ISSN 0386−5878
土木研究所資料 第3294号

土 木 研 究 所 資 料

平成5年度下水道関係調査研究
年次報告書集

平成6年10月

建設省土木研究所

Copyright © (1994) 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，本報告書の全部または一部の転載，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3294号1994年10月

平成5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
地震防災部　振動研究室

要旨

本報告書集は，平成5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35編292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５年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果を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，科学技術庁予算の科学技術振興調整費，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５年度における新規課題は，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下水道雨水対策施設の合理的設計手法に関する調査（下水道事業調査費)，④下水道管路の合理的な施工方法に関する調査（下水道事業調査費)，⑤下水道管渠の変形防止に関する調査（下水道事業調査費)，⑥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）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成５年度に終了した課題には，①膜分離法による再利用水質の高度化に対する研究（試験研究費)，②し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査（下水道事業調査費)，③下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査(下水道事業調査費)，④焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査（下水道事業調査費)，⑤下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査（下水道事業調査費)，⑥都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査（下水道事業調査費)，⑦下水汚泥の施用方法に関する調査（下水道事業調査費)，⑧河川における藻類増殖機構に関する調査（河川事業調査費）があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①新しい下水輸送システムの開発に関する調査（下水道事業調査費)，②固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査（下水道事業調査費)，③汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する調査（地球環境研究総合推進費)，④水環境の効果的な保全手法に関する研究（試験研究費）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５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６年10月

下水道部長　市　村　訓　男

目　　次

頁

序　文

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）…… 37

2．膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究……（三次処理研究室）…… 43

3．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）…… 51

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．水環境の効果的な保全手法に関する研究……（水質研究室）…… 69

6．下水処理水の水質変動に関する研究……（水質研究室）…… 75

II　科学技術振興調整費による研究

1．下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル……（汚泥研究室）…… 81

III　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．りんの超高度除去に関する研究……（三次処理研究室）…… 87

2．下水汚泥の無害化処理に関する研究……（汚泥研究室）…… 95

IV　地球環境研究総合推進費による研究

1．下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の
放出量の解明に関する研究……（新下水処理研究官・三次処理・汚泥研究室）…… 105

2．汚泥からのメタンガス回収・有効利用
に関する研究……（新下水処理研究官・汚泥研究室）…… 111

V　下水道事業調査費による研究

1．新しい下水輸送システムの開発に関する調査……（下水道研究室）…… 117

2．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）…… 123

3．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）…… 129

4．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

5．し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査……（三次処理研究室）…… 141

6．固定化微生物を用いた高度処理プロセスの
実用化に関する調査……（三次処理研究室）…… 153

7．下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査……（三次処理研究室）…… 171

8．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）…… 179

9．焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査……（汚泥研究室）…… 193

10．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）…… 205

11．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）…… 213

12．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）…… 223

13. 下水処理水の評価基準に関する調査……（水 質 研 究 室）…… 229
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）…… 247
15. バイオセンサーの実用化に関する調査……（水 質 研 究 室）…… 255
16. 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）…… 267
VI 下水道事業調査費による他部の研究
1. 下水汚泥の施用方法に関する調査……（緑化生態研究室）…… 273
2. 都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果
に関する調査……（都市河川研究室）…… 279
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）…… 285
4. 下水道管渠の変形防止に関する調査……（土 質 研 究 室）…… 291
5. 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……（化 学 研 究 室）…… 297
6. 下水道施設に対する地盤液状化の影響
及び対策に関する調査……（振 動 研 究 室）…… 303
VII 河川事業調査費による研究
1. 河川における藻類増殖機構に関する調査……（水 質 研 究 室）…… 309
VIII 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……（下水道研究室）…… 319

付 録
平成5年度 下水道関係刊行報告書一覧…… 329
平成6年度 下水道関係調査研究課題表…… 330

概　要　約　集

下水管渠の流量に関する研究		本文 37 ページ	平成 5 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，既存の管渠の流下能力を正確に把握することが必要であるが，現実の下水管網は多くのマンホールを抱え，そこにおける管の接合，段差など水理的に複雑な要素が多く，これまでの計算では，概略の損失水頭を与えており，合理的でない部分があった。このような問題を含め，下水管渠の流量に関する水理については未解明な部分も多い。このため，下水管渠の流量に関する研究を実施する。

(結　果)

1．設計マニュアルの文献調査

マンホールにおけるエネルギー損失ΔＨは，次式で表される。

$\Delta H = K\ (v^2/2g)$　　ここにＫ：損失係数，$v^2/2g$：速度水頭

日本下水道協会編の下水道設計指針には，このエネルギー損失に関する記述はない。米国土木学会の設計マニュアルにはＫ値の記述がない。土木学会編の水理公式集にはＫ＝0.1 と 0.2 が紹介されている。

2．国内の研究事例

宇井らは接続高さの異なる２方向管マンホールにおいて，Ｋ＝0.35，0.72，2.18 を得た。安川は非定常流計算によりマンホール蓋の飛散を再現した。竹内らは取付管による貯留効果を考慮したモデルに基づく数値計算結果が，周期的な流量変動を与えた管路流水理実験結果とよく一致することを示した。村上らは，下図に示す実験装置のマンホール径を様々に設定したときのマンホール部の損失水頭を計算した。さらに半円筒形のガイドカバーをインバート上部に置くと損失水頭が低減することを示した。

3．外国での研究例のまとめ

①マンホールの形状，インバートの形状によりＫ値は大きく影響される。②マンホール径が大きくなるほどＫ値は大きくなる。③２つの管が接続する場合，Ｋ値は通常 0.2 を越えることはないが（マンホール水深/管径）が２付近で泡が発生する。これによりＫ値が 0.2 付近から 1.0～1.5 と上昇する。④２つの管が接続する場合（上流側管径/下流側管径）が大きくなると，急激に損失水頭は上昇する。

この他に，流量観測用管渠模型および管渠網模型を作成した。

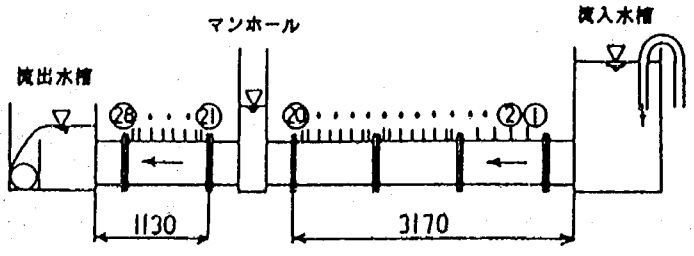


図　村上の実験装置の概略図

研究担当者：田中　修司，北川　三夫，榊原　隆，藤沢　智文

キーワード	下水管渠，流量，流速，損失水頭，マンホール

膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究		本文43ページ	平成5年度
全体計画	試験研究費　平成3～5年度	三次処理研究室	

（目　的）

下水処理水の再利用を促進する上で，最も重要な課題の一つは，再利用水の安全性の向上である。再利用に於ける安全性は主として処理水中に残存する細菌・ウイルス等の除去・不活化によって確保されるが，在来の塩素消毒技術で残存細菌数を担当低減し，かつウイルス等の不活化まで行おうとすると，消毒剤としての塩素の注入量が増加し，残留塩素による障害や塩素化有機化合物の生成等が懸念される。そのため，多量の塩素を注入することなく微生物を確実に除去できる代替技術が必要とされている。

本研究は，これらの消毒・除菌のための代替手法のうち，安全に，かつ，ほぼ完全に水中の微生物を除去することができ，新素材の開発などにより最近技術的な進歩が著しい，膜による分離法の下水処理への適用について，基礎的な検討を行うために実施するものである。

（結　果）

本年度は，下水処理用として適当と考えられる2種類の素材の異なる膜を用いて目詰まり等の検討を継続して行うとともに，膜処理水の安全性を保持するための適当な消毒方法について検討を行った。また，処理水の快適性を向上させるため，活性炭を併用する処理法についても検討した。

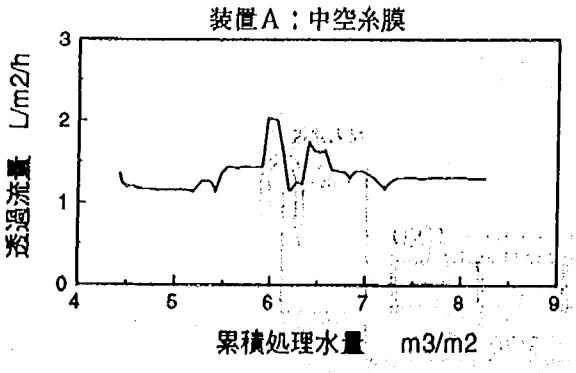
(1) 膜の目詰まりの進行による透過能力の低下は，使用時の透過流束を極めて低くすることにより抑制することが可能で，本年度の実験結果では膜の洗浄間隔を1カ月以上とすることができた。

(2) セラミックス膜は，前年度までに使用した各種の有機高分子膜より目詰まりが少なく，長期の使用に際して安定した透過能力を有することがわかった。

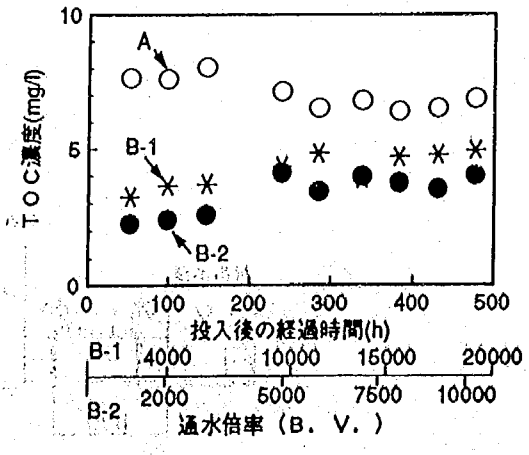
(3) 膜透過水の衛生学的な安全性は，糞便性大腸菌群数で判断する限りは，本年度使用した何れの膜でも上水と同等の水準にあり通常の放流に際しては消毒が不要である。しかし，一般細菌による汚染はかなり高く，スライム発生の原因と推定された。

(4) 膜処理水中の一般細菌の塩素による殺菌は有効で，1 mg/l の注入で90%以上の殺菌が可能である。

(5) 活性汚泥への粉末活性炭投入という簡便な方法によって，処理水の臭気や着色を低減できることが判明した。このときの活性炭単位重量当たりのTOC除去能力は，粒状炭充填カラムによる二次処理水の吸着処理の場合と同程度であると推定された。



図―1　透過水量の変化（中空糸膜・洗浄なし）



図―2　活性炭添加によるTOC除去の状況

研究担当者：高橋　正宏，小越　眞佐司，奥井　淳

キーワード	下水処理，膜分離活性汚泥法，塩素消毒，活性炭添加

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 51 ページ	平成 5 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)

本年度は，人口稠密地域の既存下水処理場の設計条件をとりまとめ，ディスポーザー導入時の施設の容量不足量を試算して，本研究における処理技術の開発目標の把握を行った。ここに，“人口稠密地域”の処理場を，晴天時 1 日最大処理水量（m^3/ d）に対する処理場敷地面積（m^2）の比が 0.6 未満の処理場と定義した。なお，ディスポーザー排水を含む流入下水の水質については表－1 に示すようなディスポーザー 100%普及時の負荷増加割合を仮定した。また，窒素除去の試算には反応タンク流入水及び流出水の T-N をそれぞれ 41.4 mg/l，12 mg/l（内，NO_x-N 10 mg/l，K-N 2 mg/l，循環率 1.9）とした。以下，得られた知見を示す。

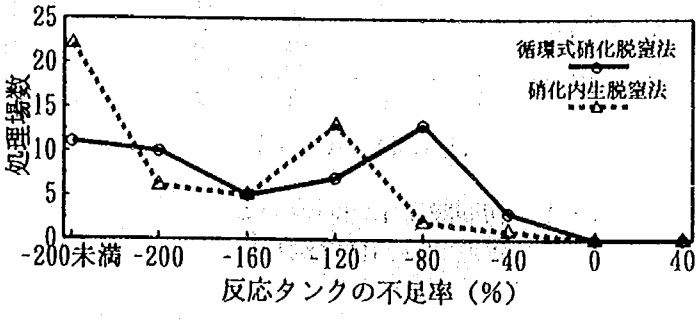
(1) ディスポーザー導入時においても，BOD の除去のみを目的とする場合，反応タンク内 MLSS 濃度を高くすることで対応できる。但し，この場合汚泥の沈降性の悪化が予想されるので，最終沈澱池の機能向上を図る等の対応が必要となる。

(2) 窒素除去を目的に循環式硝化脱窒法を採用する場合，全ての処理場でタンク容量は不足する。また，硝化内生脱窒法を採用する場合には，不足率は更に拡大し，相当数の処理場で－200%（現在の 3 倍以上の容量が必要）を超える（図－1）。従って，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。

なお，本年度，高負荷対応型高度処理パイロットプラントの製作を行った。

表－1

水質項目	増加割合%
B O D	30
S S	60
T － N	15



図－1　試算結果

研究担当者：高橋　正宏，鈴木　穣，石井　宏幸

キーワード	ディスポーザー，高負荷下水，高度処理，固液分離，固定化

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 5 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）

平成 5 年度は，下水汚泥の重力濃縮法における希釈濃縮の効果を，余剰活性汚泥を供試汚泥としてアクリル樹脂製の沈降筒（ϕ 200×H 1,000_4,000 mm）による回分式実験で調べた結果，昨年度の結果が再確認されるとともに，以下のような知見が得られた。

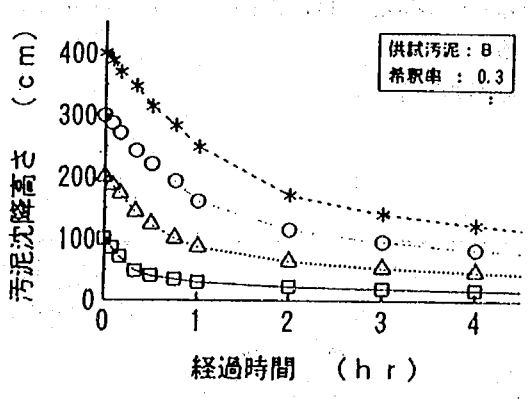
① 汚泥の初期の沈降形態は，希釈の度合いにより分散等速沈降，疑似・分散等速沈降，界面等速沈降，界面不等速沈降及び界面・疑似・圧密沈降に分類され，無希釈汚泥の沈降は後者の 2 つの形態に入るものであった。

② 初期沈降速度は，初期の沈降高さに左右されず同一の値を示した（図―1）。

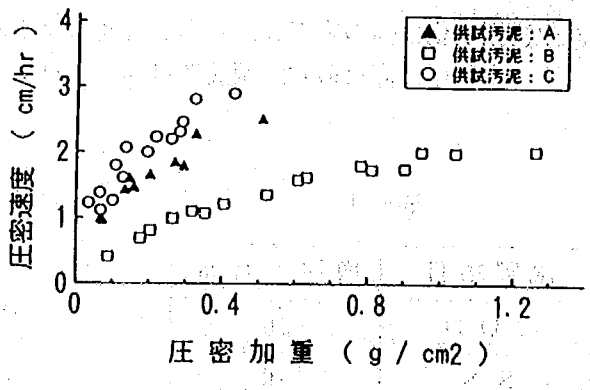
③ 初期の沈降形態を分散沈降とすることにより 3 m/h 以上の沈降速度が得られるとともに，希釈操作の効果は沈降しずらい性状の汚泥であるほど発揮されるものであった。

④ 初期の沈降形態を分散，或いは疑似・分散の形態にすることにより，沈降過程における沈降速度の遷移区間の消滅，減少が図れ，十分な圧密時間を確保することができる。また，24 時間の濃縮時間内で有効な圧密時間を確保するためには，初期沈降速度が 1 m/h 以上必要と思われた。

⑤ 圧密過程においては，圧密加重を確保するために十分な汚泥相高さを確保しなければならない。図―2 は，圧密加重と圧密速度の関係である。



図―1　初期設定水深の違いと汚泥沈降曲線（例）



図―2　圧密荷重と圧密速度の関係

研究担当者：渡部　春樹，落　修一，松原　誠

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，濃縮，重力濃縮

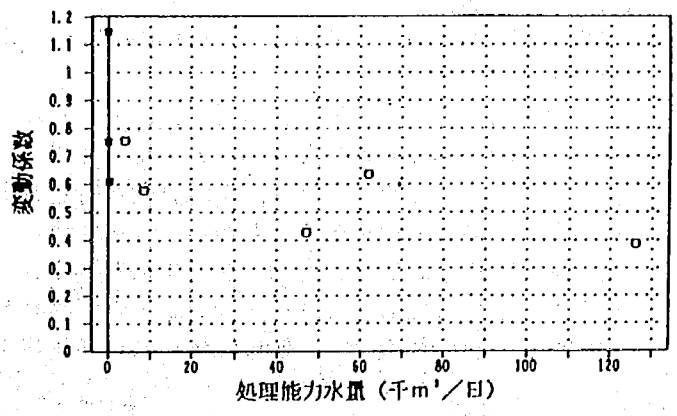
水環境の効果的な保全手法に関する研究		本文 69 ページ	平成 5 年度
全体計画	試験研究費　　平成 3 ～ 6 年度	水質研究室	

（目　的）

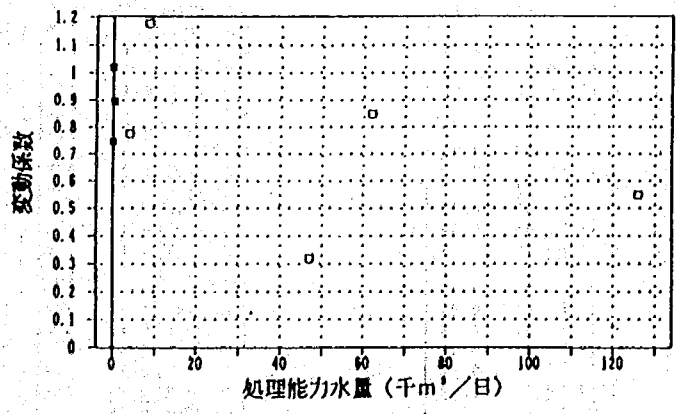
処理施設での処理効果を評価するためには，処理水質の変動性に焦点を当てた，処理の信頼性を考えなければならない。排水基準を遵守しているとしても，処理水質の変動は小さい方が望ましいと考えられ，変動性の大きさも処理の評価の視点の一つとすべきである。なぜなら，処理水質の大きな変動は放流先の水域に生息する生物にとって，ストレスとなる可能性があるからである。本研究の目的はこのような信頼性の観点から処理施設の評価手法を構築することである。

（結　果）

今年度は水質データがあまり得られていない農村集落排水とコミュニテイープラントの小規模処理施設に対し，終日調査を実施し，施設の概要，流入・処理水質特性を把握した。また昨年度までの調査結果も併せて，流入汚濁負荷量と処理水汚濁負荷量を処理人口一人一日当たりの形に整理し，汚濁負荷量原単位及び汚濁負荷量の除去効果を把握した。また，流入下水と処理水の水質変動性を把握し，さらに，流入負荷量の変動性についても整理した。この結果，施設規模が大きくなるほど流入負荷量の日間の変動が小さくなることを確認した（図―１，２）。



図―１　処理施設規模と流入 BOD 負荷量（kg/２時間）の日間変動係数の関係



図―２　処理施設規模と流入 SS 負荷量（kg/２時間）の日間変動係数の関係

研究担当者：田中　宏明，高島　英二郎，松宮　洋介

キーワード	農村集落排水，コミュニティープラント，信頼性，評価手法，処理水質，流入水質，変動性

下水処理水の水質変動に関する研究		本文 75 ページ	平成 5 年度
全体計画	試験研究費　　平成 3 ～ 6 年度	水質研究室	

（目　的）

下水処理場の処理水質は平均値で扱われることが多いが，処理水は時間的に変動しており，処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水処理場の処理機能を的確に評価するためには，平均的な処理水質とともにその変動特性についても把握する必要がある。

本研究は，下水処理場の流入水，処理水の水質変動特性について分析を行うことにり，処理水質及び処理機能の適正な評価手法を明らかにし，施設の信頼性向上に資することを目的とする。

（方　法）

全国の下水処理場の中から①標準活性汚泥法の施設，②昭和 50～60 年に供用開始した施設，③分流式の下水道施設，④流入水量（年平均）と処理能力の比が 0.55～1.0 である施設の条件を満たすものを地域バランスも考えて 26 箇所選定し，平成 2，3 年度の流入水質・処理水質データを収集し，解析を行った。収集したデータは，1 日 1 回の定時試験の水質分析データと 2 時間程度の間隔でサンプリングした通日試験の水質分析データである。

（結　果）

1）定時通年データと通日試験データの解析

BOD，COD，SS，大腸菌群数の 4 項目について解析し，対数正規分布で近似できることを確認した。

2）定時データと通日データの比較

流入水質の対数変換値の標準偏差（Sy）は，通日データの方が常に大きくなっており，定時データの通年変動より，通日データの相対的な日間変動性の方が大きいことを示している。また，対数変換値の平均（$\bar{y}$）はほとんどの場合定時データの方が大きくなっており，定時試験が行われている時刻の流入水質が 1 日の流入水質の代表値となっておらず，高めの値をとることが多くなっている可能性がある。

処理水質について見ると，$\bar{y}$，Sy ともに定時データと通日データの差が小さく，処理水質を評価する際には定時データと通日データのどちらを使ってもあまり差がないことが示唆された。

流入水質における通日データと定時データの比較

流入水質 水質項目 箇所名	通日データ 対数変換値の 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy	定時データ 対数変換値の 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy	差（通日－定時） 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy
BOD						
A	2.32	0.22	2.44	0.10	-0.12	0.12
C	2.33	0.14	2.28	0.11	0.05	0.03
D	2.19	0.19	2.20	0.12	-0.01	0.07
N	1.98	0.33	2.30	0.12	-0.32	0.21
R	2.05	0.18	2.17	0.11	-0.12	0.07
平均	2.17	0.21	2.28	0.11	-0.10	0.10
COD						
A	1.96	0.31	2.10	0.09	-0.14	0.22
C	2.01	0.11	2.02	0.09	-0.01	0.02
D	1.95	0.18	1.93	0.11	0.02	0.07
N	1.74	0.24	2.04	0.15	-0.30	0.09
R	1.78	0.15	1.83	0.11	-0.05	0.04
平均	1.89	0.20	1.98	0.11	-0.10	0.09
SS						
A	2.13	0.39	2.39	0.09	-0.26	0.30
C	2.15	0.20	2.17	0.11	-0.02	0.09
D	2.10	0.26	2.11	0.13	-0.01	0.13
N	1.91	0.26	2.30	0.15	-0.39	0.11
R	2.02	0.20	2.12	0.12	-0.10	0.08
平均	2.06	0.26	2.22	0.12	-0.16	0.14
大腸菌群						
A	4.83	0.38	5.22	0.31	-0.39	0.07
C	4.72	0.36	4.98	0.20	-0.26	0.16
D	4.76	0.44	4.88	0.25	-0.12	0.19
N	4.30	0.49	4.97	0.39	-0.67	0.10
平均	4.65	0.42	5.01	0.29	-0.36	0.13

処理水質における通日データと定時データの比較

処理水質 水質項目 箇所名	通日データ 対数変換値の 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy	定時データ 対数変換値の 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy	差（通日－定時） 平均 $\bar{y}$	標準偏差 Sy
BOD						
A 終沈	1.50	0.22	1.46	0.25	0.04	-0.03
A 放流	0.96	0.39	0.74	0.31	0.22	0.08
C 終沈	1.11	0.29	1.10	0.28	0.01	0.01
D 終沈	1.01	0.40	1.00	0.31	0.01	0.09
N 終沈	0.44	0.28	0.42	0.22	0.02	0.06
R 放流	0.39	0.29	0.26	0.27	0.13	0.02
平均	0.90	0.31	0.83	0.27	0.07	0.04
COD						
A 放流	1.22	0.13	1.21	0.11	0.01	0.02
C 終沈	1.09	0.07	1.08	0.09	0.01	-0.02
D 終沈	1.07	0.14	1.05	0.11	0.02	0.03
N 終沈	0.92	0.07	0.93	0.08	-0.01	-0.01
R 放流	0.77	0.05	0.72	0.04	0.05	0.01
平均	1.01	0.09	1.00	0.09	0.02	0.01
SS						
A 放流	1.06	0.24	1.07	0.19	-0.01	0.05
C 終沈	0.47	0.24	0.57	0.16	-0.10	0.08
D 終沈	0.47	0.37	0.48	0.32	-0.01	0.05
N 終沈	0.54	0.26	0.67	0.28	-0.13	-0.02
R 放流	-0.10	0.23	-0.11	0.26	0.01	-0.03
平均	0.49	0.27	0.54	0.24	-0.05	0.03
大腸菌群						
A 終沈	3.30	0.38	3.34	0.38	-0.04	0.00
N 終沈	2.12	0.41	2.05	0.43	0.07	-0.02

終沈：最終沈殿池流出水、放流：放流水

研究担当者：田中　宏明，高島　英二郎

キーワード　処理水質，変動，対数正規分布

下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル		本文 81 ページ	平成 5 年度
全体計画	科学技術振興調整費　　平成 5 年度	汚泥研究室	

（目　的）

日本の下水道は大都市を中心に普及してきたが，今日では下水汚泥の最終処分地の確保が難しくなってきたことから，下水汚泥の建設資材化を進め，それを利用する方向で研究開発と実用化が進んできている。一方，ドイツにおいてはこれまで下水汚泥の緑農地利用を中心に進められてきたが，近年の下水汚泥中の有害物質に対する規制の強化等によって，建設資材化についての研究開発が進められている。

こうした中で，日本は焼却灰をレンガなどの二次製品に加工する技術が進んでおり，一方，ドイツは石炭と下水汚泥の混焼や都市ゴミとの混焼など，省エネルギー技術について進んでいることから，両者の技術を持ちより省エネルギー・リサイクル型技術の確立を目指して共同研究を実施するものである。

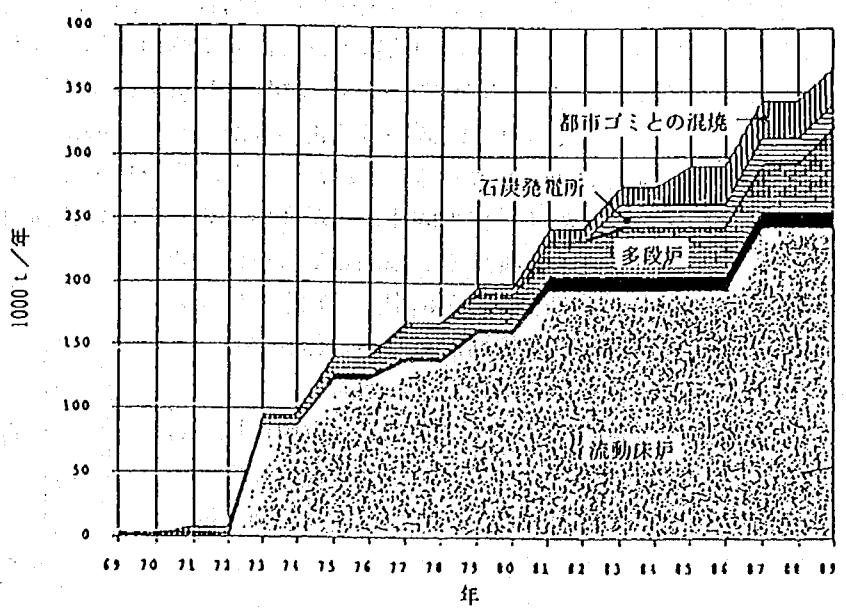
日本では焼却されている下水汚泥の 90%（平成 4 年度）は埋立て処分されている現状にあるが，平成 3 年度に施工されたいわゆる「リサイクル法」を受けて，下水汚泥の再利用をさらに進めていく必要があり，この共同研究によって下水汚泥の有効利用が大幅に進むものと期待される。

（結　果）

旧西ドイツにおける下水汚泥の発生量は 1990 年の統計で約 250 万トン/年（乾泥として）であった。その処分利用の内訳は，埋立処分約 60%，陸地利用約 25%，焼却約 10%，コンポスト約 3～4 %となっている。

1982 年に下水汚泥や土壌に対する規制が導入されたことにより，陸地利用がかなり制限されるようになってきていたが，1992 年にさらに改正強化されたことから，陸地利用はさらに厳しい状況になるといえよう。このため，ルール水組合は 1994 年から汚泥の焼却を大幅に進めることで対応していく予定である。

またドイツでは有害廃棄物の輸出入が禁止され，1989 年末からは北海への廃酸の投棄が禁止されているなど，有害廃棄物の規制も強化されてきている。このため，排出量の抑制と再利用の強化を進めるために，焼却炉の建設が進められている。図―1 は 1989 年までの下水汚泥の焼却の状況を示している。廃棄物の焼却における排ガス規制は非常に厳しいものとなっており，焼却炉の建設費の増大も大きな懸念材料になっている。



図―1　旧西ドイツにおける下水汚泥焼却

研究担当者：渡部　春樹，白石　隆

キーワード	汚泥，焼却，建設資材，リサイクル

りんの超高度除去に関する研究		本文 87 ページ	平成 5 年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成 4 ～ 6 年度	三次処理研究室	

(目　的)

水域の富栄養化防止の観点から，従来のりん除去法をさらに上回る処理能力を持つりん除去法が必要となる場合が予想される。本研究では，下水処理水中のりん濃度を富栄養化の限界と言われている 0.01 mg/L のオーダーまで低下させる処理を実現することを目標としている。安定した処理を行うため，単独及び総合的りん除去プロセスの検討と低濃度りんの分析とプロセス制御への適用性に関する検討が必要であると考えられる。

(結　果)

5 年度は，吸着法によるりん除去に関する検討としてパイロットプラントを作製し，吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を行うとともに，室内実験においてプラントで用いた活性アルミナの吸着等温線の作成，最適 pH の検討を行った。マイクロフロック生成によるりん除去に関しては，設定 pH 及び凝集剤投入量の違いによるフロック生成量，生成粒子径及び膜分離によるりん除去率の基礎的検討を行った。自動分析装置に関しては，吸着プラントにりんモニターとして取り付け，吸着処理水のりん連続測定を行うとともに，スポット採水を行い手分析値との比較を行った。

本年度の結果を以下に要約する。

① 吸着法によるりん除去に関する検討

同一ロットの活性アルミナでは吸着時の pH によって吸着量に大きな差があり，pH 4 以下が最適条件であった。

② マイクロフロック生成によるりん除去に関する検討

処理水系での実験結果，添加する金属塩凝集剤各々の溶解度が最小となる領域でりん除去率が最大となるが，共存物質による凝集剤の消費のため，凝集剤の添加量は理論当量の 3 倍量程度としないと高いりん除去率は得られない。生成粒子の分布範囲は 10 μm 以下の粒子がほとんどであり，1.0～0.1 μm とろ過孔径を小さくしてもりん除去率は変化しなかった。このため，精密ろ過程度による固液分離によって生成粒子は除去できるものと考えられた。また，生成粒子体積が多い程りん除去率も高くなる傾向であり，初期りん濃度が高い程生成体積量が多いためりん酸化合物由来の粒子が多いと考えられた。さらに，理論当量の 3 倍量の凝集剤を添加しても単位生成体積あたりのりん含有量は 20%程度しか低下しないため，汚泥発生量はそれ程増加しない。(図参照)

③ 自動りん分析装置の適用に関する検討

自動りん分析装置のモニター値は手分析値に比べ若干低い値を示しているようであり，0.2 mg-p/L 以下の領域においては分析値がやや不安定になる傾向が伺えた。

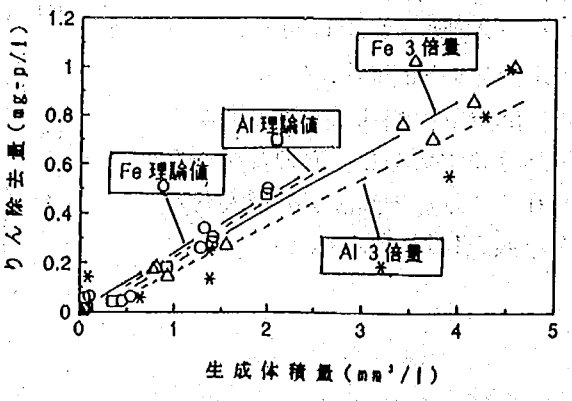


図　生成体積量とりん除去量の関係

研究担当者：高橋　正宏，諏訪　守，奥井　淳

キーワード	下水処理水，りん除去，吸着，マイクロフロック，制御

下水汚泥の無害化処理に関する研究		本文 95 ページ	平成 5 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 4 年度に発生した 150 万 t（DS）の下水汚泥のうち有効利用は，緑農地が約 13%であり建設資材が約 7 %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利用されにくい理由の一つは，バーク堆肥や堆厩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）

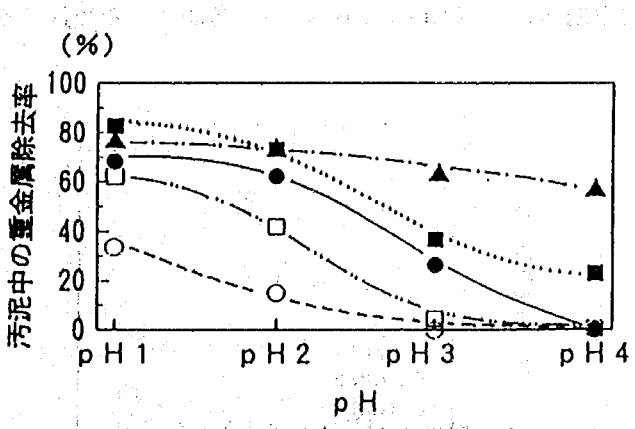
平成 5 年度に行った調査結果は次のとおりである。

① 初沈汚泥，余剰汚泥及び消化汚泥中の重金属等の酸溶出は硝酸を用いて行った。その結果，pH を 3 以下にすると Zn と Ni は容易に溶出されることがわかった。Cd の場合には pH 3 では 8 ～26%溶出されるだけであるが，pH 2 では 37～62%溶出された。Cu では pH 3 で 0 ～0.5%，pH 2 で 5 ～15%の溶出率であった。Cr では pH 3 で 2 ～ 8 %，pH 2 で 36～42%であった。（図― 1）

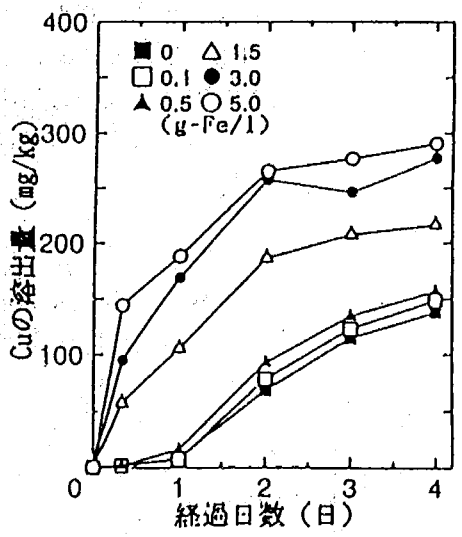
② pH を 3 にして電解処理を行うと，酸溶出よりも Cu と Cr の溶出率が若干高くなった。

③ 硫酸第 2 鉄を消化汚泥に 1.5 g・Fe^{3+}/L 添加し，pH 3 にすると Cu はかなり溶出されることがわかった。

④ ③の条件で，さらに *T. Ferrooxidans* を加え，バクテリアリーチングを行うと Cu 溶出率は一層高くなることがわかった。（図― 2）



図― 1　pH と重金属除去率の関係
（消化汚泥　酸溶出時間 24 hr）
● Cd　■Zn　▲ Ni　○ Cu　□Cr



図― 2　鉄酸化細菌存在下での Cu の溶出量
（pH＝ 3 に調整）

研究担当者：渡部　春樹，岡澤　邦明，落　修一

キーワード	汚泥，重金属，形態，抽出

下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究		本文 105 ページ	平成 5 年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　　平成 2 ～ 6 年度	新下水処理研究官 三次処理研究室，汚泥研究室	

(目　的)

これまでCO_2の増加による地球温暖化の可能性が検討されてきたが，最近ではメタン(CH_4)，亜酸化窒素（N_2O）等のCO_2以外の温室効果ガスの寄与の増大が指摘されている。これは，これらのガスの大気中濃度がCO_2に比較して低いのにも関わらず，1分子あ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ためである。

これまでCH_4，N_2Oの放出源及び放出量については多くの見積もりがなされているが，その範囲は大きくふれており精度の高い推定がなされていないのが現状である。またミッシング・ソースの存在の可能性も指摘されており，今後これらのガスの放出量について，予想される放出源の抽出，及び放出源での測定を積み重ねていく必要がある。

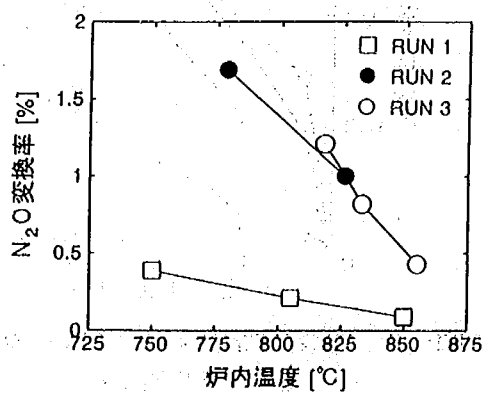
本研究では，下水処理場からのCH_4，N_2Oの放出量について，すべての処理プロセスにわたる系統的な測定を行いその放出原単位を求めるとともに，下水処理プロセスからの総放出量を日本及び地球全体について見積もることを目的としている。

(結　果)

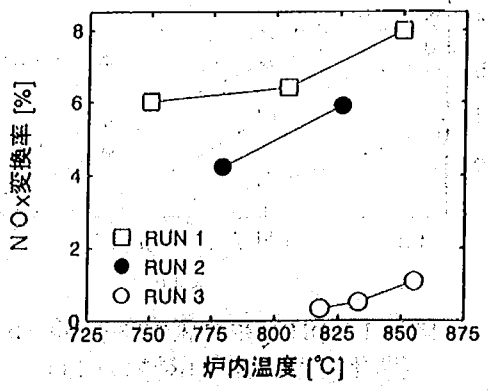
(1) 下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量について調査した。メタンのおもな発生源は，エアレーションタンク(初沈含む)，汚泥濃縮槽，汚泥脱水機であり，亜酸化窒素の発生源は，汚泥焼却炉とエアレーションタンクであった。メタン放出量は水温の影響を大きく受け，夏期の放出量は冬期の約2～3倍程度となる。亜酸化窒素放出量は汚泥焼却によるものが圧倒的である。エアレーションタンクからの亜酸化窒素放出量は，硝化の進行している場合ほど多くなる。

(2) 単独浄化槽からのメタン・亜酸化窒素の放出量について調査した（冬期）。放出の傾向は下水処理場の場合と同様であった。流入負荷のCH_4-C，N_2O-Nへの変換率は，下水処理場における測定値よりわずかに大きく，それぞれ1.85%，0.12%であった。

(3) 実稼働の流動焼却炉において亜酸化窒素放出量に及ぼす炉内温度，脱水時凝集剤の影響について調査した。凝集剤に石灰を用いた場合は放出量が抑制される。また炉内温度が高い場合ほど放出量が減少する。しかし，亜酸化窒素が減少する条件においては窒素酸化物（NO_x）が相補的に増加するため注意を要する（図―1，2）。



図―1　N_2O放出量と炉内温度



図―2　NO_x放出量と炉内温度

研究担当者：竹石　和夫，鈴木　穣，松原　誠

キーワード	下水処理場，地球温暖化，単独浄化槽，汚泥焼却炉，メタン，亜酸化窒素

汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究		本文 111 ページ	平成 5 年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　　平成 4 ～ 6 年度	新下水処理研究官・汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の嫌気性消化によって発生するメタンガスは，これまで主に消化タンクの加温に用いられているが，地球温暖化ガスの放出の抑制ならびに新たなエネルギー源としての観点から，有効利用の一層の促進が望まれている。また，汚泥には窒素・りん等植物への肥効成分が多く含まれているため，肥料資源としても汚泥のリサイクルを積極的に進めていく必要がある。

本年度は，汚泥の緑農地利用の手法であるコンポストおよび乾燥プロセスについて，地球温暖化ガスの発生量を調査するとともに，嫌気性消化プロセスとコンポストもしくは乾燥プロセスとの組み合わせシステムについて，経済性，エネルギー消費量，地球温暖化ガスの放出量等の評価を行った。

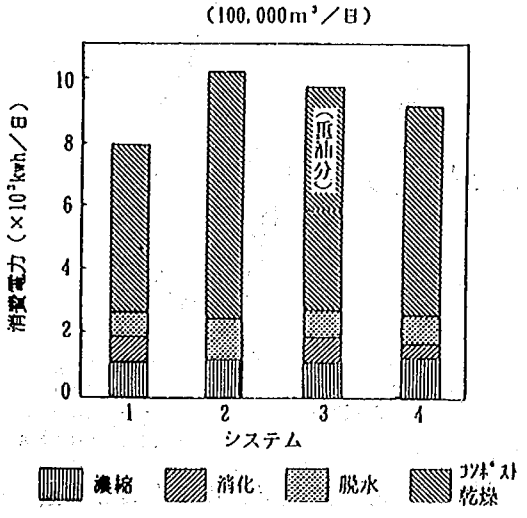
（結　果）

(1) 評価を行ったシステムは，（システム 1）混合汚泥の濃縮―消化―脱水―コンポストを基本として，（システム 2）消化なし，（システム 3）コンポストの代わりに乾燥を採用，（システム 4）生汚泥・余剰汚泥の分離処理を行い，余剰汚泥は消化なし，の 4 システムである。

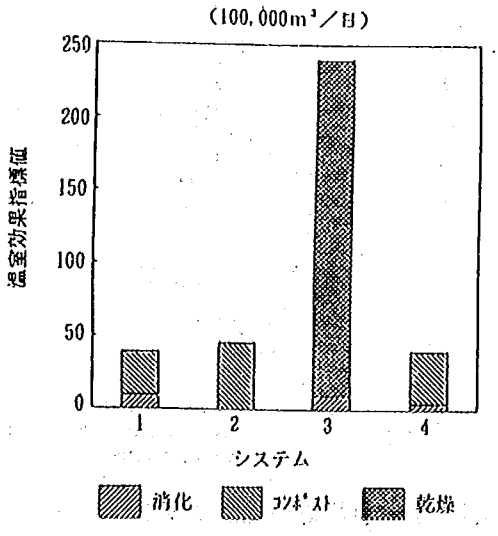
(2) この 4 システムについて，処理水量規模 10,000，30,000，100,000 m³/d として，建設費，維持管理費を含めた経済性の比較を行った結果では，乾燥を採用したシステム 3 がいずれの規模でも最も費用は小さく，30,000 m³/d 以上の規模の場合には，嫌気性消化を組み込んだシステム 1 が 2 番目に費用は小さいという結果であった。

(3) 各システムのエネルギー消費量を 100,000 m³/d 規模で比較すると，嫌気性消化を組み込んだシステム 1 が最も小さいのに対して，システム 2 が最も大きく，嫌気性消化の効果が現れている。システム 3 では乾燥プロセスでの重油消費が，全体のエネルギー消費に大きく影響している。（図―1）

(4) 温室効果ガスの評価には，二酸化炭素を 1 として各ガスが及ぼす温室効果を相対的に表現した指標を用いた。乾燥プロセスでの二酸化炭素の発生量が大きいために，システム 3 の温室効果指標が最も高い値を示した。（図―2）



図―1　エネルギー消費量の比較



図―2　温室効果指標の相対比較

研究担当者：竹石　和夫，白石　隆

キーワード	下水汚泥，有効利用，メタンガス，コンポスト，地球温暖化ガス

新しい下水輸送システムの開発に関する調査		本文 117 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 3 ～ 6 年度	下水道研究室	

（目　的）

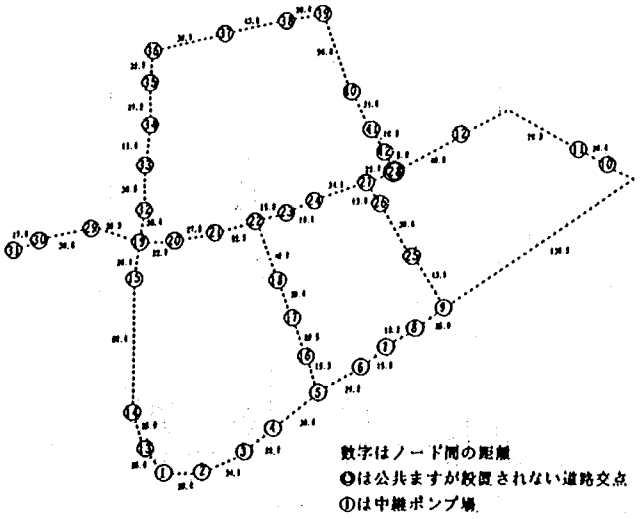
近年，新しい下水輸送方式として，圧力式下水道システム，真空式下水道システム（以下，真空式と記す）が開発されている。これらについては実用化の段階にあるが，合理的な設計方法等に関する統一的な調査を実施する必要がある。5 年度においては，真空式を取り上げ，真空下水管の配管ルートと真空弁ユニットの配置の最適化に関して線形計画を用いたモデルより解析を行った。

（結　果）

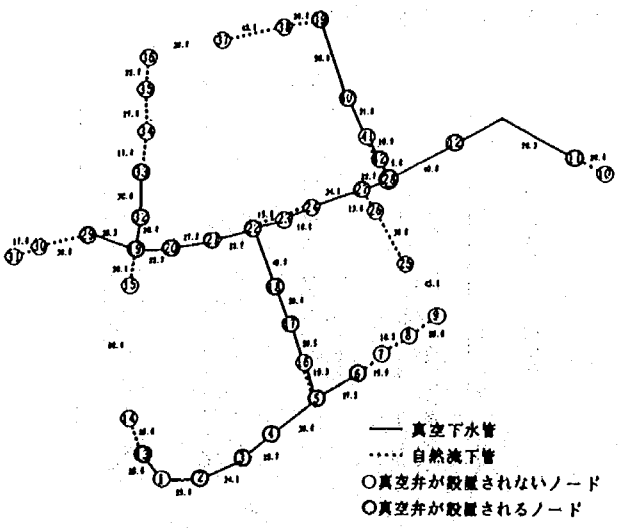
フラットな地形で，中継ポンプ場の位置，公共ますの位置及び管渠を敷設する可能性のある道路の形状（ネットワーク）が与条件である地区を設定し，解析を行った。決定すべき事項は，これらの公共ます又は道路交点のどこに真空弁ユニットを設置するか，及び，公共ます又は道路交点間を自然流下管（真空弁ユニットへの流入管）で結ぶのか真空下水管で結ぶのかという選択である。建設費が最も安価となるもの（最適解）を求めることを目標とし解析を行った。

その結果，最適解の管路形状（ツリー）はネットワークに対する最小木（minimum spanning tree：MST）に近似しており，ネットワークの MST についての建設費と，線形計画手法による最適解による建設費ではほとんど差がなかった。したがって，始点ノードを決定する方法として MST を考えても実用上問題がないものとみなせた。

さらに，真空下水管の始点より下流側の区間について，自然流下管を真空下水管と同時施工することにより自然流下管の建設単価を安くし，自然流下により 1 つの真空弁ユニットに集水する家屋数を拡大し真空弁ユニット数を抑えるとができることが分かった。



図－1　解析対象地区ネットワーク



図－2　線形計画モデルによる最適解

研究担当者：田中　修司，塩路　勝久

キーワード	真空式下水道システム，配管ルート，真空弁ユニット，配置の最適化

下水処理施設の補修・更新方法に関する調査		本文 123 ページ	平成 5 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)　我国の下水処理施設における劣化状況

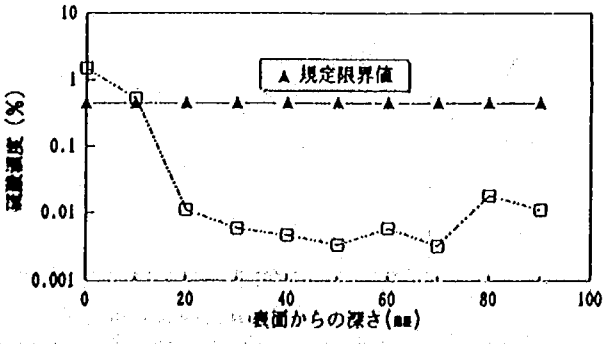
13 政令都市の処理施設を対象としたアンケート調査の結果，修繕・改築が必要な施設は最初沈澱池が最も多く，全最初沈澱池施設の約 17％の施設で劣化が認められた。また，劣化施設の割合が高い土木施設は濃縮槽であり，全濃縮槽の 2 割が劣化していた。劣化原因として最も多いものは硫化水素であり，全最初沈澱池施設の 9 ％，全濃縮槽施設の 14％は硫化水素により劣化していた。

(2)　下水中における硫化水素生成因子及び対策

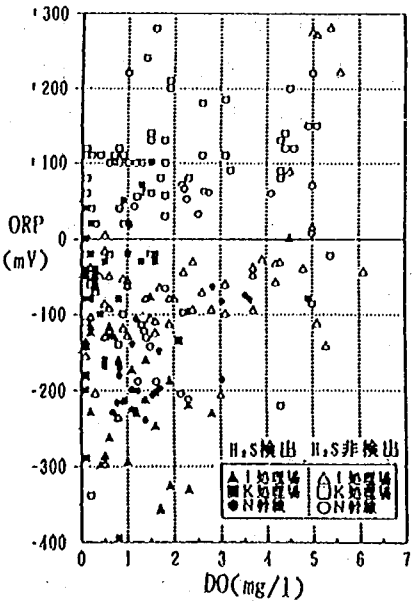
2 処理場及び 1 管路施設における実態調査結果より，気相中で硫化水素が検出されない施設での下水中の DO は，1.5 mg/l 以上かつ ORP は塩化銀を比較電極とした場合，−50 mV 以上であった（図―1 参照）。また，下水中の放散可能硫化水素濃度と施設内気相中の硫化水素濃度には明確な相関が認められず，種々の条件（水温や施設の形状等）によって気相中硫化水素濃度は大きく異なっていた。

(3)　硫化水素により劣化を受けたコンクリートの計測・診断手法

硫化水素により腐食した構造物からコンクリートコアを採取し，各種計測を行った結果フェノールフタレンによる中性化深さから深さ 1 cm程度まで硫酸が浸透していた。今後，データを積み重ね硫化水素により腐食したコンクリート構造物の劣化深さの確定手法について検討を行う必要がある（図―2 参照）。



図―2　腐食コンクリート内硫酸塩濃度分布



図―1　硫化水素生成条件

研究担当者：田中　修司，北川　三夫，藤澤　智文

キーワード	処理施設，劣化因子，硫化水素，生成因子，計測診断

新しい役割に対応した計画手法に関する調査		本文 129 ページ	平成 5 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的として実施するものである。5 年度は，下水処理水の再利用を取り上げ，周辺住民が下水処理水の親水利用をどのように評価しているかをアンケートにより調査した。

（結　果）

調査対象箇所は，せせらぎ水路，遊歩道，植栽，休憩所等から成り，水に触れられる構造になっている。せせらぎ水路には，砂ろ過，オゾン処理された下水処理水が最大 6 m³/分放流される。アンケート調査は，対象箇所の周辺約 1 km以内の地区に居住する全 7284 世帯から無作為抽出により 1439 世帯を選び調査票を郵送し，回答数は 483 件（33.6%）であった。主要な結果は以下の通りである。

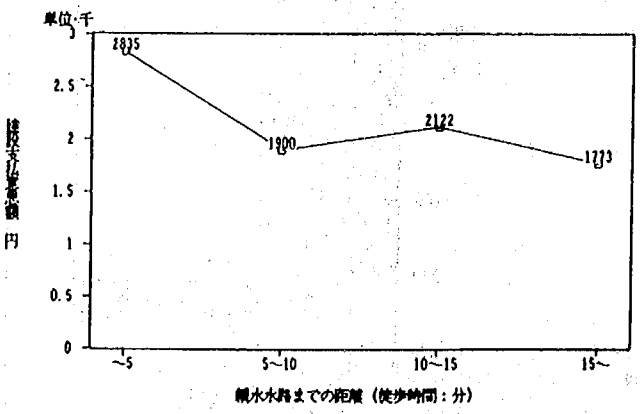
① 親水水路を通路として利用することも含む利用状況は，ほぼ毎日～ 1 ・ 2 回/週が 15.9%，1 ・ 2 回/月が 15.3%，年数回が 29.4%，年 1 回以下～利用したことがないが 38.3%であった。また，水路までの距離が長くなれば利用頻度が低下していた。

② 施設内容に対する評価は，たいへん～それなりに満足しているが約 63%，多少～かなり不満が約 7 %，わからないが約 29%と，多くの人が満足していた。

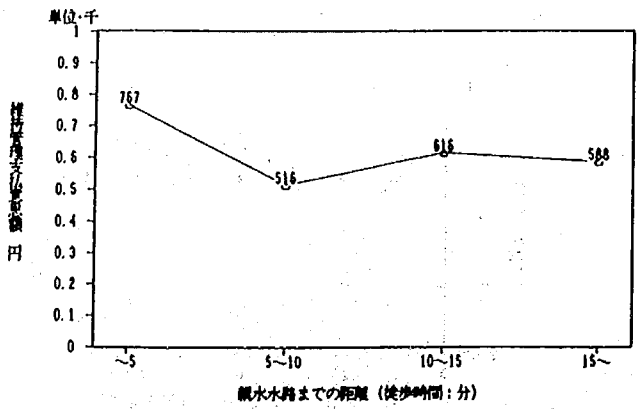
③ 親水水路の建設のために各世帯が一時的に負担してもよいとする額の平均は 2,120 円，維持管理のために各世帯が毎年負担してもよいとする額の平均は 606 円/年であった。図－ 1 ，－ 2 はそれぞれ，建設と維持管理に対する支払意志額と親水水路までの距離との関係である。これらから，支払意志額で見た場合の親水水路の影響範囲は徒歩 5 分圏であると言える。

④ せせらぎ水路を流れる水が下水処理水であることを知っていた人は約 60%と予想外に低かった。

⑤ 回答者のうち約 93%は，下水処理水の再利用は必要であると答えた。また，処理水の再利用が下水道事業のイメージ向上に寄与していると答えた人は約 93%に上った。実際，親水水路に満足している人ほど下水道事業に良いイメージを持っている割合が高い傾向が見られた。



図－1　水路までの距離と建設支払意志額



図－2　水路までの距離と維持管理支払意志額

研究担当者：田中　修司，塩路　勝久

キーワード	下水処理水の再利用，親水水路，アンケート調査

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 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 5 ～ 9 年度	下水道研究室	

(目　的)

都市域における浸水対策，水質改善をより一層促進するためには，現在の主流であるオフサイト施設のみならず，各戸貯留・浸透など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する。併せて合流式下水道改善対策をまとめる。

(結　果)

オンサイト雨水貯留施設の貯留雨水の利用可能性を検討するため，建設省土木研究所湖北総合実験施設の建屋屋根（面積 28 m²相当）への降雨を平成 5 年度に 83 回採取し水質を分析した。濃度の全平均値は pH 6.1，BOD 1.6 mg/l，COD 3.0 mg/l，SS 12 mg/l であり，他地点での調査結果とほぼ同様であった。濃度の季節変動をみると，BOD,SS 等は春から夏にかけて減少し，秋から冬にかけて増加した。月別の 1 ha 当たりの流出負荷量は，SS は夏期に減少し冬期に増加したが，BOD と COD は一部の月を除きほぼ一定値であった。一雨当たりの流出負荷量の平均値は BOD 0.12，COD 0.24，SS 0.89（単位kg/ha）であり，前回調査のそれぞれ 6 割，8 割，4 割に相当した。無降雨日数と濃度との関係では，SS に正の相関が見られた。各平均濃度は，水道原水水質基準や親水用水利用目標水質を上回ったものの，大腸菌群はし尿由来ではなく，SS も簡易なろ過で除去可能であることから，散水やトイレ用フラッシュ水など接触割合の少ない場合に利用可能と位置づけられる。

この他に合流式下水道雨天時自動計測システムによる雨量および濁度計測結果の解析，雨水貯留施設の貯留水の処理実験，浸水対策用施設に関する実態調査を実施した。

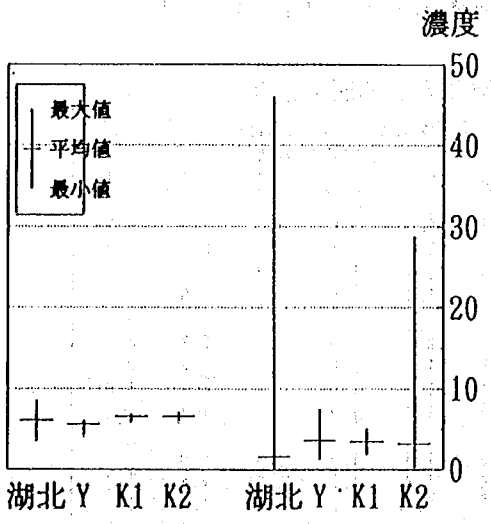


図　屋根排水水質（左 pH，右 BOD）

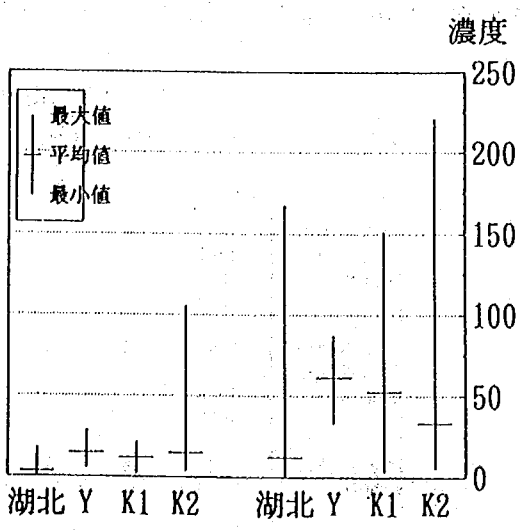


図　屋根排水水質（左 COD，右 SS）

研究担当者：田中　修司，榊原　隆，藤沢　智文

キーワード	オンサイト雨水貯留，雨水利用，初期汚濁，雨水処理

し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査		本文 141 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成元～5年度	三次処理研究室	

(目　的)

下水道事業の進展にともない，下水処理場を有する市町村が多くなっているが，これらの市町村では，同時にし尿処理場も管理しなくてはならず，財政上の要請から，し尿を下水処理場で処理することに対する要望が強い。しかし，し尿の投入は，下水処理に少なからず影響を与えると考えられる。

本調査は，処理方式ごとのし尿等の受け入れ限界負荷を明らかにするとともに，処理方式の軽微な変更による負荷量の増加方法や，COD，窒素などの特に問題となる汚濁物への対策などについて検討するものである。

(結　果)

(1)　し尿の硝化細菌に対する影響

担体上に培養した硝化細菌および硝化細菌を含む活性汚泥に，し尿あるいは胆汁を添加した基質を加え，硝化速度を経日的に測定した。し尿の添加は硝化細菌に対して阻害を示したが，通常の処理ではその程度は大きくなく，阻害が顕著になるのは，活性汚泥によるし尿中阻害物質の除去能力が低い場合，および，硝化細菌の濃度が低い場合であると考えられた。

(2)　処理方式ごとの処理条件の検討

し尿添加下水を処理する場合の処理条件を，標準活性汚泥法，循環式硝化脱窒法，担体添加の循環式硝化脱窒法について検討した。

し尿を添加した下水は，T-N 濃度の増加が大きく，完全硝化に対してアルカリ度が不足するという特徴を持つ。標準活性汚泥法において，N-BOD を抑制して処理水の BOD 濃度を 20 mg/L 以下にするためには，夏期にはある程度の SRT 確保とアルカリ剤添加による硝化促進運転，冬期には短い SRT による硝化抑制運転とすることが考えられる。循環式硝化脱窒法では，脱窒速度の不足により，増加する窒素負荷に対して，無酸素槽で完全に脱窒を行うことができないと予想されることから，し尿添加率は低く抑える必要がある。担体添加法では，短い好気時間で硝化が可能であり，また，脱窒速度も大きいと予想されることから，高いし尿添加率まで処理が可能であると考えられる。(表―1)

表―1　BOD-SS 負荷から計算される脱窒速度

処理法	MLSS 濃度 (mg/L)	処理時間 (h)	脱窒時間 (h)	好気時間 (h)	脱窒速度 (mgN/gMLSS/h) し尿添加率(%) 0	0.2	0.5	0.8	1	1.3
担体添加の循環式硝化脱窒法	1500	8	4	4	2.6	2.8	3.0	3.2	3.4	3.6
	2000				2.1	2.2	2.4	2.6	2.7	2.9
	3000				1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1
	4000				1.4	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7
担体添加の循環式硝化脱窒法	1500	10	6	4	2.2	2.3	2.5	2.7	2.8	3.0
	2000				1.8	1.9	2.0	2.2	2.3	2.4
	3000				1.4	1.5	1.6	1.6	1.7	1.8
	4000				1.2	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5
循環式硝化脱窒法	1500	16	6	10	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1
	2000				1.4	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7
	3000				1.1	1.1	1.2	1.3	1.3	1.4
	4000				1.0	1.0	1.0	1.1	1.1	1.2

□：無酸素槽において完全脱窒が可能な範囲

研究担当者：高橋　正宏，鈴木　穣

キーワード	し尿受け入れ，硝化への影響，処理条件

固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査		本文 153 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 6 年度	三次処理研究室	

(目　的)

微生物の固定化は，対象微生物のリアクター内における滞留時間を長くし，また他の細菌との競合に有利な状況をもたらす。その結果，対象微生物が高濃度に維持され，反応速度の向上，処理の安定化等が期待できる。本調査は，窒素，りん，あるいは窒素・りんの同時除去プロセスにおける微生物の固定化方法として結合固定化法と自己固定化法を選択し，固定化の環境条件について検討を行うとともに，リアクターの開発検討を行うものである。

(結　果)

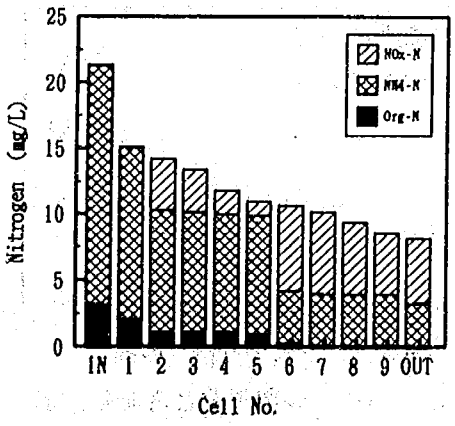
硝化細菌の固定化には，長さ 5 mm，径 4 mmの中空円筒（ポリプロピレン製，比重 1.025 g/cm³）を用いた。また，上向流式汚泥床法を脱窒に適用した。

(1) 活性汚泥・担体の混合系における硝化細菌の安定性：高有機物負荷の条件においても，活性汚泥の有機物除去速度が大きければ，担体上には硝化細菌が保持された。また，SRT が小さく硝化細菌が増殖できない条件であったにもかかわらず，活性汚泥はある程度の硝化速度を示した。これは，担体上の硝化細菌が，増殖に伴い担体上から剝離し，活性汚泥に供給されたためであると考えられた。

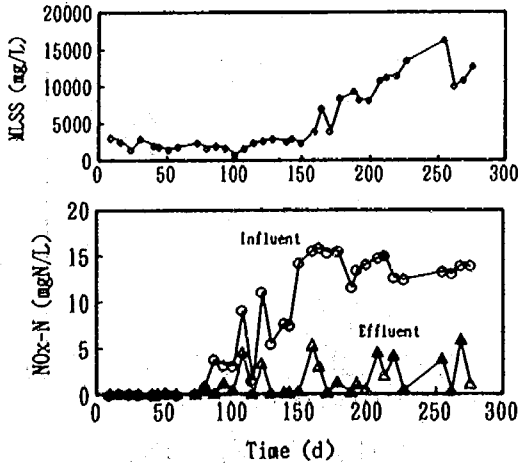
(2) A_2O 法パイロットプラント実験：好気槽に担体を添加した A_2O 法では，好気槽の DO 濃度が，担体の硝化速度と活性汚泥の脱窒速度に大きく影響した。また，良好なりん除去のためには，汚泥が十分な内生脱窒速度を持ち，返送汚泥中に硝酸イオンが残留しないことが必要であった。

(3) 嫌気―硝化―内生脱窒法への適用：硝化槽に担体を添加して処理を行った(図―１)。嫌気槽で 6 割の有機物が除去されたものの，低水温期に硝化槽の硝化速度が低下した。内生脱窒速度は，水温が 15°C以上では 1 mgN/gMLSS/h であった。

(4) 自己固定化法による脱窒：前段の硝化槽で硝化が進行するにつれ，上向流式汚泥床の汚泥濃度が上昇し，良好な脱窒が行われた（図―２)。脱窒に伴い，一部アンモニアイオンが生成された。



図―１　流下方向の窒素濃度変化



図―２　上向流式汚泥床における MLSS 濃度と脱窒処理

研究担当者：髙橋　正宏，鈴木　穣

キーワード	固定化微生物，硝化，生物学的窒素除去，生物学的りん除去

下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査		本文 171 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 5 年度	三次処理研究室	

（目　的）

下水処理場の水処理プロセスの維持管理における問題点の一つは，固液分離である。従来は主として生物学的な手法により，活性汚泥の沈降性を改善する試みが多くなされてきた。しかし，現実は沈澱池設計時に想定した沈降性に及ばない状況にあり，生物反応槽における MLSS 濃度を容易に濃くすることができない場合があるなど前段の処理プロセスに影響を与えている。そのため本調査は，生物学的手法以外の主として水理学的な観点から，沈降性がある程度悪化した汚泥が高い濃度で流入してくる場合に対しても十分に安定した固液分離機能を有する沈澱池とするための改善手法の開発を目的としている。

（結　果）

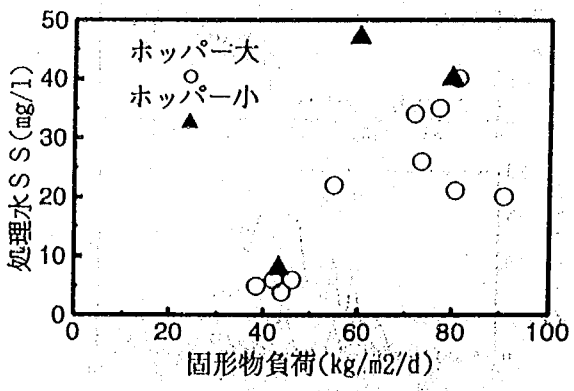
平成 5 年度は，固液分離機能の高い最終沈澱池の構造等を提示するため，実物の 1 / 6 スケールの沈澱池模型を用いて中間整流壁の効果と汚泥ホッパー容量の影響を中心に調査を行った。模型は，前面をアクリル製とし池内部の観察を可能な構造とした。流入整流壁，中間整流壁及び流出堰は，開口形状，開口率を変え，それぞれ 4，2 及び 3 タイプを用いた。また，汚泥ホッパーの容量は，ホッパー部の底面を 500 mm かさ上げすることにより大小 2 段階に変えて実験を行った。以下，得られた知見を示す。

① 沈澱池における除去能力は，流入 SS 負荷（単位面積当たりの流入水量と流入水 MLSS 濃度の積，kg/m²・d）が大きくなるほど低下する（図－1）。

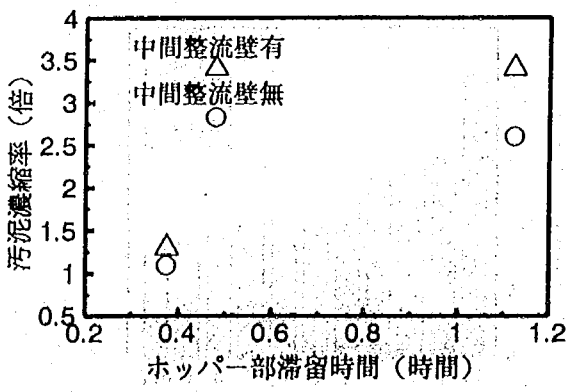
② 汚泥が沈澱池の下流まで進入すると，処理水へリークする SS 量が多くなり処理水質は悪化する。これを防止するためには，汚泥の引抜量を増大させることや，ホッパー部後段に中間整流壁を設けるのが有効である。

③ ホッパー部における汚泥の滞留時間が増加すると，汚泥の濃縮倍率は増加する（図－2）。汚泥ホッパーの容量を増加させ，引抜量の増大に見合った滞留時間を確保すれば，引抜汚泥濃度の低下を緩和できる。

④ 従来の沈澱池の諸元は，主に水面積負荷で決定されているが，中間整流壁の設置等により抜本的な固液分離機能の改善を図るためには，固形物負荷に基づく適切な汚泥ホッパー容量の決定が不可欠である。



図－1　処理水 SS と固形物負荷



図－2　ホッパー部滞留時間と汚泥濃縮率

研究担当者：高橋　正宏，小越　眞佐司，石井　宏幸

キーワード	固液分離，中間整流壁，流入 SS 負荷，矩形沈澱池，活性汚泥法

小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査		本文 179 ページ	平成 5 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)

5 年度は，安価な吸着剤を用いたりん除去に関する基礎的検討及びパイロットプラントを製作し吸着剤の破過点調査の開始さらには，藻類利用による栄養塩除去実験を行った。窒素除去に関してはオキシデーションディッチにおいて汚泥管理をできる限り簡素化した硝化・脱窒運転の条件を得るための調査を行った。調査結果を以下に要約する。

① コンクリート廃材の熱処理条件は，900°C，120 分でりん除去量の最大値が得られた。さらに，熱処理による重量減少割合が 5 %を境として，りん除去量に大きな差が現れた。

② コンクリート廃材を利用したりん除去は，吸着によるものより凝集作用が卓越しているものと考えられる。

③ 藻類を利用することにより，二次処理水中の栄養塩類除去の可能性が示された。(表参照)

④ オキシデーションディッチを用いた窒素除去では，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。

表　運転結果

	原　水	条件 1 槽　内	条件 2 槽　内	条件 3 槽　内	条件 1 処理水	条件 2 処理水	条件 3 処理水
水　温　(°C)	20.8	23.3	21.1	22.4	20.5	19.8	19.9
pH	7.1	9.1	8.6	9.0	8.9	8.4	8.6
SS　(mg/ℓ)	0.9	20.0	2.4	29.6	6.3	1.2	1.3
K-N　(mg/ℓ)	0.95				1.40	1.15	0.69
硝酸性窒素　(mg/ℓ)	9.43				7.23	6.32	6.81
りん濃度　(mg/ℓ)	2.82				2.18	2.16	2.36

条件 1：Euglena gracilis klegs NIES 48
条件 2：自然発生藻類
条件 3：珪藻類

研究担当者：高橋　正宏，諏訪　守，奥井　淳

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，藻類，オキシデーションディッチ

焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査		本文 193 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 5 年度	汚泥研究室	

(目　的)

下水汚泥の有効利用に関しては，近年数々の調査，研究が行われている。建設省においても下水汚泥焼却灰及び下水汚泥溶融スラグの持つ物理的・化学的な特性を調査したり，既存の建設資材との比較を行ったりして，種々の利用用途についての品質の評価方法及び利用方法について検討を行ってきた。しかしながら，大部分の用途については，有効利用時の品質のばらつき，利用時の規格・基準の未整備及びコスト等の問題から実用化が遅れている。そこで，本調査は，各利用用途に適した焼却灰及び溶融スラグの品質を判定する手法の確立と，各種用途に適用した焼却・溶融プロセスの開発を目的として実施するものである。

(結　果)

平成 5 年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① 溶融スラグの強度特性に関する調査

高分子系の急冷スラグをコンクリート骨材として利用した場合のモルタル圧縮強度は，石灰系スラグの場合と同様に，SiO_2-Ai_2O_3-CaO の三成分比率と関係があり，SiO_2が 50～60%の時に，CaO が 10～20%の範囲のもので強度発現が比較的大きいものであった（図参照)。

② 着色化スラグの製造技術と品質に関する調査

黒色結晶化スラグの製造には，SiO_2：Ai_2O_3：CaO＝44：22：34 に調整することと，清澄剤を用いることが重要であることを確認した。また，白色結晶化スラグの製造には，溶融後に 800°C程度の核形成のための時間を設けることが効果的であることがわかった。

③ 溶融スラグの製造実態調査

製造されたスラグの品質に関しては，鉄分等の成分がスラグ比重や強度に影響すること，また，スラグを路盤材，舗装材などに利用する場合には，粒度調整を行うことによって CBR 試験の値が改善できる可能性があることなどがわかった。

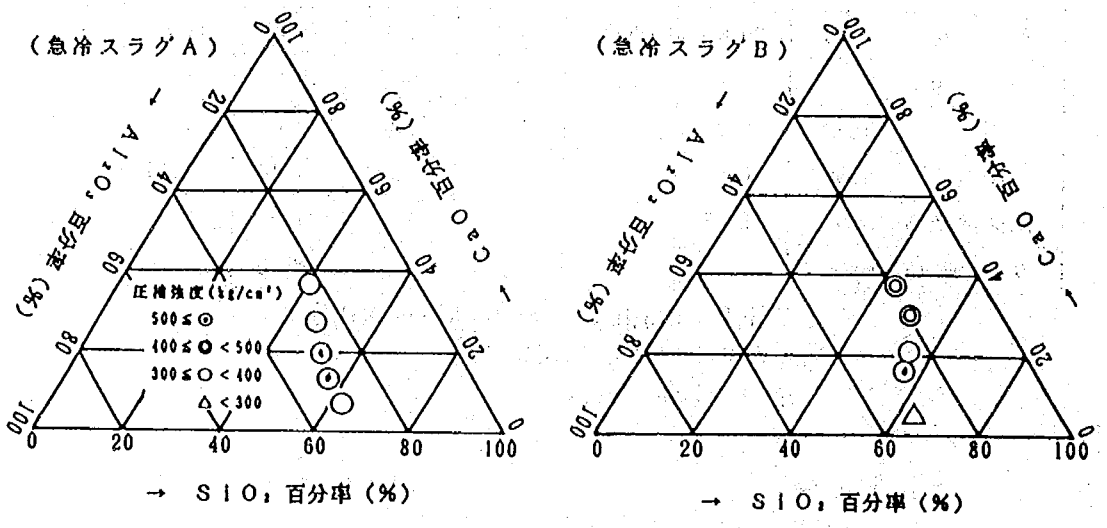


図　三成分比率と圧縮強度の関係

研究担当者：渡部　春樹，白石　隆，松原　誠

キーワード	汚泥，焼却，溶融，有効利用

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 205 ページ	平成 5 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，主に最初沈澱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。

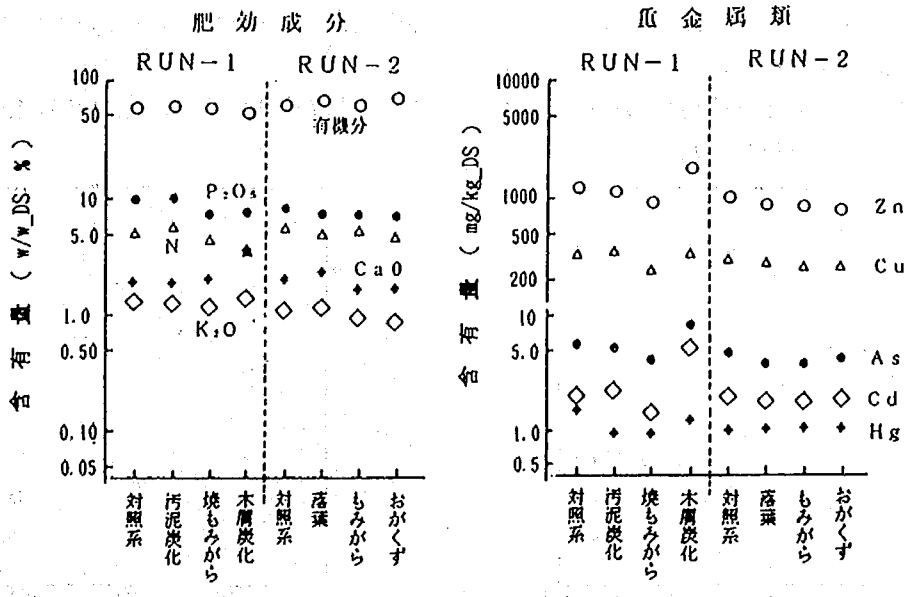
（結　果）

平成 5 年度は，前年度に引き続き最初沈澱池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験を行うとともに，高品質コンポストの製造のための実験を行い，以下の結果を得た。

① 最初沈澱池汚泥の嫌気性消化特性を，消化温度が 35～60°Cの範囲における消化日数が 20 日の条件について室内実験により調べた結果，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が 50°C付近に良好なピークを示すものであった。

② 余剰活性汚泥を主原料とする高品質コンポスト化のための添加材を検索する実験を行った結果，発酵時の塊状化を防ぎつつ製品の高品質化が最も発揮されたのは焼モミガラを添加材とする方法であった。このような有機質廃材の炭化物は，全く発酵を必要とせず，優良な土壌改良材として利用されてきた実績もあることから高品質コンポストの製造に大きく寄与するものと考えられる。図―1 は，添加材を変えたコンポスト化実験における 30 日間発酵後の肥効成分と重金属類の含有率である。

また，稲ワラや刈草はカリウムの含有率に優れており，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高いことが示唆された。



図―1　30 日間発酵製品中の肥効成分及び重金属類の含有率

研究担当者：渡部　春樹，落　修一，平山　孝浩

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，肥効成分，重金属

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 213 ページ	平成 5 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）

下水汚泥の処理処分ならびに資源化・有効利用を効率的に行うための 1 方策として，汚泥の集約処理が注目されている。本調査では汚泥の輸送方法として液状汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性の解明，送泥管の圧力損失の予測方法の確立等を行い，汚泥管路輸送に関する技術的知見の体系化を目的としている。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。

（結　果）

(1) 実施設における汚泥管路輸送の状況について調査した結果，長距離送泥の場合は流速 1 m/s 以下で行われている場合が多かった。長距離送泥の前後において汚泥の流動特性に大きな変化はなかった。高濃度汚泥輸送の場合には流れが層流となる例が見受けられた。

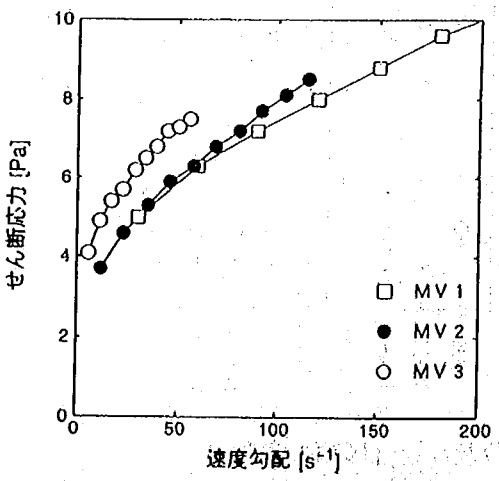
(2) 回転粘度計を用いた汚泥の粘度測定方法について検討した。一定回転数にて粘度を測定する場合は，チクソトロピーを考慮してその保持時間を 30 分とするのが適当であると判断した。

(3) 粗大粒子を含む試料の粘度測定法について検討した。ギャップサイズが大きい場合の流動曲線の補正方法は，見かけ粘度一定でせん断応力，速度勾配をともに補正する方法が簡便で実用的であった。（図－1，2）

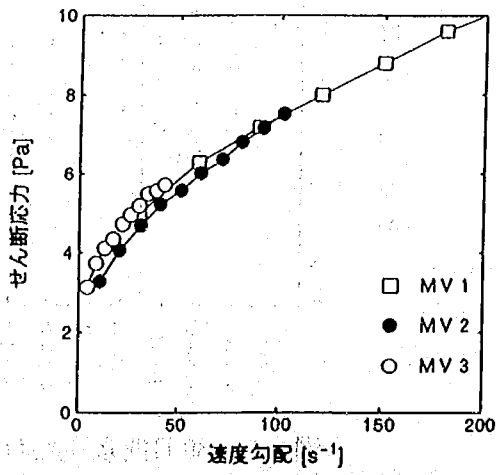
(4) 汚泥の管路輸送特性について検討した。実験装置は前年度までの装置に改良を加え，高流速化，透明管，流量計の設置がなされている。濃度 1.0～4.7％の汚泥による実験の結果，汚泥の流動特性を擬塑性流体として扱ってよいこと，乱流域では水の圧力損失予測式が適用できないこと，臨界レイノルズ数は約 1700 程度であること等が明らかとなった。

(5) 半連続式の高温高濃度嫌気性消化実験を行った。温度条件の違いによるガス発生量や VS 分解率の差異は十分に確認できなかった。

(6) わが国における高温嫌気性消化の運転実績について調査した結果，その消化日数は 12～58 日と大きくばらついていることがわかった。



図－1　ギャップサイズの影響
（補正前の流動曲線）



図－2　図－1 を補正した流動曲線
（見かけ粘度一定で補正する方法）

研究担当者：渡部　春樹，白石　隆，松原　誠

キーワード	下水汚泥，集約処理，管路輸送，回転粘度計，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 223 ページ	平成５年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成５～７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，その有効利用を図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効率的な乾燥システムを開発し，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）

下水汚泥を緑農地に資している全国の自治体を対象として，その下水汚泥の重金属含有量・肥効成分含有量等のデータをアンケート方式により収集し，処理場毎に平均したデータを対象として解析した結果，以下の点が明らかになった。

① わが国では下水汚泥を特殊肥料として緑農地に利用する場合には，水銀，ヒ素，カドミウムの３項目について規制値を設定している。これらの含有量の全国の平均値，中央値は規制値に比べて大幅に低く，これら３項目の規制においては全国的に規制値を満足しているといえる。

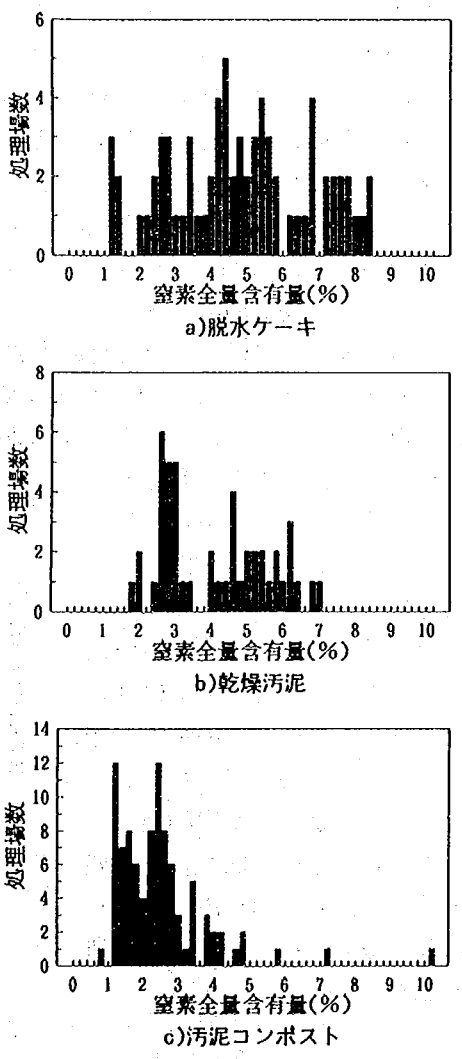
② これら３項目の他にも，土壌汚染の観点からその蓄積性が懸念される亜鉛と銅の含有量の頻度分布を求めたところ，亜鉛の含有量は，300～1700 mg/kg・DS の範囲に主に分布し，銅の含有量は，100～600 mg/kg・DS の範囲に主に分布していた。

③ 窒素の含有量は，脱水ケーキの場合には１～８％の範囲に分布し，乾燥汚泥の場合には２～７％の範囲に分布し，汚泥コンポストの場合には主に１～５％の範囲に分布していた（図－１）。リン酸・カリの含有量は，相対的に脱水ケーキの場合にその平均値が高く，分布範囲が広い傾向があった。

一般の市場で市販されている有機質肥料についてその使用状況，流通機構を調査した。その結果は以下の通りである。

④ 有機質肥料の生産量の長期的な増加傾向から有機質肥料の需要は今後伸びていくと考えられ，今後の下水汚泥の有機質肥料としての有効利用は有望であると予想された。

⑤ 有機質肥料は全農で取り扱う量が全国生産量に比べて極めて少なかった。それゆえ，そのほとんどが域内流通によるものと考えられた。



図－１　窒素含有量の頻度分布

研究担当者：渡部　春樹，岡澤　邦明，平山　孝浩

キーワード	下水汚泥コンポスト，乾燥汚泥肥料，有機質肥料

下水処理水の評価基準に関する調査		本文 229 ページ	平成 5 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）

・揮発性有機化合物（VOC）の分析方法の検討

ガスクロマトグラフ質量分析計(GC/MS)の前処理としてパージアンドトラップ(P&T)とヘッドスペース（HS）を用いて，VOC の標準物質に関する比較分析を行い，高濃度の揮発性有機物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。

・生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討

タマミジンコを供試生物として用いる場合，個体差等により試験結果がばらつくことが明らかとなった。また，下水分野への適用時に問題となると考えられるアンモニア性窒素については，タマミジンコの生涯産仔数の EC_{50} が 100 mg-N/L 程度であった。硝化菌を供試生物として用いる場合，24 時間代謝阻害性実験によって化学物質の毒性評価が可能であることが示唆された（図参照）。

