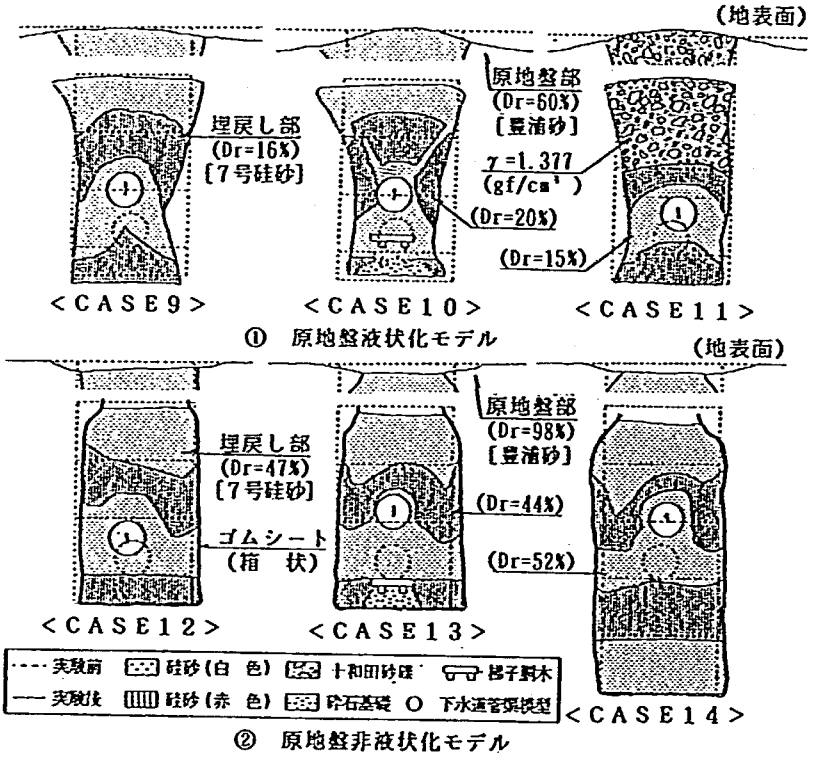


図-9 埋戻し部の変位状況（中央部）

4) 基礎のあるケースでも、基礎のないケースと同程度かそれ以上の浮上がりが生じた。ただし、実験結果は、土槽の側壁によるせん断変形の拘束の有無の影響を受けていた可能性がある。また、基礎がなく管渠模型の下の埋戻し部が深いケースの浮上がり量は、浅いケースよりも大きかった。

5) 管渠は浮き上がり安全率が1.0以下になると浮上がり始め、同一のケースでは最小安全率が小さくなるほど最終浮上がり量が大きくなる傾向が見られた。

6) 原地盤が液状化しやすいケースは、埋戻し部下方では原地盤側から埋戻し部へ、埋め戻し部上方では埋戻し部から原地盤側へ砂が移動し、地表面は相対的に盛り上がった。一方、原地盤が液状化しにくいケースでは、ほとんど埋戻し部のみで砂の移動が生じ、地表面は埋戻し部が相対的に沈下した。

7) 埋戻し部が深い場合、管渠下方の地盤が変形し浮上がり量も大きかった。また埋戻し部上部を砂礫で埋戻した場合、下部の埋戻し部の変形が抑制される効果があった。

VI. 河川事業調査費による研究

１．河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査

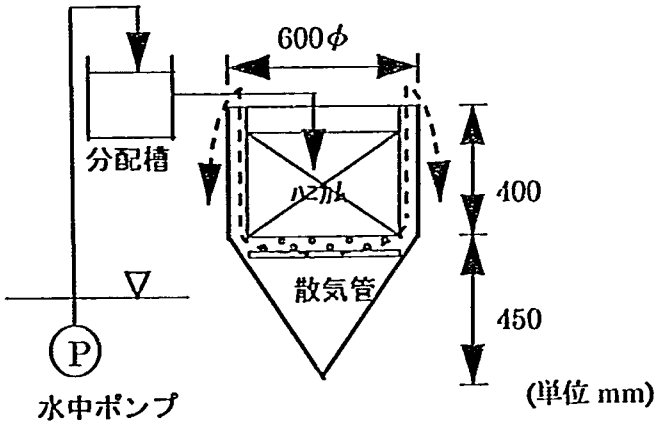
水質研究室　室　　長　田中　宏明
研　究　員　松宮　洋介

１．はじめに

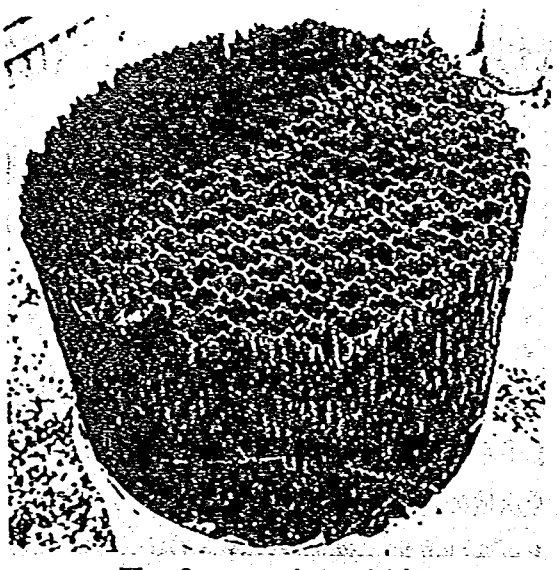
水質改善が遅れている河川、湖沼等の水質改善を図るためには、下水道整備を早急に行う必要がある。また、一方で、下水道未整備地域を中心に家庭雑排水や小規模工場排水に対して、河川や水路で直接浄化事業が展開されている。さらに閉鎖性水域の富栄養化対策として、このような事業が行われることもある。このような河川及び水路での直接浄化事業は近年、増加の一途をたどっているが、効果評価が十分になされているとは言い難く、また現存の浄化施設に関する情報も限られている。そこで建設技術協議会技術管理部会水質連絡会（建設省河川局河川環境課、土木研究所水質研究室、建設省各地方建設局技術事務所水質試験課、北海道開発局開発土木研究所環境研究室で構成）では、平成６年度から河川、水路での直接浄化事業に対し、その現状を調査し、効果の評価を行うとともに、必要に応じて改善策を検討すること、さらには「清流ルネッサンス21」を始めとする、河川の総合的な水質保全計画立案と緊急対策の実施に資することを目的とした調査を行っている。６年度はアンケート調査により全国の、河川及び水路の直接浄化事業の現状を把握した結果、これらの事業は国の他、地方公共団体を中心に展開されており、れきや浄化用の特殊材を用いた浸漬型接触酸化法が主流であること、これらの事業は生活排水で汚濁した河川や水路に対して実施されており、BOD、SS濃度の低減を目標に行われているケースが多いこと、施設の維持管理として汚泥除去を行っている施設は約半分程度であることが明らかになった[1)]。また、直接浄化施設は、技術的かつ財政的見地から維持管理に焦点を当てた調査が必要であることが報告されている[2)]。そこで７年度は、維持管理が河川直接浄化施設の処理機能にどのような影響を及ぼすのかを明らかにするために、千葉県松戸市の坂川ポンプ場に実験装置を設置し運転を行った。

２．実験方法

実験装置（図－１）は同じ構造のものを３基制作した。実験装置は上部の反応槽と下部沈殿槽が一体となった構造をしており、反応槽には接触材として、比表面積200㎡/㎥、重量20kg/㎥、空隙率98.5%、硬質塩化ビニル製のハニカムを内径450㎜、高さ350㎜に加工し（図－２）、図－１のように充填した。尚、ハニカムは後述するように、生物膜採取作業ができるように平面方向に６分割して用いた。処理原水として坂川からポンプアップした河川水を実験装置に下向流で流入させた。



図－１　実験施設の概要



図－２　ハニカムの写真

実験は1995年5月30日～10月3日までの期間（実験前期）と1995年10月20日～1996年1月23日までの期間（実験後期）に分けて行った。実験条件は表－１の①～⑥の通りである。

表－１　実験条件

	実験期間	流入水量（l／分）	水理学的滞留時間（h）	維持管理の有無	ﾊﾆｶﾑの有無
①	1995/5/30-1995/10/20	1	2.6	なし	あり
②	1995/5/30-1995/10/20	1	2.6	あり	あり
③	1995/5/30-1995/10/20	2	1.3	あり	あり
④	1995/10/20-1996/1/23	2	1.3	なし	なし
⑤	1995/10/20-1996/1/23	2	1.3	なし	あり
⑥	1995/10/20-1996/1/23	2	1.3	あり	あり

尚、本実験では散気管下部の沈殿槽に貯まった浮遊物質（ＳＳ）及び実験装置内壁に付着したＳＳを汚泥と定義し、またハニカムに付着したＳＳを生物膜と定義する。表－１の水理学的滞留時間は実験装置全体の容量を流入水量で割り算することにより求めた。また、維持管理とは、実験装置内の汚泥を引き抜き、装置内壁をタワシと水道水を用いて洗浄するとともに、ハニカムは装置から取り出し、約5cmの高さから数回、落下させながら、約20ﾘｯﾄﾙの蒸留水をハニカム上約50cmの高さから流下させ、過剰な生物膜を取り除く操作をいう。流入水量は実験期間中、表－１の値を保つように週１～２回、水中ポンプ及び配管の清掃を行ったが、若干の流入水量の減少があった。したがって実際の滞留時間は表－１のものよりやや長くなっていた。

流入水と処理水の水質分析、汚泥及び生物膜の蓄積量、性状分析を表－２の期日に行った。この際、上述した維持管理を行い、汚泥と生物膜の調査用試料の採取を行った。

生物膜の蓄積量、性状分析として、ハニカムの1/6を実験槽から取り出し、バケツ内で約5cmの高さから落下させるとともに、10リットルの蒸留水を上部から注いで、生物膜を剥離し、洗浄水を均一に撹拌した後、水質分析を行ったうえ、ハニカム全体の相当量に換算した。なお、生物膜採取後は実験槽にハニカムを速やかに戻した。

実験槽内の汚泥の蓄積量、性状分析用試料として、ハニカムを実験槽から取り出した後、汚泥を含む水を槽内が均一となるよう撹拌した後、その一部を分取し、水質分析を行ったうえ、分取前の汚泥を含む水の容量を勘案し、汚泥量および含有量を換算した。

表－２　調査実施日

	水質調査	汚泥・生物膜調査
1995年5月30日		
6月6日	○	
6月20日	○	○
7月4日	○	
7月18日	○	○
8月1日	○	
8月22日	○	○
9月5日	○	
9月19日	○	○
10月3日	○	
11月7日	○	
11月14日	○	○
12月5日	○	
12月12日	○	○
1996年1月9日	○	
1月23日	○	○

流入水、処理水、汚泥、生物膜の分析項目と分析方法は表－３の通りである。但し、CODMnは、溶解性CODMn（D-CODMn）として、SS分析後のろ液を分析した。また、NO2-NとNO3-Nの和をNOX-Nとした。

表－３　分析項目と分析方法

	流入水、処理水の分析方法
生物化学的酸素消費量（ＢＯＤ）	JIS K 0102(1993年)21.
N-アリルチオ尿素により硝化作用を抑制した状態のBOD(C-BOD)	下水試験方法(1984年版)第3章第18節
二クロム酸カリウムによる酸素消費量（ＣＯＤCr）	JIS K 0102(1993年)20.
100℃における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量（ＣＯＤMn）	JIS K 0102(1993年)17.
浮遊物質量（ＳＳ）	環境庁告示第16号(平成5年)付表9
総窒素（Ｔ－Ｎ）	河川水質試験方法（案）(1982年版)46.5.3.2
総リン（Ｔ－Ｐ）	河川水質試験方法（案）(1982年版)47.2.3.1
アンモニア性窒素（ＮＨ４－Ｎ）	上水試験方法(1993年版)VI-2 9.3
硝酸性窒素（ＮＯ３－Ｎ）	上水試験方法(1993年版)VI-2 11.3
亜硝酸性窒素（ＮＯ２－Ｎ）	上水試験方法(1993年版)VI-2 10.4
オルトリン酸態リン（ＰＯ４－Ｐ）	河川水質試験方法（案）(1982年版)47.1.3.1

	底泥、生物膜の分析方法
生物化学的酸素消費量（ＢＯＤ）	JIS K 0102(1993年)21.
二クロム酸カリウムによる酸素消費量（ＣＯＤCr）	JIS K 0102(1993年)20.
浮遊物質量（ＳＳ）	環境庁告示第16号(平成5年)付表9
強熱減量（ＶＳＳ）	下水試験方法(1984年版)第3章第10節
全窒素（Ｔ－Ｎ）	下水試験方法(1984年版)第3章第26節
総リン（Ｔ－Ｐ）	建設省河川砂防技術（案）水質・底質調査表14-5(その2)

３．実験結果

実験前期（①～③の実験条件に対応）の平均水温は23.6℃、実験後期（④～⑥の実験条件に対応）の平均水温は10.3℃であった。

各実験条件でのそれぞれの実験期間の平均流入水質、平均処理水質、平均除去率を表－4に示す。

表－4　平均流入水質、平均処理水質、平均除去率

		SS			BOD			C-BOD		
		流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)
実験前期	①	16.7	6.94	58.4	7.65	6.56	14.3	7.61	3.77	50.5
	②	〃	7.47	55.3	〃	6.92	9.58	〃	4.10	46.1
	③	〃	5.88	64.8	〃	5.89	23.1	〃	4.10	46.1
実験後期	④	14.3	7.47	47.8	13.7	10.3	25.3	14.2	11.1	22.1
	⑤	〃	6.65	53.6	〃	9.74	29.1	〃	10.1	28.7
	⑥	〃	7.10	50.4	〃	9.71	29.3	〃	9.89	30.4
前期＋後期(③と⑥の平均)		15.5	6.49	57.6	10.7	7.80	26.2	10.9	6.99	38.3

		CODCr			D-CODMn			T-N		
		流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)
実験前期	①	25.8	21.5	16.7	8.53	7.97	6.50	5.39	5.60	-3.89
	②	〃	20.2	21.7	〃	8.34	2.19	〃	5.31	1.57
	③	〃	22.9	11.1	〃	8.45	0.90	〃	5.37	0.495
実験後期	④	35.2	27.0	23.3	12.8	12.6	1.54	8.50	8.31	2.20
	⑤	〃	25.6	27.2	〃	12.9	-1.02	〃	8.14	4.16
	⑥	〃	28.7	18.5	〃	12.9	-0.547	〃	8.23	3.12
前期＋後期(③と⑥の平均)		30.5	25.80	14.8	10.7	10.65	0.2	6.9	6.80	1.8

		T-P			NH4-N			PO4-P		
		流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)	流入水質(mg/l)	処理水質(mg/l)	除去率(%)
実験前期	①	0.827	0.727	12.1	3.14	1.29	59.0	0.628	0.617	1.73
	②	〃	0.731	11.5	〃	1.77	43.7	〃	0.617	1.66
	③	〃	0.710	14.1	〃	2.21	29.5	〃	0.613	2.32
実験後期	④	1.33	1.30	1.76	6.54	6.84	-4.54	1.04	1.10	-6.49
	⑤	〃	1.28	3.77	〃	6.91	-5.66	〃	1.10	-6.43
	⑥	〃	1.31	1.01	〃	6.87	-5.12	〃	1.08	-4.45
前期＋後期(③と⑥の平均)		1.1	1.01	7.5	4.8	4.54	12.2	0.8	0.85	-1.1