・下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

2 ヶ所の下水処理場と，1 ヶ所の工場排水処理施設について，水質分析及び生物を用いた水質評価を行った。VOC については，ごく低濃度ながらもいくつかの物質の存在が確認された。また，中沸点有機化合物については，下水中に多種の物質が存在することが明らかとなったが，ほぼ共通に出現した物質はフタル酸ジエチルヘキシルのみであった。生物を用いた水質評価によると，下水処理が進むにしたがい，その毒性が弱まるという結果が得られた。

・遺伝毒性試験の基礎的検討

下水処理場の一次及び二次処理水を用い，液体 Rec-Assay 法及び *umu* テストによる水質評価を試みた。

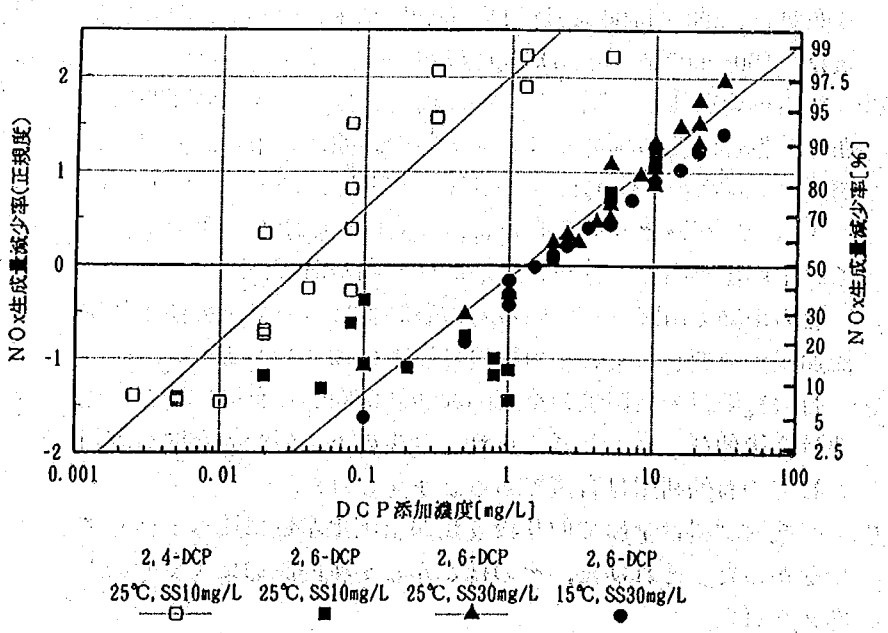


図　硝化菌の代謝による毒性評価結果

研究担当者：田中　宏明，高島　英二郎，南山　瑞彦，豊田　忠宏

キーワード	微量化学物質，揮発性有機化合物，バイオアッセイ，硝化菌，ミジンコ，枯草菌

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247ページ	平成5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)

環境基準や排水基準に見られるようなアルキル水銀，有機リン，PCBの例を除けば，これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし，水道法により飲料水中の総トリハロメタン等いくつかの有機塩素化合物と農薬等が規制されたり，あるいは水質汚濁防止法によりトリクロロエチレン，テトラクロロエチレン等，個々の有機物について排出水中の濃度が規制されるようになり，有害な有機化学物質に対する問題認識が徐々にではあるが深まりつつある。このため下水処理においてもこれらを含む微量な有機化学物質がどのような挙動を示しているか早急に解明する必要が生じている。これまでの調査によれば，微量ではあるが多種類の有機化学物質が検出されており，特に本調査はこれら微量有機化学物質のうち，生分解性が低く，毒性も高い物質が多くみられる有機塩素化合物を対象に活性汚泥プロセスでの挙動及び処理プロセス，作業環境への影響について解明することを目的としている。

(方　法)

実下水を用いて運転している活性汚泥処理実験装置に2，6－ジクロロフェノール（2，6－DCP）を連続注入し，2，6－DCP含有下水の活性汚泥処理への影響調査を実施した。

実験は，100Lのエアレーションタンクと50Lの沈澱池からなる連続型の活性汚泥処理装置を4台並列に運転して行った。1台を2，6－DCPを無添加とするコントロール系とし，他の3台は2，6－DCPを添加した実験系とした。

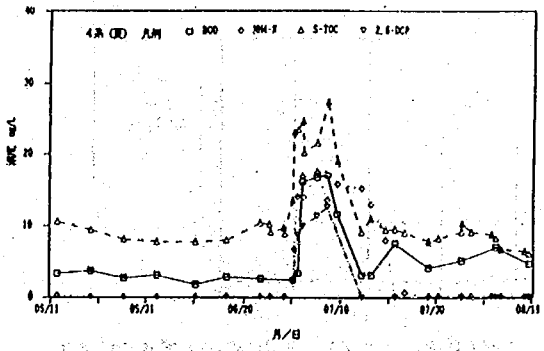
実験装置の運転条件は，硝化機構への影響について調査するため，水温が10°C程度の冬季においても十分硝化がおこるようSRTを長くした。

(結　果)

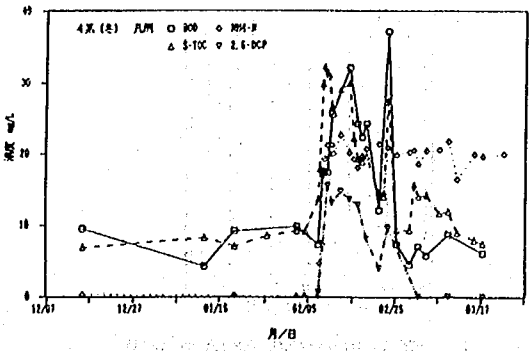
1）流入水中に2，6－DCPが10 mg/L程度で定常的に存在する場合でも，処理水中の濃度は0.02 mg/L程度であり，活性汚泥処理で除去可能な有機物であることが分かった。また，BOD等の指標で表される有機物の除去と硝化に対しても大きな影響は見られなかった。

2）処理水温が約20°Cの夏季の実験において，2，6－DCP含有下水の流入初期に，2，6－DCPが10日間程度残留し，有機物除去，硝化が抑制される現象が見られたが，1ヶ月程度で回復した。また，処理水温が約10°Cの冬季に開始した実験では，2，6－DCPの残留期間が20日間程度と長期化し，有機物除去への影響は1ヶ月程度見られた。なお，硝化機能については1ヶ月半経過してもその回復の兆しは見られなかった。

下図は，2，6－DCP添加前後の各処理水質の経時変化を示したものであるが，夏季の実験の2，6－DCP添加濃度は，約17 mg/Lで，冬季の実験は23 mg/Lであった。



処理水質の経時変化（夏季，4系）



処理水質の経時変化（冬季，4系）

研究担当者：田中　宏明，小森　行也，南山　瑞彦

キーワード	有機塩素化合物，2，6-ジクロロフェノール，活性汚泥，硝化菌，阻害

バイオセンサーの実用化に関する調査		本文 255 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 3 ～ 6 年度	水質研究室	

（目　的）

下水道施設の維持管理には，処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセス制御用に多くの物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが用いられているが，下水処理のプロセス制御のための重要な項目が，必ずしもこれらのセンサーを用いて計測されるわけではない。

下水処理場の放流水の水質監視としては，BOD の測定が義務づけられており，下水処理プロセス制御のための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反映させることは困難である。そのため 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 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，実用化するための調査を行うことによって，下水道の維持管理に資するために実施するものである。

（結　果）

今年度は，昨年度開発したモニター型 BOD センサーに新たに前処理部を設置した。

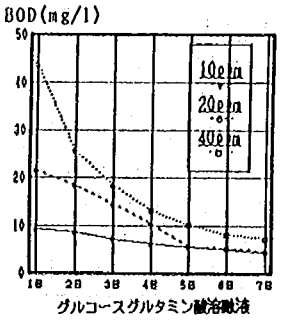
(1) 新たに設置した前処理部は，エアーポンプと DO 計を連動させた DO 制御部と，ヒータと水温計を連動させた水温制御部により構成されている。また，試料を 11 の調整槽に連続注水し DO，水温の調整を行うことで，水温（0.1℃），DO（0.1 mg/l）での任意の指示値で調整できるようになった。またそれぞれの調整槽の中で UV による殺菌を行うことで調整槽の中での微生物の繁殖を抑えた。これらの操作を標準液，緩衝液，試料について行った。

(2) 検水中の DO 濃度の変動によって，測定値に対して影響が与えられることが確認されていたが，前処理装置を用いて水温，DO を制御してモニタリングを行った結果，緩衝液と試料を計測した時の DO 変化が，前処理装置の設置後に少なくなり，計測値に与える DO の変動による影響は抑制された。

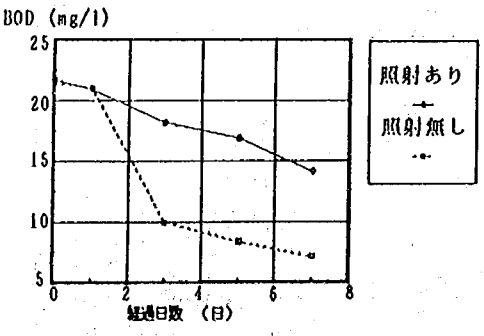
(3) BOD の標準液の劣化試験の結果（図―1），BOD 標準液の劣化が短期間で起こるため検量線の作成に問題があることが確認された。そのため標準液に対して UV 照射を行い劣化試験を行った結果（図―2），UV 照射によって標準液の急激な劣化は抑えられた。

(4) 移送流路内でスライムの発生が確認されたので，対策として流路内で試料水が停滞しないような構造をつくり，微生物の発生を抑止した。

(5) 現在微生物反応素子として使用している微生物が，実処理水に対して高い活性を示さなくなってきている。このため新たに処理水に対して活性の高い微生物の探索を行う必要がある。



図―1　標準液の劣化試験の結果



図―2　紫外線照射を行った場合のグルコースグルタミン酸標準液濃度の劣化実験

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

面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査		本文 267 ページ	平成 5 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)

下水道システムが対象とする汚水は，生活系の排水や有機性の工場排水であり，森林，田畑等の面源からの排出負荷量については処理の対象とはなっていないのが現状である。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は，下水や工場排水を高度に処理しても面源からの負荷によっては望ましい水質レベルを維持することが困難な場合がある。本調査はこのような観点から，山地河川を主な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。

(方　法)

森林，水田，畑地，果樹園などの土地利用状況が異なる 3 つの流域を選定し，晴天時及び雨天時での流量観測と水質測定を実施し，汚濁物質の流出特性を比流出負荷量と比流量との関係から評価した。

(結　果)

(1) 点源をほとんど含まないような流域からの比流出負荷量は比流量との間に次のような関係が認められる。$\log(L/A) = \log a + b \log(Q/A)$，ここで，L は流出負荷量，Q は流量，A は流域面積，a と b は定数。

(2) パラメータ a 及び b が表現している物理化学的意味を検討した結果，定数 a は土壌中に存在する対象物質の存在量（濃度），定数 b は土壌中に存在する物質が流水（地下水や表流水等）に溶解等を通じて供給される速度にそれぞれ関係していると考えられる。

(3) 多くの物質は，比流出負荷量と比流量との間に線形関係が認められるが，土壌中の存在量が少ない物質や酸化作用を受けて，供給量が減少し，その結果，流水への供給能力に限界がある場合には線形関係は認められない。

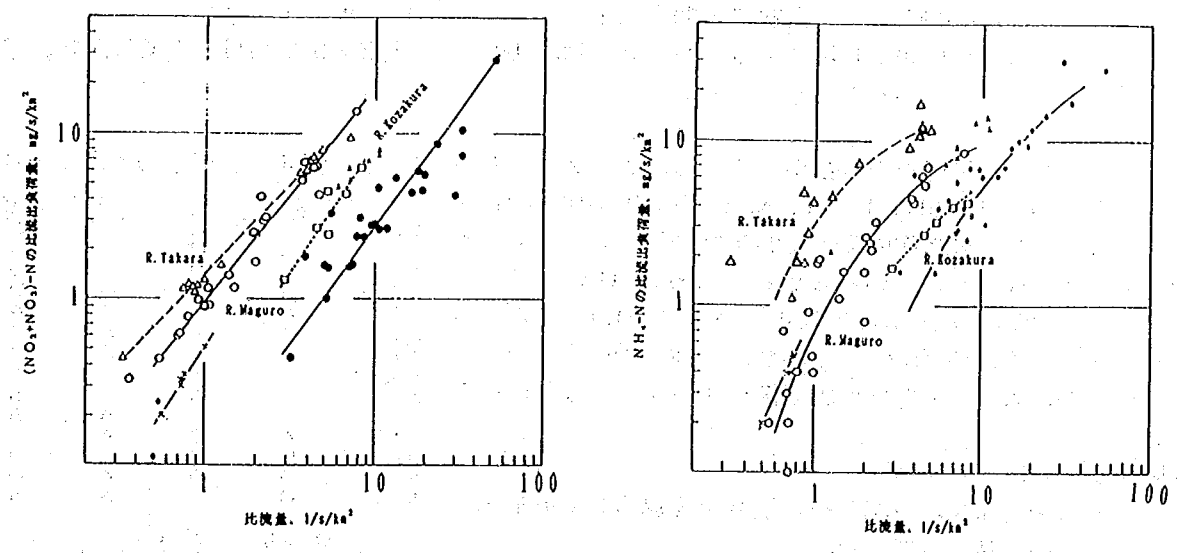


図　(NO_2+NO_3)-N と NH_4-N の比流出負荷量と比流量との関係

研究担当者：田中　宏明，長谷川　清

キーワード	面源，栄養塩類，流出負荷量，山地河川

下水汚泥の施用方法に関する調査		本文 273 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 5 年度	緑化生態研究室	

（目　的）

下水汚泥は有機物に富み，植物の育成に有効なことは確認されているが，緑地での利用はあまり進んでいない。その理由の一つに下水汚泥の取扱い性の不便なことがあげられ，利用をより促進するためには堆肥化し，取扱い性を容易にすることが望ましい。また，消化脱水汚泥の堆肥化に当り，緑化樹木の剪定枝葉等の利用を検討し，有機質資源のリサイクルを図ることは一層効果的である。

本研究は，下水汚泥と剪定枝葉等を混合した堆肥を試作し，植栽試験を含め，肥料等として良好な堆肥を製造するための適性配合等について知見を得ることを目的とした。

（結　果）

(1)　試作堆肥の内容と性状

平成 2 年度～ 4 年度に，消化脱水汚泥に各種の混合物を加えた堆肥を試作した。試作堆肥の性状等を表－ 1 に示す。剪定枝葉等を加えることにより，全般に取扱い性等の改善された堆肥を製造することができた。

表－ 1　試作堆肥の性状等

名称	混合物組成		性状	取扱性	臭気
	汚泥	混合物			
Ld1	1容	乾燥粉砕物 1	赤茶色，木質のみ目立つ	良	無臭
LW1	1容	(生)粉砕物 1	木質目立つ	良	腐ちノコ臭
Ld2	2容	乾燥粉砕物 1	赤土目立，木質目立たぬ	普通	腐ちノコ臭
Ldlc	1容	乾燥粉砕物 1＋炭0.2	赤茶色，木質あまり目立たぬ	極めて良	無臭
K1	1容	建築廃材粉砕物 1	3～5cmの塊が目立つ，やや赤茶色	やや不良	腐ちビ臭
A1	1容	A粉砕物 1	1～2cmの塊が目立つ，やや赤茶色	普通	腐ちノコ臭
A1c	1容	A粉砕物 1＋炭0.5	ダンゴダンゴしている，赤茶色	極めて良	無臭
cont（無処理）					
Ao	1容	炭0.5	黒い粉状，2～3cm塊多い，やや赤茶色	普通～やや不良	無臭
M1	1容	M粉砕物 1	2～3cmの塊多い，やや赤茶色	普通～やや不良	腐ちノコ臭
M1c	1容	M粉砕物 1＋炭0.5	2～3cmの塊が目立つ	良	腐ちビ臭
Mc	1容	炭 1	黒い粉状	普通	無臭
S1c	1容	木粉 1＋炭0.5	やや粗い砂状	極めて良	腐ちビ臭
S1fc	1容	炭0.5＋土（汚泥容量の30%）	赤色（黄色）	普通	汚泥臭

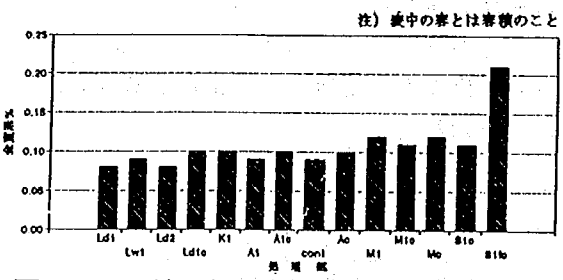
注）表中の容とは容積のこと

(2)　植栽試験の経過

平成 4 年度に試作堆肥を用いた試験植栽を設定した。5 年度に以下のような項目について解析等を行った。

a．土壌の物理性，化学性

土壌の物理性については，あまり差異がなかった。化学性は，①区別の変動がほとんどみられないもの（全カリウム，CEC），②変動はみられるが原因が特定しにくいもの（アンモニア態窒素，硝酸態窒素），③変動がみられ，原因は特定しにくいが，明らかに一定の傾向がみられるもの（EC，全窒素，全炭素，全カルシウム，全リン酸），に大別された。③の例として，全窒素の測定結果を図－ 1 に示す。このように③に分類されるグループでは，Slfc のみ値が大きいという動向を示している。



図－ 1　土壌分析における全窒素測定結果

b．樹木生育

樹木の生育に関し，評価の判断結果を総合し，表－ 2 にまとめた。総合すると，Lw 1，Ld 2，Ld 1 c，Mc，S 1 c 等が比較的良好である。これらは 2 年度に作成して時間が経過しているために木質等の分解がある程度進んでいると思われるもの（Lw 1，Ld 2，Ld 1 c）や，汚泥と炭だけで木質が入らないもの（Mc），木質が極めて細かい粉であるもの（S 1 c）であり，全体に粉砕物がかなり分解しているか，入っていない堆肥の区に生育が良好なものが多かった。

表－ 2　試験植栽樹木の生育状況評価

区名	生育	樹勢	葉色	総合評価
Ld1	△	△	×	△
Lw1	△	○	○	○
Ld2	△	○	○	○
Ldlc	△	○	○	○
K1	△	△	×	△
A1	×	×	△	×
A1c	×	×	△	×
cont	×	×	×	×
Ao	×	△	△	△
M1	×	○	△	△
M1c	△	○	△	△
Mc	○	○	△	○
S1c	○	○	△	○
S1fc	○	△	△	△

○ 良好　　△ 普通（判断しにくい）　　× 不良

(3)　堆肥化手法に関する整理

本研究の成果をふまえ，汚泥と剪定枝葉等を混合して堆肥化して利用するための手法を整理した。

研究担当者：半田　真理子，石坂　健彦，吉永　弘康

キーワード　緑化，剪定枝葉，堆肥化

都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査		本文 279 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 5 年度	都市河川研究室	

（目　的）

都市域の内水型浸水に対処するためには，面的排水機能を受け持つ下水道施設や排水路，それらの末端から排出される雨水を流下させる河川，流出を抑制する貯留・浸透施設等の整備が効果的ではあるが，面的な治水安全度と排水先河川の安全度がトレードオフの関係にあることから，治水施設相互で十分に連携して雨水処理の分担をはかる必要がある。本調査は，このような必要性に基づき，都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法を提案し，実流域での検討を行なうものである。

（結　果）

平成 5 年度に行った調査の内容と結果は次のとおりである。

① 河川と下水道の雨水処理分担の決定手法

流域内で生じる内水型の浸水被害額と河川からの溢水により生じる外水型の浸水被害額及び河川と下水道の施設整備費用を指標として，費用便益的に最も効率の良い河川と下水道の計画規模のバランスすなわち雨水処理分担を決定する手法について仮想流域（流域面積約 50 ㎢で 128 ha の排水区が複数含まれる）を対象に検討した。仮想流域の市街化率と流域内の単位面積当り資産額をパラメータとして，計画規模の組合わせに関する代替案から最適解を求めたところ，流域内の資産額が大きくなると，河川，下水道ともに計画規模を大きくすることが費用便益的に有利であり，また，市街化率の大小は山地域からの流出量の変化を通じて河川の計画規模に影響するが，下水道の計画規模にはほとんど影響しないことがわかった。全般的には，河川の計画規模は 1 /30～ 1 /50，下水道の計画規模は 1 / 5 ～ 1 /10 が便益一費用を最大とすることが明らかとなった。

② 下水道データベースの流出・浸水計算への適用性の検討

下水道管路網内流れの詳細な計算には管路，地形データ等が必要となる。そこで，東京都が主に下水道施設の維持更新用に用いている下水道台帳情報システム（SEMIS）を①の費用便益分析でも用いた流出・浸水モデルに用いてシミュレーションを行い，一般的な下水道データベースの流出・浸水計算への適用性を検討した。その結果，マッピングデータを所定のデータ形式に変換すれば，流出・浸水計算に用いることができることが明らかとなった。

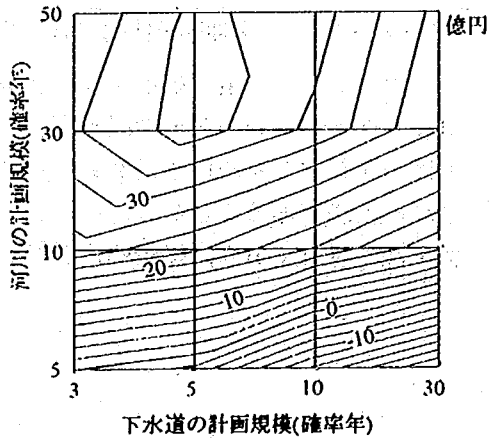


図　年平均被害軽減額一年費用増加額の等値線
（市街化率 75%，資産 10 位）

表　費用便益評価から求めた計画規模の組合わせ

市街化率	資産ケース	計画規模（年）	
		河川	下水道
0.75	5位	50	10
	10位	30	5
	20位	30	5
0.50	5位	50	10
	10位	30	5
	20位	30	5
0.25	5位	50	10
	10位	50	5,10
	20位	50	5

研究担当者：栗城　稔，木内　豪，田中　義人

キーワード　都市域，雨水処理分担，費用便益評価，流出・浸水モデル，下水道データベース

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 285 ページ	平成 5 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）

中小規模の下水道管路工事においては，土留め工の崩壊や作業員と機械の接触による人身災害，施工不良に伴う不明水の流入や交通解放後の路面沈下が施工上の問題点となっている。これらの工事は，一般に技術開発力を有していない中小の施工業者によって行われる。このため，安全かつ合理的な施工及び施工管理技術の開発を行うものである。初年度の 5 年度は，中小規模の下水道工事における「現状の問題点とニーズ」，「安全性を阻害する要因」，「事故災害事例の原因」に関するアンケート調査と現場の施工データに基づいた施工改善方策の検討を行った。

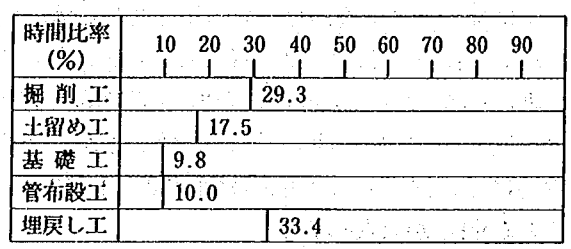
（結　果）

(1)　下水道工事における現状の問題点とニーズ

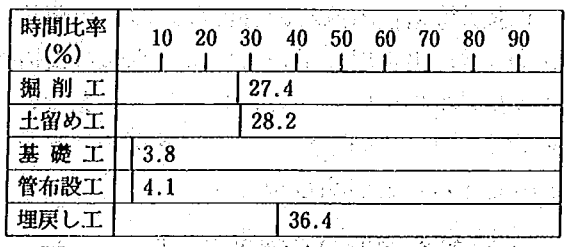
施工の安全に関する問題点の指摘・ニーズが多く，その中でも掘削工と土留め工の安全に関するものが多かった。具体的には，掘削工ではバックホウの機能の改良，土留め工は新しい土留め工法の開発に対するニーズであった。また，埋戻し・締固めに関しても，現状の施工方法についての問題提起があった。

(2)　開削工事で発生した土砂崩壊事故の要因

原因調査によると事故の大半は，作業教育の不十分，作業手順の不徹底，危険箇所への立入りなど作業員の教育・管理に起因するものであった。これらに対し中小企業では作業標準などの施工方法のマニュアルすら整備されておらず，事故の事例の収集・提供など責任者・作業員に対する危険管理・意識の向上もなされていない。このため事故防止には，施設や施工方法の改善とともに，中小企業向けの作業標準の作成，現場の責任者の安全教育方法の確立なども併せて実施していく必要がある。



図―１―１　工程別時間比率（Ａ現場）



図―１―２　工程別時間比率（Ｂ現場）

(3)　施工データに基づく改善方策案の検討

開削工事現場でビデオ撮影を行い，IE 手法を用いて工程分析・作業分析等を行い，施工の合理化・安全化のための改善項目を明らかにした。図―１に工程別時間比率を示す。掘削工・土留め工・埋戻し工の時間が長く，この３工程において改善方策を策定することが効率的であることが分かった。また，下水道工事における労働災害で最も件数の多いのが土砂崩壊によるものであるが，当て矢板工法は，今回の調査で，簡便ではあるが，矢板を設置するため作業員が長時間にわたり無補強の掘削溝内に入る必要があり，土砂崩壊災害の危険性の高い工法であることが分かった。

今後，掘削溝内に作業員が入らずに作業が可能で，安全性・施工性に優れており，経済的にも低コストの中小施工業者向けの土留め装置の開発を行う。

研究担当者：苗村　正三，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，IE 手法

下水道管渠の変形防止に関する調査		本文 291 ページ	平成 5 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)

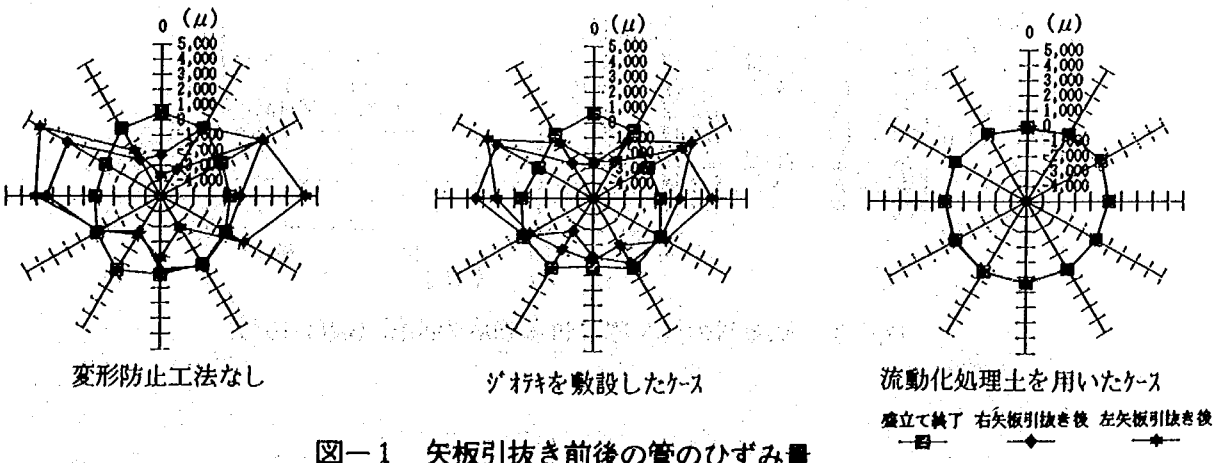
近年，下水道管渠として塩化ビニル管やFRPM管等の可撓性管が用いられるケースが増えている。通常，これらの可撓性管を埋設する場合には管のたわみ量を管径の5％以下に抑えるよう設計がなされるが，施工時の矢板引抜きに伴う管側部の埋戻し材のゆるみや地盤の不同沈下の影響などから管に過大なたわみ(変形)が発生し管の破損や老朽化などの問題が生じる恐れがある。そこで矢板引抜きをともなう施工を行う場合，あるいは地盤の不同沈下の生じやすい軟弱地盤上に可撓性管を敷設する場合の管の変形防止工法の開発が必要である。そこで本年度は，矢板引抜き時における可撓性管の変形防止工法として，ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法と流動化処理土を用いた埋戻し工法を採りあげ，それらの効果を2次元土槽での模型実験および解析により検討した。

(結　果)

(1) ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設すると，矢板引抜きにともなってジオテキスタイルが基礎地盤の矢板引抜き跡に生じる空洞の上部をふさぎ，管周囲埋戻し材が基礎地盤内の空洞に流出するのを防ぐ役割を果す。そのため管側部のゆるみが抑制されて，管の変形量も少ない。したがってこの工法は，基礎地盤に自立性があり基礎地盤における矢板引抜き跡が空洞化してその部分に管周囲埋戻し材が流出するような場合には，管の変形防止工法として有効である。

(2) 流動化処理土を用いて管周囲を埋め戻すと，矢板引抜きを行っても管の変形はほとんど進まない。したがって流動化処理土を用いた埋戻し工法は矢板引抜き時のたわみ性管の変形防止工法として極めて有効である。

(3) 管に作用する土圧について，鉛直土圧については管頂部における土被り圧 γh_1 が作用するものとし，管側部に作用する水平土圧については土被り圧 γh に作用土圧係数Kを乗じた三角形分布であるとしてモデル化し，管の構造解析を行った。管の変形量について，実験での実測値と一致する解析値の得られる作用土圧係数Kを用いて管のひずみを解析したところ，実験値とほぼ近似する解析値を得ることができ，モデルは妥当であると考えられる。このモデルにおける作用土圧係数Kを用いて，矢板引抜き前後において管側部に作用する水平土圧の変化を定量的に評価したところ，ケース1のように管周囲の埋戻し材が基礎地盤内に生じた矢板引抜き跡の空洞に流出するケースにおいては，矢板引抜き前後で作用土圧係数Kが約35％減少した。一方ジオテキスタイルを敷設したケースでは，Kの減少を21～23％にとどめることができた。流動化処理土を用いたケースではKの減少は極めて微小であり，管側部に作用する水平方向の拘束力は矢板引抜き後もほとんど減少しないことが明らかとなった。



図－1　矢板引抜き前後の管のひずみ量

研究担当者：三木　博史，森　範行

キーワード	矢板引抜き，可撓性管，ジオテキスタイル，流動化処理土，作用土圧係数K

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		本文 297 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 3 ～ 6 年度	化学研究室	

(目　的)

硫化水素による下水処理場コンクリートの腐食事例では，腐食したコンクリート壁面の酸の強さは硫酸濃度で 5 %に達する場合もあるといわれている。コンクリートは高アルカリ性を有していることから，強い酸性の環境に接した場合，コンクリート自体で防護するには限界があり，腐食を防止するためには何らかの防食対策を施す必要がある。コンクリートの防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，ライニング防食を中心に防食の評価方法や材料選定方法などを明らかにしていくことを目的とする。

(結　果)

防食材の塗装厚や防食材塗装時のコンクリート表面処理を変化させた場合の，耐薬品性(試験温度 40°C)やコンクリートと防食材との付着性などに関する試験を行い以下の結果を得た。

(1)　耐薬品性

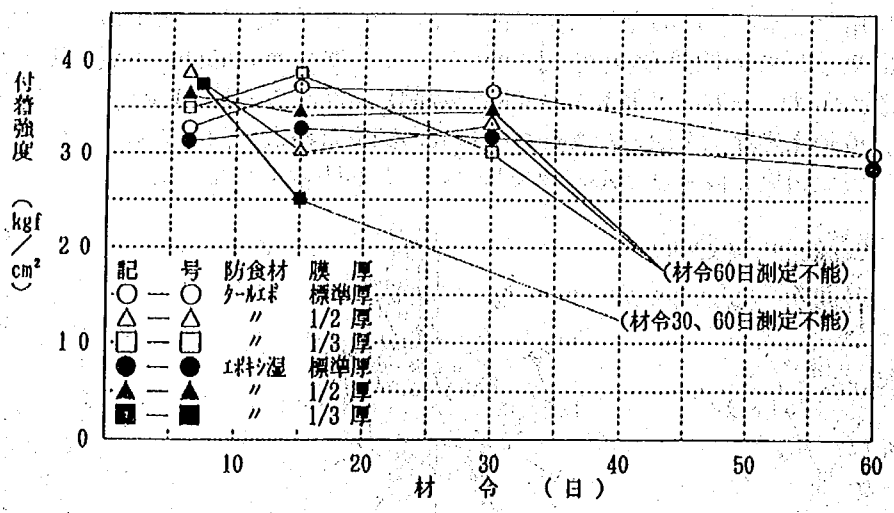
①　塗装の外観は，試験材令の経過とともに塗装のくもり，(表面光沢度の消失)，変色，ふやけ，ふくれ，われ，はがれといった形態で劣化が進行する。劣化の進行は，水酸化ナトリウム，飽和水酸化カルシウムより，硫酸の方が速い。

②　質量変化は，防食材によっては硫酸 5 %及び硫酸 10%で材令の経過とともに急激に低下するものもある。

③　塗装厚を標準厚の 1 / 2，1 / 3 にしたものは，材令の経過とともに塗装の劣化及びはがれが生じたため，付着強度の低下や測定が不可能になるものもあった（図－1）。

(2)　コンクリート表面処理の影響

コンクリート表面処理として，無処理，ワイヤーブラシがけ，ウオータージェットの 3 つの方法を行っているが，各防食材とも表面処理方法間において付着強度に明らかな差は認められなかった。



図－1　防食材の塗装厚と付着強度の関係（硫酸 10%）

研究担当者：片脇　清，坂本　浩行

キーワード	下水処理場，硫化水素，コンクリート腐食，防食材料

下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査		本文 303 ページ	平成 5 年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成 2 ～ 5 年度	振動研究室	

（目　的）

下水道は自然流化が基本であるため，ポンプ場等の施設は地盤条件の悪い所に設置される事が多い。また，管路部のように長尺な施設は，複雑に変化する地盤中に埋設されているため，土質条件の変化に伴う地震動の影響を直接的に受け，被害の増大に結び付くことが既往地震の例から明らかになっている。日本海中部地震等においては，地盤の液状化により管路部や処理施設に多くの被害が発生したため，下水道施設に与える液状化の影響の解明，及び液状化に起因する被害の防止法の開発の必要性が指摘されている。

本調査は下水道施設の耐震性の検討において考慮すべき地震動，液状化に起因する構造物の変状程度の把握法，変状の防止法を明らかにすることを目的としている。

（結　果）

(1)　液状化による下水道管渠の浮上がりに関する模型実験

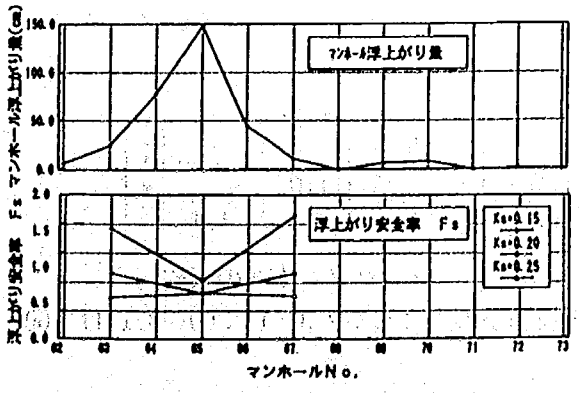
地中構造物の浮上がりを低減する工法として，下方両端に側壁を設置する工法について，模型振動実験を行った。その結果，側壁を長くすることによって浮上がり量は小さくなった。また，この浮上がり低減要因として考えられる砂の回り込みの抑制，模型真下の過剰間隙水圧発生の抑制が観察・計測することが出来た。

(2)　下水道マンホールの浮上がり被害事例解析

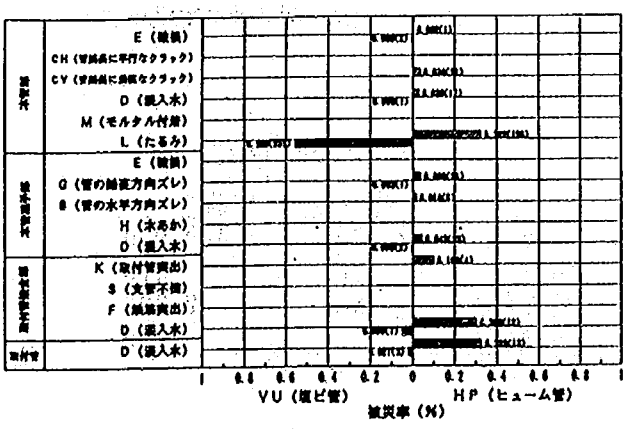
釧路沖地震によって最大 1.5 m のマンホールの浮上がり被害のあった釧路町桂木，木場地区において，ボーリング調査等を行い，液状化の抵抗率と震害の関係を検討した。地盤の液状化を考慮したマンホールの浮上がり安全率と浮上がり被害について，よい相関を得た。

(3)　下水道管路の震害事例解析

北海道南西沖地震によって被害の生じた長万部町の管路被害について，町の行ったビデオ調査結果を基に統計解析を行った。その結果，塩ビ管は変形しやすいため“たわみ”などの被害が多かったが，クラックや破損などの被害はヒューム管に多いことなどがわかった。



図―1　釧路町マンホール被害状況と解析結果



図―2　管種別の震災状況

研究担当者：大塚　久哲，二宮　嘉朗，東　拓生

キーワード	耐震設計，液状化，下水道管渠，震害

河川における藻類増殖機構に関する調査		本文 309 ページ	平成５年度
全体計画	河川事業調査費　　平成３～５年度	水質研究室	

（目　的）

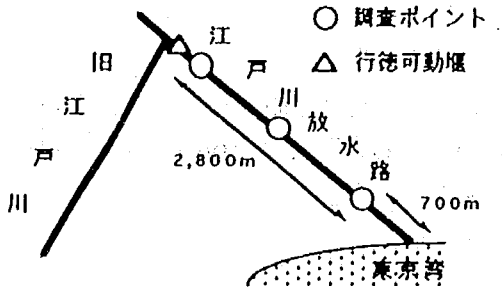
近年，社会活動の増大により水需要が増大したため，河川上流部からのみの水供給では，量的不足を招く。また，流域の開発による洪水量の増大も大きな問題である。そこで，河川下流部にもダムや堰の建設が進められている。しかし，河川水が既に流域での汚染により，多量の窒素，リンを含んでいるため，このような河川施設は，場合によっては，富栄養化をもたらす場合がある。そこで，本調査は河口堰下流水域での富栄養化の基本的メカニズムを明らかにすることを目標として行った。

（方　法）

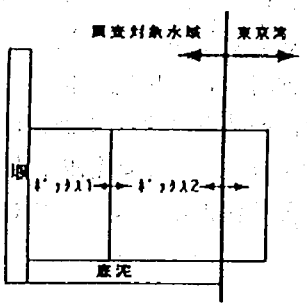
本調査は千葉県市川市にある江戸川放水路（図―１）を対象に行われた。放水路の長さは約 3.5 kmで最上流に堰を持つ。堰は洪水調節のために建設されたもので，通常閉ざされている。また，支川流入もないため，放水路内は東京湾水が潮汐の影響により流出入を繰り返している。３年度から５年度まで夏季に年１回，終日調査を行った。

（結　果）

放水路を２つのボックスに分割して（図―２）物質収支を計算した。各ボックスの概要は表―１の通りである。結果の一例を図―３に示す。東京湾との物質交換が放水路の汚濁現状にとって，支配的であることが明らかになった。



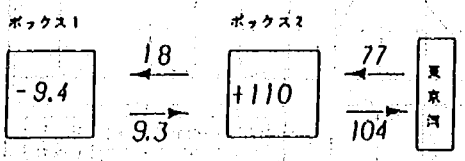
図―１　調査対象水域の概略図



図―２　ボックス分割図

表―１　ボックスの概略

	上流	中流
体積(m³)	320,000	1,400,000
幅(m)	260	310
長さ(m)	500	2,300
水深(m)	2.4	2.2



図―３　クロロフィルａの収支
（単位kg，収支計算期間：H 4.7.31.13：00～8.1.11：00）

研究担当者：田中　宏明，長谷川　清，小森　行也，松宮　洋介

キーワード	河口部，富栄養化，河口堰，物質収支

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 319 ページ	平成 5 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)

快適な市民生活を支える上で非常に重要な都市のライフラインとしての下水道施設は着々とそのストック量が増加してきており，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加するとともに，過去建設されてきた施設等が耐用年数を迎え，その補修・更新費も急激に増加する事が予想される。このような状況下，本調査では今後とも増加していく下水道施設を常時適正かつ合理的に保全していくために，整備された下水管路施設に必要となる維持管理費及び更新費の低減化や高寿命化等を可能とする技術や手法の開発を行うものである。

(結　果)

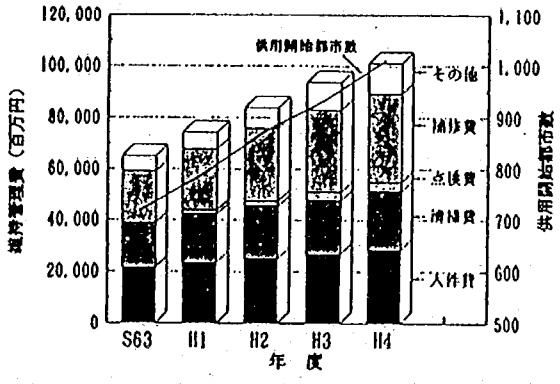
5 年度は，13 政令都市を対象としたアンケート調査を実施し，大都市における管路整備状況や維持管理の実態を把握するとともに，ライフサイクルコスト (LCC) 算定のための基礎諸元の分析及び LCC の試算を行った。また，近年その採用が増加している PVC の耐久性評価のため，布設後 16 年を経過した下水道用硬質塩化ビニル管 (PVC) を対象として現地試験及び物性室内試験を行った。5 年度調査の結果をまとめると以下の通りである。

① 我国の管路維持管理費は過去 5 ヶ年で約 1.4 倍に増加しており，今後経過年数が多い管路施設の割合が高くなることから，維持管理費もこれに比例して増加することが予想される (図―1 参照)。

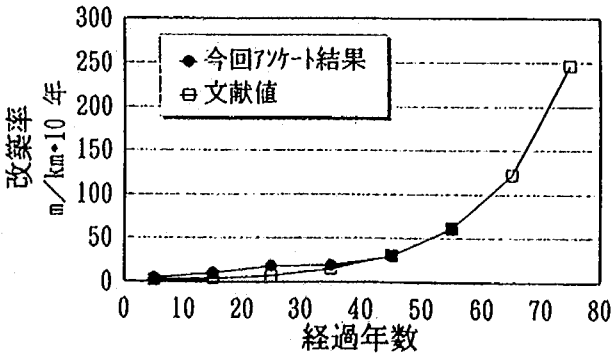
② 1 年間当たりの平均改築率 (改築実績延長/管路施設布設延長) は，経過年数が 50～60 年前後に変極点があると考えられ，これは従来言われている管路施設の耐用年数と一致した (図―2 参照)。

③ 下水道施設における LCC を試算した結果，設置費の割合が維持管理費よりも高いため，LCC 平均年価の最小値を意味する経済寿命は使用期間が 50 年の間には存在しなかった。

④ 布設後 16 年を経過した PVC の現地試験及び物性室内試験を行った結果，測定値は新しい管に対する規格値を満足していた。今後は，各種の条件下におけるデータを集積する必要があるとともに，効率的に耐久性の評価が行える手法を検討する必要がある。



図―1　我国における管路維持管理費の推移



図―2　経過年数と改築率の関係

研究担当者：田中　修司，北川　三夫，藤澤　智文

キーワード	管路施設，補修更新費，維持管理，ライフサイクルコスト，下水道用塩化ビニル管，耐久性

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　　北川　三夫
主任研究員　　榊原　　隆
藤澤　智文

１．はじめに

管渠の流下能力を把握することは、下水道計画の策定および維持管理において必要な事項の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。

また一般的な下水管網は、tree構造をした管路の集合体であり、その節点や異径管の接続点にはかならずマンホールを置くこととなっている。マンホールは①管渠の点検清掃等の維持管理スペースとしての機能、②傾斜地における管路の急勾配布設を緩和するための段差としての機能、および③上流側からの水流を円滑に引き継ぎ、下流側に受け渡す機能、が要求される。しかし、マンホールにおいて管路の平面的な折れ曲りや縦断的な段差が発生したり、枝線からの流入水が落下することもあり、円滑な流れが阻害されることがある。また、特に豪雨時など流量が増加したときにはマンホール内での渦流の発生等によるエネルギーの損失がみられる。

このように、開水路流、管路流のいずれにおいても、マンホールにおいてエネルギーの損失がみられるが、管路内水流の計算で用いられる損失項目にはマンホール損失が考慮されていないものが多い。これは、マンホールでの損失水頭の値が、流れの状態によって大きく変化するといわれており、モデル化が困難な点があるためと思われる。

これらの問題を含め、下水管渠の流量に関する水理については古典的な問題であるにも関わらず未解明な部分が多いと考えられる。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する。研究計画を表１に示す。

表１　研究計画

年度	内容
５年度	文献調査、流量観測用管渠模型作成、管渠網模型作成
６年度	流量測定、マンホール損失水頭測定
７年度	流量測定、マンホール損失水頭測定
８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

２．下水管内の流量測定に関する調査

２．１　現在の流量測定および流速測定の現状と課題

流量測定方式の代表的な手法とその原理を表２にまとめる。

流量測定方式は、水位のみから流量を求める水位換算方式と流速を直接測定する流速測定方式に大別できる。このうちフリューム、せき、あるいはピトー管を用いる方式は、装置の設置と維持管理が

表2　流量測定方式と原理

方式	原理
1．水位換算方式	
フリューム	管渠に絞り部を設けその上流側で水深を測定し、Q=f(h)で流量算出
せき	せきの越流水深と流量の関係$Q=Kh^{5/2}$より流量算出
ピトー管	2本のピトー管により動水圧と静水圧を測定しその差hより流速を$V=c\sqrt{2gh}$を求め、さらにQ=VAで流量算出
マニング式	粗度係数n、径深R、ｴﾈﾙｷﾞｰ勾配Iを知ってマニング式$V=(1/n)R^{2/3}I^{1/2}$より平均流速Vを求め、さらにQ=VAより流量算出
2．流速計測方式	
満管	代表点の流速計測より平均流速Vを算出し、Q=VAで流量算出
非満管	管渠内の水位と代表点の流速測定より平均流速Vを算出し、Q=VAで流量算出

困難であることから既存下水管渠の流量計測には適さないと考えられる。

2．2　電波流速計を用いた流量測定結果の考察

非満管流の流速計測方式の1つとして、電波流速計がある。これは表面流速を計測するもので、河川の洪水流時の流速観測等に用いられている。A市公共下水道管渠において電波流速計を用いた流速の計測結果より算定した流量を雨水流出解析モデル（修正RRL法）による流出量計算値と比較した結果を図1、2に示す。計測はA市における自動計測システムにより実施しているものである（詳細は文献1参照）。

図より明らかなように、雨量が大きくなると実測値と計算値の差が広がった。

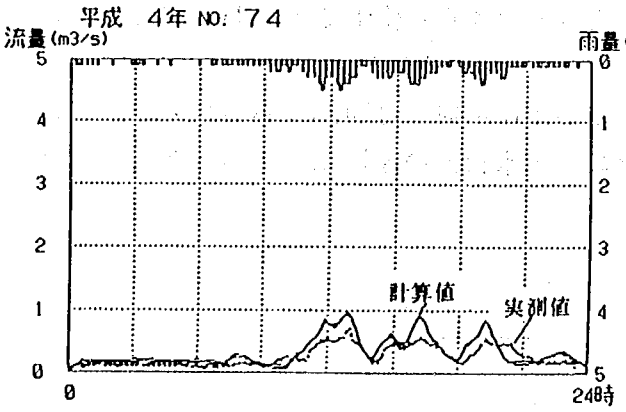


図1　流量実測値と計算値の比較（小降雨）

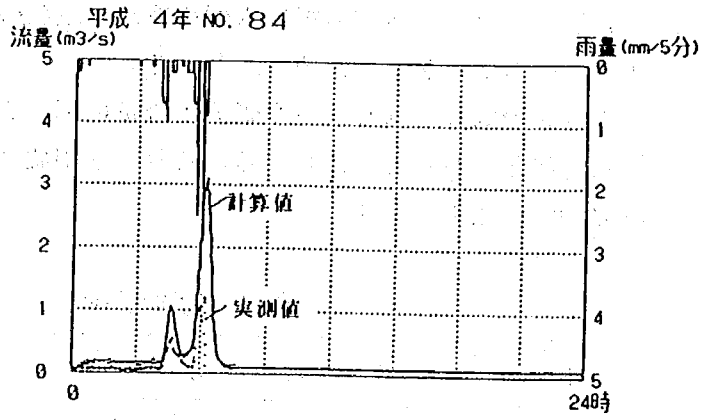


図2　流量実測値と計算値の比較（大降雨）

実測流量は流水断面積と平均流速の積で算出したが、この平均流速は5分毎に電波流速計で測定された表面流速に補正係数0.6を乗じて求めている。この補正係数は、晴天時の流量観測結果より求めたものである。一般に雨天時の流量や水位の増加によりこの係数は増加することが考えられるが、下水管渠内の雨天時の流量観測が危険かつ困難である理由から求められていない。従って、模型実験等により、係数を算出する必要がある。

2．3　流量観測用管渠模型の作成

円管内の流速分布の測定を目的とした管渠模型を作成した。

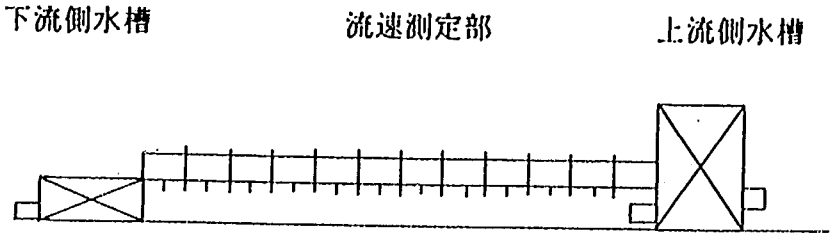


図3　模型概略図

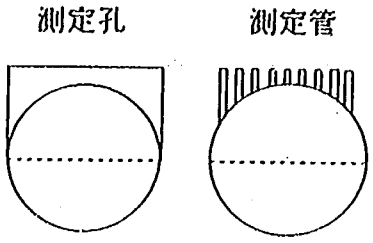


図4流速測定部（A）　図5流速測定部（B）

図3に模型の概念図を示す。管は透明アクリル製で、管径200mm、長さ1mの管を12本接続し、中央部の1本を図4、5に示すような流速測定のための管渠とした。また、マニングの粗度係数の算出に用いるエネルギー勾配決定のため模型管渠の中央底部に取付管を設置し、その点における動水圧を測定するマノメータを設置し。適用する流速計は電極部が円筒形（径9mm、長さ28mm）の電磁流速計である。流量測定のため下流側水槽に三角せきとポイントゲージを設置した。模型は勾配可変可能な架台上に設置した。実験は6年度より開始することにしている。

3．マンホールの損失水頭に関する文献調査

3．1　はじめに

マンホールにおける損失水頭は、以下のように表せる。

$\Delta h=K(v^2/2g)$

ここで、Δh：損失水頭、、K：損失水頭係数、v：流速、g：重力加速度

このK値を管渠模型を用いた実験により求める研究が国内外で行われている。またそれらの成果が設計マニュアル等に整理されているのでそれらを以下に紹介する。

3．2．設計マニュアル等にみられる損失水頭係数K

日本下水道協会編の「下水道設計指針と解説」（文献2）では、マンホールの損失水頭については記述されていない。また標準円形マンホールにおけるマンホール径と管径との比については、おおむね1.2から2倍とされている。

土木学会編水理公式集（文献3）には、上流側流速と下流側流速を比較し、前者が後者を上回る場合にK=0.1、その逆の場合K=0.2という文献値を掲載している。

米国土木学会および水質汚濁協会編の自然流下管路設計および建設指針（文献4）では、損失水頭は$\Delta h=K(v^2/2g)$の形で表せるとしているが、損失水頭係数Kの値についての具体的な記述はされていない。またこの指針には「過去においては、マンホール以外の各種損失を含むΔhは、管路の損失水頭hfに比べて小さいとされてきたが、これを無視すれば重大な問題を引き起こすおそれがある」と記されている。

Wallingford Procedure（文献5）は英国の水理研究所で開発された下水管流のシミュレーションモデルである。ここではマンホールの損失係数は、接続する2つの管のなす角が0度で0.15、進入角30度

で0.5、進入角60度で0.9としている。また横流入があったときは損失を大きく見込む必要があり（K値としては1.0、1.5を用いることとしている）、この損失は枝線からの流量の相対値と接続点の幾何形状に左右されるとしている。

3．3　国内の研究例

楠田は、マンホールの下水管水理に与える影響について、等流かつ満流状態の管路において、マンホールの流入と流出によるマンホールの損失係数を1.5と仮定した場合の流速は、そうでない場合と比べて10%低下するとしている（文献6）。

宇井らは、管路流におけるチャンバー（マンホールに相当）でのエネルギー損失を測定し、管路の接続高さが異なった3種類のチャンバーマンホールにおいて、それぞれ損失係数（0.35、0.72、2.18）を得た。また流量を増加させ、チャンバー内水位を上昇させると、渦は消え、水面も単純な振動だけになることを確認した（文献7）。

安川らはマンホールの水位変動を考慮した管路流での不等流計算を行うことにより実流域におけるマンホール蓋飛散現象の追跡を行った（文献8）。

竹内らは、取付管による貯留効果を考慮したモデルに基づく数値計算結果が、周期的な流量変動を与えた管路流水理実験結果とよく一致することを示した（文献9）。

村上らは、図6に示す実験装置（内径50mm、長さマンホール上流部に3m、下流部1m）のマンホールの径を様々に設定したときのマンホール部の損失水頭を計算した。さらに、半円筒形のガイドカバーをインバート上部におくと、損失水頭が低減することを示した。ガイドカバーの長さはマンホール径の半分程度で良く、また設置位置としてはインバート中央が最も効果が大きいと考えられた。ガイドカバーは単純な構造であり、設置も簡単であるので実際のマンホールにも十分適用可能であると考えられた（文献10）。

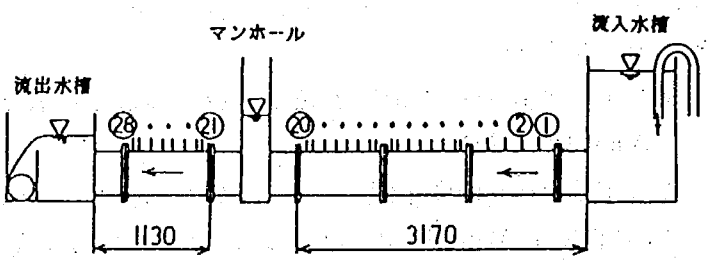


図6　実験装置の概略図

3．4　外国での研究例

マンホールの損失水頭に関する諸外国の実験結果例は文献11、12にまとめられているので、それを以下に再整理する。

実験は、2つの管が接続する場合と、図7に示すように3つの管が接続する場合に分けられる。3方向の場合、メインのルート1→3に対し、90度の角度で横流入する管2がマンホールに接続する場合がほとんどである。このときのマンホールの損失係数としてK_{13}とK_{23}が次式で定義される。いずれもマンホール前後のピエゾ水頭の差から管路分の損失水頭を差し引いたものをマンホールの損失水頭としている。

$$K_{ij}=[\{(V_i^2/2g)+h_i+z_i\}-\{(V_j^2/2g)+h_j+z_j\}]/(V_3^2/2g) \cdots (1)$$

実験結果は以下のようにまとめられる

①マンホールの形状、インバートの形状により、K値は大きく影響される。

②マンホール径が大きくなるほど、k値も大きくなる。

③２つの管が接続する場合、K値は通常0.2を越えることはない。

④２つの管が接続する場合、（マンホール水深／管径）が２付近で泡が発生する。これによりk値が0.2付近から1.0～1.5と上昇する。

⑤２つの管が接続する場合、（上流側管径／下流側管径）が大きくなると、急激に損失係数は上昇する。

⑥３つの管が接続する場合、管路流では管２と管３との流量比Ｑ２／Ｑ３が増加するほどＫ値は大きくなるが、開水路流ではK_{13}は逆に減少する。

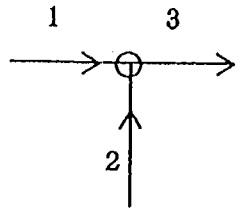


図７　３つの管の接続

３．５　まとめ

以上より、２つの管が接続する場合のK値については、渦流時については諸値があるものの、渦が発生していないときについては各研究間で同様の傾向を示し、モデル化が可能であると考えられるが、３つの管が接続する場合は、研究結果にバラツキがみられ、現状における一般式の作成は困難である。また、４つ以上の管の接続する場合については研究例がない。これらの点についてさらに検討をすすめるのが今後の課題であると思われる。

４．管渠網における水の流れ

４．１　管渠網に関する考察

一般に管渠網は図８のようなTree状をしており、合流はあっても分流はないのが一般である。この場合、例えばabにおいて流下能力を越える流量があった場合、a点での水位が上昇し、a点の上流側で浸水が生ずる可能性がある。

ここで図９のようにa点からc点上流側管渠へ管路を接続すると、a点における超過流量がc点方向へ流れ、ａ点上流側の浸水が解消される可能性がある。

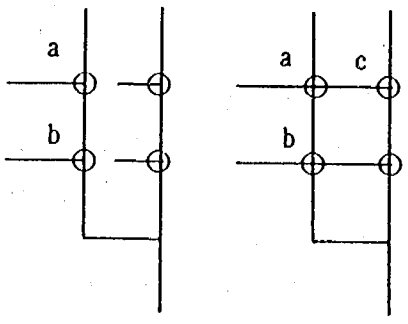


図８　tree状の管路　図９　編目状の管路

このように、従来の管渠網をわずかに変更するだけで、全体の流下能力が向上し、浸水危険度が減少する場合が考えられる。またある場所で管渠が不通になっても他の管でそれをカバーすることも可能である。

４．２　管渠網模型の作成

上述の編み目状管路網の水理的特性を把握するため、縮尺10分の１の管渠網を作成した。概略図を図10、11に示す。模型は１号幹線（φ100mm）、２号幹線（φ200mm）、及び連絡管（φ100mm）で構成されている。全長は21mで、約5m間隔にマンホールを設置している。また、１、２号幹線両脇には給水管を設けており、将来的には幹線のマンホールにむけて枝線を接続可能な施設は位置としている。実験は６年度より開始することとなっている。

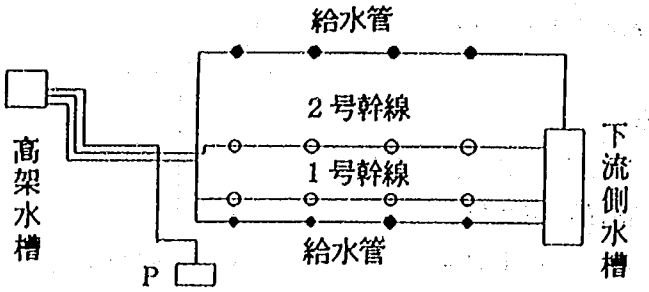


図10　管渠網平面図　● 給水口　○ マンホール

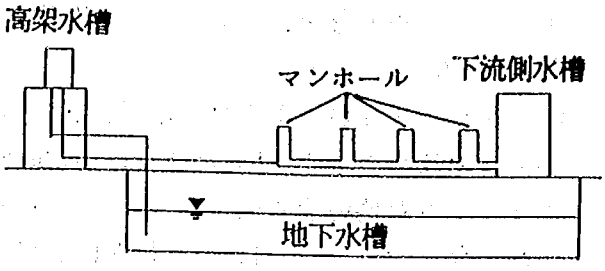


図11　管渠網立面図

参考文献

(1)田中他、合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査、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、建設省土木研究所、pp.122-123、1993
(2)下水道設計指針と解説、日本下水道協会、1984
(3)水理公式集、土木学会、1985
(4)ASCE/WPCF、Gravity sanitary sewer design and construction、1982
(5)（株）日水コン、内部資料（Design and analysis of urban storm drainage-The Wallingford procedure, Vol.1, Principles, methods and practice, National Water Council, Standing technical committee reports No.28の訳出
(6)楠田、下水管の水理、都市域における異常出水の予測とその流出抑制工法に関する研究、重点領域「自然災害」研究報告書、1988
(7)宇井他、管路接続チャンバーによるエネルギー損失、土木学会水理講演会講演集、第31回、1987
(8)安川他、豪雨時のマンホール蓋飛散現象に関する基礎的研究、同上、第24回、1980
(9)竹内他、取付管を有する雨水排水管渠の圧力流れに関する検討、第43回土木学会年次学術講演会講演概要集、1988
(10)村上、下水道マンホールの水理に関する検討、 都市域における異常出水の予測とその流出抑制工法に関する研究、重点領域「自然災害」研究報告書、1990
(11)Yen、Urban drainage hydraulics and hydrology: from art to science, Proc. of the fourth international conference on urban storm drainage, 1987
(12)Yen et al., Advances in hydroscience, Academic Press, England, 1986

2．膜分離法による再利用水質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　小越　真佐司
奥井　淳

1．まえがき

水需給の逼迫や造水コストの増大によって、下水道が普及した地域では表流水と比較すると安定した流量の下水処理水を安価な水資源として活用し、飲料水ほど高度な水質を必要としない需要先に供給することによって新たな水需要の増大に対処しようとする試みが行われてきている。

そのような状況の下で、下水処理水の再利用を促進するには再利用水の衛生学的な安全性の確保と快適性の向上が最も重要な課題の一つであることが明らかになってきている。

再利用に於ける安全性は主として処理水中に残存する細菌・ウイルス等の除去・不活化によって確保されるが、在来の塩素消毒技術で残存細菌数を相当低減し、かつウイルス等の不活化まで行おうとすると、消毒剤としての塩素の注入量が増加し、副次反応による有害物質の生成等が懸念される。そのため、有害物質生成等の副次反応を生じることなく、微生物の確実な除去を可能にする代替技術が必要とされている。在来の技術の中では、オゾン消毒法や紫外線殺菌法等の代替消毒法や、薬品等を用いることなく微生物を物理的に除去することができる膜分離法の適用が高濃度の塩素注入に代わって処理水の安全性を高める方法として有望視されている。

一方、再利用における快適性は、下水処理水特有の着色や臭気を不快でない程度に改善する事によって達成される。下水処理水を人との接触が避けられない用途に供給する場合、現状は、オゾン処理や活性炭処理によって色や臭いを低減させることが行われているが処理費用が高く、新たな技術開発が必要である。

本研究は、より安全で快適な再利用水を得るため、新素材の開発などにより最近技術的な進歩が著しい膜分離法を下水処理に適用した場合の基本的性能を把握し、下水処理水質の改善の可能性について検討を行うこととしている。

2．研究方法

本研究では、(1)最近の膜の素材・構造及びモジュールとその特性等についての資料調査、(2)下水中の成分の分離特性と再利用水質高度化処理プロセスとしての様々な可能性の検討、(3)膜及びモジュールの洗浄法と耐久性についての実験的検討、及び(4)膜透過水の補助的な消毒方法についての実験的検討、を行うことにしている。

平成3年度から最近の膜と膜モジュールに関する資料調査、活性汚泥法との組み合わせに関する検

討、膜の汚染と洗浄に関する実験的検討を行い、以下の知見を得た。

(1) 膜の材質・特性等に関する調査の結果、精密ろ過膜では金属・無機素材（セラミックス）から有機素材まで様々な素材がその特性を活かして利用されていることがわかった。特に、セラミックス系の素材によるものは膜の汚染対策が重要な下水処理用としては適用可能性が高いものの一つである。

(2) 限外ろ過膜では素材的には圧倒的に有機物の膜が主流であるが、ここにもセラミックス系の膜の進出がみられる。

(3) 素材を膜に成形する過程で、特徴的な膜の微細構造が決まる。構造は等方性と異方性の２種類に大別され、異方性の膜は単位面積当たりの透過流量を大きく取ることができる。

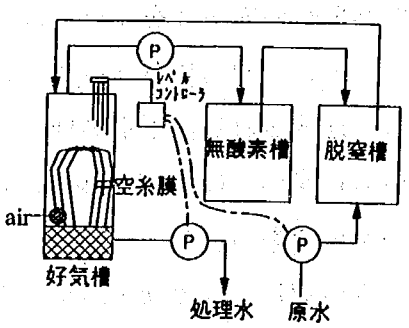
(4) 膜モジュールについての聞き取り調査等の結果、管状や中空糸状に製造された膜では、これらを複数本、束にまとめた形状とし、ろ過液と原液が分離して取り出せるよう高精度のシール部分を有するモジュールに成形されていること、また、それらは用途に応じて適当な長さ及び膜面積を有するように商品化されていることがわかった。一方、平膜のものは、ディスク型、プリーツ型、スパイラル型に更に加工された後、用途に応じたモジュールに成形されている。これらの中には、何回か洗浄・再生を繰り返し行って使用する事を前提に作られているものと、使い捨てタイプのものとがある。

(5) 膜を固液分離に用いる活性汚泥法について予備的な検討をした結果、高水温期の実験ではあるが、４時間程度の短い滞留時間で有機物と窒素の両方の除去が可能である。

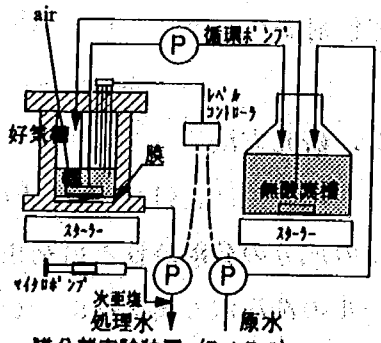
(6) 膜分離活性汚泥法ではＳＲＴ６０日までの汚泥滞留時間で、ＴＯＣでは８０％以上の除去が行われること、処理水の蒸発残留物濃度が安定するとともに流入水中の溶解性蒸発残留物濃度をやや下回る濃度となっていた。

(7) 膜の汚染による透過能力の変化について有機物製の膜で検討した結果、膜の種類や分離対象の特性によって原因や機構が異なる可能性が示唆された。また、薬品による化学的な洗浄によって透過能力は回復するが、完全な回復は困難であった。

本年度は、下水処理用として適当と考えられる２種類の素材の異なる膜を用いて目詰まり等の検討を継続して行うとともに、膜処理水の安全性を保持するための適当な消毒方法についても検討を行った。また、処理水の快適性を向上させるため、活性炭を併用する処理法についても検討した。



膜分離実験装置（A）



膜分離実験装置（B-1,B-2）

図－１　実験装置の概要

２．１　実験装置

本年度の実験は、図－１に示す装置を用いて行い、茨城県霞ヶ浦浄化センターの０．１ｍｍふるい通過後の流入水を、同センター内のＯＤ法実験施設から採取した活性汚泥を用いて循環式硝化脱窒法のフローで処理した。

２種類の実験装置のうち装置Ａは中空糸状精密ろ過膜を用い、装置Ｂはセラミックス製精密ろ過膜を用いた。各槽の反応時間を適正

に保つため、好気槽内の水位をレベルコントローラによる流入・流出ポンプのＯＮ-ＯＦＦ運転によって一定の範囲内に制御した。流出ポンプの間欠運転によって変動する膜使用時間は流出ポンプのＯＮ時間を積算タイマーで計測することによって把握した。また、デジタル圧力計（サヤマトレーディング社製、マノエース　２０－２０００ＭＣ型）を用いて流出ポンプの吸引圧力を時々計測し、膜抵抗の増加をチェックした。実験装置及び膜の諸元を表－１に示した。

消毒方法に関する検討は次亜塩素酸ナトリウム溶液を装置Ｂの膜透過液の流出側チューブの中にマイクロポンプを用いて注入することによって行い、活性炭併用処理に関する検討は粉末活性炭を装置Ｂの活性汚泥混合液に投入して行った。装置Ｂは塩素注入量や活性炭投入量の比較を行うため、同一の膜を用いるＢ－１、Ｂ－２から成る。

表－１　実験装置の諸元及び実験条件

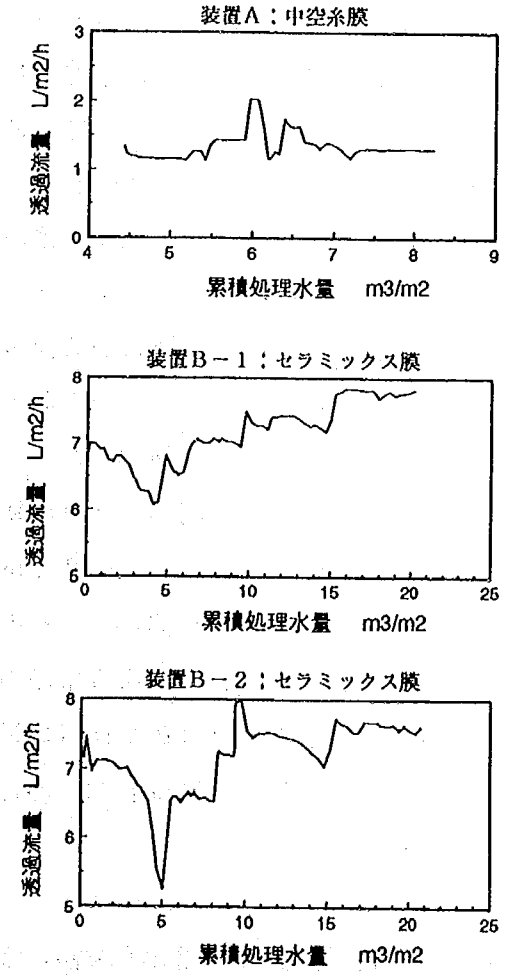
		装置Ａ	装置B1, B2	備考
生物反応槽	好気槽	500ml	250ml	ﾚﾍﾞﾙ制御
	無酸素槽	250ml	250ml	設定値
	嫌気槽	250ml	0	
	送風量	1L/分	100ml/分	
	原水流量	1.5ml/分	0.7ml/分	設定値
	透過流量	〃	〃	〃
	循環流量	4.6ml/分	4.9ml/分	〃
	初期MLSS	1500mg/l	1500mg/l	*
膜	種類	中空糸膜	平膜	
	孔径	0.1μm	0.2μm	ＭＦ膜
	素材	ﾎﾟﾘｵﾚﾌｨﾝ	ｾﾗﾐｯｸｽ	
	有効面積	0.074m2	0.006m2	
	堆積防止方法	曝気	ｽﾀｰﾗｰ攪拌 250rpm	
環境		20℃恒温実験室内		

*：実験開始後2200時間でB-1, B-2は4000-5000mg/l

３．平成５年度の研究結果

３．１　膜の汚染と洗浄に関する検討

膜分離を連続して行うと、液中の物質の付着や　細孔の閉塞によって膜の抵抗が次第に増加し、透過流量が次第に減少してくる。図－２は各実験装置の連続運転中の実際の処理水量に基づいて計算した透過流量の変化を単位面積当たりの累積透過水量との関係で示したものである。装置Ａの累積透過水量は昨年度及びそれ以前の透過水量を含めた総透過水量であるが、いずれも本年度と同様の活性汚泥の分離をおこなったものである。装置Ｂ－２では透過抵抗の増加により同じ膜を使用しているＢ－１より一回多く洗浄を行ったが、いずれも昨年度以前に用いたどの有機系の平膜より少ない洗浄回数で安定した透過流量を長期にわたって維持することができた。なお、図－２に示された透過流量の変動は主に流出ポンプの流量の変動によるものであり、膜の目詰まりによるものではない。



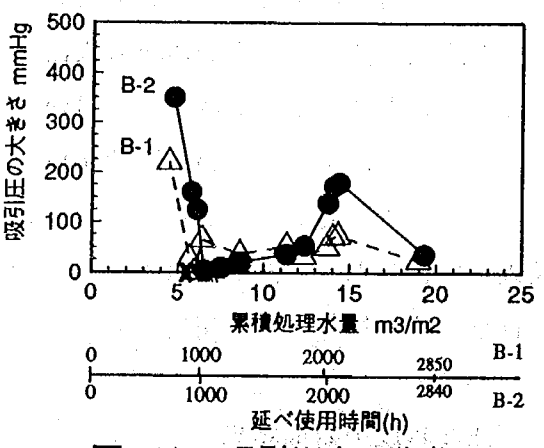
図－２　透過流量の変動状況

中空糸状膜の装置Ａは装置Ｂと比較して単位膜面積あたりの透過流量が少ないこともあり、全実験期間中無洗浄で安定した性能が保持されていた。中空糸状膜は束ねられた膜の表面とその隙間に生物の付着膜が形成され、その抵抗によって透過能力が低下することが昨年度までの実験によって見いだされているが、本年度は、透過流量が小さいためか、これらの付着膜による透過能力の低下は生じなかった。また、付着物そのものの量も少なく、かつ、増加している傾向は観察されなかった。

表－２　膜の目詰まりの状況

	Ｂ－１		Ｂ－２	
	延べ水量 m3/m2	流束 m3/m2/h /atm	延べ水量 m3/m2	流束 m3/m2/h /atm
初期	0	0.401	0	0.385
780時間後			5.044	
洗浄前				0.009
洗浄後				0.171
2100時間後	14.695		14.782	
洗浄前		0.031		0.016
洗浄後		0.158		0.190

装置Ｂ－２のセラミックス膜は使用開始後、累積処理水量が５．０４ｍ^3／ｍ^{2}となった時点で透過流量が低下し、吸引圧力もＢ－１装置より１００ｍｍＨｇ程度増加したので、一時運転を停止し、水とスポンジで膜面の洗浄を行った。このとき洗浄前後の膜の透過流束を測定した。その後、装置Ｂ－１，２とも安定した運転状況が続いたが、およそ１４．７ｍ^3／ｍ^{2}処理後、膜の目詰まりの状況を把握するために一時運転を停止し、膜面の水とスポンジによる洗浄を行い、洗浄前後の膜の透過流束を測定した。表－２に測定結果を示した。



図－３　吸引圧力の変化

図－３は、時々計測した透過液流出ポンプの吸引圧力を装置Ｂ－１，２について累積処理水量および運転時間との関係で示したものである。装置Ａについては吸引圧が検知されなかったため省略した。装置Ｂ－１では吸引圧の増加が少なく、目詰まりの進行が遅かったことがわかる。

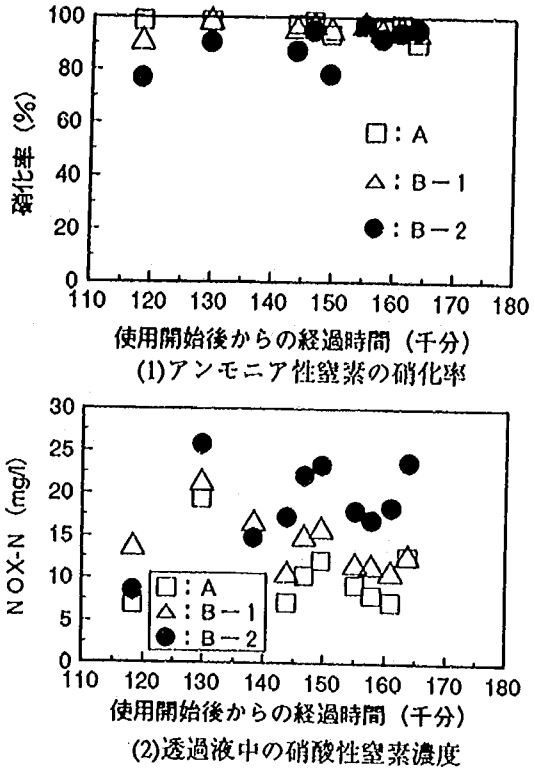
表－２によれば、使用開始前よりは装置Ｂ－１，２とも膜自体の目詰まりは増加しているが、装置Ｂ－２の膜について見ると、５．０４ｍ^3／ｍ^{2}処理（７８０時間経過）後の透過流束と、約１４．７ｍ^3／ｍ^{2}処理（２１００時間経過）後の透過流束にはほとんど変化がなかった。安定した透過流量を長期間維持できたのは、このように膜の目詰まりの進行が抑制されていたことによるものと考えられる。従って、セラミックス膜では低い透過流量で運転することにより、膜面に堆積するゲル状物質を数カ月に一回程度除去すれば長期にわたって膜自体の目詰まりが抑制され安定した運転ができるものと考えられる。

３．２　膜分離循環式硝化脱窒法による下水処理の結果

先に示した図－１の実験装置を用いて循環式硝化脱窒法による下水処理を行い、膜によって固液分離した。装置に供給した下水は霞ヶ浦湖北流域浄化センターの流入下水から０．１ｍｍ篩いにより粗

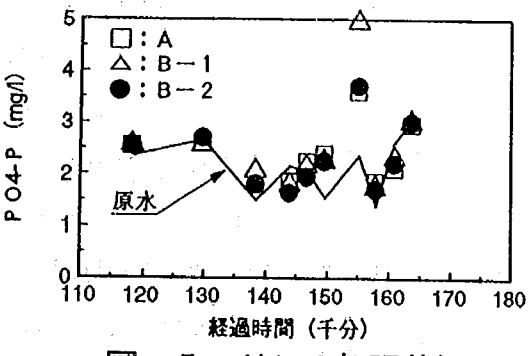
大な浮遊物を除去したもので、５℃の冷蔵庫に貯蔵して使用した。実験は２０℃の恒温実験室内で行った。実験に用いた活性汚泥は膜の汚染の検討に用いたのと同じ湖北総合実験施設のオキシデーションディッチから採取したもので、実験装置の流量等の条件は表－１の通りである。

窒素、リンの処理状況を図－４、５に示した。昨年度は好気槽の液面が不安定で曝気時間の過不足が生じ結果的に硝化反応が安定しなかったことによって窒素の除去が不安定であったが、本年度は好気槽のレベル制御によってこの問題は解消され、何れの装置でも概ね９０％以上のアンモニア性窒素の除去が達成された。しかし、脱窒が不十分であったため、処理水中に残留する硝酸性窒素の濃度が高くなっている。脱窒が十分に行われなかった原因は、無酸素槽滞留時間が不足していたか、過曝気によるＤＯの無酸素槽への持ち込みの何れかである可能性が高いが、特定できなかった。



図－４　窒素の処理状況

リンの濃度は、流入水、各装置の処理水共にほとんど同じであり、除去されていない。汚泥の引き抜きをほとんど行わないことによるもので、膜分離法でリンの除去を行おうとする場合には有機物・窒素等の処理とリンの処理とをバランス良く行うことができる汚泥引き抜き率を見いだすことが必要である。

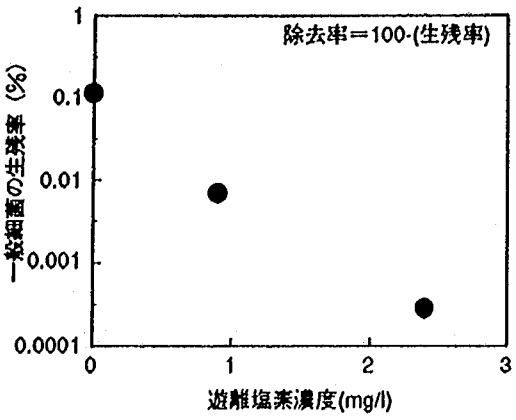


図－５　リンの処理状況

３．３　膜処理水の消毒に関する検討結果

実験に用いた膜の孔径は、中空糸状膜が０．１μｍ、セラミックス膜が０．２μｍであり、細菌類はほとんど完全に阻止可能なものである。しかし、実際には、膜の欠陥やシール部分からの漏れだしや侵入、孔径より小さな細菌等の通過[1]などにより、１００％の阻止は困難である。本年度の実験においても、シール部や外部からの侵入等が極力起こらないように留意したにも関わらず、消毒剤が注入されていない膜透過液配管内部にスライムが生じたことやその剥離物が未消毒の膜透過水中に見つかったこと等、何らかの理由により細菌が通過していることを伺わせる現象がみられた。そこで、未消毒の各実験装置からの透過液中のふん便性大腸菌群数と一般細菌数を各々、ＭＦＣ培地または、Ｍ－Ｅｎｄｏ培地によるによるメンブレンフィルター法、および普通寒天培地による平板培養法によって検査したところ、ふん便性大腸菌群は全ての透過液１００ｍｌ中から検出されなかったのに対し、一般細菌は全ての透過液１ｍｌ中に、10^3～10^4のオーダーで検出された。従って、現在の腸管系感染症に対する安全性の指標である大腸菌で判断すれば、膜透過水は十分安全で付加的な消毒を行う必要性はないが、配管内部や再利用先でのスライム等の発生を防止するため、膜透過水の消毒を行う

ことが必要であることがわかった。そこで、装置Bの処理水排出チューブに消毒剤を注入できるように装置の改造を行い、次亜塩素酸ナトリウム溶液による消毒実験を行った。消毒の効果は一般細菌数の除去率で判定することとし、流入水と各装置の透過液中の一般細菌数を標準寒天培地による平板培養法（下水試験法準拠）によって測定した。実験の結果を消毒剤（塩素）注入率と一般細菌の生残率の関係として図－６に示した。図－６は、実験装置ＡとＢ－２について示されているが、実験装置Ｂ－１は消毒剤の注入が不安定で正確な注入率が不明であるため、図には掲載しなかった。図－６によれば、膜処理だけの場合は０．１％程度生残していたが、遊離塩素として０．９ｍｇ／ｌ程度の注入で除去率が１桁上がり、２．４ｍｇ／ｌでは更に１桁高くなっている。塩素注入率が、２．４ｍｇ／ｌの時、処理水中に残留する一般細菌数は２０／ｍｌ未満であった。



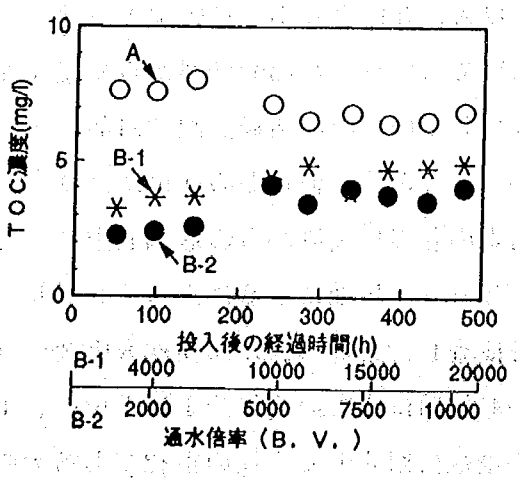
図－６　塩素消毒実験の結果

３．４　活性炭併用処理の検討

再生水の臭気や着色を低減し、快適性を向上させる一つの手段として活性炭による溶解性有機物の除去を検討した。膜分離法と活性炭処理の組み合わせ方については幾通りか可能であるが、ここではもっとも簡便な方法として、活性汚泥混合液中に直接粉末活性炭を投入する方法を採用した。

活性炭を活性汚泥混合液中に投入する方法は、リン除去のために凝集剤を活性汚泥中に投入する方法と同様に、活性炭処理のための特別な設備を必要としない利点があるが、有機物濃度の高い流入水が常時流入する系内に直接投入されることになることや、微生物と共存すること等によって、活性炭本来の吸着能力が発揮できない可能性が懸念された。しかし、活性炭が生物の担体となることによる生物処理効率の向上の可能性や、吸着能力の生物再生がある程度期待できること、さらに活性汚泥から活性炭を製造すれば[2]回収・再生利用も可能であることなどの理由により検討に値する方法であると判断した。

実験は、装置Ｂ－１，２を用いて行い、Ｂ－１には、約０．５ｇ（１０００ｍｇ／ｌ）、Ｂ－２には、約１ｇ（２０００ｍｇ／ｌ）の粉末活性炭（和光純薬製）を投入した。投入後の処理水ＴＯＣを活性炭を投入しなかった装置Ａの処理水ＴＯＣと共に図－７に示した。図－７の２段目と３段目の横軸は活性炭のかさ密度を０．５と仮定して、のべ処理水量を通常の活性炭カラムによる処理の場合と同様の通水倍率（Ｂ．Ｖ．）に換算して表記したもので、２段目は装置Ｂ－１に、３段目は装置Ｂ－２に対応する。表－３は処理水の外観の変化を投入後の経過時間との関係で整理したものである。



図－７　活性炭によるＴＯＣ除去効果

図－７から、活性炭によるＴＯＣ除去効率の増加は明ら

かであるが、処理量の増加と共に除去能力は次第に低下し、３００時間経過後（装置Ｂ－１ではＢ．Ｖ．１２０００付近、装置Ｂ－２ではＢ．Ｖ．７０００付近）からは除去効率の低下が緩やかになったことがわかる。平成２年度に行われた下水高度処理水のオゾン・活性炭処理実験の結果[3]では、オゾン処理後の下水高度処理水を粒状活性炭カラムに通水処理した場合に、ＴＯＣの除去に関してＢ．Ｖ．の増加と共に除去率が次第に低下し、Ｂ．Ｖ．１００００以降は１ｍｇ／ｌ程度の除去に留まった。今回の実験の結果も、処理量の増加と共にＴＯＣ除去効率が次第に低下していく点では、ほぼ同じ傾向を示し、最終的なＴＯＣ除去濃度では活性炭カラムでの実験結果をやや上回る結果であった。したがって、ＴＯＣの除去に関しては、活性汚泥中に直接投入した場合でも、カラムによる独立した処理と同等の処理能力を有するものと考えられる。なお、約３００時間経過後からＴＯＣ除去効率の低下が緩やかになったことが微生物による活性炭の再生作用が活発に行われるようになったことによるものかどうかはわからない。