注）除去率の「－」は処理水質の方が流入水質よりも大きいことを表す。

平均硝化率を表－5に示す。尚、硝化率は処理水中のNH4-NとNOX-Nの和に対するNOX-Nの割合をパーセントで表した。

表－5　平均硝化率

		硝化率（%）
実験前期	①	74.7
	②	62.2
	③	51.7
実験後期	④	4.73
	⑤	3.78
	⑥	5.22

また各調査期間の累計の汚泥の生成量とその性状汚泥発生量を表－6に示す。

表－6　汚泥の発生量

		BOD(g)	CODCr(g)	SS(g)	VSS(g)	T-N(g)	T-P(g)
実験前期	①	65.2	228	558	222	8.52	9.76
	②	137	341	882	388	24.7	8.73
	③	330	1579	2492	1028	73.0	20.1
実験後期	④	96.2	224	286	192	33.3	2.58
	⑤	173	541	567	386	39.0	6.79
	⑥	245	375	730	517	33.5	11.1

なお維持管理をしない実験条件に対しては実験期間での最終日の汚泥堆積量を、維持管理をする実験条件では引き抜いた汚泥量の総和を示す。

汚泥中のSS及びVSSに対するBOD、CODCr、T-N、T-P、VSSの割合を表－７に示す。

表－７　汚泥中のSS及びVSSに対するBOD、CODCr、T-N、T-P、VSSの割合

		BOD/SS	CODCr/SS	T-N/SS	T-P/SS	VSS/SS
実験前期	①	0.152	0.271	0.0235	0.00950	0.398
	②	0.247	0.334	0.0386	0.0119	0.440
	③	0.232	0.723	0.0411	0.00922	0.413
実験後期	④	0.334	0.814	0.0733	0.0133	0.673
	⑤	0.298	1.12	0.0682	0.0145	0.680
	⑥	0.410	0.652	0.0558	0.0147	0.709

		BOD/VSS	CODCr/VSS	T-N/VSS	T-P/VSS
実験前期	①	0.397	0.671	0.0604	0.0230
	②	0.540	0.761	0.0852	0.0258
	③	0.584	1.78	0.105	0.0226
実験後期	④	0.503	1.23	0.105	0.0204
	⑤	0.446	1.68	0.100	0.0225
	⑥	0.564	0.879	0.0764	0.0218

さらに、生物膜の実験期間中での平均VSSと平均付着量を表－８に示す。

表－８　生物膜のVSSと付着量

		BOD(g)	CODCr(g)	SS(g)	VSS(g)	T-N(g)	T-P(g)
実験前期	①	9.75	22.9	35.8	1.61	1.25	0.601
	②	4.27	10.3	24.5	1.04	0.665	0.259
	③	8.71	16.5	33.4	1.65	1.16	0.349
実験後期	⑤	14.0	50.1	57.7	3.90	3.30	0.753
	⑥	29.5	68.7	56.7	3.96	5.05	0.975

生物膜中のSS及びVSSに対するBOD、CODCr、T-N、T-P、VSSの割合を表－９に示す。

表－９　生物膜中のSS及びVSSに対するBOD、CODCr、T-N、T-P、VSSの割合

		BOD/SS	CODCr/SS	T-N/SS	T-P/SS	VSS/SS
実験前期	①	0.450	0.732	0.0438	0.0166	0.480
	②	0.290	0.411	0.0312	0.0106	0.453
	③	0.334	0.566	0.0492	0.00972	0.493
実験後期	⑤	0.245	0.853	0.0563	0.0146	0.670
	⑥	0.544	1.43	0.103	0.0183	0.692

		BOD/VSS	CODCr/VSS	T-N/VSS	T-P/VSS
実験前期	①	0.855	1.50	0.0874	0.0332
	②	0.627	0.858	0.0668	0.0239
	③	0.691	1.11	0.0949	0.0201
実験後期	⑤	0.371	1.28	0.0847	0.0227
	⑥	0.766	2.05	0.145	0.0274

4．考察

4．1　全実験期間中での処理性能

実験③、⑥での各水質項目ごと除去率の平均値はSS、BOD、C-BOD、CODCr、D-CODMn、T-N、T-P、NH4-N、PO4-Pでそれぞれ57.6%、26.2%、38.3%、14.8%、0.2%、1.8%、7.5%、12.2%、-1.1%であった。また、硝化率は28.5%であった。本実験施設は、SSや粒子性の有機物の除去、硝化の促進の効果に比べ、溶解性の有機物や栄養塩の除去効果は小さい。

4．2　維持管理の処理性能への影響

SS、BOD、C-BODの除去率は実験②が実験①に比べ、3.1%、4.7%、4.4%小さく、CODCrの除去率は実験②が実験①に比べ、5.0%高い。SS、CODCrの除去率は実験⑥が実験⑤に比べ、3.2%、8.7%小さく、BOD、C-BODの除去率は0.2%、1.7%高い。SSの除去に関して維持管理が処理性能の向上をもたらさなかった。

硝化率は実験①が実験②に比べ、12.5%大きかった。本実験の維持管理方法は、増殖性の低い硝化細菌を大量に除去したためか硝化を阻害していた。

4．3　水温の処理性能への影響

実験③は実験⑥に比べてC-BODの除去率が15.7%高かった。NH4-Nの除去率は実験③で29.5%、実験⑥では-5.12%であり、また硝化率は実験③で51.7%、実験⑥で5.22%であったことから、硝化作用に水温が影響していた。

実験③の汚泥は実験⑥に比べて、VSS/SSが30%低く、またBOD/SSが43%小さい。つまり、実験前期の高水温時の汚泥は、実験後期の低水温時の汚泥に比べ、有機物濃度が低い。

実験③の生物膜は実験⑥に比べ、VSS/SSが20%低く、またBOD/SSが39%小さく、実験③の生物膜は実験⑥より有機物濃度が低い。

4．4　ハニカムの処理性能への影響

実験⑤は実験④に比べ、BOD、CODCr、SS除去率がそれぞれ、3.8%、3.9%、5.8%高かった。実験⑤の汚泥発生量は実験④の汚泥発生量に比べ、BOD、CODCr、SSでそれぞれ1.79倍、2.42倍、1.98倍であった。ハニカムがあることで水中のBOD、CODCr、SSの除去率としてあらわれる効果はあまり大きくなかったが、ハニカムが存在することで水中のBOD、CODCr、SSを汚泥として捕捉する効果は大きかった。

4．5　水量負荷の処理性能への影響

実験③は実験②に比べ、水量負荷が2倍であるが、SS、BODの除去率が9.5%、13.5%高く、C-BODの除去率は、ほぼ同じである。一方、硝化率は実験②が実験③より10.5%高い。実験③の汚泥発生量は実験②に比べ、BOD、CODCr、SS、T-N、T-Pでそれぞれ2.41倍、4.63倍、2.83倍、2.96倍、2.30倍であり、水量負荷条件は2倍であるにもかかわらず、それ以上の汚泥発生量があった。

5．まとめ

維持管理が河川直接浄化施設の処理機能にどのような影響を及ぼすのかを明らかにするために、千葉県松戸市の坂川ポンプ場に実験装置を設置し運転を行った結果、除去率の最も高い水質項目はSSであるにもかかわらず、維持管理がSSの除去率の向上をもたらさないケースがあること、また生物膜の剥離により維持管理が硝化の促進を阻害するケースがあること、水量負荷が増加しても除去率がかえって改善する場合があること等明らかになった。さらに、低水温時に硝化が進まないことも明らかになった。

6．今後の課題

今後、処理機能の維持あるいは改善に向けて、河川浄化施設に対して、どのような時期にどのような方法で維持管理を行うのが効果的であるか検討する必要がある。

<参考文献>

1）田中他「河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査」土木研究所資料第3374号,1995.10.

2）Matsumiya,Y. and Tanaka,H. (1995) Direct Purification of Polluted River, *6th International Conference on the Conservation and Management of Lakes -Kasumigaura'95*

VII. 建設技術研究開発経費による研究

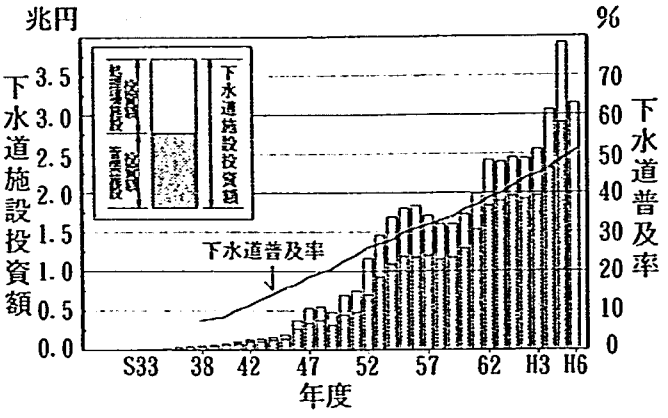
１．下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査

（社会資本の維持更新・機能向上技術の開発）

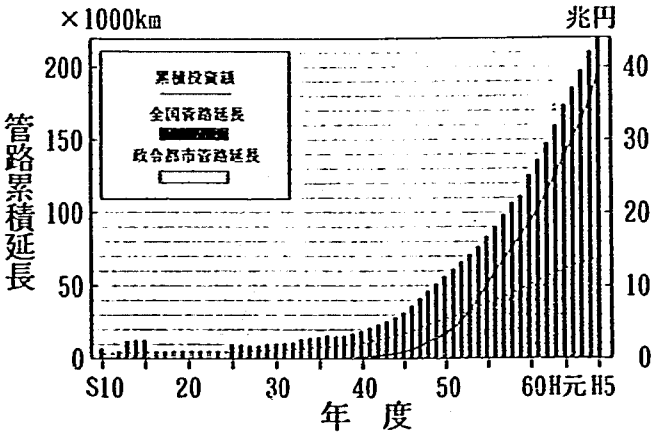
下水道研究室　室　　長　田中　修司
主任研究員　北川　三夫
研　究　員　深谷　　渉

１．まえがき

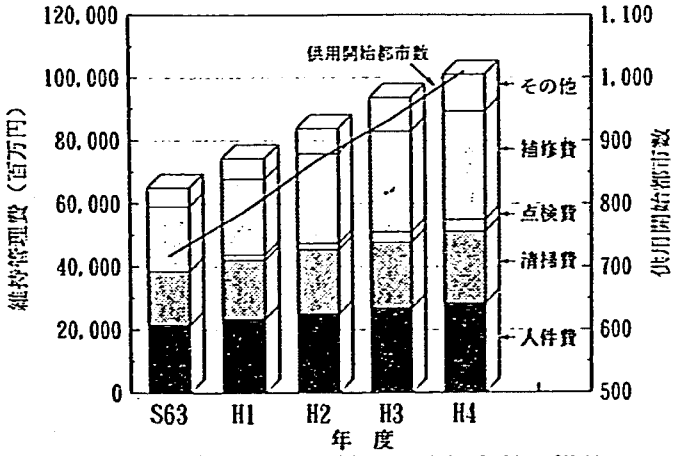
我国における下水道投資額は、昭和30年代から目覚ましい勢いで伸びており、これに伴って下水道普及率も平成６年度末で51%に達した(【図－１】参照)。この結果、新下水道法が制定された昭和33年以降の下水道施設累積投資額は、平成６年度末において約43.5兆円に達するとともに、下水管路施設のストック量は、平成６年度末において約24万kmにまで増加した(【図－２】参照)。このように、快適な市民生活を支える下水道施設は着々とそのストック量が増加しており、これに伴って下水管路施設の維持管理に要する費用が増大するとともに、過去に建設した施設が耐用年数を迎えその更新費も急激に増加することが予想される(【図－３】参照)。したがって、今後とも増大していく下水道施設を常時適正に保全していくには、整備した下水管路施設に必要となる維持・更新費を低減できる技術や手法の開発が求められている。また、これらの課題を解決できる各種技術の最適性を評価する指標としては、施設の耐用年数期間内に必要となる建設費と維持管理費を総合的に考慮したﾗｲﾌｻｲｸﾙｺｽﾄ(以下ＬＣＣと記す)が有効である。このため、本研究では下水管路施設の維持管理・更新費を低減できる技術や手法を開発するため、①下水管路施設における維持・更新の実態把握調査、②維持・更新費を低減できる技術(硫化水素対策技術)の検討、③下水管路施設におけるＬＣＣの試算、及びＬＣＣを用いた各種硫化水素対策技術の評価手法に関して検討を行った。



【図－1】下水道投資額と普及率の推移[1),2)]



【図－２】管路累積延長と累積投資額の推移



【図－３】管路施設維持管理費と供用開始都市数の推移

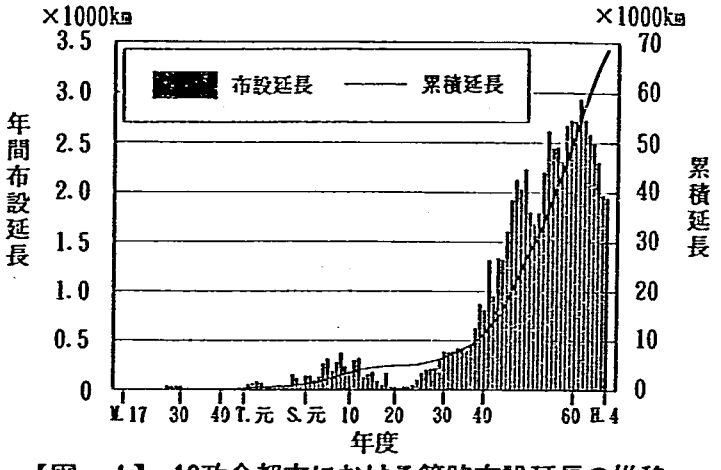
2．調査の目的

本調査では、都市内の重要な社会資本である下水管路施設において、今後とも増加していく維持・更新費を低減できる技術や手法を開発することを目的として、５年度においては、①13政令都市を対象としたアンケート調査による現状の下水管路施設における維持管理及び更新の実態把握調査、②下水管路施設におけるＬＣＣ把握のための基本諸元の収集及びＬＣＣの試算、③近年その採用が増加してきた下水道用硬質塩化ビニル管の耐久性評価試験を行った。引き続き６年度においては、①５年度実施したアンケート調査を更に解析し、改築・更新事業において最も緊急に対策の確立が求められてる劣化現象に関する検討、②管路施設の維持・更新費を低減できると考えられる各種技術の諸元整理、及びＬＣＣの試算、③６年度設置した腐食防止対策実験施設における圧送管出口での生成硫化物酸化手法に関する検討を行った。調査最終年度である７年度においては、管路施設において維持・更新費を低減するために最も早急にその対策が求められている硫化水素対策技術を確立するため、腐食防止対策実験施設を用いた各種の硫化水素抑制技術（空気注入法・酸素注入法・硝酸塩注入法）について①効果の確認、②制御手法の検討、③必要単位注入量の検討を行うとともに、これまでの３カ年の調査で得られた結果のとりまとめを行った。

3．調査結果

3．1　下水管路施設の維持更新の実態（Ｈ５～６年度調査）

下水管路施設における維持管理及び更新の実態を把握するため、我国において古くから下水道事業を開始している13政令都市を対象としてアンケート調査を行った。アンケートを行った13政令都市全体の行政人口は約27百万人、処理区域人口は約25百万人である。

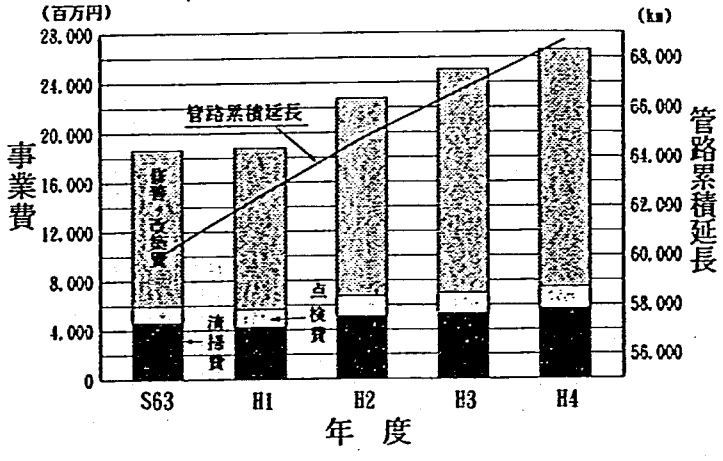


【図－４】 13政令都市における管路布設延長の推移

3．1．1　政令都市における整備済み管路施設の布設状況及び維持管理状況

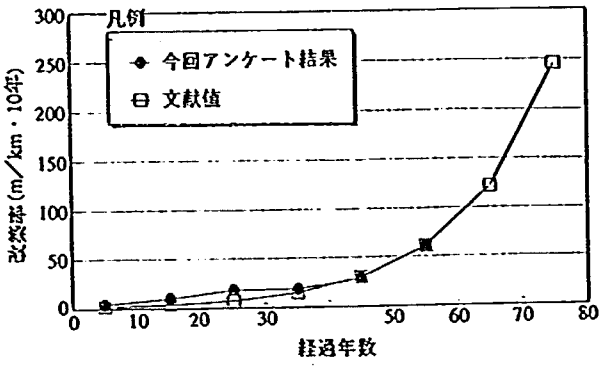
平成４年度末における13政令都市全体の管路延長は約69千ｋｍであり、これは全国管路総延長の約33％を占める。13政令都市全体の管路延長の推移を【図－４】に示す。13都市内においては明治17年から管路施設の布設が開始され、途中第二次大戦等の影響はあったが、それ以降目ざましい勢いで管路施設延長が増加していった。一方、昭和61年以降は１年間当たりの管路布設延長は減少に転じており、政令都市全体では新規の下水道整備は一応ピークを越した状態にあり、今後は整備された施設の適正な保全や更新がこれまで以上に重要な課題になる。

【図－５】は、過去５ケ年間の13政令都市全体での管路維持管理（清掃・点検・修繕改築）費用の推移を示したものである。最も事業費の多いも



【図－５】政令都市における管路維持管理費の推移

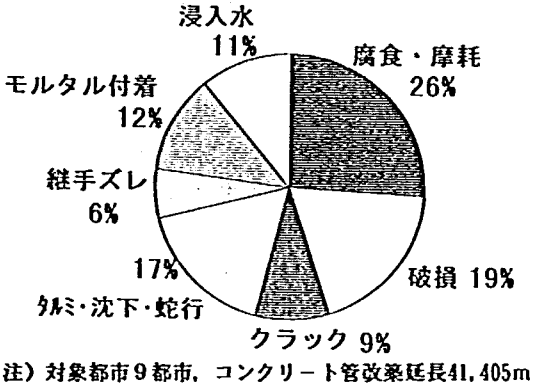
のは修繕・改築費用であり、ここ５ケ年の間で約1.4倍に増加した。清掃及び点検費用は修繕・改築費用と比較すると少ないが、年々その実施額が増してきている。今後は、これまで以上に経過年数の多い管路施設が増加することから、維持管理費用も増加していくと考えられる。



【図－６】管路施設の経過年数と改築率の関係

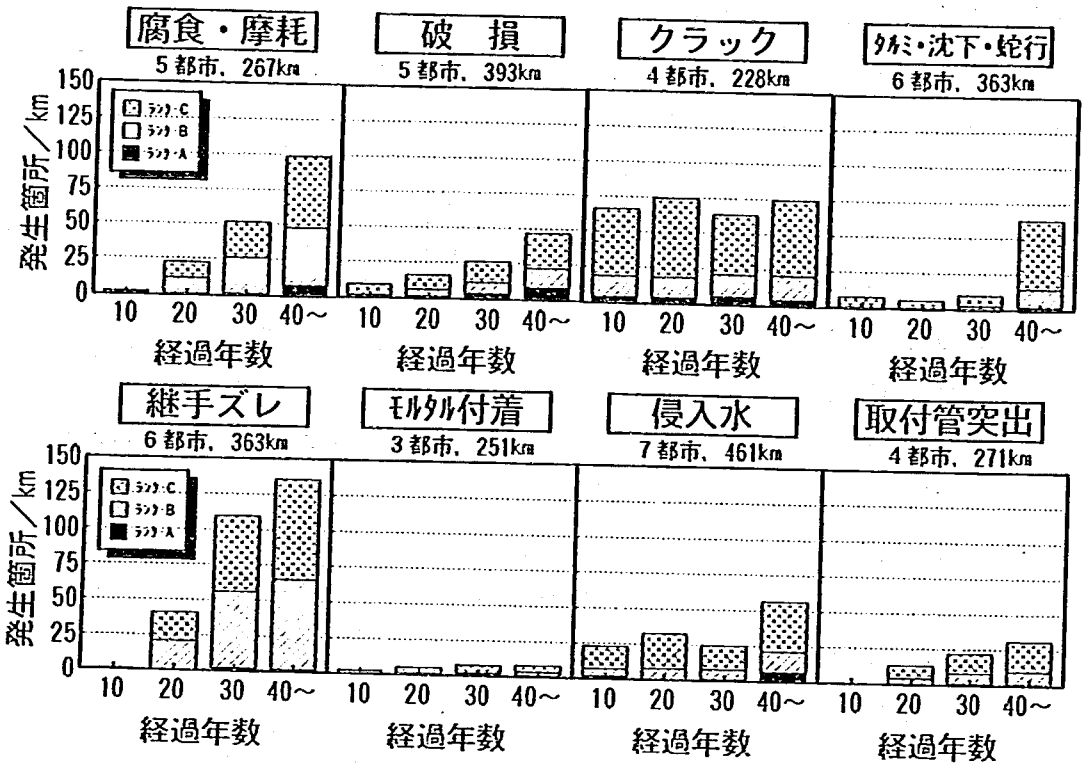
３．１．２　管路施設における改築・更新の実態

過去改築を行った管路施設について、管路施設の布設年度から改築年度までの経過年数毎に、１年間当たりの平均改築率（各経過年における改築実績延長／各経過年における管路施設総延長）を算出した。結果を10年毎にまとめたものを【図－６】に示す。同図中の白抜きデータは、アメリカの文献[3]によるものであり、今回のアンケート結果とその傾向は概ね一致している。これらより、実際の管路施設のライフサイクルは一定ではなく、あるパターンを有していることがわかる。さらに、【図－６】の曲線の変極点は概ね50～60年の間にあると考えられ、これは従来言われている管路施設の耐用年数と一致している。一方、管路施設に発生する劣化現象には、①腐食・摩耗、②破損、③クラック、④タルミ・沈下・蛇行、⑤継ぎ手ズレ、⑥モルタル付着、⑦浸入水があり、施設の維持・更新費を効率的に低減させるためには、このような管路施設に生じる種々の劣化現象に応じた維持・更新費低減技術を確立することが合理的である。【図－７】は、政令都市において昭和63年から平成４年までの５ケ年間に改築を行った管路施設を対象としてその劣化原因を分析した結果であり、その改築要因として最も多い劣化現象は、腐食・摩耗である。【図－８】に、13政令都市において昭和63年から平成４年度までの５ケ年間に行われたＴＶカメラ点検結果を分析し、各劣化現象毎の経過年数別発生頻度（各劣化現象発生箇所数／ＴＶカメラ調査延長）を求めた結果を示す。ここで、ランクＡは「緊急に対策を要する」レベルであり、ランクＢは「２～５年の間に処置」、ランクＣは「当分処置しなくて良い」レベルである。クラックを除いた各劣化現象においては、経過年数の増大とともに劣化発生頻度は増加しており、経過年数が40年を越えた時点で最も多く見られる劣化現象(ランクＡ～Ｃまでを含む)は、①継ぎ手ズレ、②腐食・摩耗、③浸入水、④タルミ・・・の順であり、経過年数40年以上についてランクＡのみで比較した場合の発生劣化現象は、①破損、②腐食・摩耗、③浸入水、④クラック・・・の順である。以上より、管路施設においては「腐食・摩耗」が最も高い改築原因であるとともに、経過年数の増加に応じて単位延長当たりの発生頻度も高いことから、最も緊急度の高い劣化現象であると考えられる。また、コンクリートの腐食に関しては他の劣化現象とは異なり、条件さえ整えば供用開始後数年で腐食が進行することや、コンクリート腐食部分においてはその強度が全く期待できず、最悪の場合には道路陥没が発生する等の特徴を有していることから、本研究では管路施設における維持更新費を低減すべき緊急度の高い劣化現象として管路施設の腐食に焦点を当てることとする。



注）対象都市９都市，コンクリート管改築延長41,405m

【図－７】コンクリート管における改築要因



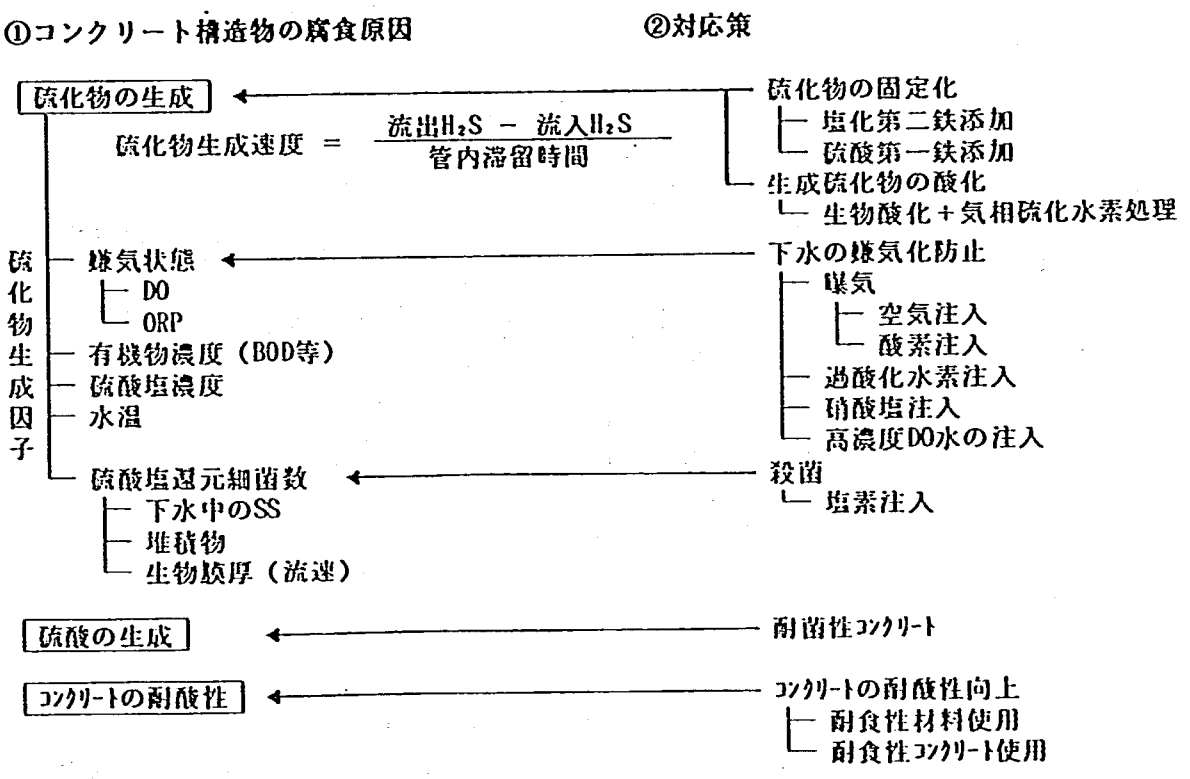
【図－８】　管路施設における劣化現象発生頻度

３．２　硫化水素による腐食対応策

３．２．１　硫化水素対応策

コンクリート腐食という問題に対する基本的な対応策は、コンクリートの腐食が起きる環境又は条件を変更することにある。つまり、コンクリート腐食機構は、①嫌気的条件下での下水中の硫酸イオンの還元（硫化水素の生成）、②下水中の硫化水素の大気中への拡散、③気相中での硫化水素の酸化（硫酸の生成）、④硫酸によるコンクリートの腐食という４段階からなり、これら４段階が全て生じる時に初めてコンクリートが腐食を受けるのであるから、コンクリート腐食問題に対応するには、これらコンクリート腐食機構の一部分を変更してやれば良い。例えば、嫌気条件下での硫化水素の生成という問題に対しては、空気や酸素を下水中に注入して好気的条件にしてやれば対応できるし、硫化物の生成という基本的な問題に関しては、塩化第二鉄等の金属塩を注入し生成硫化物を固定化（塩鉄の場合には硫化物イオンと反応して不溶性の硫化鉄となる）してやれば対応できる。

このような観点から、コンクリート腐食原因とこれまで提案されたあるいは日本で実施されてきた腐食対応策の関係を【図－９】に示す。本調査においては、各種文献[5),6)]に基づいて各対応策の原理や必要機器、各薬品の単位注入量、各種手法の選択基準等について検討を行った。アメリカにおける文献[6)]によれば、これら各手法の選択や注入薬剤の種類、注入率等の決定に際しては、各々の都市で現地条件や下水性状が異なるため、ベンチスケールや現地での試験によって各手法の諸元を把握した後、経済性やその硫化物抑制効果等を総合的に検討した上で、最終的に使用する薬品や注入率等が決定されており、必要注入物質はその都度求められている。



【図－９】　コンクリート構造物の腐食原因と対応策

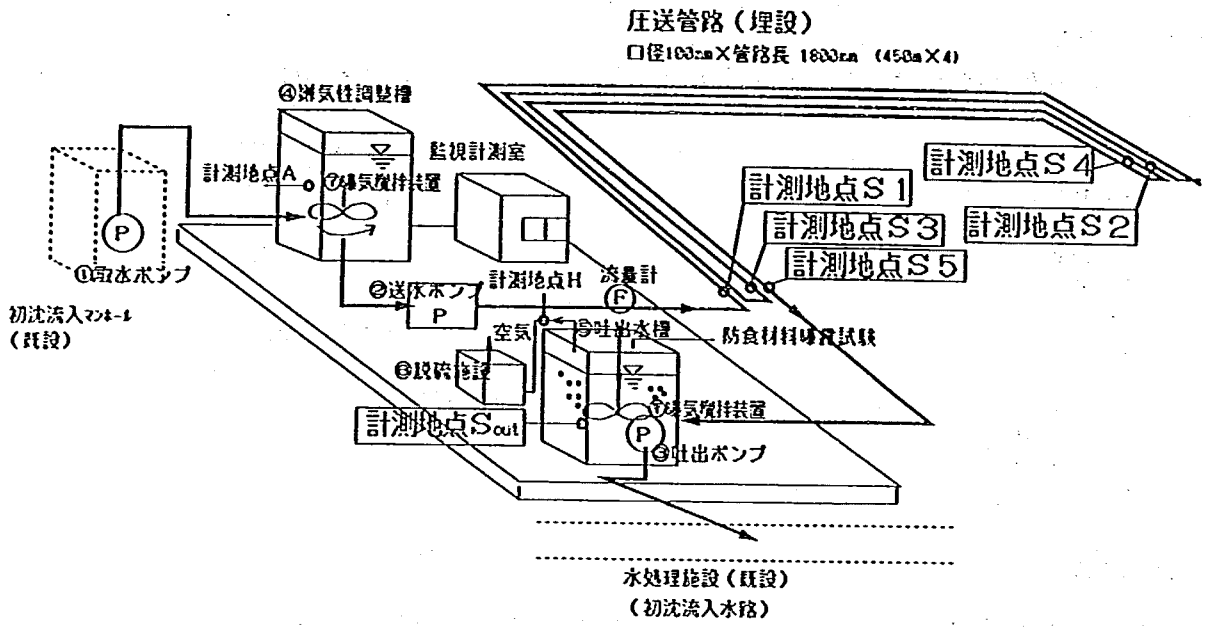
一方、前述のような硫化水素対策手法は、諸外国での実施例や調査事例はあるものの、我が国における実施事例が無いものが多く、実施事例があった場合においてもその実施個所が限られていることから、今後は、種々の条件下における各種対策技術の効果を確認し、より経済的かつ安定的な硫化水素対策手法を開発していく必要がある。また、諸外国における文献によっても、現地毎に注入量が求められており、統一的な考え方は確立されていない。