表－３に示したように、活性炭を１ｇ投入した装置Ｂ－２では、投入後６００時間経過した時点（Ｂ．Ｖ．１３０００）では、膜透過水の着色は認められなかった。臭気は塩素注入を行っていたため水道水と類似の臭気が感じられた。一方、投入量が０．５ｇであった装置Ｂ－１では、投入後２４０時間（Ｂ．Ｖ．９８００）経過した時点で微かな着色が感じられ、３３０時間（Ｂ．Ｖ．１３０００）経過の時点で僅かではあるが明瞭に着色が認められた。その後、装置Ｂ－１の処理水の着色は次第に強くなってきているが、６００時間（Ｂ．Ｖ．２４０００）経過の時点では依然として装置Ａの処理水より着色の程度が少ない状態であった。また、装置Ａの処理水では活性汚泥法による処理水に特有の臭気が時折強く感じられたのに対して、装置Ｂ－１の処理水では６００時間経過時点においても類似の異臭は感じられなかった。

以上の結果から、膜分離活性汚泥法の混合液中への活性炭の投入は再利用水の快適性を高めるための着色や臭気の低減方法として有効な方法であると考えられる。

表－３　活性炭投入後の透過液の外観の変化

投入後の経過時間	外観の変化			
	Ｂ－１		Ｂ－２	
(h)	B.V.		B.V.	
240	(9800)	微かな着色を感じる	(5100)	無色無臭、青味帯びる
330	(13500)	ごく薄いが明瞭な着色	(7100)	同上
477	(19100)	Ａ装置よりは薄い着色（微かな塩素臭）	(9100)	無色だが青味消失、無臭
620	(24700)	同上	(13100)	無色、（塩素臭）

４．まとめと今後の課題

膜分離による処理水質高度化に際して膜の汚染による透過能力の低下は避けられないが、実験の結果から、膜分離法で一般的に採用されている例が多い０．１m^3／m^2／ｈ程度の透過流束に比して、極めて低い流束で運転することによって、目詰まりの進行を抑制し、洗浄間隔を１カ月以上の長期間とすることが可能であることがわかった。また、透過流束が小さいということは透過に必要な圧力が少なくて済むということであり、膜分離にかかる動力消費が大幅に削減され得る。しかし、透過流束

を低くする結果、必然的に非常に大きな膜面積を必要とすることになるため、このような方法で膜分離法を導入することが可能であるかどうか、今後は実用性の点を検討する必要がある。

なお、大面積の中空糸状膜モジュールを大量に用いることを想定し、本年度の実験条件の３倍程度の流束でも安定した処理ができるとしても、処理水量１０m^3／ｄにつき１００m^2もの膜面積が必要である。しかし、単位容積あたりの膜面積を大きくすることが容易な中空糸状膜モジュールを用いれば、既存の反応槽内部または水面積負荷２５m^3／m^2／ｄの最終沈殿池内に、必要な膜モジュールをすべて収納することは十分可能である。このとき膜にかかるコストは、モジュールの価格を膜面積１m^2あたり１００００円、膜の寿命を５年と仮定して、処理水量１m^3あたり約６２円である。低流束による寿命の延伸と大量使用による膜価格の低下によってコストは大幅に（５分の１程度に）低下する可能性があるが、通常の下水処理用としては付加的な便益、例えば汚泥処理や維持管理の簡略化による総合的なコストの削減効果など、が明確にならなければ依然として高コストプロセスであり導入は困難であろうと思われる。したがって、膜分離法の実用性については今後、下水処理場全体の効率という視点から検討を加えなければならない。

水質の向上については、活性炭の添加という簡便な方法によって処理水の臭気や着色を低減できることが判明したが、リン・窒素の除去については本研究の中では必ずしも十分な除去効果を示すことができなかった。しかし、ＳＲＴの管理や適当な率での汚泥の引き抜きなどによって既存のA_2O法等と同等の処理機能を付与することは原理的に可能であると考えられる[4]。なお、活性炭処理のコストは、汚泥処理への影響を考慮しなければ、使用する炭の費用だけであり、２００００Ｂ．Ｖ．まで使用できるとして、活性炭の価格を１０００円／ｋｇとすれば、処理水１m^3につき２５円である。汚泥の資源化方法の一つとして活性炭の製造を行えば、同時に老廃炭の回収も行うことになり、焼却によるCO_2の排出抑制にもつながることから今後検討すべき課題であると考える。

膜透過水の衛生学的な安全性は、ふん便性大腸菌群で見る限りは上水と同等のレベルにあり、通常の放流等においては付加的な消毒が不要であることが判明した。しかし、一般細菌による汚染はかなり高く、処理水配管でのスライム発生等の原因となっている。塩素注入は一般細菌に対しても有効な消毒方法であり、１ｍｇ／ｌ程度の注入率でも９０％以上死滅することがわかった。今後は、再生水質の保持や、再生施設内での水質の劣化やスライムの抑制のために必要な殺菌水準について検討を行うことが必要であると考えられ、次年度以降に新たなテーマの下で検討を行う予定である。

参考文献

1)浦瀬他、「限外ろ過膜のｳｲﾙｽ透過率に関する数値ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ」、第４７回土木学会年次学術講演会講演概要集、平成４年

2)真田他編、「新版、活性炭、基礎と応用」、（株）講談社ｻｲｴﾝﾃｨﾌｨｸ、1992年

3)「平成２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3030号、平成３年

4)「高度処理施設設計資料」、建設省高度処理会議、平成６年

5)「昭和５３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1520号、昭和５４年

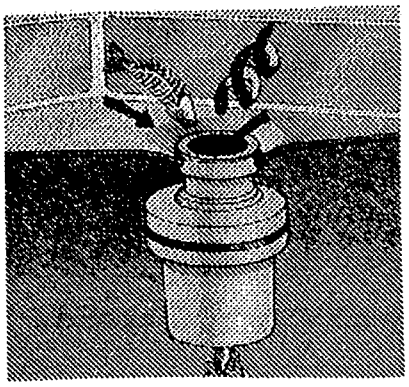
３．ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究

三次処理研究室　室　　長　髙橋正宏
主任研究員　鈴　木　穣
研　究　員　石井宏幸

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）

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。



図－１　ディスポーザー

ディスポーザーの下水の水質に与える影響については、WPCF Manual No.8（1959年版）[1]は、ディスポーザーが100％普及した場合、下水流量はほとんど変わらず、SSは最高100％、平均60％、BODは最高65％、平均30％ほど増加するとしている。ディスポーザーの影響は、ディスポーザーの性能に左右され、また、米国とわが国の食生活等の違いによる下水の性状の違いもあることから、これらの数値をわが国の下水に直ちにあてはめることはできないが、ディスポーザーの影響は無視できないものであろうと推測される。現在、わが国の下水道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。

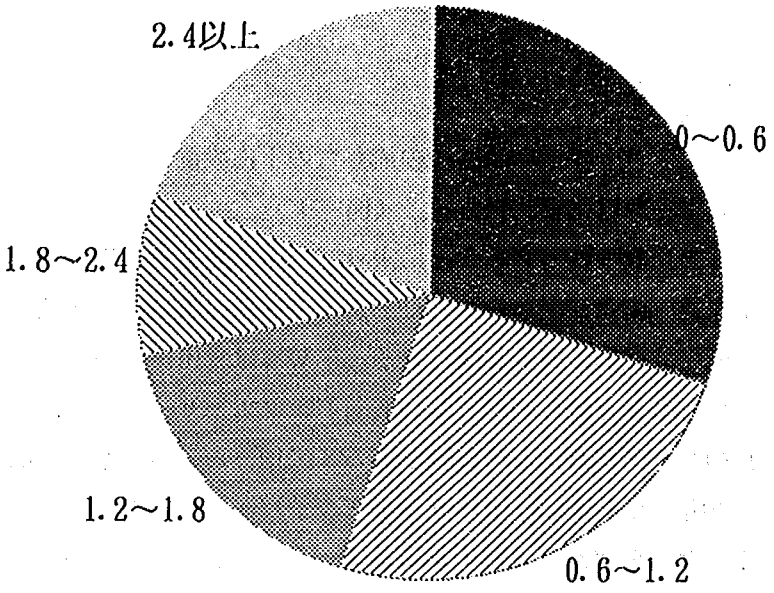
2．平成５年度の研究

平成５年度は本研究の初年度にあたり、人口稠密地域の既存下水処理場の設計条件をとりまとめ、さらにディスポーザー導入時に施設の容量がどの程度不足するかを試算して、本研究における処理技術の開発目標の把握を行った。また、次年度以降に行う高負荷対応型高度処理実験に用いる施設の設計・製作を行った。

２．１　人口稠密地域における設計条件と流入水質・処理水質との関係の解析

２．１．１　人口稠密地域の選定

解析を行うにあたって、まず対象とする人口稠密地域の選定を行う必要がある。ここで選定の対象とする処理場は、全公共下水道の処理場のうち処理能力がすでに計画処理水量に達しており、かつ処理方式として標準活性汚泥法およびステップエアレーション法を採用している処理場とした。なお、選定および解析に必要な値は平成３年度版下水道統計[2]に示されたものを用いた。該当する処理場数は167であり、そのうち政令指定都市分は26、一般市町村分は141であった。選定の指標として、晴天時１日最大処理水量（m^3/d）に対する処理場敷地面積（m^2）の比を用いた。その比の頻度分布は図－２のようになり、1.2未満の処理場が全体の半数以上を占める。ここでは、解析の対象とする”人口稠密地域”の処理場を、上記の比が0.6未満の処理場として選定を行うものとした。ちなみに、比の平均値は全体で1.56、政令指定都市で0.53、一般市町村で1.75であり、大都市ほど単位処理水量あたりの敷地面積が小さい傾向にあった。選定の結果、標準活性汚泥法を採用している人口稠密地域の処理場数は49であり、そのうち政令指定都市分が22、一般市町村分が27であり、また、ステップエアレーション法を採用している人口稠密地域の処理場数は18であった。ただし、ここでは同じ処理場でも別系列のものは異なる処理場として数えた。以下の解析は、これらのうち、標準活性汚泥法を採用している処理場を対象として行うものとする。



図－２　単位処理水量当たりの敷地面積

２．１．２　解析の手順

（１）エアレーションタンクの現在の不足時間の試算（ケース１）

平成３年度版下水道統計の計画流入水質およびMLSS濃度を用いて、BOD-SS負荷を0.3（kgBOD/kgSS・日）として必要なエアレーション時間（HRT）を計算し、下水道統計のエアレーション時間と計算値た計算値の差をとることで、現在の不足時間を試算した。なお、最初沈殿池におけるSSの除去率を50％、BODの除去率を25％と設定した。

（２）ディスポーザー導入時の不足時間の試算（ケース２）

ディスポーザーの普及を想定した場合の流入水質を仮定し、MLSS濃度を2,000mg/l（ただし、現在において2,000以上の処理場については、そのままとする）として、（1）と同様の試算を行った。

また、ディスポーザーの普及を想定した場合の流入水質については、表－1に示すようなディスポーザー１００％普及時の負荷増加割合を設定し、これを用いて仮定を行った。なお、以下の解析にもこの表の値を用いるものとする。

表－1

水質項目	ＢＯＤ	ＳＳ	Ｔ－Ｎ
増加割合％	３０	６０	１５

（3）ディスポーザー導入時に窒素除去のため循環式硝化脱窒法を用いた場合（ケース3）

ケース2の場合と同じ流入条件のもとで、高度処理施設設計資料3）を参考に次の手順に従って窒素除去に必要な反応タンクの水理学的滞留時間（HRT）を計算し、現在エアレーション時間との差をとることで既存タンクの不足時間を試算した。なお、反応タンク流入水および流出水のT-Nをそれぞれ41.4mg/l、12mg（内、NOX-N10mg/l、K-N2mg/l、循環率1.9）とした。

（4）ディスポーザー導入時に硝化内生脱窒法を用いた場合（ケース4）

ケース3と同様の試算を行った。

（5）ケース2で最初沈殿池の代わりに高効率固液分離装置を用いた場合（ケース5）

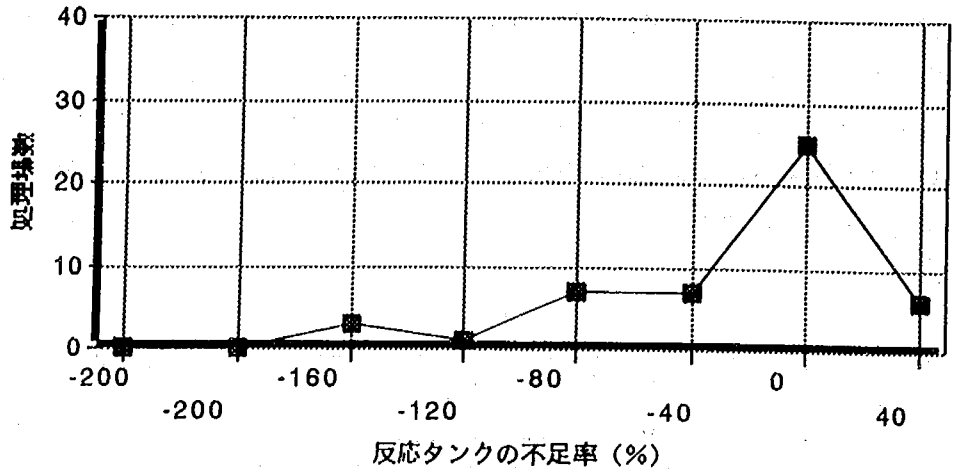
高効率固液分離装置のSSの除去率を70％、BODの除去率を35％と設定して、ケース2と同様の試算を行った。

（6）ケース3で最初沈殿池の代わりに高効率固液分離装置を用いた場合（ケース6）

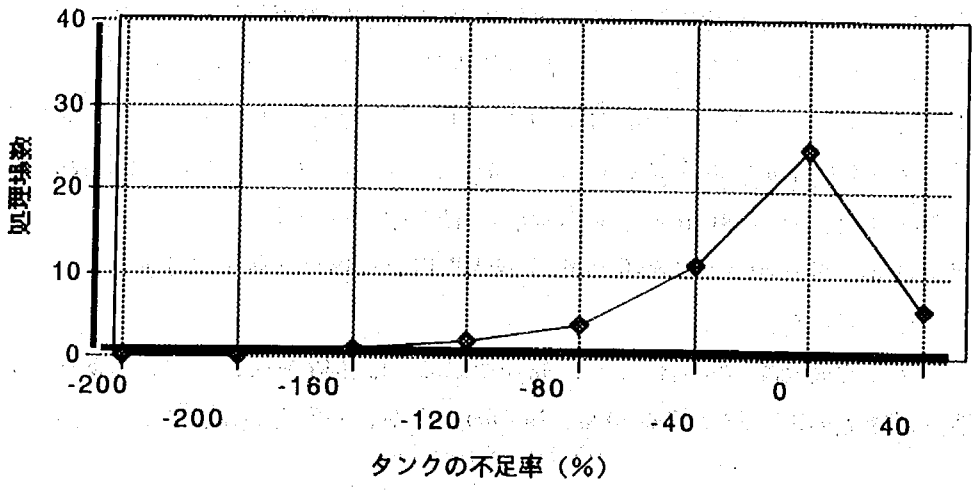
2．1．3　解析結果

図－3から図－8に、2．1．2の手順で試算した結果を、各ケースにおける、現在エアレーション時間に対する反応タンクHRTの不足時間分の百分率（－％）で表し、各階級範囲における頻度分布として示した。

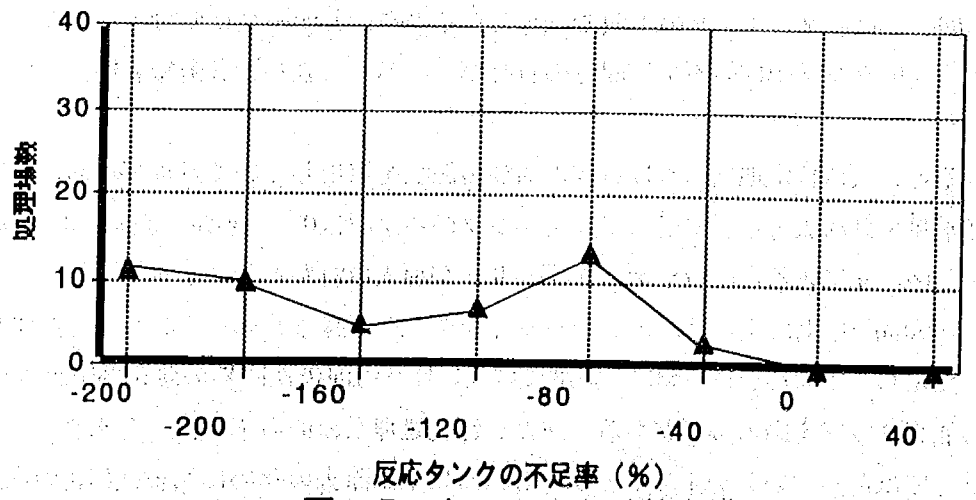
図－3をみると、人口稠密地域における標準活性汚泥法を採用している処理場においては、流入下水の計画処理水量・計画流入水質に対して反応タンクの不足率は0～＋40％の範囲にあるものがもっとも多く、また図－4によると、仮にディスポーザーが導入されたとしてもエアレーションタンクのMLSS濃度を2,000mg/l以上にすれば、エアレーションタンクの容量を大きくしなくても問題はないことがわかる。ただし、この場合にはMLSS濃度の増大に伴う汚泥の沈降性の悪化が予想されるので、最終沈殿池の能力アップを図る必要がある。また、汚泥処理系の能力不足による水処理への悪影響も考慮しなくてはならない。ディスポーザー導入時に窒素除去のために循環式硝化脱窒法を採用しようとすればすべての処理場でタンク容量が不足することになり、その場合、不足率は－40～－80％の範囲の箇所がもっとも多く、また、不足率が－200％以上になる箇所もでてくる（図－5）。
循環法の代わりに硝化内生脱窒法を採用する場合においては、循環法の場合よりもさらに不足率は大



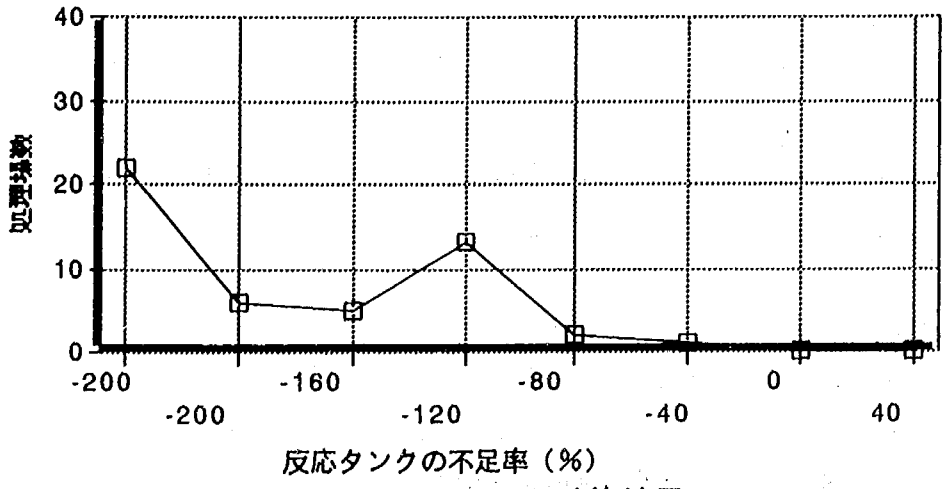
図－3　ケース1の試算結果
（現況）



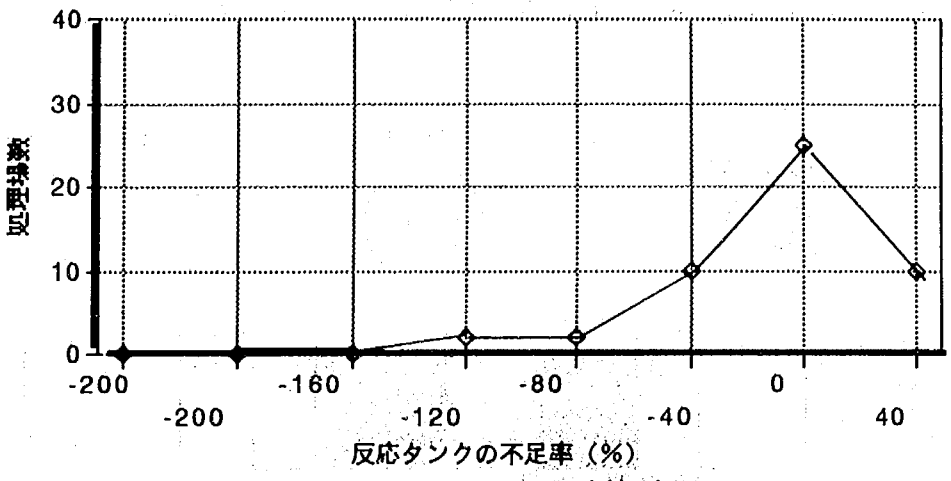
図－4　ケース2の試算結果
（ディスポーザー普及後、標準活性汚泥法）



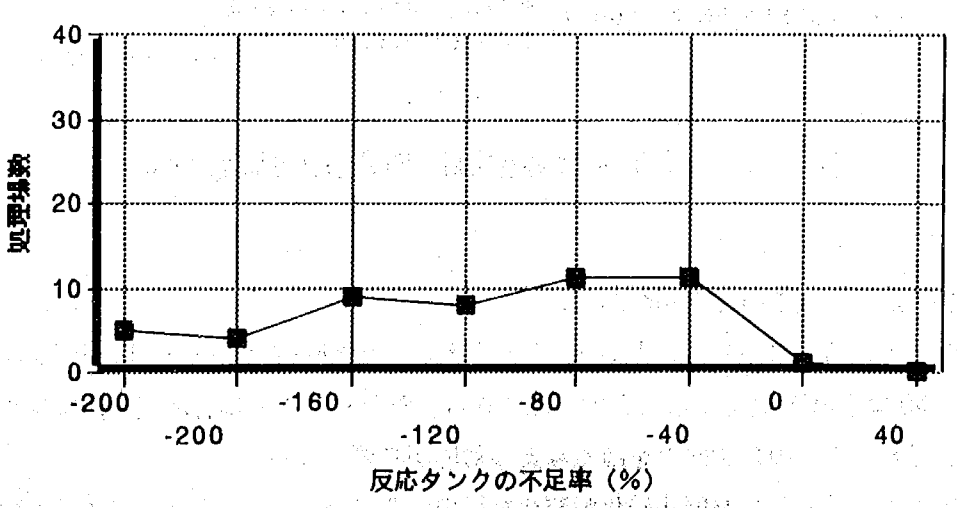
図－5　ケース3の試算結果
（ディスポーザー普及後、循環式硝化脱窒法）



図－6　ケース4の試算結果
（ディスポーザー普及後、硝化内生脱窒法）



図－7　ケース5の試算結果
（ディスポーザー普及後、循環法＋高効率固液分離装置）

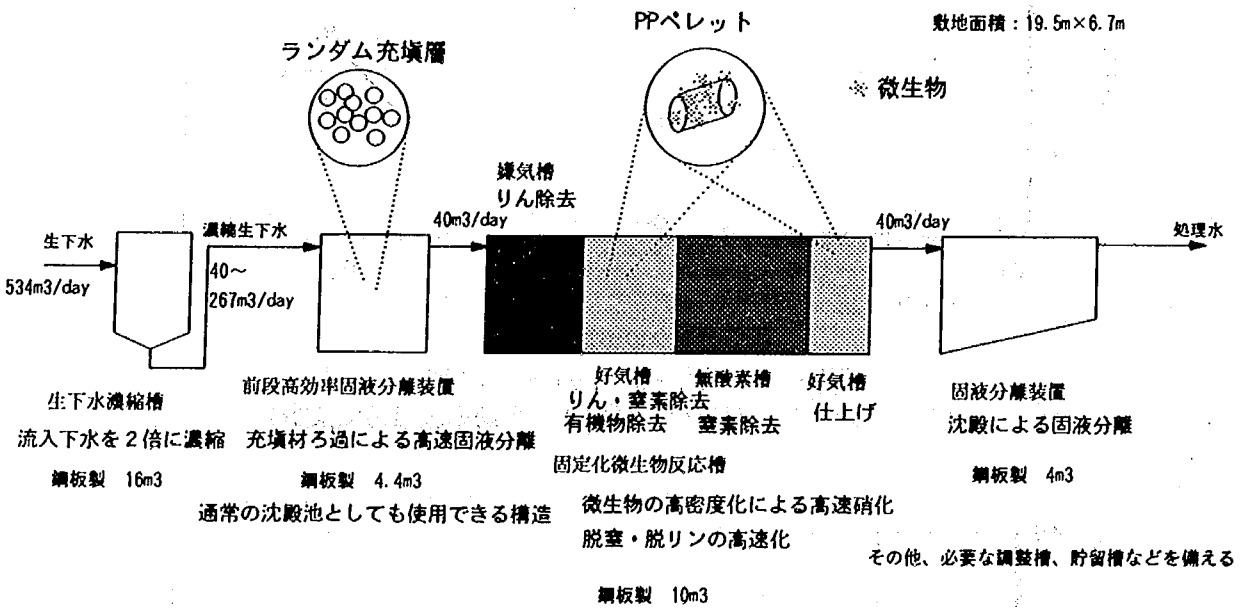


図－8　ケース6の試算結果
（ディスポーザー普及後、硝化内生脱窒法、高効率固液分離装置）

きくなり、−200%以上（現在の３倍以上の容量が必要）の箇所がもっとも多くなる（図−６）。
また、図−７、図−８に示すとおり、標準活性汚泥法や循環法を用いる場合、高効率固液分離装置を設置し、反応タンク前段の固液分離操作においてSSおよびSS由来のBODの除去率を高くすることにより、反応タンクの不足率が低くなり、循環法を用いる場合、人口稠密地域の処理場のうち−80%以上の不足率となる処理場の数が半数近くを占めるという結果を得た。

３．高負荷対応型高度処理パイロットプラント実験

ディスポーザー排水を含むような高濃度の下水を、標準活性汚泥法なみの時間での処理をするための実験を次年度以降行う予定であるが、本年度はその実験装置の製作を行った。本装置は通常下水を２倍に濃縮した後、処理装置に流入するようになっている。装置のフロー図を、図−９に示す。最初沈殿池は、簡単に充填材ろ過池に改造できる構造になっており、最初沈殿地として用いる場合には40 m³/dの処理能力を持ち、またろ過地として用いる場合には最大270m³/dまで処理できる。反応タンクは１０等分可能で最大３枚の仕切り板で４槽に分割可能である。ステップ流入もできるようになっている。



図−９　高負荷対応型高度処理実験施設フロー

４．まとめ

本年度の調査の結果、以下のことがわかった。

ディスポーザー導入時においても、水処理工程に限れば、BODの除去のみを目的とするならば反応タンクにおけるMLSS濃度を高くすることで対応できる。ただし、この場合汚泥の沈降性の悪化が予想されるため、最終沈殿池の機能向上を図るなどの対応が必要となる。

一方、窒素除去を目的として循環式硝化脱窒法を採用する場合、前段の固液分離におけるSS除去率を70%程度にした場合においても、現在のタンク容量では対応できない。一方、硝化タンクに微生物

固定化担体を投入し硝化に要する時間を短縮して、循環法における全反応タンク容量を２分の１以下にする技術がバイオフォーカスWT４）などですでに開発されており、微生物固定化技術を応用すれば人口稠密地域の処理場の内、半数以上は現状のタンク容量で対応できる可能性もある。

いずれにしても、ディスポーザー導入に対応した下水処理技術の開発に際しては、反応タンクのみならず前段あるいは後段における固液分離がカギとなるものと考えられる。

次年度以降は、通常下水の２倍の濃度の下水を用いてパイロット規模で次のような観点から調査を行う予定である。

・高濃度下水を処理するにあたっての、前段固液分離の後段生物処理に与える影響

・高濃度下水の窒素除去、あるいは窒素・りん同時除去を標準活性汚泥法なみの時間で達成するための微生物固定化担体を用いた下水処理技術の開発

参考文献

１）WPCF Manual of Practice No.8 "Sewage treatment plant design" (1959)

２）”平成３年度下水道統計”　（社）日本下水道協会、平成５年３月

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

４）”バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発報告書（下水道編）”建設省，平成３年２月

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
研究員　落　修一
研究員　松原　誠

1.　はじめに

下水道の普及、拡充に伴い発生する下水汚泥の量も年々増加し、その処理・処分費用の増大と処分地の確保難が下水道の維持管理にとって大きな課題となってきていることから、より一層の汚泥の処理の効率化と有効利用を目指した技術開発が望まれている。

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現在の汚泥処理において根幹を成す不可欠なものとなっており、ここの改善が汚泥処理系全体の改善につながるものである。

2.　研究目的

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。

3.　研究方法

下水処理場において水処理系から発生してくる汚泥は水分が９９％以上の概して希薄な液状汚泥であり、この液状汚泥から汚泥固形物を回収する、言い換えれば液状汚泥から水分を除去することが汚泥処理の基本である。本研究においては、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、そこでは液状汚泥の汚泥粒子近傍に存在する自由水の排除、分離を扱うことになる。

液状汚泥における汚泥粒子と自由水の分離には汚泥構成粒子の大きさと密度と強度が大きく関係していると想像されることから、本研究では、濃縮と脱水に作用している主要因子の解明をこれら３つの因子を中心に行い、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。

4. 研究結果

前年度の研究により、重力濃縮法の改善方法として、濃縮槽への供給汚泥に希釈操作を施す希釈濃縮法が有効であることが示唆されたことから、これを検証するために、濃縮現象を調べる汚泥沈降筒の規模を大きくした実験を行った。

4.1 実験方法

実験は、温度制御していない屋内において、内径２０ｃｍ、高さ１ｍ，２ｍ，３ｍ，４ｍのアクリル樹脂製沈降筒を用いて、表－１に示した余剰活性汚泥を供試汚泥とした希釈沈降・濃縮を行った。全ての実験では、ピケットフェンスは適用せず回分式により２４時間行い、その間の沈降・濃縮状況は、実験初期においては直接観察により、その後はタイマー作動による１時間間隔の写真撮影により測定した。また、実験に供した汚泥の希釈用水には、全ての実験を通してＢの供試汚泥が得られた下水処理場の高度処理・砂ろ過水を用いた。

表－１　供試汚泥とした余剰活性汚泥の背景等

供試汚泥	VSS / SS	水処理法	背　景	特　徴
A	0.78	ＯＤ法*	当所実験施設	高濃度活性汚泥法で実験中
B	0.76	標準活性汚泥法	一部合流式，流域**	
C	0.83	標準活性汚泥法	分流式，単独***	中程度の糸状性バルキング気味

＊　：　オキシデーションデッチ法（Ｂと同じ下水を処理）
＊＊：　流域下水道，　＊＊＊：　単独公共下水道

実験に係わる汚泥の分析方法は、基礎的な項目については下水試験方法（1984）により、比重はピクノメーターで、粒径分布は０．２５ｍｍ篩の通過液について LEEDS & NORTHRUP 社製マイクロトラック　7995-10 SRA 型により測定した。

4.2 実験結果

本実験では延べ６６ケースの実験を行い、その内の供試汚泥ＢとＣの希釈の程度が小さい６つケースにおいて浮上分離が生じたが、これらは実験全体を通した解析に支障となるものではなかった。

ここで、本実験での希釈操作の結果を希釈率として①式の通り定義し、以後の解析に適用する。

$$\text{希釈率}\ [-] = \frac{\text{供試汚泥量}\ [L^3]}{\text{供試汚泥量}\ [L^3] + \text{希釈水量}\ [L^3]} \quad \cdots\cdots ①$$

重力濃縮法は、濃縮槽への汚泥の投入直後に始まる汚泥の沈降濃縮過程と、沈降後の汚泥自信による圧密濃縮過程から説明される[1)]。良好な重力濃縮を行うためには、沈降過程を円滑なものにすると同時に、圧密過程の時間を十分に確保することにあると思われ、これら双方の現象を把握することが重要である。しかし、沈降過程と圧密過程は時間的に連続した一連の界面沈降現象の中にあり、これら双方の境界を明確に且つ容易に見分けることは困難である。

ここでは、双方を区分するために、土質試験法[2)]における圧密理論の説明を参考として、圧密開始当初においては圧密量が圧密時間：ｔの$t^{1/2}$に比例する現象が現れることに基づき沈降量曲線を作成し、これをもとに一般的な汚泥界面の時間的変化曲線と対比しながら双方の境界点を求

めた。

4.2.1　沈降過程

(1)　希釈操作と初期の汚泥沈降形態

汚泥の沈降過程は、沈降初期に見られる等速沈降過程と、等速沈降過程から圧密過程に入るまでの間に沈降速度が時間的に変化する遷移区間に分けられる。そして、従来より重力濃縮法における汚泥の沈降過程は界面沈降（沈降初期に形成される明瞭な汚泥表層の沈降）によるとされてきている。

筆者らは、重力濃縮法の効率はまず汚泥の沈降過程に左右されると考えており、中でも沈降過程における遷移区間の短縮、消滅化が重要と位置付けている。そして、この遷移区間の発現の程度は沈降過程初期における汚泥構成粒子群の沈降形態に左右されていることが分かっている。

本実験における沈降過程初期の沈降形態は、観察上、或いは汚泥界面の時間的な変化曲線から以下のように分類出来るものであった。

［分散等速沈降］　：　汚泥構成粒子群が個々に独立した沈降であり、汚泥界面は全く形成されず、等速沈降する形態

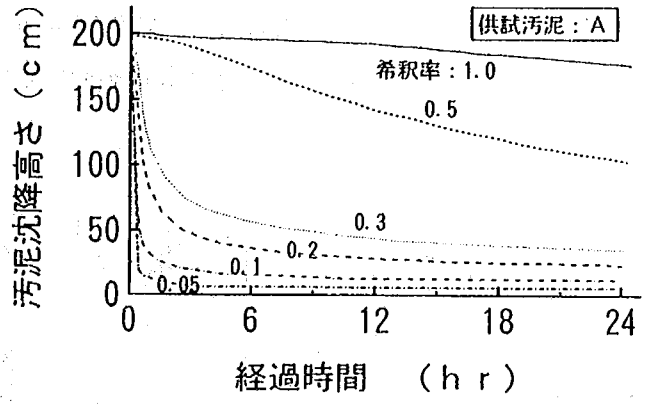
［疑似・分散等速沈降］　：　汚泥構成粒子群は個々に独立したような沈降を取ると同時に、不明瞭な汚泥界面を形成しながら等速沈降する形態

［界面等速沈降］　：　明瞭な汚泥界面を形成して等速沈降する形態

［界面不等速沈降］　：　明瞭な汚泥界面形成のもと、沈降速度が沈降当初から時間の経過とともに減衰する沈降形態

［界面・疑似・圧密沈降］　：　明瞭な汚泥界面沈降の形態に属するが、沈降速度は非常に遅く、汚泥界面の時間的な変化が圧密沈降に類似している沈降形態

これらの沈降形態の推移は、同一の供試汚泥に対して程度を変えた希釈操作を施すことにより容易に確認することができる。図－1は、Aの供試汚泥に希釈操作を施した汚泥沈降の時間的な変化図であり、希釈の程度が大きいほど遷移区間は減少しており、その消滅に近いものが分散沈降の形態から読み取れる。また、他2つの供試汚泥の無希釈のケースは界面不等速沈降や界面・疑似・圧密沈降に属するものであった。



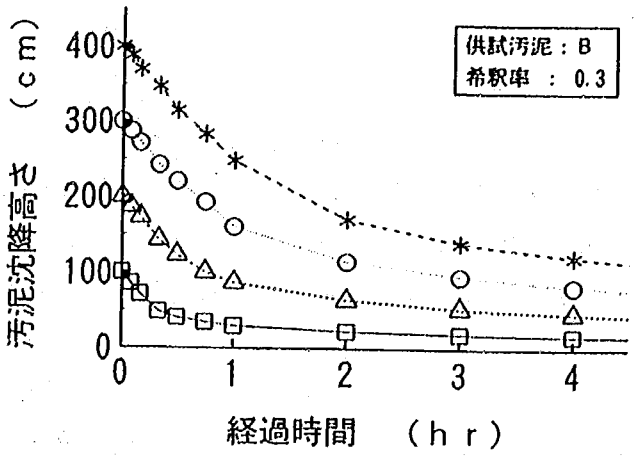
図－1　希釈操作と汚泥沈降曲線（例）

(2)　初期設定水深と初期沈降速度

本実験においては、同一希釈率のもとで初期の設定水深（沈降筒の高さ）を変えた実験を各供試汚泥について4種類の希釈率のもとで実施した。その結果、全てのケースにおいて同一試料のもとでの初期の沈降速度（試料投入直後に始まる汚泥沈降の沈降速度）は初期の設定水深に関係

無く、ほぼ一定の値を示した。

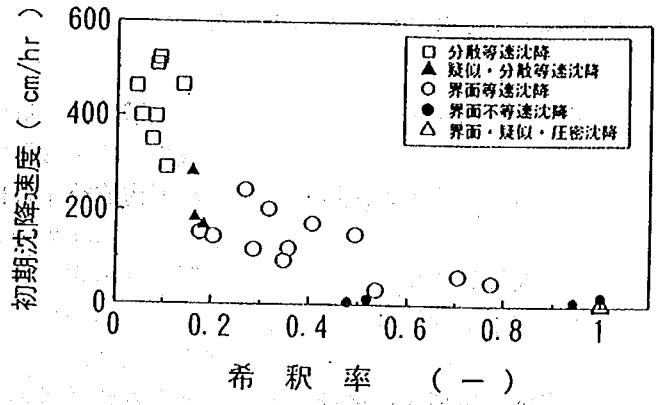
この現象の一例として、沈降初期における汚泥沈降の時間的な変化の例を図－２に示した。



図－２　初期設定水深の違いと汚泥沈降曲線（例）

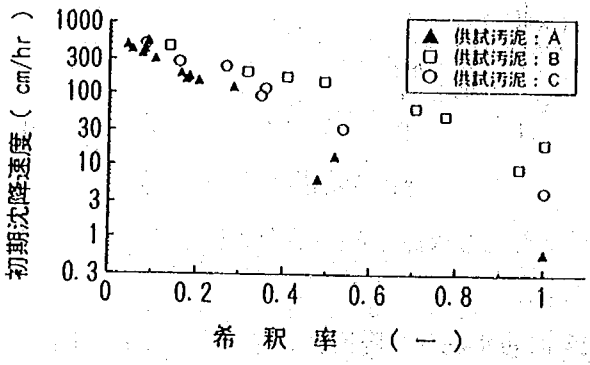
(3)　初期沈降形態と初期沈降速度

図－３は、沈降初期における沈降形態別の沈降速度を希釈率との関係で表したものでる。初期沈降速度は、供試汚泥に希釈操作を施すことにより改善され、希釈の度合いが大きいほど改善効果も顕著なものとなる。そして、分散沈降の形態を取る領域まで希釈操作を進めると、３ｍ／ｈｒ以上の初期沈降速度が得られるようになる。

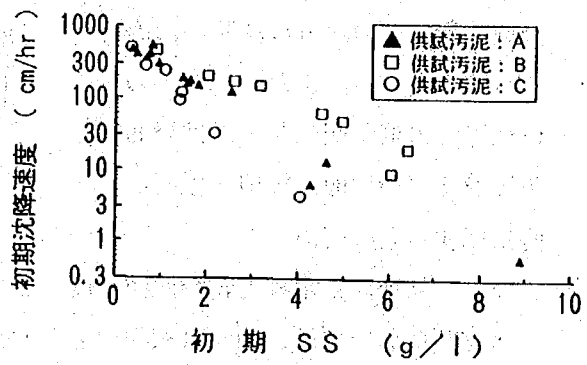


図－３　希釈率と初期沈降速度の関係（沈降形態別）

これらの現象を供試汚泥間で比較したのが図－４である。希釈操作による初期沈降速度の改善の度合いは供試汚泥の違いにより異なる。ここで、図－５は初期沈降速度を希釈操作に伴う沈降初期のＳＳ濃度との関係で表したものである。この結果は、希釈操作は、対象とする汚泥が沈降しづらい性状のものであるほど初期沈降速度の改善に対して大きな効果を発揮することを示している。



図－４　希釈率と初期沈降速度の関係（供試汚泥別）



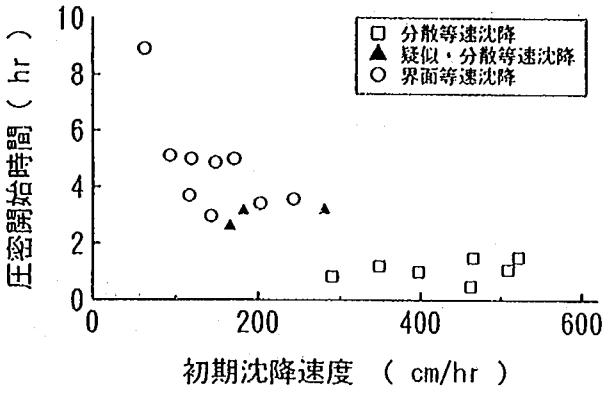
図－５　初期ＳＳ濃度と初期沈降速度の関係　（供試汚泥別）

4.2.2　圧密過程

(1)　初期沈降形態と圧密開始時間

沈降過程と圧密過程の境界点が圧密開始時間に相当する。これを前述の方法で求めた結果、界面不等速沈降と界面・疑似・圧密沈降の形態を取っていたケースでは、全てにおいて２４時間の実験期間内で圧密開始時間を特定することができなかった。

図－６は、初期の沈降形態別の初期沈降速度と圧密開始時間の関係を初期の設定水深が２ｍのケースについて表したものである。圧密開始時間は、その時間が短いほどその後の圧密時間を長く取れる効果があることを意味しており、図－６は、そのためには初期の沈降形態を分散沈降、或いはそれに近い沈降形態を取ることが重要であることを示している。また、初期の沈降速度が１ｍ／ｈｒ以下になると極端に圧密開始時間が遅れ、十分な圧密時間が確保できなくなることを示している。圧密開始時間は、当然のことながら初期の設定水深の影響を大きく受ける。そして、その影響の度合いは、初期の沈降速度が遅いほど大きなものとなる現象が確認された。



図－６　初期沈降速度と圧密開始時間の関係　　（沈降形態別）

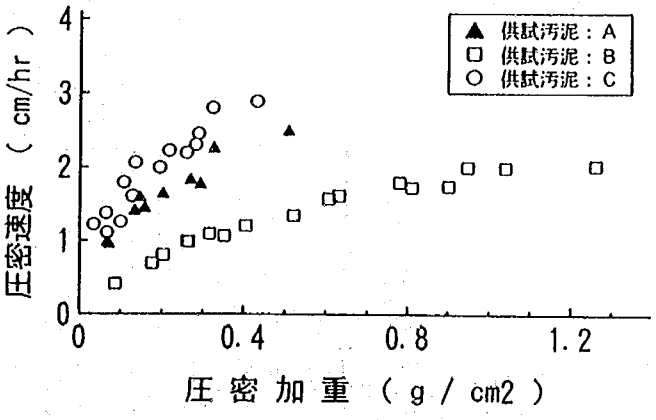
(2)　圧密開始時の圧密加重と圧密効果

圧密には加重が必要である。図－７は、圧密加重と圧密速度の関係を示したものである。ここで、圧密加重は圧密過程にある汚泥の自重に相当するものとして②式により定義し、圧密速度は圧密開始時点から１０時間の圧密時間の間に生じた汚泥相の平均的な圧縮量として求めたものである。

圧密加重[ML^{-2}]　＝　汚泥相内の平均ＳＳ濃度[ML^{-3}]　×　汚泥相高さ[Ｌ]　------　②

圧密は、圧密加重が大きいほど効果的に進むことが分かる。そして、その効果発現の度合いは、供試汚泥の違いにより異なり、前述した沈降しづらい汚泥（例えば、供試汚泥：Ｃ）であるほど大きく現れることを示している。

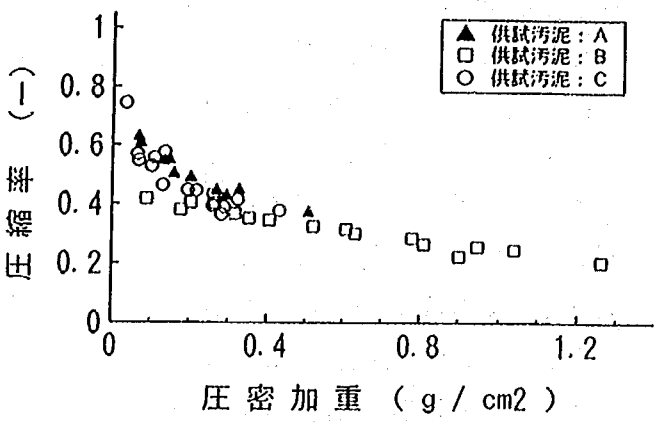
一方、圧密速度は、その増加量が圧密加重の増加にともない制限されて行く傾向となっている。これは、



図－７　圧密加重と圧密速度の関係　　（供試汚泥別）

圧密現象が圧密相内の水抜き現象であることから、圧密課程にある汚泥相の汚泥濃度は通水抵抗として、汚泥厚さ（高さ）は排水長さとして作用し、圧密加重の増加が逆に水抜き抵抗を増加せしめる現象となっていることが大きく影響しているものである。

図－８は、圧縮率を③式で定義し、それを圧密加重との関係であらわしたものであり、圧縮率の圧密加重の増加にともなう制限傾向が明確に読み取れる。この制限要因には前述の水抜き抵抗の他に汚泥構成粒子群の構造上の弾性抵抗も考えられるが、筆者らは現時点では水抜き抵抗の方が大きいと考えており、この抵抗の効果的な緩和策を見い出していかなければばらない。

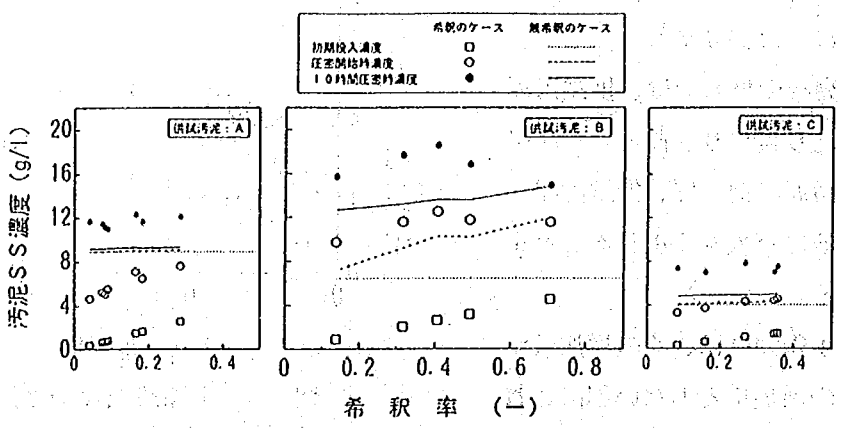


図－８　圧密加重と圧縮率の関係
（供試汚泥別）

$$\text{圧縮率}[-] = \frac{\text{圧密開始１０時間後の汚泥相高さ}[L]}{\text{圧密開始時の汚泥相高さ}[L]} \quad \text{----------} \quad ③$$

(3)　希釈操作による汚泥濃縮改善効果

本実験おける希釈操作と汚泥の濃縮改善の関係は、図－９に示す通りとなった。ここで、図に示されている値は、無希釈（希釈率：1.0 ）の実験ケースを除いて全てが１０時間の圧密時間が確保できていたものである。また、無希釈の実験ケースにおける値は他の希釈したケースとの実験開始後における時間的な整合が取られている。そして、図－９は、無希釈のケースの実験を２ｍの沈降筒で行ったことから、それと対比するために、全てが２ｍの実験ケースの結果となっている。いずれの供試汚泥においても、希釈操作が濃縮汚泥濃度の改善に寄与していたことが明確に読み取れる。そして、寄与の程度は供試汚泥の違いにより異なり、供試汚泥によっては圧密開（沈降終了）時点で無希釈で行った場合の汚泥濃度近くまで達しているものもある。



図－９　希釈操作による濃縮汚泥濃度の改善結果

4.2.3　供試汚泥の比重と粒径分布

重力濃縮法の解明を深めるためには、下水汚泥を構成している粒子群の比重や粒径、構造等を把握しなければならない。しかし、これらを厳密に測定する手法は見い出されていない。

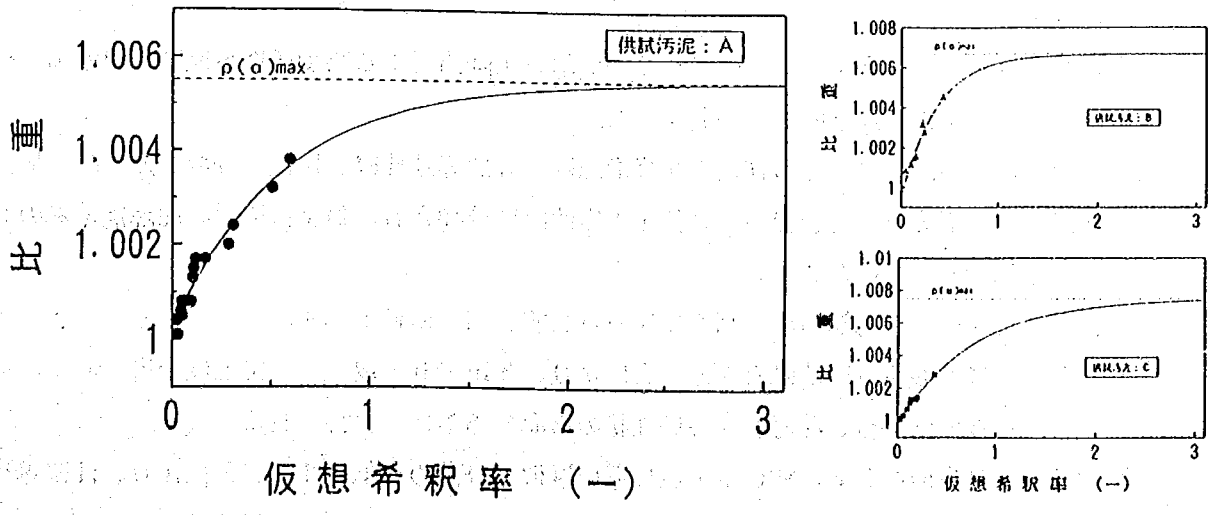
汚泥構成粒子群の真の比重を考えるとき、その比重が測定上得られる試料の条件は、粒子群の周囲に水が存在しない状態、つまり完全な無希釈の状態の試料である。しかし、そのような試料を得ることは不可能に近い。ところが、我々が測定できる液状の汚泥試料は、この完全無希釈状態の試料に水を混入させて行ったときの、その比重の一連の変化の中に有るとすることができ、我々が測定可能な試料状態から逆に完全無希釈状態の試料を追求できると考えた。そして、液状汚泥の比重の変化は希釈操作（水分混入）によるものであるとし、仮想の希釈率を定義することにより④式で表せると仮定した。

$$\rho_{(\alpha)} = \rho_{(\alpha)max}\{1 - e^{-(K\cdot\alpha+A)}\} \qquad \text{④}$$

ここで、　α　：　仮想希釈率（液状汚泥試料のＳＳ濃度／仮想最大濃縮汚泥ＳＳ濃度）
　　$\rho_{(\alpha)}$　：　仮想希釈率がαのときの液状汚泥試料の比重
　　$\rho_{(\alpha)max}$　：　液状汚泥試料の最大比重
　　K，A　：　定数

ここでは、④式における仮想希釈率：αを、本実験から得られた最大濃縮汚泥ＳＳ濃度を仮想最大濃縮汚泥ＳＳ濃度として用い、重回帰分析を試みた。その結果を図－１０及び表－２に示した。

ここで、$\rho_{(\alpha)max}$が汚泥構成粒子群の真の比重を意味する。また、この値が得られる仮想希釈率値：αに相当する汚泥ＳＳ濃度が、液状汚泥から水分を排除するだけで得られる汚泥濃度を意味しており、この汚泥濃度を重力濃縮法で達成できるようにすることが本研究の当面の目標である。



図－１０　仮想希釈率と比重の関係

表－2　比重の解析結果

供試汚泥	仮想最大濃縮汚泥 SS濃度（g/l）	$\rho_{(\alpha)max}$	K*	A*	(R^2)	10.99($\rho_{(\alpha)max}$-1)の値**に対応する仮想希釈率（α）	左項のα値に相当する汚泥SS濃度（g/l）
A	15.0	1.0055	0.768	2.279	(0.962)	2.58	38.7
B	21.5	1.0067	1.206	2.151	(0.959)	1.69	36.3
C	11.0	1.0075	0.571	2.116	(0.973)	3.53	38.8

＊　：　常用対数による分析から得られた定数。
＊＊：　αと$\rho_{(\alpha)}$の関係が、$\rho_{(\alpha)}$が1以上の汚泥関与分が主体であることから、それ以上の部分の９９％値を意味する値。

④式に基づいた解析より得られた比重と、本実験で測定した汚泥の粒径分布の中央値（供試汚泥；A：45_57, B：56_79, C：83_90 μm）をもとに、単粒子の沈降速度を表すストークスの式、⑤式により沈降速度を求めた。その結果、 0.03 _ 0.12　m／hrと非常に遅く、本実験の分散沈降形態で得られた速度とは懸け離れたものであった。そこで、逆に分散沈降形態での速度と先に求めた比重：$\rho_{(\alpha)max}$を⑤式に適用して粒径を求めた結果、 450 _ 650　μmの値が得られた。この値は、実験上観察された分散沈降状態にあった粒子群の大きさと同程度と推測されたことから、④式より求めた比重：$\rho_{(\alpha)max}$は真値に近いものを表していると思われる。一方、本実験に適用した粒径分布の測定法は強攪拌分散状態下での測定法となっていることから、汚泥フロックが破壊されて自由落下状態に有る汚泥フロックとは相当に異なっていたと考えてよい。

$$V = \frac{1}{18} \cdot \frac{(\rho_s - \rho_w)\, g}{\rho_w \cdot \nu_w} d^2 \qquad \text{⑤}$$

ここで、
- V　：　粒子の沈降速度（cm/sec）
- ρ_s　：　粒子の密度（g/cm³）
- ρ_w　：　水の密度（g/cm³）
- g　：　重力加速度（980 cm/sec²）
- ν_w　：　水の動粘性係数（cm²/sec）
- d　：　粒子径（cm）

4.3　実験のまとめ

内径２００mm，高さ１～４mのアクリル樹脂製沈降筒による余剰活性汚泥の希釈濃縮実験を回分式で行った結果、以下のことが分かった。

(1) 希釈の度合いにより汚泥の初期の沈降形態は、分散等速沈降、疑似・分散等速沈降、界面等速沈降、界面不等速沈降、界面・疑似・圧密沈降に分類され、無希釈汚泥の沈降は後者の２つの沈降形態を取っていた。

(2) 初期沈降速度は、初期の沈降高さに左右されず、同一の値を示す。

(3) 初期の沈降形態を分散沈降とすることにより、３m／hr以上の沈降速度が得られる。そして、希釈操作の効果は、沈降しずらい性状の汚泥であるほど発揮される。

(4) 初期の沈降形態を分散、或いはそれに近い疑似・分散の状態にすることにより、沈降過程における沈降速度の遷移区間の消滅、減少が図れ、十分な圧密時間を確保することができる。また、２４時間の濃縮時間内で有効な圧密時間を確保するためには初期沈降速度が１m／hr以

上必要と思われた。

(5) 圧密過程においては、圧密加重を得るために十分な汚泥相高さを確保しなければならない。

(6) 希釈操作による初期の沈降形態の改良は、無希釈法（従来法）で得られる濃縮汚泥濃度を十分に改善することができる。

(7) 希釈率を変えた液状汚泥試料の比重の測定結果から汚泥そのものの比重を予測・解析した結果、本実験に用いた供試汚泥（余剰活性汚泥）の比重として 1.0055 , 1.0067 , 1.0075 が得られた。

5. 今後の問題点

重力濃縮法における希釈濃縮法の現象、及びその効果発現の条件が把握できたことにより、今後は圧密過程における水分排除抵抗の緩和策を圧密加重との関係から見い出して行かなければならない。また、汚泥の比重や粒径は重力濃縮法は元より凝集作用を解明するためにも重要且つ基本的な物性値であり、早急にこの測定法を確率する必要がある。

最後に、本研究で行った実験は、長岡技術科学大学の学生、関口勇地君の協力を得て実施されたものである。実験からは貴重なデータを得ることができ、また新たな展開の可能性も開けてきた。ここに、同君に対して感謝の意を表します。

【参考文献】

1) 「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，p49_54，1993.10

2) 「土質試験法（第２回改訂版）」，土質工学会編，土質工学会，p372_386

５．水環境の効果的な保全手法に関する研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　高島英二郎

１．研究の目的

国民の河川、湖沼等に対する水質保全意識が向上している中、下水道等の水質保全施設においても、その早期整備の実現とともに処理機能の信頼性の向上が求められている。水質保全施設の信頼性を評価するためには、処理水質の時間的な変動を把握する必要がある。水質保全施設には、その中心をなす下水道の他に農業集落排水処理施設、地域し尿処理施設（コミニティ・プラント）等がある。これらの施設について幅広く調査を行うことにより、水質保全施設の効果及び信頼性を評価するとともに、その手法を明確にすることにより、河川等の水質保全効果の向上に資することを目的とする。

２．調査方法等

２．１　調査方法

下水道以外の水質保全施設については調査データが不足しているため、これらの施設について流入水、処理水の通日調査を各施設について数回ずつ行った。流入水及び塩素消毒前の処理水を、ほぼ２時間間隔に採水・分析した。ただし、早朝等の流量がほとんどない時間帯があったため、２時間間隔としない時間帯を設けた場合もあるが、１日当たり12サンプルはとるようにした。

３・４年度は４箇所の農業集落排水処理施設（以下、農集排と記す）と１箇所の地域し尿処理施設（以下、コミプラと記す）の調査を、Ａ農集排について５回、Ｂ農集排について２回、Ｃ・Ｄ農集排について３回ずつ、Ｅコミプラについて２回行った。５年度は、Ｃ・Ｄ農集排についてさらに１回ずつと新たにＦ農集排について２回、Ｇ・Ｈコミプラについて３回ずつ調査を行った。

２．２　調査実施施設の概要

５年度に調査を実施したＣ・Ｄ・Ｆ農集排とＧ・Ｈコミプラの概要を表－１に示す。

Ｃ・Ｄ農集排の流入水量は計画値を越えているが、接触曝気槽のＢＯＤ容積負荷と最終沈殿池の水面積負荷については、設計値である0.30kg/m³・日以下、20m³/m²・日以下をほぼ満たしている。計画人口１人当たり建設費は、新しい施設であるＦ農集排ではやや高く81万円であった。調査対象とした農集排とコミプラは、汚泥処理については濃縮貯留槽の他は保有していない。建設費を見る際にはこの点に注意すべきであるとともに、農集排、コミプラ等については汚泥がし尿処理場等に搬出されるため、汚濁負荷量の排出先が他の場所にも存在していることになる。

Ｇ・Ｈコミプラは民間の宅地開発に伴って作られた処理施設を市が引き取ったものであり、比較的古い施設である。

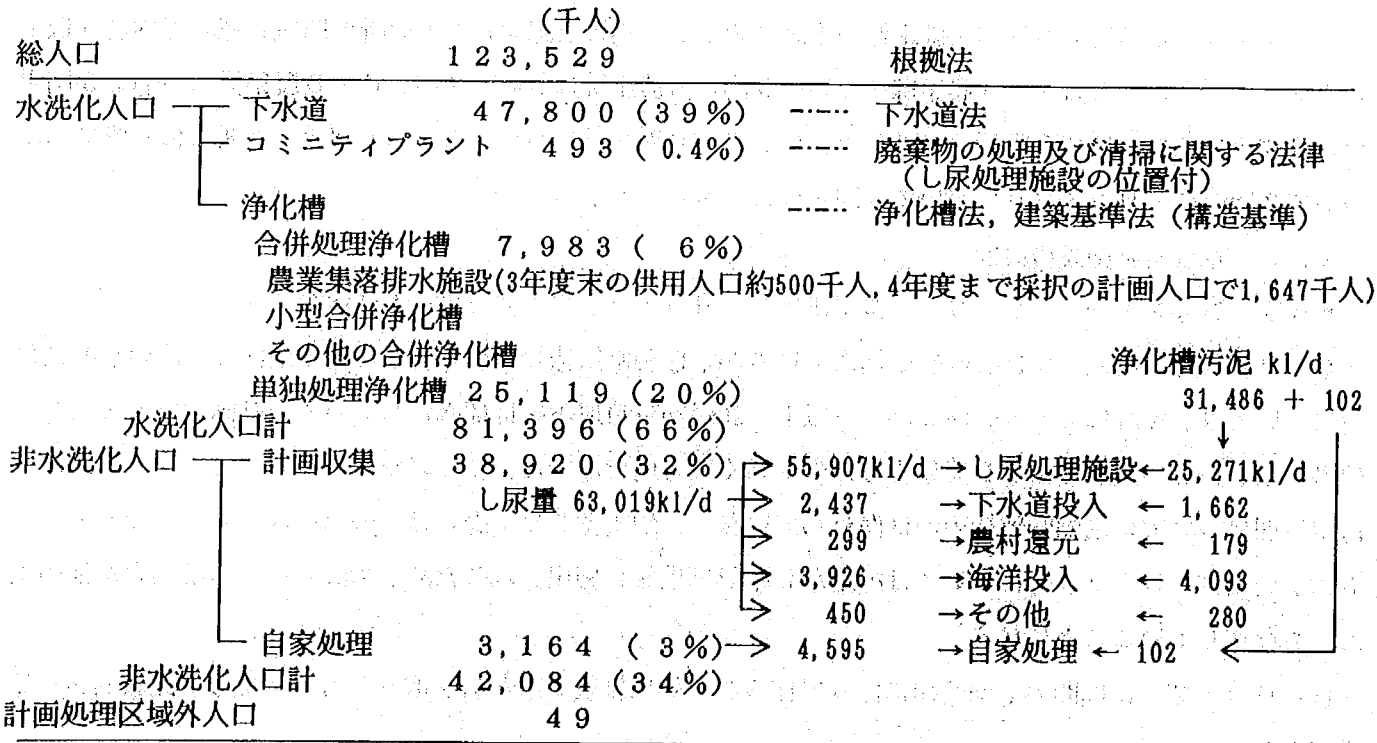
２．３　各種水質保全施設の位置付けの整理

各種水質保全施設の位置付けを概観するために、厚生省等の資料により全国におけるし尿処理の状況を整理したものを図－１に示す。これから、し尿と生活雑排水の両方を処理する施設としては、大きく下水道、コミプラ、合併処理浄化槽に分けられ、農集排は合併処理浄化槽の中に位置すること、現状ではコミプラ及び農集排の水洗化人口は下水道に比べて小さいこと、浄化槽の大半は単独浄化槽であること等が分かる。ま

表－１　調査実施施設の概要

	C農集排	D農集排	F農集排	Gコミプラ	Hコミプラ
採択年度	昭和５５	昭和６１	昭和６３		
着工年月	昭和６１．１０	昭和６２．１０	平成元．１１		
供用開始年月	昭和６３．４	平成元．１０	平成３．１１	昭和４５．１０	昭和５０．４
処理方式	JARUS I 型 接触曝気法	JARUS III 型 嫌気ろ床併用 接触曝気（２段階）法	JARUS V 型 嫌気ろ床併用 接触曝気法	長時間曝気法	長時間曝気法
計画人口	２３０人	９９０人	４２０人	４０００人	１２００人
処理人口	２２３人	９５８人	３７５人	２１７５人	８３８人
計画水量（日平均）	６２m3／d	２６８m3／d	１１４m3／d	８００m3／d	４５６m3／d
処理水量	６９m3／d	２７７m3／d	９１m3／d	４６３m3／d	２２３m3／d
曝気槽 滞留時間	１６．５時間	9.3＋4.2時間	１２．１時間	３３．４時間	４９．１時間
曝気槽 BOD容積負荷	０．２３	０．３９	０．２９	０．１２	０．０９
終沈水面積負荷	１２．０	１４．４	１０．１	１１．０	５．３
管路延長	１．２km	７．１km	４．４km		
総事業費	１２９百万円	５２７百万円	３４１百万円		
計画人口１人当り	５６万円	５３万円	８１万円		
汚泥引き抜き頻度	半年に１回	半年に１回		週２回	
汚泥搬出先	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場
維持管理体制	利用者で作る管理組合から民間委託			民間委託	民間委託
保守点検頻度	２週間に１回	１週間に１回	２週間に１回	毎日（非常駐）	毎日（非常駐）

1)処理水量、滞留時間、BOD容積負荷(kg/m³·d)、水面積負荷(m³/m²·d)は調査日の流入水量・負荷量による。
2)BOD容積負荷は曝気槽流入負荷でなく処理場流入負荷で計算したため、高めの値になっている。
3)BOD容積負荷は、D農集排は最初の１段階のみの値である。



図－１　全国におけるし尿処理の状況（平成２年度実績）及び各施設の根拠法

た、浄化槽汚泥の大部分はし尿処理施設で処理されており、し尿処理施設がなければ処理が完結しないこと、現在ではし尿処理施設の処理量のかなりの割合を浄化槽汚泥が占めていることが分かる。

3．調査結果及び解析

3．1　各施設の流入・処理水質特性

5年度に調査を行った施設について流入・処理水質の特性をまとめたものを表－2に示す。C・D農集排については4年度にとったデータも含んでいる。4年度報告書に述べたように、水質データは流入水質、処理水質ともに対数正規分布で近似できる傾向がある。5年度にとられた水質データについてもその傾向は認められた。対数正規分布の場合、測定値xの対数yの平均$\overline{y}$と標準偏差Syを用いて各%値を計算できるなど、分布の特性を表現することができるため、その値についても表－2に示した。

3．2　処理施設の信頼性評価の一手法について

信頼性とは、文献[1]によると「与えられた空間的、時間的条件のもとで、機器、部品、システム等がそれに期待されている機能を故障なしに実現する確からしさ」とある。汚水処理施設の信頼性とは、ある求められる処理水質を満足する確率とここでは考えることとする。4年度の「下水処理水の水質変動に関する研究」報告書において、データが対数正規分布に従う場合、α%値≦β（95%値≦20など）を満たす$\overline{y}$とSyの組み合わせの範囲を表すことができることを示した。同じく対数正規分布に従うことが分かっているデータについて、その$\overline{y}$とSyのみから、ある設定値以内であることを満足する確率を求めることもできる。例えば、ある処理水質データの$\overline{y}$＝0.97、Sy＝0.16のとき、処理水質が15以下であることを満足する確率は、log15＝0.97＋0.16Zから、Z＝1.3となり、このZに相当する非超過確率として、標準正規分布表から90%を読みと

表－2　各処理施設における各項目の水質特性

		BOD (ATU)			COD		SS		T－N		O－N		NH4-N		T－P	
		流入	処理	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理	流入	処理
C農集排	測定値の平均	151	11.8		86.5	13.2	100	13.2	22.6	11.2	7.9	1.2	13.7	0.33	2.60	1.86
	標準偏差Sx	77.7	3.7		39.4	2.9	96.3	6.6	6.0	3.8	3.2	0.25	5.3	0.27	0.88	0.30
	変動係数	0.51	0.31		0.46	0.22	0.96	0.50	0.27	0.34	0.41	0.21	0.39	0.82	0.34	0.16
n＝48	対数値の平均	2.13	1.05		1.90	1.11	1.87	1.07	1.34	1.02	0.86	0.073	1.10	-0.58	0.39	0.26
	標準偏差Sy	0.20	0.14		0.18	0.09	0.32	0.20	0.13	0.18	0.17	0.089	0.19	0.31	0.15	0.08
D農集排	測定値の平均	153	25.4		85.1	17.6	67.3	3.6	23.6	21.4	7.8	1.6	15.7	16.5	2.78	2.36
	標準偏差Sx	56.1	8.3		28.7	3.6	40.8	2.3	6.7	2.5	2.6	0.33	6.2	2.4	0.71	0.34
	変動係数	0.37	0.33		0.34	0.20	0.61	0.64	0.28	0.12	0.33	0.21	0.39	0.15	0.26	0.14
n＝48	対数値の平均	2.16	1.37		1.91	1.24	1.74	0.49	1.36	1.33	0.87	0.20	1.16	1.21	0.43	0.37
	標準偏差Sy	0.17	0.20		0.14	0.09	0.30	0.26	0.12	0.05	0.14	0.09	0.17	0.07	0.11	0.06
F農集排	測定値の平均	139	18.4	7.1	84.7	14.9	91.8	3.9	24.9	22.3	8.0	1.5	16.8	9.0	3.14	2.25
	標準偏差Sx	43.7	10.2	1.9	23.8	2.8	53.9	2.2	6.2	2.0	2.0	0.23	5.2	7.1	0.78	0.11
	変動係数	0.31	0.55	0.27	0.28	0.19	0.59	0.56	0.25	0.09	0.25	0.15	0.31	0.79	0.25	0.05
n＝23	対数値の平均	2.12	1.20	0.83	1.91	1.17	1.91	0.51	1.38	1.35	0.89	0.16	1.21	0.75	0.48	0.35
	標準偏差Sy	0.12	0.24	0.15	0.13	0.08	0.21	0.27	0.11	0.03	0.12	0.07	0.13	0.47	0.11	0.02
Gコミプラ	測定値の平均	165	11.2	6.8	84.0	11.9	97.0	15.2	25.5	13.0	7.3	1.0	17.8	0.81	3.47	2.68
	標準偏差Sx	62.1	8.6	6.6	25.1	6.2	41.9	20.1	9.4	6.0	2.4	0.45	8.2	0.84	1.92	0.47
	変動係数	0.38	0.77	0.97	0.30	0.52	0.43	1.32	0.37	0.46	0.33	0.45	0.46	1.04	0.55	0.18
n＝36	対数値の平均	2.19	0.95	0.69	1.91	1.04	1.95	0.93	1.38	1.05	0.84	-0.01	1.21	-0.49	0.49	0.42
	標準偏差Sy	0.18	0.30	0.32	0.12	0.16	0.19	0.45	0.15	0.26	0.14	0.16	0.19	0.70	0.19	0.08
Hコミプラ	測定値の平均	160	3.6	2.1	88.3	7.6	77.8	5.1	28.3	26.4	8.2	0.68	19.1	0.078	4.17	2.70
	標準偏差Sx	64.2	1.6	1.1	29.9	0.95	43.3	1.8	9.8	4.0	3.9	0.06	8.5	0.076	2.18	0.53
	変動係数	0.40	0.44	0.52	0.34	0.13	0.56	0.35	0.35	0.15	0.48	0.09	0.45	0.97	0.52	0.20
n＝36	対数値の平均	2.17	0.50	0.26	1.92	0.88	1.83	0.68	1.43	1.42	0.88	-0.17	1.24	-1.21	0.59	0.42
	標準偏差Sy	0.19	0.22	0.25	0.14	0.06	0.23	0.16	0.14	0.07	0.17	0.04	0.19	0.27	0.16	0.08

水質の単位：mg／l，nはデータ数

ることができる。ちなみに、このデータについて、値が15のときのトーマス法による非超過確率の読みとりは92%であった。水質データは対数正規分布で近似できる場合が多いが、厳密に従っているわけではない。また、近似できない場合もあると考えられるが、水質が対数正規分布に従うとするモデルは簡便に信頼性を求める方法として有効であると思われる。

3．3　汚濁負荷量の除去効果、原単位等

3～5年度の調査結果から、1日当たりの施設への流入汚濁負荷量と処理水の汚濁負荷量を処理人口1人当たりの原単位にして表した結果を表－3に示す。施設への下水の流入経路としては、粗目スクリーン→曝気沈砂池→破砕機→原水ポンプ槽→水処理施設などであったが、各施設ともこれらの全てがあるわけではなく、また採水可能な位置が施設によって異なったため、表中に流入水の採水位置も記した。流入水質及び流入水量の変動パターンについては採水位置によってやや異なると思われる。流入水量についてはA～F農集排とEコミプラについては装備されていた積算式流量計によったが、D農集排については流量計が故障していたため、同箇所の調査日以前の記録値を参考に推定した。G・Fコミプラについては流量計が装備されておらず、消毒槽付近に設置されていた三角ぜきで約2時間おきの採水時に水深を測定することにより処理水量を求めたが、せきの水位は時間的に頻繁に変動していたようなので、求めた水量はやや精度が落ちると思われる。また、B農集排の2回目の調査時はかなり降雨があったため、流入水量が大きなものとなった。

BOD、COD、SSの除去率については概ね良好なものとなっていたが、これらの施設は窒素・りんの除去を目的としていないため、T－N及びT－Pについては除去率が低い結果であった。特にT－Nについては除去率がマイナスになっているものがいくつか見られるが、これは処理施設に蓄積した汚泥から窒素が溶出していたためと考えられる。

流入負荷量の調査結果から、平均で、1人1日当たりの汚水量は290L/人・日、汚濁負荷量原単位(g/人・日)は、BOD46、COD26、SS26、T－N7.2、T－P0.9であった。流総指針[2]に参考値として記載されている値はBOD57、COD28、SS43、T－N12、T－P1.2であり、今回の調査結果の平均は流総指針の参考値より全ての項目で低い値となったが、流総指針の参考値を越えているデータもT－N以外はいくつかある。調査日はほとんどが晴天日であったため、管渠内での汚濁物の堆積により処理施設の流入負荷量が汚濁源からの排出量より小さめになっていた可能性もある。

3．4　汚濁負荷量の日間変動

処理水放流後の河川の水質C_Rは、完全混合として、　$C_R=(Q_0C_0+L_E)/(Q_0+Q_E)$

Q_0：放流水合流前の河川流量、C_0：放流水合流前の河川水質、

Q_E：放流水の流量、L_E：放流負荷量（$L_E=Q_EC_E$，C_E：放流水質）

で表され、Q_0及びC_0の変動がゆるやかであるとすれば、河川水質の短期的な変動たとえば日間変動は放流負荷量の日間変動に大きく影響される。放流負荷量の変動が河川水質の変動に与える影響の大きさは、Q_0C_0とL_Eの大きさの関係に左右され、Q_0C_0に比べてL_Eが大きければ、放流負荷量の変動が河川水質の変動に大きく影響することになる。

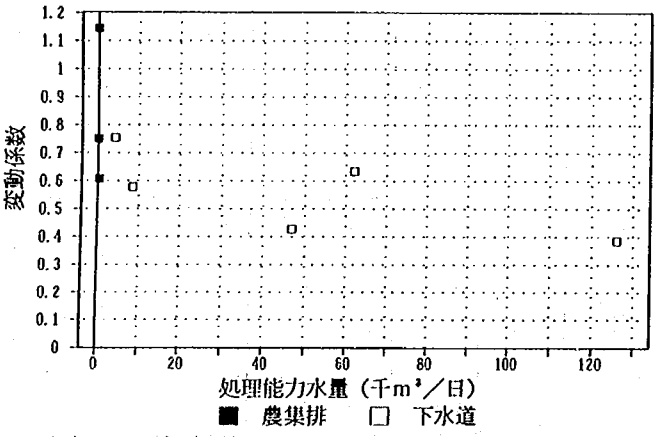
このため、1日における負荷量の変動特性についても解析を行い、A・C・D農集排と「下水処理水の水質変動に関する研究」で通日データの解析を行った5箇所の下水道について、流入負荷量をkg/2hrとして表

表－3　各処理施設における流入・処理水の１人・１日当たり汚濁負荷量

箇所名，処理人口 流入水採水位置	調査 年月	流入水量 l/人・日	流入負荷量（g／人・日） BOD	COD	SS	TN	TP	処理水負荷量（g／人・日） BOD	COD	SS	TN	TP	除去率（%） BOD	COD	SS	TN	TP
A農集排	H3/7	335	44.1	29.9	21.8	6.4	0.67	3.0	6.3	3.1	7.6	0.73	93	79	86	-19	-9
２３６人(H3.5)	H3/10	339	47.1	25.4	18.7	11.7	1.26	2.3	5.3	2.8	6.9	0.50	95	79	85	41	60
破砕機後，	H4/1	328	71.3	58.8	30.9	10.7	1.17	3.9	5.6	4.4	8.0	0.84	95	90	86	25	28
原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽前	H4/8	348	58.5	28.0	12.9	6.8	0.76	4.5	5.0	2.6	7.7	0.61	92	82	80	-13	20
（曝気沈砂池はない）	H4/10	363	42.5	27.0	17.7	6.0	0.78	3.7	5.4	1.1	9.1	0.66	91	80	94	-52	15
	平均	343	52.7	33.8	20.4	8.3	0.93	3.5	5.5	2.8	7.9	0.67	93	84	86	6	28
B農集排	H3/6	320	62.2	31.2	45.4	6.1	0.71	5.0	5.1	1.5	5.5	0.52	92	84	97	10	27
５３７人(H3.4)	H3/9	637	30.1	23.6	43.9	8.2	0.72	6.3	8.3	3.9	8.7	0.66	79	65	91	-6	8
分水槽(原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽後)	(H3/9は大雨)																
C農集排	H4/9	336	46.6	23.7	28.2	6.0	0.68	4.2	3.4	3.3	3.7	0.45	91	86	88	38	34
２１２人(H4.4)	H4/11	322	37.1	19.7	18.8	6.4	0.86	2.6	3.7	2.9	4.4	0.65	93	81	85	31	24
２２３人(H5.4)	H4/12	323	62.3	38.3	55.0	8.7	0.96	4.1	4.8	3.8	1.7	0.66	93	87	93	80	31
沈殿分離槽流入部	H5/4	305	53.7	31.0	36.7	6.9	0.80	4.0	4.9	5.7	4.5	0.63	93	84	84	35	21
（曝気沈砂池，	平均	322	49.9	28.2	34.7	7.0	0.83	3.7	4.2	3.9	3.6	0.60	93	85	89	49	28
原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽はない）																	
D農集排	H4/9	(322)	43.7	21.9	18.5	6.6	0.70	9.1	4.8	0.84	6.8	0.63	79	78	95	-3	10
９４５人(H4.5)	H4/11	(293)	42.0	22.8	16.3	7.5	0.93	10.1	4.5	1.7	6.8	0.74	76	80	90	9	20
９５８人(H5.5)	H4/12	(266)	47.9	31.3	22.1	6.4	0.82	4.5	6.0	0.75	6.2	0.73	91	81	97	3	11
曝気沈砂池後、	H5/9	(291)	45.1	24.7	31.3	6.5	0.84	6.5	5.1	0.63	5.1	0.63	86	79	98	22	25
原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽前	平均	推定値	44.7	25.2	22.1	6.7	0.82	7.5	5.1	0.98	6.2	0.68	83	80	96	8	17
F農集排 ３７５人(H5.	H5/4	232	35.3	22.8	19.1	6.6	0.83	6.3	4.1	1.4	5.6	0.54	82	82	93	15	35
曝気沈砂池後， 5)	H5/9	253	36.0	19.7	28.9	6.0	0.75	2.6	3.1	0.46	5.4	0.55	93	84	98	10	27
原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽前																	
Eコミプラ １０７８人	H3/8	261	49.3	23.4	31.3	8.6	0.74	0.12	1.4	0.22	3.9	0.46	100	94	99	55	38
曝気沈砂池後，	H3/11	262	33.9	17.2	15.9	9.2	0.73	0.27	1.4	0.35	2.5	0.50	99	92	98	73	32
原水ﾎﾟﾝﾌﾟ槽前																	
Gコミプラ	H5/6	198	33.0	15.5	23.8	4.9	0.66	1.5	1.6	0.65	0.96	0.57	95	90	97	80	14
２１７５人(H5.10)	H5/10	251	42.4	22.1	18.0	6.5	0.88	1.2	2.6	1.7	4.8	0.52	97	88	91	26	41
処理場流入部	H5/12	190	34.9	18.2	21.4	4.9	0.74	4.4	3.9	8.1	2.8	0.60	87	79	62	43	19
（粗目スクリーン及び	平均	213	36.8	18.6	21.1	5.4	0.76	2.4	2.7	3.5	2.9	0.56	94	85	83	47	26
ポンプ井より前）																	
Hコミプラ	H5/6	272	47.5	22.6	18.4	6.4	0.94	0.95	2.2	1.3	8.3	0.66	98	90	93	-30	30
８３８人(H5.10)	H5/10	217	38.4	23.0	17.6	6.7	0.95	0.62	1.7	1.3	4.7	0.50	98	93	93	30	47
ポンプ井から	H5/12	311	57.6	30.8	31.5	9.5	1.66	1.7	2.5	2.0	8.4	1.04	97	92	94	12	37
（破砕機後）	平均	267	47.8	25.5	22.5	7.5	1.18	1.1	2.1	1.5	7.1	0.73	98	92	93	5	38
平均（水量についてBの		288	45.7	26.1	25.8	7.2	0.86	3.7	4.1	2.3	5.6	0.62	92	84	91	22	28
２回目を除く）																	

現した場合の日間の変動係数を計算した。流量についてはほとんどの場合、流入水量データしかなかったため、放流(処理水)負荷量の変動については示すことができなかった。ここでの変動係数は、水質の季節変動等の影響を除外し、1日の中での変動の大きさを表すためのものとするため、表－4のように1日における12データの流入負荷量(kg/2hr)の平均と標準偏差について各調査日を通した平均をとることにより求めた。なお水質と同様、流入負荷量についても、複数日分の通日データ全体について見た結果、対数正規分布で近似できることを確認したが、ここでは1日の12データという少ないデータからその確率分布を見ることは困難であると考え、変動の指標として変動係数を用いたものである。

各処理施設の処理能力水量(規模)と流入負荷量の日間の変動係数の関係を図－2～4にまとめた。図－2～4から、施設規模が大きくなるほど流入負荷量の変動係数は小さくなる傾向が認められ、規模が大きくなるほど安定した処理を行いやすくなることが分かる。下水道のうち1箇所については処理水量データもあったため、処理水負荷量についても変動係数を計算した結果を表－5に示す。表－5の下水道Dの場合、流入負荷量より処理水負荷量の方が変動が軽減されている。今回は処理水負荷量の変動については下水道1箇所について把握したのみであったため、処理施設における負荷量変動の削減効果が、施設規模によって影響を受けるかどうかについては解析することができなかった。



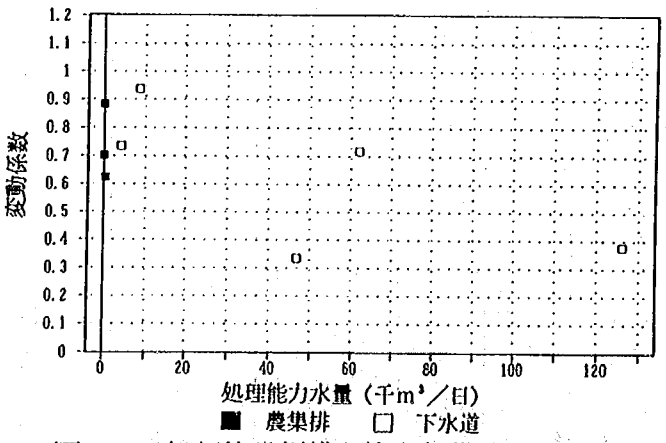
図－2　処理施設規模と流入負荷量(kg/2hr)の日間の変動係数の関係（BOD）

表－4　流入負荷量(kg/2hr)の日間の平均、標準偏差及び変動係数（C農集排）

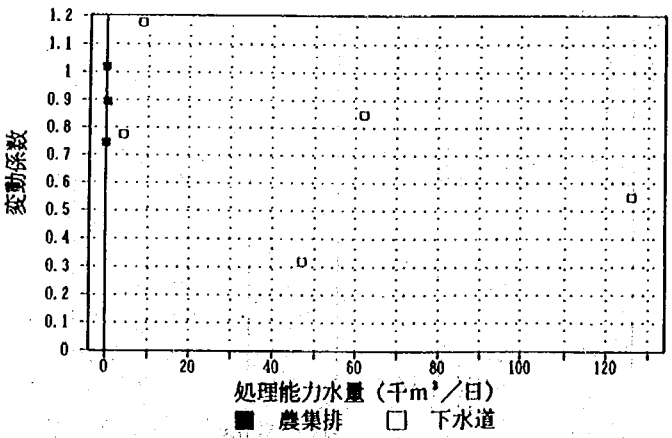
調査年月	日間平均 BOD	日間平均 COD	日間平均 SS	標準偏差 BOD	標準偏差 COD	標準偏差 SS
H4・9	0.824	0.418	0.498	0.927	0.408	0.519
H4・11	0.656	0.349	0.333	0.425	0.235	0.338
H4・12	1.10	0.677	0.971	0.667	0.389	0.949
H5・4	0.998	0.575	0.682	0.663	0.385	0.722
平均	0.895	0.505	0.621	0.671	0.354	0.632
変動係数				0.75	0.70	1.02

表－5　流入・処理水負荷量(kg/2hr)の日間の変動係数（下水道D）

	流入負荷(kg/2hr) BOD	流入負荷(kg/2hr) COD	流入負荷(kg/2hr) SS	処理水負荷(kg/2hr) BOD	処理水負荷(kg/2hr) COD	処理水負荷(kg/2hr) SS
日間平均	518	305	465	44.3	36.7	12.6
標準偏差	328	219	394	17.4	9.53	7.31
変動係数	0.63	0.72	0.85	0.39	0.26	0.58



図－3　処理施設規模と流入負荷量(kg/2hr)の日間の変動係数の関係（COD）



図－4　処理施設規模と流入負荷量(kg/2hr)の日間の変動係数の関係（SS）

参考文献　1) 中山伊知郎編(1962)　現代統計学大辞典, p.641, 東洋経済新報社.
2) (社)日本下水道協会(1993)　流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説, p.29.