このようなことから、土木研究所においては平成６年度、【図－１０】に示すような腐食防止対策実験施設を設置し、硫化水素の生成量に関する調査を開始するとともに、圧送管出口酸化手法について検討を行ってきた[7]。また、７年度においては経済的な硫化水素対策技術を開発するために共同研究を公募し、応募のあった３技術（空気注入法・純酸素注入法・硝酸塩注入法）について、共同研究を実施した。

３．２．２　腐食防止対策実験施設の概要

腐食防止実験施設の主要施設である圧送管路及び吐き出し水槽等の諸元を【表－１】に示す。下水は処理場内の初沈流入マンホールから①取水ポンプより取水し、④嫌気性調整槽から②送水ポンプによって下水が延長約1.8㎞、口径φ100㎜の圧送管に送られる。また、圧送管出口には⑤吐出水槽を設置し、同水槽内の③吐出ポンプにより下水は水処理施設に返送される。なお、圧送管入口及び出口においては、各種硫化水素対策施設（空気注入施設及び薬注施設等）を設置できる構造となっているとともに、圧送管有効延長をＬとした時、入口・1/4Ｌ・1/2Ｌ・3/4Ｌ・出口の計５点で圧送管内下水の水質が測定可能である。

腐食防止対策実験施設・計測地点及び計測項目



【図－１０】　腐食防止対策実験施設の概要

圧送ポンプの最大吐出量は0.6㎥／分であり、圧送管内の流速は0～1.3m/Sの範囲で一定量に調整可能である。また、嫌気性調整槽及び吐出水槽内の水位変動巾（各水槽内の下水の滞留時間）は、各水槽内に20㎝間隔で設置したフリクトレベルスィッチによる取水及び吐出ポンプの運転制御により、20㎝ピッチで変更できる。なお、本施設においては、圧送管出口に当たる吐き出し水槽内部に水中撹拌曝気装置を設置しており、同水槽内で圧送管中で生成した硫化物を酸化して除去することとしている。

【表－１】　腐食防止対策実験施設の諸元

施設名	仕様
①取水ポンプ	φ80mm, 0.6㎥/分, 揚程5m
②送水ポンプ	φ100mm, 0.6㎥/分, 揚程52m(26m×2台)
⑥吐出ポンプ	φ80mm, 0.6㎥/分, 揚程5m
④嫌気性調整槽	幅4m×長3m×高さ3.5m
③吐出水槽	幅3m×長3m×高さ3.5m
⑤送水管	φ100mm, 延長約1,800m

3．2．3　圧送管出口酸化手法(Ｈ６年度調査)

（１）確認実験

６年度、生成硫化物酸化手法における硫化物の除去特性（酸化能力）を確認するための基礎調査を行った。今回行った調査の諸元を【表－２】に示す。なお、調査は圧送管路実験施設完成後、下水を一定速度（0.6m/S）で３ケ月間圧送させ、圧送管路内部に十分な生物膜が形成されるとともに圧送管出口において硫化物が定常的に生成されていることを確認した後に実施した。測定項目は、水温、ｐＨ、ＤＯ、硫酸イオン、吐き出し水槽気相部の硫化水素濃度及び、文献[8]に示されているヘッドスペース法による下水中の全硫化物及び放散可能硫化物である。また各測定は、【図－１０】における、圧送管出口（Ｓ５：1660m）、及び完全混合槽と見なせる吐き出し水槽の内部（Sout：1710m）で５回計測するとともに、圧送管入り口（Ｓ１：0m）、圧送管中間点（Ｓ３：820m）で１回計測した（本文中の距離は計測点Ｓ１からの延長を示す）。結果を【表－３】に、イオウ関連物質の収支を示したものを【図－１１】に示す。圧送管入口（Ｓ１）から圧送管出口（Ｓ５）までは、硫酸塩還元細菌により硫酸塩が硫化物に還元され、硫酸塩の

【表－２】　生成硫化物酸化調査の諸元

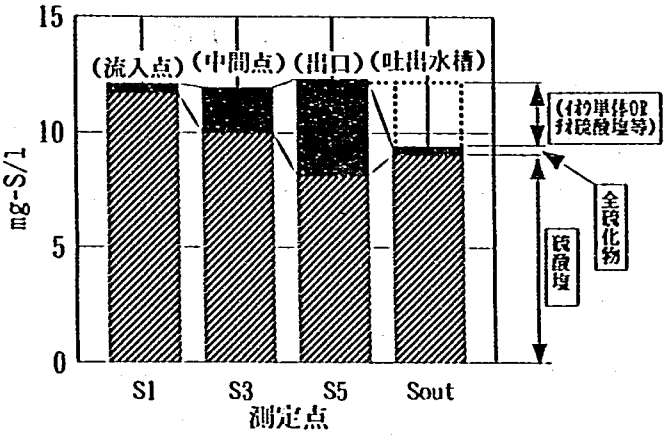
諸元	数値
圧送管内流速	0.6m/秒（圧送管径100mm）
下水流量	0.28㎥/分
圧送管内滞留時間	47.5分（S1~吐出水槽間）
嫌気性調整槽水位	2.8~3.0m（本槽内下水滞留時間159~170分）
吐出水槽水位	2.4~2.8m（本槽内下水滞留時間76~89分）
吐出水槽内曝気風量	0.6㎥/分（下水流量比=1.4~1.7㎥-air/㎥-下水・h）
同水槽上部空間容積	0.6㎥/分

減少分だけ全硫化物はほぼ一定割合で増加している。一方、圧送管出口で約４㎎-S/l存在していた全硫化物は、曝気撹拌されている吐出水槽内（Sout）で下水中の溶存硫化物が酸化されることにより、ほぼ圧送管入口（Ｓ１）における全硫化物濃度（約0.4mg-S/l）まで減少している。ヘッドスペース法による放散可能硫化物も、圧送管内部で直線的に増加していきＳ５では約150ppmまで増加するが、吐出水槽内部では約5ppmまで減少している。曝気撹拌を行っている吐出水槽内部では、下水中に存在する硫化水素が気相中に放散していくことが考えられるが、今回の実験では水槽内で測定した気相中硫化水素濃度は平均３ppmであり、生物脱臭装置で十分除去可能な濃度であった。また、Soutにおいては、イオウの収支が一致していないが、気相放散硫化水素濃度から計算したイオウ流出量は非常に少なく無視できる量であることから、水槽内部に流入した硫化物（約４㎎/l）は、その一部（約１㎎/l）が硫酸塩（SO_4^{2-}）まで酸化され、残りはイオウ単体（S°）あるいはチオ硫酸（$S_2O_3^{2-}$）等の形態で存在しているものと考えられる。

【表－３】　生成硫化物酸化調査の結果

	S1（流入点）	S3（中間点）	S5（出口点）	Sout（吐出水槽）
全硫化物（mg-S/l）	0.42	1.92	4.17 (4.00～4.33)	0.40 (0.40～0.42)
放散可能硫化物（ppm）	30	70	148 (140～160)	5 (3～7)
硫酸塩（mg-S/l）	11.67	10.00	8.12 (7.87～8.27)	9.02 (8.77～9.27)
水温（℃）	7.80	17.10	16.68 (16.2～17.1)	16.50 (16.4～16.6)
pH	7.45	7.51	7.47 (7.27～7.58)	7.59 (7.45～7.65)
DO（mg/l）	0.10	0.30	0.26 (0.20～0.40)	2.80 (2.00～3.60)
水槽内気相中硫化水素（ppm）	3.16 (2.7～4.3)			

注）S5及びSout欄における上段の数値は５回の測定値の平均値を示し、下段の（　）内の数値は各測定値の最小値と最大値を示す。



【図－１１】腐食防止実験施設におけるイオウの収支

以上のように今回の基礎調査においては、同方式により比較的良好な硫化物の除去が認められたが、今後は硫化物の酸化に影響を及ぼす種々の因子［硫化物酸化速度（酸化反応時間）、空気注入量（対下水量比）、流入硫化物濃度、生成すると考えられるイオウ単体及びチオ硫酸の流下方向への影響等］について検討する必要がある。特に、本方式では圧送管出口において硫化物を酸化させるための反応槽が必要となることから、実際の圧送管路施設にこの方式を採用する場合には、いかに短時間で効率よく硫化物を酸化させることができるかが重要となり、今後の検討課題である。

３．３　硫化水素対策技術の概要（Ｈ７年度調査）

３．３．１　空気・酸素・硝酸塩注入方法の原理

自然流下している下水中には、通常酸素が含まれており、下水中に生息している微生物は、この溶存酸素を用いて呼吸を行っている。一方、圧送管等の自由水面を有しない流れにおいては、下水中の溶存酸素は微生物によりすぐに消費されてしまい、下水の溶存酸素濃度（ＤＯ）はすぐに０になってしまう。このような状態になると下水中の溶存酸素を利用する微生物（好気性細菌）はもはや生息できず、代わって硝酸塩（NO_3^-）や硫酸塩（SO_4^{2-}）内の結合酸素を利用する嫌気性細菌が活躍するようになる。また、種々の形態の酸素を微生物が利用する順番は決まっていて、最初は分子態の酸素（O_2）、次に硝酸態の結合酸素の（NO_3^-）、次に硫酸態の結合酸素（SO_4^{2-}）となっている。通常の流入下水中には、硝酸態の窒素はほとんど存在していない（ほとんどがアンモニアや有機態窒素）ため、圧送管等で溶存酸素が消費されつくされてしま

うと硫酸塩態の結合酸素を用いるようになり、このことによって硫化水素が生成される。

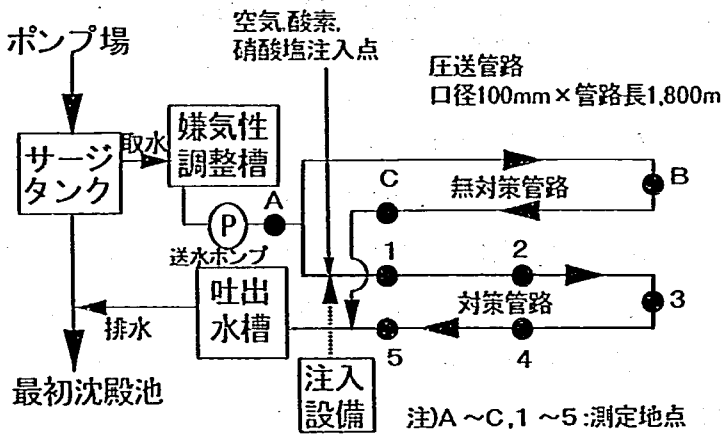
$$SO_4^{2-} + 2C + H_2O \rightarrow H_2S + 2HCO_3^-$$

したがって、圧送管中の下水に空気や純酸素を注入して下水を好気的に保持してやれば、微生物は下水中の溶存酸素を利用し、硫酸塩態の結合酸素を利用しないから、硫化水素は生成しないこととなる。同様に、圧送管中の下水に硝酸塩を注入してやれば、微生物は硝酸塩態の結合酸素を利用することから（硫酸塩態の結合酸素を利用しない）、圧送管内で硫化水素は生成しない。

3．3．2　実験方法と実験条件

今回、各注入物質に関する実験は、①硫化水素抑制効果の確認、②圧送管出口における溶解性硫化物を0とするための制御方法の検討、③圧送管出口における溶解性硫化物を0とするための単位注入量の明確化、を目的に行った。

実験に用いた施設は、【図－１０】に示す腐食防止対策実験施設を用いた。同施設は圧送管路施設が２往復しており、バルブ操作により直列（１系列：延長1.8㎞）、あるいは並列（２系列：延長0.9㎞×２）運転が可能であり、各硫化水素対策の実験においては、並列運転［１系列：空気・酸素・硝酸塩注入、他の１系列：無対策（硫化水素の生成確認）］を行うことにより、各注入物質の硫化水素抑制効果の確認を行った（【図－１２】参照）。なお、【図－１２】中のA～C、１～５は水質分析地点であり、【表－４】にA点を始点とした場合の位置関係を示す。



【図－１２】硫化水素対策実験方法の概要

【表－４】各測定点の距離

	A点からの距離
空気注入点	9.5m
1	18.7m
2	225.4m
B、3	428.5m
4	631.7m
C、5	838.4m

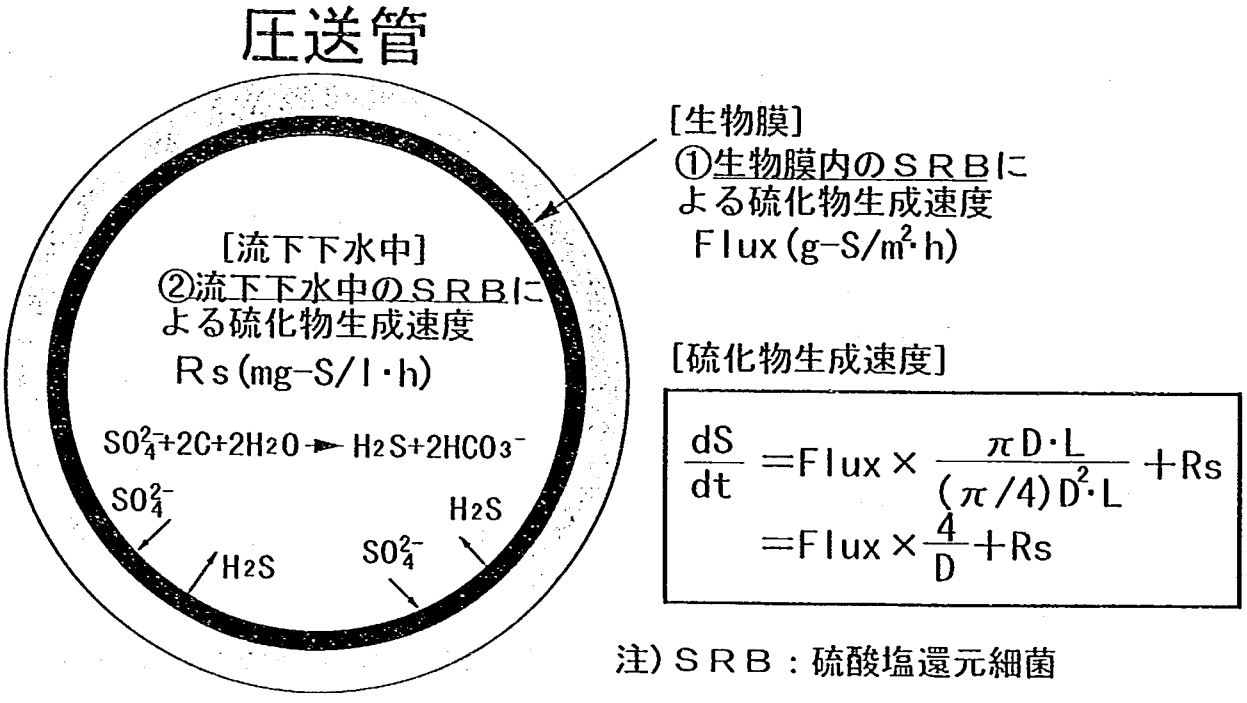
3．3．3　各硫化水素対策手法の硫化水素抑制効果

3．3．3．1　硫化水素生成量

圧送管路における硫化物の生成は、管路中の堆積物が少なくその影響が無視できる場合には、管壁に付着した生物膜内の微生物と流下下水中の浮遊微生物によって硫酸塩が還元されることによって生成され、その生成速度は(1)式で表すことができる（【図－１３】参照）。

$$\text{硫化物生成速度} = \frac{dS}{dt} = V \times \frac{dS}{dX} = \left(Flux(20) \times \frac{4}{D} + Rs(20) \right) \times \Theta^{(T-20)} \quad --(1)$$

ここで、Θ：温度補正係数、S：下水中硫化物濃度(㎎-S/l)、t:時間(h)、V：流速(m/h)、X：距離(m)、
Flux(20)：20℃の時の単位生物膜面積当りの硫化物生成速度(g/m2・h)（以下硫化物生成フラックスという）、
D:管口径(m)、T：水温(℃)、
Rs(20)：20℃の時の流下下水中の硫化物生成速度(㎎-S/l・h：以下Rsという)　である。



【図－１３】　生物膜及び流下下水中のＳＲＢによる硫化物の生成

（１）式を用いれば、本実験施設における硫化物生成速度は、（２）式で示すことができる（ただし、Fluxが一定値の場合）。

$$\frac{dS}{dt}=\frac{Sin-Sout}{H}\quad\cdots(2)$$

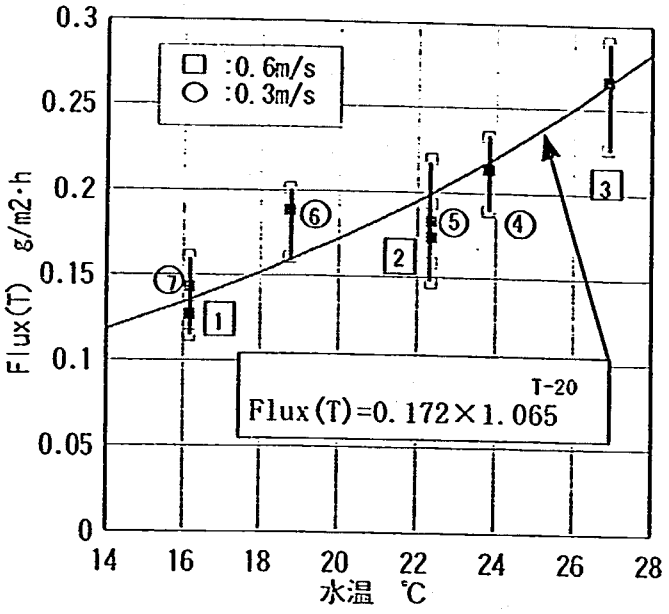
ただし、Sin:管路入口での測定硫化物濃度(mg-S/l)
Sout:管路出口での測定硫化物濃度(mg-S/l)
H:滞留時間(h)

【表－５】に、腐食防止対策実験施設において、平成７年２月から平成８年１月までの１年間、硫化水素生成状況に関して測定を行った結果を示す（ケース①～③までは直列、ケース④～⑥までは並列でのデータを示す）。なお、平成７年１１月から、片側１系列に空気・酸素・硝酸塩の注入を行った。

【表－５】　無対策管路施設における硫化物生成状況

					無対策管路						対策管路			
ケース	測定時期	流速 m/s	測定場所	水温 ℃	T-S mg-S/l	F-S mg-S/l	硝酸塩 mg-S/l	BOD mg/l	生成速度 mg-S/l·h	Flux(T) g/m2·h	T-S mg-S/l	F-S mg-S/l	硝酸塩 mg-S/l	BOD mg/l
①	H7.2	0.6	入口	16.6	0.4		11.6	341	5.03	0.127				
			出口	15.7	4.3		8.0	350		+8% -4%				
②	H7.5	0.6	入口	22.6	0.6		12.0	133	6.94	0.173				
			出口	22.1	5.9		7.5	133		+12% -15%				
③	H7.9	0.6	入口	27.0	1.3	1.0	9.5	93	10.66	0.267				
			出口	26.7	8.2	7.2	3.7	109		+9% -15%				
④	H7.10	0.3	入口	23.9	1.1	0.8	10.1	162	8.55	0.214				
			出口	23.6	7.0	6.2	5.5	143		+9% -11%				
⑤ 空気注入	H7.11	0.3	入口	22.6	0.6	0.4	11.0	118	7.32	0.183	0.4	0.2	10.9	119
			出口	22.1	6.1	5.1	7.3	107		+20% -13%	0.1	0.0	10.9	86
⑥ 酸素注入	H7.11	0.3	入口	19.2	0.2	0.2		164	7.54	0.188	0.3	0.2		164
			出口	18.3	6.1	5.7		167		+7% -15%	0.0	0.0		158
⑦ 硝酸塩注入	H8.1	0.3	入口	16.7	0.3	0.2	13.8	233	5.70	0.143	0.3	0.2		178
			出口	15.6	4.7	3.6	10.2	218		+13% -20%	0.1	0.0		170

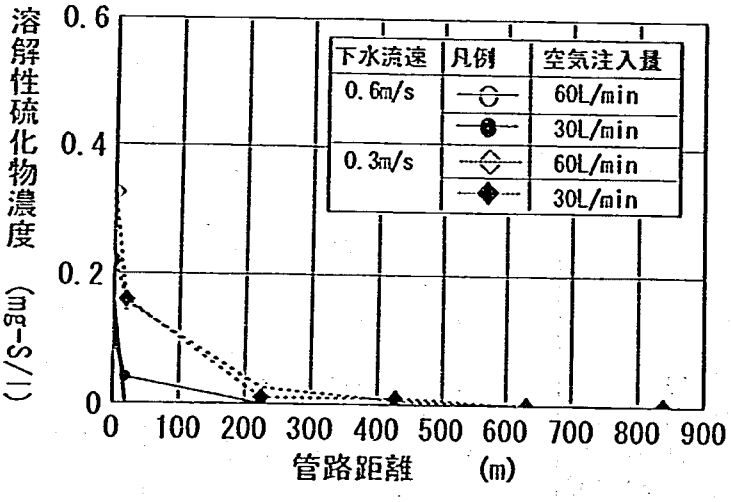
【表－５】に示されているように、各種の物質を注入していない無対策管路施設においては、各ケースとも圧送管出口において４～８㎎/lの全硫化物、及び３～６㎎/lの溶解性硫化物が観測されたが、空気・酸素・硝酸塩を注入した場合（ケース⑤～⑦における対策管路データ）の圧送管出口においては、注入量が適正な場合ともに全硫化物濃度は、0.1㎎/l以下であり、溶解性硫化物は観測されなかった。なお、【図－１４】に示すように、今回の実験結果から求めた硫化物生成フラックスは水温が高くなるにつれて上昇しており、各ケースの平均値から最小二乗法で求めた温度補正係数は1.065であった。



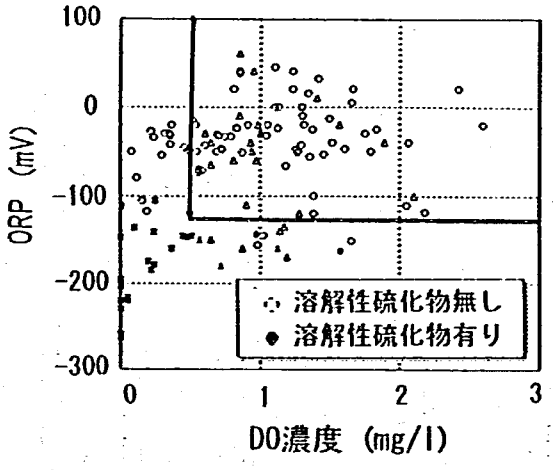
【図－１４】 水温と硫化物生成フラックスの関係

３．３．３．２　各注入物質の効果

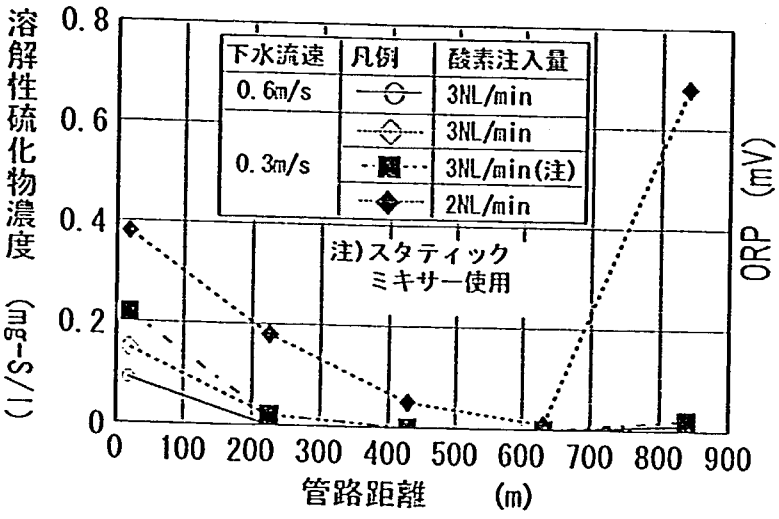
【図－１５】に各流速に対して空気注入量を変えた場合の溶解性硫化物濃度の圧送管流下方向の変化を示す。同図に示すように、どのケースの場合においても、入り口で0.2～0.4㎎/lあった溶解性硫化物は、空気注入直後急激に低下しており、空気注入の効果が認められた。【図－１６】に同様に純酸素を注入した場合の溶解性硫化物濃度の圧送管流下方向の変化を示す。下水流速0.6m/s、及び0.3m/sの両方の場合において、３NL/minの酸素注入量で、急激に硫化物が減少している。参考のため、流速0.3m/sで空気注入量が2NL/minの場合も実施したが、この場合にはＡ点で硫化物濃度が上昇したことから、本実験施設で下水流速が0.3m/sの場合には、3NL/min以上の酸素を注入すれば圧送管出口で硫化物を完全に抑制できると考えられる。同様に硝酸塩注入の場合の溶解性硫化物の変化を【図－１７】に示す。



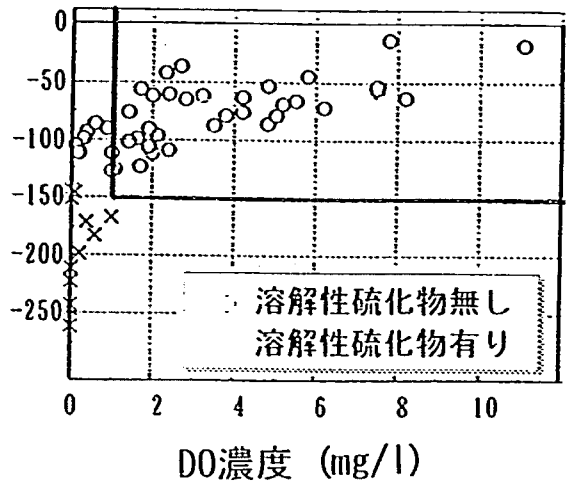
【図－１５】空気注入による硫化水素生成抑制効果



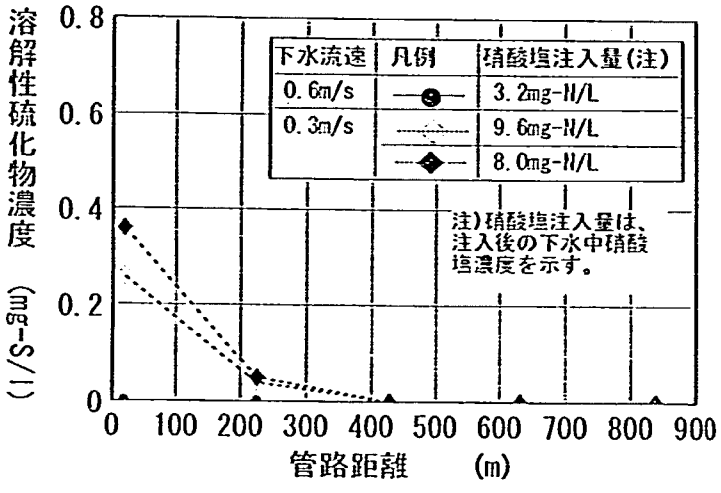
【図－１８】空気注入の制御手法



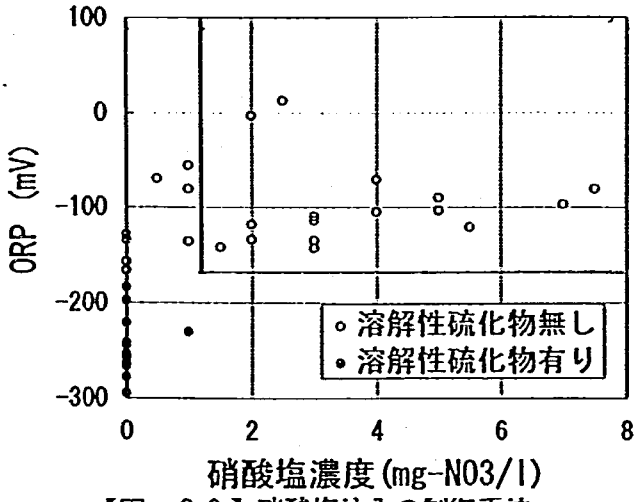
【図－１６】酸素注入による硫化水素生成抑制効果



【図－１９】酸素注入の制御手法



【図－１７】硝酸塩注入による硫化水素生成抑制効果



【図－２０】硝酸塩注入の制御手法

３．３．４　各硫化水素対策技術の制御手法

前節で述べたように、下水中の微生物は各種の酸素(空気中の酸素O_2、純酸素O_2、硝酸態の酸素NO_3^{2-}、硫酸態の酸素SO_4^{2-})を用いる。そして、微生物がこれらの物質をいる順番は決まっており、このような各物質の利用のされやすさは、ＯＲＰ（酸化還元電位）で示される($O_2 \rightarrow NO_3^{2-} \rightarrow SO_4^{2-}$)。つまり、圧送管中の下水に空気や酸素、硝酸塩を注入してやれば、これらが消費され尽くすまで、硫酸塩態の酸素(SO_4^{2-})は、用いられない（つまり、硫酸塩の還元→硫化水素の生成は起こらない）ことから、各物質を注入した場合に、圧送管出口で溶解性硫化物が発生しない（硫酸塩態の酸素が利用されない）状態で圧送管中の下水を保持するために必要な圧送管出口における注入物質濃度とＯＲＰの範囲を明確にしておくことは非常に重要である。

このようなことから、各物質を注入した場合の圧送管出口における溶存酸素濃度とＯＲＰの関係を溶存硫化物の有無で整理したものを【図－１８】～【図－２０】に示す。これらの図に示すように、空気注入・酸素注入・硝酸塩注入のどの場合においても、今回の実験条件では基本的に圧送管出口におけるＯＲＰを-120～-150mv以上に保持するように各種物質を注入すれば、効率的に硫化物を抑制できると考えられた。また、

空気注入や酸素注入の場合、下水中の溶存酸素濃度が0.5㎎/l以下になった場合に急激にＯＲＰが減少したことから、空気注入や酸素注入の場合には安全を見込んで、圧送管出口における溶存酸素濃度を0.5㎎/l以上かつＯＲＰを-150㎷以上にするように圧送管入り口において空気や酸素を注入すれば良いと考えられた。同様に、硝酸塩の場合にも安全を見込んで、圧送管出口において硝酸塩濃度を1㎎-N/l以上かつＯＲＰを-150㎷以上にするよう注入すれば良いと考えられた。

３．３．５　各硫化水素対策技術の必要単位注入量

管路中の堆積物が少なくその影響が無視できる場合、各々の物質は、管壁に付着した生物膜内の微生物と、流下下水中の浮遊微生物によって消費され、その消費速度は（３）式で表すことができる。

$$\text{各物質消費速度} = \frac{dS}{dt} = V \times \frac{dS}{dX} = \left(Flux(20) \times \frac{4}{D} + Rs(20) \right) \times \Theta^{(T-20)} \quad --(3)$$

ここで、Θ：温度補正係数、Ｓ：各物質の濃度(㎎-S/l)、t:時間(h)、Ｖ：流速(m/h)、Ｘ：距離(m)、　Ｄ:管口径(m)、Ｔ：水温(℃)である。また、Flux(20)は、20℃の時の単位生物膜面積当りの各物質の消費速度(g/m^2･h　:以下消費フラックスという）であり、Rs(20)は、20℃の時の流下下水中の各物質の消費速度(㎎-S/l･h　:以下Rsという)である。ここで、下水中で生じる硫化物は、硫酸塩が還元されて生じるのであるから、下水中の硫酸塩消費（還元）速度：（３）式と硫化物生成速度：（１）式は、等しくなる。