6．下水処理水の水質変動に関する研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　高島英二郎

1．研究の目的

下水処理場の処理水質は平均値で扱われることが多いが、処理水質は時間的に変動しており、処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水処理場の処理機能を的確に評価するためには、平均的な処理水質とともにその変動特性についても把握する必要がある。

本研究は、下水処理場の流入水、処理水の水質変動特性について分析を行うことにより、処理水質及び処理機能の適正な評価手法を明らかにし、施設の信頼性向上に資することを目的とする。

2．調査処理場の特徴

全国の下水処理場の中から次の条件を満たすものを地域バランスも考えて26箇所選定し、平成２・３年度の流入水質・処理水質データを収集し、解析を行った。

①標準活性汚泥法の施設。②昭和50～60年に供用開始したもの。③分流式の下水道。④流入水量（年平均）と処理能力の比が0.55～1.0であるもの。

各処理場における処理水の水質定時試験頻度は表－１の通りである。採水時刻はほとんどの処理場の測定項目で午前10時前後であり、３箇所についての一部項目については１日の混合試料を採水していた。また、流入下水量の内訳は、１箇所のみ観光排水が45％であった他は、家庭及び営業排水が主体であった。

表－１　データ収集箇所における処理水定時試験頻度

	pH	BOD	COD	SS	大腸	N	P
週５回以上	20	1	10	6	1	0	0
週３回	3	1	4	4	0	0	0
週２回	1	4	5	6	2	0	0
週１以上週２未満	1	12	3	6	8	2	1
月２以上週１未満	1	8	3	4	15	14	13
月１回以下	0	0	0	0	0	8	10
測定せず	0	0	1	0	0	2	2
計	26	26	26	26	26	26	26

3．水質データの解析

3．1　定時通年データの解析

４年度にも触れたように、水質データには定時試験データと通日試験データがある。定時データは月２回や週１回などの頻度で決められた時刻にとられるデータであり、通日データは年に数回、２時間程度の間隔で通日にわたりとられるデータである。通日試験については実施していない箇所があるほか、実施回数やデータ数が少ない箇所が多いため、まず定時データの２年分について解析を行った。解析を行った水質項目は、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、大腸菌群数である。４年度に、これらの項目の流入水質、処理水質は定時データ、通日データともに対数正規分布で近似できることを確認した。

サンプル数nのデータを水質濃度の小さいものから順に並べたi番目のものの非超過確率をi／(n+1)として表し（トーマス法）、これによってデータの50%値、75%値、90%値、95%値等を読みとった（Non-parametric法）。

表－2は処理水のＢＯＤの結果である。処理水のＢＯＤについては４年度にも触れたように、硝化菌がアンモニアを硝化する際の酸素消費の影響により、消毒前のものと、ＡＴＵ添加により硝化を抑制したもの、消毒後のもので異なる場合が多い。このため、収集した処理水ＢＯＤデータについては最終沈殿池(終沈)流出水、放流水、ＡＴＵ添加に分けて整理した。ただし、終沈流出水は消毒前のものであると思われるが、放

表－２　処理水質定時試験のＢＯＤデータの平均、標準偏差、各%値等

ＢＯＤ(mg/l)定時データ

箇所名	データ数	平均	標準偏差	Percentiles(nonparametric) 最小値	50%値	75%値	90%値	95%値	最大値	対平均比 50%値	75%値	90%値	95%値	最大値
終沈流出水														
B	48	9.9	5.0	3.7	8.9	13.0	19.1	20.0	23.2	0.90	1.31	1.93	2.02	2.34
C	102	15.4	10.5	3.6	13.0	21.0	27.0	39.2	54.0	0.84	1.36	1.75	2.55	3.51
D	103	12.7	8.8	2.0	9.4	19.0	26.2	31.8	36.0	0.74	1.50	2.06	2.50	2.83
E	97	11.7	8.4	1.5	9.2	15.0	22.4	28.2	51.0	0.79	1.28	1.91	2.41	4.36
G	97	5.5	3.0	2.0	5.0	8.0	10.0	11.0	15.0	0.91	1.45	1.82	2.00	2.73
I	136	8.6	4.6	1.4	7.5	12.0	16.0	19.0	20.0	0.87	1.40	1.86	2.21	2.33
M	137	12.3	5.3	2.0	12.0	16.0	19.0	20.0	30.4	0.98	1.30	1.54	1.63	2.47
N	201	3.0	1.6	0.9	2.5	3.7	5.6	6.6	9.5	0.83	1.23	1.87	2.20	3.17
O	181	13.9	8.0	4.3	12.3	15.5	20.3	26.3	74.5	0.88	1.12	1.46	1.89	5.36
Q	93	10.6	5.6	2.2	10.0	13.0	18.0	22.3	28.0	0.94	1.23	1.70	2.10	2.64
R	46	2.7	2.5	0.5	1.6	3.8	6.7	8.9	10.8	0.59	1.41	2.48	3.30	4.00
S	93	8.2	3.4	2.6	7.8	10.0	13.6	15.3	17.3	0.95	1.22	1.66	1.87	2.11
T	48	4.6	2.4	1.0	3.8	5.8	8.4	10.5	11.0	0.83	1.26	1.83	2.28	2.39
V	48	12.5	4.9	3.3	12.0	15.8	18.2	23.1	26.0	0.96	1.26	1.46	1.85	2.08
W	205	7.6	6.3	0.5	5.7	8.5	14.8	20.4	37.1	0.75	1.12	1.95	2.68	4.88
X	36	5.5	2.1	1.4	5.1	7.1	8.1	9.5	10.6	0.93	1.29	1.47	1.73	1.93
Y	48	7.7	5.4	1.4	6.0	10.0	15.1	18.1	29.0	0.78	1.30	1.96	2.35	3.77
終沈平均	101	9.0	5.2	2.0	7.8	11.6	15.8	19.4	28.4	0.85	1.30	1.81	2.21	3.11
放流水														
A	96	6.9	4.7	1.0	5.0	9.0	15.0	17.1	19.0	0.72	1.30	2.17	2.48	2.75
C	97	3.4	2.4	0.7	2.7	4.6	7.2	8.0	12.0	0.79	1.35	2.12	2.35	3.53
E	561	10.1	6.0	1.7	9.0	12.0	15.8	18.0	61.0	0.89	1.19	1.56	1.78	6.04
F	104	7.8	3.5	1.7	7.3	9.8	12.1	15.7	18.9	0.94	1.26	1.55	2.01	2.42
G	48	4.1	3.1	1.0	3.5	4.8	9.0	10.5	17.0	0.85	1.17	2.20	2.56	4.15
H	96	5.8	2.9	1.7	5.3	6.9	9.5	13.2	14.8	0.91	1.19	1.64	2.28	2.55
J	100	5.6	2.7	1.3	5.0	6.6	9.7	12.0	13.8	0.89	1.18	1.73	2.14	2.46
K	71	1.6	0.8	0.5	1.4	1.9	2.4	2.9	6.1	0.87	1.19	1.50	1.81	3.81
L	178	6.5	3.8	1.2	5.6	8.9	13.1	14.3	18.6	0.86	1.37	2.02	2.20	2.86
O	181	7.8	4.6	1.2	7.0	10.2	15.0	16.9	26.0	0.90	1.31	1.92	2.17	3.33
Q	92	3.6	2.1	1.0	3.1	4.5	6.0	8.2	14.0	0.86	1.25	1.67	2.28	3.89
R	46	2.3	1.8	0.6	1.8	2.3	4.6	7.4	8.0	0.78	1.00	2.00	3.22	3.48
U	79	5.0	1.6	1.6	4.8	6.0	7.3	8.0	9.6	0.96	1.20	1.46	1.60	1.92
V	48	4.4	1.4	1.9	4.2	5.4	6.3	7.5	8.5	0.95	1.23	1.43	1.70	1.93
W	198	3.4	2.6	0.1	2.5	4.4	6.8	8.5	14.9	0.74	1.29	2.00	2.50	4.38
X	36	6.4	2.1	2.4	6.8	7.7	9.0	9.7	11.2	1.06	1.20	1.41	1.52	1.75
Y	48	2.7	1.6	0.8	2.4	3.0	4.0	6.6	10.0	0.89	1.11	1.48	2.44	3.70
Z	71	3.7	2.4	0.5	3.0	5.0	6.4	7.8	14.0	0.81	1.35	1.73	2.11	3.78
放流平均	119	5.1	2.8	1.2	4.5	6.3	8.8	10.7	16.5	0.87	1.23	1.75	2.18	3.26
ＡＴＵ														
C　終沈	96	4.5	2.0	0.9	4.4	5.5	6.4	7.6	13.0	0.98	1.22	1.42	1.69	2.89
D　終沈	103	3.5	2.2	0.2	2.9	4.8	6.6	6.9	12.0	0.83	1.37	1.89	1.97	3.43
I　終沈	132	3.6	2.5	0.0	3.0	4.7	6.5	8.2	14.0	0.83	1.31	1.81	2.28	3.89
M　終沈	44	8.8	4.2	1.0	8.0	12.0	14.0	17.9	20.0	0.91	1.36	1.59	2.03	2.27
P　放流	126	3.7	1.9	1.0	3.2	4.0	6.3	7.8	12.0	0.86	1.08	1.70	2.11	3.24
Q　終沈	94	4.1	2.3	0.7	3.9	5.0	7.4	8.4	14.0	0.95	1.22	1.80	2.05	3.41
V　終沈	47	2.7	1.3	0.7	2.7	3.6	4.2	5.0	7.2	1.00	1.33	1.56	1.85	2.67
V　放流	47	2.0	0.7	0.5	1.9	2.4	2.7	3.2	5.0	0.95	1.20	1.35	1.60	2.50
W　終沈	205	3.8	1.9	0.4	3.5	4.7	6.2	7.7	10.9	0.92	1.24	1.63	2.03	2.87
Z　放流	24	2.6	2.1	0.5	1.9	3.9	5.4	8.8	9.6	0.73	1.50	2.08	3.38	3.69
ATU平均	92	3.9	2.1	0.6	3.5	5.1	6.6	8.2	11.8	0.90	1.28	1.68	2.10	3.09
全箇所間の														
平均	106	6.3	3.5	1.4	5.5	8.0	11.0	13.4	20.0	0.87	1.27	1.76	2.17	3.17
標準偏差	85	3.5	2.2	1.0	3.1	4.7	6.1	7.8	14.8	0.09	0.10	0.25	0.42	0.93

流水と回答されたデータは必ずしも消毒後のものであるとは限らない。表－２から、各%値と平均値との比は３つのケースであまり差がなく、50%値・75%値・90%値・95%値・最大値の対平均比は箇所間の平均でそれぞれ0.9、1.3、1.8、2.2、3.2であった。ただし、対数正規分布に従うデータの最大値は理論上データ数に依存し、データ数が多くなるほど最大値は大きくなるため、最大値の対平均比はここでのデータ数における場合のものである。しかし、実際の水質データとしては、対数正規分布で近似できるものが多いが厳密に従うというものではなく、現実には最大値は有限値となる。なお、50%値が平均値より小さいのは対数正規分布の特徴である。

ＣＯＤ、ＳＳについては終沈流出水の値と放流水の値で、ＢＯＤの場合ほど差がなかった。全箇所（ＣＯＤは25箇所、ＳＳは26箇所）の下水処理場の処理水（終沈流出水・放流水ともにデータがある場合は放流水のデータを使った）のＣＯＤ、ＳＳの各%値等についての箇所間の平均と箇所間の標準偏差を表－３に示す。

表－３　処理水質定時試験のＣＯＤ、ＳＳデータの平均、標準偏差、各%値等

処理水質(mg/l)定時データ

		データ数	平均	標準偏差	Percentiles(nonparametric) 最小値	50%値	75%値	90%値	95%値	最大値	対平均比 50%値	75%値	90%値	95%値	最大値
ＣＯＤ	25箇所の平均	283	11.9	2.5	6.1	11.7	13.4	14.9	16.3	22.5	0.98	1.12	1.24	1.35	1.87
	標準偏差	233	3.7	1.2	2.5	3.7	4.4	5.2	5.9	9.3	0.03	0.05	0.10	0.14	0.51
ＳＳ	26箇所の平均	248	5.0	3.1	0.9	4.4	6.2	8.4	10.2	21.7	0.87	1.23	1.69	2.08	4.83
	標準偏差	205	2.8	1.8	0.7	2.6	3.8	4.7	5.5	16.3	0.10	0.11	0.17	0.35	3.80

表－４　処理水質定時試験の大腸菌群数データの平均、標準偏差、各%値等

大腸菌群数(個/ml)定時データ

箇所名	データ数	平均	標準偏差	Percentiles(nonparametric) 最小値	50%値	75%値	90%値	95%値	最大値	対平均比 50%値	75%値	90%値	95%値	最大値
終沈流出水														
A	93	3300	4200	250	2500	3600	5700	12100	28300	0.76	1.09	1.73	3.67	8.58
B	40	3800	6300	140	1200	4300	9600	22800	28300	0.32	1.13	2.53	6.00	7.45
E	101	5600	6100	300	3600	6400	13500	16300	38900	0.64	1.14	2.41	2.91	6.95
G	96	3500	7900	190	1400	3400	8100	11000	71000	0.40	0.97	2.31	3.14	20.29
N	193	170	150	4	130	220	370	470	860	0.76	1.29	2.18	2.76	5.06
O	179	3600	6600	40	2100	3600	6600	12000	58000	0.58	1.00	1.83	3.33	16.11
Q	96	2900	5400	110	1200	2800	7800	9700	44000	0.41	0.97	2.69	3.34	15.17
T	48	1300	770	100	1200	1800	2400	2800	3000	0.92	1.38	1.85	2.15	2.31
V	48	5300	6100	220	3300	6400	13000	15000	38000	0.62	1.21	2.45	2.83	7.17
X	36	3100	2700	100	3100	4400	7400	8700	11000	1.00	1.42	2.39	2.81	3.55
箇所間の平均	93	3257	4622	145	1973	3692	7447	11087	32136	0.64	1.16	2.24	3.30	9.26
標準偏差	53	1538	2473	89	1072	1791	3899	6087	21688	0.21	0.16	0.31	0.98	5.62
放流水														
Q	96	16	93	0	0	0	6	27	800	0.00	0.00	0.38	1.69	50.00
V	48	34	120	0	8	13	74	150	780	0.24	0.38	2.18	4.41	22.94
X	36	0.3	2	0	0	0	0	2	10	0.00	0.00	0.00	7.14	35.71

表－５　流入水質定時試験の各水質データの平均、標準偏差、各%値等

流入水質定時データ

		(箇所数) データ数	平均	標準偏差	Percentiles(nonparametric) 最小値	50%値	75%値	90%値	95%値	最大値	対平均比 50%値	75%値	90%値	95%値	最大値
ＢＯＤ	箇所間の	(26箇所)	(mg/l)		(mg/l)										
	平均	123	215.1	58.8	93.9	208.6	247.4	293.5	322.1	428.2	0.97	1.15	1.37	1.51	2.02
	標準偏差	104	55.0	21.4	42.9	56.1	60.2	73.8	82.4	153.3	0.05	0.04	0.18	0.24	0.66
ＣＯＤ	箇所間の	(25箇所)	(mg/l)		(mg/l)										
	平均	276	113.1	26.3	54.7	109.8	125.3	145.2	161.9	227.9	0.97	1.11	1.28	1.43	1.98
	標準偏差	233	33.1	14.0	27.8	32.4	38.0	45.4	54.1	117.1	0.05	0.04	0.16	0.28	0.71
ＳＳ	箇所間の	(26箇所)	(mg/l)		(mg/l)										
	平均	252	185.0	67.8	65.4	174.2	210.1	265.6	309.9	594.2	0.94	1.14	1.43	1.66	3.09
	標準偏差	206	50.8	42.4	31.2	47.5	57.0	98.6	134.6	373.4	0.08	0.08	0.30	0.47	1.47
大腸菌	箇所間の	(15箇所)	(×1000個/ml)		(×1000個/ml)										
	平均	79	264	232	41	174	344	585	854	1280	0.68	1.31	2.11	2.86	5.16
	標準偏差	41	181	233	35	108	215	463	955	1030	0.14	0.17	0.40	0.89	2.35

表－３から、ＣＯＤについては95％値の対平均比が平均1.4とデータの変動幅が比較的小さいこと、ＳＳについては95％値までの対平均比はＢＯＤと同様であるが、最大値の対平均比は平均4.8、標準偏差3.8であることから、処理水のＳＳは時として平均よりかなり大きな値をとることが分かる。

大腸菌群数について箇所ごとの各％値等をまとめたものが表－４である。消毒前である終沈流出水のデータがあった箇所全てと消毒後の放流水データの例を３箇所分示した。終沈流出水についての最大値の対平均比は全体的に大きく、終沈流出水の大腸菌群数は時として非常に大きな値をとることを示している。放流水の大腸菌群数は、消毒の効果のためかなりの割合のものは０(不検出)であった。

表－６　測定データの対数の平均、標準偏差から計算した各％値とNonparametric法による各％値との比

終沈流出水ＢＯＤ(mg/l)定時データ

箇所名	対数変換値の平均	標準偏差	Percentiles(計算値) 50％値	75％値	90％値	95％値	nonparametric／計算値 50％値	75％値	90％値	95％値
B	0.94	0.22	8.7	12.2	16.7	20.0	1.02	1.06	1.15	1.00
C	1.10	0.28	12.6	19.4	28.7	36.2	1.03	1.08	0.94	1.08
D	1.00	0.31	10.0	16.1	24.9	32.2	0.94	1.18	1.05	0.99
E	0.97	0.30	9.3	14.8	22.6	29.0	0.99	1.01	0.99	0.97
G	0.68	0.24	4.8	6.9	9.7	11.8	1.04	1.15	1.03	0.93
I	0.87	0.25	7.4	10.9	15.5	19.1	1.01	1.10	1.03	1.00
M	1.04	0.23	11.0	15.6	21.6	26.1	1.09	1.02	0.88	0.77
N	0.42	0.22	2.6	3.7	5.0	6.0	0.95	1.00	1.11	1.09
O	1.10	0.19	12.6	16.9	22.0	25.8	0.98	0.92	0.92	1.02
Q	0.96	0.24	9.1	13.2	18.5	22.6	1.10	0.98	0.97	0.99
R	0.29	0.34	1.9	3.3	5.3	7.0	0.82	1.15	1.26	1.26
S	0.88	0.18	7.6	10.0	12.9	15.0	1.03	1.00	1.05	1.02
T	0.60	0.22	4.0	5.6	7.6	9.1	0.95	1.04	1.10	1.15
V	1.06	0.19	11.5	15.4	20.1	23.5	1.05	1.03	0.91	0.98
W	0.78	0.29	6.0	9.4	14.2	18.0	0.95	0.90	1.04	1.13
X	0.70	0.19	5.0	6.7	8.8	10.3	1.02	1.06	0.92	0.92
Y	0.80	0.28	6.3	9.7	14.4	18.2	0.95	1.03	1.05	1.00
箇所間の平均	0.83	0.25	7.7	11.2	15.8	19.4	1.00	1.04	1.02	1.02
標準偏差	0.23	0.05	3.2	4.7	6.8	8.6	0.06	0.07	0.10	0.11

次に、流入水質について26箇所の結果を同様にまとめたものを表－５に示す。処理水質と同様、ＳＳ、大腸菌群数は最大値の対平均比が比較的大きくなっている。

ところで４年度報告書に記したように、対数正規分布の場合、測定値ｘの対数ｙの平均$\overline{y}$と標準偏差Ｓｙの２つのパラメーターで分布の特性を表現でき、この２つのパラメーターから各％値を計算できる。表－６に終沈流出水ＢＯＤについて$\overline{y}$とＳｙから計算した(Parametric法)値と、トーマス法の非超過確率から読みとった(Nonparametric法)値(表－２)を対比した結果を示す。表－６から、Parametric法による計算値とNon-parametric法による値はほぼ等しくなっており、これからも終沈流出水のＢＯＤの分布は対数正規分布で近似できることが確認される。また、流入水質を含めて他の水質項目についても同じことを確認した。

３．２　定時データと通日データの比較

通日試験データのあった箇所のうち、２・３年度ともに年４回(日)以上試験を行っており、なおかつ２時間程度以内の間隔でデータをとっていた処理場は26箇所中７箇所しかなかったが、この中で流量データもそろっていた５箇所について、通日データの全ての試験日の分をまとめて解析を行った。測定値ｘの対数ｙの平均$\overline{y}$と標準偏差Ｓｙの２つのパラメーターを使って通日データと定時データの比較を行った結果が表－７（流入水質）と表－８（処理水質）である。

流入水質（表－７）について見ると、Ｓｙは通日データの方が常に大きくなっている。このことは、定時データの通年変動より、日間変動の年数日分の合成の方が大きいことを示している。流入水質の$\overline{y}$については、ほとんどの場合定時データの方が大きくなっている。このことから、定時試験が行われている時刻の流入水質が１日の流入水質の代表値となっておらず、高めの値をとることが多くなっている可能性がある。

一方、処理水質（表－８）について見ると、流入水質に比べて、$\overline{y}$、Ｓｙともに通日データと定時データの差が小さくなっており、処理水質を評価する際には、通日データと定時データのどちらを使ってもあまり差

表-7 流入水質における通日データと定時データの比較

流入水質 水質項目 箇所名	通日データ 対数変換値の 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y	定時データ 対数変換値の 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y	差 (通日－定時) 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y
BOD						
A	2.32	0.22	2.44	0.10	-0.12	0.12
C	2.33	0.14	2.28	0.11	0.05	0.03
D	2.19	0.19	2.20	0.12	-0.01	0.07
N	1.98	0.33	2.30	0.12	-0.32	0.21
R	2.05	0.18	2.17	0.11	-0.12	0.07
平均	2.17	0.21	2.28	0.11	-0.10	0.10
COD						
A	1.96	0.31	2.10	0.09	-0.14	0.22
C	2.01	0.11	2.02	0.09	-0.01	0.02
D	1.95	0.18	1.93	0.11	0.02	0.07
N	1.74	0.24	2.04	0.15	-0.30	0.09
R	1.78	0.15	1.83	0.11	-0.05	0.04
平均	1.89	0.20	1.98	0.11	-0.10	0.09
SS						
A	2.13	0.39	2.39	0.09	-0.26	0.30
C	2.15	0.20	2.17	0.11	-0.02	0.09
D	2.10	0.26	2.11	0.13	-0.01	0.13
N	1.91	0.26	2.30	0.15	-0.39	0.11
R	2.02	0.20	2.12	0.12	-0.10	0.08
平均	2.06	0.26	2.22	0.12	-0.16	0.14
大腸菌群						
A	4.83	0.38	5.22	0.31	-0.39	0.07
C	4.72	0.36	4.98	0.20	-0.26	0.16
D	4.76	0.44	4.88	0.25	-0.12	0.19
N	4.30	0.49	4.97	0.39	-0.67	0.10
平均	4.65	0.42	5.01	0.29	-0.36	0.13

表-8 処理水質における通日データと定時データの比較

処理水質 水質項目 箇所名	通日データ 対数変換値の 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y	定時データ 対数変換値の 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y	差 (通日－定時) 平均 $\overline{y}$	標準偏差 S_y
BOD						
A 終沈	1.50	0.22	1.46	0.25	0.04	-0.03
A 放流	0.96	0.39	0.74	0.31	0.22	0.08
C 終沈	1.11	0.29	1.10	0.28	0.01	0.01
D 終沈	1.01	0.40	1.00	0.31	0.01	0.09
N 終沈	0.44	0.28	0.42	0.22	0.02	0.06
R 放流	0.39	0.29	0.26	0.27	0.13	0.02
平均	0.90	0.31	0.83	0.27	0.07	0.04
COD						
A 放流	1.22	0.13	1.21	0.11	0.01	0.02
C 終沈	1.09	0.07	1.08	0.09	0.01	-0.02
D 終沈	1.07	0.14	1.05	0.11	0.02	0.03
N 終沈	0.92	0.07	0.93	0.08	-0.01	-0.01
R 放流	0.77	0.05	0.72	0.04	0.05	0.01
平均	1.01	0.09	1.00	0.09	0.02	0.01
SS						
A 放流	1.06	0.24	1.07	0.19	-0.01	0.05
C 終沈	0.47	0.24	0.57	0.16	-0.10	0.03
D 終沈	0.47	0.37	0.48	0.32	-0.01	0.05
N 終沈	0.54	0.26	0.67	0.28	-0.13	-0.02
R 放流	-0.10	0.23	-0.11	0.26	0.01	-0.03
平均	0.49	0.27	0.54	0.24	-0.05	0.03
大腸菌群						
A 終沈	3.30	0.38	3.34	0.38	-0.04	0.00
N 終沈	2.12	0.41	2.05	0.43	0.07	-0.02

終沈：最終沈殿池流出水、放流：放流水

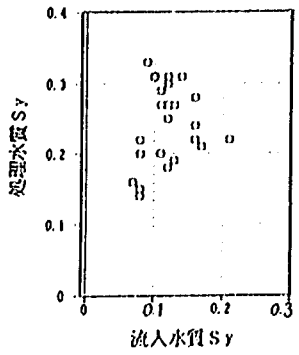
がないことになる。これは、処理水質では通日データのＳyに比べ定時データのＳyの方が、ＣＯＤを除いて、流入水質より大きくなっていることによるものであり、処理水質は流入水質に比べて日間変動の影響と同程度に日や月ごとの変動の影響を受けることを示している。ＣＯＤについては、通日データの標準偏差が、処理水質では流入水質に比べて小さくなっており、流入水質の時間変動が処理水質では均されて小さくなることを示している。

３．３　処理水質の通年変動の要因について

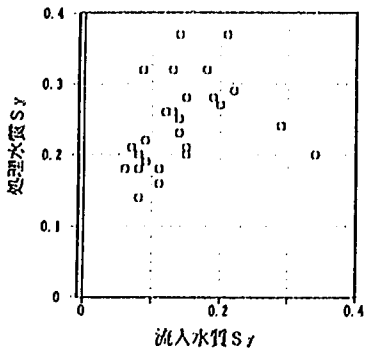
定時（通年）データを用いて、処理水質の対数の標準偏差Ｓyを用いて変動の分析を行ってみた。４年度に確認したように、Ｓyは測定値の変動係数と同様な性格を持つものである。ＢＯＤ（ＡＴＵ添加のものと放流水）とＳＳについて、箇所ごとの流入水質のＳyと処理水質のＳyの関係をプロットしたものが図－１と図－２である。図－１，－２から、流入水質のＳyと処理水質のＳyであまり相関は見られないことと、ほとんどのケースにおいて処理水質のＳyは流入水質のＳyより大きくなっていることが分かる。しかし、流入水質濃度に比べて処理水質濃度は大幅に小さくなっているため、実際の測定値ｘの標準偏差Ｓxは処理水質の方がかなり小さくなっている。参考に、流入水及び処理水の各水質項目における測定値の平均$\overline{x}$・標準偏差Ｓx・変動係数($S_x/\overline{x}$)と、$\overline{y}$・Ｓyを、データ解析箇所全ての平均で対比したものを表－９に示す。

次に、処理場の処理能力水量と処理水質の対数の分散S_y^2の関係を示したものが図－３と図－４である。これらから、処理能力すなわち処理場の規模が大きくなると処理水質の変動が小さくなる傾向が見られる。ただし、同程度の規模でも処理水質のS_y^2はまちまちな値をとっており、施設規模のみによって通年にわたる水質変動の大きさが支配されるものではないことが分かる。

ところで、$C_E = C_I \cdot R$　（C_E：処理水質，C_I：流入水質，Ｒ：残存率つまり１－除去率）とし、両辺の対数をとると$\log C_E = \log C_I + \log R$となる。Ｒそのものも変動するとし、$\log C_I$が正規分布$N(\mu_I, \sigma_I^2)$に、$\log R$が正規分布$N(\mu_R, \sigma_R^2)$に従い（$C_I$とＲがともに対数正規分布に従い）、$\log C_I$と$\log R$が独立である



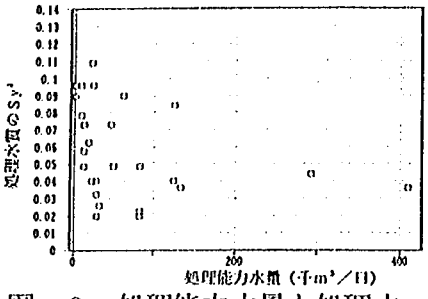
図－1　流入水質のＳyと処理水質のＳyの関係（ＢＯＤ）



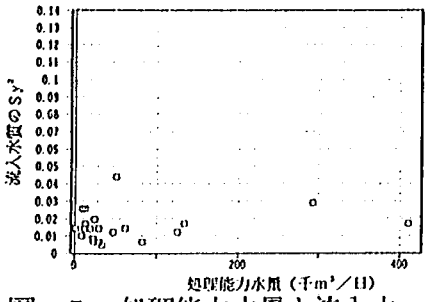
図－2　流入水質のＳyと処理水質のＳyの関係（ＳＳ）

表－9　流入・処理水質の測定値・対数変換値の平均・標準偏差・変動係数(全箇所間の平均)

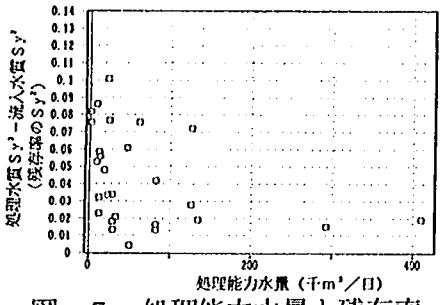
定時データ		箇所数	測定値の平均 $\overline{x}$	測定値の標準偏差 Sx	変動係数 Sx/$\overline{x}$	対数変換値の平均 $\overline{y}$	対数変換値の標準偏差 Sy
ＢＯＤ	流入水	26	215.1	58.8	0.27	2.30	0.12
	終沈流出	17	9.0	5.2	0.58	0.83	0.25
	放流水	18	5.1	2.8	0.55	0.59	0.23
	ＡＴＵ	10	3.9	2.1	0.54	0.50	0.24
	処理水全	45	6.3	3.5	0.56	0.67	0.24
ＣＯＤ	流入水	25	113.1	26.3	0.23	2.03	0.10
	処理水	25	11.9	2.5	0.21	1.05	0.09
ＳＳ	流入水	26	185.0	67.8	0.37	2.22	0.14
	処理水	26	5.0	3.1	0.62	0.56	0.24
大腸菌	流入水	15	264000	232000	0.88	5.19	0.35
	終沈流出	10	3300	4600	1.39	3.16	0.45



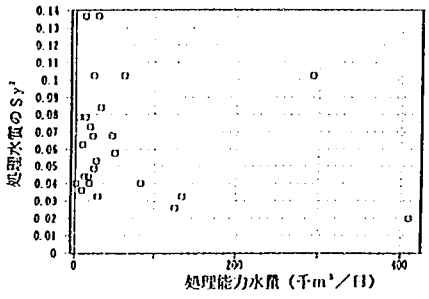
図－3　処理能力水量と処理水質のＳy²の関係（ＢＯＤ）



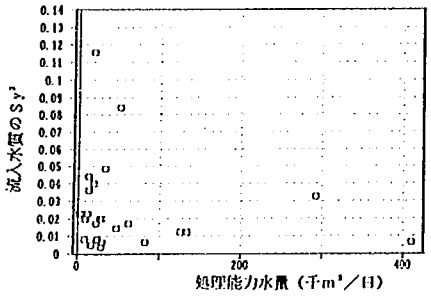
図－5　処理能力水量と流入水質のＳy²の関係（ＢＯＤ）



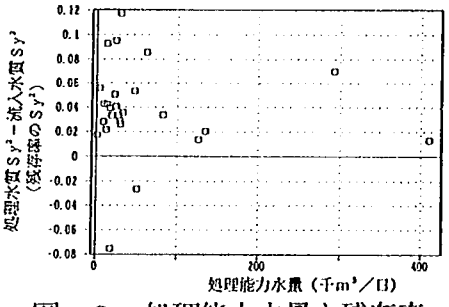
図－7　処理能力水量と残存率ＲのＳy²の関係（ＢＯＤ）



図－4　処理能力水量と処理水質のＳy²の関係（ＳＳ）



図－6　処理能力水量と流入水質のＳy²の関係（ＳＳ）



図－8　処理能力水量と残存率ＲのＳy²の関係（ＳＳ）

と仮定すれば$\log C_E$も正規分布$N(\mu_I+\mu_R, \sigma_I^2+\sigma_R^2)$に従う（$C_E$も対数正規分布に従う）ことになる[1]。実際に流入水質、処理水質はそれぞれ対数正規分布で近似できることを確認している。この場合、ＲのＳy²＝σ_R^2はC_EのＳy²＝$\sigma_I^2+\sigma_R^2$とC_IのＳy²＝σ_I^2の差となる。処理能力と流入水質のＳy²の関係を示したものを図－５と図－６に示すとともに、縦軸を残存率ＲのＳy²に相当する処理水質のＳy²と流入水質のＳy²の差にとったものを図－７と図－８に示す。図－３，－４と図－７，－８で傾向に大きな差はなく、規模が大きくなると処理効果の変動も小さくなる傾向が見られる。図－８のＳＳについては、差がマイナスになった点もあるが、これは$\log C_I$と$\log R$が実際には独立ではないためである。

さらに処理水質のＳyとの関係を、流入水量と処理能力水量の比、または最終沈殿池の水面積負荷との間でとってみたがいずれの場合も相関は見られなかった。水質変動の原因は、処理場運転上のさまざまな要因や気候条件、活性汚泥の性状、流入条件など多くの要因が複雑にからみあっており、これを単純に表すことはできないと考えられる。

謝辞　水質データ等貴重な資料を提供していただきました地方自治体の担当者の方々に深く感謝いたします。

参考文献　1) H.Tanaka(1992) Estimating the Reliability of Wastewater Reclamation and Reuse Using Enteric Virus Monitoring Data, p.79.

II．科学技術振興調整費による研究
（個別重要国際共同研究）

１．下水汚泥の建設資材化とそのリサイクル

汚泥研究室　室長　　渡部春樹
研究員　白石　隆

１．はじめに

日本の下水道は大都市を中心に普及してきたが、今日では下水汚泥の最終処分地の確保が難しくなってきたことから、下水汚泥の建設資材化を進め、それを再利用する方向で研究開発と実用化が進んできている。一方、ドイツにおいてはこれまで下水汚泥の緑農地利用を中心に進められてきたが、近年の下水汚泥中の有害物質に対する規制の強化等によって、建設資材化についての研究開発が進められている。

こうした中で、日本では焼却灰をレンガなどの二次製品に加工する技術が進んでおり、一方、ドイツは石炭と下水汚泥の混焼や都市ゴミとの混焼など、省エネルギー技術について進んでいることから、両者の技術を持ちより省エネルギー・リサイクル型技術の確立を目指して共同研究を実施するものである。

日本では焼却されている下水汚泥の90%（平成４年度）は埋立て処分されている現状にあるが、平成３年度に施行されたいわゆる「リサイクル法」を受けて、下水汚泥の再利用をさらに進めていく必要があり、この共同研究によって下水汚泥の有効利用が大幅に進むものと期待される。

２．ドイツの下水汚泥処理・利用技術

旧東ドイツと旧西ドイツの下水道の状況を表－１に示す。旧西ドイツにおける下水汚泥の発生量は1990年の統計で約250万トン／年（乾泥として）であった。その処分利用の内訳は、埋立処分 約60%，陸地利用 約25%，焼却 約10%，コンポスト 3～4%となっている。

1982年に下水汚泥や土壌に対する規制が導入されたことにより、陸地利用がかなり制限されるようになってきていたが、1992年にさらに改正強化されたことから（表－２参照）、陸地利用はさらに厳しい状況になるといえよう。このため、ルール水組合は1994年から汚泥の焼却を大幅に進めるこ

表－１　旧東ドイツと旧西ドイツの下水道の状況
(Butzkamm, 1991)

	旧東ドイツ	旧西ドイツ
人口	1,620万人	6,120万人
下水道への接続	約 70%	約 90%
下水処理場への接続	約 57%	約 90%
下水処理場数	約 1,070	約 8,800
下水処理方法(1991)		
無処理	36%	11%
沈殿処理	26%	5%
化学処理	10%	7%
生物処理	28%	77%
下水汚泥発生量	約23万t(DS)	約250万t(DS)
下水汚泥処分方法(1988)		
陸上利用	約 71%	約 25-30%
陸上埋立	約 29%	50-60%
焼却	－	12-15%
コンポスト	－	2- 3%

とで対応していく予定である。

また、ドイツでは有害廃棄物の輸出入が禁止され、1989年末からは北海への廃酸の投棄が禁止されているなど、有害廃棄物の規制も強化されてきている。このため、排出量の抑制と再利用の強化を進めるため焼却炉の建設が進められている。図－1は1989年までの下水汚泥の焼却の状況を示している。廃棄物の焼却における排ガス規制については表－3に示したように非常に厳しいものとなっており、焼却炉の建設費の増大も大きな懸念材料になっている。

下水汚泥の処理処分費用を表－4に示しているが、この費用は将来大幅に増大していくと予想されている。廃棄物の処分方法としては、衛生埋立てが望ましいとされているが、浸出液の問題もあるので、岩塩廃鉱山への埋立や溶融処理も検討されている。

表－2　下水汚泥の農地利用における規制（1992年改正）

・人口当量5000人規模以上の下水処理場に適用
・10年間の土壌監視
・土壌中の重金属基準（mg/kg・DS）

	軽量土及び pH 5-6の土壌	その他の土壌	1988年の基準
Pb	100	100	100
Cd	1	1.5	3
Cr	100	100	100
Cu	60	60	100
Ni	50	50	50
Hg	1	1	2
Zn	150	200	300

・下水汚泥中の重金属基準（mg/kg・DS）

	軽量土及び pH 5-6の土壌	その他の土壌	1988年の基準
Pb	900	900	1,200
Cd	5	10	20
Cr	900	900	1,200
Cu	800	800	1,200
Ni	200	200	200
Hg	8	8	25
Zn	2,000	2,500	3,000

・下水汚泥中の有機化合物基準

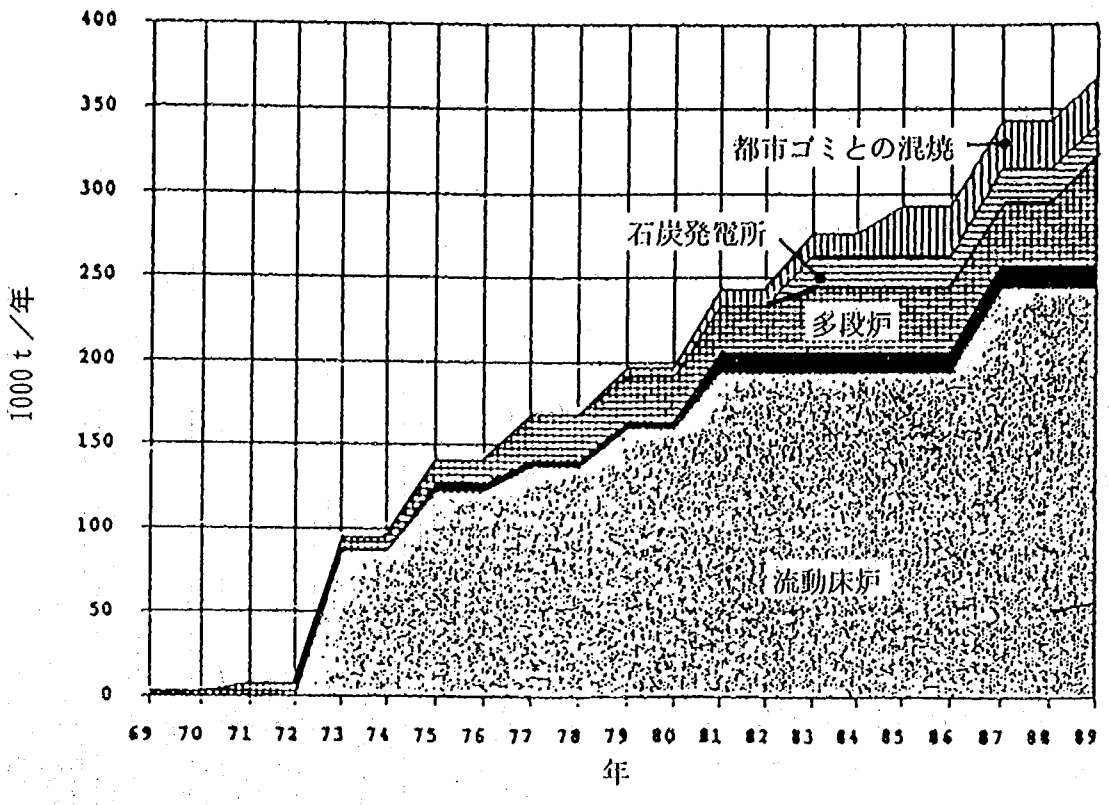
PBC	0.2 mg/kg・DS
ﾀﾞｲｵｷｼﾝ／ﾌﾗﾝ	100 ng TE/kg・DS
AOX	500 mg/kg・DS

・農地表土を森林へ投棄することの禁止

表－3　廃棄物の焼却における排ガス

mg/m³	Germany VDI2114 1976	Germany TAL1986	European Community 1992	Germany 17. BImSchV 1990 Daily Averages	Netherlands 1989 Hourly Averages	European Community Proposal 1992
Particulates	100.0	30.0	30.0	10.0	5.0	5.0
SO_2	-	100.0	300.0	50.0	40.0	25
HCl	100.0	50.0	50.0	10.0	10.0	5
HF	5.0	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0
NO_x	-	500.0	-	200.0	70.0	-
CO	500.0	-	100.0	50.0	50.0	50.0
Corg.	-	-	-	10.0	10.0	5.0
PCDD/PCDF*	-	-	-	0.1 ng TEQ*/m³	0.1 ng TEQ*/m³	0.1
Heavy Metals						
Class I Hg				0.05	0.05	0.05
Cd-Tl	-	▷0.2	▷0.2	0.05	0.05	0.05
Class II (As,Co,Ni,Se,Te)	-	1.0	1.0	▷0.5	▷1.0	▷0.5
Class II (Sb,Pb,Cr,Co,Sn, Cu,Mn,V)	-	5.0	5.0			

* Toxic equivalents of 2, 3, 7, 8 TCDD



図－1　旧西ドイツにおける下水汚泥焼却

3．日本における下水汚泥の建設資材化

3．1　下水汚泥処理・利用の状況

わが国の下水道普及率は平成4年度末で総人口に対して47%となり、毎年2%程度の割合で伸びているが、欧米先進諸国の中ではまだ低い普及率にとどまっている。しかし、下水汚泥の発生量は下水道普及の進歩にともなって年々増大しており、昭和56年度では、約102万トン・DS／年であったものが、平成4年度には約150万トン・DS／年と、1.5倍程度にまで増大してきている（図－2参照）。最近の傾向としては、下水汚泥の焼却処理とコンポスト化が増えてきており、さらに溶融処理も増えている。　表－5は平成4年度における下水汚泥の処理処分・有効利用の状況を示している。わが国で発生する下水汚泥149.6万トン・DS／年の内、約62%は焼却処理されていることがわかる。また、最終的な処分・利用についてみると、約77%は埋立てられており、有効利用されているのは緑農地へ約1

表－4　下水汚泥の処理費用(BOENING 他, 1992)

	DM/m³	DM/t DS
1．液状汚泥の農地利用	25 (DS 5%)	500
2．脱水 (DS 25-40%)	25 (DS 5%)	500
3．脱水汚泥農地利用	80 (DS 25%)	320
4．埋立	120 (DS 30%)	400
5．乾燥	250 (DS 25%)	1,000
6．焼却	350 (DS 90%)	390

脱水	(25 DM/m³)	500 DM/t DS
乾燥	(250 DM/m³ 脱水汚泥)	1,000 DM/t DS
焼却	(350 DM/m³ 乾燥汚泥)	390 DM/t DS
焼却灰 (40%)	(埋立 120 DM/t)	48 DM/t DS
	合　計	≈ 2,000 DM/t DS

3%，建設資材として７％となっている。特に最近は焼却灰や溶融スラグを建設資材化して利用する割合が急速に増大している。

３．２　溶融スラグの品質調査

（１）調査目的

下水汚泥を溶融しスラグとして処分、または有効利用するという技術は、近年、大都市を中心に実用化されている、スラグの発生量は下水汚泥発生量の増大とともに増加するものと考えられ、スラグを円滑に有効利用するためには、その品質を把握しておく必要があると考えられる。

そこで、全国６ヶ所の下水処理場と２ヶ所の都市ゴミ処理場から発生した溶融スラグについて、土木材料としての品質を把握するために、物理試験、力学試験を実施したものである。

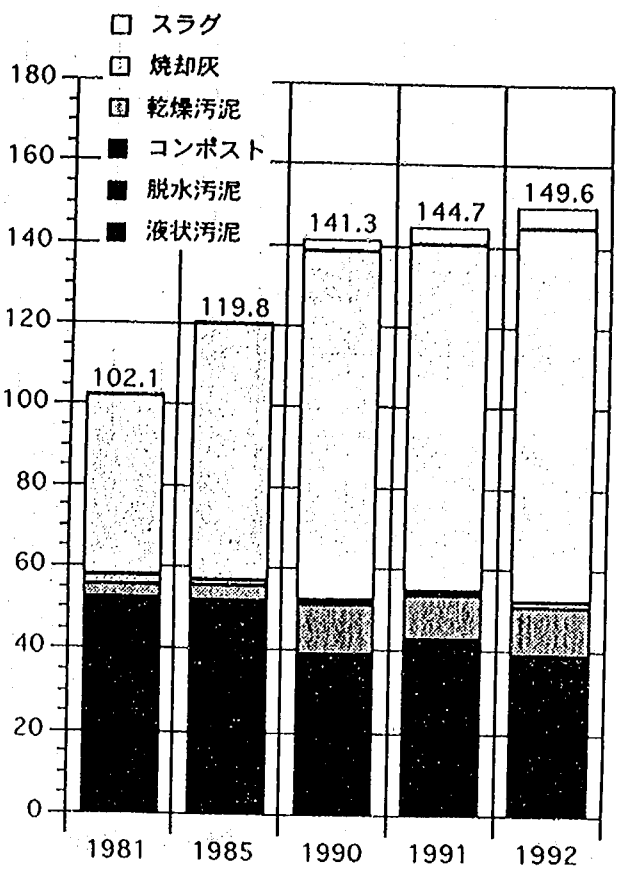


図-2　最終安定化形態の経年変化

（２）調査方法

調査は、表－６に示す８ヶ所の施設で採取した溶融スラグを対象として行った。このうちG，Hは都市ゴミの処理施設である。これらの処理施設から発生したスラグについて、表－７に示す試験を行い、品質特性について検討した。

表－５　下水汚泥の処理処分・有効利用（平成４年度）

最終安定化形態	最終安定化先					計	(%)
	埋立	緑農地	建設資材	海洋還元	その他		
液状汚泥	0	0	0	6	0	6	0.4
脱水汚泥	305	57	3	9	7	381	25.5
コンポスト	3	117	0	0	0	120	8.0
乾燥汚泥	6	9	0	0	0	15	1.0
焼却灰	829	9	84	0	4	926	61.9
溶融スラグ	6	0	21	0	21	48	3.2
計 (%)	1,149 76.8	192 12.8	108 7.2	15 1.0	32 2.1	1,496 100.0	100.0

（単位：千トン・ＤＳ／年）

（3）調査結果

表－8に化学成分組成の分析結果を、表－9に品質試験の結果を示す。

比重は、鉄分の含有量が高かったE，Fで3と比較的高い値を示した。

粒度は、一般的に均等係数が4～5以上で均等、10以上で配合がよいということになっている。

試料では、C，D，Gが粒径が比較的大きく、特にDは、粒度幅が大きく粒子の突き固まりの方が良好であり、修正CBRの値も126%と大きな値を示した。しかし、A，B，E，Fは、水砕スラグでガラス質であったことから低い値を示したと考えられる。

ロサンゼルスすりへり減量は、E，Fで高い値となっているが、それは、E，Fのスラグが、シリカ分に比べて、リン、カルシウムの割合が多くもろい結晶であったことが理由と考えられる。また、硫酸ナトリウムによる安定性は全体として低い値であったが、シリカ分の含有割合の多いものか、または、マグネシウム、ナトリウム、カリウムなどの割合の多いもので、大きな値となっており、これらの品質改善のためには、成分調整などの手法も考えられる。

表－6　試料となる溶融スラグ

試料名	炉形式	取り出し方法	種　類
A	旋回溶融炉	水砕	細骨材
B	表面溶融炉	水砕	細骨材
C	旋回溶融炉	空冷	粗骨材
D	ｺｰｸｽﾍｯﾄﾞ溶融炉	空冷	粗骨材
E	表面溶融炉	水砕	細骨材
F	ｺｰｸｽﾍｯﾄﾞ溶融炉	水砕	細骨材
G	表面溶融炉	水砕	細骨材
H	ｱｰｸ溶融炉	水砕	細骨材

表－7　物理試験の試験項目

試　験　項　目
化学成分組成分析（JIS R 5202）*
比重及び吸水率試験（JIS A 1109，JIS A 1110）
ふるい分け試験（JIS A 1102）
実績率試験（JIS A 1104）
洗い損失量試験（JIS A 1103）
硫酸ﾅﾄﾘｳﾑによる安定性試験（JIS A 1122）
ﾛｻﾝｾﾞﾙｽすり減り試験（JIS A 1121）
CBR試験（ｱｽﾌｧﾙﾄ舗装要綱，修正CBR）
ｺﾝｸﾘｰﾄ（ﾓﾙﾀﾙ）の圧縮強度試験（JIS A 1108）

4．おわりに

下水汚泥も含めた廃棄物は毎年莫大な量が発生しており、その処分地の確保が困難になってきてい

ることから、その有効利用を図ることが緊要の課題となっている。しかし、有効利用を進める上でもエネルギーの削減に努めることは当然であり、そうした技術の開発が必要であるが、ドイツは下水汚泥の焼却技術等において高い省エネルギーシステムを確立しており、本共同研究を継続して行うことによって、迅速で効率的な省エネルギー・リサイクル型技術の研究開発が可能となろう。

表－8　化学成分組成分析結果

（W／W％）

試験項目	試料							
	A	B	C	D	E	F	G	H
Ｉｓ－Ｌｏｓｓ	0.9	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
SiO_2	45.6	41.3	46.3	34.2	24.4	27.5	45.3	37.4
Al_2O_3	18.6	19.0	9.2	12.4	13.1	9.1	13.0	18.4
Fe_2O_3	0.2	0.7	8.6	3.5	19.4	9.3	1.5	6.6
ＣａＯ	6.0	5.6	25.2	35.3	22.6	31.8	9.6	17.4
ＭｇＯ	<0.1	0.2	0.9	2.2	1.8	1.1	1.0	2.9
SO_2	<0.1	<0.1	0.5	0.2	0.3	0.3	0.2	<0.1
Na_2O	0.05	0.10	0.15	1.11	0.82	1.78	1.23	2.73
K_2O	0.05	0.21	0.45	0.59	0.52	1.27	0.54	0.86
P_2O_5	0.35	1.01	5.98	10.08	11.56	3.72	0.69	0.60

表－9　品質試験結果

項　　目	A	B	C	D	E	F	G	H	道路用砕石基準
通過百分率60%　粒径(D60)(mm) 通過百分率10%　粒径(D10)(mm) 均等係数　Cu＝D60／D10	2.8 0.86 3.3	2.7 0.76 3.6	14 7.6 1.8	16 0.62 26	1.7 0.60 2.8	1.4 0.47 3.0	4.0 0.90 4.4	1.1 0.43 2.6	--
表乾比重	2.5	2.5	2.6	2.7	3.0	3.1	2.6	2.9	2.45≦
硫酸ナトリウムによる安定性(%)	6.5	5.2	1.4	0.9	1.9	4.7	2.3	6.0	≦12(表層、基層)
すりへり減量(%)	60	46	40	41	71	83	52	40	≦50(上層)
圧縮強度(kg／cm²)	156	237	321	317	324	363	170	292	--
修正ＣＢＲ(%)	13.4	19.6	30.0	126	19.1	28.2	35.0	34.7	30≦(下層)、80≦(上層)

III. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．りんの超高度除去に関する研究

三次処理研究室　室　長　髙橋　正宏
研究員　諏訪　　守
奥井　　淳

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、公共用水域の水質に関心が高まっており、下水道の普及率も平成５年度に５０％近くに達しようとしている。下水道の普及も相まってＢＯＤ、ＣＯＤ等の環境基準については全国の観測地点の75％において達成されているが、湖沼などの閉鎖性水域に限ると依然として達成率が低く42％（平成３年度）にすぎない。この原因は、通常の下水処理法である活性汚泥法で除去が不十分な汚濁物質である窒素、りんなどの栄養塩類が閉鎖性水域に蓄積し”アオコ”に代表される植物プランクトンが異常増殖するためである。栄養塩類除去特にりん除去を目的とした高度処理法として、凝集剤添加活性汚泥法、生物学的脱りん法（嫌気－好気活性汚泥法）等が実用化され琵琶湖や霞ヶ浦などの流域で実施設が運転されているが、これらの処理法の処理水中のりん濃度は0.5mg/ℓ程度であり湖沼等における望ましい環境基準（Ａ類型）0.01mg/ℓを大幅に上回っている。ダム湖、山間の湖沼など、自然環境の保全された流域中に下水道を事業化する場合、当該水域へのりん負荷の大部分を下水処理水が占める場合があると思われる。このような場合には、当該水域の富栄養化防止の観点から、現行の高度処理法を上回るりん除去法が必要になることが予想される。

本研究は、下水処理水中のりん除去に関して従来の高度処理法を大幅に上回る除去法の開発を目的に実施するものである。

2.平成４年度の研究結果

吸着法によるりん除去に関する研究では、活性アルミナ、酸化ジルコニウムをりん吸着剤として用い、ｐＨがりんの低濃度域における吸着等温線に与える影響を調査した。

マイクロフロックによるりん除去に関する研究では、塩化アルミニウム、塩化第２鉄を用いてｐＨが生成粒子に与える影響を調査した。純水を用いた実験結果では、生成粒子の粒径は５μｍ以下に主に分布しており、生成数も少ないものであった。しかし、実下水処理水を用いたマイクロフロック生成実験では、粒子径分布、りん除去率のｐＨ依存性についても純水系と異なる結果が得られたことより、マイクロフロック法を実際に適用する場合には、対象検水を用いた実験が欠かせないと考えられた。りん除去プロセスの制御に自動分析計を用いるためには、低濃度域における分析計の信頼性の確保及び浮遊物への対策が必要であると考えられた。

3.りん除去技術の確立に関する検討

本研究は、処理水中のりん濃度、0.01mg/Lレベルの安定した処理を目標とした、単独及び総合的り

ん除去プロセスの検討と、プロセス制御用の低濃度りん分析計の適用性に関した検討を行うものである。具体的な検討内容としては、①りん吸着剤として金属酸化物等を用いて吸着特性などの把握を行い、この結果に基づきパイロットプラントを製作し、その設計操作条件等の検討、②①と生物学的りん除去法との組み合わせに関する検討、③マイクロフロックの性状、生成量、膜分離性についての基礎的検討とりん除去システムへの適用性に関する評価、④低濃度りんの安定したモニターのために必要な改善点に関する検討及び評価、の実施である。

本年度は、吸着法によるりん除去に関する検討としてパイロットプラントを製作し、吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を行うとともに、室内実験においてプラントで用いた活性アルミナの吸着等温線の作成、最適ｐＨの検討を行った。

マイクロフロック生成によるりん除去に関しては、設定ｐＨ及び凝集剤投入量の違いによるフロック生成量、生成粒子径及び膜分離によるりん除去率の基礎的検討を行った。

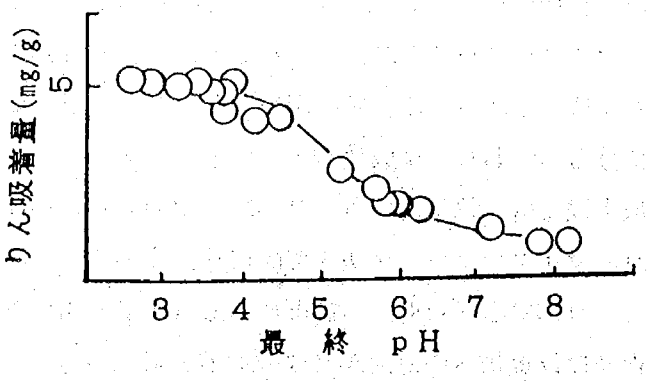
自動分析装置に関しては、吸着プラントにりんモニターとして取り付け、吸着処理水のりん連続測定を行うとともに、スポット採水を行い手分析値との比較を行った。

3.1　吸着法によるりん除去に関する基礎的検討

今回プラントに充填した活性アルミナは、住友化学工業社製の粒径2～4mmのものを用いた。基本性状等を表－１に示す。表面積については、昨年度室内実験で用いたものと比較すると約２倍の約240m^2/gとなっている。アルミナ量としては90%以上を占めるものであった。ｐＨの違いによる活性アルミナの吸着能力を比較した室内実験結果を図－１に示す。実験方法は初期りん濃度を20mg/Lに設定した検水を各々のｐＨに調整し、吸着剤を１ｇ添加24時間振盪させた後、検水をろ過(1.0μm)しモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法により、りん濃度を測定した。最終ｐＨが４付近を境として吸着能力に差が現れており、最終ｐＨが４以下では約5mg/gの吸着量であるのに対し、最終ｐＨが８では約1mg/gであり、活性アルミナのりん吸着に及ぼすｐＨの影響は大きいものと考えられた。この原因として、アル

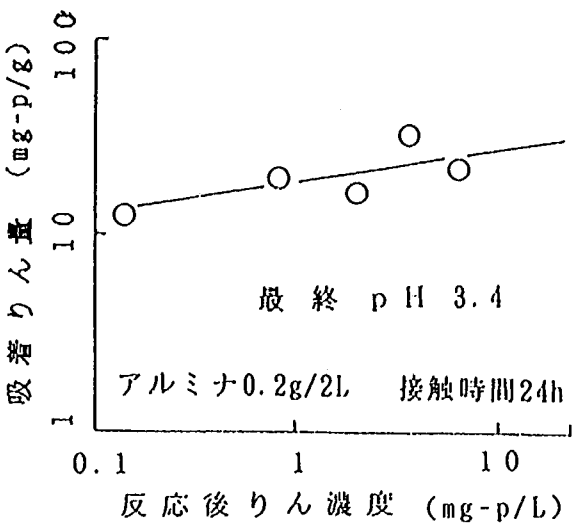
表－１　吸着剤の性状等

成分等 ＼ 吸着剤	吸着等温回帰式	成　分　(%)			比表面積
	$K = A \cdot C^B$	Al_2O_3	Fe_2O_3	SiO_2	(m2/g)
活性ｱﾙﾐﾅ（2～4mm）	$K=18.6\times C^{0.17}$	90.69	1.86	1.33	236.8



図－１　ｐＨの違いによるりんの吸着能力

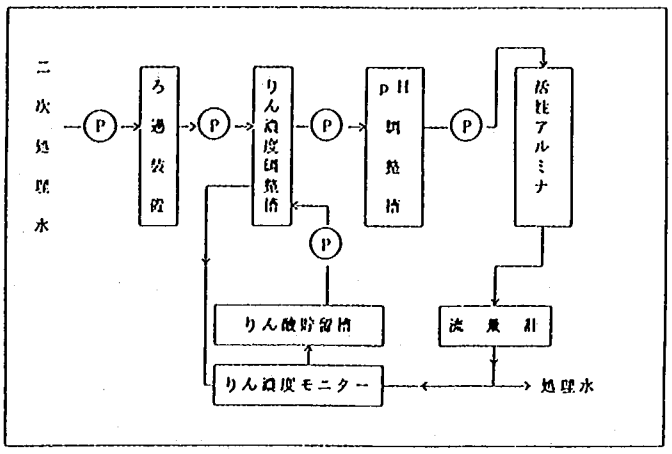
カリ側ではアルミナの表面が（$Al(OH)_4$）となり、りんを吸着しなくなるためと考えられる。　上記の結果に基づき、最終ｐＨが４以下での平衡吸着量に関する室内実験結果を図－２に示す。反応後のｐＨがほぼ等しい条件下では、Freundlich型の吸着等温線となっている。今回の実験で得られた平衡吸着量を、昨年度の実験結果と比較すると２倍以上の値となっている。昨年度の実験で用いたアルミナは酸処理をしていないのに対し、今回用いたアルミナは酸処理を行っているとともに比表面積も２倍となっているため、これらに起因して吸着量が大きくなったものと考えられる。



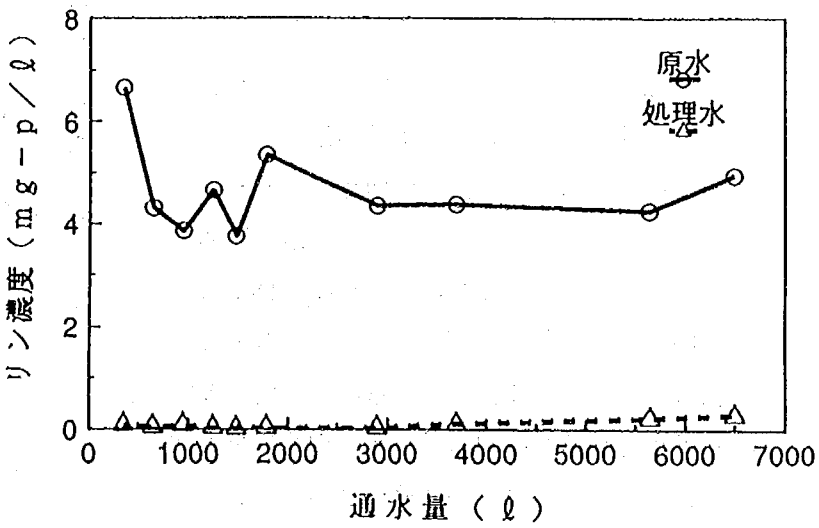
図－２　吸着等温線

3.2 パイロットプラントを用いた破過点調査

本年度はｋ下水処理場内に吸着式パイロットプラントを製作し、りん吸着剤として用いた活性アルミナの破過点調査を実施した。パイロットプラントの概要を図－３に示す。二次処理水にはオキシデーションディッチ処理水をろ過（1.0μm）したものを用い、りん濃度を5mg-p/L、処理水のｐＨが4になるようｐＨを調整した後、吸着槽へ通水した。吸着槽は0.5×0.5×2.0mの容量で、活性アルミナの投入量はかさ容量で0.2m³（重量約160Kg）、通水量は0.2m³/日とした。通水結果を図－４に示す。尚、図－４に示したりん濃度は自動比色分析装置(TRACS 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）により測定を行ったものである。通水初期の処理水りん濃度は0.1mg-p/L以下で良好なものとなっているが、通水量が3.7m³を越えた時点より0.1mg-p/L以上となっている。室内実験の吸着等温線結果より考慮すると破過点



図－３　パイロットプラント概略図



図－４　流入水、処理水のりん濃度の推移

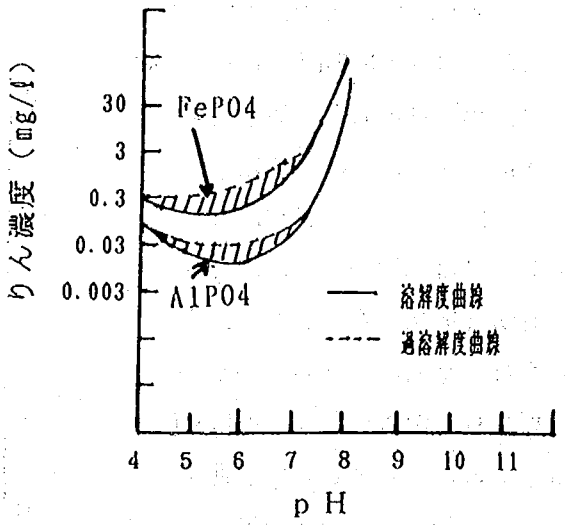
に達するまでにはりん吸着量が小さいので、この現象が一時的なものかどうかは、今後調査を継続して明らかにする。

3.3 マイクロフロックを用いたりん除去に関する検討

昨年度は、金属塩凝集剤を対象としてｐＨが生成粒子径及び生成量に与える影響について検討を行った。その結果、生成粒子径の5μm以下のものが主に生成しており、さらには、2μm以下の粒子の存在も多いと考えられた。また、生成粒子が金属水酸化物である可能性の高い条件でのりん除去率が比較的良かった。このため、5年度は金属水酸化物の生成がりん除去に与える影響を把握するために、金属塩凝集剤である塩化アルミニウム、塩化第二鉄を用いて設定ｐＨとりんに対するモル比で理論当量、３倍量と変化させた場合の生成粒子径、生成量及び孔径を異にする膜を用いてろ過をした場合のりん除去率について検討を行った。実験条件を表－２に示す。実験は、20℃で５Lの攪拌槽を用いて三次処理水を検水とした処理水系のみで行った。三次処理水はｋ処理場の高度処理水（窒素りん除去及び急速ろ過を実施）を用いた。尚、三次処理水は実験に先立ち微粒子の影響を除くため、0.1μmのメンブレンフィルターでろ過をしたろ液を用いた。りん濃度の調整にはりん酸二水素カリウムを使用、ｐＨの調整は塩酸及び水酸化ナトリウムを用いて行った。粒子径の測定は、2～64μmの粒子を対象としてコールターカウンターを用いて測定した。膜分離に関しては、昨年度の実験結果から、2μm以下の微細粒子が多く存在していると考えられたため1.0、0.45、0.2、0.1μmのメンブレンフィルターを用いろ過を行った後、ろ液のりん濃度を分析した。また、参考のためりん酸第二鉄、りん酸アルミニウムの溶解度曲線を図－５に示す。

表－２　実験条件

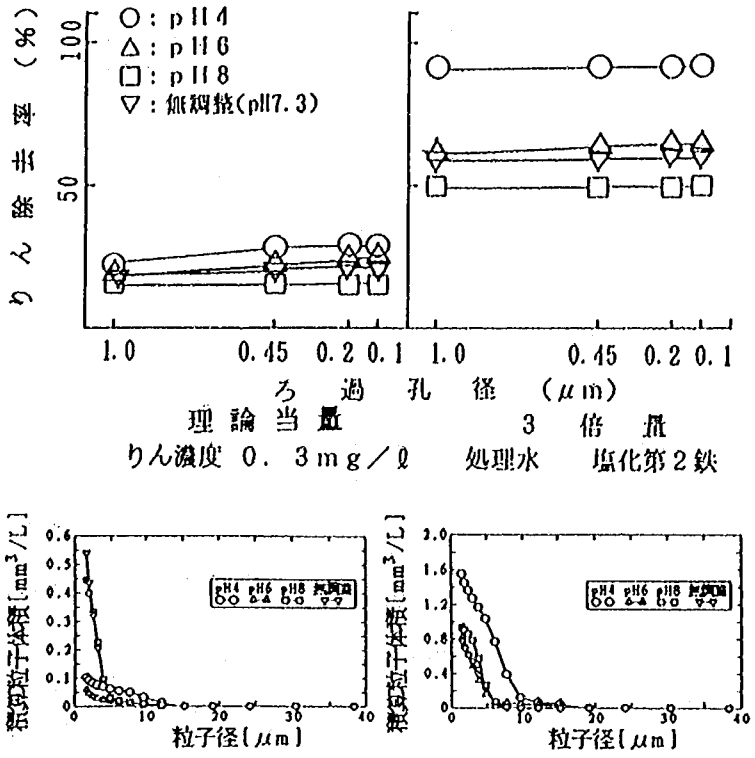
	処理水系
攪拌強度（G値）	２００ｒｐｍ（34〔S-1〕）
ｐＨ	４，６，８，無調整
初期りん濃度	０．３mg/ℓ，１．０mg/ℓ
初期アルカリ度	０～１１８ｍｇ／ℓ
凝集剤	塩化第二鉄，塩化アルミニウム
添加量	理論量，３倍量



図－５　りん酸化合物の溶解度

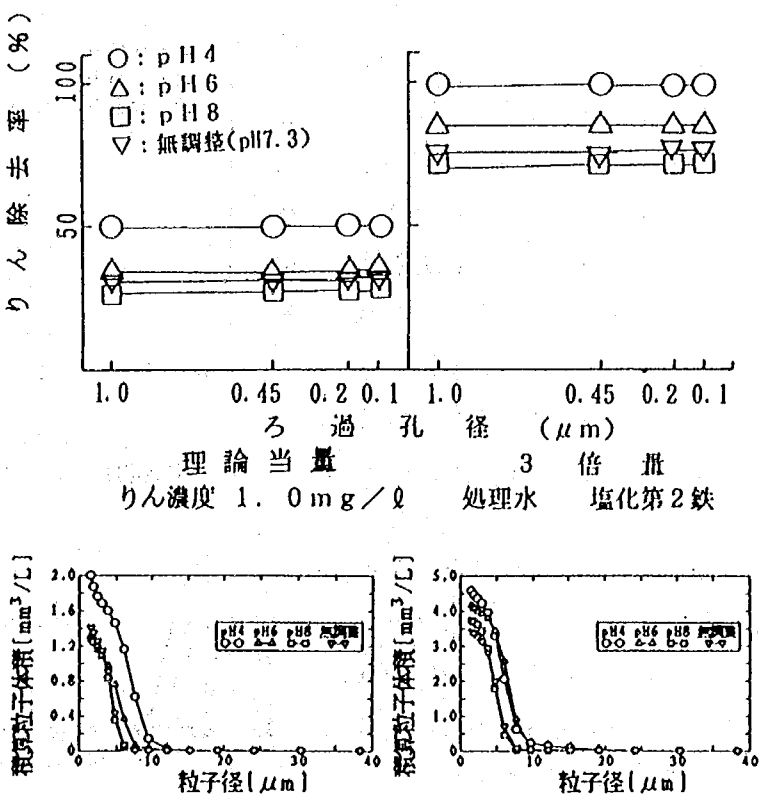
塩化第二鉄を用いた実験結果を図－６、７に示す。理論当量、３倍量の添加ともｐＨが高くなるにつれ溶解度曲線どおりりん除去率が低くなっている。また、溶解度曲線以上（0.03mg-p/L）にりん濃度が低下しているため、りん酸塩は鉄と錯体となって結合している可能性が考えられた。溶解度が最小となる範囲内のｐＨ４で理論当量と３倍量でりん除去率が２倍程度違うが、これは水酸化物等共存反応物の生成に凝集剤

が消費されるためであり、十分なりん除去を行うためには3倍量程度の凝集剤添加が必要である。また、水酸化物等の生成による生成物へのりん酸取り込みもないようであった。塩化アルミニウムを用いた実験結果を図－8、9に示す。溶解度が最小となるpH6付近で各添加量においてりん除去率が最大となっているが塩化第2鉄と同様、3倍量の添加でなければ十分なりん除去が行われないものとなっている。初期りん濃度の違いによっては各々の凝集剤とも、りん濃度が低いことによって若干除去率が低下している。ろ過孔径の違いによるりん除去率の差は現れていない。これは生成したりんの不溶性化合物はほとんど1μm以上の粒径を有することを示している。1μm以上の粒子の粒径分布を把握するために積算粒子体積を算出した。（図－6から9の下段）積算粒子体積は、生成した粒子を全て球と仮定して粒子分布から換算した体積の積算値である。2～64μmの測定範囲ではあるが、粒子の分布範囲としては10μm以下の粒子がほとんどである。また、積算粒子体積量とりん除去量の関係を図－10に示す。生成体積量が多い程りん除去量も大きくなっている。さらに、初期りん濃度が高い程生成体積量が多いためりん酸化合物由来の粒子の生成が多いと考えられる。図－10に示した結果から回帰



図－6　ろ過孔径の違いによるりん除去率と生成粒子体積

（設定りん濃度0.3mg-P/ℓ，塩化第二鉄）



図－7　ろ過孔径の違いによるりん除去率と生成粒子体積

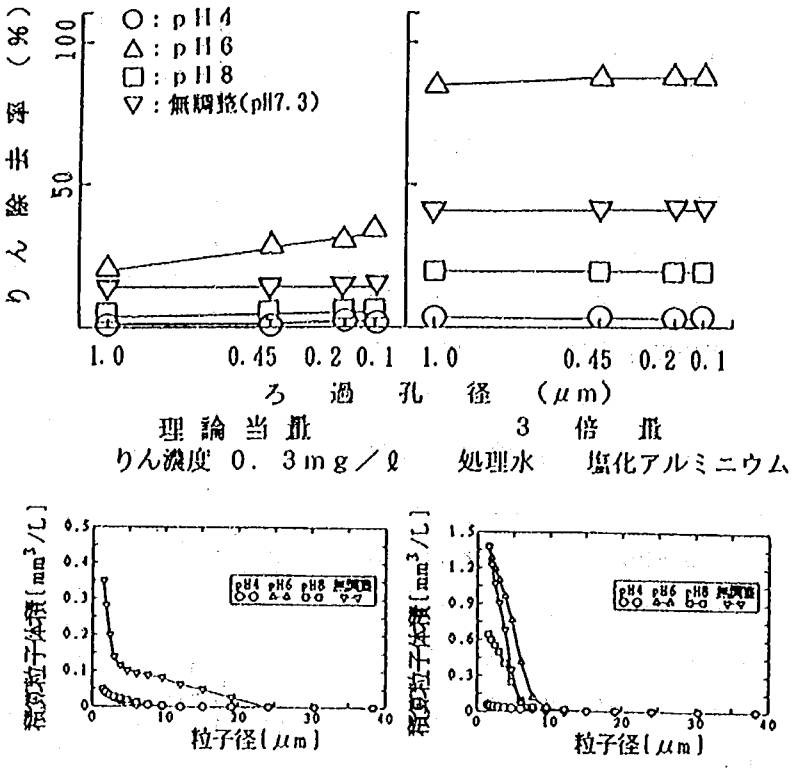
（設定りん濃度1.0mg-P/ℓ，塩化第二鉄）

式により各条件における単位生成体積あたりのりん除去（含有）量を算出すると鉄の理論当量で0.23 mg-p/mm³、3倍量で0.19mg-p/mm³、アルミの理論当量で0.22mg-p/mm³、3倍量で0.18mg-p/mm³となり、3倍量の添加においては理論当量に比べ、単位生成体積あたりのりん含有量は鉄、アルミとも約20%減少している。このことは、高いりん除去を得るためには理論当量の3倍量の凝集剤を添加しなければならないが、3倍量の添加によって単位生成体積のりん含有量は20%程度しか低下しないため、汚泥発生量はそれ程増加しないことを示している。

尚、本実験で生成したフロックは目視では観察できなかったため、かなり微細で密なフロックが形成されているものと考えられる。

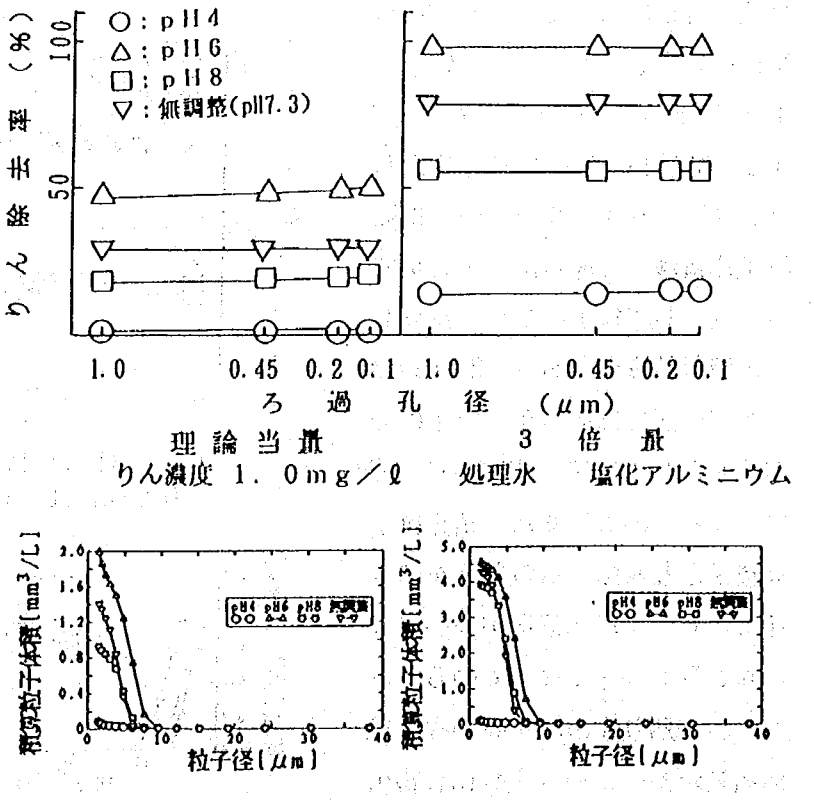
3.4 自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関する検討

本研究においては、吸着法やマイクロフロック生成によるりんの超高度除去手法等について検討を行っている。吸着法の場合、自動りん分析装置を利用し吸着剤の破過点を確認することは吸着剤の再生等の決定時期に有効であると考えられる。また、マイクロフロック生成によるりん除去においては、流入りん濃度を把握することによって凝集剤の添加量を適正にコントロールできると考えられる。さらには、各下水処理プロセスでの



図－8 ろ過孔径の違いによるりん除去率と生成粒子体積

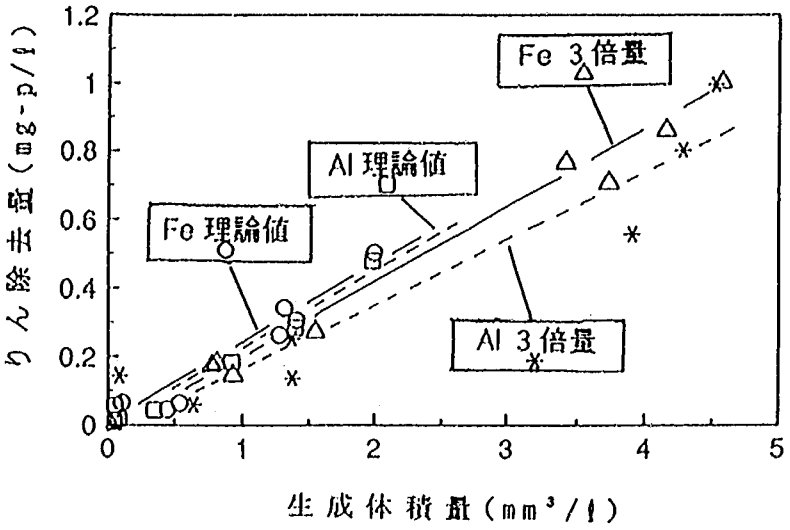
（設定りん濃度0.3mg-P/l，塩化アルミニウム）



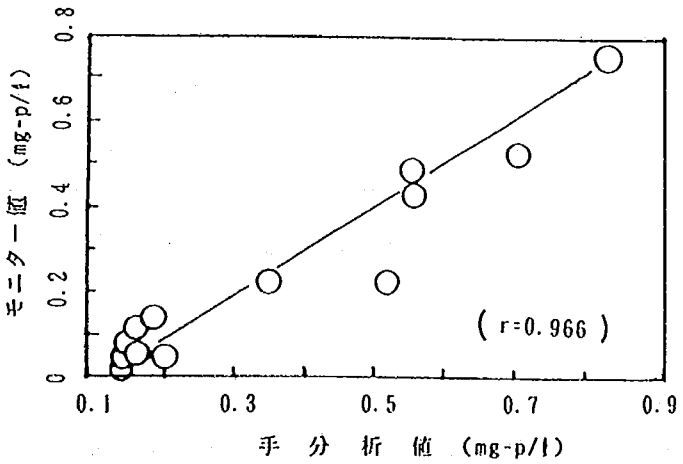
図－9 ろ過孔径の違いによるりん除去率と生成粒子体積

（設定りん濃度1.0mg-P/l，塩化アルミニウム）

りん除去量の把握が行えれば、各プロセスのりん除去配分等の最適化に資することも可能となるであろうと考えられる。ただし、本研究においてはりんが低濃度であるため、低濃度りんの安定した分析のために必要な改善点に関する検討及び評価の実施を行わなければならない。本年度は、昨年度利用した自動比色分析装置を吸着プラントにりんモニターとして取り付け吸着処理水のりん濃度の測定を行い、低濃度のりんが含まれた下水試料における分析の安定性に関する検討を行った。使用した自動比色分析装置は、分解系を有しないオルトりん酸態りん専用の可搬式装置であり、分析法は、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法によるものである。なお、自動比色分析装置の分析値と比較するためにスポット採水を行った。スポット採水による分析もモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法によった。分析を行った検水は吸着処理水と合わせ、脱りん実験を行っている処理水についても行った。分析比較結果を図－11に示す。全体的に線形を保っており相関係数も比較的良いものとなっているが、モニター値は手分析値に比べ若干低い値を示しているようである。さらに、0.2mg-p/l以下の領域においては分析値がやや不安定になる傾向が伺えた。以上の結果から低濃度域におけるりんの測定は、やや不安定であったため今後分析計の信頼性の確保のためには、安定した発色条件の維持や低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられる。



図－10　生成体積量とりん除去量の関係



図－11　モニター値と手分析値の比較

4.　まとめ

本研究は、処理水中のりん濃度を0.01mg/Lレベルの安定した処理を目標とした単独及び総合的りん除去プロセスの検討と、低濃度りんの分析プロセス制御への適用性に関して検討を行うものである。

本年度の検討結果を以下に要約する。

①吸着法によるりん除去に関する検討としてパイロットプラントを製作、りん吸着剤として活性アルミナを用いて破過点調査を開始した。室内実験においては、プラントで使用している活性アルミナの吸着等温線の作成、最適ｐＨの検討を行った。その結果、同一ロットの活性アルミナでは吸着時のｐＨによって吸着量に大きな差があり、ｐＨ４以下が最適条件であった。昨年度用いた活性アルミナの比較から、ロットや製造時期の違いにより吸着量はもとより比表面積などの物性が大きく異なることが明らかとなった。

②マイクロフロック生成によるりん除去に関する検討として、設定ｐＨ、凝集剤投入量の違いによるフロック生成量、生成粒子径及び膜分離によるりん除去率の基礎的検討を行った。処理水系での実験結果、添加する金属塩凝集剤各々の溶解度が最小となる領域でりん除去率が最大となるが、共存物質による凝集剤の消費のため、凝集剤の添加量は理論当量の３倍量程度としないと高いりん除去率は得られなかった。生成粒子の分布範囲は10μm以下の粒子がほとんどであり、1.0～0.1μmとろ過孔径を小さくしてもりん除去率は変化しなかった。このため、精密ろ過程度による固液分離によって生成粒子は除去できるものと考えられた。また、生成粒子体積が多い程りん除去率も高くなる傾向であり、初期りん濃度が高い程生成体積量が多いためりん酸化合物由来の粒子が多いと考えられた。さらに、理論当量の３倍量の凝集剤を添加しても単位生成体積あたりのりん含有量は20%程度しか低下しないため、汚泥発生量はそれ程増加しない。

③自動りん分析装置をりんモニターとして吸着法プラントに取り付け手分析値との比較を行い、りん除去プロセスへの適用に関する検討を行った。その結果、モニター値は手分析値に比べ若干低い値を示しているようであり、0.2mg-p/L以下の領域においては分析値がやや不安定になる傾向が伺えた。今後分析計の信頼性の確保のためには、安定した発色条件の維持や低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられた。

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５年

２） 土木研究所資料、第3215号、平成４年度、「下水道関係調査・研究年次報告書集」

２．下水汚泥の無害化処理に関する研究

建設省
土木研究所下水道部汚泥研究室

渡部　春樹
岡澤　邦明
落　　修一

研究期間　平成４年度～平成７年度
平成５年度当初予算額　22,722千円

Research on Safe Application of Sewage Sludge to Lands

(FY 1992~1995)

H. WATANABE, K. OKAZAWA, S. OCHI
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, and about 7% as construction materials. One reason why sewage sludges 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 1993 is as follows.

(1) Acid extraction of heavy metals in primary, secondary and digested sludges was conducted using nitric acid. As the results, Zn and Ni were easily removed from sewage sludge by reducing pH less than 3. In case of Cd, the extraction rate was 8~26% at pH3 and 37~62% at pH2. The rate for Cu was 0~0.5% at pH3 and 5~15% at pH2, and for Cr 2~8% at pH3 and 36~42% at ph2.

(2) Electrolytic extraction was also applied to secondary sludge to remove heavy metals. Compared with acid extraction, the extraction rate of Cu and Cr at pH3 was a little bit improved by electrolytic operation.

(3) By adding more than 1.5g·Fe^{3+}/ℓ to digested sludge at pH3, Cu was easier extracted than acid extraction.

(4) Bacteria leaching test was conducted to digested sludge. Under the controlled condition of pH, Fe^{3+} concentration and *T. ferrooxidans,* heavy metals were highly removed by bacteria leaching.

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い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、ひ素(As)、カドミウ

ム(Cd)、水銀(Hg)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良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4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による溶出
④ キレート剤による溶出

これらの4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。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。

4. 研究結果

4. 1 酸による重金属の溶出実験

4. 1. 1 実験方法

実験には埼玉県A下水処理場の初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥を用いた。各汚泥については、まずSS濃度として約2%になるように汚泥試料を調整し、そこから一部を分取して、汚泥の上澄液を用い希釈し約1%の汚泥試料を調整した。この1%の汚泥試料と汚泥上澄液を用いて0.5%の汚泥を調整した。2%、1%、0.5%の汚泥試料はそれぞれ4.6ℓずつ4つの分取し、希硝酸を用いてpH 1、2、3、4の4種類にpH調整した。図4. 1. 1は酸による溶出実験装置の概要を示したものである。溶出実験は24時間行い、その期間中のpH変動に対してはpHコントローラで所定のpHに保持されるよう制御した。汚泥中からの重金属の溶出を調べるために実験開始から、1、2、4、8、24時間後にサンプリングし、重金属の分析を行った。各時間毎に採取したサンプルは図4. 1. 2に示した手順で、上澄液、洗浄液、分析用汚泥溶液に分画し、重金属(Zn,Cu,Cd,Cr,Ni)、SSの分析を行った。なお、上澄液、洗浄液には微細なSS成分が含まれているため、0.45μmメンブランフィルタでろ過した後の溶液について重金属の分析を行った。分析は下水試験方法によって実施した。

4. 1. 2 実験結果と考察

酸溶出実験において、汚泥中の重金属濃度は、図4. 1. 2における上澄液、洗浄液及び分析汚泥溶液の和とした。従って、酸の添加によって溶出された重金属は、上澄液と洗浄液中の重金属の和であり、溶出されなかった重金属は分析用汚泥溶液中の重金属ということになる。

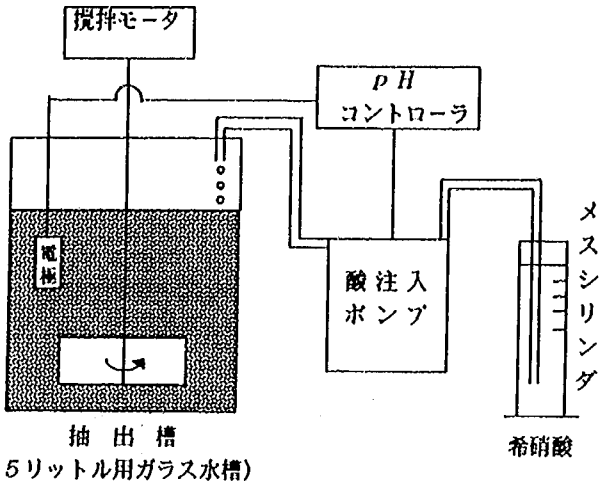


図4. 1. 1 重金属の酸溶出装置の概要図

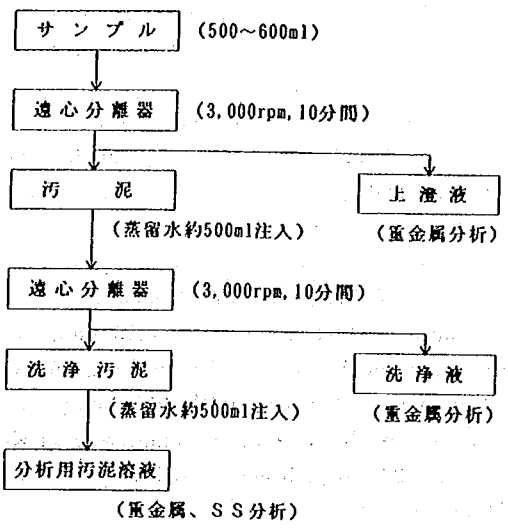


図4. 1. 2 分析試料の調整

1) 溶出時の汚泥濃度の影響

酸溶出実験においては供試汚泥の濃度が重金属の溶出率(除去率)に影響するかどうか調べるため、汚泥濃度のSS濃度を約0.5%、約1%、約2%に設定した。溶出実験の結果の1例を図4. 1. 3~図4. 1. 5に示す。初沈汚泥中の重金属濃度はZn 1940mg/kg・DS,Cu 686mg/kg・DS,Cd 2.0mg/kg・DS,Cr 118mg/kg・DS,Ni 154mg/kg・DSである。同図は実験後の溶出率を示したものである。ここで、溶出率(除去率)とは、上澄液、洗浄液及び分析用汚泥溶液中の重金属の総和に対する上澄液と洗浄液中の重金属の百分率として求めたものである。溶出率は溶出実験開始から24時間後の溶液中の溶解性重金属濃度の割合(%)として算出した。同図から明らかなように、汚泥中のSS濃度が2%程度までであれば、重金属の溶出率はSS濃度にほとんど影響されないことがわか

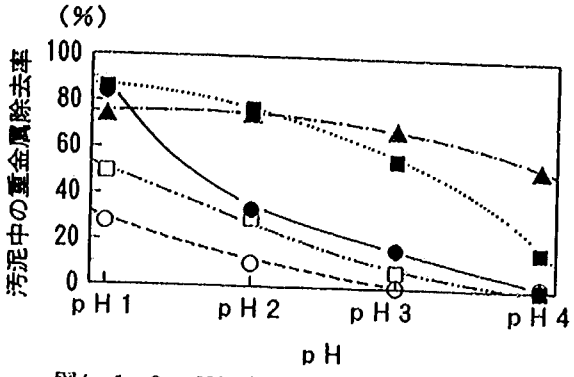


図4. 1. 3 pHと重金属除去率の関係
(初沈汚泥　0．5%　酸溶出時間24hr)
●Cd　■Zn　▲Ni　○Cu　□Cr

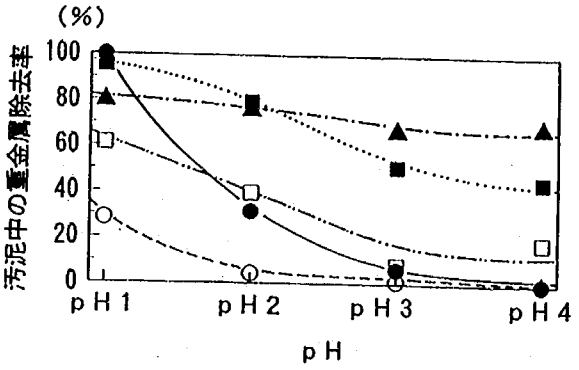


図4. 1. 4 pHと重金属除去率の関係
(初沈汚泥　1．0%　酸溶出時間24hr)
●Cd　■Zn　▲Ni　○Cu　□Cr

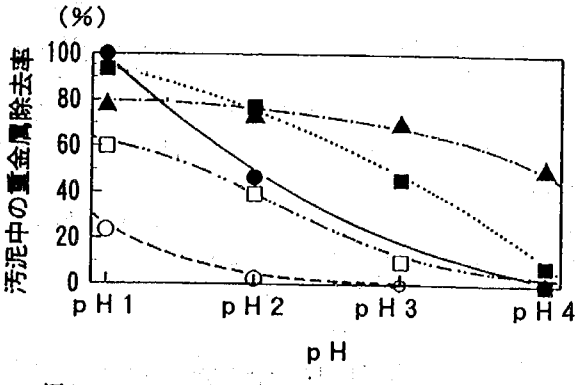


図4. 1. 5 pHと重金属除去率の関係
(初沈汚泥　2．0%　酸溶出時間24hr)
●Cd　■Zn　▲Ni　○Cu　□Cr

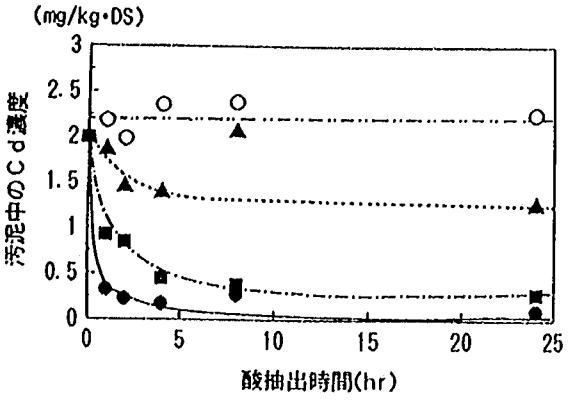


図4. 1. 6 酸抽出時間と汚泥中のCd濃度の関係
◆pH1　■pH2　▲pH3　○pH4

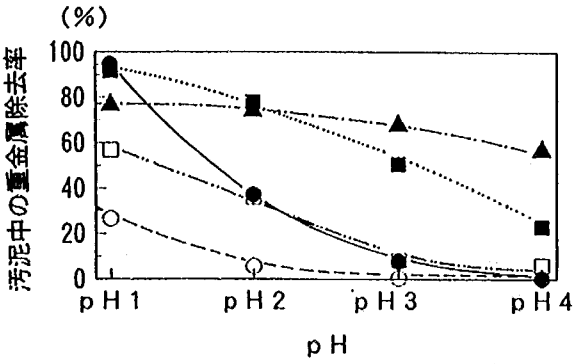


図4. 1. 7 pHと重金属除去率の関係
(初沈汚泥　酸溶出時間24hr)
●Cd　■Zn　▲Ni　○Cu　□Cr

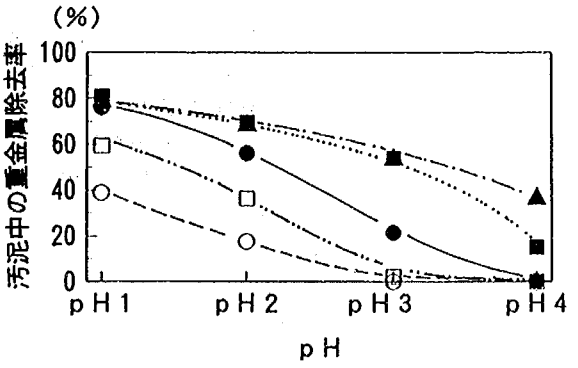


図4. 1. 8 pHと重金属除去率の関係
(余剰汚泥　酸溶出時間24hr)
●Cd　■Zn　▲Ni　○Cu　□Cr

った。この結果は余剰汚泥、消化汚泥中の重金属についても同様であった。

2) 溶出における時間の影響

図4. 1. 6は余剰汚泥中のCdを対象にして、溶出実験を開始してからの余剰汚泥中のCd濃度の時間変動を示している。同図から明らかなように、溶出がある場合には実験開始の1時間目までに急激に溶出がおこり、その後24時間目まで徐々に溶出が進行することがわかる。しかし、4時間目以降の溶出量は少ないことから、溶出実験の反応時間としては4時間程度に設定すればよいといえよう。こうした傾向は消化汚泥や初沈汚泥においても同様であった。

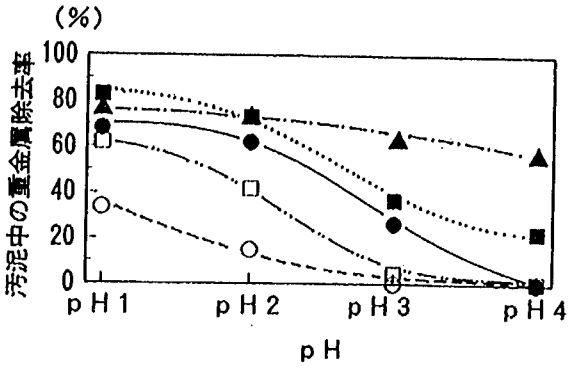


図4. 1. 9 pHと重金属除去率の関係

(消化汚泥 酸溶出時間24hr)

●Cd ■Zn ▲Ni ○Cu □Cr

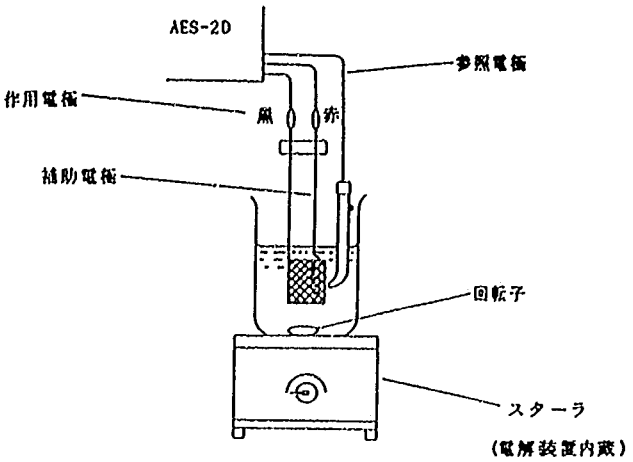


図4. 2. 1 自動定電位電解装置

3) pHの影響

図4. 1. 7～図4. 1. 9は、初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥中の各重金属の除去率を示している。ここで求めた除去率はSS濃度約0.5、1.0、2.0%に設定した汚泥の各pHにおける除去率を平均したものである。重金属によって、溶出され易いものとされ難いものに大きく分かれ、前者としてはCd, Zn, Niがあり、後者としてはCuとCrが挙げられる。この傾向は汚泥の種類によらなかった。岡沢ら[1),2)]は、Stoverら[3)]の農用地土壌中の重金属の形態分画法を汚泥に適要し、汚泥中のCd,Zn,Niは炭酸塩態の形態のものが多く、CuとCrは残留態の形態のものが多いことを見出しており、この結果は重金属の溶出の難易と一致するものである。

汚泥中のCuとCrは、pH3ではほとんど溶出せず、除去率はそれぞれ0～0.5%と2～8%であった。また、pH2ではそれぞれ6～15%と36～42%であった。ZnとNiは、pH2で70%以上の除去率をしており、pH3でもそれぞれ37～54%、53～68%であった。Cdは初沈汚泥の場合と、余剰汚泥、消化汚泥の場合で除去率にかなりの差が認められた。初沈汚泥ではpH3で8%、pH2で37%であるのに対して、余剰汚泥と消化汚泥の場合にはそれぞれ21～26%、56～62%となっており、初沈汚泥での除去率が低くなっている。

4. 2 電解処理法による重金属の抽出実験

4. 2. 1 実験方法

重金属の抽出方法の一つである電気分解（以後、電解という。）処理に関して下水汚泥処理への適用性について基礎的な実験を行った。

化学分析に応用されている電解析出について、電解に利用される条件は経験的に定められている。析出の金属種については電位を調節するが、電流密度、温度、電解質の組成、電極の材質などの種々な影響のある要素を統合する一般的な法則はない。今回は基礎実験として、JIS規格の電解分析装置と白金電極を用い、汚泥中の重金属濃度の挙動について調べた。電解装置の概要を図4. 2. 1に示す。

金属の析出には有用な酸イオンを含む溶液を用いる必要があり、今回汚泥の緑農地利用のための重金属除去実験であり、施用時の塩素イオン障害を避けるため電解液として硝酸を用いた。この硝酸添加により重金属の酸溶出効果も期待できる。

前処理として、供試汚泥である余剰汚泥に硝酸を電解液としてpH3になるように添加し、pH3で1時間保持した溶液（以下、電解液という。）について、電解処理を行った。

電解では、定電位電解により陰極電位が−1.5Vより負にならないようにポテンシオスタットにつらね、カロメル電極を有する自動定電位電解装置を使用し、Pt網陰極により電解を行った。また対照系として各種重金属を溶かし込んだ金属電解溶液をpH3に調整後、1ℓをビーカーにとり、この溶液(以下、対照電解液という。)について電解処理を行った。

電解のための通電開始後、30、60、90、120、180分経過時に各電解液サンプルを摂取した。汚泥電解液については遠心分離機で固形分を分離し、各サンプルについて王水煮沸法による前処理を行い、残りをろ過により取り除き溶液を重金属分析用試料とした。

電解液に含まれる金属濃度については、Cu,Zn,Pb,Ni,Cd,Crについて原子吸光光度計にて分析した。

4. 2. 2 実験結果と考察

本実験に用いた電解液中の重金属濃度を表4. 2. 1に示す。

表−4. 2. 1 初期の重金属濃度 (mg／ℓ)

		Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd
重金属電解液	トータル	16.3	4.95	0.190	1.097	0.746	0.045
汚泥電解液	トータル	13.1	2.07	0.056	0.029	0.294	0.019
	溶解性	7.8	0.01	0.032	0	0.142	0.003

図4．2．2は電解時の電流変化、図4．2．3と図4．2．4はそれぞれ電解液のpH変化と温度変化を示したものである。重金属が電解処理によってどのように除去されたかを示したのが図4．2．5～図4．2．10である。

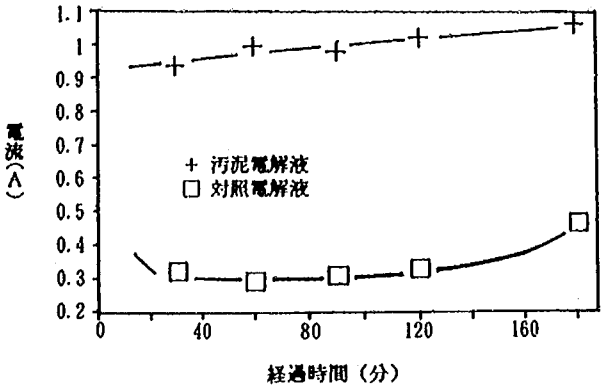


図4．2．2　電解電流の変化図

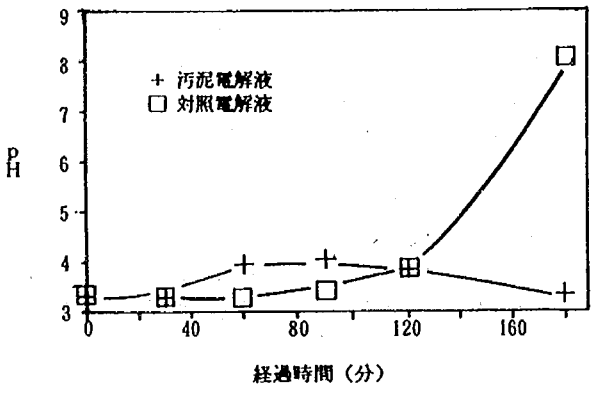


図4．2．3　電解液のpH変化

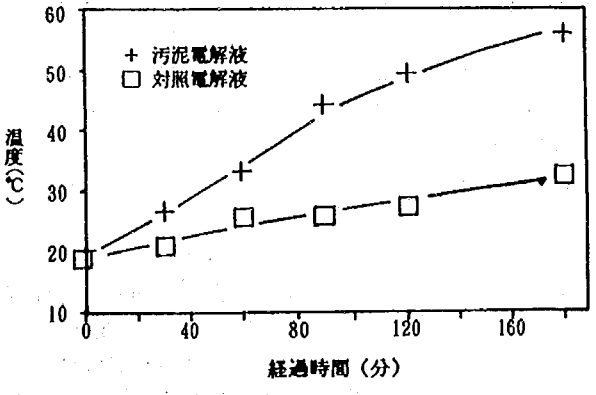


図4．2．4　電解液の温度変化

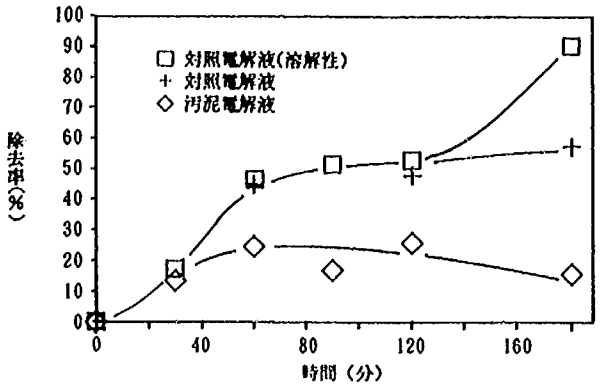


図4．2．5　電解液中のZn濃度変化

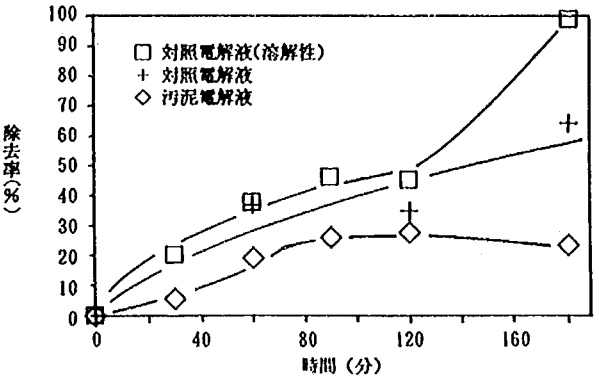


図4．2．6　電解液中のCu濃度変化

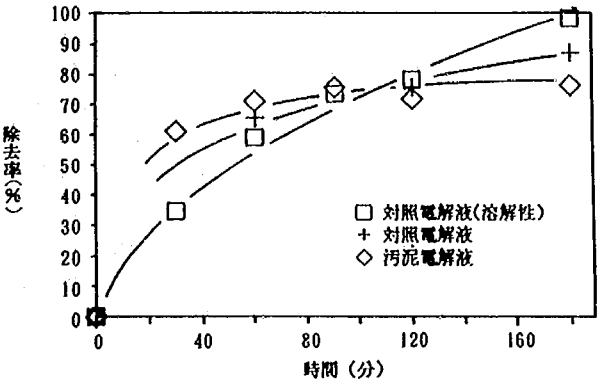


図4．2．7　電解液中のPb濃度変化

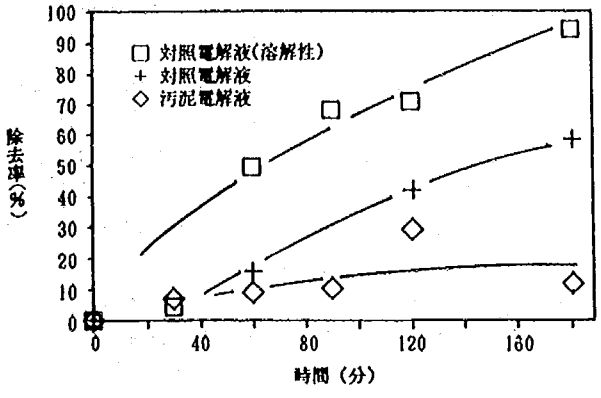


図4．2．8　電解液中のCr濃度変化

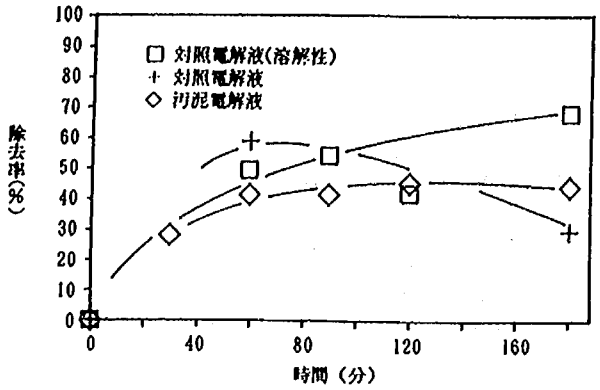


図4．2．9　電解液中のCd濃度変化

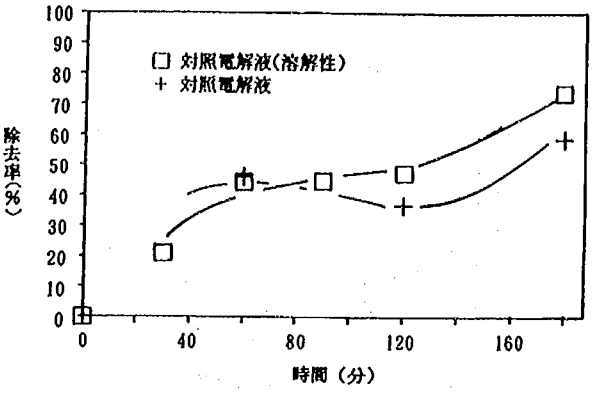


図4．2．10　電解液中のNi濃度変化

対照電解液中の溶解性金属については除去率が経過時間とともに増大しており、180分後ではかなりの除去がみられるが、金属総量では時間経過とともに溶解性成分との除去率の差は大きくなり、溶解性の場合ほどの除去がなされていない。

対照電解液では90分経過ごろから液中に白い濁質がみられるようになり電極での金属吸着が不完全で液中に析出しだしたものと考えられる。このころから溶解性金属濃度は低下するものの、金属総量の除去は頭打ち傾向となることと一致している。

全般的に、金属総量については時間をかけてもある一定率以上は除去できない傾向が読み取れる。これは電解の妨害因子によりほぼ平衡状態に到達し、電極の表面では水の電解が中心に行われているためと考えられる。

また、実験後の電極の目視確認では、対照電解液では電極に黒、緑、白色の付着物が全面を被っているのに対し、汚泥電解液での電極表面の色の変化、付着物の様子は、金属光沢が甚る程度の有機物スケールの付着が見られるくらいであった。これは、汚泥中の有機物等の不純物が電極での金属析出に影響しているものと考えられる。

電気分解においてもっとも大切なことはメッキされた電極についてはげ落ちたりしないような美しい強固なメッキ面が得られるということであり、そのためには整々とした攪拌を行うことと電流密度が高すぎないことが必要である。

今回の実験では、重金属が析出しても電極面に付着するのではなく、電極から剥離し汚泥液中に固形物として戻ってしまうような傾向がある。したがって溶解性重金属は剥離できても、このままでは汚泥中の重金属濃度の効率除去は望めない。そのためより効率的な除去に向けて電極面に確実に重金属を析出付着させるような条件を見いださなければならない。ただし、酸溶出ではpH 3においてほとんど除去できなかったCuとCrは電解処理により除去率が若干向上することが認められる。

電解による重金属除去の阻害原因は電流効率低下によるものであるが、その現象として次のようなことが考えられる。

① 溶液中に不純物として存在する界面活性物質が電極表面に吸着すると、一般に電極反応速度は急激に小さくなる。電極表面が単分子層で被われたときの吸着量は10^{-9}mol・cm^{-2}のオーダーであるから電極表面に強く吸着する物質が存在するときは、たとえ微量でも不純物による影響は大きいと考えられる。

② 不純物は電解中にスライムとなり電極表面を覆い、電極が不働態化してくる現象がある。

③ 陽極から発生する酸素は電解液中の酸素濃度を高め、析出金属を再溶解する。

④ 電極と電解質溶液界面において電極側に電子の過不足による電荷層が生じ、溶液側にそれにみあった電荷のイオンが配列して形成される界面層がある電気二重層による劣化現象も考えられる。

これらの影響因子としては液循環の程度、液の粘性、スケール障害、電気伝導度、温度等が考えられるが、今回の汚泥の電解処理実験により、重金属濃度の低減化の可能性が確認された。

4．3　バクテリアリーチング法による重金属の溶出実験

バクテリアリーチング法とは品位が低い鉱石中の有用な金属成分を、細菌を利用して回収しようとする技術である。このとき、利用される細菌は、主に *Thiobacillus* 属のもので、特に鉄酸化細菌（*Thiobacillus ferrooxidans*）が重要な役割を担っている。この細菌を介したバクテリアリーチングの作用には、以下に示す二つの機構が考えられている。

①間接作用機構

$$Fe^{2}+0.5O_2+2H^{+} \xrightarrow{T.ferrooxidans} Fe^{3+}+H_2O \quad (1)$$

$$4Fe^{3}+MS+2H_2O+O_2 \rightarrow M^{2+}+4Fe^{2+}+SO_4^{2-}+4H^{+} \quad (2)$$

この作用では、まず式(1)に示したように酸性下において、鉄酸化細菌によって第一鉄が酸化され、第二鉄が生成する。第二鉄はその酸化作用により金属硫化物（MS）を溶出させ、第一鉄に還元される（式(2)）。さらにこの第一鉄を鉄酸化細菌によって再び酸化すると連続的に金属を溶出させることができる。この作用においては、鉄酸化細菌は、第二鉄の生成速度を高めるための触媒的な存在として作用している。

②直接作用機構

T.ferrooxidans

$MS+2O_2 \rightarrow M^{2+}+SO_4^{2-}$ (3)

T.thiooxidans

この作用では、第二鉄が存在しない条件で、鉄酸化細菌や硫黄酸化細菌（*Thiobacillus thiooxidans*）が金属硫化物に直接的に作用し、細菌のもつ生化学的な反応によって、金属の溶出が起こるものである。

その他の形態の金属では、間接作用によって溶出するものもあり、それれらは主に*pH*の低下によって溶解度が高くなり溶出するものと考えられる。

4．3．1　実験方法

(1)　供試汚泥

実験に用いた消化汚泥は、最初沈殿地からの生汚泥と、下水を標準活性汚泥法により処理する際に生じた余剰汚泥を嫌気性消化させた後、高分子凝集剤を添加し、脱水されたものである。汚泥を採取した処理場の処理人口は、現在約15万人であり、処理区域内にはあまり大きな工業団地等はなく、主に住宅地を主体とした市街化地域の下水を処理している。表4．3．1にその供試汚泥の組成を示す。

表4．3．1　供試汚泥の組成

組成	
含水率(%)	82.0
強熱減量(%)	67.3
pH	7.3
T-N (%)	6.31
NH_4-N (mg/kg)	2,460
T-P (%)	2.00
K (mg/kg)	1,790
Fe (%)	1.75
Ni (mg/kg)	29
Cd (mg/kg)	3.55
Cu (mg/kg)	426
Mn (mg/kg)	526
Zn (mg/kg)	1,546
Pb (mg/kg)	87.9

(2)　鉄酸化細菌

鉄酸化細菌は、岩手県旧松尾鉱山の新中和処理施設の酸化槽より採取したものである。菌を維持するために表4．3．2に示す9K培地で通気培養を行い、培養液中のFe^{2+}濃度がほとんど0になった時点で新しい培地に植種するという操作を繰り返した。汚泥に植種した鉄酸化菌は、この培養における対数増殖期後半部と考えられるものを植種し、このときの培養液中の細菌の濃度は約10^8cell／mlであった。

表4．3．2　9K培地の組成

$(NH_4)_2SO_4$	3.0g
KCl	0.1g
K_2HPO_4	0.5g
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.5g
$Ca(NO_3)_2$	0.01g
10N H_2SO_4	1.0ml
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	14.74%(W/V)300ml
蒸留水	700ml

表4．3．3　溶出実験条件表

条件	汚泥乾燥重量（湿重量）	硫酸第二鉄添加量（w/v%）	
1	18.8g (105.0g)	0.000%	600ml
2		0.036%(0.1g-Fe/l)	
3		0.179%(0.5g-Fe/l)	
4		0.537%(1.5g-Fe/l)	
5		1.074%(3.0g-Fe/l)	
6		1.790%(5.0g-Fe/l)	

(3)　鉄酸化細菌による重金属の溶出実験

表4．3．3に本実験における各実験条件を示す。実験には消化脱水汚泥を乾燥重量で18.8g、硫酸第二鉄溶液600mlをそれぞれ加え、汚泥固体濃度約2.77%となる試料を用いた。硫酸第二鉄溶液の濃度は、条件2ではFeの濃度として約0.1g-Fe／1に相当し、以下、条件3：0.5g-Fe／1、条件4：1.5g-Fe／1、条件5：3.0g-Fe／1、条件6：5.0g-Fe／1となっている。試料はpHを3に調整し、さらに鉄酸化細菌を10ml添加した後、平底の振とうフラスコを用いて往復式振とう培養器上で、25℃、120rpmで振とうされた。

測定項目はpHおよび、10分間遠心分離（2.2×10^3G）後の上澄み液中のFe^{2+}濃度、上澄み液を王水を用いて分解処理[4]した試料水の各重金属（Cu,Cd,Ni,Zn,Mn,Pb）濃度であり、測定は経日的に行った。各重金属の測定には原子吸光光度計（SHIMADZU,AA-680）を使用し、検量線法により行った。また、溶液中のFe^{2+}濃度はフェナントロリン法[5]を用いて測定を行った。

4．3．2　実験結果と考察

鉄酸化細菌が存在する条件で硫酸第二鉄を添加し、重金属の溶出に対する影響を検討し、鉄酸化細菌を加えない場合の結果と比較した。ただし、pHを鉄酸化細菌の至適pHに近づけるためにN／10 H_2SO_4とN／10 NaOHで3.0に調整した上で実験を行った。

図4．3．1と図4．3．2は鉄酸化細菌を添加しない場合とした場合のFe^{2+}濃度の変化を示している。図4．3．2に示した

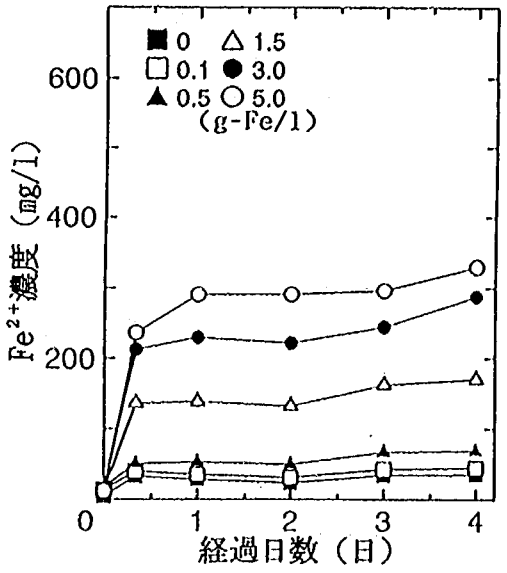


図4．3．1　Fe^{2+}濃度の変化（pH＝3に調整）

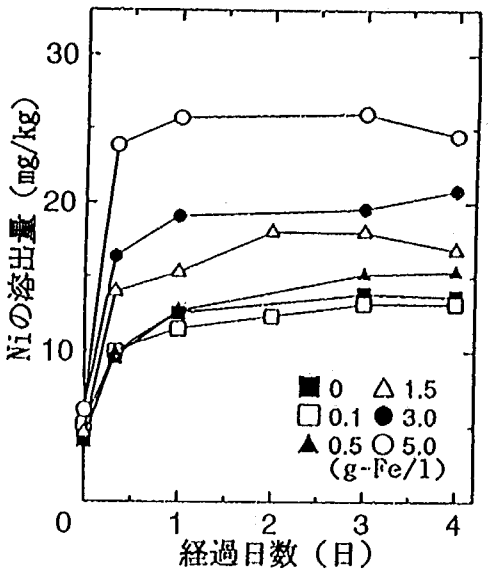


図4．3．3　Niの溶出量（pH＝3に調整）

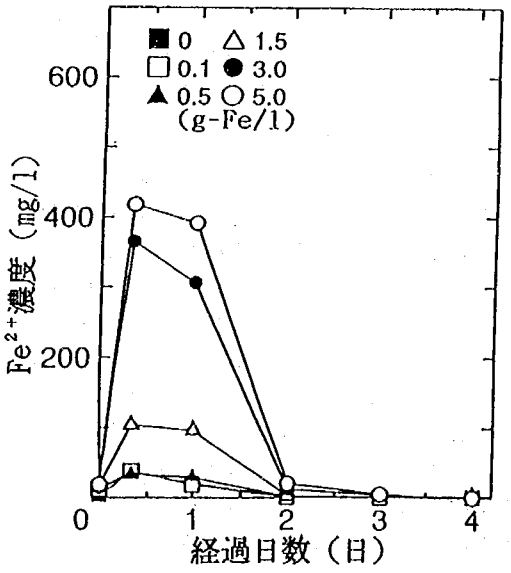


図4．3．2　鉄酸化細菌存在下でのFe^{2+}濃度の変化（pH＝3に調整）

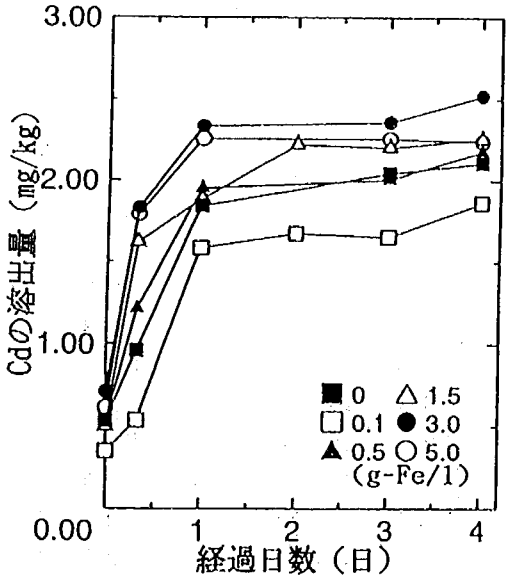


図4．3．4　Cdの溶出量（pH＝3に調整）

Fe^{2+}濃度は、実験初期で増加したが、2日目で急激に減少しほぼ0になっている。これはFe^{2+}が鉄酸化細菌の増殖によってFe^{3+}に酸化されたためであり、菌を添加したことによって2日目以降では、溶液中のFe^{2+}濃度は増加しなかった。

図4．3．3～図4．3．5に鉄酸化細菌を加えない条件での、また、図4．3．6～図4．3．8に加えた条件でのCd,Ni,Cuの溶出量の変化を示す。各重金属の最大溶出量は、条件1～3では鉄酸化細菌を植種しなかったものに比べ、加えたものでは10～30%も高い値となった。また、図4．3．3からも明らかなように、鉄酸化細菌を加えた場合には溶出量の増加はほぼ全ての条件で0から8時間目までに急激に起こっており、Fe^{2+}濃度の増加と同じような傾向になった。これは第二鉄による化学的な作用によって溶出が起こっていると思われる。

NiとCdでは、Fe^{2+}が急激に減少する1日目から2日目にかけて、鉄酸化細菌を植種しないものに比べて溶出が進んでおり、鉄酸化細菌によって酸化され生成したFe^{3+}の化学作用が起こっていると思われる。また、鉄酸化細菌の存在にもかかわらず、硫酸第二鉄の添加量が多いほど重金属類の溶出量

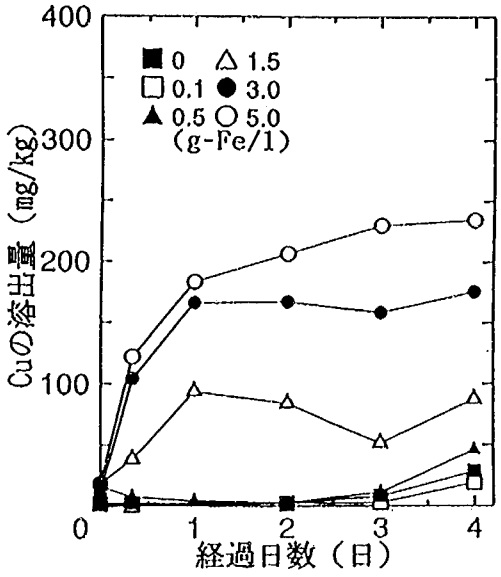


図4. 3. 5 Cuの溶出量（pH＝3に調整）

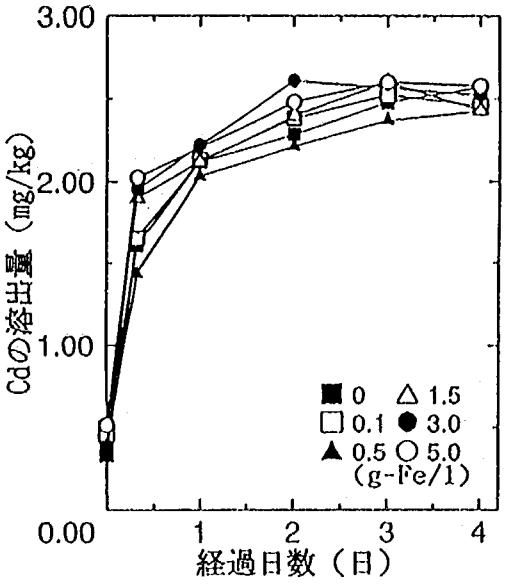


図4. 3. 7 鉄酸化細菌存在下でのCdの溶出量
(pH＝3に調整)

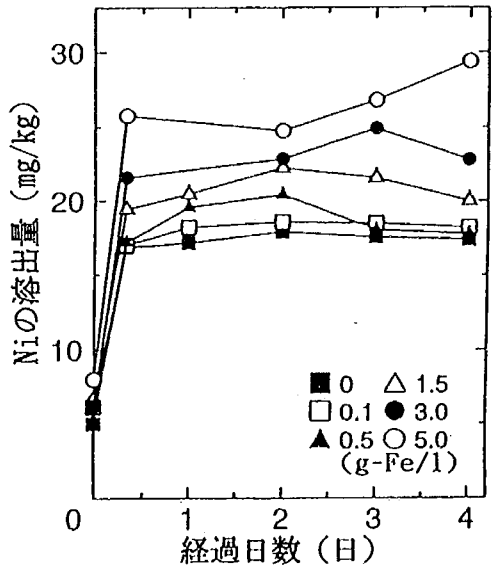


図4. 3. 6 鉄酸化細菌存在下でのNiの溶出量
(pH＝3に調整)

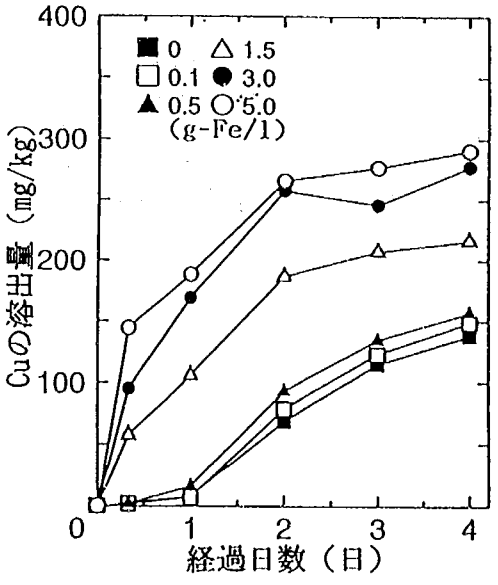


図4. 3. 8 鉄酸化細菌存在下でのCuの溶出量
(pH＝3に調整)

も多くなる傾向が認められる。

鉄酸化細菌を添加しなかった場合、Cuでは条件4～6において実験初期から速やかに溶出が起こっているが、条件1～3では実験初期においてタイムラグがみられる。しかしながら、鉄酸化細菌を植種した場合では、条件1～3でも1日後から溶出が起こり、鉄酸化細菌の効果が確かめられた。Cuの溶出量は鉄酸化細菌を加えた方が加えないよりも明らかに多くなっている。

ここでは実験結果を示していないが、MnではNiと同様の傾向が認められ、硫酸第二鉄の濃度によって溶出率が高くなっており、Mnの溶出には硫酸第二鉄の添加が有効であることが認められた。また、Znでは、鉄酸化細菌の存在下において、硫酸第二鉄の添加量は溶出量の変化にはほとんど影響がなく、鉄酸化細菌が存在する全ての条件で高い溶出率が得られた。この傾向はCdの場合と同じであった。

5. 今後の課題

本年度は、酸による重金属の溶出実験を行い、カドミウム、亜鉛、ニッケルに比べて、銅とクロムは溶出除去し難いことを明らかにした。電解処理法を適用すると、酸溶出に比べて銅とクロムも若干除去率が向上する傾向がみられた。pH 3において硫酸第二鉄を1.5g-Fe／ℓ以上加えると、銅のようにやや溶出し難い金属もかなり溶出してくることが認められ、さらに、鉄酸化細菌を添加してバクテリアリーチングを行うと、少量の硫酸第二鉄の添加によってもより効果のあることが明らかになった。今後はさらにキレート剤による溶出方法についても検討し、最も効果的でかつ経済的な重金属の除去手法の確立を行っていく予定である。

最後に、電解処理法の検討で御協力いただいた福岡市下水道局の中村伸二氏と、バクテリアリーチング法の検討で御協力いただいた岩手大学工学部の大村達夫教授に謝意を表します。

【参考文献】

1) 岡沢ら,「発生下水汚泥の質と量に関する研究」, 土木研究所資料第2906号,pp49-56
2) 岡沢ら,「発生下水汚泥の質と量に関する研究」, 土木研究所資料第3030号,pp43-48
3) R. C. Stover et al, Evaluation of metals in wastewater sludge, J. WPCF, Vol.48, No.9, pp2165-2175, 1989
4) 日本下水道協会, 下水試験法1984年版, 1984
5) 日本分析化学会北海道支部,「水の分析」,化学同人, 1983

IV. 地球環境研究総合推進費による研究

１．下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究

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　　研究員　　松原　誠

１．まえがき

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（赤外線）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．これまで CO_2 の増加による地球温暖化の可能性が検討されてきたが，最近ではメタン(CH_4)，亜酸化窒素(N_2O) 等の CO_2 以外の温室効果ガスの寄与の増大が指摘されている．これは，これらのガスの大気中濃度が CO_2 に比較して低いのにも関わらず，１分子あ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ためである．

これまで CH_4, N_2O の放出源及び放出量については多くの見積もりがなされているが，その範囲は大きくふれており精度の高い推定がなされていないのが現状である．またミッシング・ソースの存在の可能性も指摘されており，今後これらのガスの放出量について，予想される放出源の抽出，及び放出源での測定を積み重ねていく必要がある．

本研究では，下水処理場からの CH_4, N_2O の放出量について，すべての処理プロセスにわたる系統的な測定を行いその放出原単位を求めるとともに，下水処理プロセスからの総放出量を日本及び地球全体について見積もることを目的としている．

２．平成４年度までの研究結果

これまでの研究により得られた結果は以下の通りである．

１）下水処理プロセスにおいて，CH_4 はおもに嫌気状態になりやすい最初沈殿池及び汚泥濃縮槽にて生成する．生成した CH_4 は，エアレーションタンクおよび濃縮槽排気ダクトから放出される．

２）嫌気性消化プロセスからの CH_4 は，燃焼により CO_2 へ転換するため考慮しない．ただし，消化汚泥中に溶存するものについては脱水プロセスからの放出量として扱う必要がある．この量はエアタン等からの放出量に比べれば小さい．

３）同一処理場での調査より，CH_4 の放出量は水温の影響を受けることがわかった．夏期 (24 ℃) の放出量は冬期 (12 ℃) の約３倍であった．

４）エアタンにおいて，硝化の進行とともに N_2O の放出量が増大することが確認された．

５）下水処理プロセスにおける N_2O の放出は汚泥焼却の寄与が大きい．汚泥焼却炉からの放出実態を調査した結果，特に高分子系汚泥を焼却した場合に放出量が多く，投入汚泥中窒素の約 6 ～ 14 % が N_2O に変換されていた．

3．平成５年度の研究結果

3．1　下水処理プロセスからのメタン・亜酸化窒素の放出量

3．1．1　研究目的

４年度の冬期に通日調査を行ったＫ処理場において，比較のために夏期に通日調査を実施した．

3．1．2　研究方法

最初沈殿池（初沈）および最終沈殿池（終沈）では，内容積約 2*l*, 底面積 260 cm^2のフロート付きチャンバーを投入し，投入時および一定時間後の濃度の差から発生フラックスを求めた．エアレーションタンク（エアタン）では水面に吹きあがってくるエアレーション空気を流下方向に沿って 8 箇所で直接捕集し，その濃度とエアレーション風量から放出量を算出した．なお CH_4 については，エアタン流入水および返送汚泥中の溶存濃度と流入下水量から算出した．

汚泥濃縮槽については，脱臭装置排気ダクトからの放出ガスを対象とした．汚泥焼却炉については煙突付近の排ガス処理後のガスを対象とした．

試料中の CH_4 は GC/FID で，N_2O は GC/ECD でそれぞれ分析した．また，液中の溶存濃度についてはヘッドスペース法により測定した．

3．1．3　研究結果

今年度の測定結果 (93. 09) を昨年度までのＹおよびＫ処理場における通日調査結果に含めて表１と表２に示す．ここでは，汚泥処理プロセスからの放出量も水処理プロセス同様に，単純に測定期間中の放出量をその時の流入下水量で割って求めている．

今回測定されたＫ処理場の CH_4 の放出量は前回の測定結果の２倍強であった．これはＹ処理場における夏期と冬期の関係と同様に大きく，おもに水温の差によるものと考えられるが，定量的な検討は今後の課題である．初沈からの放出量は夏期の方が小さくなったが全体の放出量に対しては大きな

表１　流入下水１m^3あたりのメタン放出量

処理場	水温 (℃)	メタン放出量　$mgCH_4/m^3$流入下水						
		水処理プロセス			汚泥処理プロセス			計
		最初沈殿池	ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ	最終沈殿池	濃縮槽	脱水機	焼却炉	
K：92.11	20	8	253	0.01	194	81*	-	536
K：93.09	24	2	815	0.01	272	123*	0	1212
Y：92.02	12	16	145	0.6	48	54*	ﾅｼ	264
Y：92.08	24	51	328	0.7	441	80*	ﾅｼ	901

＊ 消化槽内で平衡状態にある消化汚泥に溶存するメタンが脱水時にすべて追い出されると仮定．

表２　流入下水１m^3あたりの亜酸化窒素放出量

処理場	水温 (℃)	亜酸化窒素放出量　mgN_2O/m^3流入下水						
		水処理プロセス			汚泥処理プロセス			計
		最初沈殿池	ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ	最終沈殿池	濃縮槽	脱水機	焼却炉	
K：92.11	20	0.0	17.9	0.0	0.6	-	642	661
K：93.09	24	0.0	20.3	0.0	1.2	-	500	522
Y：92.08	24	0.0	1.3	0.1	0.0	-	ﾅｼ	1.4

影響がないと考えられる.

N_2O については，前回の測定結果と同様に水処理プロセスではエアタンからの放出量が卓越しており，硝化の進行に伴う放出が確認された．水温の影響は CH_4 の場合ほど顕著ではなかった．下水処理場全体としてみた場合には汚泥焼却炉からの放出量が圧倒的であり，N_2O の放出量削減を考える場合には焼却炉に対策を講じることが適当であると考えられる.

これまでに得られた結果より，日本全体での下水処理場からの CH_4, N_2O の放出量（1日あたり）を計算すると表3のようになる．水温の影響を大きく受ける CH_4 については夏期と冬期の別に流入下水あたりの放出量平均値から計算した．N_2O は硝化の進行の影響を受けるがその程度は処理場によりまちまちであるため，幅をもたせた．また汚泥焼却炉からの N_2O 放出量は含めていない．計算には平成3年度の下水処理水量（約 110 億 m^3）を用いている．これらのデータは，今後地球全体での放出量を見積もる際に必要となるものである.

表3　下水処理場からの1日あたりメタン・亜酸化窒素放出量（日本全国）

CH_4	（夏期）	32 t/d
CH_4	（冬期）	12 t/d
N_2O	（焼却を除く）	0.04～0.6 t/d

3．2　単独浄化槽からのメタン・亜酸化窒素の放出量

3．2．1　研究目的

浄化槽の処理人口は，平成2年度末で約 3,400 万人と総人口の 27.2% を占める．浄化槽総設置数は，平成3年度末で約 700 万基であり，この内し尿処理のみを行う単独浄化槽が 670 万基と大多数を占める．今年度は，単独浄化槽から冬期に排出される CH_4 および N_2O について調査を行った.

3．2．2　研究方法

沈殿分離室，接触曝気室，沈殿室から構成される単独浄化槽3基について，排出ガス量と排出ガス中の CH_4, N_2O 濃度を通日で測定した．また，処理水の TOC, IC, NH_4-N, NOx-N 濃度も測定した．　調査対象とした浄化槽の処理条件を表4に示す．各浄化槽は，槽内汚泥の引抜きと清掃を行ってから5カ月が経過したものである．調査当日の水温は　4～10 ℃の範囲であった.

表4　浄化槽の処理条件

浄化槽No	No.1	No.2	No.3
槽の型式	6人槽	7人槽	7人槽
槽の容積(m3)	1.28	1.41	1.41
使用人数(人)	3	4	3
曝気量(L/min)	14	23.5	28

3．2．3　研究結果

3基の浄化槽排出ガス中の CH_4 および N_2O 濃度を図1，図2に示す．CH_4 濃度は，流入水量が増加すると思われる時刻に高くなる傾向を示す．これは，沈殿分離室で生成された CH_4（溶存態）が，トイレ排水の流入によって接触曝気室に押し出され，そこで曝気を受けて空気中に放出されたことによるものと考えられる．N_2O 濃度は，時刻にかかわらずほぼ一定濃度が排出されており，また，図3に示すように硝化の進行している No.3 の浄化槽において排出濃度が高い．N_2O の排出に関しては生成速度が律速になっていると考えられ，その速度は硝化速度と正の相関があると考えられる.

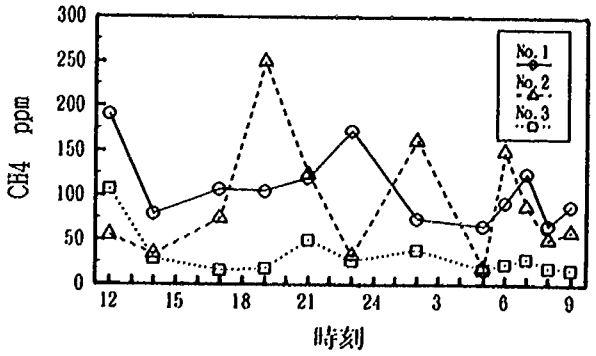


図１　CH4濃度の経時変化

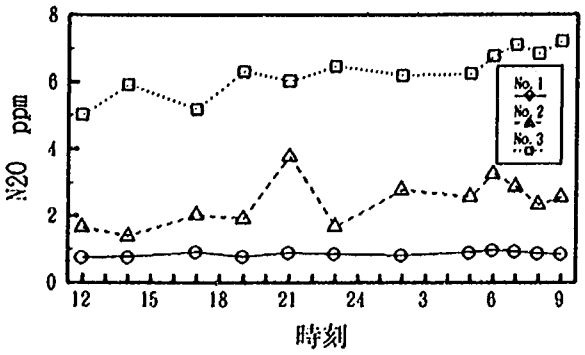


図２　N2O濃度の経時変化

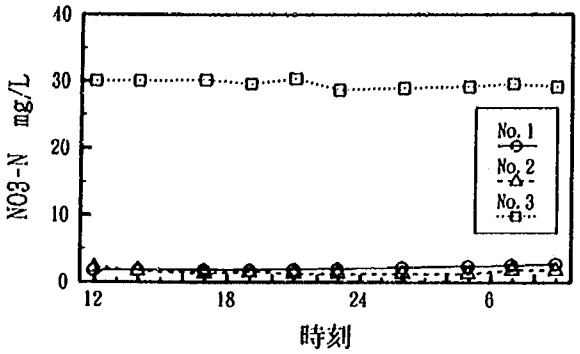


図３　NO3-N濃度の経時変化

浄化槽から排出される炭素および窒素の量を，排出形態ごとに図４（No.3 については排出ガス中 CO_2 濃度の欠測によりデータを示していない）および図５に示す．処理水に溶存して流出する物質の量は，水量原単位 50l/ 人 /d を用いて算出した．炭素については，No.1 と No.2 の比較から，排出の形態別割合は大きくは異ならず，全体の 40 ～ 50% が空気中に排出されていることがわかる．し尿の BOD 排出原単位 18gBOD/ 人 /d 等からし尿の TOC 排出原単位を算出すると約 21gTOC/ 人 /d となるが，図中に点線で示したこの値と測定された排出量との差は，浄化槽内に堆積する汚泥によるものと考えられる．窒素については，硝化が進行している No.3 について排出量が小さくなっているものの，硝化の進行していない No.1 と No.2 はほぼ同等である．硝化の進行していない場合，し尿の排出原単位 9gN/ 人 /d に対して，今回測定した物質形態での排出量は 70 ～ 80% である．

表５に，流入負荷の CH_4-C, N_2O-N への転換率を示す．No.3 のメタン変換率が低くなっているが，これは浄化槽の容量に対して流入負荷が小さいことが原因であると考えられる．標準的な負荷による CH_4, N_2O への転換率については，No.1 と No.2 の平均値を使用するのが妥当と考えられる．この値を使用すると，冬期における日本全体での浄化槽からの CH_4, N_2O の放出量（１日当たり）は，表６に示すようにそれぞれ 17 tCH_4/d, 0.6 tN_2O/d となる．これを表３と比較すると，単独浄化槽からの放出量が下水処理場からの放出量をいくらか上回るという結果となった．

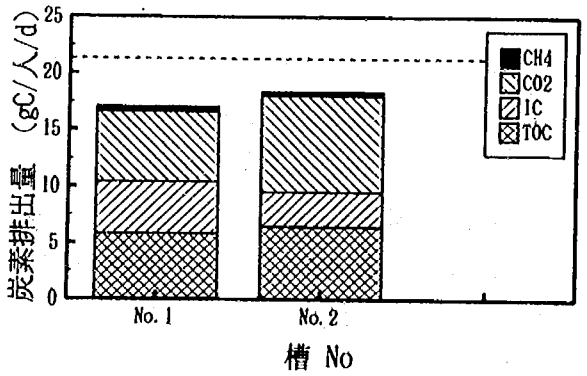


図４　形態別の炭素排出量

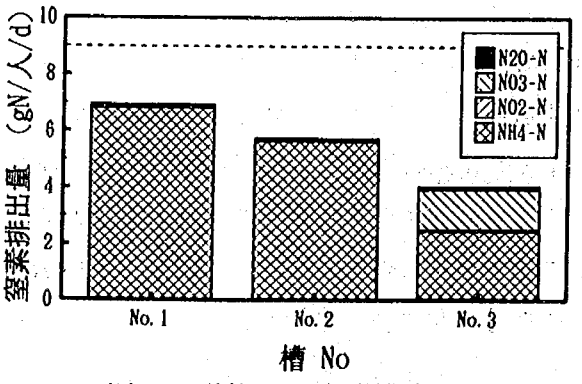


図５　形態別の窒素排出量

表5　流入負荷のCH_4-C, N_2O-Nへの転換率

浄化槽No	No. 1	No. 2	No. 3
CH_4	1.8%	1.9%	1.2%
N_2O	0.04%	0.2%	1.0%

表6　浄化槽からの一日当たり
CH_4, N_2O発生量
（日本全国・冬期）

CH_4発生量	N_2O発生量
17 tCH_4/d	0.6 tN_2O/d

3．3　汚泥焼却炉からの亜酸化窒素の放出量

3．3．1　研究目的

下水処理場からの N_2O 放出の主要なプロセスである汚泥焼却について，4年度に調査したものと同じ下水汚泥流動焼却炉（焼却能力：50 tｹｰｷ/d）を用いて，炉内焼却温度および脱水時凝集剤の影響を調査した．

3．3．2　研究方法

凝集剤の影響を把握するために石灰系汚泥，高分子系汚泥をそれぞれ別のホッパーに貯留し，RUN 1 では石灰系を，RUN 2, RUN 3 では高分子系を投入した．各汚泥の窒素含有率（固形物量あたり）は石灰系で 2.7%, 高分子系で 5.6% であった．炉内温度は，投入汚泥量および補助燃料（A重油）の増減により 750 ～ 850 ℃の範囲で変化させた．炉内酸素濃度は各 RUN において一定であり，それぞれ 8.7%, 7.2%, 5.6% であった．N_2O 放出量は変換率（gN-N_2O/gN-ｹｰｷ）で整理し，また炉内温度には炉頂温度と炉床温度のうち高い方を用いた．

3．3．3　研究結果

結果を図6に示す．N_2O 変換率は炉内温度の上昇につれて減少した．高分子系の RUN 2 と RUN 3 がほぼ同じ傾向を示した．石灰系の RUN 1 は炉内酸素濃度が高かったにも関わらず変換率が低く抑えられた．同様な解析を NOx 変換率に対して行った結果が図7である．炉内温度の上昇とともに変換率が増加し，N_2O とは逆の傾向を示した．NOx と N_2O の変換率は炉内温度や凝集剤に関して相補的な関係にあるため，N_2O の削減のみを考えた方策では NOx の放出量を増加させる危険があるといえる．

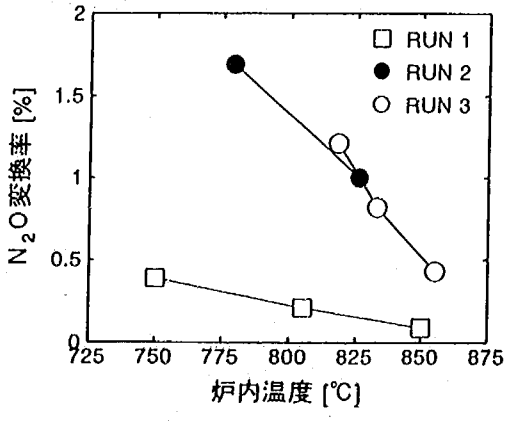


図6　N_2O変換率と炉内温度との関係

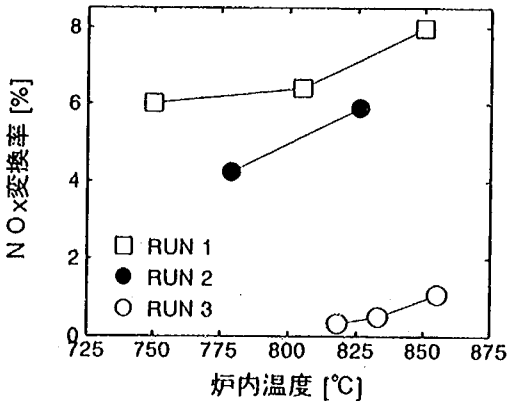


図7　NOx変換率と炉内温度との関係

また，特に NOx 変換率と炉内温度分布は密接な関係があり，炉床温度が炉頂温度より高い場合に変換率が大きくなる傾向があった．しかし N_2O 変換率と炉内温度分布との関係は明白でなかった．今後は炉内温度分布を含めた燃焼形態と変換率との関係をさらに検討する必要がある．

4年度の調査結果ならびに下水道統計（平成3年度版）を元に，焼却形式別に焼却汚泥量，排出係数を求め，日本における汚泥焼却による N_2O 年間放出量を推定した（表7）．放出量は 2,490 t/y であり，これを1日あたりに換算すれば 6.8 t/d となる．この値は下水処理場の水処理過程もしくは単独浄化槽からの放出量の 10 ～ 100 倍に相当する．特に高分子系流動炉は排出係数，焼却量がともに大きく，全体への寄与も大きい．しかしその排出係数は各焼却炉により変動が大きく（800-1500 gN_2O/t）不確実な要素も多いため，さらにこの焼却形式のデータを集積していく必要がある．

表7　下水汚泥焼却に伴う亜酸化窒素年間放出量（日本全国）

凝集剤・炉形式	高分子流動炉	高分子多段炉	石灰系	その他	合計
焼却量　(10^4 t/y)	139	52	92	17	301
排出係数　(gN_2O/t)	1200	750	330	750	-
N_2O 放出量（tN_2O/y）	1670	390	300	130	2490

4．まとめ

平成5年度の研究結果をまとめると以下の通りである．

1）下水処理場におけるメタンの放出量は水温の影響を大きく受ける．同一処理場において夏期の放出量は，冬期の約2～3倍となる．

2）下水処理場における亜酸化窒素の放出量は，汚泥焼却によるものが圧倒的である．水処理プロセスだけを考えた場合，硝化の進行の有無により放出量に約１０倍の差が生じる．

3）単独浄化槽からの放出量を調査した．放出の傾向は下水処理場と同様であった．全国の単独浄化槽からの冬期における1日あたり放出量は，下水処理場からの放出量と同等もしくはそれ以上であると考えられた．

4）流動焼却炉における亜酸化窒素放出量調査を実施した．凝集剤として石灰を用い，焼却温度が高い場合に亜酸化窒素放出量は減少するが，そのかわりに規制物質である窒素酸化物が増加する．

２．汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究

新下水処理研究官　　竹石　和夫
汚泥研究室　研究員　白石　　隆

1.　まえがき

下水の処理にともなって発生する汚泥は、有機物を多く含むため、下水処理の分野では汚泥の減量・安定化を目的として、従来より汚泥の嫌気性消化が行われてきた。嫌気性消化によって発生するメタンガスは、これまでも汚泥消化タンクの加温用熱源として使われてきているが、地球温暖化ガスの放出の抑制ならびに新たなエネルギー源としての観点から、メタンガスの有効利用を一層推進していくことが望まれている。

一方、汚泥には窒素やリンに代表される植物への肥効成分が比較的多く含まれているため、汚泥の質の管理次第では良好な肥料となり得るものであり、汚泥資源のリサイクルは、地球上の肥料資源の枯渇という観点からも推進されるべきものである。本研究は、以上のように汚泥をエネルギー源あるいは肥料資源として捉え直し、地球環境問題の観点から適切な汚泥の処理・有効利用について、そのシステムを検討、評価するものである。

2.　研究の目的

４年度は、汚泥の嫌気性消化によって発生するメタンガスの有効利用について、エネルギー資源としての観点からその潜在的な有効利用量について検討を行うとともに、消化ガス発電システムについて、その電力回収効率、システムの熱収支、およびシステムの安定性についても評価を行った。

本年度は、汚泥資源のリサイクルという観点から汚泥の肥料化に着目し、汚泥の緑農地利用のための手法であるコンポスト及び乾燥プロセスについて、地球温暖化ガスの発生量を調査するとともに、汚泥からのエネルギー回収システムである嫌気性消化プロセスとコンポストもしくは乾燥プロセスとの組み合わせシステムについて、経済性、エネルギー消費量、地球温暖化ガスの放出量等について評価することを目的として研究を行った。

3.　研究方法

3.1　実態調査

表－１に示す３箇所の下水処理場を対象として、コンポストおよび乾燥プロセスでの温室効果ガス発生量の実態調査を行った。

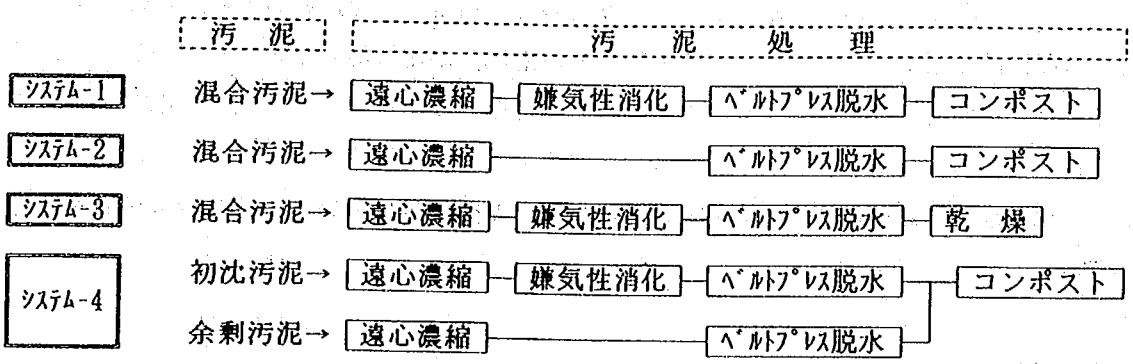
3.2　モデルシステムにおける比較検討

図－1に示すように、緑農地リサイクル型システムとして最終プロセスにコンポストあるいは乾燥を設けたシステムを想定し、各システムでのエネルギー消費量について計算を行い、経済性についての評価を行った。

表－1　調査対象とした処理場の概要

処理場名	排除方式	流入水量 (m³/日)	調査プロセス	
			方　式	規　模
Y	分　流	33,000	嫌気性消化 コンポスト	73,000m³/年 70t*7槽
F	合流 (一部分流)	198,000	嫌気性消化 コンポスト	269,000m³/年 360 t *3槽
YO	合流 (一部分流)	178,000	嫌気性消化 乾　燥	25,000m³/年 200t/月

ここで、設定した汚泥の含水率、固形物回収率等の諸条件は、「下水道施設設計指針と解説」（日本下水道協会）、および3処理場における実態調査によるデータ等を参考に設定した。また、温室効果ガスの発生量についても試算し、各システム間での比較検討を行った。



図－1　検討対象とした緑農地リサイクル型システム

4.　研究結果

4.1　実態調査

Y処理場のコンポスト施設における調査結果を以下に示す。

発生ガスの採取は、平面発酵層をビニールシートでおおい、ガスの貯留を確認してから、エアーポンプにより吸引しテドラーバッグに採取する方法で行った。なお、ガス分析はガスクロマトグラフィーにより行い、汚泥の分析は「下水試験方法」（日本下水道協会）に準じて行った。

Y処理場でのコンポストプロセスからの温室効果ガスの発生状況を、図－2に示す。なお、調査日数は1日のみであり、図の横軸の発酵日数は、相当する発酵日数を経過したそれぞれの槽からガス成分を採取したことを示している。

メタンガスの場合には傾向は見られなかったが、二酸化炭素、亜酸化窒素の場合には、発酵4日目前後にピークとなり、8日目以降は安定した発生量となっている。二酸化炭素の発生は好気的発酵にともなう生物反応によると考えられるが、亜酸化窒素の発生に関しては、発酵物内部の部分的嫌気性環境下

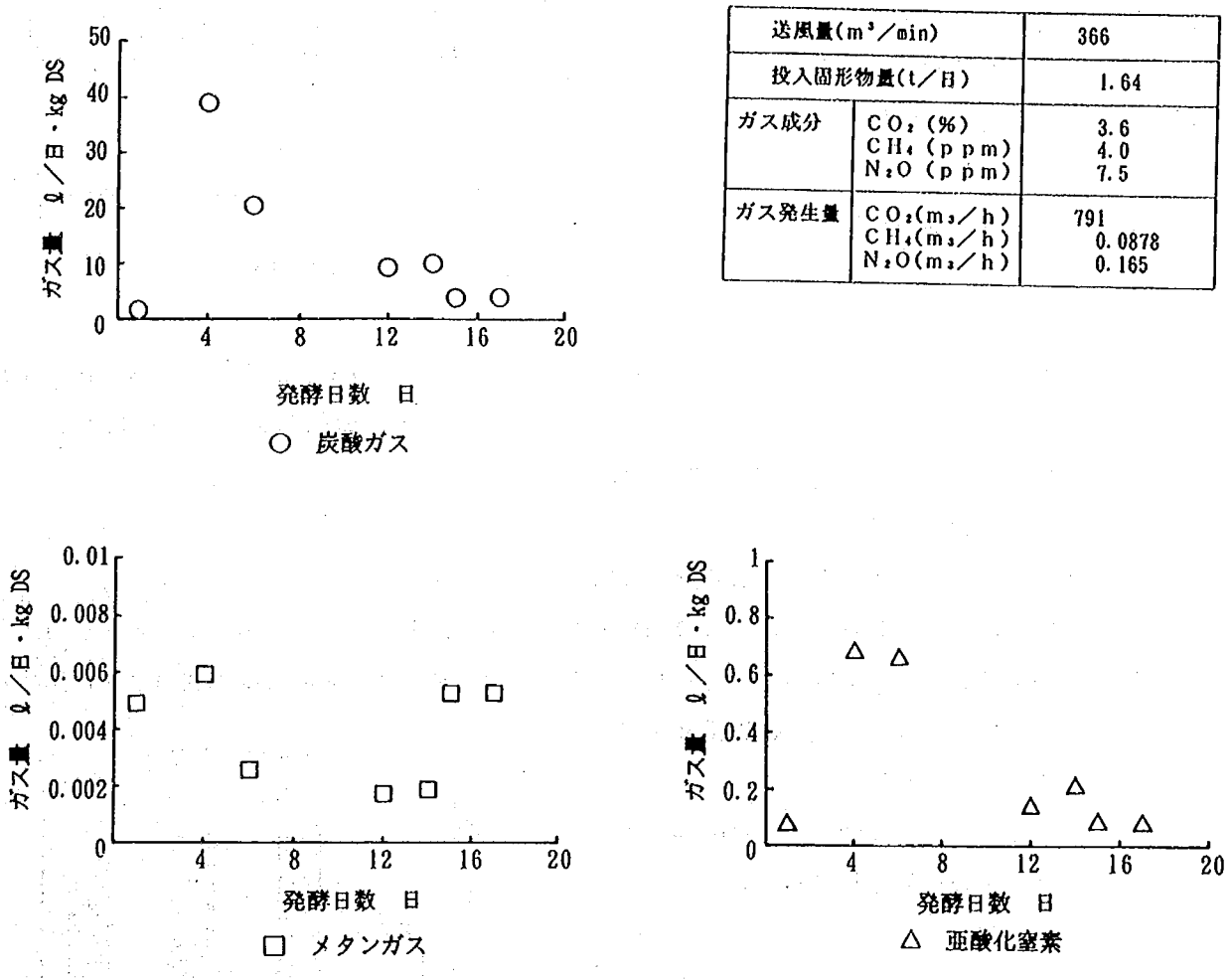
での脱窒反応によることが考えられる。

表－２にＹＯ処理場における乾燥プロセスからの温室効果ガスの発生量を示す。ＹＯ処理場の乾燥機は熱風回転式であり、乾燥汚泥は肥料として利用されている。これを先のコンポスト１次発酵でのガス発生量と比較すると、後の表－４からも分かるように乾燥の場合、二酸化炭素、メタンガスの発生がかなり多く、また亜酸化窒素についてもコンポストでのピーク発生時の３倍以上の発生量となっている。

表－２　乾燥プロセスからのガス発生量

（ＹＯ処理場）

送風量(m^3／min)		366
投入固形物量(t／日)		1.64
ガス成分	CO_2 (%) CH_4 (ppm) N_2O (ppm)	3.6 4.0 7.5
ガス発生量	CO_2(m_3／h) CH_4(m_3／h) N_2O(m_3／h)	791 0.0878 0.165



図－２　コンポスト施設におけるガス発生量の変化

4.2　モデルシステムにおける比較検討

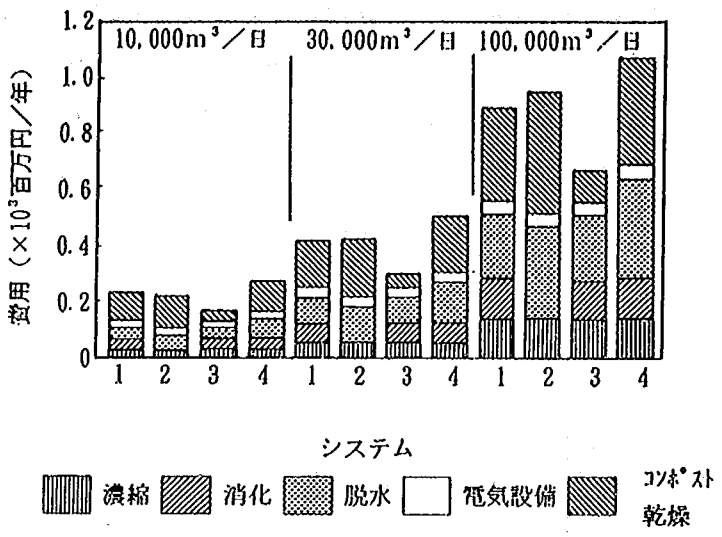
(1)　費用比較

各システムについて、処理場の処理水量規模を10,000、30,000、100,000m^3／日と設定した場合の費用（建設費、維持管理費）の比較を行った。費用関数は、「下水汚泥処理総合計画策定マニュアル」[1]に示されているものを用いた。また乾燥については、メーカーヒアリング調査により値を設定した。

なお、建設費は各設備の償却期間をもとに年間経費に換算している。

費用比較の結果を図－３に示す。

処理規模が 10,000～100,000 m³／日の範囲では、最終プロセスに乾燥を有するシステム３が最も経済的なシステムとなった。また、システム１と２を比較した場合、10,000 m³／日規模ではシステム２の方がやや経済的であるが、30,000 m³／日以上となると、嫌気性消化のスケールメリットが生きるため、システム１が有利な傾向となっている。



図－３　費用比較結果

費用の較差は、全体としてコンポストと乾燥プロセスの差が、そのまま反映している。100,000m³／日規模のシステム２では、コンポストプロセスに要する費用が全体の約47％であるのに対し、10,000 m³／日規模のシステム３では全体の約18％にすぎない。

(2)　エネルギー消費量の比較

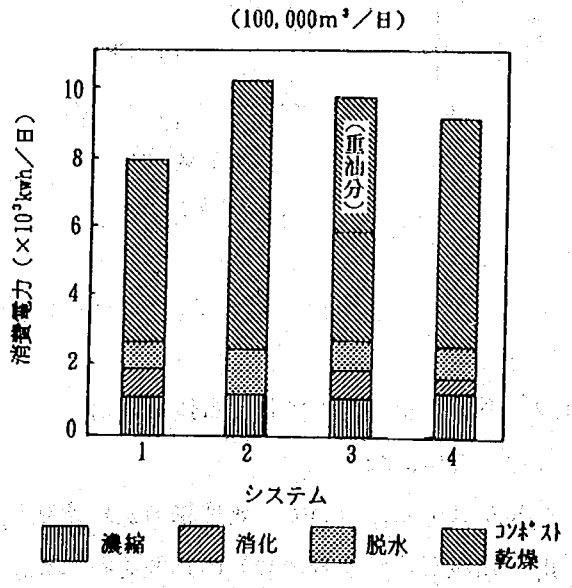
次に、各システム間のエネルギー消費量の比較を行った。

表－３に検討に用いた各処理プロセスの消費電力量の原単位を示す。コンポストは無添加方式とし、乾燥機には熱風回転乾燥機を用いることとした。また、消化タンクの加温には消化ガスを使用するが、乾燥プロセスを用いる場合には、乾燥排ガススクラバー温排水の使用も行う。

図－４は、流入水量100,000m³／日の場合のエネルギー消費量の比較結果である。

表－３　検討に用いた消費電力量の原単位

処理プロセス	原単位	出典
遠心濃縮	67kwh／DS-t	Ｙ処理場現地調査
嫌気性消化	2.3kwh／m³	〃
ﾍﾞﾙﾄﾌﾟﾚｽ式脱水	70kwh／DS-t	日本下水道事業団文献[2]
熱風乾燥	74.5kwh／W-t	ＹＯ処理場現地調査
コンポスト	122kwh／W-t	Ｆ処理場現地調査



図－４　エネルギー消費量の比較

ここで、乾燥プロセスは重油を燃料として使用しているため、重油を電力量換算（A重油の低位発熱量：8,600kcal／l、1kwh＝2,406kcal）した。

消化→コンポストプロセスを有するシステム1がエネルギー面からは有利なシステムであるといえる。また、システム3では、乾燥プロセスでの重油消費がシステム全体のエネルギー消費に大きく影響していることがわかる。

(3) 温室効果ガス発生量の比較

表－4に、各処理場の実態調査により求めた温室効果ガス発生量の原単位を示す。原単位の数値は、各プロセスに投入される固形物当たりの量として表している。

嫌気性消化プロセスにおける原単位の算出に当たって、消化ガス発生量、消化タンク投入汚泥量、投入固形物量等の値は、平成4年度の処理場管理年報をもとに設定した。なお、ガス成分は実態調査から得た値を用いた。ここで、発生した消化ガスについては消化タンクの加温用に利用され、余剰ガスは燃焼後、放出されるものと仮定した。よって、原単位には燃焼後の値を用いている。

表－4　検討に用いた温室効果ガス発生量の原単位

（投入固形物当たり）

処理プロセス	ガス	原単位（ℓ／日・DS-kg）	出典
嫌気性消化	CO_2 CH_4 N_2O	310 0 0.00762	Y処理場現地調査
乾燥	CO_2 CH_4 N_2O	11,600 1.28 2.41	YO処理場現地調査
コンポスト	CO_2 CH_4 N_2O	14.3 0.00322 0.258	Y処理場現地調査

乾燥プロセスにおいては、乾燥機投入汚泥量等の値は処理場管理年報をもとに、また、ガス成分は嫌気性消化プロセスと同様にYO処理場での調査データを値として用いた。

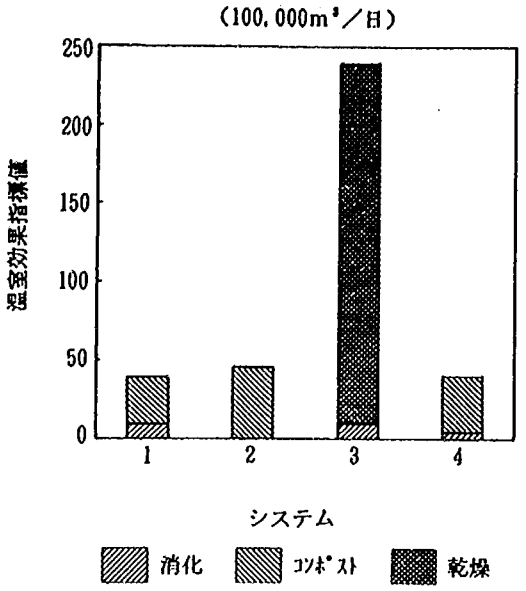
コンポストプロセスにおいても、処理場管理年報および実測値によるデータをもとに原単位を設定した。温室効果ガスの発生状況は発酵日数により変化することや、2次発酵の際には送風を行っていないため発生量の算出が難しいなどの問題はあるが、ここでは、1次発酵でのガス発生量の1日当たりの平均値を原単位として設定している。

温室効果ガスの総体としての評価には、二酸化炭素を1として各ガスが及ぼす温室効果を相対的に表現した数値[3]をもとにして、次式によって算定される指標を用いた。

$$\text{温室効果指標（100年スパン）} = CO_2 \times 1 + CH_4 \times 21 + N_2O \times 290$$

図－5に処理水量100,000m³／日の場合の温室効果指標の比較の結果を示す。温室効果指標として最も高い値を示したものはシステム3である。これは、乾燥プロセスでの二酸化炭素の発生量が、他と比較してかなり大きかったことが原因となっている。

また、システム1，4は、システム2に比べ、嫌気性消化による減容化のためにコンポストプロセスでの二酸化炭素発生量が軽減され、温室効果指標は低い値を示した。



図－5　温室効果指標の相対比較

5.　結論および今後の課題

本調査の結果により、コンポスト又は乾燥により汚泥の緑農地利用を図る場合、消化プロセスの採用はエネルギー消費および、温室効果ガス発生抑制の面から有利であり、また、規模がある程度大きくなれば費用（建設費、管理費）的にも有利であることが明らかとなった。乾燥プロセスを用いるシステム3は費用的には有利であるが、エネルギー消費および温室効果ガスの発生量の面で改善が必要であると考えられ、また、システム4の初沈汚泥と余剰汚泥の分別処理については費用的には高くなるが、エネルギー消費、温室効果ガス排出量の面でシステム1についで少なくなることが明らかになった。

今後は、本調査においてコンポストプロセスからの亜酸化窒素の発生が確認されたことから、この現象のより定量的な検討を行うとともに、都市の諸因子や特性を考慮したより経済的でかつ地球環境の保全につながる汚泥処理システムについて検討を行う必要があると思われる。

【参考文献】

1)　（社）日本下水道協会：下水汚泥処理総合計画策定マニュアル，平成3年
2)　（社）日本下水道協会：下水汚泥処理プロセスの管理指針（案），昭和59年3月
3)　花木：地球温暖化問題にどう取り組むか，月刊下水道，Vol.15，No.1，pp.6～9，平成4年1月

V．下水道事業調査費による研究

１．新しい下水輸送システムの開発に関する調査

下水道研究室　室長　　田中修司
主任研究員　　塩路勝久

１．はじめに

近年、新しい輸送方式として圧力式下水道システム、真空式下水道システム（以下真空式）が開発されている。これらについては実用化の段階にあるがより合理的な設計内容とする必要がある。また、下水の圧送方式については以前より実施されており、採用事例も多いが、合理的な設計方法や維持管理方法等に関する統一的な調査研究が未だなされていないのが現状である。本調査は以上の点をふまえ、これらの新しい下水輸送システムの統一的な調査研究を実施するものである。

２．真空式の真空下水管と真空弁ユニットの最適配置の検討

２．１　目的

真空式を取り上げ、真空下水管の配管ルートと真空弁ユニットの配置の最適化に関して線形計画を用いたモデルを開発するとともにそのモデルを用いた解析を実施し、今後の真空式の計画設計に資することを目的とする。なお、計算はパーソナルコンピュータ（IBM PS/V 2410-NVB ）及び市販の線形計画ソフト（ Industrial LINDO ）を使用した。

２．２　解析の前提条件

①解析対象地区の地形はフラット（高低差がない）であるとする。
②中継ポンプ場の位置が与条件として与えられているものとする。
③解析対象地区では公共ますの位置及び管渠を敷設する可能性のある道路の形状が与条件として与えられており、従って公共ます間の距離等は既知であるとする。また、真空弁ユニットが設置される場合にはこの公共ますの位置または道路の交点に設置されるものとする（図－1参照）。
④決定事項は、これら公共ますまたは道路交点のどこに真空弁ユニットを設置するか、及びこれら公共ますまたは道路交点間を自然流下管でむすぶのか真空下水管でむすぶのかという選択である。ただしここで言う自然流下管とは公共ますと真空弁ユニットをむすぶ管（いわゆる流入管）のことである（以下単に自然流下管という）。また、道路の横断方向に敷設されるいわゆる取付管はこのモデルでは考慮しない。
⑤自然流下管は最長の延長が決められており、この延長以上に自然流下管を敷設して公共ますと真空弁ユニットをむすぶことはしないものとする。この最長延長はその範囲内で自然流下管の単位長さ当たりの敷設事業費が大きく変わらないものとして求められるものとする。従って自然流下管の単位長さ当たり敷設事業費は一定であるものとする。
⑥真空下水管の単位長さ当たり敷設事業費は一定であるとする。
⑦真空弁ユニットは１種類とし、その単価はすべて同じとする。
⑧１つの真空弁ユニットで収集できる家庭数には本来上限があるが、これを何家庭にするかは現在まだ決まったものがない。従って、本モデルでは制約条件としてはこれを考慮せず、モデルの解析結果によって判断するものとする。
⑨建設費が最も安価となるものを求めることを目標とする（以下ではそれを最適解と言う）。

２．３　モデル1を用いた解析

２．３．１　モデル1の説明

以下では中継ポンプ場の位置、公共ますの位置及び道路の交点のことをノードと言う。各々のノードには番号が付されており、ノードi、ノードj等と言う。ただしノード1は中継ポンプ場とし、ここには真空弁ユニットは設置されない。また、ノードとノードを結ぶ有向線分をリンクと言う。リンクはすなわち自然流下管または真空下水管を意味するわけであるが、これらを区別する必要のあるときには自然流下管ij等と言い、区別する必要のないときはノードij等と言う。