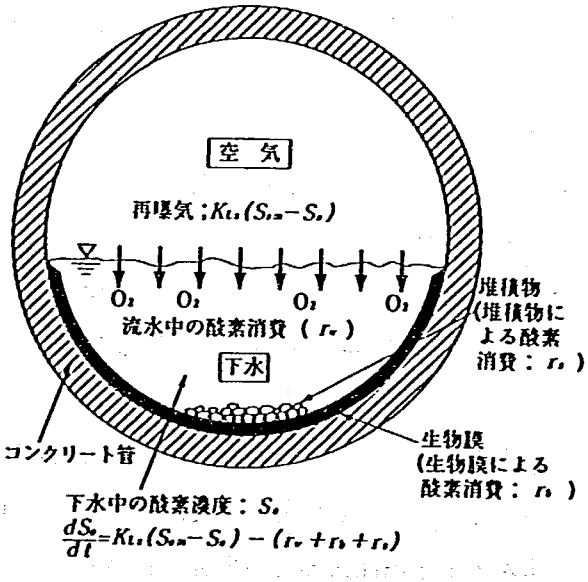
また、各々の注入物質に対する消費フラックスとRs、及び圧送管出口で溶解性硫化物が生じないようにさせるための最小の注入物質濃度（Ｓout）が明らかになれば、このような状態を保持するために必要な圧送管入り口での各物質の下水中濃度（Ｓin）、つまり必要注入量は次式で求まる。

$$Sin = Sout + H \times (dS/dt) = Sout + L/V \times (Flux(20) \times 4/D + Rs(20)) \times \Theta^{(T-20)} \quad --(4)$$

ここで、Ｓin:管路入口での必要注入物質下水中濃度(㎎/l)、
Ｓout:管路出口で溶存硫化物を０にするために必要な圧送管出口注入物質濃度(㎎/l)、
Flux(20)：20°Cにおける各物質の生物膜単位面積当たりの消費速度(㎎/㎡･hr)、
Ｈ:滞留時間(h)、Ｌ：圧送管路長(m)、Ｖ：流速(m/h)、Ｄ:管口径(m)、
Rs(20)：20°Cにおける各物質の流下下水中での消費速度(㎎/l･hr)、
Θ：温度補正係数、Ｔ：水温(℃)、Ｓ:下水中各注入物質濃度(㎎-S/l)、ｔ:時間(h)　である。

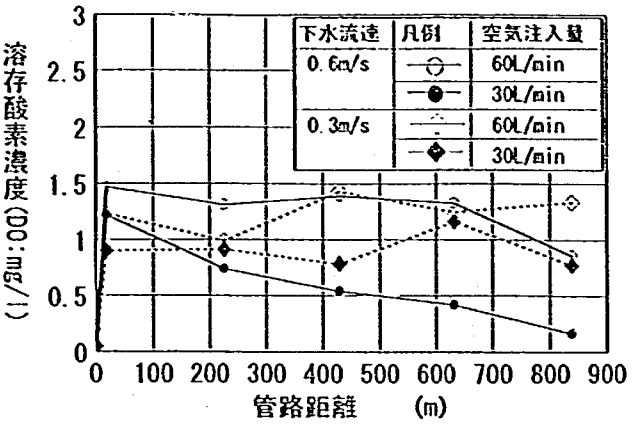
つまり、任意の管径・延長・流速の場合の圧送管路施設において、圧送管出口で硫化水素濃度を０に保持するために必要な各注入物質の圧送管入り口での下水中濃度は、生物膜による消費フラックスと流下下水中での消費速度が求まれば（４）式で求めることができる。ただし、（４）式が成立するのは、Fluxが一定値の場合である。

本研究においては、圧送管路施設の各地点での各注入物質の消費速度から、各々の消費フラックスとＲｓを求めた。空気注入の場合、その圧送管内の流下形態は【図－２１】に示すように気液二層流となっており、圧送管入り口で注入した空気は全量下水中に溶け込まない。このため、任意の圧送管内の下水中へは酸素が気相中から供給されている（再曝気）と同時に、下水中では生物膜や流下下水中の微生物により消費されている。つまり、空気注入を行っ



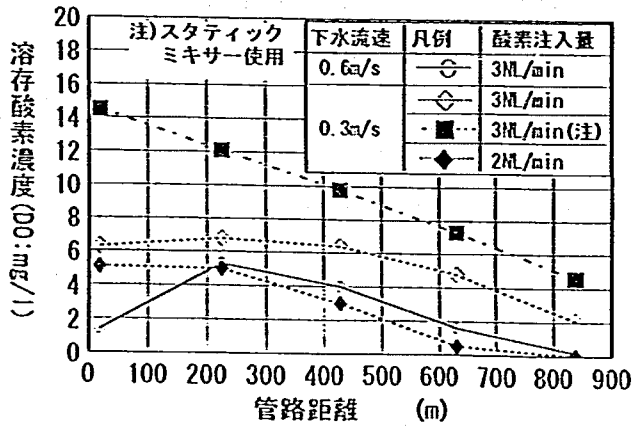
【図－２１】　空気注入の場合の酸素ﾊﾞﾗﾝｽ

た圧送管内の下水中溶存酸素濃度は、気相中からの再曝気量と下水中での消費量とのバランスで決定される。一方、【図－２２】に示すように圧送管中の溶存酸素濃度は、下水流速0.6m/s、空気注入量30L/minのケースを除き、下水中の溶存酸素濃度は一定であるから、この場合は酸素の再曝気による供給量と下水中での消費量とはほぼ釣り合っていると考えることができる。また、下水流速0.6m/s、空気注入量30L/minのケースでは、再曝気量よりも消費量の方が多いと考えられる。今回の空気注入期間中においては、流下下水中の酸素消費量は室内実験により直接求めるとともに、再曝気量を流下圧送管内の気相中酸素濃度を測定することにより、生物膜による酸素消費速度を算出した。



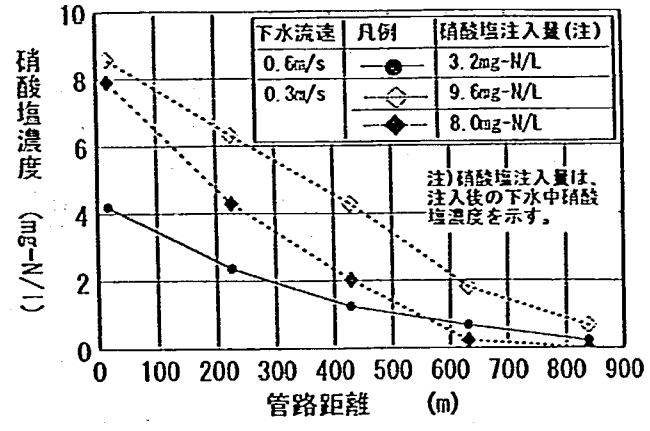
【図－２２】空気注入の場合の酸素消費量

【図－２３】は、酸素を注入した場合の流下方向への溶存酸素濃度の時間的変化であり、スタティックミキサーを利用したケース以外は、その傾向は空気注入とほぼ同様であり、前述と同様な方法で下水中での酸素消費速度を求めた。また、スタティックミキサーを利用した場合には、酸素は圧送管入り口でほぼ全量溶け込み、それ以後再曝気が生じないため、ほぼ一様に溶存酸素濃度が減少していると考えられる。



【図－２３】酸素注入の場合の酸素消費量

【図－２４】は、硝酸塩注入の場合である。硝酸塩は前者２ケースとは異なり、注入点直後で下水中に均一に混合されるため、ほぼ一様にその濃度は減少していくため、下水中の酸素消費速度はこの減少量から算出した。ただし、各測定点の硝酸塩減少速度は、その箇所の硝酸塩濃度により変化している（硝酸塩の減少とともに硝酸塩消費速度が低下している）傾向があり、今後生物膜への基質の浸透及び微生物の消費量を考慮して解析を行っていく必要がある。



【図－２４】 硝酸塩注入の場合の硝酸消費量

以上の方法により、各注入物質の消費フラックス及び、流下下水中での消費速度を求めて、整理したものを【表－６】に示す。また、同表には、各物質を注入する際に必要となる機械設備も併せて示す。今回実験を行った期間は、比較的水温が低い期間であるため、今後は高水温期においてもデータを収集する必要がある。また、各物質の消費速度は一定でなく、下水中の各物質の濃度によりその速度が変化する場合が見られたことから、今後さらに検討が必要である。

【表－６】　各硫化水素対策技術における必要注入量と機械設備

	水温 (℃)	Flux(T) 生物膜による消費速度 (g/m²・h)	Rs(T) 流下下水中浮遊物による消費速度 (mg/l・h)	必要機械設備
空気 (O_2)	23	0.20～0.5	6.7～12.3	コンプレッサー 空気タンク、流量計等
酸素 (O_2)	19	0.60～0.75	5.2～11.3	酸素ボンベ、減圧弁、流量計等
硝酸塩 (NO_3-N)	16	0.25～0.50	0.6～1.3	薬注定量ポンプ、薬注タンク、流量計等
硫酸塩 (SO_4-S)	T	$Flux(20)\times\theta^{(T-20)}$ $=0.172\times\theta^{(T-20)}$	0.0～0.4	－

３．４　下水管路施設におけるＬＣＣ及びＬＣＣを用いた各種硫化水素対策技術の評価事例

これまで述べてきたような下水管路施設の維持管理・更新費を低減できる各種の硫化水素対策技術を評価する場合、何らかの指標を設定することが考えられ、この指標の一つにＬＣＣがある。ＬＣＣとは、管路施設の１ライフサイクル［管路施設の計画、建設、維持管理（清掃・点検・補修等）、取り壊しまでの１ライフサイクル］に要する費用と定義される。ＬＣＣの概念を導入した場合、その施設の寿命期間中に要する総費用（建設費・管理費等）の軽減効果や各種の維持管理・更新費の有効性を評価することが可能となる。

５年度においては、13政令都市を対象として行ったアンケート調査結果から、管路施設における平均的な単位コストを算出し、これに基づいてＬＣＣを現価累計法と年平均コスト法により試算を行った。現価累計法とは、投資額・毎年の維持費等１ライフサイクル間に要する一切の費用を現価（現在価値）に換算するとともに全ての費用を加算して、その総合計額が少ないものの方が優れているとする手法であり、年平均コスト法とは取得コストとその施設使用全期間に必要な維持費の合計を年平均値として求める方法である。今回試算に用いた条件を下記に示す。

【試算条件】
・利子率（ｅ）　：　５％　　・設計費(認可＋詳細)：　5,857円／ｍ
・価格上昇率（ｉ）：　３％　　・建設費(開削工法)　：140,987円／ｍ
・人件費　212円／ｍ・年
・清掃費：　966円／ｍ・年(高圧洗浄)　清掃実施率　7.88%
・点検費：1,787円／ｍ・年(ＴＶｶﾒﾗ)　点検実施率　0.82%

ここで、設計・建設費用、人件費・清掃費・点検費用及び清掃・点検実施率は１３政令都市におけるアンケート結果に基づいた数値を用いた。なお、利子率は５％価格上昇率は３％、清掃及び点検実施率は年間３％づつ上昇すると仮定した。前記の条件の元での試算の結果、使用期間が50年間における管路施設のＬＣＣは現価累計で約１６万円／ｍ、年平均コストで8,700円／ｍとなった（【図－２５＆２６】健全部参照）。

各種の硫化水素対策技術、例えば前節で示した各種技術を上記で示した方法で評価する場合には、各種技術に応じた設置費と維持管理費を求める必要があり、これらは以下の方法で求めることができる。

①各種技術における必要注入量の算定（【表－６】等を参照）

②必要注入量に応じた機械設備のリストアップ及び、設置費の試算

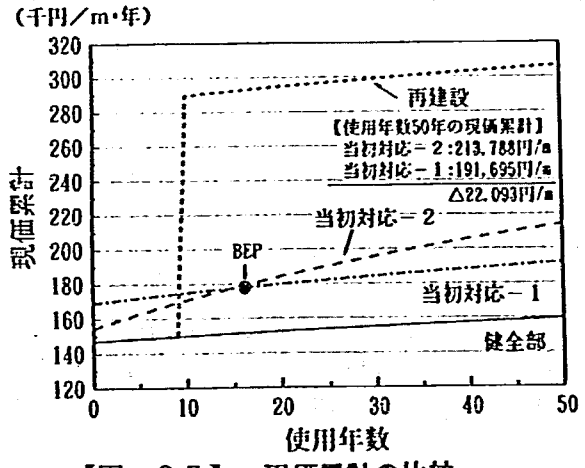
③地域に応じた各注入物質の単価を見積もり等により算出（維持管理費の算出）

このような各注入物質の単価や必要機械の設置費用は、各地域で異なるため一般化することは現状では困難である。そこで、本節では政令都市のアンケート調査結果より求めた管路施設のＬＣＣをベースに以下の２ケースについて評価事例を示すこととする。前述の①～③までの方法で、各技術の設置費と維持管理費が求まれば基本的に以下と同じ手法で評価が可能である。なお、ここで示す事例においては、布設後１０年において硫化水素による被害のため、管路施設の再建設の必要が生じることが予想される場合を想定して、当初から以下の２案の腐食対応策を実施する場合の両者の比較を行っている。両案ともに・利子率・価格上昇率・人件費・清掃費・清掃実施率及び清掃実施上昇率・点検費・点検実施率及び点検実施上昇率は、前記ＬＣＣ試算条件と同一とした。これ以外の両案の試算条件は以下の通りである。

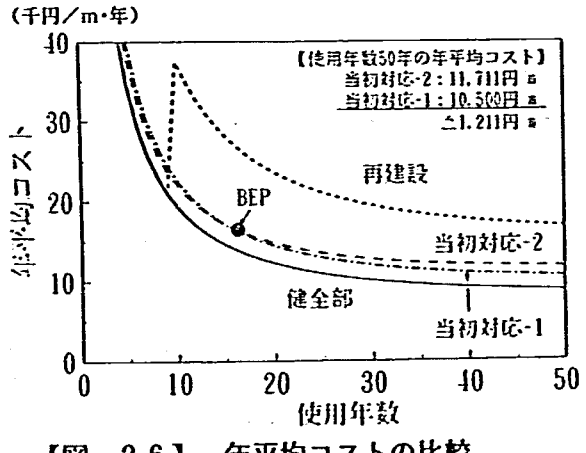
【当初対応－１案】（２案と比較して設置費が高く維持管理費が安い場合）
①硫化水素対策施設設置費　→ＬＣＣ試算前記設計費と建設費の１５％ＵＰ：168,871円／m
②硫化水素対策維持管理費　→ 硫化水素対策費用として設置費の０．２％　：　334円　m・年
【当初対応－２案】（１案と比較して設置費が安く維持管理費が高い場合）
①硫化水素対策施設設置費　→ＬＣＣ試算前記設計費と建設費の　５％ＵＰ：154,186円／m
②硫化水素対策維持管理費　→硫化水素対策費用として設置費の１．０％　：　1,541円　m・年

また、【健全部ケース】（前節ＬＣＣ試算条件と同一の場合）と布設後10年で硫化水素による腐食のため再建設を行った【再建設ケース】（当初設置条件は健全部ケースと同一とし、再建設は当初対応案－１と同じ設置費及び維持管理費とした）場合もグラフに示している。結果を【図－２５】及び【図－２６】に示す。