以下の変数を定義する。

$$x_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{自然流下管 } ij \text{ が敷設される場合} \\ 0 & \text{〃　敷設されない場合} \end{cases}$$

$$y_i = \begin{cases} 1 & \text{真空弁ユニットがノード } i \text{ に設置される場合} \\ 0 & \text{〃　設置されない場合} \end{cases}$$

$$z_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{真空下水管 } ij \text{ が敷設される場合} \\ 0 & \text{〃 敷設されない場合} \end{cases}$$

$$x_{ij}^k = \begin{cases} 1 & \text{ノード } k \text{ で発生した汚水が自然流下管 } ij \text{ を流下する場合} \\ 0 & \text{〃 流下しない場合} \end{cases}$$

$$y_i^k = \begin{cases} 1 & \text{ノード } k \text{ で発生した汚水が真空弁ユニット } i \text{ を通過する場合} \\ 0 & \text{〃 通過しない場合} \end{cases}$$

$$z_{ij}^k = \begin{cases} 1 & \text{ノード } k \text{ で発生した汚水が真空下水管 } ij \text{ を流下する場合} \\ 0 & \text{〃 流下しない場合} \end{cases}$$

また、次の集合を定義する。

$IK = \{k|$公共ますをあらわすノード$\}$

$IA = \{k|$中継ポンプ場をのぞくすべてのノード$\}$

$G_i^+ = \{j|$ノード i を始点とする自然流下管 ij の終点ノード。ただし $j=1$ をのぞく。$\}$

$G_i^- = \{j|$ノード i を終点とする自然流下管 ji の始点ノード。ただし $j=1$ をのぞく。$\}$

$V_i^+ = \{j|$ノード i を始点とする真空下水管 ij の終点ノード。$\}$

$V_i^- = \{j|$ノード i を終点とする真空下水管 ji の始点ノード。ただし $j=1$ をのぞく。$\}$

$R_k = \{i|$ノード k からの最短距離が前提条件5で示した限界距離以下であるノード。ただしノード1自身及びノード1を経由する場合をのぞく。$\}$

また、定数を以下のようにあらわす。

d_{ij} : リンク ij の距離 (m)

c_g : 自然流下管の単位長さあたり敷設事業費 (千円／m)

c_v : 真空下水管の単位長さあたり敷設事業費 (千円／m)

c_y : 真空弁ユニットの敷設事業費 (千円)

$c_{x_{ij}} = c_g \times d_{ij}$: 自然流下管 ij の敷設事業費 (千円)

$c_{z_{ij}} = c_v \times d_{ij}$: 真空下水管 ij の敷設事業費 (千円)

以上の変数等を用い、モデルは以下のように表される。

min

$$\sum c_{x_{ij}} x_{ij} + c_y \sum y_i + \sum c_{z_{ij}} z_{ij} \qquad (1)$$

$subject\ to$

$$\left.\begin{array}{ll}
\sum_{j\in(G_k^+\cap R_k)} x_{kj}^k + y_k^k = 1 & (2) \\
\sum_{j\in(G_l^+\cap R_k)} x_{lj}^k + y_l^k - \sum_{j\in(G_l^-\cap R_k)} x_{jl}^k = 0 \quad \text{for } l\in R_k, l\neq k & (3) \\
\sum_{j\in V_l^+} z_{lj}^k - y_l^k - \sum_{j\in V_l^-} z_{jl}^k = 0 \quad \text{for } l\in R_k & (4) \\
\sum_{j\in V_l^+} z_{lj}^k - \sum_{j\in V_l^-} z_{jl}^k = 0 \quad \text{for } l\in IA, l\notin R_k & (5) \\
\sum_{j\in V_1^-} z_{j1}^k = 1 & (6) \\
x_{ij} - x_{ij}^k \geq 0 \quad \text{for all } ij \text{ used in (2) to (6)} & (7) \\
y_i - y_i^k \geq 0 \quad \text{for all } i \text{ used in (2) to (6)} & (8) \\
z_{ij} - z_{ij}^k \geq 0 \quad \text{for all } ij \text{ used in (2) to (6)} & (9)
\end{array}\right\} \text{for all } k\in IK$$

$$x_{ij}, y_i, z_{ij}, x_{ij}^k, y_i^k, z_{ij}^k, \geq 0 \text{ and } (0,1) \qquad (10)$$

式(2)～式(6)はノードkを固定して考えればノードkをソース、ノード1をシンクとする最短路問題である。最短路問題は変数が(0, 1)であるという条件をはずしても(いわゆる緩和問題)その最適解の変数の値は0または1となることが知られている。モデルの全体像としてはこのような最短路問題が複数個（集合IKの要素の数）存在しているものである。さらに、個々の最短路問題によって前提条件5の理由により通過可能な真空弁ユニットの集合が異なるため、個々の最短路問題ごとにサフィックスkを付した補助変数を定義して(これに対してkを付さない変数を主変数と言う）異なる最短路問題を構成し、しかる後に式（7）～式（9）により主変数との整合を図っている。次節ではこのモデルを用いた計算結果を示すが、特に変数が(0, 1)であるという条件を与えなくても最適解の変数の値は0または1となった。また計算時間は短時間であった。

2．3．2　解析対象地区の説明と解析結果

図ー1に示す解析対象地区（模式図）に対してモデル1を適用して解析を実施した。解析に用いた単価等は次の通りである。 c_g = 60（千円／m）、c_v = 50（千円／m）、c_y = 1200（千円）、自然流下管の最長延長 = 75m。

結果を図ー2に示す。この最適解の敷設事業費(中継ポンプ場に関する費用をのぞく；以下同様)は87,083(千円)であった。この図よりわかることを列挙すれば以下の通りとなる。

①管渠の最上流部は自然流下管となっており、このような自然流下管は前提条件5の範囲内でできる限り延長が長くなっている。

②上流部の自然流下管がやがて真空下水管に替わり、真空下水管の敷設されている路線では自然流下管が併せて敷設される延長は短い。

すなわち、本地区に対する最適解を概観すると、もともとこの地区全体を自然流下で設計し、自然流下管のうち土被りの大きいものを真空下水管に置き換えたというイメージである。

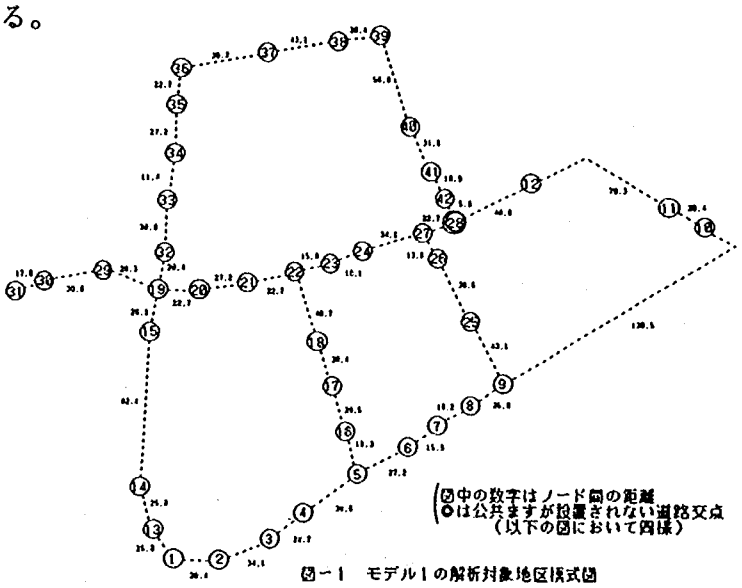
さて上記①,②は簡単な費用比較によって概略の形状を知ることができると考えられる。すなわち、①に関してはノードij間を真空弁ユニット＋真空下水管で接続するか、自然流下管で接続するかという問題であり、それはd_{ij}により決まる。限界の距離d_{ij}^*は $1200 + 50 \times d_{ij}^* = 60 \times d_{ij}^*$ より $d_{ij}^* = 120$ (m) となる。これは前提条件5の制限よりも長いものであり、そのこともあって①の結果となっている。さて、一旦真空下水管が始まればそれはノード1の中継ポンプ場まで敷設される。このような、真空下水管が必ず敷設される区間において費用比較により限界の距離d_{ij}^*を求めれば、 $1200 = 60 \times d_{ij}^*$ より $d_{ij}^* = 20$ (m) となる。今回の限界の距離は短く、従って②で見たように真空下水管が敷設されている区間では相対的に自然流下管の延長は短くなっている。

このように考えてくれば、最上流の始点ノードさえ決定してやればあとは単純な費用比較を含む簡単なアルゴリズムで最適解あるいはそれに近い解を求めることができるものと考えられる。従って問題はどのようにして始点ノードを決定するかということになる。

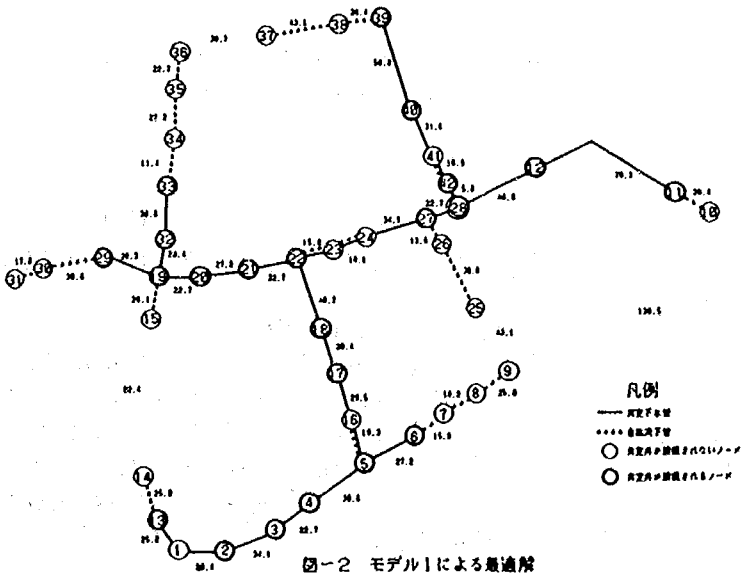
2．3．3　始点ノードの決定に関する考察

図ー1はひとつのグラフ（ネットワーク）であり、図ー2は自然流下管と真空下水管の違い及び重なりを無視すれば当然のことながら図ー1のネットワークに対する木（tree：以下ツリーという）となっている。従って、全体の費用を最小にするわけであるから、図ー2の最適解は図ー1のネットワークに対する最小木（minimum spanning tree：以下MST）ではないかと考えられる。しかしながらここで1点注意を要することがある。図ー1のネットワークではノード1以外ではノード28が集合IKの要素ではない。すなわち、最適解は必ずしもノード28を取り込んでいる必要はない。従って、この問題はある種の、非常に限定されたスタイナー木の問題であるといえ、一般的に言ってMSTを求めるアルゴリズム（たとえば greedy algorithm ）は適用できない。そこで、モデル1の考え方を応用してスタイナー木問題に対する解を求めた(詳細は省略)。計算の結果、図ー1のネットワークではスタイナー木の解(以下S-MSTという)は全ノードを対象としたMSTと同じであった（従って以下本節に限り両者を含め単に MST という）。

さて、残念なことに図ー2は図ー1のMSTではない。最適解(図ー2)ではリンク36,37が切れているがMSTではこれがつながっており、代わりにリンク39,40が切れている。最適解がMSTとならない理由は、ツリーの作り方、すなわち始点ノードのとりかたにより上流部の自然流下管の延長が変わるためである。しかしながら、最適解のツリーはMSTに近似しており、実際、2．4．1に示す方法(モデ



図ー1　モデル1の解析対象地区模式図



図ー2　モデル1による最適解

ル2)でMSTをもとにした解を求めると、敷設事業費は87,322(千円)となって、最適解との比は1.002であった。
従ってこの解析の結果のみから言えば始点ノードを決定する方法としてMSTを考えても実用上問題はないものと考えられる。

2．4　モデル2を用いた解析

2．4．1　モデル2の説明

式(1)～式(10)でもわかるように、モデル1は非常に多くの制約式を必要とする。実際、40戸の集落に対して制約式の総数は6297であり、Industrial-LINDOのカタログによれば制約式の最大数は約8000であるのでここで使用したシステムではこれ以上あまり大きな地区の解析はできないこととなる。もちろんEWSや大型コンピュータを用いて解析することは可能であるが、モデル1の構造からもわかるように集合IKの要素数が増加すれば制約式の数は乗数的に増加する。そこで、モデルに変更を加え、新たなモデル（モデル2）を開発した。幸いなことに、モデル1での解析により、最適解のツリーはS-MSTあるいはMSTに近いものではないかということがわかっている。ツリーの形を与件としてやれば、モデル1の結果をふまえ、上流自然流下管と真空下水管の敷設位置と流れの方向を決定することができる。そうすれば、残る決定事項は真空下水管の敷設された区間の、集合IKのノードに関し、真空弁ユニットを敷設するのか近くのユニットまで自然流下管でつなぐのかという判断となり、大幅に制約式を減らすことができる。S-MSTやMSTを中心とした複数のツリーに対してこのような解析を繰り返せば、得られた解の中で最小のものが最適解またはそれに近いものであることが期待される。

以下モデル2の説明を行う。モデル2は2つのステップより成る。なお、解析対象のツリーの形状が与えられているものとする。

ステップ1

与えられたツリーに対し、前提条件5をもとに上流自然流下管と真空下水管を敷設する区間を決定する。

ステップ2

ステップ2はステップ1で決定された真空下水管敷設区間のみを対象とする。新たに以下の集合を定義する。

$M = \{i \mid$ 真空下水管の最上流に位置するノード$\}$

$G^{+}_{ki} = \{j \mid$ ノードiを始点とする自然流下管ijのうちノードkより遠方へ向うものの終点ノード$\}$

$G^{-}_{ki} = \{j \mid$ ノードiを終点とする自然流下管jiのうちノードkより遠方へ向うものの始点ノード$\}$

その他についてはモデル1で定義した変数等をそのまま用いる(ただし適用区間は真空下水管敷設区間のみ。従ってモデル1で用いた z_{ij}, z^{k}_{ij} は用いられない）。線形計画の構造は次のとおりである。

$$min$$

$$\sum c_{x_{ij}} x_{ij} + c_y \sum y_i \qquad (11)$$

$$subject\ to$$

$$\left.\begin{array}{ll}
\sum_{j \in \{G^{+}_{kk} \cap R_k\}} x^k_{kj} + y^k_k = 1 & (12) \\
\sum_{j \in \{G^{+}_{kl} \cap R_k\}} x^k_{lj} + y^k_l - \sum_{j \in \{G^{-}_{kl} \cap R_k\}} x^k_{jl} = 0 & (13) \\
\qquad \text{for } l \in R_k, l \neq k & \\
\sum_{j \in R_k} y^k_j = 1 & (14) \\
x_{ij} - x^k_{ij} \geq 0 \quad \text{for all } ij \text{ used in (12) to (14)} & (15) \\
y_i - y^k_i \geq 0 \quad \text{for all } i \text{ used in (12) to (14)} & (16)
\end{array}\right\} \text{for all } k \in I, k \notin M$$

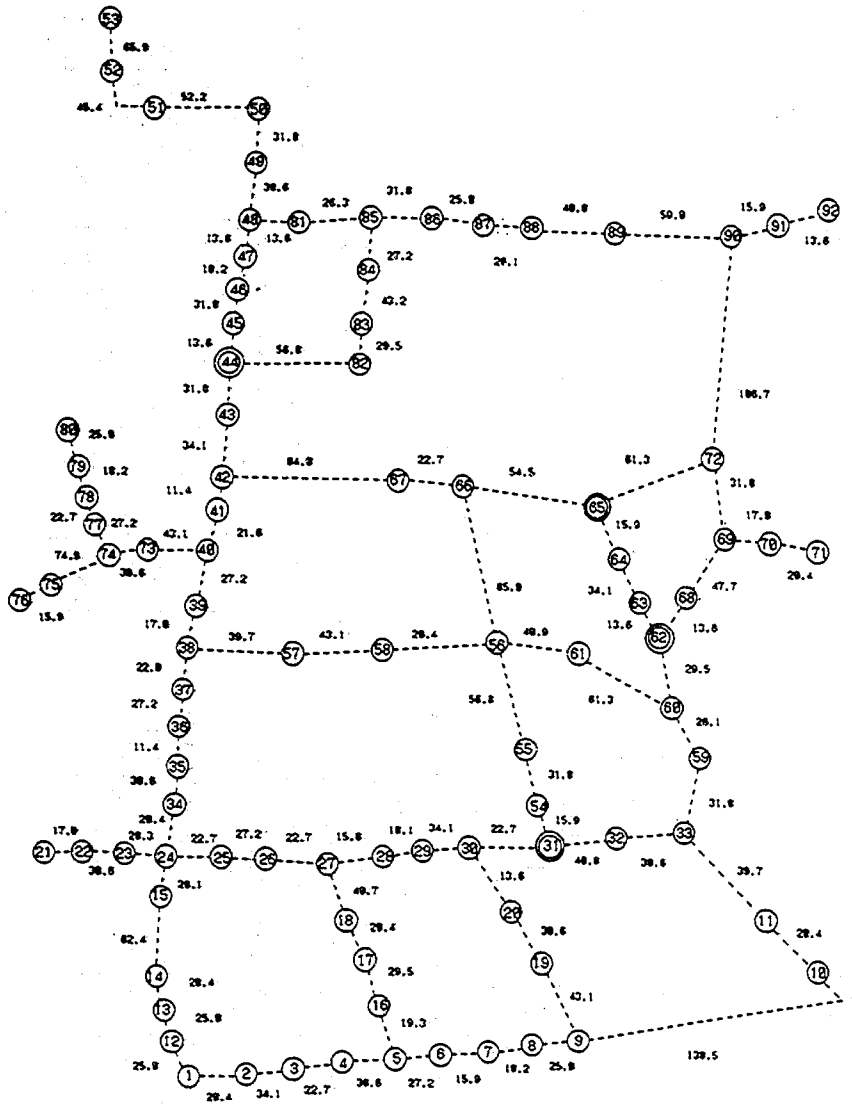
$$y_i = 1 \quad \text{for } i \in M \qquad (17)$$

$$x_{ij}, y_i, x^k_{ij}, y^k_i, \geq 0 \text{and} \quad (0,1) \qquad (18)$$

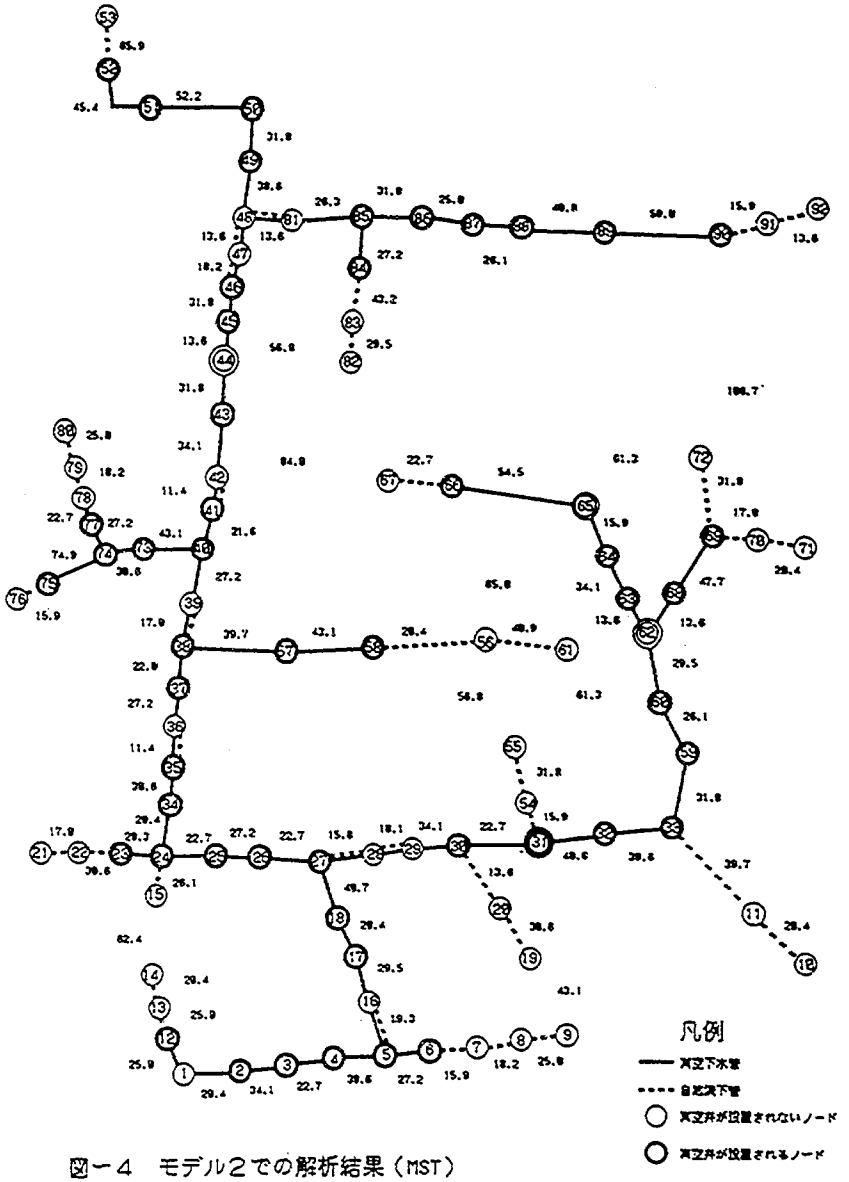
モデル2もモデル1同様変数の値が(0,1)という条件をつけなくても解の変数の値は0または1となり計算時間も短時間であった。

2．4．2　解析対象地区の説明と解析結果

図ー3に解析対象地区の模式図（ネットワーク）を示す。与件とするツリーを10種類とし、それぞれモデル2により解析を行った結果、敷設事業費の範囲は201,722（千円）～208,421（千円）であり、S-MSTの場合は203,156（千円：最小費用のものとの比は1.007）、MSTの場合は203,537（千円：最小費用のものとの比は1.009）であった。図ー4にMSTの場合の配置図を示す。MSTの場合、変数の総数は745,制約式の総数は929であった。この数字から判断すれば、もっと大きなシステム（対象戸数が多い）であってもパソコンレベルでの取扱いが可能であると思われる。



図－3　モデル2の解析対象地区ネットワーク



図－4　モデル2での解析結果（MST）

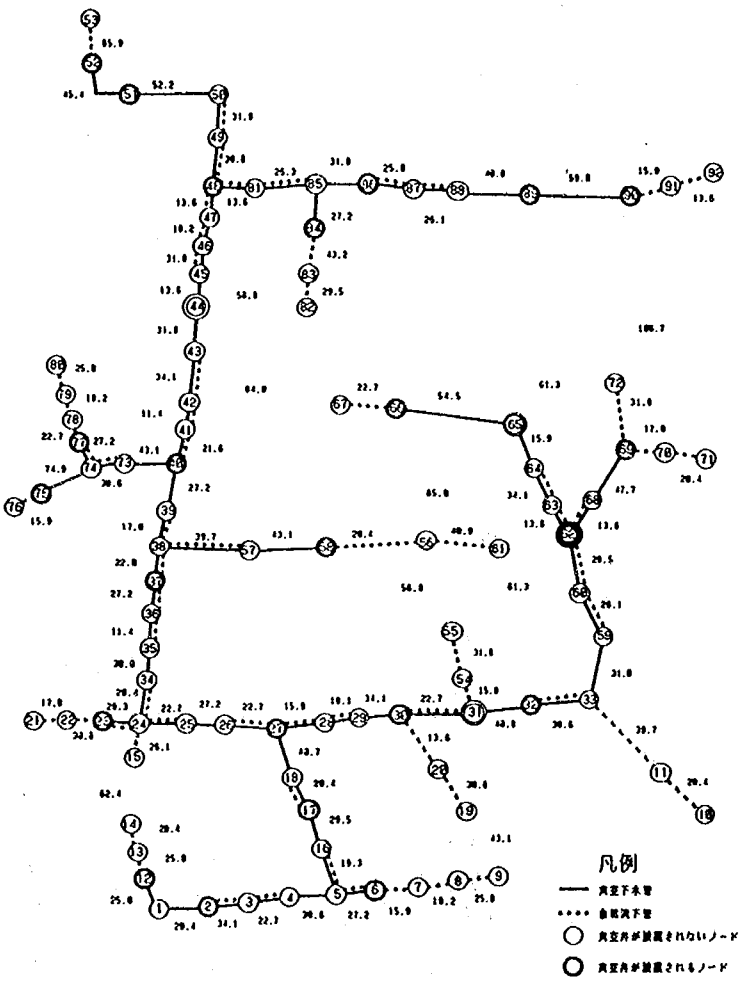
本節で求めた最小費用の解が最適解であるという保証はないが、モデル1での考察により最適解の費用と大きく異なることはないと考えられる。従って、モデル2の検討結果からも、始点ノードを決定する方法としてS-MSTまたはMSTを考えても実用上問題はないものと考えられる。

2．4．3　自然流下管と真空下水管の同時施工を考慮した場合

本節ではモデル2をもとに自然流下管と真空下水管を同時施工する場合を考える。例えば図－4を見ると自然流下管はそれ単独で敷設されるものと真空下水管と平行して敷設されるものがある。このうち単独で敷設されるものは最上流の自然流下管であり、前節のステップ1で決定されるもので、その範囲は費用比較でなく主として前提条件5 により決定されるものである。一方、真空下水管と平行して敷設されるものは前節のステップ2で決定されるものであり、主として費用比較で決定されるものである。従って、前節のステップ2で、真空下水管と自然流下管を同時施工したときの単価から自然流下管を単独で施工したときの単価を差し引いたものを用いてモデル解析を実施すれば同時施工を考慮した場合の最適配置を知ることができる。

同時施工を行った場合の敷設単価を90（千円／m）とし、その他の単価はモデル2で用いたものを用いて（従って単価の差は 90-60=30）モデル2でMSTの場合の解析を行った結果を図－5に示す。この図と図－4を比べれば、真空弁ユニット数が大幅に減少していることがわかる。表－1に両者の場合の費用とその構成の比較を示す。同時施工を考慮しない場合、真空下水管と同時施工される自然流下管の延長は138mであったが、同時施工を考慮した場合には単にこの延長分の自然流下管の単価が割り引かれるというだけではない。表によれば同時施工を考慮した場合の、同時施工される自然流下管の延長は898mと大幅に増加しており、その分真空弁ユニット数が50から23へと減少している。すなわち、自然流下管の単価が安くなった分、1つの真空弁ユニットにまとめられる家庭数が増加し、真空弁ユニット数を抑えることができたということである。そしてこれにともなって総敷設事業費も203,537(千円)から189,767(千円)へと減少している。

実際に工事を発注する段階では真空下水管と自然流下管の同時施工を考慮した積算となっているものと思われるが、本節の解析は、施設配置等の計画段階より同時施工を考慮することの重要性を示したものである。



図－5　同時施工を考慮した場合の解析結果（MST）

表－1　同時施工を考慮した場合としない場合の敷設工事費の比較

		同時施工を考慮しない場合（図－4）			同時施工を考慮する場合（図－5）		
		単価 千円／m	延長・個 m・個	建設費 千円	単価 千円／m	延長・個 m・個	建設費 千円
真空下水管		50	1,824.7	91,235	50	1,824.7	91,235
自然流下管	単独	60	733.3	43,998	60	733.3	43,998
	同時施工	60	138.4	8,304	30	897.8	26,934
真空弁ユニット		1200	50	60,000	1200	23	27,600
合計		-	-	203,537	-	-	189,767

3．下水の圧送方式に関する調査

下水の圧送方式に関し、同方式を多く採用している１５の地方公共団体に対してアンケート・ヒアリング調査を実施した。主要な調査結果は以下の通りであった。

①圧送ポンプ場数は１都市平均３５カ所（標準または簡易形式１０カ所、マンホール形式２５カ所）であった。

②ポンプ場の年間維持管理費は、分流式汚水の圧送ポンプ場で、単位計画流量(m3/min)・単位ポンプ揚程(m)　当たり平均約５万円であった。ただし公共団体により大きな差があった。

③圧送方式の管路施設計画において、代替案の比較検討は７割の都市で実施されており、費用比較の項目は　「建設費＋維持管理費」が多かった。また、９割の都市が費用比較の結果だけでなく他の要因も加味した　判断を行っていた。

④ポンプ場１カ所当りの年間障害発生件数は０～４回程度であり、平均は１．１回であった。

この調査結果に加え、下水の圧送方式を計画・設計する際の留意点、同方式に関する新しい技術の動向の紹介等を内容とした「下水道圧送方式の検討要領書（案）」をとりまとめた。

２．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
藤澤　智文

１．まえがき

我国の下水処理場の整備は昭和30年代以降急速に進展し、平成3年度末における全国の処理場数は、876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m³近くまで達してきた(図－１参照)。一方、このような下水道施設の整備・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。

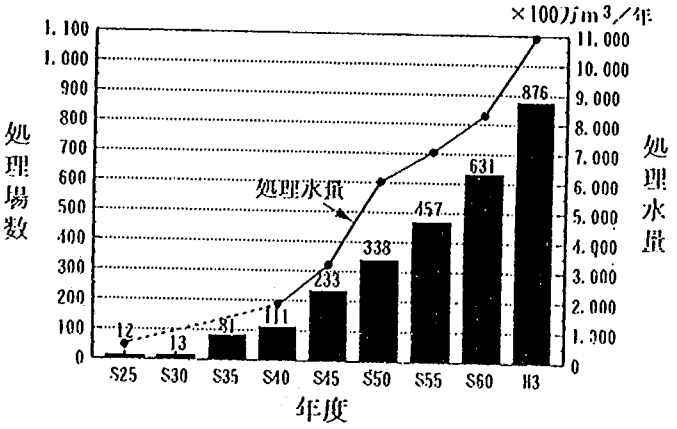
２．調査の目的

下水道施設の合理的補修・更新手法を確立するためには、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　全国処理場数及び年間処理水量の推移

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）

３～４年度においては、主として前記①～②に関して、劣化原因として硫化水素及び二酸化炭素に注目し、・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。

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行った。

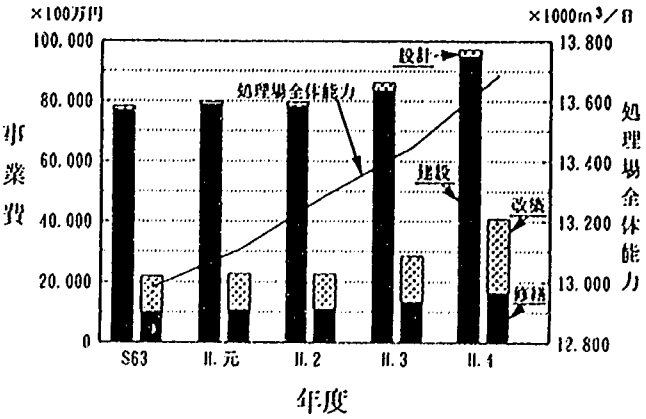
３．調査結果

３．１　下水道施設における劣化状況の把握

各下水処理場において発生している劣化現象や各処理施設毎の劣化発生頻度の把握、最も発生頻度の高い劣化原因の特定化等を目的として、古くから下水道整備を開始している13政令都市を対象としたアンケート調査を行った。調査対象とした13政令都市内の処理場数は、94箇所(10.7%)、施設能力の合計は、約２千万m³／日(48.9%)、年間処理水量は、年間約53億m³(48.6%)である［本文中の（　）内は、全国合計値に対する比率を示す］。

3．1．1　政令指定都市における維持更新費

今回アンケートから得られた過去5ケ年の処理場施設に関係する設計費・建設費・修繕費・改築費の推移を図－2（東京都を除く12政令都市合計）に示す。本アンケートにおいては、「修繕」とは対象施設の一部の部材や部品が劣化している場合にその部材等の交換等を行うこととし、「改築」とは、排水区域の拡張等に起因しない対象施設の全部又は一部(修繕に該当するものを除く)の再建設を行う（劣化施設に対応する新規施設を再建設する）こととした。過去5ケ年において約4200億円の投資が行われ、処理能力として約70万m³／日分の処理場施設が増設された。修繕・改築費については、平成3年度から上昇しており、平成4年度においては昭和63年度当時の修繕・改築費の約2倍近くまで増加している。古くから下水道整備が進められた大都市では、今後耐用年数を迎える施設が増加することから、修繕・改築費も増大していくことが予想される。



図－2　建設費及び改築費等の推移

表－1　劣化原因別劣化発生施設数

劣化原因	劣化施設数	劣化施設内訳 第1位	第2位	第3位
硫化水素	80	最初沈殿池 (25/290)	濃縮槽 (19/132)	貯留槽 (8/66)
温度応力・乾燥収縮	80	汚泥処理棟:A (15/48)	管理棟:A (12/66)	最初沈殿池 (8/290)
中性化	33	最終沈殿池 (12/294)	エアタン (6/292)	最初沈殿池 (4/290)
化学的腐食	18	最初沈殿池 (7/290)	エアタン (3/292)	濃縮槽 (3/132)
塩害	14	汚泥処理棟:A (5/48)	ポンプ棟:A (4/57)	管理棟:A (2/66)
アルカリ骨材反応	5	管理棟:A (2/66)	沈砂池 (1/139)	消化槽 (1/87)
不明	20	管理棟:A (4/66)	消化槽 (3/87)	ポンプ棟:A (3/57)
その他	16	水処理施設:A (4/86)	最終沈殿池 (3/294)	エアタン (2/292)

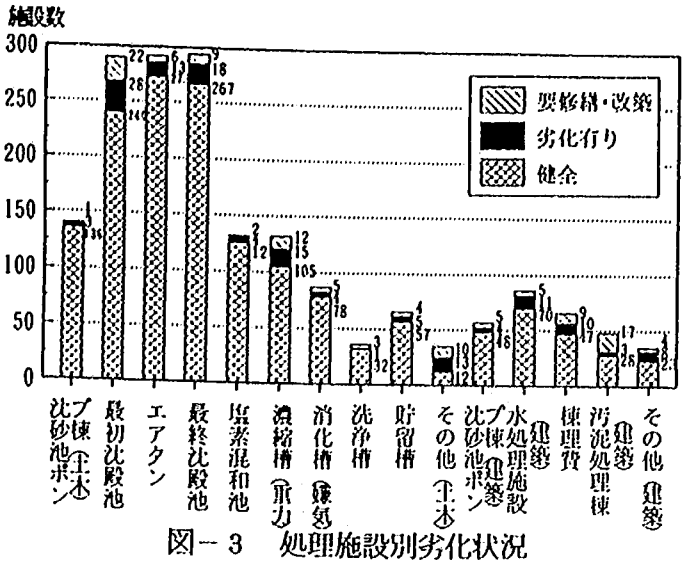
注：表中の:Aは建築施設を示す。( )内は(劣化施設数／全施設数)である。

3．1．2　下水処理施設における劣化状況

各都市処理場内の各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して質問を行った。アンケートで示した劣化原因は、①硫化水素、②侵食性炭酸、③二酸化炭素による中性化、④アルカリ骨材反応、⑤塩害、⑥凍害、⑦化学的腐食、⑧損傷、⑨温度応力・乾燥収縮、⑩その他、⑪不明の11種類である。

表－1は、各々の劣化原因による劣化が認められる施設数とその施設の内訳を示したものである。劣化原因として最も多いのは硫化水素であり、80施設で腐食が認められている。この80施設の内訳としては、最初沈殿池(最初沈殿池の全施設数は290施設）が25施設で最も多く、次いで重力濃縮槽19施設、汚泥貯留槽 8施設といった下水や汚泥が嫌気性になりやすい施設が続いている。ここで、施設数は各施設毎に新設あるいは増設された時点での系列を1施設としてカウントした。同様に、温度応力・乾燥収縮に起因する劣化施設も80施設あり、温度応力・乾燥収縮により劣化した施設は建築構造物に多い。次に多い劣化原因は二酸化炭素による中性化であり、最終沈殿池、エアタン、管理棟の順に劣化した施設数が多い。4年度調査においては、大気中の二酸化炭素濃度と比較して2桁高い二酸化炭素濃度が、覆蓋された曝気槽で観測された。四番目に多い劣化原因は、化学的腐食であり、最多発生施設は最初沈殿池である。以下、劣化原因として塩害、アルカリ骨材反応、凍害が続いている。

図－3に各施設毎に健全な施設数、劣化が認められる施設数及び修繕・改築が必要な施設数を示す。劣化が認められるとともに修繕及び改築が必要な施設が最も多いのは、最初沈殿池であり、全最初沈殿池290施設の内約17%の50施設で何らかの劣化が生じている。また、劣化している最初沈殿池50施設の内、半数の25施設は硫化水素に起因するものである。一方、劣化施設割合（劣化が認められた施設及び修繕・改築が必要な施設の合計／各施設の施設数合計）が最も多い土木施設は濃縮槽であり、全濃縮槽施設の約2割（132施設中27施設）で劣化が生じ、27劣化施設の内19施設は硫化水素に起因するものである。



図－3　処理施設別劣化状況

表－2　米国における硫化水素対策手法

硫化水素抑制対策		嫌気状態の改善等	
注入薬品名	実施都市数	手　法	実施都市数
H_2O_2	17 (33%)	空気注入	10 (19%)
Cl_2	10 (19%)	酸素注入	4 (8%)
NaOH	6 (12%)	オゾン注入	1 (2%)
$FeSO_4$	5 (10%)	換気処理	2 (4%)
$FeCl_2$	5 (10%)	コンクリート被覆等	
$KMnO_4$	4 (8%)	手　法	実施都市数
その他	4 (8%)	防食被覆	10 (19%)
($FeCl_3$等)		その他	1 (2%)

注)( )内は、都市全体(52都市)に占める実施都市の比率を示す。

3．2　下水処理施設の劣化対策手法・劣化因子・劣化計測手法に関する検討

今後、修繕・改築費用が増大することが予想される大都市内の鉄筋コンクリート造下水処理施設では、硫化水素に起因する施設の劣化が最も多く発生している。このため、5年度では過年度に引き続き劣化原因として硫化水素に焦点を当て、硫化水素対策手法や硫化水素の生成因子、硫化水素により劣化したコンクリートの計測・診断手法について検討を行った。

3．2．1　米国内における硫化水素対策手法

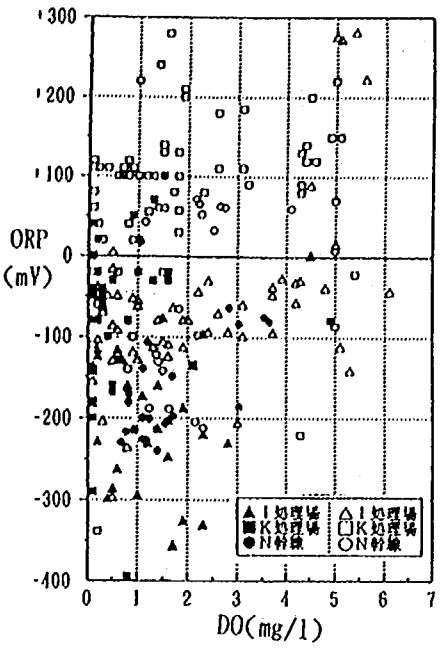
硫化水素による劣化対策手法は、主として①空気注入等による嫌気状態の改善、②種々の薬品注入による硫化物の生成抑制、③耐酸材料によるコンクリートの被覆等に区分できる。我国においては、③の手法が多く用いられ、①及び②の硫化物抑制手法については、数カ所の都市で実施あるいは調査が行われている。一方、米国内においても硫化水素による下水処理施設の腐食は深刻な問題であり、米国内の実態調査結果によると、6～7割の都市において下水処理場内での腐食が認められ、全処理施設の14%の施設で激しい腐食が起きている[1]。また、1984年の調査では、全調査対象都市(89都市)の34%に当たる30都市において、前述の①及び②に関する管路施設の硫化物抑制対策が実施されている[1]。

表－2は、米国内で硫化水素対策を行っている都市の中で選択された52都市における各種の対策手法とその実施都市数（52都市中19都市では、複数の方法を実施）を示したものである[2]。硫化水素対策を行っている52都市中、約85%の44都市では、各種の薬品添加による硫化水素の抑制が行われている。最も多く用いられている薬品は過酸化水素で、17都市で採用されている。塩素注入や空気注入による硫化水素の抑制も全都市の約2割に相当する10都市で各々行われている。一方、これら各種手法の選択や注入薬剤の種類及び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いる[2]。

各種対策手法の決定あるいは、各種対策手法の実施において最も重要なことは、各種手法の比較基準あるいは維持管理指標並びにその基準値である。具体的には、コンクリートに腐食が生じないためあるいは硫化水素が下水中で生成しないためのコンクリートや下水性状の計測項目とその管理目標値である。文献[2]によると経験的に得られた管理目標値として、4項目【①溶存酸素濃度（DO）を0.5mg/l以上あるいはORP＋100mV以上、②下水中溶存硫化物濃度を0.1～0.3mg/l以下、③気相中硫化水素濃度を3～5ppm以下、④コンクリート表面のpHを4以上】が示されている。しかしながら、これらはあくまで経験的な値として例示されているものであるため、今後は各種データの蓄積による検証が必要である。

3．2．2　下水中における硫化水素生成（抑制）因子

これまで下水中における硫化水素生成因子としては、①ＤＯ・ＯＲＰ、②温度、③ＢＯＤ、④SO_4^{2-}、等が指摘されている。硫化水素は、下水が嫌気的な条件下でのみ硫酸塩還元細菌の作用により硫酸イオンが還元されて生成する。また、生成した硫化水素は下水中に溶存酸素があれば酸化され減少することから、下水中のＤＯ・ＯＲＰは、硫化水素の生成あるいは抑制という観点から重要である。神戸市においては、圧送管内に空気注入を行い、効率的に硫化物の生成が制御されている[3]。この場合、空気注入によって圧送管出口の下水中ＤＯが１mg／１以上あるいはＯＲＰが-100mV以上に制御できれば、硫化水素の生成が抑制できたと報告されている。



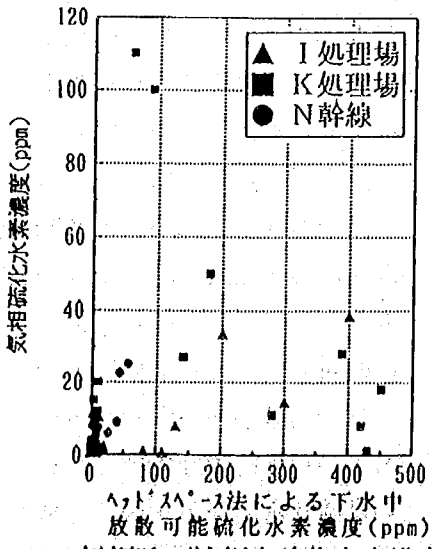
図－４　硫化水素生成条件

今回、２下水処理場の各処理施設（流入渠・沈砂池・ポンプ井・初沈入口＆出口・エアタン入口＆出口・終沈・濃縮槽・洗浄槽・汚泥貯留槽等）において平成５年６月から平成６年の２月まで１ケ月毎に前記①から④の水質項目及び下水中と気相中の硫化水素濃度等を測定した。また、１管路施設(延長約７kmの幹線)における39箇所のマンホールにおいても同じ水質項目について各箇所１回の計測を行った。図－４は、これらの各施設で得られた全測定値について、気相中における硫化水素検出の有無に分けてＤＯとＯＲＰの関係を示したものである。ただし、同図のＯＲＰは比較電極が塩化銀の場合の値であり、水素電極基準の電位とするためには、20°Cにおいて概ね200mVを加える必要がある。また、同図における黒いマークは、気相中に硫化水素が検出された場合を示しており、白抜きのマークは硫化水素が検出されなかった場合を示している。今回の測定結果から、実際の各下水道施設の気相中で硫化水素が検出されなかったＤＯとＯＲＰの範囲は、ＯＲＰが-50mV以上かつＤＯが1.5mg／１以上の領域であった。このことから、絶えずこのＤＯとＯＲＰの範囲に下水を保持することができれば、硫化物の発生は完全に抑制できると考えられる。

3．2．3　下水中硫化物濃度及び気相中硫化水素濃度

硫化水素は溶解性の高い物質であり、下水中で生成した硫化水素は、容易に大気中に拡散する。拡散した硫化水素がコンクリート表面で酸化されることにより硫酸が生成し、これがコンクリートを腐食させる。したがって、コンクリートの腐食を防止するためには、下水中硫化物濃度あるいは、気相中硫化水素濃度をどの程度まで制御すべきかが大変重要な課題となる。

下水中の硫化水素の大気中への拡散程度は、下水の流下性状により大きく異なり、例えば最初沈殿池のトラフ付近で下水が乱される場合には、水面が乱されない場合と比較して多くの硫化水素が気相中に拡散する。また、施設の覆蓋の有無や覆蓋された場合の換気の有無等により、気相中硫化水素濃度は異なる。



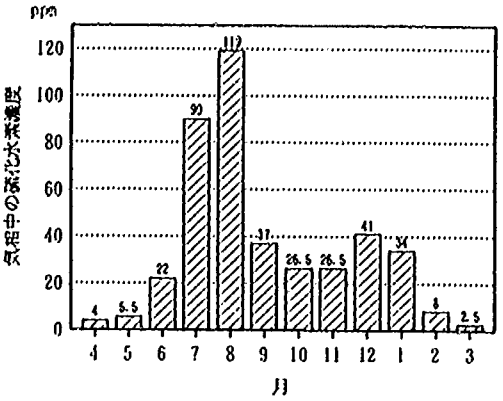
図－５　気相及び液相中硫化水素濃度

図－５は、今回の２処理場と１管路施設での測定により得られた気相中の硫化水素濃度（検知管による測定）と下水中の放散可能な硫化水素濃度（文献[4]に準じたヘッドスペース法による測定：同図の横軸の値は酸を加えないで試料を注入したフラスコを１分間激しく振とうした場合のフラスコ気相中の硫

化水素濃度であり、下水のｐＨが７の場合、この値を概ね１／５０倍すると下水中の溶存硫化物濃度に換算できる）との関係を示したものである。酸を加えない場合のヘッドスペース法による放散可能な硫化水素濃度と各施設における気相中硫化水素濃度の間には相関が認められるはずであるが同図より明らかなように、両者の間には明確な相関が認められない。この原因としては、前述のように各施設における下水の乱され方の相違や施設の覆蓋の有無等が考えられる。

図－６は、今回測定した幹線ルート上の伏越し部において、１ケ月おきに気相部の硫化水素濃度を測定した結果である。このように、下水の乱され方が同一な施設内においても、水温等の変化に伴う下水中生成硫化物量の相違により、気相中硫化水素濃度は大きく変化する。

以上のように、コンクリート腐食に直接影響する気相中硫化水素濃度は、水温や施設の形状等により大きく異なった値を示す。また、下水中の放散可能硫化水素濃度がかなり低い場合においても条件によっては、気相中にかなりの濃度の硫化水素が検出される場合がある。従って、コンクリート腐食防止の観点からは、種々の条件下においても、安定的かつ経済的に下水中の硫化水素を可能な限り０に近づける硫化水素抑制手法が必要である。



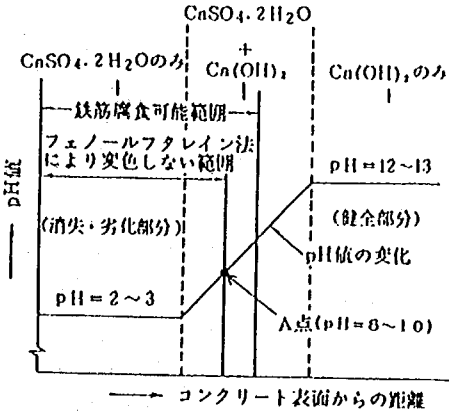
図－６　気相中硫化水素濃度の推移

３．２．４　硫化水素により劣化を受けたコンクリートの計測・診断手法に関する検討

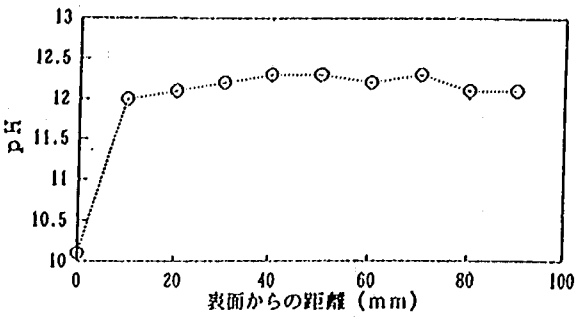
硫酸により腐食を受けたコンクリートの腐食概念図を図－７に示す。コンクリート表層は、硫酸によりpH2～3となっているが、深部になるにつれ硫酸浸透量が減少するため、正常なコンクリート（水酸化カルシウム）のpH12～13に近づく。このように、腐食を受けたコンクリート内部ではコンクリート表面から深部に向かってpHが上昇していくpH勾配が生じている。通常、硫化水素により腐食を受けたコンクリートは、表層部の劣化部分あるいはフェノールフタレンによる発色領域まで劣化したコンクリートが除去される。一方、フェノールフタレンはpH8.2～10.0以上のアルカリ側で発色することから、フェノールフタレン法により求めた中性化深さ(最大pH10)以深も実際は硫酸が浸透している。コンクリート構造物の耐久性評価上からはpHが12以上の地点、つまり表面で生じた硫酸がコンクリート内部に浸透していない地点まで除去することが望ましい。しかしながら、現状ではこの深さ(フェノールフタレンフタレインによる中性化深さからコンクリート深部のpH12以上の健全部までの深さ)がどの程度あり、どこまでこの部分を除去すべきかということに関しては不明な点も多い。

５年度は、これらの点を解明するため、硫化水素により腐食したコンクリート構造物からコアを採取し、①フェノールフタレインによる中性化深さ、②コンクリートのpH、③Ｘ線マイクロアナライザー、④硫酸塩濃度等について計測及び分析を行った。なお、コアサンプルは表層部の劣化腐食部分及びフェノールフタレンで確認した中性化深さ（図－７に示したＡ点：以下、中性化深さと言う）までの部分を取り除いた後、中性化深さ以深について1cmおきにこれらの計測を行った。結果を図－８～図－９に示す。

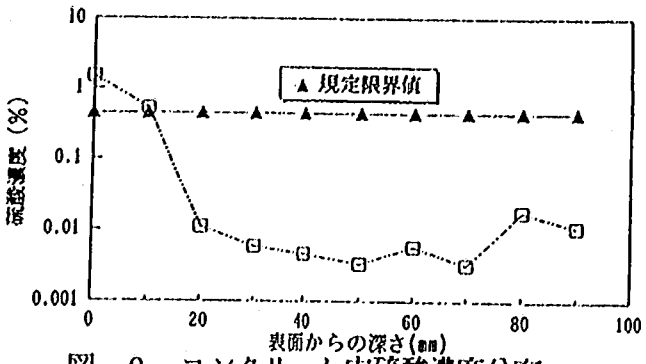
フェノールフタレンは、pH8.2～10.0以上のアルカリ側で紅色に発色し、これは図－８の表面pHが10であることと一致している。また、同図に示すように、中性化深さ（フェノールフタレン発色点）から約1cm深いところでコンクリートのpHがほぼ12であり、この点以深がコンクリートの健全部である。



図－７　コンクリート腐食概念図



図－８　コンクリート内ｐＨ変化



図－９　コンクリート内硫酸濃度分布

Ｘ線マイクロアナライザによれば、深さ方向に元素分析（今回の場合は硫黄）が可能であり、同測定結果より、フェノールフタレンによる発色点（中性化深さ）から約1cm程度硫黄が浸透していることが認められた。図－９はコンクリート中の硫酸濃度測定結果を示したものであるが、中性化深さでは、硫酸濃度は1.5%であった。セメント中の硫酸濃度は、JIS-R5210で3.6%以下と規定されており、これを超えると膨張破壊の恐れがあると記載されている。仮に、セメント量を300kg/m³、コンクリートの比重を2.4とした場合の許容硫酸濃度を試算すると0.45%となり、この値を図－９中で規定限界値(▲)として示す。今回の計測では、表面で生成した硫酸が浸透している中性化深さから約1cmまでの部分では規定限界値を超えており、深さ2cm以深で硫酸濃度が0.01%程度となっている。以上のように、今回の分析・計測結果では、フェノールフタレンによる中性化深さよりコンクリートが完全に健全であるまでの深さは、約1cmであり、この部分は今回の試算によるとＪＩＳで規定されている硫酸濃度を超えていた。ただし、今回のコアサンプルは１片であることから、今後種々の条件下のデータを集積する必要があると考えられる。

４．まとめ

５年度行った調査結果をまとめると以下の通りである。

①13政令都市の処理施設を対象としたアンケートを解析した結果、最も多く劣化が認められるとともに修繕・改築が必要な施設は最初沈殿池であり、全最初沈殿池施設の約17%の施設で劣化が認められた。劣化施設割合が高い土木施設は、濃縮槽であり全濃縮槽の約２割が劣化していた。また、最も多い土木施設の劣化原因は硫化水素であり、全最初沈殿池施設の約9%の施設は硫化水素による劣化が認められた。

②２処理場及び１管路施設における実態調査結果より、気相中で硫化水素が検出されない施設での下水中のＤＯは、1.5mg/l以上かつＯＲＰは塩化銀を比較電極とした場合-50mV以上であった。また、下水中の放散可能硫化水素濃度と施設内気相中の硫化水素濃度には明確な相関が認められず、種々の条件（水温や施設の形状等）によって気相中硫化水素濃度は大きく異なっていた。また、下水中放散可能硫化水素濃度が十分低い場合においてもかなりの気相中硫化水素濃度が検出されることがあるため、種々の条件下においても安定的かつ経済的に下水中の硫化水素を０に近づけることのできる硫化水素抑制手法が必要である。

③硫化水素により腐食した構造物からコンクリートコアを採取し、各種計測及び分析を行った結果、フェノールフタレンによる中性化深さから深さ1cm程度まで硫酸が浸透していた。今後、データを積み重ね、硫化水素により腐食したコンクリート構造物の劣化深さの確定手法について検討を行う必要がある。

＜参考文献＞

１）U.S.EPA., Hydrogen Sulfide Corrosion in Wastewater Collection and Treatment Systems, Report to Congress, September 1991
２）U.S.EPA., Detection, Control, and Correction of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Waste water Systems, September 1992
３）竹中、恭山，第３回MWRDGC/JSWA技術交流ワークショップ講演集，（社）日本下水道協会
４）東京都，建築物における排水槽等の構造・維持管理等に関する指導要綱，昭和61年6月

３．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
主任研究員　塩路　勝久

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。このうち下水道の施設を用いた多目的利用としては処理場・ポンプ場の上部空間利用や管渠空間の利用があり下水道からの発生物を用いた多目的利用としては処理水、汚泥、下水の熱の利用等があげられる。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するものである。

平成５年度は上記多目的利用のうち処理水の再利用を取り上げ、親水利用実施箇所近辺の住民を対象に、住民がこのような下水処理水の親水利用をどのように評価しているかをアンケートにより調査した。

２．調査方法と調査箇所

調査対象箇所は、人口約40万人の都市内に設置された親水水路で、砂ろ過、オゾン処理された高度処理水が最大6m³／分放流される。親水水路には処理水のみが流れるせせらぎ水路に加え、遊歩道、植栽、休憩所等が整備され、また水に触れることができる構造となっている（以下、施設の総体を親水水路と呼び、特に処理水が流れる水路のみを言う場合にはせせらぎ水路と呼ぶ）。この箇所には以前は農業排水路があり、非常に汚濁が激しかったものを親水水路として整備したものである。

調査は、対象箇所の周辺約1ｋｍ以内の地区に居住する全7284世帯より無作為抽出により1439世帯を選びアンケート調査表を郵送する事により実施した。アンケート内容は表1に示す通りである。

表１　アンケート内容

質問番号	内容
Q1-1	性別
Q1-2	年齢
Q1-3	世帯人数
Q1-4	現住所の居住年数
Q1-5	親水水路までの距離
Q2-1	以前の水路の状況を知っているかどうか
Q2-2(Q2-1)	親水水路により地域環境が良くなったかどうか
Q2-3	親水水路の利用頻度
Q2-4	親水水路は身近かどうか
Q2-5	親水水路の施設内容に満足かどうか
Q2-6(Q2-5)	具体的な満足点
Q2-7-1	総合的都市公園を100としたときの親水水路の値打ち
Q2-7-2	中規模の児童公園を　〃
Q2-7-3	小規模の児童公園を　〃
Q2-8	親水水路中せせらぎの占める価値
Q2-9	入場料への支払額
Q2-10	建設に対する一時的税負担
Q2-11	維持管理に対する毎年税負担
Q2-12	水路の水が処理水であることの認知度
Q2-13-1(Q2-12)	処理水であることを知った方法
Q2-13-2(Q2-12)	処理水であることを意識するか
Q2-13-3(Q2-13-2)	処理水であることを意識するとき
Q2-14(Q2-12)	水路の水が処理水と知って、今後の利用に対する態度
Q3-1	一般的に下水処理水の雑用水利用の認知度
Q3-2	下水処理水の再利用は必要なことか
Q4-1	下水道事業に対するイメージ
Q4-2	処理水再利用は下水道事業のｲﾒｰｼﾞｱｯﾌﾟに寄与するか
Q4-3	処理水再利用は下水道事業を進める上で意義があるか

注）質問番号の（　）内の番号は当該質問へ進む際の分岐となる質問番号

３．調査結果

（１）回答者のプロフィール

郵送した1439の調査表のうち回答があったのは483件(33.6%)であった。回答者の内訳は男性59.2%、女性40.6%、（不明0.2%；以後、不明の割合が少ない場合には特に言及しない）であり、年齢構成は40代以上の人が約70%、単身者が約18%、居住年数5年以上の人が約75%であった。

（２）親水水路の利用状況と評価

親水水路を通路として利用することも含む利用状況は、ほぼ毎日～1、2回／週が15.9%、1、2回／月が15.3%、年数回程度29.4%、年1回以下～利用したこと

がない38.3%であった。これと回答者の住居から親水水路までの徒歩による時間（以下水路までの距離という）のクロス集計を図1に示す。水路までの距離が長くなれば利用頻度が低下していることがわかる。

親水水路への親近感では、かなり～どちらかといえば身近である約40%、全く～どちらかといえば身近でない約47%、わからない約13%であり、利用頻度の高い人程水路への親近感も強かった。また、約94%の人が親水水路により地域環境が良くなった～どちらかといえば良くなったと答えている。

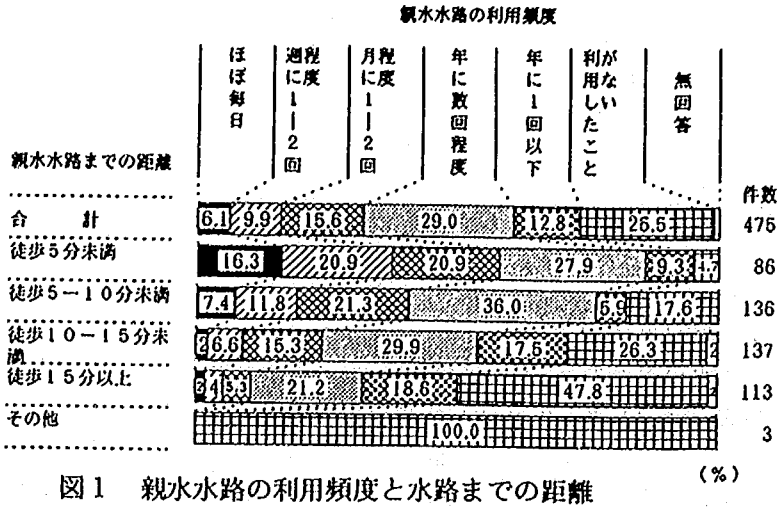


図1　親水水路の利用頻度と水路までの距離

親水水路の施設内容に対する評価としては大変～それなりに満足している約63%、、多少～かなり不満約7%、わからない約29%と多くの人が施設内容に満足していた。具体的な満足点の主要なものはきれいな通路が整備されている約42%（質問は3点までの複数回答、割合は有効回答者483名に対するもの：以下この質問に関し同様）、緑豊かな植栽約38%、せせらぎ水路約35%であり、せせらぎ水路が整備されている点も評価されていた。しかしながら水に触れられる点をあげた人が約11%と低く、水に触れられることを積極的に評価している人は他の項目に比べて少なかった。

（3）親水水路の価値

親水水路の建設のために各世帯が一時的に負担してよい税負担額（以下建設支払意志額という）をあらかじめ金額を示した択一問題として聞いた結果、1000円が最も多く約27%であり次に500円約23%であったが、負担したくないという人も約18%いた。一方、少数ではあるが30000円や50000円と回答した人もおり、建設支払意志額の平均は約2120円（ただし無回答はのぞく）であった。この建設支払意志額を水路までの距離によりカテゴリー分類し、それぞれ平均値を算出したものが図2である。図2によれば、徒歩5分未満では他のカテゴリーに比べ支払意志額が高くなっているが、徒歩5分以上ではその額はほとんど同じような額となっている。すなわち、建設支払意志額という観点より見ると親水水路の影響範囲は徒歩5分圏であると言える。ただしカテゴリー毎の平均値の差を検定すると危険率1%で平均値に有為な差があるという仮説は棄却され、危険率30%でようやく有意の差があるという結果となっている。

一方、図2によれば徒歩5分以上のカテゴリーでは支払意志額が同じような額であるが、これは水路が身近になく利用頻度が低いかほとんど無いような人でも水路の意義を認め建設に対して負担をしても良いと考えていることをうかがわせる。そこで、回答者を親水水路の利用頻度により毎日～数回／年と1回以下／年～利用したことが無いの2つのカテゴリーに分類し、それぞれ建設支払意志額の平均値を求めた結果、前者は約2580円、後者は約1390円（危険率1%で有意の差がある）であった。すなわち利用頻度の高い人程建設費に対する支払意志は大きいが、ほとんど利用しない人でも建設費を負担する意志のあることがわかる。

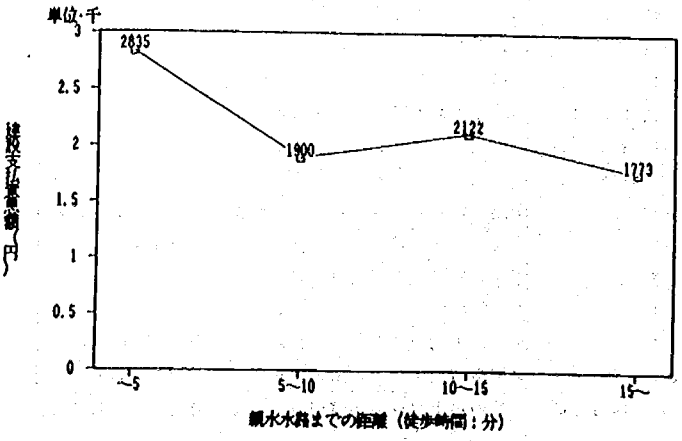


図2　水路までの距離と建設支払意思額

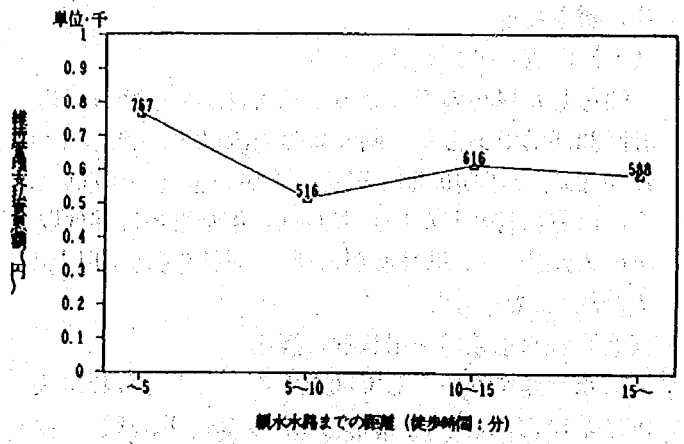


図3　水路までの距離と維持管理支払意思額

次に親水水路の日常の維持管理のために各世帯が毎年負担してもよい税負担額（以下維持管理支払意志額という）をあらかじめ金額を示した択一問題として聞いた結果、500円／年が最も多く約21%であり次に1000円／年が約20.5%、負担したくないは約16%（以下順に100円／年、300円／年等という回答）であった。維持管理支払意志額の平均は約606円／年（無回答はのぞく）であった。図3は維持管理支払意志額の距離カテゴリー別平均値であるが、建設支払意志額の場合と同様の傾向がうかがえる。すなわち、維持管理支払意志額という観点より見ても親水水路の影響範囲は徒歩5分圏であると言える。

なお、平均値で見れば建設支払意志額と維持管理支払意志額には差が認められるが、これは建設支払意志額に少数ではあるが高額回答をした人がいたためであり、回答者数でみると建設支払意志額で500円（2位）、1000円（1位）と回答した人の割合が約50%、維持管理支払意志額で500円（1位）、1000円（2位）と回答した人の割合が約42%と同様の傾向であり、この点、回答者が一度限りの負担である建設支払意志と毎年の負担である維持管理支払意志を十分に区別していたかどうかについては疑問が残る。

ところで親水水路には遊歩道や植栽が併せて整備されている。そこで親水水路全体の価値のうちせせらぎ水路の占める割合を聞いたところ、最も回答の多かったのは60～80%約34%であり、続いて40～60%約28%であった。各区間の中央値を代表値として平均を求めると約60%であった。これは上記した具体的満足点の回答結果（せせらぎ水路は第3位約35%）とは異なり、かなり高い値となっている。

（4）処理水に対する意識

親水水路を流れる水が下水処理水であることを知っていた人は約60%であり、当該自治体が広報等でＰＲしている割には意外と認知率は低かった。親水水路を利用する上で流れている水が処理水であることを意識するかどうかについては、常に～時々意識する人が約55%、あまり～全く意識しない人が約42%と意識する人の方が若干多い結果となった。前者と回答した人に処理水であることを意識する時を聞いたところ、図4に示すように臭いを感じた時が最も多かった。また、その他の中には、「子供が口にしようとした時」、「子供が遊んでけがをしたとき」という意見があったが、逆に、「水があまりにきれいだから」「他の水路に比べ澄んでいるため」と、処理水のきれいさを感じたときとする回答もあった。

（5）処理水再利用の意義と下水道事業に対するイメージ

回答者のうち約67%が一般的に下水処理水が修景用水等に再利用されていることを知っていた。また約93%もの人が再利用は大いに必要である～どちらかといえば必要であると答えており、処理水再利用の社会的必要性が高く認められていた。

下水道事業に対するイメージは良い～どちらかといえば良い約79%と、下水道事業に好意的なイメージを持つ人が圧倒的に多かった。また下水処理水の再利用が下水道事業のイメージ向上に寄与しているかどうか聞いたところ大いに～どちらかといえば寄与している約93%とほとんどの人が下水処理水の再利用は下水道事業のイメージ向上に寄与していると答えている。実際、下水道事業に対するイメージと親水水路の施設内容の満足度とは相関が認められる（表２参照）。

（6）主要アンケート項目間の相関

親水水路に対する支払意志や下水道事業へのイメージ等に対しどのような項目が影響しているかを分析するためアンケートの主要な項目どうしのクラマーの連関係数を計算した。その結果を表2に示す。また表には併せてカイ二乗検定で1%水準で2つの項目間に有意な連関がある場合に記号 * を付している。表2によれば連関係数は全体的に小さく、項目間に相関は無いか、あっても非常に緩やかである。従ってある項目と他の項目の関係をはっきりと述べることは難しいが、例えば建設支払意志額(Q2-10)は親水水路を身近に考えているかどうか(Q2-4)、親水水路の施設内容に満足かどうか(Q2-5)、親水水路中せせらぎが占める価値を高いと考えているかどうか(Q2-8)、維持管理支払意志額(Q2-11)等と関連のあることがわかる。また、親水水路の施設内容に満足かどうか(Q2-5)は下水道事業に対するイメージ(Q4-1)、処理水の再利用が必要かどうか(Q3-2)、親水水路の建設費や維持管理費に対する支払意志(Q2-10,Q2-11)等多くの項目と関連があり、住民の意向を十分取

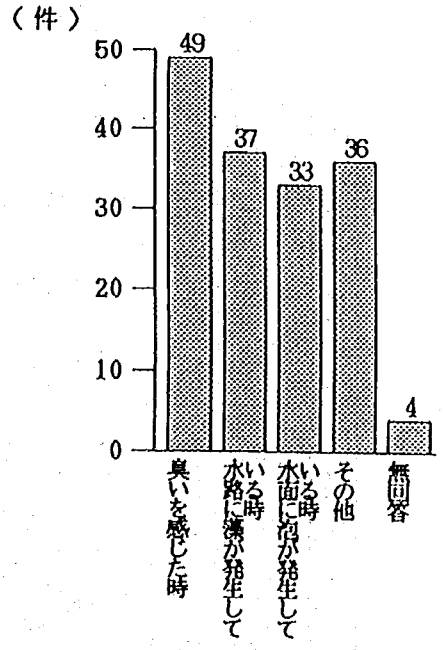


図４　処理水を意識する時

表２　アンケート主要項目間のクラマーの連関係数

	Q1-4	Q1-5	Q2-1	Q2-2	Q2-3	Q2-4	Q2-5	Q2-7-1	Q2-7-2	Q2-7-3	Q2-8	Q2-9	Q2-10	Q2-11	Q2-12	Q2-13-2	Q3-1	Q3-2	Q4-1	Q4-2	Q4-3
Q1-4	-	0.11	0.23 *	0.10	0.14 *	0.12	0.11	0.08	0.10	0.12	0.09	0.08	0.08	0.08	0.19 *	0.09	0.11 *	0.06	0.11	0.06	0.08
Q1-5	0.11	-	0.19 *	0.10	0.21 *	0.25 *	0.15 *	0.10	0.10	0.07	0.09	0.09	0.08	0.08	0.17 *	0.06	0.08	0.07	0.10	0.08	0.10
Q2-1	0.23 *	0.19 *	-	0.00	0.20 *	0.24 *	0.18 *	0.08 *	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.04	0.44 *	0.11	0.16	0.03	0.09 *	0.07	0.04
Q2-2	0.10	0.10	0.00	-	0.11	0.16 *	0.25 *	0.11	0.13 *	0.13 *	0.11	0.12	0.08	0.08	0.05	0.08	0.12	0.14	0.14	0.20 *	0.16
Q2-3	0.14 *	0.21 *	0.20 *	0.11	-	0.33 *	0.20 *	0.12	0.10	0.10	0.12	0.12	0.13	0.12	0.21 *	0.12	0.12 *	0.07	0.10	0.11 *	0.11
Q2-4	0.12	0.25 *	0.24 *	0.16 *	0.33 *	-	0.27 *	0.13 *	0.11	0.09	0.14 *	0.12 *	0.12 *	0.10	0.25 *	0.14	0.14 *	0.10	0.15 *	0.12 *	0.13 *
Q2-5	0.11	0.15 *	0.18 *	0.25 *	0.20 *	0.27 *	-	0.17 *	0.17 *	0.15 *	0.21 *	0.16 *	0.15 *	0.15 *	0.27 *	0.12	0.22 *	0.20 *	0.22 *	0.24 *	0.20 *
Q2-7-1	0.08	0.10	0.08 *	0.11	0.12	0.13 *	0.17 *	-	0.41 *	0.32 *	0.25 *	0.15	0.20 *	0.18 *	0.08	0.10	0.08	0.08	0.08	0.11 *	0.08
Q2-7-2	0.10	0.10	0.05	0.13 *	0.10	0.11	0.17 *	0.41 *	-	0.42 *	0.25 *	0.17 *	0.20 *	0.16	0.06	0.13	0.07	0.08	0.08	0.12 *	0.10 *
Q2-7-3	0.12	0.07	0.05	0.13 *	0.10	0.09	0.15 *	0.32 *	0.42 *	-	0.24 *	0.16	0.18 *	0.16	0.05	0.12	0.07	0.07	0.08	0.10	0.08
Q2-8	0.09	0.09	0.05	0.11	0.12	0.14 *	0.21 *	0.25 *	0.25 *	0.24 *	-	0.14	0.14 *	0.13	0.06	0.11	0.08	0.09	0.11	0.15 *	0.14 *
Q2-9	0.08	0.09	0.05	0.12	0.12	0.12 *	0.16 *	0.15	0.17 *	0.16	0.14	-	0.22 *	0.21 *	0.06	0.12	0.08	0.08	0.09	0.09 *	0.09
Q2-10	0.08	0.08	0.06	0.08	0.13	0.12 *	0.15 *	0.20 *	0.20 *	0.18 *	0.14 *	0.22 *	-	0.33 *	0.06	0.08	0.09	0.05	0.09	0.08	0.09
Q2-11	0.08	0.08	0.04	0.08	0.12	0.10	0.15 *	0.18 *	0.16	0.16	0.13	0.21 *	0.33 *	-	0.05	0.09	0.05	0.06	0.08	0.08	0.08
Q2-12	0.19 *	0.17 *	0.44 *	0.05	0.21 *	0.25 *	0.27 *	0.06	0.06	0.05	0.06	0.06	0.06	0.05	-	0.00	0.22 *	0.09	0.10 *	0.14 *	0.08
Q2-13-2	0.09	0.06	0.11	0.08	0.12	0.14	0.12	0.10	0.13	0.12	0.11	0.12	0.08	0.09	0.00	-	0.15 *	0.10	0.16 *	0.10	0.10
Q3-1	0.11 *	0.08	0.16 *	0.12	0.12 *	0.14 *	0.22 *	0.08	0.07	0.07	0.08	0.08	0.09	0.05	0.22 *	0.15 *	-	0.11	0.08	0.11	0.08
Q3-2	0.06	0.07	0.03	0.14	0.07	0.10	0.20 *	0.08	0.08	0.07	0.09	0.08	0.05	0.06	0.09	0.10	0.11	-	0.15 *	0.44 *	0.28 *
Q4-1	0.11	0.10	0.09 *	0.14	0.10	0.15 *	0.22 *	0.08	0.08	0.08	0.11	0.09	0.09	0.08	0.10 *	0.16 *	0.08	0.15 *	-	0.22 *	0.20 *
Q4-2	0.06	0.08	0.07	0.20 *	0.11 *	0.12 *	0.24 *	0.11 *	0.12 *	0.10	0.15 *	0.09 *	0.08	0.08	0.14 *	0.10	0.11	0.44 *	0.22 *	-	0.39 *
Q4-3	0.08	0.10	0.04	0.16	0.11	0.13 *	0.20 *	0.08	0.10 *	0.08	0.14 *	0.09	0.09	0.08	0.08	0.10	0.08	0.28 *	0.20 *	0.39 *	-

注１）　表頭、表側の質問番号の内容は表１参照
注２）　表中の ＊ はカイ二乗検定で２つの項目間に 1% 水準で有意な連関が認められる場合。

り入れる等、住民が満足する施設を建設することが必要であるということがわかる。

（７）下水道事業に対するイメージに影響する要因の分析

これまでの分析により下水処理水の再利用は下水道事業のイメージ向上に寄与していることが明かとなったり表2の結果から下水道事業に対するイメージに影響する要因をある程度推定することができるが、ここではさらに詳細な分析を行う。すなわち、Q4-1で「良いイメージを持っている」と回答した人と「悪いイメージを持っている」または「どちらかといえば悪いイメージを持っている」（「どちらかといえば～」を入れたのはサンプル数を多くするため）と答えた人の２つの群を外的基準変数、主要なアンケート項目を説明変数として数量化理論第２類により分析を行った。その結果を表3に示す。なお、正判別率は約75.1%であった。

表3によれば下水道事業に対するイメージに大きく影響する要因として施設内容の満足度(Q2-5)と再利用の必要性(Q3-2)があげられる。係数の大きさ及び符号の方向を見れば、施設内容に満足している程、再利用を必要と思っている程下水道事業に対するイメージが良いという結果となっている。特に、一般的な下水処理水の修景用水利用の認知度(Q3-1)の影響が小さいことを考え合わせれば、下水処理水の再利用をＰＲする際、単に再利用を行っているという事実のみや施設の内容を紹介するのではなく、再利用の必要性を十分ＰＲする事がひいては下水道事業のイメージ向上に有効であることがわかる。

表3より、第3番目の要因として年齢(Q1-2)があげられるが、その符号の方向がまちまちであり、結果の解釈が困難である。また、水路までの距離(Q1-5)、以前の水路の状況を知っているか(Q2-1)、水路の利用頻度(Q2-3)の影響度合いが先述の2要因に比べると非常に小さく、多少予想外の結果となった。

表３　下水道事業に対するイメージに影響する要因の分析
（数量化理論第２類による）

項目	ｱｲﾃﾑ数	レンジ	(-)1.0　0.0　1.0　2.0　3.0　4.0(+)
性別 (Q1-1)	2	0.15	
年齢 (Q1-2)	6	1.36	
水路までの距離 (Q1-5)	4	0.37	
以前を知っているか (Q2-1)	2	0.20	
水路の利用頻度 (Q2-3)	6	0.64	
施設内容の満足度 (Q2-5)	5	4.07	
処理水の認知度 (Q2-12)	2	0.25	
一般的再利用の認知度 (Q3-1)	3	0.35	
再利用の必要性 (Q3-2)	4	3.52	

4．まとめ

主要な調査結果の要約は以下の通りである。

① 住居から親水水路までの距離と親水水路の利用頻度には相関が認められ、建設費に対する支払意志額でみると親水水路の影響範囲は徒歩約5分圏であった。

② 親水水路をほとんど利用しない人でも建設費を負担する意志のあることがわかった。

③ 流れる水が処理水であることを意識するのは臭いを感じたときが最も多かった。

④ 下水処理水の再利用が下水道事業のイメージ向上に大きく寄与していることがわかった。

⑤ 住民が満足する施設内容とすることが下水道事業に対するイメージを向上したり親水水路に対する支払意志額を大きくする上で重要であることが推定された。

⑥ 一般的に下水の処理水の再利用をＰＲする際には単に再利用をしているという事実のみならず、どうして再利用する必要があるかということを十分説明することが重要であることが推定された。

最後になったが、アンケート調査に対してご協力いただいた地方公共団体の担当者及び住民の方々に厚く感謝する次第である。

参考文献

辻、有馬　アンケート調査の方法　朝倉書店

本多　多変量解析の実際　産能大学出版部

吉田　世論調査における質問の仕方をめぐって　文研月報1978年12月号　日本放送出版協会

吉田　質問の仕方による回答の差異(1)～(4)　文研月報1979年11～12月号、1980年2～3月号　日本放送出版協会

吉田　世論調査の質問文の検討(1)～(4)　文研月報1980年9～10月号、1981年1～2月号　日本放送出版協会

４．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　塩路　勝久
主任研究員　榊原　　隆
藤澤　智文

１．はじめに

都市域における浸水対策・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・浸透など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。

２．屋根雨水の水質

２．１　目的

各家庭、学校等の公共施設、および民間のビル等に降った降雨を貯留する、いわゆるオンサイト雨水貯留施設は、これからの雨水流出抑制施設として注目されている。

この貯留施設に貯留された水は、公共施設等ではすでにトイレ用の雑用水として用いられているが、各家庭で貯留された雨水については、その利用用途が十分に検討されていない。また、その水質についても蓄積された利用可能なデータは多くない。

そこで、オンサイト施設への貯留雨水の可能性を探るため、担保可能な水質を求めるための調査を実施した。

２．２　方法

霞ヶ浦湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センター内の土木研究所湖北総合実験施設の建屋の屋根（面積28 m^2）排水用の立樋を改造し、屋根降雨の一部を容量200リットル（雨量7.1mm相当）のドラムカン製貯留槽に導水した。貯留水位と引抜量を計測し後、槽底部コックから貯留雨水を採水し、pH、DOD、電気伝導度、BOD、COD、SS、大腸菌群数を測定および分析した。

２．３　結果

計測は平成４年７月に開始し、４年度に10回、５年度に83回の採水と水質分析を実施した。５年度の水質分析結果のうち、明らかに異常値と思われる値を除去した後、pH、BOD、COD、SSの最大値、最小値、平均値をY市、K1市、K2市の屋根排水水質調査結果と併せて**図１**、**２**に示す（pHを除いて単位はmg/1）。

pHは最小値3.5、最大値8.4、平均値6.1であった。降雨を直接測定した場合のpH値はこれらの値より低いと考えられる。例えば文献（１）によると雨水のpHは水戸で4.8、下館で4.5であった。両者の差は槽内貯留中で中和されたものと考えられる。

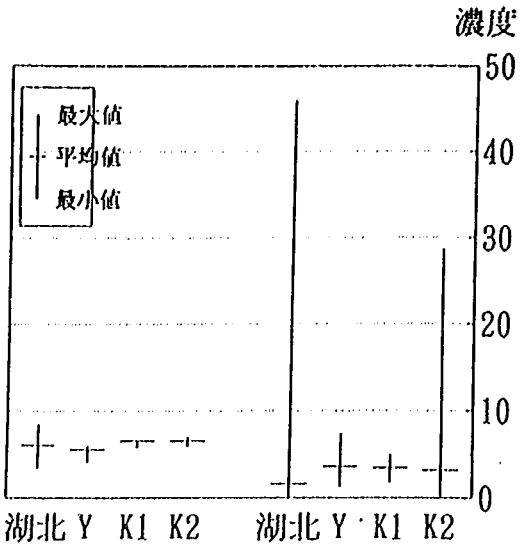


図1 屋根排水水質（左pH、右BOD）

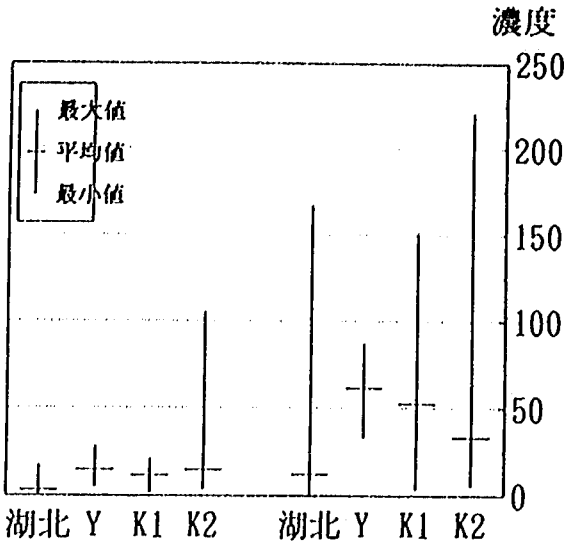


図2 屋根排水水質（左COD、右SS）

BODは最小値0、最大値11、平均値1.6で、１つの例外を除けば、すべて10以下であった。

CODは最小値17、最大値0、平均値3で、３つの例外を除けば、すべて10以下であった。

SSは最小値0、最大値46、平均値12であった。平均値は他都市の値（Y市62、K1市53、K2市33）と比較して小さかった。このSSの結果を除けば、得られた結果は他都市の結果と大きく変わるところはなかった。

次に、得られた水質値の時系から**季節変動**の有無を調べた。pHは季節による差がみられなかったが、DO、BOD、COD、SSは、夏場にかけて減少し、再び上昇する傾向を示した。またDOは飽和値に近い値であった。

２．４　考察

２．４．１　月別および一雨当たり屋根負荷量

得られた水質値に雨量を乗じて、月別の1ha当たりの屋根負荷流出量（単位kg/ha/月）を**図3**に示した。BODおよびCODは４月、９月、２月および３月のデータを除けば、ほぼ一定値（BODで1.1、CODで2.4）を示した。SSは最小値3.1、最大値21.6、最大値および最小値を除いた平均値9.8とデータがばらつきが大きかったものの、夏期に値が減少し、冬期に増加する傾向を示した。

次に**一雨当たり**の屋根負荷量（単位kg/ha）を求めると、BOD(最大値1.23、平均値0.12)、COD(同1.20、0.24)、SS(同10.3、0.89)であった。これらの平均値は文献(2)にみる初期屋根負荷量（BOD 0.2、COD 0.3、SS 2.2）のそれぞれ60%、80%、40%に相当する。

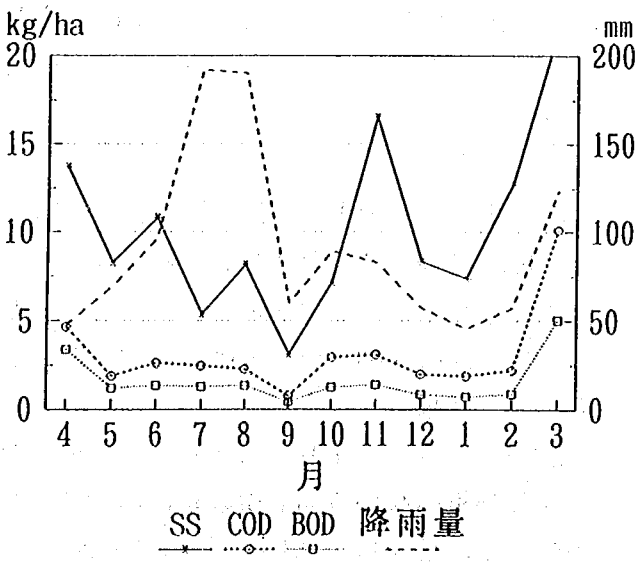


図３　月別屋根負荷量と降雨量

２．４．２　無降雨日数、降雨指数との関係

雨水の水質は、無降雨日数や、降雨量に関係すると考えられる。すなわち、無降雨日数が大きく、降雨量が小さくなるほど、水質値も大きくなることが予想される。この仮説を検証するため、無降雨日数API（Antecedent Precipitation Index）、および降雨指数RI（降雨の頻度分布を階級化したもので5mmまで、10mmまで、15mmまで．．．をそれぞれ0,1,2...とした）の２種類の値をＸ軸に、水質比（＝水質値／平均水質値）をＹ軸にとり、両者の相関傾向を調べた。APIと水質値との間では、SSでは相関がみられたが、BOD,CODでは明確な相関はみられなかった。次にAPIをＸ軸に、APIの値別の平均水質（単位mg/l）をＹ軸にとり、両者の関係を調べたところ、BOD、COD、SSとも漸増傾向がみられた。またBOD、CODでは平均値の上限（BOD3、COD5）があるのに対し、SSでは直線的な増加を示した。