今回試算した２案のＢＥＰ（損益分岐点）は、現価累計及び年平均コストとも使用期間が14年～15年の間にある。また、同図より15年以上施設を使用する場合には、設置費上昇率が案－１の１／３である案－２の方が経済的であり、これ以上使用する場合には、硫化水素対策維持管理費が案－２の１／５である案－１の方が経済的となる。管路施設の使用期間は15年以上であるから、今回試算ケースでは、案－１が選択されることになる。この場合の案－１の優位性は使用期間が50年の場合、50年間の総現価では22,093円／m、年平均コストでは年間1,211円／m各々経済的であると評価される。以上のように、各硫化水素対策技術の設置費と維持管理費が明らかになれば、ＬＣＣを用いた客観的評価が可能となる。なお、政令13都市の計画担当者27名に、現状の下水道使用料金と硫化水素対策に用いることがきる費用に関してアンケート調査を実施したところ、平均使用料金68円／m^3、硫化水素対策費用3.5円／m^3という結果を得た。



【図－２５】　現価累計の比較



【図－２６】　年平均コストの比較

4. まとめ

本研究では、下水管路施設における維持・更新費を低減できる技術を開発するため、①下水管路施設の維持・更新に関する実態把握調査、②各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の検討、③ＬＣＣ法による各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の評価手法の検討を行った。結果を以下にまとめる。

（１）下水管路施設の維持・管理に関する実態把握調査

下水管路要する費用が施設の維持・管理に関する実態を把握するため、13政令都市を対象としたアンケート調査を実施した結果、都市内の重要なライフラインである下水道施設は着々とそのストック量が増大しており、これに伴って施設の維持・更新に増加するとともに、経過年数の増加に伴って改築を要する管路延長も増加する傾向が認められた。したがって、今後とも増加する下水管路施設を適正かつ合理的に保全していくには、整備した下水管路施設に必要となる維持・更新費を低減する必要があり、これを実施する場合には最も高い改築要因であるとともに、経過年数毎の劣化発生頻度も高い硫化水素による管路施設の腐食に対応する技術を開発することが合理的であると考えられた。

（２）各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の検討

各種維持・更新費低減手法（圧送管路出口硫化物酸化技術、及び空気・酸素・硝酸塩注入技術による硫化水素対策手法）の検討を行うため、茨城県霞ヶ浦流域下水道に設置した腐食防止対策実験施設（延長約1.8kmの圧送管路施設）を用いて、①各硫化水素対策技術の効果の確認、②対策技術の効率的制御手法の検討、③各種薬剤等の単位注入率（空気注入率・薬剤注入率）の検討を行った。圧送管出口酸化技術に関しては、良好な硫化水素除去性能が確認され、今後継続して除去特性に関する調査を行う予定である。各注入物質による硫化水素対策技術に関しては、適正な注入量を保持すれば圧送管出口における溶解性硫化水素濃度を安定的に０にできることを確認するとともに、この状態を保持するために必要な各注入物質の圧送管出口の濃度とＯＲＰの関係を明らかとした。各注入物質は圧送管壁に付着した生物膜内と流下下水中の微生物により消費されており、これらの消費速度を実験から求めた。今後、種々の条件下での消費速度を継続して検討していく必要がある。なお、各注入物質の単位注入量は圧送管内での各物質の消費速度から求めることができる。

（３）ＬＣＣ法による各種維持・更新費低減手法（硫化水素対策手法）の評価手法

13政令都市を対象としたアンケート調査に基づいて管路施設におけるＬＣＣを試算するとともに、管路施設設置10年後に硫化水素による腐食のため再建設が必要となる管路施設において各硫化水素対策技術を用いた場合のＬＣＣによる評価事例を示した。なお、各硫化水素対策技術の設置費と維持管理費は、前述の各物質の消費速度から求めることができるが、種々の条件（管路径・管路延長・管路形状等）でこの消費速度が異なるため、今回の評価事例ではアンケート調査結果から得られた通常の管路施設の設置費と維持管理費の増加程度を想定して示したものであり、今後は種々の条件下における各対策技術の具体的なコストを算出し各技術の最適適用範囲の明確化を図っていく予定である。

＜参考文献＞

１），２）各年度版「日本の下水道」，「下水道統計」，（社）日本下水道協会発行

３）Robert A. Zimmerman, Robert D. Martin, From Prevention to Prediction, Water Environment and Tecnology

４）木下勲，西澤宏，下水管路施設の再生マニュアルの作成に関する調査－平成５年度調査－，建設省都市局下水道部，日本下水道事業団，平成６年３月

５）ASCE -Manuals and Reports on Engineering Practice- No.69, Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems, 1989

６）US EPA, Detection, Control, and Collection of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Wastewater Systems, Sep., 1992

７）田中，北川，深谷，越智，下水道施設における硫化水素対策－下水道施設の適正な保全・維持管理のために－，土木技術資料，建設省土木研究所，（財）土木研究センター発行

８）片岡，吉本春，石川，ヘッドスペース法による硫化物の測定，下水道協会誌，Vol.31, No.373, 1994/8

２．建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発

化学研究室　室　　長　坂本　浩行
主任研究員　西崎　　到
研　究　員　新田　弘之
汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　尾崎　正明

１．概要

一般廃棄物焼却灰や下水汚泥焼却灰は処分地の不足や資源の有効活用の問題から、再生利用する方法が考えられているが、これらの焼却灰は含有物質に不明な点が多く、再生材を利用する場合、環境や人体への安全性を確保した上での利用が望まれる。しかし、現在これらの再生材の安全性に定められた評価方法は無く、各々が独自の方法で評価しているのが現状である。

そこで本研究では、一般廃棄物焼却灰及び下水汚泥焼却灰を再生利用した建設資材の安全性を評価するために有効な手法を開発することを目的としている。

安全性を評価する場合には溶出試験が一般的であるが、試験条件により溶出量が大きく異なる。このため、供用条件を考慮して再生材に適切な試験方法を作成することが必要である。前年度は、原料となる一般廃棄物及び下水汚泥の焼却灰を用いて溶出特性を検討し、試験条件の影響や試料による溶出量の違いなどについて結果を得ている。今年度は、これらの焼却灰を原料とした再生材を用いて溶出特性を検討しているところである。

２．一般廃棄物焼却灰を原料とした建設資材の溶出特性の調査

２－１　サンプル

表－１　試験中の試料

ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
透水性ﾌﾞﾛｯｸ
舗装用砂
路盤材

現在試験中のサンプルを表－１に示す。前年度は焼却灰を中心に溶出試験を行ったが、今年度は、再生材を中心に溶出試験を行っている。

焼却灰はそのままではかさが大きくなるため、減量化を目的としてスラグ化することがある。スラグ化した焼却灰は強度的にも強くなり、また有害物の溶出を抑える効果もあるため、焼却灰の再資源化もこのスラグを利用する場合が有望である。スラグ化する方法としては、通常はおおよそ1500℃で焼却灰を溶融する方法があるが、溶融炉の運転に大きな費用がかかるため1000℃以下で焼結する方法も検討されている。

今年度の調査には、この溶融スラグと焼結スラグの両方を用い、さらにインターロッキングブロックや透水性ブロックのような製品になったものについて調査した。

２－２　試験方法

（１）溶出試験の概要

今回行っている溶出試験を表－２（その１、その２）に示す。前年度より環境庁告示第１３号（以下、環告法）や米国環境保護庁（ＥＰ法）などを参考にして試験方法の検討を行っているが、今年度はさらにスイスの溶出試験を参考にした試験やｐＨ一定条件での試験なども検討を行っている。

環告法（①-a）やＥＰ法（②）では、粉砕等により粒径を小さくして試験を行うようになっているが、それ以外の試験（①-b、③、④、⑤、⑥）では使用する状態に合わせて粉砕しないで試験を行っている。

表－２　溶出試験方法の概要（その１）

試験方法 / 項目	環告法	環告法変法	US－EP法	CO2飽和法	CO2連続法
	①－a	①－b	②	③	④
試料性状	2mm以下に粉砕	有姿のまま	比表面積3.1cm2/g以上または粒径9.5mm未満	有姿のまま	有姿のまま
溶　媒	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	CO2飽和水（初期pH=4.0）	CO2飽和水（初期pH=4.0）
PH値	溶出試験中は未調整	溶出試験中は未調整	0.5N酢酸を添加　pH=5（最大添加量=4ml/g）	溶出試験中は未調整	CO2ガスを連続吹込み
溶媒/試料比（体積重量比）	１０：１	１０：１	２０：１	１０：１	１０：１
溶出時間	６時間　連続振とう at 常温、常圧	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧
ろ過	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター
攪拌方法	水平振とう 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分

（２）長期浸漬試験の概要

長期間での溶出物質の動向を調べるために、長期浸漬試験を実施した。それぞれの試験は、（１）の溶出試験方法をもとにして期間を延ばしたものであり、ここでは長期浸漬試験はすべて試験番号の右に*を付けて表している。いずれの試験でも試料の粉砕は行っていない。

表－２　溶出試験方法の概要（その２）

試験方法 / 項目	pH=5一定法	pH=4一定法
	⑤	⑥
試料性状	有姿のまま	有姿のまま
溶　媒	脱イオン水（初期pH=5.0）	脱イオン水（初期pH=4.0）
PH値	酢酸を添加　pH=5.0（添加量無制限）	酢酸を添加　pH=4.0（添加量無制限）
溶媒/試料比（体積重量比）	１０：１	１０：１
溶出時間	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧	２４時間　連続攪拌 at 常温、常圧
ろ過	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター
攪拌方法	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分

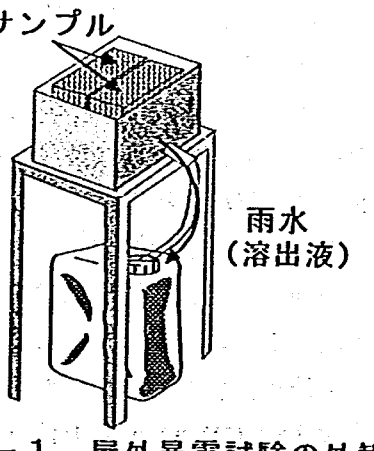
表－３　長期浸漬試験（２８日間）方法の概要

試験方法 / 項目	環告法変法（長期）	CO2飽和法（長期）	pH=5一定法（長期）	pH=4一定法（長期）
	①－b*	③*	⑤*	⑥*
試料性状	有姿のまま	有姿のまま	有姿のまま	有姿のまま
溶　媒	脱イオン水（初期pH=5.8～6.3）	CO2飽和水（初期pH=4.0）	脱イオン水（初期pH=5.0）	CO2飽和水（初期pH=4.0）
PH値	溶出試験中は未調整	溶出試験中は未調整	酢酸を添加　pH=5.0（添加量無制限）	酢酸を添加　pH=4.0（添加量無制限）
溶媒/試料比（体積重量比）	１０：１	１０：１	１０：１	１０：１
溶出時間	２８日間　無攪拌 at 常温、常圧	２８日間　無攪拌 at 常温、常圧	２８日間　連続攪拌 at 常温、常圧	２８日間　無攪拌 at 常温、常圧
ろ過	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター	0.45μm メンブレンフィルター
攪拌方法	無し	無し	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分	攪拌棒（テフロン） 約２００回/分

（３）屋外暴露試験の概要

長期の屋外での雨水や日光の影響を調査するために屋外暴露試験を実施している。暴露試験の概要図を図－１に示す。サンプル表面は日光に当たるようにして、雨水は表面または内部を通って下に落ち、溶出液収集用のポリタンクに溜まるようになっている。

期間をおいてポリタンクに溜まった溶出液を分析する。



図－１　屋外暴露試験の外観

２－３．試験結果

（１）溶出試験の結果

溶出試験の結果の一部を表－４に示す。ここに示したものはA県工場製品が溶融スラグ、B市工場製品が焼結スラグであり、それぞれ焼却方法も異なるものである。

溶出量を見ると全体的に鉛が溶出することが多く、製品の状態でも鉛及び六価クロムの溶出が認められるものがあった。焼却灰の状態で多量に重金属を溶出するものでもスラグさらに製品とした場合は、溶出量が減少している。製品を使用状態に合わせて粉砕処理を施さずに溶出試験を行った場合は、ｐＨ調整を行わなければ、重金属の溶出が認められなかった。

製品を粉砕しなくても基準以上の溶出が認められた試験は、ｐＨ＝４一定の方法とＣＯ₂連続曝気による方法であり、いずれも現実の供用状態と比べ非常に厳しい条件下での試験のものである。従って、環境条件によって、重金属が溶出することも考えられ、使用に際してこれらを考慮していく必要がある。

表２－４　一般廃棄物焼却灰を原料とした再生材及び原料の溶出試験結果（mg/ι）

サンプル		試験方法	最終ｐＨ値	鉛	カドミウム	総水銀	セレン	ヒ素	六価クロム
A県清掃工場	溶融スラグ	①-a	10.2	0.022	N.D.	N.D.	—	N.D.	N.D.
	インターロッキングブロック	①-a	—	0.015	—	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		①-b	10.8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		③	8.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		④	5.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		⑤	5.0	0.006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		⑥	4.0	0.071	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
B市清掃工場	焼却灰	①-a	12.6	58.3	N.D.	N.D.	—	N.D.	0.01
	焼結スラグ	①-a	10.2	0.022	N.D.	N.D.	—	N.D.	0.04
	透水性ブロック	①-a	—	0.013	—	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		①-b	7.4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.01
		③	7.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02
		④	5.0	0.015	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.01
参考	土壌環境基準（地下水面から離れている場合）			0.01以下（0.03以下）	0.01以下（0.03以下）	0.0005以下（0.0015以下）	0.01以下（0.03以下）	0.01以下（0.03以下）	0.05以下（0.15以下）
	産業廃棄物に関する判定基準			3以下	0.3以下	0.005以下	基準無し	1.5以下	1.5以下

（２）長期浸漬試験の結果

長期浸漬の結果を表－５に示す。まず、粉砕を行わずに２８日間脱イオン水に浸漬した結果（①-b*）では溶出は認められなかった。また、ＣＯ₂を初期に飽和させて試験を行った結果（③*）鉛の溶出が認められたが、土壌環境基準（0.01mg/ι）を大きく下回った。しかし、非常に厳しい条件であるｐＨ＝５及び４一定にした結果（⑤*、⑥*）ではカドミウム（土壌環境基準0.01mg/ι）やヒ素（土壌環境基準0.01mg/ι）の溶出が認められた。

表２－５　一般廃棄物焼却灰を原料とした再生材の長期浸漬試験（２８日間）結果

サンプル		試験方法	最終ｐＨ値	鉛	カドミウム	総水銀	セレン	ヒ素	六価クロム
A県清掃工場	インターロッキングブロック	①-b*	11.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		③*	6.5	0.001	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		⑤*	5.0	0.025	0.002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		⑥*	4.0	0.521	0.006	N.D.	N.D.	0.011	N.D.

２－４　まとめ

（１）各種溶出試験を行った結果、一般廃棄物焼却灰を用いた再生材は、製品の状態での重金属の溶出が少なかった。土壌環境基準値より多い溶出が認められたのは、実際の供用状態と比べて非常に厳しい試験条件で試験を行ったときだけであった。

（２）２８日間の長期の浸漬した場合でも、脱イオン水のみや初期ＣＯ₂飽和させたものでは、土壌環境基準値を大きく下回った。しかし、酸性にしてｐＨを一定にした場合、鉛、カドミウム、ヒ素の溶出が認められた。

3．下水汚泥溶融スラグの溶出特性の調査

3－1　サンプル

下水汚泥溶融スラグは無加工で路盤材等に利用する場合と加工してインターロッキングブロックや透水性ブロックに利用する場合とに分けられ，それぞれ実用化されている。

今回，表3－1に示す5種類の溶融スラグ及びそれを原料とした製品を収集し，溶出試験を行った。

表3－1　溶融スラグ再生品（収集試料）

	原料	建設資材再生品
A	空冷スラグ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾀｲﾙ
B	水砕スラグ	ｲﾝﾀｰﾛｯｷﾝｸﾞﾌﾞﾛｯｸ
C	水砕スラグ	透水性ﾌﾞﾛｯｸ
D	空冷スラグ	路盤材
E	水砕スラグ	路盤材

3－2　溶出試験方法

（1）溶出試験の概要

現在，溶出試験方法として「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」昭和４８年環境庁告示第１３号（以下，環告法）に基づく検定方法が広く用いられている。　しかし，さらに環境を配慮する上で酸性雨の影響も含めた溶出試験の確立が重要である。

そこで，各国の廃棄物に関する溶出試験を参考に表３－２に示す試験を行い，重金属等の溶出濃度の比較を行った。図３－１は各試験方法に基づく装置である。

試験は環告法（①－ａ）とその変法（①－ｂ），及び米国環境保護庁（ＥＰ法②）とスイスの溶出試験の変法であるＣＯ２吹込み法（初期飽和③，連続吹込み④）により行った。ここで③，④については酸性雨の影響も考慮して初期の溶媒（脱イオン水）のｐＨ値を約４としている。

重金属等の分析にはＩＣＰ発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTMA3000）により行い，Ｐｂ，Ｃｄ，Ｈｇ，Ｓｅ，Ａｓについては原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC），Ｃｒ（Ⅵ）についてはジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（ＳＨＩＭＡＤＺＵ製，UV-160）により分析した。

表３－２ 溶出試験方法の概要

試験方法 / 項目	環告法 ①－a	環告法変法 ①－b	US－EPA法 ②	CO2飽和法 ③	CO2連続法 ④
試料性状	5mm以下に粉砕	有姿のまま	比表面積3.1cm2/g以上 または粒径9.5mm未満	有姿のまま	有姿のまま
溶　媒	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	脱イオン水 (初期pH=5.8～6.3)	CO2飽和水 (初期pH=4.0)	CO2飽和水 (初期pH=4.0)
ｐＨ値	溶出試験中は未調整	溶出試験中は未調整	0.5N酢酸を添加 pH=5 (最大添加量=4ml/g)	溶出試験中は未調整	CO2ガスを連続吹込み
溶媒／試料比 (体積重量比)	１０：１	１０：１	２０：１	１０：１	１０：１
溶出時間	６時間連続振とう at 常温，常圧	２４時間連続攪拌 at 常温，常圧	２４時間連続攪拌 at 常温，常圧	２４時間連続攪拌 at 常温，常圧	２４時間連続攪拌 at 常温，常圧
ろ　過	GF／Bろ紙 1.0μm 製品：1.0.0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm	GF／Bろ紙 0.45μm
攪拌方法	水平振とう 約２００回／分	攪拌棒(ﾃﾌﾛﾝ) 約２００回／分	攪拌棒(ﾃﾌﾛﾝ) 約２００回／分	攪拌棒(ﾃﾌﾛﾝ) 約２００回／分	攪拌棒(ﾃﾌﾛﾝ) 約２００回／分
分析方法	ICP発光分析装置（パーキンエルマー製，OPTIMA3000） Pb，Cd，Hg，Se，As：原子吸光光度分析装置（パーキンエルマー製，5100PC） Cr(VI)：ジフェニルカルバジド吸光光度分析装置（SHIMADZU製，UV-160）				

※原料，製品に対応する。

（2）長期浸漬試験

長期間の降雨，水たまり等による建設資材への影響を検討するため，透水性ブロックを長期間浸漬させた試験を行い，その溶出濃度の経時的変化を調べた。

試験方法は環告法を基本にして試料は有姿のままで，当初の溶媒はｐＨ＝5.8～6.3の脱イオン水を使用した。

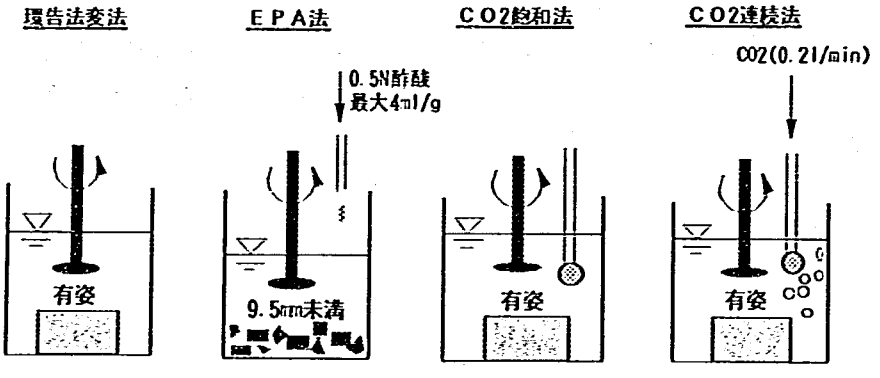


図３－１　溶出試験装置

また，試験中はｐＨ値を未調整及び撹拌は無しという条件で行った。溶出期間は当初から４ヶ月間は１週間毎，その後は１ヶ月毎に溶出濃度を測定している。

３－３　溶出試験結果

（１）下水汚泥溶融スラグの溶出試験結果

表３－３に各試験方法による有害物質の分析結果を示す。

表３－３　下水汚泥溶融スラグの溶出試験結果

（ｍｇ／ｌ）

溶融スラグ	試験方法	最終ｐＨ値	Ｐｂ	Ｃｄ	Ｈｇ	Ｓｅ	Ａｓ	Ｃｒ（Ⅵ）
A	含有量	－	69.447	N.D	N.D	N.D	0.065	N.D
	①－ａ	6.58	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－ｂ	6.37	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.67	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	6.68	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	3.99	0.008	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
B	含有量	－	12.428	0.37	N.D	0.137	0.275	0.133
	①－ａ	8.81	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	0.013
	①－ｂ	6.82	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.94	N.D	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	7.07	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.37	N.D	0.003	N.D	N.D	N.D	N.D
C	含有量	－	14.557	N.D	N.D	0.060	0.002	0.243
	①－ａ	6.54	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－ｂ	6.43	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.72	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	6.76	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.05	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
D	含有量	－	0.480	0.087	N.D	0.462	0.161	0.170
	①－ａ	8.51	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－ｂ	6.43	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	6.97	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.53	0.001	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
E	含有量	－	22.700	0.190	N.D	N.D	0.120	N.D
	ｐＨ＝３	2.96	0.008	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	ｐＨ＝４	3.99	0.008	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	ｐＨ＝５	4.56	0.002	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

注１）含有量の単位はｍｇ／ｋｇ・ＤＳ
注２）Ｎ．Ｄは定量限界以下を示す。

Ｐｂ，Ｃｄ，Ｃｒ（Ⅵ）については，若干の溶出が認められたが，その他の結果については定量限界以下であり，いずれも産業廃棄物判定基準値及び土壌環境基準値を満足する値であった。

また，Ｐｂに関しては，微量であるが全ての試料から溶出が確認された。そこで酸性域でのｐＨの影響を調べるために試料Ｅについて，さらにｐＨ値を低く（ｐＨ＝３，４，５）設定した溶出試験を行った。また，図３－２は，これらの結果をもとにＰｂに関して最終ｐＨ値と溶出濃度の関係を示したものである。

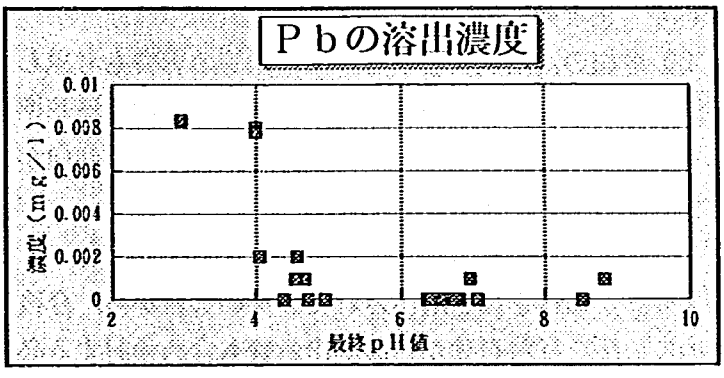


図３－２　最終ｐＨ値と溶出濃度の関係

Ｐｂはｐ Ｈが低いほど溶出濃度が高くなり，特にｐＨ値が５以下になると顕著となる傾向が見える。

これについて，金井ら[11]は，酸性域の影響を受け，スラグが崩壊して表面が荒れることによりスラグの表面積が広がり，接触効率が高まることで溶出しやすい状態になっていると報告している。

（2）下水汚泥再生品の溶出試験結果

表3－4に溶融スラグを原料とした下水汚泥再生品の溶出試験結果を示す。

表3－4　下水汚泥再生品の溶出試験結果

（mg／l）

再生品	試験方法	最終pH値	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr（VI）
A	含有量	－	80.656	1.544	N.D	0.134	10.379	1.269
	①-a-1.0	12.09	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.025
	①-a-0.45	12.09	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.028
	①－b	8.10	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	6.02	N.D	0.001	N.D	0.003	0.003	0.099
	③	8.20	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.006
	④	6.11	N.D	N.D	N.D	N.D	0.002	0.013
B	含有量	－	20.039	0.74	N.D	0.147	5.873	0.768
	①－a	12.44	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.037
	①-a-0.45	12.44	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.036
	①－b	11.31	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.016
	②	4.99	0.007	0.001	N.D	N.D	0.002	0.185
	③	9.33	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.006
	④	5.98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.012
C	含有量	－	85.297	N.D	N.D	0.064	0.035	N.D
	①－a	6.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①-a-0.45	6.92	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	①－b	6.48	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	②	4.73	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	③	5.96	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
	④	4.62	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

注1）含有量の単位はmg／kg・DS

注2）N．Dは定量限界以下を示す。

表3－4によればCr（VI）を除き，その他の有害物質はいずれも産業廃棄物判定基準値及び土壌環境基準値を満足する値であった。

表3－3で述べた原料である溶融スラグからはCr（VI）の溶出がさほど認められていないが，溶融スラグを原料とした再生品からは溶出が見られた。また，試験方法②（EP法）においてA，Bの製品から産業廃棄物判定基準値は満足しているが，土壌環境基準値を上回る溶出が認められた。

（3）長期浸漬試験

6ヶ月経過した時点での目視からは，ひび割れ，欠け，そり等の外観的損傷は無かった。

また，溶出試験についてもCa等の主要元素の溶出が増加しているが，有害物質の溶出は見られていない。

3－4　まとめ

（1）各国の溶出試験を参考に酸性雨等の影響も考慮した試験を行った結果，下水汚泥溶融スラグは重金属の溶出を抑制し，産業廃棄物判定基準及び土壌環境基準をそれぞれ満足するものであった。ただし，Pb，Cdの溶出についてはpH値の影響を受けやすい傾向があり，今後は含有量と溶出濃度の関係も含め，さらに検討する必要がある。

（2）下水汚泥溶融スラグを原料とした再生品においてはCr（VI）の溶出が認められたが，原料である溶融スラグからはさほど溶出されていないことから，今後は製品時におけるその他の配合材料との反応，及びその他の配合材料自体からの溶出試験も含め検討する必要がある。

（3）長期的な影響を検討するための浸漬試験については，6ヶ月経った現時点での外観的損傷及び有害物質の溶出は見られていない。今後も目視等により経時的な観察をしながら追跡調査を継続していく予定である。

＜参考文献＞

1）金井，島，亀屋，桃井「廃棄物溶融スラグの溶出方法と重金属類溶出特性」廃棄物学会第6回研究発表会講演論文集(1995)

付　　録

付録１．平成７年度　下水道関係刊行報告書一覧

下水汚泥と剪定枝葉の堆肥化に関する調査

土木研究所資料 第3413号 1996年１月
環境部 緑化生態研究室

要旨

汚泥をリサイクルの一環として緑地に利用する試みが進められている。一方，都市緑化により発生する廃棄物として剪定残渣はその処理が問題となってきている。これらの課題を解決する一手段として，両者を混合し，堆肥化し緑地に還元することが有効と考えられるが，良質な汚泥堆肥を製造するために効果的な副資材の性状や適正な混合比等についての知見は乏しい。本報告書では，各種副資材を用いて堆肥を試作するとともに，その堆肥を用いた植栽試験を実施し，試作堆肥の性状や肥効力を把握し，下水汚泥と剪定残渣等を用いた堆肥製作の手法等について取りまとめを行った。

キーワード：下水汚泥，有効利用，剪定残渣

矢板引抜き時の可撓性管の変形挙動および変形防止工法に関する調査

土木研究所資料 第3397号 1996年１月
材料施工部 土質研究室

要旨

近年，下水道用管渠などに，塩化ビニル管やＦＲＰＭ管等の可撓性管が用いられるケースが多くなっている。これらの可撓性管を地中に埋設する際，矢板を用いて土留めし開削工法で施工する場合があるが，埋戻し後に矢板を引き抜く際に埋戻し材などがゆるんで管に過大なたわみ（変形）が発生し管の破損や老朽化などの問題が生じる恐れがある。そこで，まず室内模型実験および数値解析により矢板引抜き時の可撓性管の変形挙動および管への作用土圧の把握を行う。その結果をもとに矢板引抜き時の管の変形防止工法を抽出しそれらの効果および適用性について，室内模型実験，実物大模型実験および数値解析により検討を行うものである。

キーワード：可撓性管，矢板引抜き，たわみ，作用土圧，変形防止工法

Technical Memorandum of PWRI
No.3405 December 1995

MODELING OF COMBINED ACTIVATED SLUDGE AND BIOFILM PROCESS FOR THE REMOVAL OF NITROGEN AND PHOSPHORUS

ADVANCED WASTEWATER TREATMENT DIVISION
WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

Synopsis:

A simulation model was developed for a combined activated sludge and biofilm process which was developed in Japan to achieve nitrogen and phosphorus removal without extending the existing treatment facilities. The process consists of an activated sludge process of three zones (anaerobic, anoxic and aerobic) and a biofilm process in the form of fluidized bed in the aerobic zone, in which nitrification is carried out by the nitrifiers on the fluidized media and denitrification and phosphorus removal are performed by the activated sludge.

Firstly a biofilm model was developed by modifying an existing model in terms of components, biological processes and a detachment mechanism, using the experimental results of the fluidized bed process.

Secondly the biofilm model was incorporated into the IAWQ Activated Sludge Model No.2 with an addition of a mechanism of transferring detached biofilm to the activated sludge. The parameter values of this model were fitted using the data of a pilot plant during the term without rainfall. The model, then, was evaluated with the pilot plant data with a successive rainfall.

The model developed for the combined activated sludge and biofilm process expressed the water quality of the pilot plant well. Necessary improvement was also discussed.

Key Words: Wastewater treatment, Nitrogen and phosphorus removal, Activated Sludge, Biofilm, Immobilization, Model

付録２．平成８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．下水管渠の流量に関する研究 ２．熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究 ３．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査 ４．小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査 ５．汚水管の機能改善に関する調査 ６．管渠の整備効果に関する調査
三次処理	１．ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究 ２．塩素消毒技術の高度化に関する研究 ３．下水処理水の安全性向上に関する研究 ４．窒素の超高度除去に関する研究 ５．再生水の消毒に関する調査 ６．再生水供給施設における水質管理手法に関する調査 ７．下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査 ８．移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査
汚泥	１．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究 ２．温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術 ３．中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査 ４．下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査 ５．汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査 ６．中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査 ７．建設副産物の発生抑制・再利用技術の開発
水質	１．水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究 ２．バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査 ３．流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査 ４．生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査 ５．下水道での有害化学物質の管理に関する調査 ６．河川とその流域における総合的な浄化対策に関する調査 ７．下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究 ８．河川水質と水生生物相との関係の把握
緑化生態	１．下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査
都市河川	１．超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査
施工	１．中小規模の下水管路工事における施工の安全化に関する調査
土質	１．下水道管渠の変形防止に関する調査
化学	１．下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査
振動土質	１．下水道施設の液状化被害の予測及び対策に関する調査