RIと水質比との間では、RI=0および1の値をとるデータ数が多く、また水質比の値の範囲も広いことから、BOD、CODではみかけ上負の相関がみられた。一方SSではRI=3以上の領域では逆に正の相関がみられた。

これらの結果より、降雨量は各水質値に明確な影響を及ぼさなかったが、無降雨日数はSS値とは正の相関があると結論づけられる。

２．４．３　基準との比較

貯留水水質と水道原水水質や親水用水利用目標水質（文献(3)）との比較を表１に示す。比較において用いた方法および仮定は以下の通りである。１）貯留水の大腸菌群数は幾何平均を、他の項目は算術平均をとった。２）過マンガン酸カリウム消費量からCODへの換算係数は、（酸素の分子量）/（過マンガン酸カリウム消費量の分子量）=16/158=0.10とした。３）濁度からSSへの変換は、文献(3)の三次処理水の計測結果より、SS=濁度×1.0とした。

表１　各種水質基準と測定水質との比較

項目		水道原水 (1992)	親水用水利用 (1990)	湖北貯留水 (1993)
大腸菌群数	(個/ml)	ND	0.5	20
BOD	(mg/l)		3	2.1
KMnO4	(mg/l)	10		
COD	(mg/l)	1		3.2
pH		5.8-8.6	5.8-8.6	
濁度	(度)	2	5	
SS	(mg/l)	2	5	14
臭気		異常でないこと	不快でないこと	-
色度	(度)	5	10	-

注）湖北貯留水の大腸菌群数は幾何平均、他は算術平均

得られた平均水質は、水道原水における全ての項目（大腸菌群数、BOD、COD、SS）について基準値を上回った。また、親水用水利用の１項目（BOD）において基準値以下であったものの、２項目（大腸菌群数、SS）において基準値を上回った。

この検討結果より、貯留水は飲料や浴用には適さないものの、外見上は水道水とは相違はみられず、大腸菌群数もし尿由来で検出されたものではなく、SSも簡易なろ過で除去可能であることから、散水やトイレ用フラッシュ水など人と接触する割合の少ない場合に利用可能と結論づけられる。

２．５　今後の検討課題

今後の検討課題を整理すると以下のようになる。

１）各用途の可能性：屋外利用として、庭・緑地・植木への散水、洗車等が、屋内利用としてトイレフラッシュ水、洗濯水等が考えられる。

２）量の確保：特に定期的な使用など、常に一定量を確保する必要がある場合には、集水面積を大きく取り、夏期の連続した無降雨日数に対処可能な容量を備えたタンクが必要である。これらについての考察は、今後実施することとする。

３）質の確保－処理の有無：各家庭で貯留されることを想定すると、ドラムカン内に砂利等を敷いたろ過処理が考えられる。

４）各施設の設置可能性：特に屋内利用の際必要となるポンプや配管の設置スペースやコストの検

討が必要となる。

3．降雨指標と初期汚濁の関係－合流式下水道雨天時自動計測システムによる雨量および濁度計測結果の解析

3．1　目的と方法

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（例えば文献４）。

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（文献４、５）。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。

建設省土木研究所が開発し、Ａ市の合流式下水道地区（対象排水面積105ha）に設置された合流式下水道雨天時自動計測システムは、雨天時下水の水質を連続自動計測（計測頻度は晴天時30分間隔、５分間雨量が0.5mm以上の雨天時は10分間隔）することにより、年間を通じた雨天時下水の特性を明らかにすることが可能となった。システムの詳細は昨年度報告書を参照されたい。

このシステムで用いている濁度計による濁度値とSS値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、これに対して降雨の特性が与える影響について以下で検討する。

検討対象期間は1992年の1月から12月とした。この期間中85の独立降雨（４時間無降雨で0.5mm／回以上）が観測され、そのうち71降雨において異常なく濁度が計測されたので、それぞれの先行無降雨期間、および最大５分間降雨強度を算出する一方、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、最も大きな濁度の増加がみられたときの最大濁度値までの増分値を計測結果より求めた。

3．3　結果と考察

先述のように、無降雨期間、および最大降雨強度はそれぞれ初期汚濁量と正の相関があると考えられる。また無降雨期間、最大降雨強度ともに小さい値をとるデータの数が多い。これらを勘案して、以下の式で定義される降雨指標を提案する。すなわち、

降雨指標＝ln（無降雨期間（日）×最大降雨強度（mm））

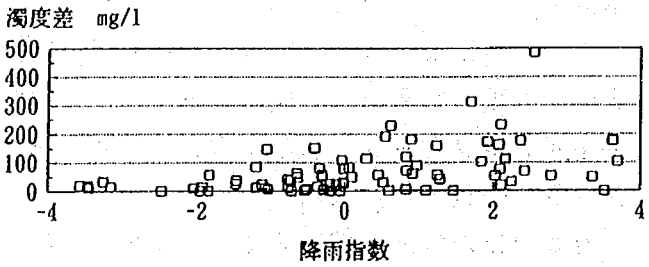


図４　降雨指標と濁度差

この降雨指標をＸ軸に、濁度増分値をＹ軸にとったものを図４に示す。図より、両者間に正の相関があることがみてとれる。また、降雨指標＝０付近で濁度の増加が頭打ちとなることがわかる。この上限値は200mg/l程度である。

3．4　今後の課題

1992年のデータを用いて、初期汚濁に対する降雨の影響を降雨指標を用いて表現可能であることを示した。今後は１つの降雨中の汚濁流出の形態を追跡する予定である。

4．雨水貯留施設の貯留水の処理方法の開発

4．1　目的

貯留施設に貯留された雨水は、雨水滞水池の場合は下水処理場に返送・処理される。また貯留施設の場合はそのまま放流される。

これらの雨水を利用するためには、現地における処理が必要である。現地処理の手法としては、様々なものが考えられるが、ここでは超急速ろ過法を選択した。この方法は水面積負荷量が大きく、敷地面積が小さくてすむという利点がある。

この調査では超急速ろ過の汚濁除去能力を明らかにし、現地への適用可能性を検討することを目的とする。

4．2　方法

高さ5.3m、直径0.5mの２本の鋼製下向流式ろ過塔をＡ雨水滞水池に設置した。ろ材は偏平楕円体（長径約2cm、短径約1.5cm、厚さ約8mm）を1m充填した。実験は、第１回を平成5年7月30日および31日、第２回を8月26日および27日、第３回を12月11日に実施した。ろ過速度は、第１回および第２回に2,000mおよび3,000mの２通りを実施し、第３回は1,000mおよび2,000mを実施した。

4．3　結果と考察

原水濃度、およびろ過速度2,000mの場合の処理水濃度の経時変化を図５に示す。原水濃度はSSで12～91mg/l（総平均47mg/l）、BODで22-42mg/l（総平均32mg/l）であり、４年度の原水濃度の総平均（SS92mg/l、BOD30mg/l）と比較すると、SSは約半分、BODは同程度であった。

原水濃度の経時変化をみると、SSの場合実験継続中連続して原水濃度の低下がみられた。BODは濃度変化は殆どみられなかった。

処理水濃度は、SSで22～42mg/l（総平均32mg/l）、BODで17～37mg/l（総平均25mg/l）であった。

次に除去率の経時変化を図６に示す。除去率はSSが-25～68%（総平均40%）、BODが0～32%（総平均22%）であった。４年度の除去率（SS75%、BOD40%）と比較すると、それぞれ50%程度となった。この原因として、ろ過速度が1,000m/日から2,000日に上昇したこと、ろ材の機能劣化が考えられる。

なお、粒度分布は原水、処理水の間に殆ど差がなく、粒径10～53μmの範囲内にSSの７割近くが占める結果となった。

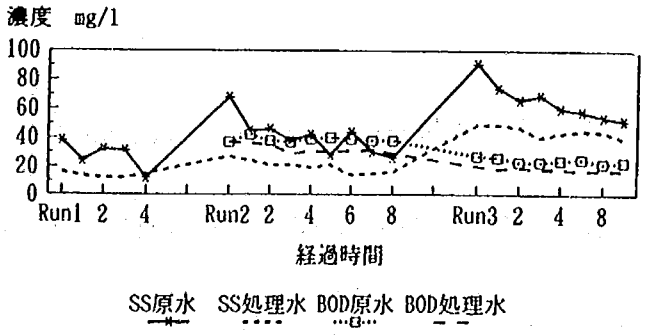


図５　超急速ろ過実験－原水と処理水の濃度

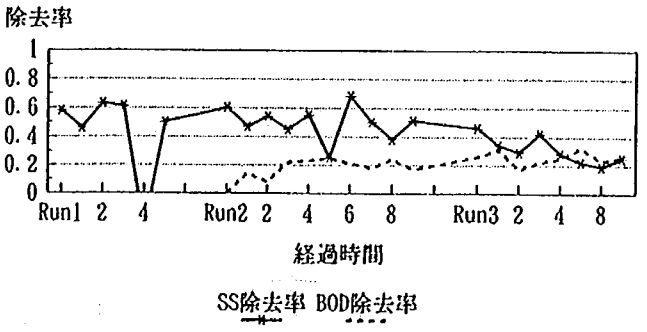


図６　超急速ろ過実験－除去率

5．浸水対策用貯留施設に関する実態調査

5．1　目的

雨水調整池、雨水滞水池等のオフサイト型の雨水貯留施設の実態を把握し、今後の計画、設計の参考に供するものとする。

5．2　方法

全国の下水道事業による浸水対策用雨水貯留施設（計画中も含む）を対象施設としたアンケート調査を実施した。アンケート項目は、計画（施設の種別等）、設計（施設容量、事業費等）、運転（排水時間等）、維持管理（土砂除去方式等）とした。

5．3　結果

全国61自治体より回答があり、施設の総数は191であった。得られた結果の一部を以下に要約する。

＜計画＞施設を名称から判断して調整池、滞水池、貯留管、遊水池の４種類に分類した。それぞれの数は128、29、9、25であった。うち77施設が供用、114施設が未供用であった。

＜設計＞貯留施設容量別施設数は、有効回答数187のうち、0～5mmが47、5～20mmが75、20～50mmが45、50mm以上が20であった。昭和62年度に実施した同様の調査結果（有効回答数52のうち、0～5mmが8、5～20mmが15、20～50mmが12、50mm以上が17）との差を計算すると、0～5mmが39、5～20mmが60、20～50mmが33、50mm以上が3、計135となった。今回調査は雨水滞水池を含み、昭和62年度調査はこれを含まない等対象範囲に差異があるものの、過去６年間に約130の雨水貯留施設が建設、計画され、その殆どが容量50mm以下であり、しかも各容量にほぼ均等に分布していることがわかった。

次に上記の４種類別に、設計貯留量をＸ軸に、１m^3当たりの事業費（以下単価という）をＹ軸に取り、データの分布状況をみた。４種類とも、いくつかのデータを除いて右下がりの傾向がみられた。単価の最大値は、調整池（データ数101）、滞水池（同22）、貯留管（同18）、遊水池（同6）で、それぞれ70万円、40万円、40万円、3.5万円であった。滞水池、貯留管では、多くの単価が10～30万円に分布し、遊水池では全データが1～4万円に分布した。

＜運転＞排水時間は、回答数137のうち、1時間以内が10、1～3時間が17、3～6時間が33、6～12時間が39、12～24時間が20、24～48時間が12、48時間以上が6を占めた。

＜維持管理＞堆積土砂排除方式としては、回答数166のうち、フラッシュ洗浄が58、移動式機器が58と多くを占めた。

5．4　おわりに

結果の解析をさらに進め、今後の計画や設計に反映させたい。

参考文献

(1)玉置元則他、わが国各地における雨水pHの年平均値（2）、環境技術、Vol.15、No.3、pp.215-220(1981)

(2)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（Ⅲ）、土木研究所資料第1487号、pp.39-40(1979)

(3)建設省他、下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル（案）、p.7、11(1990)

(4)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、220(1981)

(5)和田安彦、ノンポイント汚染源のモデル解析、技報堂出版、pp.135、1990

５．し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査

三次処理研究室　室　　長　　髙橋正宏
主任研究員　　鈴木　穣

１．はじめに

全国の市町村は、何らかの形でし尿、浄化槽汚泥の処理処分を行っているが、近年、下水道の供用が開始されるにつれ、し尿等を下水処理場で処理し、経費の削減を図りたいという要望が強くなってきている。しかし、し尿の下水処理場への受け入れに関しては、下水処理場を適正に運転する観点から、慎重な対応が必要である。なお、昭和４７年８月７日の厚生省環境衛生局長、建設省都市局長通達では、下水処理区域内のし尿については、下水処理場を先行整備することにより受け入れ可能とされている。

本研究は、このような全国的要望に対処するため、下水道としての技術的受け入れ指針、適正な受け入れ方法を確立するために平成元年度より着手された。

２．研究目的

本研究では、し尿等の投入が下水処理場の運転に与える影響を調査し、問題点を抽出する。また、浄化槽の普及により浄化槽汚泥の投入割合が増加していることから、最近のし尿等の性状を把握する。

これらの基礎的情報を整理した後、下水処理へのし尿投入の影響を実験的に検討し、し尿受け入れの限界負荷量を把握する。処理法としては、標準活性汚泥法のほか、処理施設の簡易な改造によって適用が可能な循環式硝化脱窒法、嫌気-好気活性汚泥法、さらには固定化担体を用いた硝化脱窒法などを対象とする。

水質汚濁防止法の総量規制を受ける地域ではＣＯＤに対して、また、湖沼法の規制地域ではりん、窒素、ＣＯＤ等に対して対応が必要であるが、し尿等の投入によりこれらの負荷は大幅に増加し、処理方式の見直しが必要になるものと考えられる。し尿等の投入は永続的なものではないため、施設の簡易な変更で対応できる処理方式の開発が要求される。

３．平成３年度までの研究成果

（１）元年度の成果

①し尿等の性状の取りまとめを行い、最近の値として、BOD 8,000mg/L, NH4-N 2,000mg/L, アルカリ度 9,000mg/L等の値を得た。

②人工的に調整したし尿混合下水を用いた実験により、標準活性汚泥法では、低水温期にアンモニア過多による処理水窒素性BOD(N-BOD)の増加が起こるが、循環法または結合固定化循環法の導入により、し尿投入率を増加させることが可能であった。

（２）２年度の成果

①人工下水を用いた結合固定化循環法の処理実験において、高負荷条件下で、12.9 mgN/gSS/hという高い硝化速度が得られた。

②人工下水を用いた結合固定化好気性流動床によって、難分解性CODおよび着色成分の生物学的除去を試みたが、効果は少なかった。

③標準活性汚泥法、および、結合固定化担体を投入した活性汚泥法によるし尿投入下水の処理を行い、処理性を比較した。15℃以下の水温で、処理水BOD・SS濃度を20mg/L以下にする負荷条件を求めたところ、標準活性汚泥法では0.25kg/m3/dであったが、結合固定化担体投入法の限界負荷はその1.3～1.6倍であった。硝化に関しては、活性汚泥法は、低水温およびアンモニアのショックロードに対して不安定であったが、結合固定化担体投入法は安定した処理を示した。

（３）３年度の成果

①人工下水に実し尿を添加て処理を行ったところ、循環法の場合はし尿投入率0.5%まで、結合固定化担体を投入した循環法の場合は1.0%まで完全硝化が可能であった。また、担体を投入した嫌気-無酸素-好気法によりし尿添加人工下水の処理を行ったところ、汚泥の有機物除去活性は、浮遊汚泥が担体付着汚泥の3～5倍高く、硝化活性は、担体付着汚泥が浮遊汚泥の5倍高かった。このことから、有機物除去は浮遊汚泥が、硝化は担体付着汚泥が担っていると考えられた。

②し尿処理場の活性汚泥から、有機物除去能力に優れた難分解性有機物資化性細菌を単離した。

③し尿投入がない場合の、標準活性汚泥法および担体投入活性汚泥法についての実下水の最大許容負荷を求めたところ、BODに関する許容負荷は、標準活性汚泥法で0.4 kgBOD/m3/d、担体投入活性汚泥法で0.8 kgBOD/m3/dであった。また、T-Nに関する許容負荷は、両者とも0.2kgN/m3/dであった。

（４）４年度の成果

①活性汚泥および単離細菌を用いて下水等の処理実験を行ったところ、単離細菌のある種のものおよび活性汚泥は胆汁成分を有効に分解した。処理水中の有機物についてゲルクロマトグラフィー分画を行ったところ、活性汚泥は有機物を全体的に除去していたが、単離細菌は胆汁成分を除去するものの、それを分子量のより高い有機物に変換していた。

し尿中の有機物除去に関しては、し尿処理場活性汚泥を含めた各種微生物によっても完全分解は困難であり、高い濃度の難分解性有機物が残留した。

②循環式硝化脱窒法（無酸素槽HRT：4.8h，好気槽HRT：7.2h）によりし尿添加下水の処理を行ったところ、し尿添加率が１％以下では安定した処理が行われたが、1.5%以上では処理が悪化した。添加し尿の濃度はかなり変動し、それにつれて流入水の濃度も変動した。

４．平成５年度の調査内容

下水処理場でし尿を受け入れて処理する場合、有機物負荷とともに窒素やりん負荷、さらには難分解性有機物や着色成分の負荷が増加する。処理水の放流先の状況によっては、処理水の窒素・りん濃度に規制がかかることも考えられ、し尿によって高くなった負荷を削減する必要がある。

ところで、し尿中には、界面活性作用により細胞を破壊するデスオキシコール酸のような物質が含まれる

ため、急激にし尿が活性汚泥に負荷された場合には、硝化細菌等への影響が懸念される。また、これまでの調査において、し尿の添加によって硝化速度が低下する傾向が見られたことから、本年度は、し尿中成分が硝化に与える影響について実験的検討を加えた。

また、最終年度として、これまでに得られた実験結果を用いて、し尿添加下水を各種処理法で処理する場合について設計計算を行い、必要とされる条件を検討した。

5．平成5年度の調査結果

5．1　調査方法

(1)し尿が硝化細菌に与える影響に関する実験

し尿中の成分あるいはし尿が硝化細菌に与える影響を調べるため、表－1に示すような処理微生物と基質の組み合わせ処理を行い、硝化細菌の活性の経時的変化を測定した。基質組成を表－2に示す。なお、表－1中の硝化細菌は、A2O法パイロットプラントから採取した固定化担体をアンモニア基質で2週間ほど馴養したものとした。実験は、滅菌操作等を行うことなく、開放系で行った。

表－1　　微生物と基質の組み合わせ

実験ｹｰｽ	微生物種	微生物濃度(実験開始当初)	基　質
A	硝化細菌	固定化担体として20%(v/v)	ｱﾝﾓﾆｱ基質＋胆汁基質
B	硝化細菌	固定化担体として20%(v/v)	ｱﾝﾓﾆｱ基質＋胆汁基質＋有機基質
	＋		
	胆汁資化細菌	419mgMLVSS/L	
C	下水処理場活性汚泥 Ⅰ	328mgMLVSS/L	一次処理下水＋胆汁基質（NaHCO3添加）
D	硝化細菌	固定化担体として20%(v/v)	一次処理下水＋し尿 2％(NaHCO3添加)
E	下水処理場活性汚泥 Ⅱ	343mgMLVSS/L	一次処理下水＋し尿 2％(NaHCO3添加)
F－1	下水処理場活性汚泥 Ⅲ	約1,000mgMLSS/L	一次処理下水＋し尿 0.1%
－2	〃	〃	〃 0.2%
－3	〃	〃	〃 0.4%
－4	〃	〃	〃 0.6%
－5	〃	〃	〃 0.8%
－6	下水処理場活性汚泥 Ⅳ	約1,000mgMLSS/L	〃 1.0%
－7	〃	〃	〃 1.3%
－8	〃	〃	〃 1.6%
－9	〃	〃	〃 2.0%

胆汁資化細菌　　：単離菌 ﾀｲﾌﾟﾛ [1)]

表－2　　基質組成［mg／L］

胆汁基質	アンモニア基質	有機基質(BOD:125mg/L)
胆汁末 200	NH4Cl　95.5(25mgN/L)	デキストリン　23
	MgSO4　3	ペプトン　50
	KH2PO4　14(1mgP/L)	酵母エキス　50
	NaHCO3　300(ｱﾙｶﾘ度 180mg/L)	牛肉エキス　168

実験の手順を以下に示す。

①実験に供する処理微生物の濃度を測定する。

②処理微生物の硝化速度を、ケースA～Eについてはアンモニア基質により、またケースFについては一次処理

下水により、回分で測定する。

③表－１に示す基質を処理微生物に添加し、回分で処理を行う。処理開始から４時間、経時的に50mLの試料を採取する。採取試料から水質分析用試料を調製するに当たって、採取試料中の活性汚泥を、ケースA～Eでは系外に廃棄したが、ケースFでは再び系内に戻した。この活性汚泥の系外廃棄により、ケースA～EではSRTが6dにコントロールされていた。

④１日経過後、基質と処理微生物を遠心分離により分離し、その後、再び③の回分測定を行う。この回分測定は計４回行う。

⑤最終的に処理微生物濃度を測定する。

なお、採取した試料は、NH4-N, NO2-N, NO3-N濃度を測定するとともに、ケースA～Eについては、溶解性 TOC濃度の測定、および表－３に示すゲルクロマトグラフィーによる有機物分画（試料はロータリーエバポレーターで10倍濃縮）を行った。

表－３　ゲルろ過の分析条件

使用ゲル	：Pharmacia Sephadex G-25SF
使用カラム	：ベット高さ…82cm　直径…2.5cm
溶出液	：りん酸緩衝液(0.1M,pH7.2)
試料体積	：10ml（10倍濃縮後）
溶出液流量	：約3.8ml/min

(2)各種処理法によるし尿添加下水処理における処理条件の検討

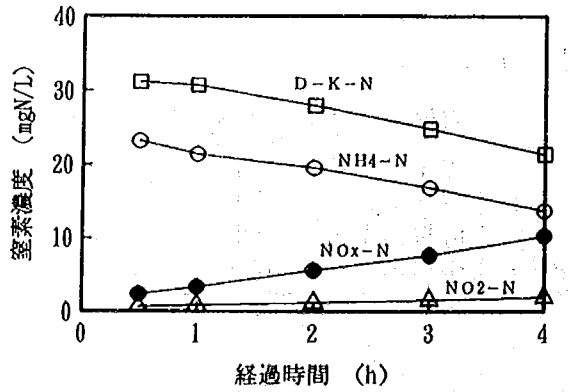
既存の研究成果よりし尿の代表的水質を設定し、各種処理法によってし尿添加下水を処理した場合の、必要とされる処理条件について検討した。

５．２　研究結果

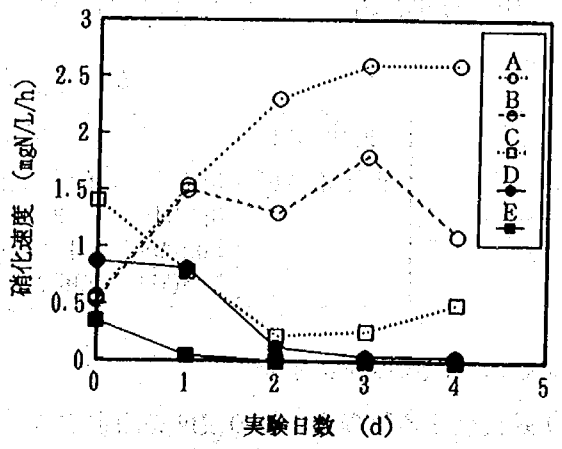
５．２．１　し尿が硝化細菌に与える影響に関する実験

表－１に示す基質と微生物で回分処理を行った場合の、窒素濃度の経時変化の例を図－１に示す。各実験において、NOx-N濃度は時間に対して直線的な変化を示した。NOx-N濃度増加の主体はNO3-Nであり、NO2-Nが蓄積する現象は見られなかった。

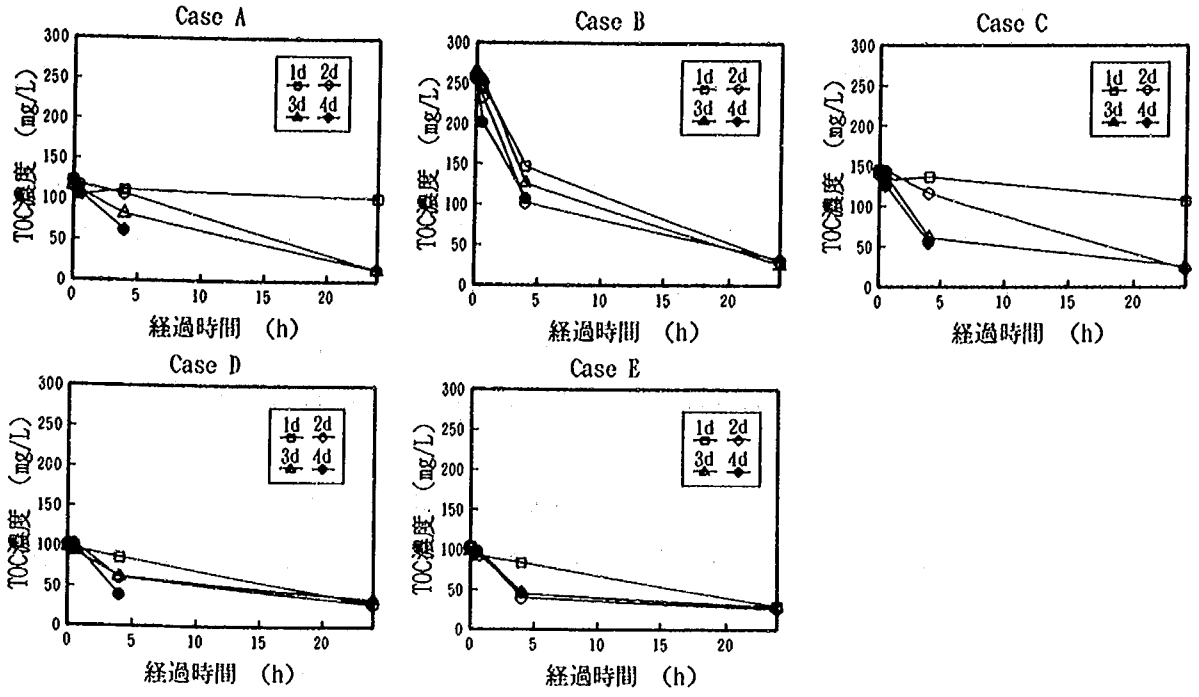
図－２に、ケースA～Eの実験経過日数に対する硝化速度の変化を示す。当初の硝化速度は、硝化細菌の馴養が不十分であり、また、活性汚泥の硝化が良好でなかったため小さい値であった。図－３に、各実験ケースにおけるTOC濃度の変化を、また、図－４に、実験に使用した微生物の濃度と実験中に系外に流出したSS濃度（試料採取に伴う系外流出SSはのぞく）を示す。



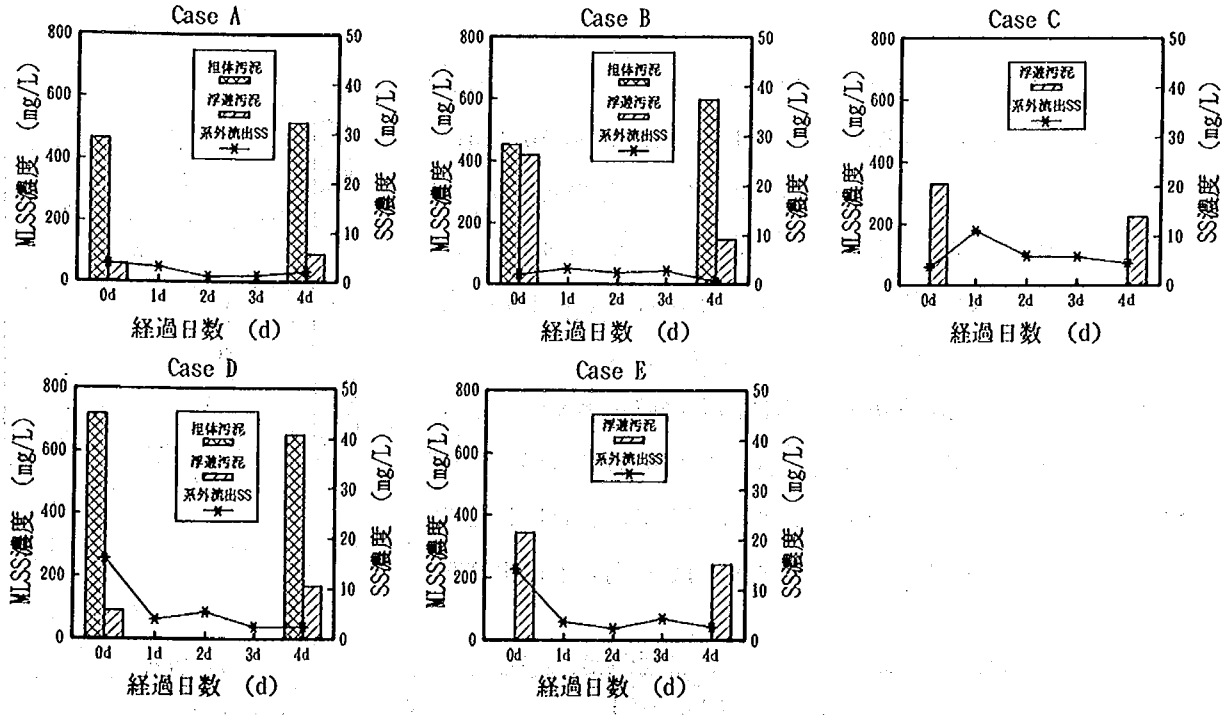
図－１　回分実験における窒素濃度変化の例
(Case A　２日目)



図－２　硝化速度の実験経過にともなう変化



図－3　各実験ケースにおけるTOC濃度の変化



図－4　各実験ケースにおける汚泥濃度および系外流出SS濃度

ケースAは、（アンモニア＋胆汁）基質の硝化細菌による硝化を行ったものであるが、硝化速度は実験日数の経過とともに増加した。この間、TOC濃度で見た胆汁濃度は、第２日目まで残留し、３日目以降は微生物分解により低下した。ケースBは、（アンモニア＋胆汁＋有機物）基質の（硝化細菌＋胆汁資化細菌）による処理を行ったものであるが、TOC濃度は第１日目から大きな速度で減少し、胆汁は良好に消費されていた。硝化速度は当初より増加して1.5mgN/L/hほどとなった。胆汁資化細菌は、当初浮遊状態で添加したが、最終的には浮遊微生物量が低下し、担体付着の微生物量が増加した。ケースCは、胆汁を加えた一次処理下水を活性汚

泥で処理したものであるが、TOC濃度は２日目まで減少せず、胆汁の添加が活性汚泥の有機物除去を阻害していた。硝化速度は、胆汁が残留していた２日目まで低下し、胆汁が消費されるようになった３日目以降に微増するようになった。

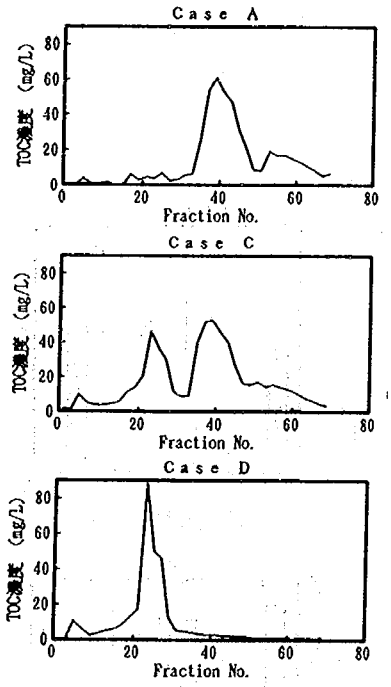
以上のケースA～Cは、胆汁が硝化細菌に与える影響を、微生物の組み合わせごとに調べたものであるが、硝化細菌が付着型の場合には胆汁の阻害を受けにくく、浮遊型では明確に阻害を受ける結果となった。しかし、硝化細菌が浮遊型の場合でも、共存する活性汚泥が胆汁を消費する能力を持つようになれば、胆汁の硝化細菌への阻害は軽減された。ところで、ケースAよりもケースBの硝化速度が小さいのは、ケースBにおいて有機物濃度が高いため、担体付着の従属栄養細菌と硝化細菌の間で、DO摂取に関して競合が起こったためと考えられる。

ケースD, Eは、硝化細菌と活性汚泥にし尿添加下水を加えて実験を行ったものであるが、両ケースとも実験開始当初には高濃度のTOCが残留した。硝化速度は日数経過とともに減少し、最終的には硝化がほぼ停止した。

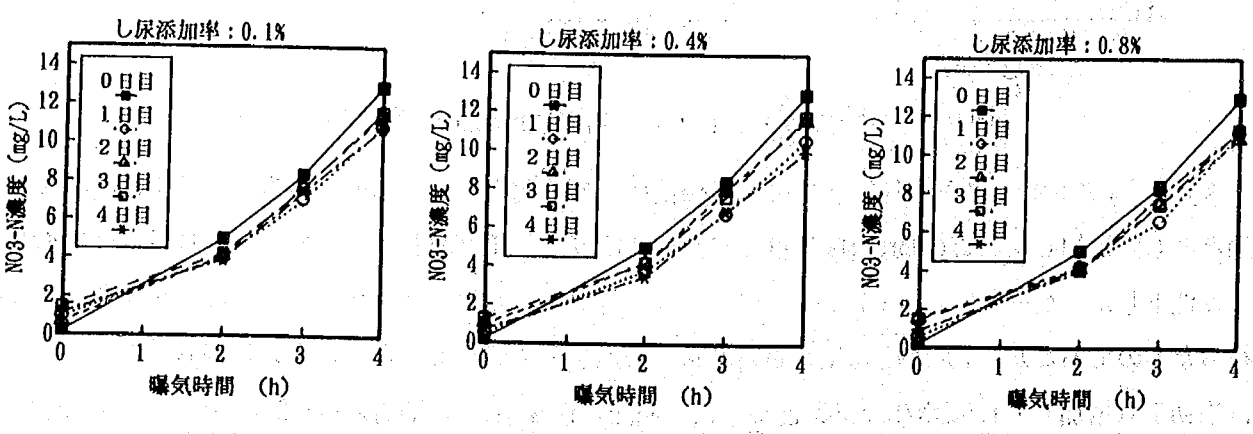
このように、し尿を添加した実験ケースでは、前述の胆汁添加のケースと傾向が異なる。すなわち、付着型の硝化細菌も阻害を受け、また、浮遊型硝化細菌についても、TOC濃度低下後に硝化速度が回復しなかった。

図－５に基質中有機物のゲルクロマトグラフィー分画結果を示す。ケースAにおいて見られるように、胆汁はFraction No.40あたりにピークを持つが、ケースDのし尿添加下水ではそのピークは見られず、一次処理下水とほぼ同じ位置である。このことから、し尿中の胆汁濃度はごく低濃度であり、硝化を阻害するし尿中の成分は、胆汁とは異なる物質であると考えられる。

ケースF-1～9は、し尿の添加率が活性汚泥の硝化速度に与える影響を調べたものである。図－６に、曝気時間に対するNO3-N濃度の変化を、各添加率ごとに示す。一次処理下水だけを処理した場合の硝化速度（０日目）に対し、し尿を添加した場合の硝化速度



図－５　基質有機物のゲルクロマトグラフィー分画



図－６　し尿添加率ごとの活性汚泥の硝化速度の経日変化

は、初期の0～2hにおいて６～７割に減少している。しかし、2h以降は、両者の硝化速度は同程度となっている。この傾向は、４日間のし尿添加によっても変化せず、また、し尿添加率が異なってもほぼ同様であった。以上のことから、し尿の添加は、活性汚泥の硝化に対して曝気開始初期に阻害作用を示すが、その作用時間は長くはなく、また、し尿添加率にかかわらず阻害の程度は一定であると考えられる。

ケースFに比べてケースD，Eの場合に硝化阻害の程度が大きい結果となったが、これは、ケースDでは、処理生物が当初は硝化細菌だけであり、阻害物質が生物的に除去されなかったこと、またケースEでは、汚泥濃度がケースFの1/3と低かった上に、当初の硝化細菌量が少なかったことが原因であると考えられる。

以上の実験の結果から、し尿は硝化に対して阻害作用を示すが、その影響は通常の活性汚泥処理では大きくなく、阻害が顕著になるのは、活性汚泥が低濃度である等の理由により阻害物質が有効に除去されない場合や、活性汚泥中の硝化細菌量が少ない場合であると考えられる。

５．２．２　各種処理法によるし尿添加下水処理における処理条件の検討

し尿添加下水を表－４に示す各種処理法で処理する場合の、必要とされる処理条件について検討する。

表－４　検討した処理法

処理法	HRT
標準活性汚泥法	6h，　8h
循環式硝化脱窒法	16h （無酸素槽：6h，好気槽：10h） 循環比：２
結合法固定化担体添加の循環式硝化脱窒法	8h （無酸素槽：4h，好気槽：　4h） 10h （無酸素槽：6h，好気槽：　4h） 循環比：２ 好気槽に担体を容積比で40%添加

(1)既存の調査結果

これまでの調査から、以下のことが明らかになっている。

・<u>有機物除去に関して</u>

①活性汚泥法：　無酸素HRT:4.8h、好気HRT:7.2hの循環式硝化脱窒法での実験によると、低水温期（10℃）の処理水BOD_{ATU}濃度を15mg/L以下にするためには、し尿添加率を１％以下にする必要がある。これは、好気的BOD容積負荷にはかかわらず、し尿添加率が１％を越えると処理水BOD_{ATU}が悪化する場合が生じるためである（H4年度調査結果）。

②活性汚泥法に担体を投入した処理法：　担体を体積比で20％投入したHRT:8hの活性汚泥法での実験によると、低水温期（10℃）において、し尿添加率1.3％の条件で、処理水BOD濃度を20mg/L以下にすることができる（H2年度調査）。また、水温20℃において、好気槽に担体を添加したA2O法では、好気HRTが2.7h、し尿添加率が1.5％の条件で、処理水BODを10mg/L以下にすることができる（H3年度調査）。

・<u>硝化に関して</u>

①活性汚泥法：　し尿添加当初に硝化が悪化するが、有機物除去に必要な条件を満たし、また、硝化細菌保持に必要なA-SRTを確保することで、硝化は進行する（本年度実験結果）。

②活性汚泥法に担体を投入した処理法：　し尿添加率を増加させた直後に硝化が悪化することがあるが、水温20℃、し尿添加率1.5%で、A2O法の好気槽に投入した担体の硝化速度は43mg/L担体/hが得られた（H3年度調査）。これはし尿無添加の場合の硝化速度（本年度報告書「6.1 固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査」　図－3.5）にほぼ匹敵するものであるから、担体の硝化速度は、水温10℃で30mgN/L担体/h、水温15℃で35mgN/L担体/hが期待できると考えられる。

③し尿を下水に添加することにより、完全硝化のためのアルカリ度が不足する（H元年度調査）。このため、硝化はアルカリ度を消費した時点で停止する。

・N-BODについて

中途半端に硝化が進むと、アンモニアの硝化に起因する窒素性のBOD（N-BOD）により、処理水のBOD濃度が上昇する。活性汚泥法におけるN-BODの最高値は、し尿添加前で12mg/Lであったのに対して、し尿添加後は22mg/Lと増加した（H4年度調査）。

(2)処理条件検討に当たってのし尿および下水水質の設定

各種処理法の処理条件を検討するに際し、文献値[2]および実験で得られたデータからし尿の代表値を設定し、また、以下の仮定により、沈殿処理後のし尿の水質を計算した。

①最初沈殿池におけるし尿中SSの除去率は50%である。

②し尿中SSのBOD, N, P値は、それぞれ0.6gBOD/gSS, 0.05gN/gSS, 0.01gP/gSSである。

さらに、代表的下水の水質を文献値[3]をもとに設定し、し尿添加下水（沈殿処理後）の水質を求めた。し尿、沈殿処理後のし尿、し尿添加下水（沈殿処理後）の水質を表－５に示す。し尿１%の添加で、窒素、りんの濃度は約２倍となるが、BOD濃度は1.5倍弱と増加の割合が小さい。一応、代表値ということで設定したが、、最近のし尿は浄化槽汚泥の比率が高く水質も大きく変動するので、実際のし尿受け入れにあたっては、し尿水質の実態を調査することが必要と考えられる。

表－５　し尿およびし尿添加下水（沈殿処理後）の水質　(mg/L)

水質項目	し尿		し尿添加下水（沈殿処理後）					
			し尿添加率					
	生	沈殿処理後	0%	0.2%	0.5%	0.8%	1%	1.3%
BOD	8,000	5,000	130	140	155	170	180	195
溶解性BOD	4,000	4,000	80	88	100	112	120	132
SS	10,000	5,000	70	80	95	110	120	135
T-N	3,000	2,750	35	41	49	57	63	71
T-P	450	400	3	4	5	6	7	8
アルカリ度	10,000	10,000	150	170	200	230	250	280
難分解性COD_{Mn}	1,000	1,000		2	5	8	10	13

(3)処理条件に対するA-SRTとBOD-SS負荷の算出

硝化進行の制御は、窒素除去における重要な課題であるだけではなく、標準法の維持管理にとっても十分な検討を要する課題である。

硝化が進行するかしないかは、好気的固形物滞留時間(A-SRT)によって決まるため、し尿添加率、MLSS濃度、好気時間の処理条件に対するA-SRTを、(1)式により求め、表－６に示した。

$$\theta_{XA} = t_A X / (a C_{S\text{-}BOD} + b C_{SS} - c X t_A) \quad \cdots\cdots\cdots (1)$$

ここに

θ_{XA} ：好気的SRT（A-SRT）　(d)

t_A ：好気時間　(d)

X ：活性汚泥濃度　(mgMLSS/L)

$C_{S\text{-}BOD}$：し尿添加下水中溶解性BOD濃度（mg/L）

C_{SS} ：し尿添加下水中SS濃度　(mg/L)

ただし、a：0.5, b：1.0, c：0.025

夏期・冬期における水温をそれぞれ25℃、15℃とすると、文献値[3]から、「硝化を抑制するためのA-SRT」と「硝化を促進するためのA-SRT」の値は、夏期で2.5d以下および4.5d以上、冬期で5d以下および8d以上となる。これに対応する処理条件は、表－6において、硝化抑制の場合が長破線（夏期）および点線（冬期）で囲んだ部分、硝化促進の場合が実線（夏期）および2重線（冬期）で囲んだ部分である。

また、活性汚泥法においては、BOD-SS負荷は0.4kgBOD/kgSS/dを上限とする必要があると考えられる。このため、各処理条件におけるBOD-SS負荷を計算し、表－7に示した。表中に実線で囲んだ部分が、BOD-SS負荷が0.4kgBOD/kgSS/d以下で、かつ、し尿添加率が1％以下のものである。

表－6　処理条件とA-SRT

MLSS濃度 (mg/L)	好気時間 (h)	A-SRT(d) し尿添加率(%) 0	0.2	0.5	0.8	1	1.3
1500	6	3.7	3.3	2.8	2.4	2.2	2.0
2000	6	5.1	4.5	3.8	3.3	3.0	2.7
3000	6	8.2	7.1	5.9	5.1	4.7	4.1
4000	6	11.8	10.1	8.3	7.1	6.5	5.7
1500	8	5.1	4.5	3.8	3.3	3.0	2.7
2000	8	7.1	6.2	5.2	4.5	4.1	3.6
3000	8	11.8	10.1	8.3	7.1	6.5	5.7
4000	8	17.4	14.7	11.9	10.1	9.1	8.0
1500	10	6.6	5.8	4.8	4.2	3.8	3.4
2000	10	9.3	8.1	6.7	5.7	5.2	4.6
3000	10	15.9	13.5	11.0	9.3	8.4	7.4
4000	10	24.4	20.2	16.1	13.4	12.0	10.5

□：硝化促進の範囲（夏期）　□：硝化抑制の範囲（夏期）

□：〃（冬期）　□：〃（冬期）

表－7　処理条件と好気的BOD-SS負荷

MLSS濃度 (mg/L)	好気時間 (h)	好気的BOD-SS負荷(kgBOD/kgMLSS/d) し尿添加率(%) 0	0.2	0.5	0.8	1	1.3
1500	6	0.35	0.37	0.41	0.45	0.48	0.52
2000	6	0.26	0.28	0.31	0.34	0.36	0.39
3000	6	0.17	0.19	0.21	0.23	0.24	0.26
4000	6	0.13	0.14	0.16	0.17	0.18	0.20
1500	8	0.26	0.28	0.31	0.34	0.36	0.39
2000	8	0.20	0.21	0.23	0.26	0.27	0.29
3000	8	0.13	0.14	0.16	0.17	0.18	0.20
4000	8	0.10	0.11	0.12	0.13	0.14	0.15
1500	10	0.21	0.22	0.25	0.27	0.29	0.31
2000	10	0.16	0.17	0.19	0.20	0.22	0.23
3000	10	0.10	0.11	0.12	0.14	0.14	0.16
4000	10	0.08	0.08	0.09	0.10	0.11	0.12

□：活性汚泥法においてBOD除去が可能な範囲

(4)各種処理法の処理条件の検討

以上で求めたA-SRTとBOD-SS負荷の値から、各種処理法の処理条件を検討した。

1)標準活性汚泥法

本処理法において硝化が進行する場合、表－５に見られるように、し尿添加下水中に硝化に見合ったアルカリ度（硝化N量の7.14倍）が存在しないため、処理が不安定になる。また、硝化が中途半端に進行すると、N-BODの濃度が大きくなる。このため、硝化を抑制した運転、あるいはアルカリ剤添加を前提とした硝化促進型の運転とする必要がある。

・硝化抑制運転

夏期においても硝化を抑制することができるのは、表－６において、好気時間6hで、低MLSS濃度、高し尿添加率の場合である。しかし、この処理条件は、表－７のBOD-SS負荷が許容範囲を超えるため、実際への適用は不可能である。

・硝化促進運転

冬期にも硝化を確保することができる条件は、表－６の好気時間6h、8hにおいて２重線で囲んだ部分である。この場合、MLSS濃度を高濃度にする必要があり、また、好気時間6hでは処理可能なし尿添加率の範囲も限られることから、年間を通じて硝化促進運転を行うことは困難と考えられる。

・季節に応じた処理条件の設定

点線で囲んだ部分が、冬期に硝化を抑制することができる処理条件であり、実線で囲んだ部分が、夏期に硝化を促進することができる処理条件である。これらの処理条件は、処理可能なし尿添加率の幅も広く、MLSS濃度も達成可能なものである。季節の変わり目において、運転管理が厳しくなることは考えられるが、本処理方法においては、このように季節に応じて処理条件を変更するのがよいと考えられる。

2)循環式硝化脱窒法

好気時間を10hとした本処理法においては、表－６，７に示すように、MLSS濃度を3,000mg/L以上とすれば、冬期においても１％のし尿添加率まで、有機物除去と完全硝化が可能である。

脱窒については、文献資料[4]をもとにBOD-SS負荷から低水温期の脱窒速度を計算すると、表－８のようになる。実線で囲んだ部分が、循環比:2において脱窒槽での完全脱窒が可能な範囲である。本処理方式（脱窒・好気時間がそれぞれ6h、10h）においては、脱窒速度が不足するため、完全硝化が行われるし尿添加率の範囲は0.5%以下となった。また、そのときの処理水NOx-N濃度を、文献の方法[5]に従い計算すると12mgN/Lとなり、し尿無添加の場合のNOx-N濃度 9mgN/Lよりも増加する。

本処理法において、し尿添加率を上げ、また、処理水窒素濃度を低下させるためには、脱窒速度を補うために、有機源の添加が必要になる。

アルカリ度に関しては、循環比を２とし、脱窒にともなうアルカリ度の回収を考慮すると、どのし尿添加率においても処理水中のアルカリ度は約25mg/Lと計算される。この値は、許容される濃度の下限値であるため、流入水質の変動によっては、アルカリ剤の添加が必要になると考えられる。

3)結合法固定化担体を添加した循環式硝化脱窒法

本処理法では、冬期において1.3%のし尿添加まで、有機物除去が可能である。また、硝化は担体上の硝化細菌によって行われるため、A-SRTの確保を必要とせず、処理可能な流入窒素濃度は担体の硝化速度から求めることができる。

表－8　BOD-SS負荷から計算される脱窒速度

MLSS濃度 (mg/L)	処理時間 (h)	脱窒時間 (h)	好気時間 (h)	脱窒速度 (mgN/gMLSS/h) し尿添加率(%) 0	0.2	0.5	0.8	1	1.3
1500	8	4	4	2.6	2.8	3.0	3.2	3.4	3.6
2000				2.1	2.2	2.4	2.6	2.7	2.9
3000				1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1
4000				1.4	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7
1500	10	6	4	2.2	2.3	2.5	2.7	2.8	3.0
2000				1.8	1.9	2.0	2.2	2.3	2.4
3000				1.4	1.5	1.6	1.6	1.7	1.8
4000				1.2	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5
1500	16	6	10	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1
2000				1.4	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7
3000				1.1	1.1	1.2	1.3	1.3	1.4
4000				1.0	1.0	1.0	1.1	1.1	1.2

□：無酸素槽において完全脱窒が可能な範囲

担体の硝化速度は、水温15℃で35mgN/L担体/hが期待できることから、処理可能な流入T-N濃度は、汚泥への移行Nの割合が25%とすると、担体の見かけの体積充填率40%と好気HRT4hから、75mgN/Lと計算される。表－4から、本処理法においては、し尿添加率1.3%まで完全硝化を行うことができる。

また、脱窒に関しては、好気時間が短くなることから、表－8に示すように脱窒速度が大きくなる。脱窒時間が4hの場合には、脱窒時間の不足により完全脱窒が行える処理条件の範囲は限られるが、脱窒時間を6hとすることによって、高いし尿添加率まで処理が可能となる。

なお、処理水の窒素濃度を低く抑えるためには、循環比アップに対して不足する脱窒速度を補う必要があり、有機源の添加が必要になることも考えられる。また、担体の硝化速度はDO濃度の影響を受けることから、高めのDO設定が必要になる場合もあると考えられ、本処理法においては酸素供給能力の検討が必要である。

4)その他

各処理法において、難分解性CODは、し尿の添加率に応じて表－4に示すように増加する。対応策として凝集剤の添加が考えられるが、本調査では十分な検討ができなかった。

また、りん除去に関しては、生物学的りん除去を行った場合の汚泥のりん含有率が3～5.5%と計算されたことから、生物学的りん除去に関しては問題はないものと考えられる。凝集剤添加によってりんを除去する場合には、凝集剤の添加量が多量になり汚泥量も増加するので、注意が必要である。

6．まとめ

本年度は、し尿成分が硝化細菌に与える影響、および、し尿添加下水を処理する場合の処理条件について検討を行い、以下の結果を得た。

①付着型の硝化細菌は、浮遊型の硝化細菌に比べて胆汁の阻害を受けにくい。また、阻害を受けた浮遊型の硝化細菌も、共存する汚泥が胆汁を消費するようになると、その活性を回復する。

②し尿は硝化に対して阻害を示す。しかし、通常の活性汚泥処理ではその程度は大きくなく、阻害が顕著になるのは、阻害物質が処理プロセスで有効に除去されない場合や、活性汚泥中の硝化細菌量が少ない場合である。

③し尿添加下水の処理条件の検討

標準活性汚泥法では、夏期はアルカリ剤を添加した硝化促進処理、冬期は硝化を抑制した処理とするのが適当である。

循環式硝化脱窒法では、脱窒速度が不足することから、し尿添加率を抑えるか、または脱窒のための有機源を添加して処理を行うことが必要である。

結合固定化担体を添加した循環式硝化脱窒法では、好気時間4h、脱窒時間6hで、高いし尿添加率の下水を処理することが可能である。

＜参考文献＞

1）建設省土木研究所：土木研究所資料「平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集」、p.157-p.162, 平成５年１０月

2）中西弘、他：特集「し尿処理」、水質汚濁研究, Vol.14, No.11, 1991

3）建設省、高度処理会議：高度処理施設設計資料, p.170　平成６年２月

4）建設省、高度処理会議：高度処理施設設計資料, p.172　平成６年２月

5）建設省、高度処理会議：高度処理施設設計資料, p.179　平成６年２月

６．固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査

三次処理研究室　室　　長　髙橋正宏
主任研究員　鈴木　穣

１．はじめに

琵琶湖、霞ヶ浦、東京湾などの閉鎖性水域の水質保全や、重要な水源となっている河川、湖沼の利水価値の保全のため、下水の高度処理は、重要な行政課題となっている。特に、水域の富栄養化防止という観点から、りん・窒素等の栄養塩類の除去の普及が今後の課題となっている。

現在までの技術では、下水処理場で窒素除去を行うためには、比較的容量の大きな反応槽を必要とする。このため、敷地面積に余裕のない処理場においては、窒素除去の処理を行うことが困難な状況にある。また、りんの除去についても、より効率的な手法の開発が待たれている。

本調査は、これらの課題を解決するため、微生物の固定化法を窒素・りんの高度処理に適用し、処理技術の向上を図るものである。

２．研究の目的

微生物の固定化は、対象とする微生物の反応槽内滞留時間を長くし、また、他の細菌との競合に有利な状況をもたらすことにより、微生物の濃度を高く維持して、反応速度の向上と処理の安定化を図るものである。

本調査では、結合固定化法と自己固定化法を窒素除去に適用することを検討した。このうち、結合固定化法は、硝化細菌を好気的SRT(A-SRT)に関わらず系内に保持することができるため、従来の処理法よりも好気時間の短縮が可能であるが、安定して高い硝化速度を得るために、硝化細菌の安定的固定化の条件および固定化微生物の硝化活性について、実験的検討を行った。また、自己固定化法は、主に、硝化反応槽の後段での脱窒を目的として適用し、処理条件に対する脱窒速度の把握を目的とした。

３．平成４年度までの調査結果

本調査は、平成２年度より開始された。

(1)平成２年度の調査結果

従来の活性汚泥法による窒素除去方法について、処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行ったところ、硝化・内生脱窒法、嫌気-無酸素-好気法ともに８ｈでの処理が可能であった。また、多段反転流式バイオリアクターでは、エアーリフト循環の導入と曝気槽における有機物除去を促進することで、酸素供給量に関する限界を緩和させることが可能であった。

(2)平成３年度の調査結果

循環式硝化脱窒法および嫌気－無酸素－好気法について、好気槽に結合固定化担体を投入して処理を行い、高負荷条件でも硝化・BOD除去が良好である結果を得た。しかし、低水温期から担体の馴養を開始した場合には、長期間にわたって硝化が促進されず、馴養は高水温期に行う必要があることが明らかになった。

自己固定化法を用いたバイオリアクターでは、標準活性汚泥法よりも高い負荷で運転を行った場合でも、確実な有機物の除去と発生汚泥量の減量が可能であった。しかし、パイロットプラント実験において、低水温期には溶解性BODの除去が不十分となる傾向がみられた。

(3)平成４年度の調査結果

①組成の異なる人工下水を担体単独で処理し、有機物除去と硝化の活性を調べたところ、基質中の有機物濃度が通常の下水の1/10程度であれば、担体の硝化速度は、滞留時間が２時間の高負荷においても無機基質の場合と同じであった。担体上の硝化細菌量は、担体保持生物量を流出SS量で除して求めた見かけのSRTの影響を受けていた。

②嫌気-無酸素-好気（担体添加）法のパイロットプラント実験において、冬期に好気槽のDO濃度を下げたところ、好気槽の硝化速度が低下した。硝化の安定化には、低水温期においてDO濃度を適度に保つことが必要である。りんの除去は良好であった。

③担体投入曝気槽-上向流式生物反応槽のパイロットプラント実験を行ったところ、担体投入曝気槽は十分なBOD除去能力を有していたが、低水温期に硝化速度が低下し、上向流式生物反応槽はSSの除去がすぐれていたが、有機物負荷不足のために脱窒率は40～80%であった。

④嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法のベンチスケール実験を行ったところ、硝化は担体付着微生物により、また、脱窒は浮遊汚泥により主として担われていた。また、下水が直接好気槽に流入する硝化-内生脱窒法でも、担体付着微生物の硝化速度は大きな値を示した。りん除去は、水温低下とともに返送汚泥中にNOxが残留したことにより、悪化した。

４．平成５年度の調査内容

円筒形プラスチックの結合固定化担体を用い、以下の４種類の実験を行った。

①担体と活性汚泥の混合系について人工下水を用いた処理実験を行い、担体上の硝化細菌の安定化のための処理条件の検討を行った。

②好気槽に担体を添加した嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントの処理を行い、窒素・りん除去および硝化・脱窒の活性について調査した。流入水には、最初沈殿池流出水を使用した。

③好気槽に担体を添加した嫌気-好気-無酸素法（循環なし）のベンチスケール実験を行い、担体の硝化速度および無酸素槽での脱窒速度について検討した。流入水には、最初沈殿池流出水を使用した。

④担体投入曝気槽と上向流式生物反応槽からなるパイロットプラントの処理実験を行い、担体投入曝気槽における有機物除去と硝化、および、上向流式生物反応槽におけるSS除去と脱窒について調査した。流入水には、生下水を汚泥床で固液分離したものを使用した。

５．平成５年度の研究結果

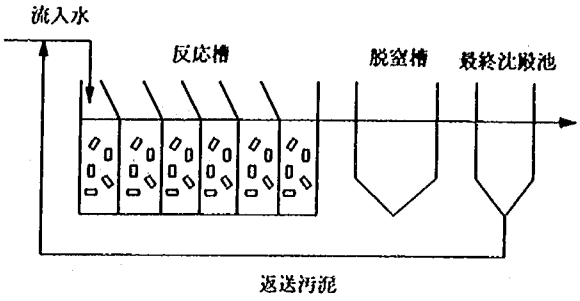
5．1　担体と活性汚泥の混合系における担体上硝化細菌の安定性に関する実験

担体単独で処理を行う場合の硝化細菌の安定性については、昨年度検討を行い、担体の見かけのSRTが硝化細菌の安定性にとっては重要であるとの結論を得た。今年度は、担体を活性汚泥との共存系で使用する場合の、担体上硝化細菌の安定性について検討した。

5．1．1　実験方法

(1)実験装置

実験装置を図－1.1に示す。活性汚泥法プロセスの反応槽に担体を30%V/Vの割合で充填した。反応槽は仕切板により6槽に分割し、各槽はカスケードによって接続した。また、スクリーンを仕切板上部に設置し、担体は各槽内に保持されるようにした。最終沈殿池において脱窒による汚泥浮上が見られたため、反応槽の後ろに脱窒槽を設置した。反応槽の容積は34.2L(水体積は31.8L)、脱窒槽は13.7Lである。担体の仕様を表－1.1に示す。



図－1.1　実験装置

表－1.1　担体仕様

材質	ﾎﾟﾘﾌﾟﾛﾋﾟﾚﾝ
比重	1.025g/cm3
形状	円筒形
長さ	5mm
外径	4mm
かさ比重	0.271g/cm3

(2)実験条件および測定項目

実験は20℃の恒温室で行った。反応槽のHRTは3.17hとし、汚泥返送比：0.5、SRT：3.15d（ただし、処理開始当初は6.3d）で連続実験を行った。基質組成を表－1.2に示す。

このほか、適宜、回分実験を行い、担体および活性汚泥の有機物除去速度・硝化速度を測定した。

表－1.2　基質組成　(mg/L)

デキストリ	23
ペプトン	50
酵母エキス	50
牛肉エキス	168
NH_4HCl	95.5 (25mgN/L)
$MgSO_4$	3
KH_2PO_4	14　(1mgP/L)
$NaHCO_3$	300(アルカリ度 180mg/L)
BOD	125

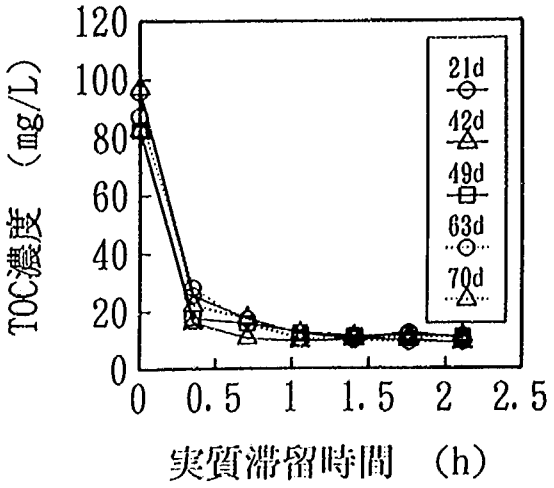
5．1．2　実験結果

(1)流下方向のTOC濃度および窒素濃度の変化

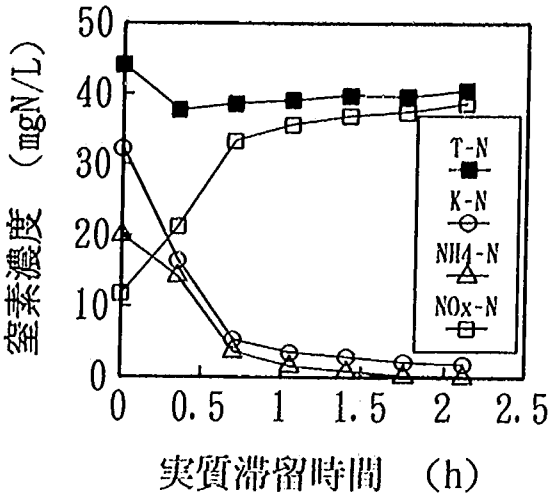
図－1.2に、TOC濃度の流下方向変化を処理開始後21日目以降について示す。第1槽においてTOCが大きな速度で除去され、第2槽以下では、TOCは低濃度となっている。この除去の傾向はどの日数においても同様である。

窒素濃度の流下方向変化を、42日目について図－1.3に示す。有機物負荷のほとんどが第1槽で除去されたように、有機性の窒素も第1槽でほとんど除去されている。硝化は、第1槽で有機物が多量に除去されているにもかかわらず、第1槽から始まっており、前半の槽で硝化はほぼ終了する。21日目以降のNOx-N濃度の流下方向変化を図－1.4に示すが、この期間、硝化は同様な傾向を示した。

DO濃度は、第1・2槽でほぼ5mg/L以上、第3槽以降で7mg/L以上であった。



図－1.2　TOC濃度の流下方向変化

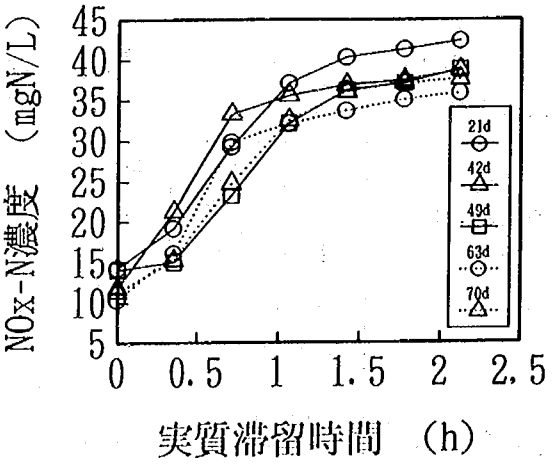


図－1.3　窒素濃度の流下方向変化

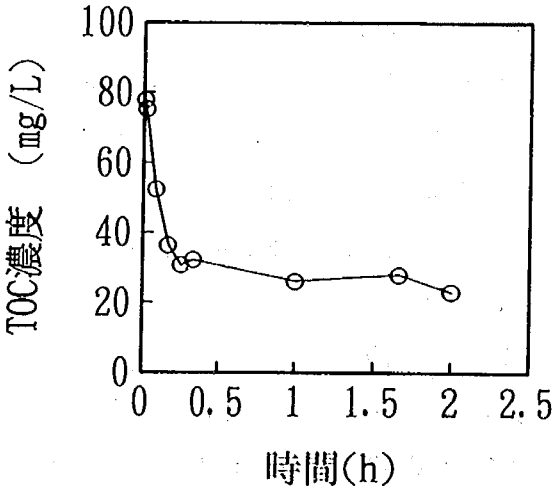
(2)回分でのTOC除去速度および硝化速度

活性汚泥の回分でのTOC除去の様子を図－1.5に示す。本測定には実験装置の返送汚泥を用い、測定開始時のTOC濃度が、第１槽へ流入する混合液（流入水＋返送汚泥）中の濃度となるようにした。

TOC濃度は処理開始当初に急激に減少し、その後は緩やかな減少を示すが、当初の急激なTOC濃度の減少は、第１槽の実質滞留時間（槽内水体積／（流入水量＋返送汚泥量））である21分以内に行われている。この大きなTOC除去速度は、押し出し流れ型の反応槽で見られる初期吸着と考えられ、引き続く好気時間において、また、TOC除去能力を回復するものと考えられる。

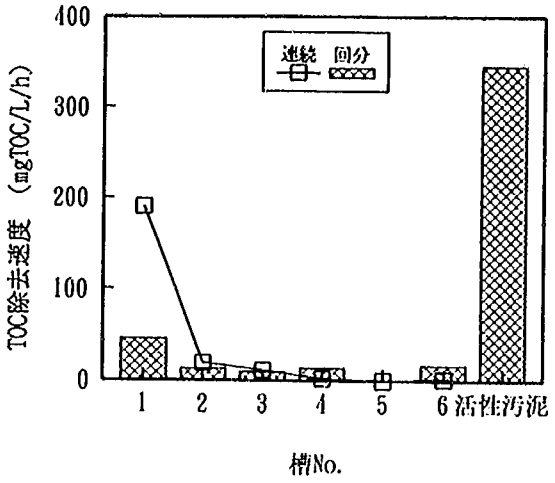


図－1.4　NOx-N濃度の流下方向変化

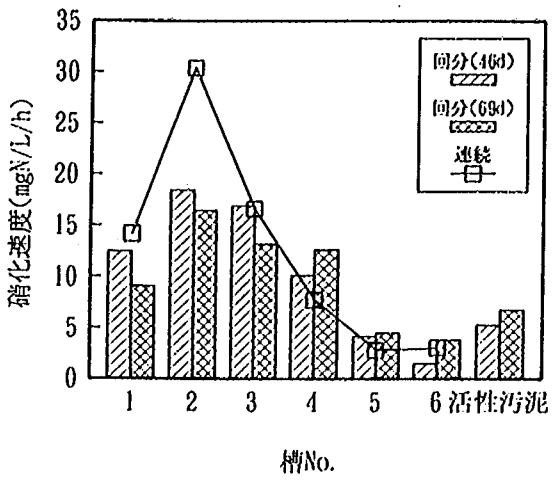


図－1.5　活性汚泥の回分TOC除去

図－1.6および図－1.7に、各槽内担体および活性汚泥について、回分で測定したTOC除去速度と硝化速度を、連続処理における速度とともに示す（活性汚泥の回分TOC除去速度は最初の10分間の測定値から算出し、連続処理におけるTOC除去・硝化の各速度は、21日目以降の水質の平均値から求めた）。回分測定値は、基質濃度が十分な条件下での処理速度であることから、測定した汚泥の最大処理速度を示すと考えられ、処理微生物の存在量を間接的に示すものと考えられる。なお、以下の濃度や速度の算出にあたっては、Lで表される体積は槽内の水体積とした。



図－1.6　担体および活性汚泥のTOC除去速度
（連続処理および回分測定）



図－1.7　担体および活性汚泥の硝化速度
（連続処理および回分測定）

TOC除去速度の回分測定値は、活性汚泥が担体に比べかなり大きく、第１槽における活性汚泥と担体の除去速度の比は約８：１となっている。連続処理における第１槽のTOC除去速度の大きな部分は、活性汚泥によって担われていると考えられる。第１槽に流入する有機物が最大除去速度で除去されるとすると、除去有機物の約90%は活性汚泥によって除去されることになる。第２槽以降の担体の回分除去速度は小さいが、これは、連続処理におけるTOC濃度が低いことが原因と考えられる。

硝化速度の回分測定は２回（46日目と69日目）行ったが、ほぼ同様な値を示したことから、硝化細菌量はほぼ一定量に保たれていたことがわかる。第２・３槽の担体の硝化速度は、昨年度得られた担体の最大硝化速度と同程度であることから、これらの槽は、硝化細菌の生育・保持にとって最適な環境になっていたと考えられる。第１槽担体の回分硝化速度も、第２槽に比べて大きくは下回っていないことから、第１槽は、有機物負荷が高いにもかかわらず、担体上の硝化細菌の保持にとって良好な環境となっていたことが考えられる。第４槽以降において担体の回分硝化速度は低下するが、これは、基質となるアンモニア濃度が低いことが原因と考えられる。活性汚泥については、SRTが3.15dと短くコントロールされていたにもかかわらず、7mgN/L/h（3.6mgN/gVSS/h）という高い硝化速度を示した。第２槽において、連続処理の硝化速度が担体の最大硝化速度より大きくなっているが、これは、活性汚泥による硝化が担体による硝化に上乗せされ、その効果が顕著に現れたためであろう。

(3)硝化細菌および従属栄養細菌の濃度

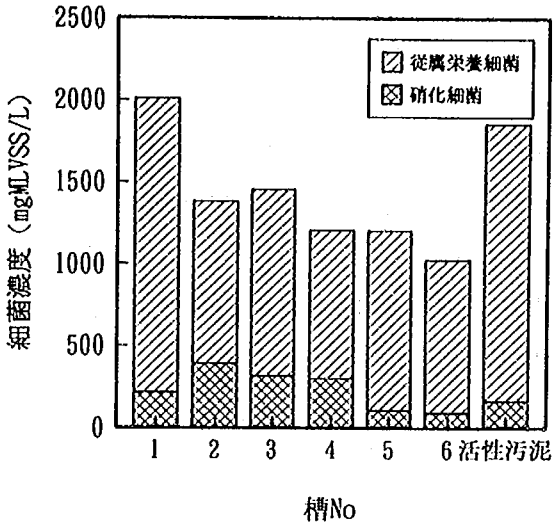
昨年度の実験より、担体上に集積培養された硝化細菌の最大硝化速度が42mgN/gVSS/hであったことから、この値を用いて回分測定の硝化速度(mgN/L/h)（69日目）を除し、活性汚泥あるいは担体汚泥中の硝化細菌量(mgVSS/L)を求めた。結果を図－1.8に示す。なお、従属栄養細菌量も全汚泥量から硝化細菌量を差し引くことにより求め、図中に示した。

全汚泥量に占める硝化細菌の割合は、第２～４槽の担体で25%ほどと高く、活性汚泥では約９％であった。従属栄養細菌は、有機物負荷が低い第２槽以下の槽においてもある程度の量が保持されていた。

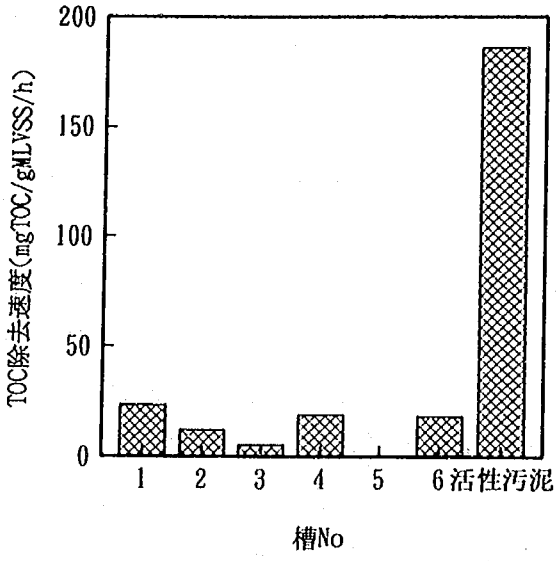
従属栄養細菌量当たりで計算したTOC除去速度を図－1.9に示す。活性汚泥の除去速度が大きく、有機物負荷の小さな担体汚泥は小さな値を示した。活性汚泥の除去速度が大きいことの原因としては、反応槽が押し

出し流れであるため、活性汚泥が初期吸着現象を示すことが考えられ、一方、担体汚泥の除去速度が小さいことの原因としては、流入基質を除去する能力が低い、あるいは、不活性な微生物の割合が高いことが考えられる。

第1槽は、有機物負荷が高いにもかかわらず、担体の硝化速度がある程度保持されていた。これは、活性汚泥のTOC除去速度が高かったため、有機物摂取の競合において活性汚泥が担体汚泥に優り、担体汚泥への有機物負荷が小さかったためと考えられる。



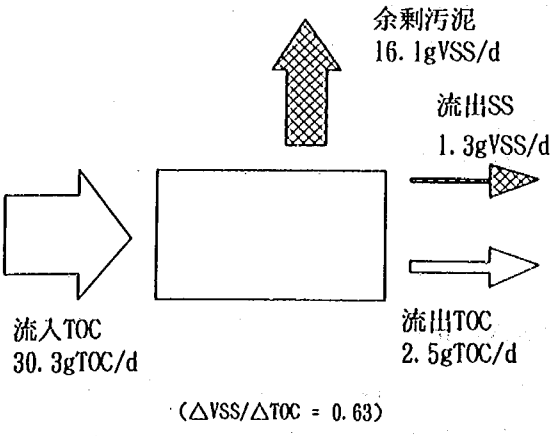
図－1.8　硝化細菌および従属栄養細菌の濃度



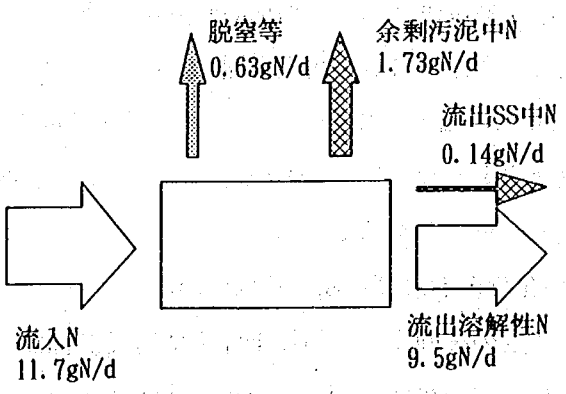
図－1.9　従属栄養細菌量当たりのTOC除去速度

(5)物質収支

連続処理におけるTOCとSSの収支および窒素の収支を、図－1.10および図－1.11に示す。除去TOCのSSへの転換率は0.63gVSS/gTOCであり、流入窒素のうち汚泥に転換されたものの割合は16%であった。



図－1.10　TOCとSSの収支



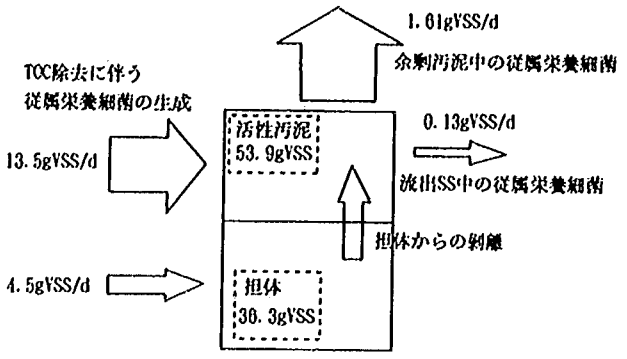
図－1.11　Nの収支

連続処理における従属栄養細菌および硝化細菌の生物量収支を図－1.12および図－1.13に示す。生物量の収支計算は、以下の仮定のもとに行った。

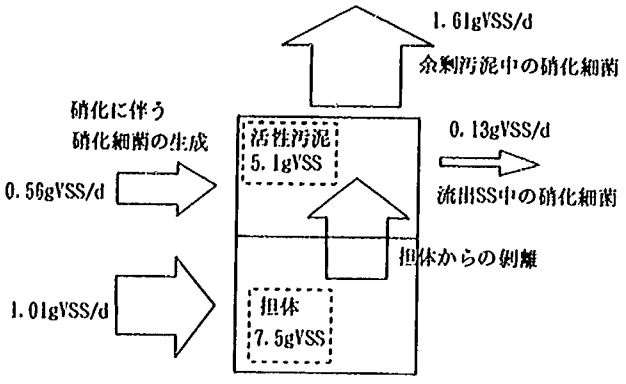
①生物量は反応量に応じて生成され、反応量に対する生物生成量は、従属栄養細菌の場合に0.63gVSS/gTOC、硝化細菌の場合に0.17gVSS/gNである。

②各槽における反応量は、回分測定における活性汚泥と担体の最大反応速度の比によって、活性汚泥と担体に按分される。ただし、TOC除去については、図－1.5から、活性汚泥は低TOC濃度域までは除去できないと考え、第２槽以降においては活性汚泥はTOCを除去しないとした。

③槽内の汚泥量は定常である。



図－1.12　従属栄養細菌の収支



図－1.13　硝化細菌の収支

図－1.12より、従属栄養細菌はおもに活性汚泥によって生成され、担体から剥離したものと合わせて余剰汚泥として引き抜かれることがわかる。担体上の従属栄養細菌の見かけの平均SRTは36.3(gVSS)/4.5(gVSS/d) = 8dとなり、活性汚泥のSRT 3.15dに比べて長い値となった。

一方、硝化細菌はおもに担体によって生成され、剥離汚泥として活性汚泥に移行する。実験では、活性汚泥が、3.15dと短いSRTにもかかわらず、3.6mgN/gVSS/hという高い硝化速度（回分測定値）を示し、連続処理においても、図－1.7の第２槽に見られるように全体の硝化速度を引き上げる働きをしていた。この活性汚泥中の硝化細菌は、図－1.13に見られるように、担体において生成された硝化細菌が剥離生物として多量に活性汚泥に供給されていたため、保持されていたものと考えられる。

(6)SRT

(4)の①～③の仮定のもとに、各槽の担体汚泥および活性汚泥について、従属栄養細菌、硝化細菌、従属栄養細菌＋硝化細菌の見かけのSRTを計算した。ただし、活性汚泥のSRTを計算するにあたっては、生成微生物量に担体から剥離した微生物量も加えた。結果を表－1.3に示す。第２槽担体のSRT値が小さめの値になったが、これは、第２槽以降では活性汚泥によるTOC除去が行われないと仮定したため、担体への有機物負荷が高めに計算されたことが原因ではないかと考えられる。

第１槽は有機物負荷が高かったにもかかわらず、活性汚泥が有機物負荷のかなりの量を除去したため、担体の見かけのSRTは5dほどと計算された。

表－1.3　見かけのSRT(d)　　(対象微生物量／対象微生物生成量)

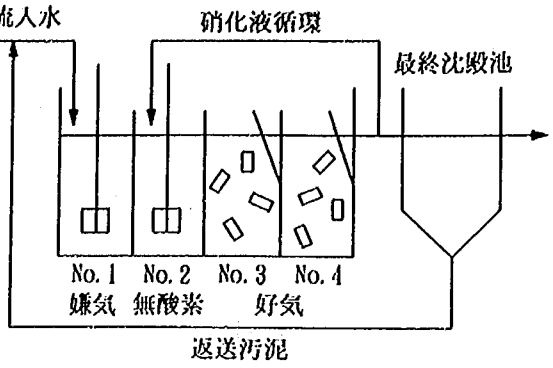
槽No.	1	2	3	4	5	6	活性汚泥
従属栄養細菌	5.4	3.5	6.7	25.1	-	35.1	3.0
硝化細菌	6.5	4.5	7.0	14.6	23.3	20.3	3.1
従属栄養細菌＋硝化細菌	5.5	3.7	6.7	21.3	-	33	3.0

5．2　好気槽に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実験

昨年度の実験では、好気第１槽のDO濃度を低く設定したところ、好気第１槽での担体の硝化が悪化したことから、今年度は、好気第１槽での硝化速度の保持に主眼をおいて実験を行った。

5．2．1　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－2.1に示す。



図－2.1　パイロットプラント概要

原水には、下水処理場の沈殿処理下水を用い、好気槽には、体積比で40%の担体を添加した。実験開始当初に、生物学的りん・窒素除去法を行っている下水処理場の返送汚泥を約40%添加した。

運転条件は、HRT:8h（嫌気槽：2h，無酸素槽：2h，好気槽：4h），MLSS:2,500～4,000mg/L，汚泥返送率：50%，硝化液循環率：150%とした。SRTは14d（A-SRTは7d）としたが、処理開始当初はこれより長いSRTで処理を行った。

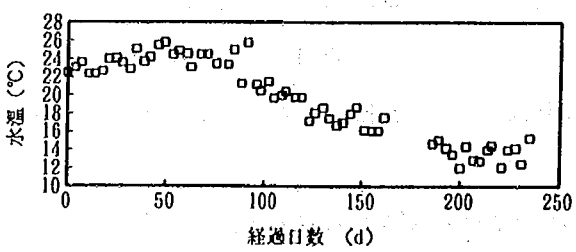
水質分析の対象とした試料は、流入水と処理水については１日間のコンポジットサンプル、その他については、グラブサンプルとした。

5．2．2　実験結果

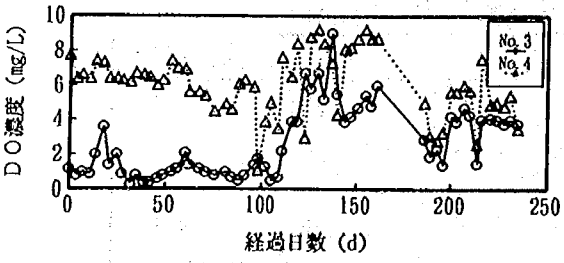
(1)水温およびDO濃度の条件と BOD，SS処理結果

実験期間中の水温の変化を図－2.2に示す。実験は夏から開始したが、24℃程度の水温が約３ヶ月続き、その後徐々に低下して、冬期には14℃前後の水温となった。

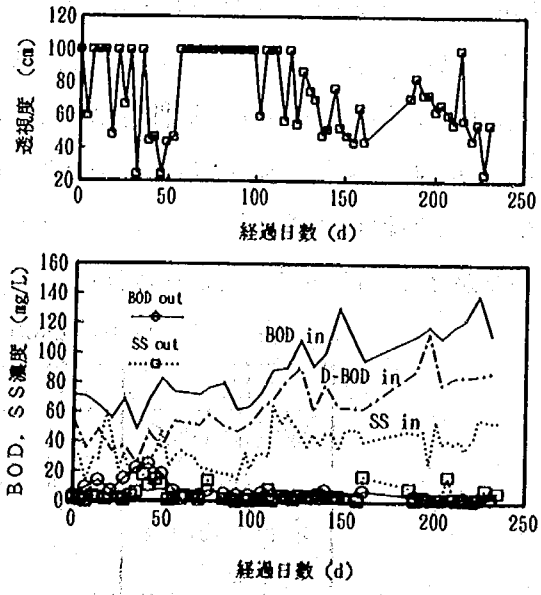
DO濃度に関しては、昨年度の調査結果から、良好な硝化を行うためには、第３槽（好気第１槽）でのDO濃度管理が重要であることが明らかになったので、第３槽のDO濃度と硝化速度をチェックしながら、曝気量を調整して運転を行った。DO濃度の変化を図－2.3に示す。高水温期においては、第３槽のDO濃度は1mg/Lほどで運転したが、その後、水温の低下によって硝化速度が低下したことから、曝気量を増加しDO濃度を引き上げた。



図－2.2　水温（No.3）



図－2.3　DO濃度



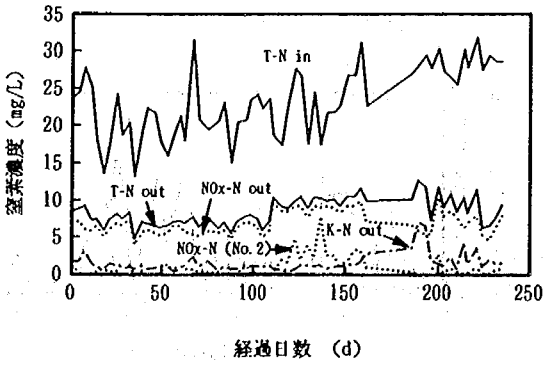
図－2.4　BOD，SS濃度および透視度

BOD, SS濃度および透視度の経日変化を図－2.4に示す。処理開始初期の50日目までの期間にSSの流出が見られ、透視度も不安定であったが、これは空気流量計不備のため曝気量が不安定であったことが主要因であり、50日目以降空気流量計を取り替えて曝気量をコントロールしたところ、処理が安定した。しかし、100日目以降は、水温低下が原因と考えられる透視度の低下が見られた。

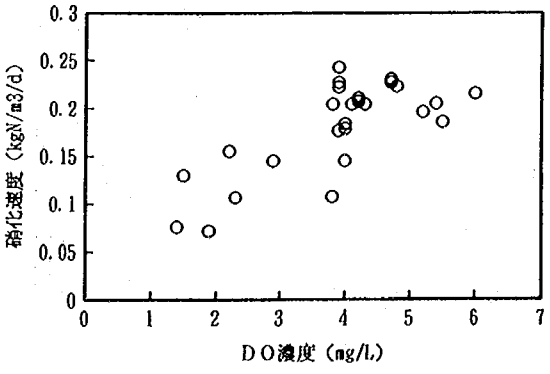
(2)窒素の処理結果と影響因子

窒素の処理結果を図－2.5に示す。100日目ごろに第３槽における硝化速度の悪化傾向が見られたので、第３槽の曝気量を増加させてDO濃度を6～8mg/Lに引き上げたところ、第２槽（無酸素槽）にNOx-Nが残留するようになった。これに対して、190日目あたりで第３槽のDO濃度を2mg/Lに落としたところ、今度は硝化速度が低下し、処理水中にK-Nが残留した。最終的に、DO濃度を4mg/L程度に設定すると、硝化・脱窒ともに良好な状態となった。

以上のことを、120日目以降のデータについて整理すると以下のようになる。DO濃度に対する硝化速度を図－2.6に示すが、第３槽の硝化速度はDO濃度の影響を強く受けることがわかる。DO濃度が4mg/L以下ではDO濃度の低下にともなって硝化速度が低下する。硝化速度はDO濃度が4mg/L以上でほぼ一定になるが、これは、第３槽でアンモニアが消費されてしまったためである。なお、この期間の水温は18℃以下であり、104日目（水温：20℃）に回分で測定した第３槽担体の硝化速度が活性汚泥のそれの約２倍であったことから、図中の硝化速度はほぼ担体上の硝化細菌によるものと考えられる。また、短い期間でのDO濃度上昇に硝化速度が追従したことから、この硝化速度の変化は硝化細菌の増殖によるものではなく、担体上に付着した生物膜（硝化細菌を含む）の特性であると考えられる。



図－2.5 窒素濃度



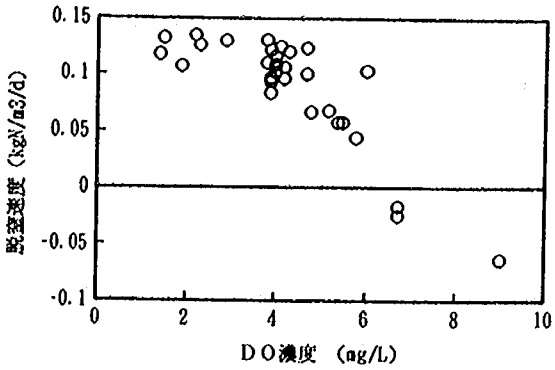
図－2.6 第３槽におけるＤＯ濃度と硝化速度の関係

また、脱窒速度に対する第３槽DO濃度の影響を調べると、図－2.7のようになる。第３槽のDO濃度が4mg/Lを越えると脱窒速度が低下し、DO濃度が6mg/L以上ではむしろ硝化が進行する状況となっている。脱窒速度に影響する因子として循環水中に含まれるDO量が考えられるが、第４槽のDO濃度に対して脱窒速度をとった場合、図－2.8に示すように、数点のデータがこの第４槽DO濃度では説明できないことがわかる。脱窒速度に関しては、本実験では、12～14℃という低水温においても1.4mgN/gMLSS/hというの高い値が得られた。

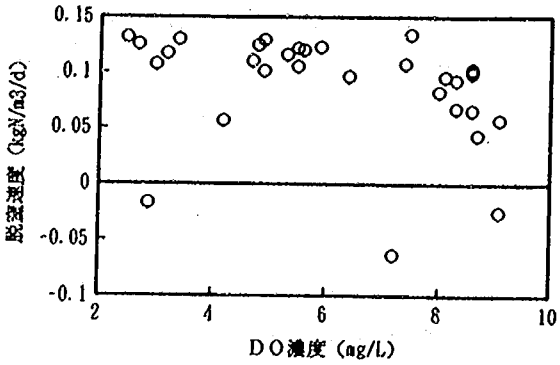
(3)りんの処理結果と影響因子

りんの処理結果を図－2.9に示す。りんの除去は、20日目から70日目までの期間および130日目あたりで悪化している。

最初の悪化の期間においては、第４槽でりんが除去されているにも関わらず最終処理水中にPO4-Pが流出し

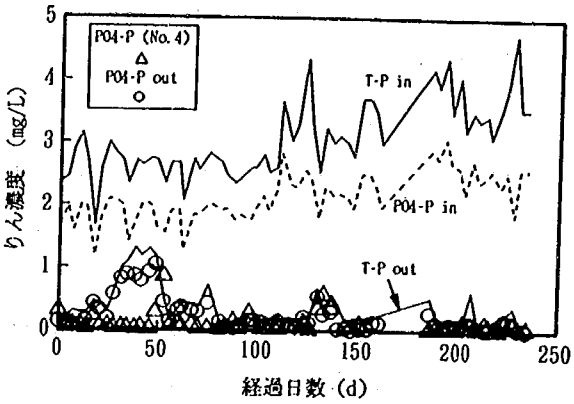


図－2.7　ＤＯ濃度（第３槽）と脱窒速度の関係

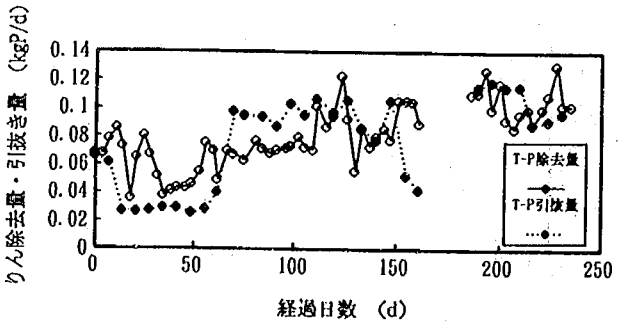


図－2.8　ＤＯ濃度（第４槽）と脱窒速度の関係

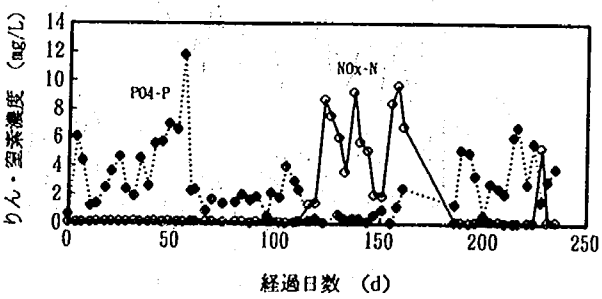
ており、最終沈殿池においてりんが再放出されていることがわかる。この原因として、第３槽における曝気不足と余剰汚泥の引き抜き不足が考えられる。曝気量については、50日目すぎに引き上げたところ、りんの激しい溶出が押さえられた。また、余剰汚泥引き抜き量については、処理悪化の期間通常の1/3に設定していたものを、69日目以降通常に戻したところ、りんは安定的に除去されるようになった。処理の全期間にわたるT-P除去量とT-P引き抜き量を図－2.10に示す。最初の処理悪化の期間においては、T-P除去量に対してT-P引き抜き量が少なく、りんが処理系内にため込まれる状況となっているが、余剰汚泥量を増加させた後は逆に引き抜き量が多くなり、110日目以降に除去量と引き抜き量がほぼバランスする結果となった。



図－2.9　りん濃度

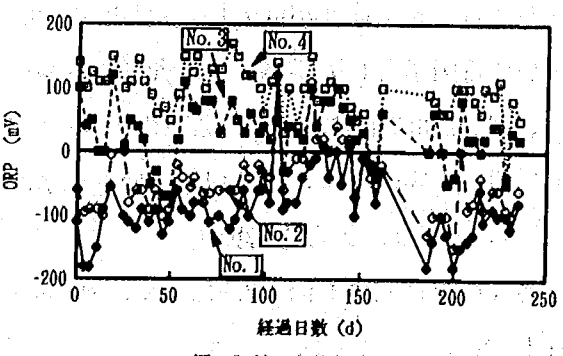


図－2.10　りんの除去量と引抜き量



図－2.11　返送汚泥中のりん・窒素濃度

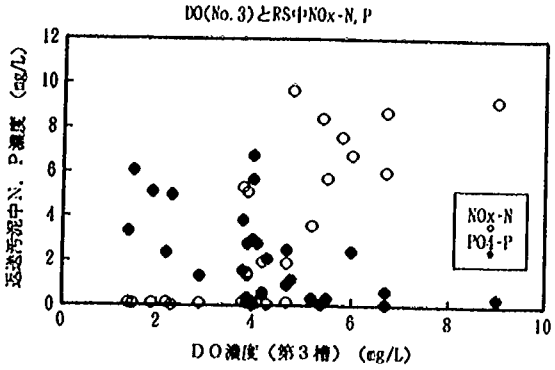
130日目あたりの処理の悪化は、図－2.11に返送汚泥中のNOx-N濃度を示すように、返送汚泥中にNOxが残存して第１槽（嫌気槽）に流入したことによる。図－2.12に示すように、この時期以前には-100mV以下であった第１槽のORPが0mVほどにまで上昇した。第１槽のORPは、第３槽のDO濃度を4mg/Lほどに設定することにより再び-100mVまで低下し、りん除去の悪化も解消された。図－2.13に、120日目以降の低水温期（　18℃以下）における第３槽DO濃度と返送汚泥中NOx-N・PO4-P濃度の関係を示す。DO濃度が4mg/Lより低いと、返送汚泥中にはNOxが残存しない。



図－2.12　ＯＲＰ

5．2．3　今後の課題

りん・窒素除去を良好に行うためには、適切な余剰汚泥の引き抜きと、2槽ある好気槽の前半の槽でのDO濃度管理が重要であることが明らかになった。しかし、DO濃度が担体の硝化速度に影響を与える機構や、脱窒速度あるいはりん放出速度が好気槽の前半部のDO濃度の影響を受ける理由は明らかではなく、今後の研究が必要である。



図－2.13　DO濃度（第3槽）と返送汚泥中NOx-N, PO4-P濃度の関係

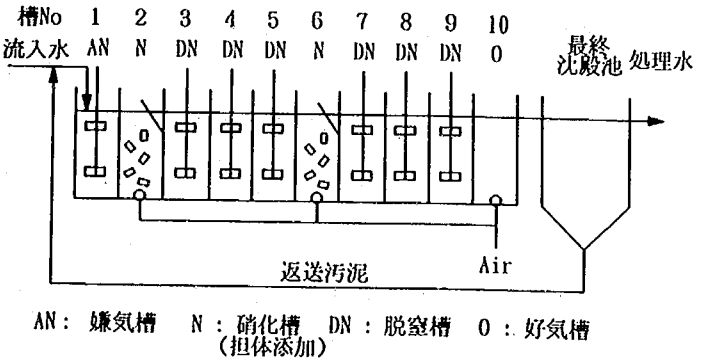
5．3　好気槽に担体を添加した嫌気-好気-無酸素法のベンチスケール実験

固定化担体は、これまでおもに循環式硝化脱窒法に適用されてきたが、循環法の窒素除去効率は循環比によって決まるため、窒素除去率には限界がある。低い窒素濃度の処理水を得る方法としては、硝化-内生脱窒法があるが、脱窒速度が循環法に比べて小さいため、処理に時間を要するという問題がある。固定化担体を硝化-内生脱窒法の硝化槽に適用することにより、硝化のための好気時間の短縮が図られ、また、曝気時間が短くなることにより脱窒速度が向上する可能性がある。

これまでの固定化担体に関する研究[1]によると、有機物負荷が高い場合には、固定化担体の硝化速度が低下することが明らかになっている。このため、本実験においては、硝化槽への有機物負荷を低下させる方法として、硝化槽の前段に嫌気槽を設置し、嫌気槽でのりん放出に伴う有機物除去を行わせることとした。

5．3．1　実験方法

実験装置を図－3.1に示す。生物反応槽は、連続する10個の槽（各槽の容積は約10L）から構成され、第1槽を嫌気槽、第2・6槽を担体添加の硝化槽（体積比で40%の担体を添加）、第10槽を担体無添加の好気槽、その他の槽を脱窒槽とした。原水は、都市下水（合流式＋分流式）の最初沈殿池越流水とした。担体は、ポリプロピレン製の円筒形で、外径が4mm、長さが5mmである。



図－3.1　実験装置

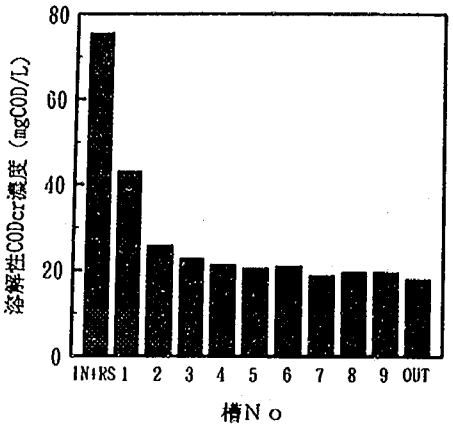
表－3.1　実験条件

	Run－1	Run－2	Run－3
HRT (h)	5．4	5．4	8．0
好気的HRT (h)	1．6	1．6	2．3
SRT (d)	10．6	19．8	17．0
好気的SRT (d)	3．1	5．7	4．9
SRT制御方法	活性汚泥混合液の定量引抜き	終沈の汚泥界面管理による沈殿汚泥引抜き	終沈の汚泥界面管理による沈殿汚泥引抜き
汚泥返送比	0．5	0．5	0．5
水温 (℃) 第1槽	16.4 - 18	13.4 - 14.4	10.0 - 12.5
水温 (℃) 第10槽	14.3 - 16.6	11.6 - 12.8	7.5 - 9.5

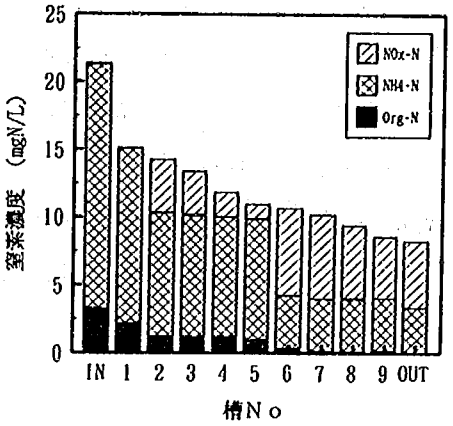
実験条件を表－3.1に示す。実験は比較的短い滞留時間で行い、活性汚泥に対するBOD-SS負荷は、Run-1,2で0.2～0.25kgBOD/kgSS/d、Run-3で0.1kgBOD/kgSS/dであった。実験装置が小型であることから水温が気温の影響を受けやすく、水温は全般に低くなった。水質分析用の試料は、毎回定時にスポットで採取した。

5．3．2　実験結果

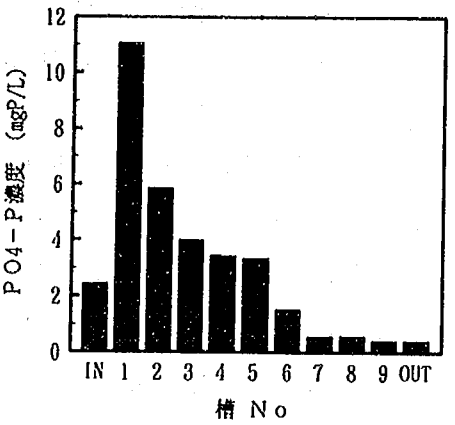
（1）流下方法の水質変化　溶解性CODcr濃度、溶解性窒素濃度、PO_4-P濃度の流下方向の変化を、Run-1について図－3.2～4に示す。溶解性CODcrは、嫌気槽(No.1)において除去可能濃度の約6割が除去された後、第1硝化槽(No.2)において残りのほとんどが除去される。溶解性窒素については、第1・2硝化槽(No.2, No.6)において有機性およびアンモニア性の窒素が硝化され、脱窒槽(No.3-5, No.7-8)において硝酸性窒素が徐々に脱窒される。PO_4-Pは、嫌気槽(No.1)において活性汚泥から多量に放出された後、第1・2硝化槽(No.2, No.6)において主に除去されるが、脱窒槽(No.3-5, No.7-9)における脱窒反応に伴っても除去される。



図－3.2　溶解性CODcr濃度の流下方向変化
（Run－1）



図－3.3　溶解性窒素濃度の流下方向変化
（Run－1）



図－3.4　PO4－P濃度の流下方向変化
（Run－1）

（2）硝化速度　硝化速度に対する水温の影響を図－3.5に示す。硝化速度は水温の低下とともに減少するが、その減少の程度は第1硝化槽の場合に顕著である。これは、第1硝化槽の方が第2硝化槽に比べて有機物負荷が高いことが原因と考えられる。第1硝化槽の硝化速度を大きく保つには、嫌気槽(No.1)での有機物除去だけでは不十分であり、付加的な有機物除去方法が必要である。

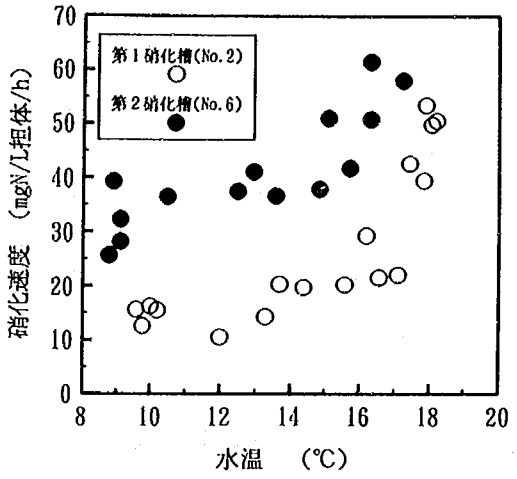
第2硝化槽に対する有機物負荷は極めて小さいため、その硝化速度はある水温下での固定化担体の最大硝化速度と考えることができる。第2硝化槽の硝化速度(K_N)と水温(T)の関係を求めると、

$K_N=K_{N0}\cdot 1.07^{(T-T0)}$　（ただし、K_{N0}, T0は基準となる硝化速度および水温）となった。この温度係数の値は、硝化細菌の増殖速度に関する温度係数の値と同程度かやや小さいものであり、固定化担体の硝化速度は水温の影響を強く受けることがわかる。

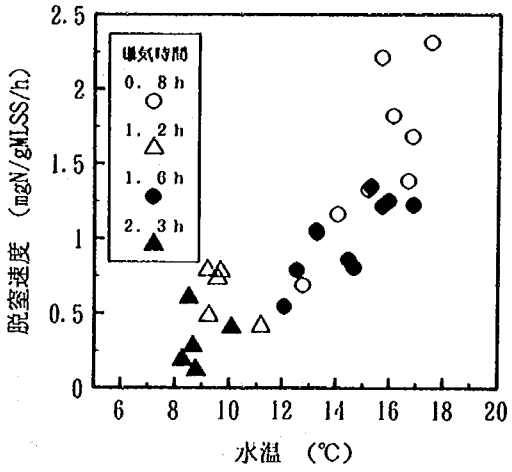
（3）脱窒速度　脱窒速度に対する水温の影響を図－3.6に示す。ただし、図中には、硝化槽流出水中のDOの影響を受けない脱窒槽(No.4, No.8)のデータを示している。水温が15℃以上ではかなり大きな脱窒速度が得られているが、13℃以下では1mgN/gMLSS/hを下回るようになる。脱窒速度に対する累積の曝気時間の影響は、水温が12～16℃ではそれほど大きくないのに対し、水温が16℃以上および10℃以下では、曝気時間の長い方が脱窒速度が低くなる傾向にある。BOD-SS負荷の違いも脱窒速度に影響するものと考えられるが、負荷条件の変更にともない水温も大きく低下したため、BOD-SS負荷の影響は明確ではなかった。累積の脱窒時間の影

響を、連続する２つの槽(No.8とNo.9)の脱窒速度で比べたところ、両者はほぼ等しかったことから、0.5～0.75hほどの脱窒時間の差は脱窒速度に変化をもたらさないと考えられる。DO負荷と脱窒速度の減少量の関係を、No.3とNo.7の脱窒槽について図－3.7に示す。「No.3およびNo.7槽ともその直後の脱窒槽と同じ脱窒速度を能力として持つが、DO負荷のために後段の槽よりも脱窒速度が低下している」との仮定のもとに、脱窒速度の減少量を後段の脱窒速度との差として求めた。図より、DO負荷が高い場合には脱窒速度が大きく減少していることから、脱窒の効率化のためには硝化槽のDO濃度を適度な値に制御する必要がある。

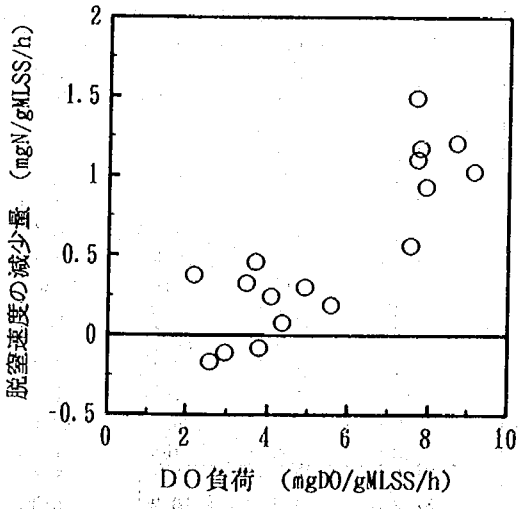
（４）りん除去　本実験では、嫌気HRT:0.5～0.8h、好気HRT:1.6～ 2.3hの条件で処理を行ったが、全期間を通してほぼ良好な生物学的りん除去が行われた。りんの摂取は主に硝化槽で行われ、脱窒槽でも一部が摂取された。脱窒反応に伴うりん摂取量を調べたところ、図－3.8に示すように、脱窒量とりん摂取量との間には比例的関係があり、脱窒量に対するりん摂取量は約0.5mgP/mgNO_3-Nであった。



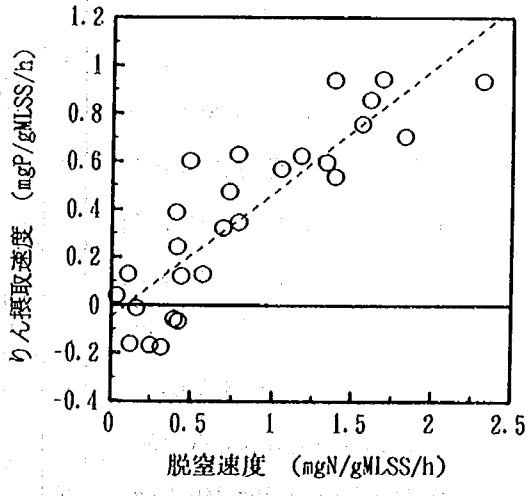
図－3.5　硝化速度に対する水温の影響
（第１・２硝化槽（No.2, No.6））



図－3.6　脱窒速度に対する水温の影響
（No. 4, No. 8）



図－3.7　脱窒速度に対するＤＯ負荷の影響
（No. 3, No. 7）



図－3.8　脱窒速度とりん摂取速度の関係
（No. 4, No. 5）

５．３．３　今後の課題

嫌気-好気法における活性汚泥の有機物除去速度について検討を加え、硝化槽における担体の硝化速度を確

保する方策を検討する必要がある。また、処理水窒素濃度の低下をはかるため、効率的な脱窒方法および脱窒時間を検討する必要がある。

＜参考文献＞

1）宮田ら：固定化微生物の硝化活性に対する有機物負荷および窒素負荷の影響，第２６回水環境学会年会講演集，１９９４

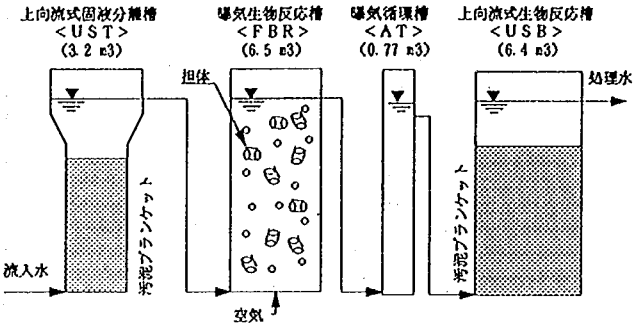
５．４　担体投入曝気槽－上向流式生物反応槽のパイロットプラント実験

本プロセスは、結合固定化担体を投入した曝気槽と２つの上向流式汚泥床から構成され、まず最初の上向流式汚泥床で流入水中のSSを除去した後、曝気槽でBOD除去と硝化を、また、２つめの汚泥床で脱窒を行う処理方式である。曝気槽では担体だけでBOD除去と硝化を行うため、安定的に硝化を行わせるための処理条件の設定が重要である。

昨年度は、低水温期において曝気槽での硝化が悪化し、また、汚泥床の汚泥濃度が上がらず、十分な脱窒率が得られなかった。本年度は、硝化の安定化のための条件と脱窒の効率化について検討した。

５．４．１　実験方法

本実験における処理フローは、図－4.1に示すように、上向流式固液分離槽(UST)→曝気生物反応槽(FBR)→曝気循環槽(AT)→上向流式生物反応槽(USB)から構成される。流入水には生下水を用い、FBRには担体を投入した。FBRの水深は約4.6m,USBの水深は約4.2mである。



図－4.1　処理フロー

実験は表－4.1に示すRUN-1～RUN-5の条件にて行った。RUN-1からRUN-4までは、おもに担体充填率を変化させたときの処理性能を調査した。この時期、担体を新たに添加した場合、担体表面に生物膜が目視で確認できるのに約2週間を要した。RUN-5では低水温期となるため、処理性能が良好なRUN-4の条件で空気流量のみを8→15m³/hに増加し、処理の安定性について調査した。

表-4.1　実験条件および処理性能

		RUN-1	RUN-2	RUN-3	RUN-4	RUN-5
実験条件	期　間	5/1～7/21	7/22～8/22	8/23～9/21	9/22～10/26	10/27～1/24
	経過日数　[日]	1～82	83～114	115～144	145～179	180～269
	流入水量　[m3/h]	1.5	1.5	1.5	1.0	1.0
	USB平均上向流速[m/h]	1.3	1.3	1.3	0.9	0.9
	滞留時間[h]					
	UST	2.1	2.1	2.1	3.2	3.2
	FBR	4.3	4.3	4.3	6.5	6.5
	AT	0.5	0.5	0.5	0.8	0.8
	USB	4.3	4.3	4.3	6.4	6.4
	反応槽合計	8.8	8.8	8.8	13.2	13.2
	FBR担体充填率[%]	9.3	15	15	30	30
	空気流量[m3/h]	8.0	10.5	8.0	8.0	15.0
結果	水温　[℃]	20.2	22.1	23.5	18.9	13.3
	DO(FBR)　[mg/L]	1.4	3.6	2.4	5.9	5.1
	流入水BOD　[mg/L]	175	183	165	153	170
	T-N　[mg/L]	25.6	22	20.5	22.1	26.3
	SS　[mg/L]	142	139	108	100	110
	処理水BOD　[mg/L]	52.2	28.3	16.4	8.4	12.2
	T-N　[mg/L]	27.2	14.4	10.9	6.3	11
	K-N　[mg/L]	27.1	12.9	10.2	4.3	8.8
	NOx-N　[mg/L]	0.1	1.5	0.7	2	2.2
	SS　[mg/L]	34	25.7	5.8	5.9	8.1
	BOD-SS負荷[kg/kg/d]	0.35	0.34	0.42	0.34	0.37
	A-SRT　[日]	1.6～2.8	－	2.9	2.7	4.8～5.0
	T-N除去率　[%]	0	35	47	71	58
	USB発生汚泥量[g/d]	2334	2634	1050	1033	1383

UST,USBの汚泥管理は、汚泥が槽越流部より流出しないように、上澄水液面から汚泥ﾌﾞﾗﾝｹｯﾄ界面までの深さが

50cm以上を保つように、目視により槽底部より引き抜いた。しかし、調査期間中(RUN-1)、汚泥の流出が数回観察された時期もあった。

水質分析は、週１回、各槽の流入・流出水について行った。

また、適宜、担体および汚泥床汚泥について回分での硝化速度および脱窒速度の測定を行った。

５．４．２　実験結果

(1)ＳＳ除去

SS除去の様子を図-4.2に示す。両汚泥床では安定したSS除去が可能であり、USTでは平均で流入SS122mg/Lに対して流出SS50mg/L以下(除去率約60%)、USBでは平均で流入SS 96mg/Lに対して処理水6.4mg/Lであった。なお、FBR_{out}が31,59,151,178日目で100mg/L以上の高濃度を示しているのは、固定化微生物の一時的な剥離に起因するものと考えられる。

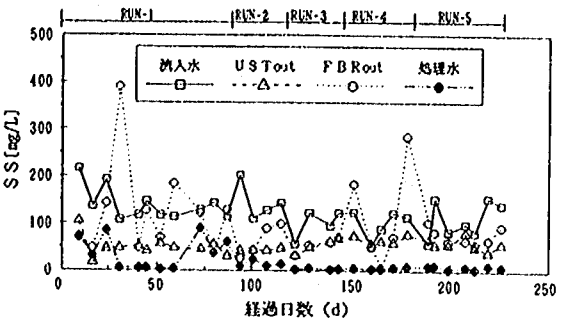


図-4.2　ＳＳの経時変化

(2)ＢＯＤ除去

USTに関しては、流入の平均BOD濃度約170mg/Lに対して流出の平均値が約105mg/Lであり、除去率は約40%であった。

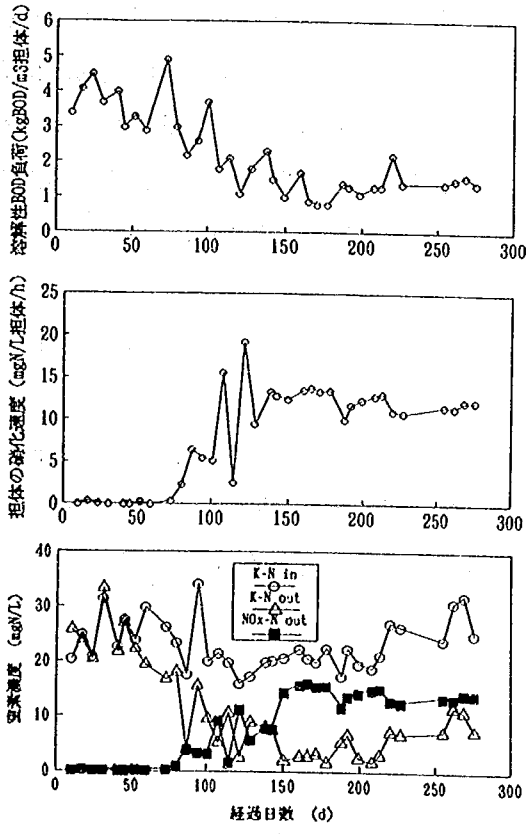
FBRに関しては、Run-1の担体充填率が9.3vol%の場合には、処理水の溶解性BOD濃度が24.6mg/Lと悪かったが、担体充填率を15%以上に増加させたRUN-3～5では、流入の溶解性BOD濃度30～100mg/Lに対して処理水の値が平均6.2mg/Lであり、安定した処理が可能であった。なお、Run-1におけるDO濃度は平均で1.4mg/Lと低くなっていた。

(3)窒素除去

①硝化

曝気槽における窒素濃度と担体の硝化速度、および担体に対する溶解性BOD負荷を図－4.3に示す。流入水中のK-Nは、RUN-1(～82d)ではほとんど硝化されなかったが、Run-2,3(83d～114d)で硝化が進行し、Run-4でほぼ完全硝化となった。Run-5では処理水中にK-Nが残留する結果となったが、担体体積当たりの硝化速度がRun-4に比べて減少していないことから、流入K-N負荷が担体の硝化能力を越えて増加したことが主要因であると考えられる。この期間、回分で測定した硝化速度はRUN-1で0.3mgN/gMLSS/h、RUN-3～5で6mgN/gMLSS/hであった。

担体の硝化速度は溶解性BOD負荷と関係があると考えられ、Run-4,5における硝化速度 12～14mgN/L担体/hを保持するには、溶解性BOD負荷は1.5kgBOD/m3担体/d以下にする必要があると考えられる。なお、活性汚泥が共存し担体に対する有機物負荷が小さい場合には、５．３．３の図－3.5に示したように、



図－4.3　曝気槽における窒素処理およびBOD負荷

Run-4,5の温度範囲で40～60mgN/L担体/hという硝化速度が得られており、本実験ではそれに比べて1/4ほどの大きさであった。

Run-4,5においては、空気流量を２倍近く変化させたが、硝化速度およびDO濃度には顕著な差は見られなかった。適正な曝気量を把握するためにも、担体が添加された曝気槽での酸素供給機構に関してさらに検討する必要がある。

pHに関しては、流入水の平均ｱﾙｶﾘ度200mg/Lに対して、pHは6[-]以上であった。ただし、流入水のT-N濃度が今回実験よりも高い場合には水酸化ﾅﾄﾘｳﾑの添加も必要と考えられる。

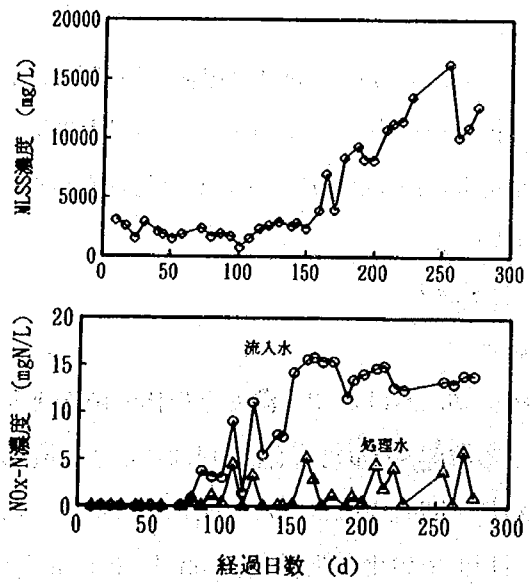
②脱窒

上向流式汚泥床におけるNOx-N濃度およびMLSS濃度を図－4.4に示す。Run-4以降平均で約12mgN/LのNOx-Nが除去され、良好な脱窒を示した。

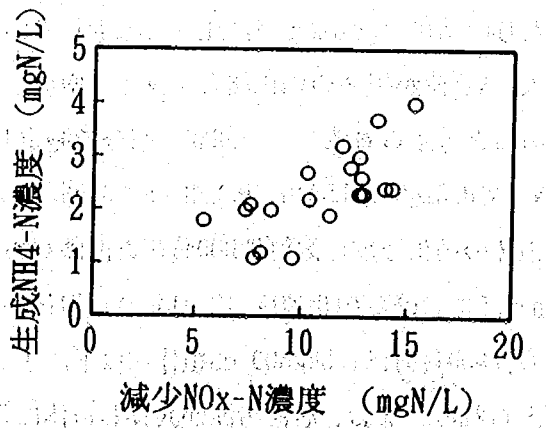
この汚泥床においては、液側には利用可能な有機物がほとんど存在せず、脱窒の有機源は、曝気槽からSSとして供給される固形性の有機物とがなっているが、回分で測定した汚泥の脱窒速度は、Run-1～4では1.28～1.64mgN/gMLSS/h, Run-5の低水温期では0.91～0.94mgN/gMLSS/hであり、固形性の有機物だけを利用する脱窒としては十分な速度を示した。さらに、汚泥濃度は、Run-4に入り硝化が安定してきたころから上昇を始め、最終的には13,000mg/Lほどの高濃度になった。この高濃度の汚泥のため、汚泥床全体としての脱窒速度は大きいものとなった。

ところで、汚泥床においては、曝気槽の空気量を増加させてから5日目(Run-5, 185日目)に径が3～4mm程度で茶褐色の自己造粒汚泥が形成され、本調査終了まで自己造粒状態が維持された。この造粒汚泥のため、汚泥濃度は高濃度に保持され、また、低水温の影響も顕著には現れなかったものと考えられる。自己造粒汚泥の形成過程は、脱窒菌が固形性の有機物に集まり、さらに微好気性細菌のBeggiatoaが脱窒菌同士を結びつけたと推察される。自己造粒汚泥には、硫黄の小粒を有するBeggiatoaが観察され、また、造粒汚泥内部は黒く嫌気性となっていた。

汚泥床における内生脱窒では、図－4.5に示すように、脱窒にともないNH4-Nが生成される。何らかの好気的処理槽が最終処理槽として必要であろう。



図－4.4 上向流式汚泥床における脱窒とMLSS濃度



図－4.5 脱窒に伴うNH4-N生成

6　まとめ

本年度は、円筒形プラスチックの結合固定化担体を用いた４種類の実験を行い、以下の結果を得た。

①活性汚泥が共存する担体処理系においては、活性汚泥の有機物除去速度が大きければ、処理系に対する有機物負荷が大きい場合でも、担体への有機物負荷が軽減され、担体上に硝化細菌が保持される。また、活性汚泥については、SRTが硝化細菌を保持できないように短く管理されていても、担体から剥離する硝化細菌によって、ある程度の硝化速度を示す。

②好気槽に担体を添加した嫌気－無酸素－好気法パイロットプラント実験においては、２槽ある好気槽のうちの第１槽におけるDO濃度管理が、硝化、脱窒、りん除去に関して重要であった。また、適度な余剰汚泥の引き抜きも、りん除去に関して重要であった。

③好気槽に担体を添加した嫌気-好気-無酸素法（循環なし）のベンチスケール実験においては、好気槽の担体の硝化速度は、前段の嫌気槽における有機物除去だけでは十分な値を示さなかった。また、得られたデータから、脱窒速度および担体硝化速度に対する水温の影響が求められた。

④担体投入曝気槽と上向流式生物反応槽からなるパイロットプラントの処理実験においては、硝化のための有機物負荷の上限が求められ、また、自己造粒汚泥形成による良好な脱窒が達成された。

7．下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査

三次処理研究室　室　　長　髙橋正宏
主任研究員　小越眞佐司
研　究　員　石井宏幸

1．はじめに

下水処理場の水処理プロセスの維持管理における問題点の１つは、最終沈殿池における活性汚泥と処理水の固液分離である。従来は、バルキングの原因となる糸状性細菌の増殖抑制のように、主として生物学的な手法により、活性汚泥の沈降性を改善する試みが多くなされてきた。しかし、これらの試みは完全とは言えず、例えバルキングの抑制に成功したとしても、沈殿池設計時に想定した汚泥の沈降性を確保できない場合が多い。また、沈降性の悪化は返送汚泥の濃縮にも悪影響を及ぼし、生物反応タンクにおけるMLSS濃度を容易に濃くすることができない場合があるなど前段の処理プロセスにも影響を与えている。本調査は、沈降性がある程度悪化した汚泥が高い濃度で沈殿池に流入してくる場合に対しても、十分に安定した固液分離機能及び汚泥濃縮機能を確保するための沈殿池の構造および水理学的諸元の改善手法を提示することを目的としている。

2．平成４年度までの調査結果

本調査は平成２年度を初年度として調査を開始したものであり、平成５年度は４年目で最終年度にあたる。前年度までの調査結果の概要は以下の通りである。

2．1　最終沈殿池の実態調査結果

（１）沈殿池内には、計算上の平均流速よりもかなり速い流れが存在し、特に流入部近くから池中央部付近にかけての下層部で、流下方向の速い流れが頻繁に観測された。また、流入部付近の上、中層部で流入部へ戻る逆向きの流れが多くみられた。

（２）池の中央部より下流では、汚泥界面は存在せず、大半の汚泥はホッパー後端に達するまでに沈殿していた。

（３）同時刻における池内水温分布は、0.3～0.5℃の温度差の範囲内で、同一地点の２４時間の変動幅は最大0.5～1℃程度であった。

（４）トレーサー調査の結果、池の中央部までは下層に近い部分に流下方向の流れの速い部分があり、越流堰に近付くにつれて流れの速い部分は上層部に移行する傾向にあることが推定された。

2．2　1/10フルード模型実験による調査結果

（１）最終沈殿池においては、流入水と池内の水との水温差に起因する密度差に比べて、MLSS濃度差に起因する密度差の方が支配的であると考えられた。

（２）２．１の実態調査結果と同様、流入水は池に流入後直ちに下方に向かい、その後は池の下部を通過する密度流となっていた。

（３）池内の汚泥と水は全く独立な挙動をし、大半の汚泥は流入部付近で沈殿するのに対し、水は設計流速の数倍の速度で池の下部を通過した。

（４）池内の水や汚泥の挙動は、流入整流板の構造に影響されなかった。

２．３　活性汚泥フロックの沈降性に関する調査結果

（１）フロックの沈降速度は、0.06～3mm/sの範囲であった。

（２）SVIと活性汚泥フロックの密度との相関性は得られなかった。

３．平成５年度の調査結果

平成５年度は、平成４年度の模型実験結果をふまえ、固液分離機能の高い最終沈殿池の構造等を提示する目的で、実物の1/6ｽｹｰﾙの沈殿池模型を用いて主として中間整流壁の効果と汚泥ホッパー容量の影響を中心に調査を行った。

３．１　実験方法

３．１．１　沈殿池模型の概要

図－１に実験に用いた模型沈殿池の概要を示す（池幅1,030mm、長さ5,000mm、有効水深1,000mm、ホッパー部水深2,000mm）。模型の材質は、周囲が鋼板であり、前面のみアクリルを用いて池内部の観察を可能にしている。また、池底に堆積した汚泥を汚泥ホッパーにかき寄せるため、通常の沈殿地ではチェーンフライト式の汚泥かき寄せ機を備えているが、この方式では池内の流れが複雑になると同時に池内流速測定の障害にもなるため、模型沈殿池では池底に汚泥運搬用のﾍﾞﾙﾄｺﾝﾍﾞｱｰを備えることとした。本実験では、池内の流速及び水温の分布の測定を行っており、流速計、水温計を図－１のように取り付けた。流入水は、茨城県内のＫ処理場の活性汚泥混合液を用いることとし、エアレーションタンク末端から水中汚水ポンプにより模型に送水した。

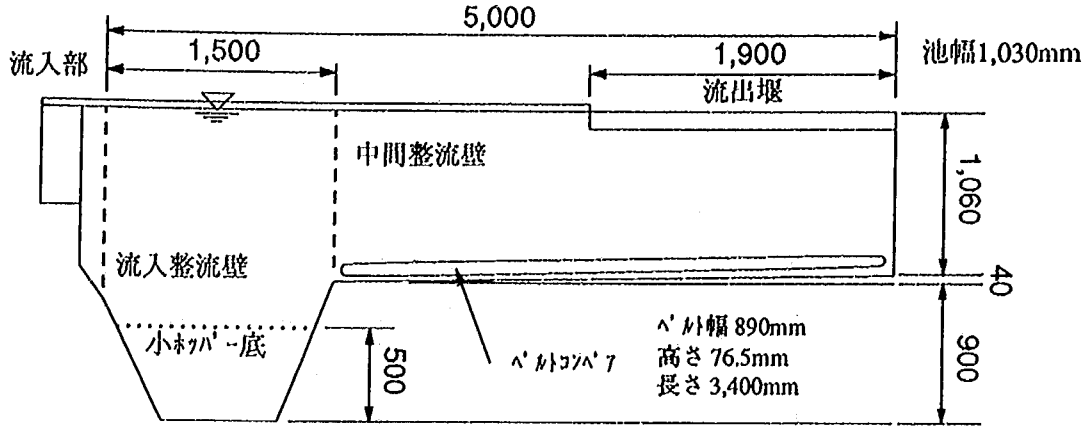
３．１．２　実験条件

実験条件は表１に示すとおりである。模型への活性汚泥混合液流入量を決定するにあたっては、対象とする実物の沈殿池における水面積負荷が30m/d,45m/d,60m/dのそれぞれに対してフルードの相似則を用いて決定した。汚泥ホッパーの容量は、ホッパー部の底面を500mmかさ上げして大小２段階に変えた。また、汚泥ホッパーからの引き抜き量（返送汚泥＋余剰汚泥 に相当）は、流入量に対して35％とした。流入整流壁、中間整流壁についてはそれぞれ図－１に示した４、２タイプのものを用いた。流出堰についても図－１に示す３タイプを用いた。

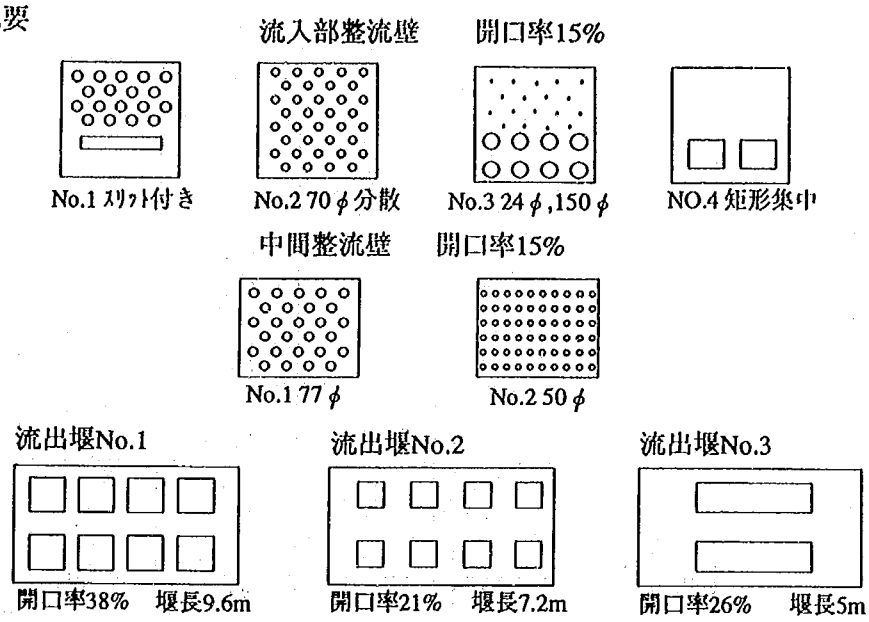
３．１．３　実験方法

本実験における調査項目は、各実験条件における池内の水温分布、流速分布、およびＳＳ分布であり、また池内部の模様をビデオカメラで撮影した。実験の手順は、まずＫ処理場の最終沈殿池上澄み水をあらかじめ模型に湛水した状態で、活性汚泥混合液を模型に流入させた後、１滞留時間経過後に図－１に示した各点における流速を測定し、また、1.5滞留時間経過後に採水器で池内各点の水を採

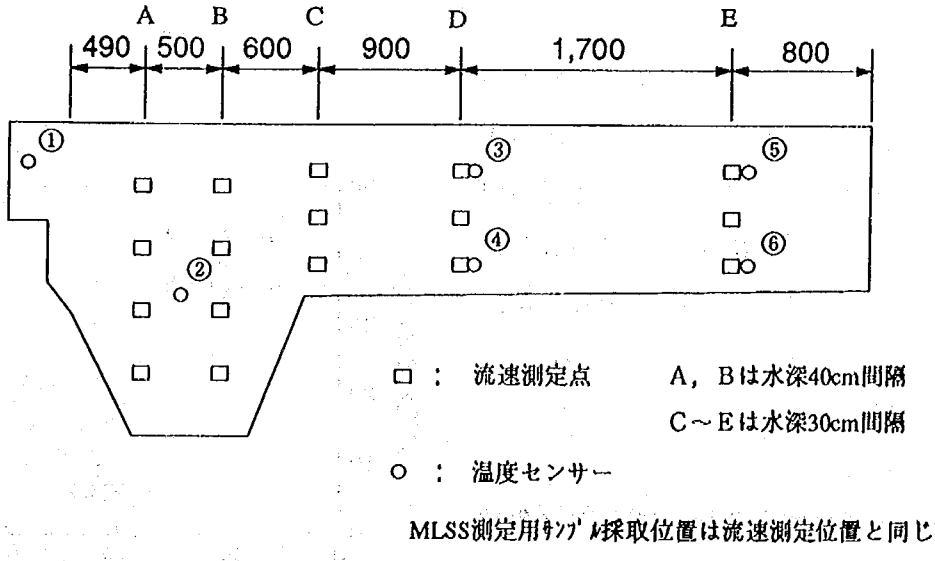
模型の概要



整流壁等の概要



測定点の配置



図－1　沈殿池模型の概要

水した。採水地点は流速測定地点に準じており、上流部分のみA、B地点の中間とした。水温については適時測定した。なお、流速計はA、B地点で（株）東京計測製３次元電磁流速計、C、D、E地点で（株）東京計測製２次元電磁微流速計を用い、水温は白金測温抵抗体をセンサーとして用い、測定した。流入量は活性汚泥混合液供給ポンプ吐出側配管に設置した（株）日本パナメトリクス製超音波流量計を用い、沈殿汚泥の引き抜き量は引き抜きポンプ吐出側配管に設置した（株）横河電機製電磁流量計を用いて測定した。

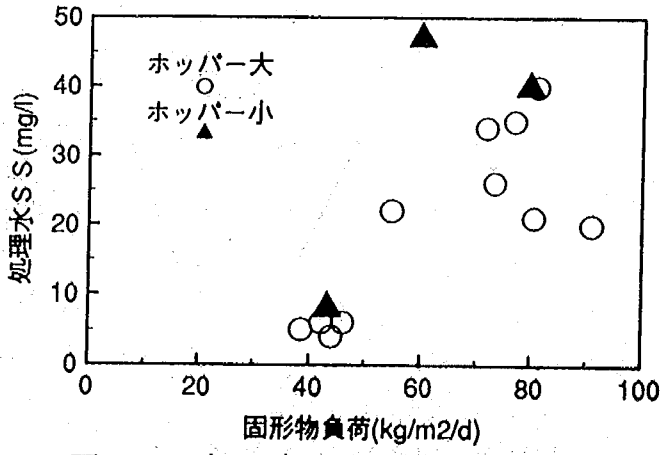
表－１　実験条件

No.	流入量 l／分	汚泥引抜 l／分	ホッパ形状	流入整流壁	中間整流壁	流出堰	ベルト速度 cm/分
1	56.7	19.8	大	No.1	無	No.1	12.2
2	56.7	19.8	大	No.1	無	No.1	24.5
3	56.7	19.8	大	No.1	無	No.1	49.0
4	56.7	19.8	大	No.1	無	No.1	73.5
5	86.7	30.3	大	No.1	無	No.1	12.2
6	115.0	40.3	大	No.1	無	No.1	12.2
7	56.7	19.8	大	No.1	No.1	No.1	12.2
8	86.7	30.3	大	No.1	No.1	No.1	30.0
9	115.0	40.3	大	No.1	No.1	No.1	45.0
10	56.7	19.8	大	No.1	No.2	No.1	12.2
11	86.7	30.3	大	No.1	No.2	No.1	30.0
12	115.0	40.3	大	No.1	No.2	No.1	45.0
13	56.7	19.8	小	No.1	無	No.1	12.2
14	86.7	30.3	小	No.1	無	No.1	30.0
15	115.0	40.3	小	No.1	無	No.1	45.0
16	56.7	19.8	小	No.1	No.1	No.1	12.2
17	86.7	30.3	小	No.1	No.1	No.1	30.0
18	115.0	40.3	小	No.1	No.1	No.1	45.0
19	56.7	19.8	小	No.1	No.2	No.1	12.2
20	86.7	30.3	小	No.1	No.2	No.1	30.0
21	115.0	40.3	小	No.1	No.2	No.1	45.0
22	115.0	40.3	大	No.2	無	No.1	12.2
23	115.0	40.3	大	No.3	無	No.1	45.0
24	115.0	40.3	大	No.4	無	No.1	12.2
25	115.0	40.3	大	No.1	無	No.2	45.0
26	115.0	40.3	大	No.1	無	No.3	45.0
27	68.0	29.1	小	No.1	No.2	No.1	61.0

３．２　実験結果

３．２．１　処理水質

中間整流壁の無い条件おける流入SS負荷（単位面積当たり流入水量と流入水のMLSS濃度との積、kg/m²•d）に対する処理水質(mg/l)を図－２に示す。当然のことであるが、流入SS負荷が高いほど処理



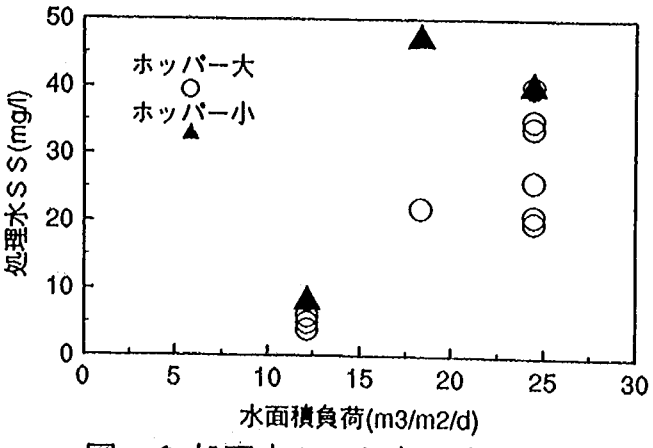
図－２　処理水ＳＳと固形物負荷

水質は悪化している。

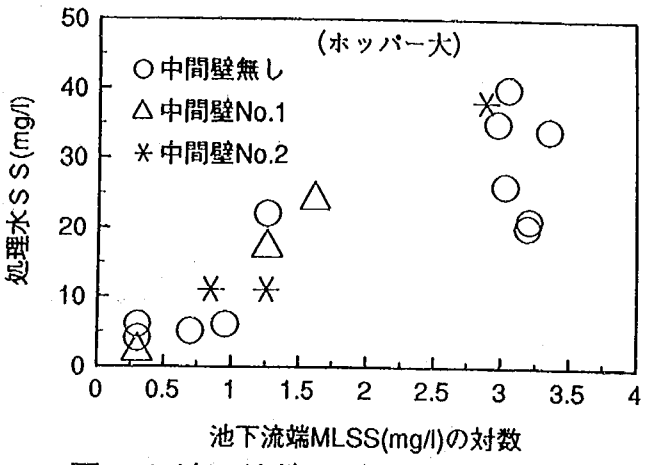
図－３に水面積負荷と処理水質との関係を示すが、流入SS負荷との相関と同様の傾向にあり、良好な処理水質を得るためには流入負荷をある値より小さく設定する必要がある。ちなみに、図－２から判断すれば、模型において安定的に処理水質を10mg/l以下にしようとすれば流入SS負荷を45kg/m²・d程度に抑える必要があるが、これを実物における水面積負荷に換算するとMLSSが2,000mg/lの場合は55m/d、MLSSが3,000mg/lの場合は34m/dに相当する。また、図－２から判断すると汚泥ホッパーの容量の大小による明瞭な相違はみられないが、ホッパー容量の小さい方が流入SS負荷の増加に対する処理水SSの増加の度合いが若干大きいようである。

次にホッパー容積が大きい場合の池下流端の底部（図－１の測定断面Ｅの水深90cmの測点）におけるMLSS濃度と処理水質との関係を図－４に示す。この図から、下流端にまで汚泥が進入すると処理水質が悪化することがわかる。この場合も中間整流壁の有無による相違は認められない。また、図－５に流入SS負荷と池下流端底部におけるMLSS濃度との関係を示すが、やはり流入SS負荷の高いほど下流端にまで汚泥が達しているのがわかる。ホッパー容量の大小による相違は少ないが、同じ負荷条件ならばホッパーの大きい方が汚泥が下流に進みにくく、下流端底部のMLSSは低くなる傾向が認められる。本実験ではホッパーからの汚泥の引き抜き口は１カ所であり、ホッパー内の汚泥が均一に引き抜かれず部分的に汚泥が長時間滞留する死水域を生じた可能性がある。その結果、ホッパーの有効容積が減少して沈殿池流出部への汚泥の進出が増加しため、ホッパー部の水深を大きくして容積を拡大した効果が十分に表れなかったのではないかと思われる。

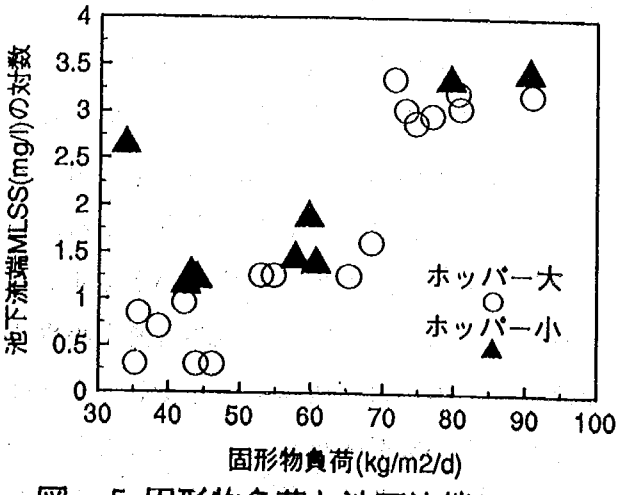
図－６には汚泥運搬用ﾍﾞﾙﾄｺﾝﾍﾞｱｰのかき寄せ速



図－３ 処理水ＳＳと水面積負荷



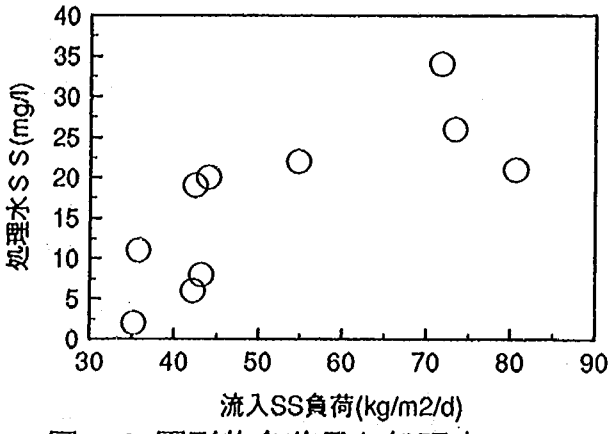
図－４ 池下流端MLSSと処理水SS



図－５ 固形物負荷と池下流端MLSS

度を一定（12.2cm/min）としたときの流入SS負荷と処理水質の関係を示す。コンベアー速度一定の場合には流入SS負荷の増大とともに処理水SS濃度が増加しており、流入SS負荷に応じたコンベアー速度（かき寄せ速度）を決定する必要がある。

さらに今回の実験を補足する意味で、汚泥の沈降性の極めて悪いH処理場（SVIが300～400cm³/g程度）において表－2に示すような条件で追加実験を行った。調査項目はK処理場における実験と同一である。処理水質については、流入SS負荷に差はなかったが、表－3に示すように、中間整流壁がある実験No.3,4のほうが処理水質は良好であった。図－7はホッパー部より下流へ進入するSS負荷と下流端底部におけるMLSS濃度との関係である。ホッパー部より下流へのSS負荷は、ホッパー直下流のC断面の平均SS濃度に流入量から汚泥引抜量を差し引いた日当たりの流量を乗じた値をホッパー部より下流側の池面積で除したものとした。また、図－8には、汚泥引抜率とホッパー部より下流へのSS負荷との関係を示した。図－7、図－8より、池下流端に汚泥が進行しないようにするためにはホッパーより下流へのSS負荷を小さくする必要があり、ホッパーより下流へのSS負荷を小さくするためには、汚泥の引抜率を大きくして、沈降した汚泥を速やかに引き抜く必要のあることがわかる。また、中間整流壁は、汚泥引抜率の小さい条件において、ホッパー部から下流側のSS負荷の削減や



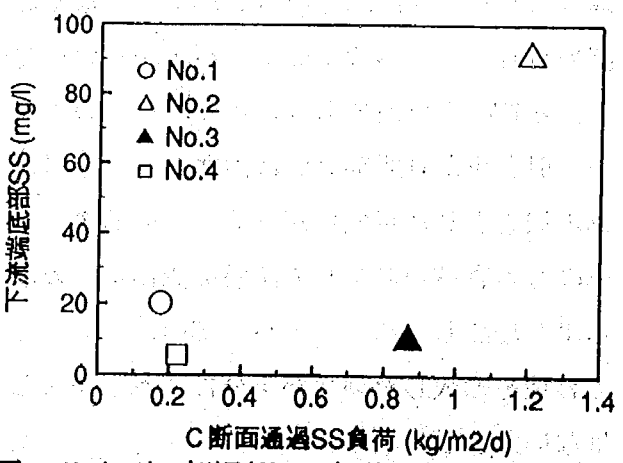
図－6 固形物負荷量と処理水ＳＳ
（かき寄せ速度一定の場合）

表－2　H処理場における実験条件

No.	流入量 l／分	汚泥引抜 l／分	ホッパ形状	流入整流壁	中間整流壁	流出堰
1	60	45	大	No.1	無	No.1
2	60	15	大	No.1	無	No.1
3	60	15	大	No.1	No.1	No.1
4	60	45	大	No.1	No.1	No.1

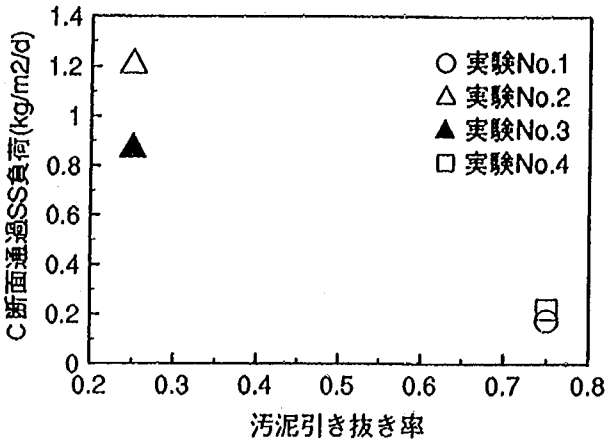
表－3　H処理場における実験結果

実験No.	流入MLSS (mg/l)	流入SS負荷 (kg/m2/d)	処理水SS (mg/l)	引抜汚泥SS (mg/l)
1	2326	40.3	20.0	2598
2	2206	38.2	91.0	5742
3	2300	39.8	10.0	7870
4	1876	32.5	5.7	2382



図－7 ﾎｯﾊﾟｰ部通過SS負荷と下流端底部SS

下流端底部のSS濃度を低下させる点で有効であったと考えられる。

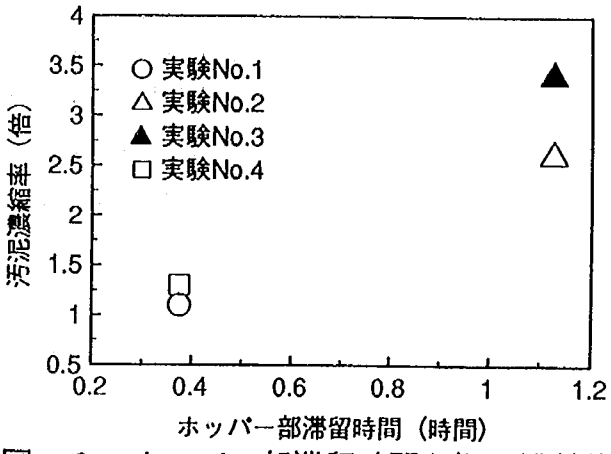


図－8 汚泥引き抜き率とﾎｯﾊﾟｰ部通過SS負荷

3．2．2　汚泥濃縮

3．2．1の①～③で、沈降した汚泥は速やかに引き抜くことが処理水質を向上させるための有効な方法であることが分かったが、一方で最終沈殿池の重要な機能の一つに汚泥の濃縮がある。

図－9に、H処理場での実験におけるホッパー部滞留時間（流入側整流壁の下端と中間整流壁下端を結ぶ線より下側の台形断面の汚泥溜め部分の容積を汚泥引抜流量で除したもの）と汚泥の濃縮率との関係を示した。この図からホッパー部の滞留時間が大きいほど汚泥の濃縮率が高いことが分かる。また、中間整流壁を設けることも有効である。これは、中間整流壁に汚泥が下流側へ進行することを抑止する効果があり、その結果ホッパー上部において汚泥が長く滞留するからであろうと考えられる。



図－9　ホッパー部滞留時間と汚泥濃縮率

従って、汚泥の濃縮を効果的に行うためには、ホッパー部の容量が同じであれば引き抜き量を抑える必要があり、そうすれば逆に処理水質は悪化する。よって、処理水質と汚泥濃縮率を両立させるためには、汚泥ホッパーの容量を大きくすることや、中間整流壁を設けることが有効であると考えられる。

4．まとめ

平成5年度の調査の結果、次のようなことが分かった。

①沈殿池における除去能力は、流入SS負荷（単位面積当たりの流入水量と流入水のMLSS濃度の積、kg/m²•d）が大きくなる程低下する。

②汚泥が沈殿池の下流まで進入すると、処理水へリークするSS量が多くなり、処理水質は悪化する。

③汚泥が下流まで進入するのを防止するためには、汚泥の引抜量を増大させることや、ホッパーの後段に中間整流壁を設けるのが有効である。

④ホッパー部における汚泥の滞留時間が増加すると、汚泥の濃縮倍率は増加する。汚泥ホッパーの容量を増加させ、引抜量の増大に見合った滞留時間を確保すれば引抜汚泥濃度の低下を緩和できる。

従来の沈殿池の諸元は、単に水面積負荷のみで決定されており、固形物負荷の概念が組み込まれていなかったが、本年度の調査により沈殿池の処理水質は流入SS負荷の影響を強く受けることが明らかとなった。従って、良好な処理水質を得るためには、設計の際に水量のみならず、エアレーションタンクの設定MLSSを考慮して流入SS負荷を用いて、沈殿池の諸元、特に汚泥ホッパーの容量を決定する必要がある。また引抜き汚泥の濃縮率も考慮して決定する必要がある。

沈殿池の設計は、池を汚泥濃縮部（ホッパー部）と、ホッパー以降の部分に大きく分けて考える必要があり、流入後直ちに沈殿する大部分の汚泥を、ホッパー内に捕捉し下流に汚泥が進入しないように設計することが重要である。

ホッパーより下流に到達する汚泥は粒子径の小さな沈降しにくいフロックであると考えられるので実態調査で観測された表層部への偏流に乗りやすく、そのため沈殿池から流出するSSも多いと考えられる。このため、従来の水面積負荷に代表される沈殿池理論のみではSSの沈殿池除去効率を予測することは難しい。このような偏流を抑制するため、中間整流壁等による池内の整流が重要と考えられる。

沈殿池の機能は本調査の対象である水理学的機能とＳＶＩ等、汚泥に固有の物性との相関関係によって決定される。本調査では従来のとは異なる視点から沈殿池の水理学的機能を再評価する必要性を提示した。汚泥の物性については処理場毎に異なるため本調査では水理学的機能と組み合わせた評価を行うことはできなかった。今後の課題としては、沈殿池の設計に用いる代表的な汚泥の物性を決定し、それを基に沈殿池の水理学的構造の決定法を明らかにする必要がある。

８．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　髙橋　正宏
研究員　諏訪　　守
奥井　　淳

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、公共用水域の水質に関心が高まっている現在、下水道の普及が大都市から中小都市へ移行しつつあるため、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化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、維持管理面等から困難であると考えられる。

このため本調査は、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実施するものである。

2.　平成４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、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

安価な吸着剤としてコンクリート廃材、貝殻、鉄屑を用いてりん除去実験を行った。コンクリート廃材を熱処理することにより、りん除去量の増加を計れることが確認された。貝殻については、りん除去量が大きいものであったが、鉄屑については期待できるものではなかった。

2.2　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

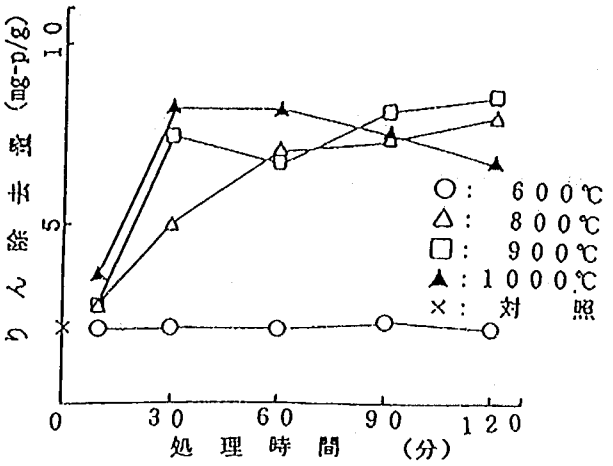
汚泥ため込み運転時の汚泥引き抜きによるMLSSの変動に対して、BOD除去率や硝化能力には影響が現れなかった。しかし、汚泥引き抜き時にはSSのキャリーオーバーや脱窒能力の低下が生じた。窒素除去率の低下に関しては間欠曝気等により脱窒能力の確保によりある程度回避できると考えられた。

3.平成5年度の調査結果

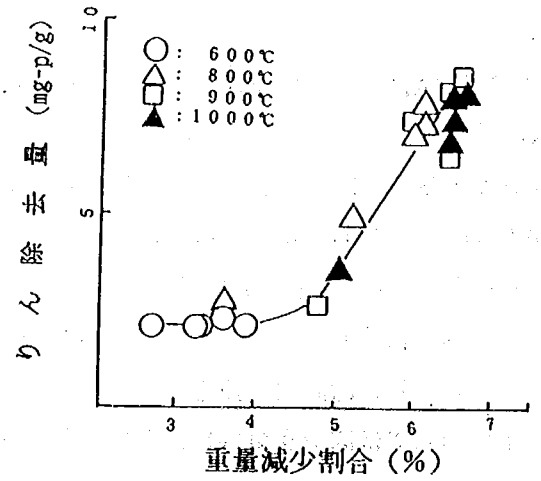
5年度は、前年度に引き続きりん除去に関しては二次処理水を安価な吸着材を用いて高速処理する手法の基礎的調査及びパイロットプラントを作成し破過点等の調査、窒素除去に関してはオキシデーションディッチ等において汚泥管理をできる限り簡素化した硝化・脱窒運転の条件を得るための調査を行った。さらには、小型実験装置を用いて藻類を利用したりん・窒素除去に関する調査も行った。

3.1 コンクリート廃材の熱処理に関する検討

昨年度の実験結果から、コンクリート廃材を熱処理することにより約90倍の吸着能力の増加があった。本検討は、熱処理条件の違いによる除去能力の把握すなわち、最適熱処理条件の確立のために行った。実験に用いたコンクリート廃材は、粒径1～2mmに調整し水洗した後乾燥させ、各条件（対照、600～1000℃の10～120分）ごと熱処理を行ったものである。原水は、蒸留水にりん酸二水素カリウムを溶解し、りん濃度を100mg-p/l、pH7に調整したものを用いた。実験は廃材2gを原水200mlに添加、24時間接触させた後、廃材との混合液をろ過（GF-B）し、りん濃度をモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法により測定した。これと合わせ廃材を各条件で熱処理した後の重量の減少割合を測定するとともに、除去量が最大である廃材の比表面積、成分分析の測定も行った。実験結果を図－1に示す。600℃の熱処理においては、除去りん量は対照とほとんど変わりがなく 吸着材1g当たり約2mg-p/gであり熱処理の効果が現れていない。800℃では処理時間の経過とともに最大7.9mg-p/g、900℃では最大8.6mg-p/g、1000℃においては30分の処理時間で8.1mg-p/gであり、いずれも熱処理の効果が現れている。これは、コンクリート廃材中の炭酸カルシウムが800℃以上の熱処理により二酸化炭素と酸化カルシウムに解離したことによってりん除去量が大きくなったものと考えられる。しかし、1000℃の熱処理では60分以降除去量が減少しており、120分の熱処理で除去量は6.7mg-p/gとなっている。これは、1000℃、60分以上の熱処理ではコンクリート廃材が焼結してしまうことによる、比表面積あるいは、反応部位の減少が原因であると考えられる。図－2に重量減少割合と除去量の関係について示す。これは、除去能力差をある程度、重量減少割合により把握するために行った。この結果から、重量減少割合が5%を境に除去量に大きな差が現れており5%以下では2～3mg-p/gの除去量であるのに対し、それ以上では最大8.6mg-p/gの除去量であった。さらに、1000℃、60分以上の熱処理ではりんの除去量と同様、重量減少割合も若干減少する傾向が見られた。以上の結果より、除去量で最大値の得られた900℃、120分をコンクリート廃材の熱処理条件として用いることとした。



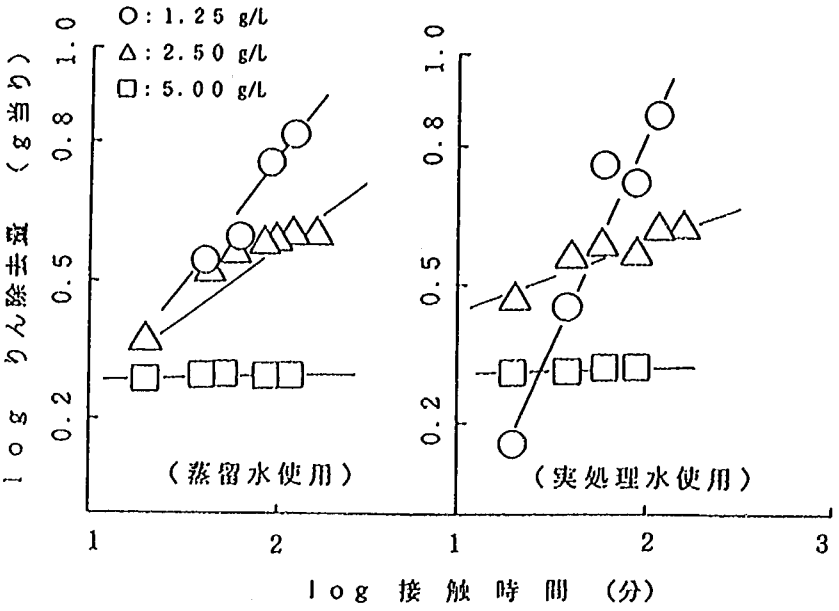
図－1　熱処理条件の違いによるりん除去量



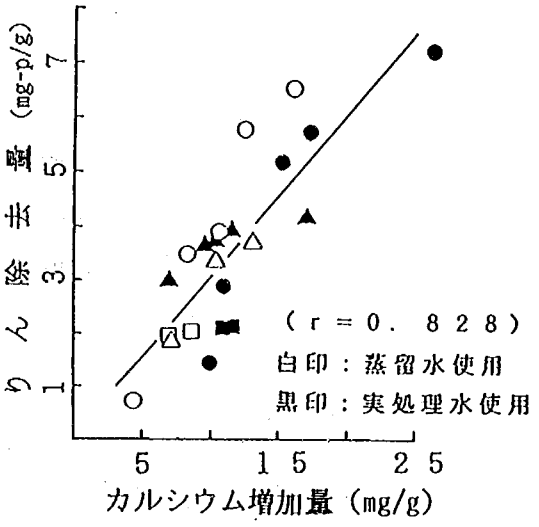
図－2　重量減少割合とりん除去量の関係

3.2 コンクリート廃材のりん除去機構推察実験

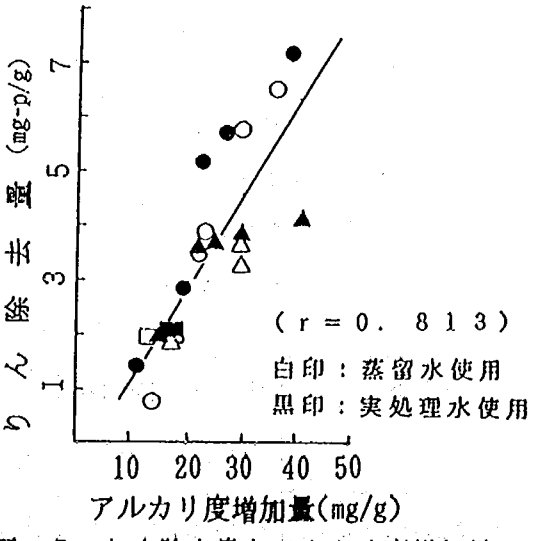
コンクリート廃材によりりん除去を行う場合、その除去機構については吸着、凝集、晶析作用等が考えらる。これらの作用から主要な除去機構を把握するため、回分試験を実施しpH、T-P、D-T-P、アルカリ度、カルシウム濃度の測定を行った。実験方法は500mlの振盪フラスコにりん濃度10mg-p/l、pH 7に調整した蒸留水及び実処理水（2次処理＋砂濾過）400mlを入れ、コンクリート廃材を各々に0.5g、1g、2g添加し、各時間ごと接触させた後、D-T-PについてはGF-B(1.0μm)でろ過したもの、T-Pについてはコンクリート廃材を除いた懸濁液を分析した。コンクリート廃材のりん除去に及ぼす添加量と接触時間の関係を図－3に示す。コンクリート廃材の添加量が少なくなるほど勾配が急になっており、コンクリート廃材を用いたりん除去は、その添加量と接触時間に大きく左右されることがわかる。溶液の違いによるりん除去の影響は現れていない。図－4、5にりん除去量が平衡に達するまでのカルシウム、アルカリ度の増加量とりん除去の関係について示す。コンクリート廃材からのカルシウム増加量が大くなるほどりん除去量も大きくなっている。この時のカルシウムとりんのモル比は平均約2.8、pHは8.3～10.1の範囲内であり、ヒドロキシアパタイトの生成による溶解性りんの除去に十分な条件が整っており、アパタイトの生成が行われていると考えられる。懸濁液に移行したカルシウムがアパタイトの生成能を有することは、アルカリ度の移行量とりん除去量が比例することからも裏づけられる。図－6にりん添加有無による懸濁態と溶解性カルシウムの比を示す。りんを添加しない系は溶解性



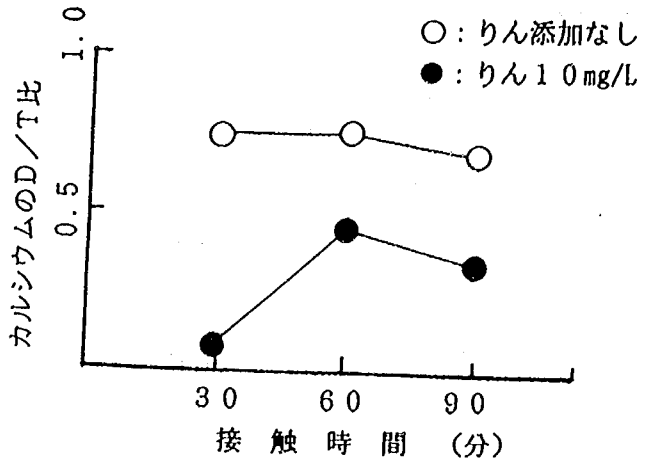
図－3　添加量と接触時間の関係



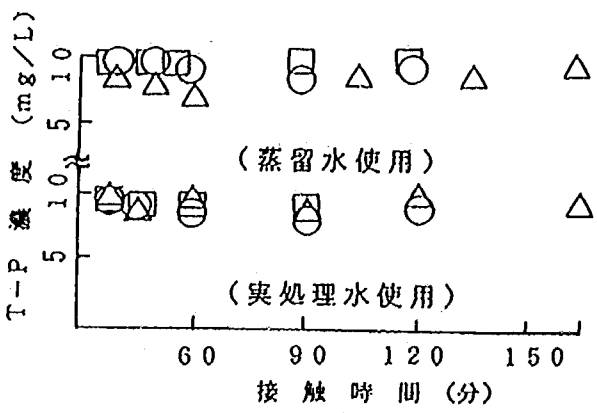
図－4　りん除去量とカルシウム増加量



図－5　りん除去量とアルカリ度増加量



図－６　溶出カルシウムのＴ／Ｄ比

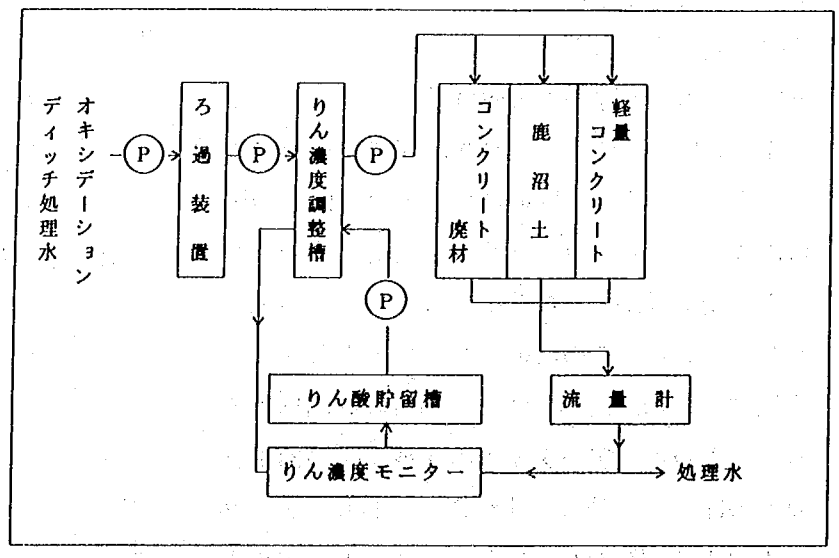


図－７　全りん濃度の推移

の比率が70%以上であるのに対し、りんを添加した系は初期に10%以下、それ以降についても約30～40%となっており溶解性カルシウムの消費が大きくなっている。これはヒドロキシアパタイトの生成による消費であることが考えられる。図－７にT-P濃度の推移について示したが、懸濁水中のT-P濃度は若干低下している程度であることから、コンクリート廃材の吸着、晶析によるりん除去量は小さいものと考えられる。すなわち、コンクリート廃材の添加量と接触時間にりん除去が大きく左右されている要因は、カルシウムやアルカリ度の溶出量の違いであることが確認された。このことから、コンクリート廃材を用いたりん除去手法は「凝集＋ろ過＋吸着（若干量）」というプロセスによりその目的を達成できるのではないかと示唆される。

3.3 パイロットプラントを用いた吸着剤の破過点調査

今年度は、ｋ下水処理場内にパイロットプラントを設置し二次処理水を用いた吸着剤の破過点調査を実施した。パイロットプラントの概略を図－８に、充填した吸着剤の種類及び性状を表－１、室内実験（回分実験）より求めた吸着等温線を図－９に示す。プラントの吸着槽中には各々の吸着剤を0.2m³投入、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

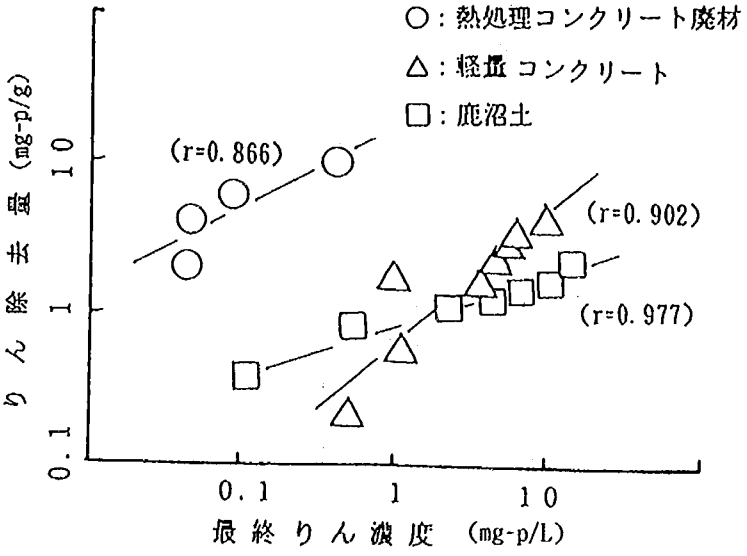


図－８　パイロットプラント概略図

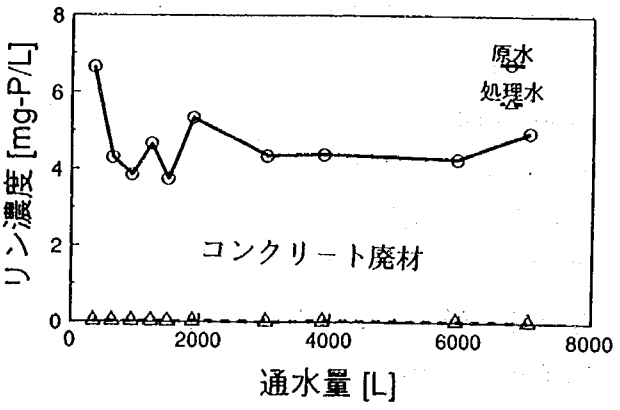
表－１　吸着剤の種類及び性状

成分等／吸着剤	吸着等温回帰式 $K=A\cdot C^{B}$	成分（%） CaO	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MgO	比表面積 (m2/g)
コンクリート廃材(1～5mm)	$K=17.5\times C^{0.56}$	10.75	68.3	9.38	3.71	2.00	1.4
軽量コンクリート(1～5mm)	$K=0.63\times C^{0.86}$	25.08	52.4	3.31	2.10	0.93	28.9
鹿沼土（市販品）	$K=0.82\times C^{0.33}$	2.08	49.5	27.74	3.55	0.46	234.0

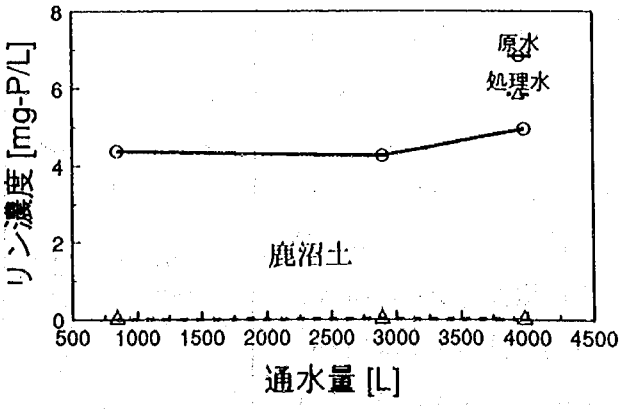
酸を添加、通水量を0.2m³/日に設定し通水した。今回の室内実験により求めた回帰式からりん除去（吸着）量の比較を行うとコンクリート廃材（熱処理後）＞軽量コンクリート＞鹿沼土の順で、平衡濃度を5mg-p/gと仮定した場合各々の推定除去（吸着）量は43.2、2.52、1.38mg-p/gとなっておりコンクリート廃材は他の吸着剤よりも大きいものとなっている。　表－1にコンクリート廃材の成分、比表面積を示したが、比表面積については1.4m²/gと小さい。これは、セメント自体の比表面積が1m²/g以下であることに起因しているものと考えられる。[1]　3.2の実験結果のりん除去量より勘案すると吸着によるりん除去よりも凝集によるものが大きいと考えられる。コンクリート廃材の成分については、二酸化ケイ素の割合が約70%と大部分を占めている。これは、セメント自体の強度が骨材に比べ弱いため、コンクリート廃材を破砕した時に強度の強い骨材がふるい分けで残留したことによるものと考えられる。軽量コンクリートは、酸化カルシウムの割合が25%となっているが、これは成分分析時に熱処理を行っているため、酸化カルシウムとして記しているが、実際はカルシウム水和物、炭酸化物と考えられる。しかし、コンクリート廃材に比べカルシウム成分が多いことから、軽量コンクリートも熱処理を行うことによって、りん除去量の増大が計られると考えられる。　図－10、11、12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テクニコンオートアナライザー分析値である。コンクリート廃材は通水量が6m³を越えた段階においても処理水りん濃度は0.1mg-p/L以下で安定している。全りんの濃度についても図中には記してはいないが同様な結果となっ



図－9　吸着等温線

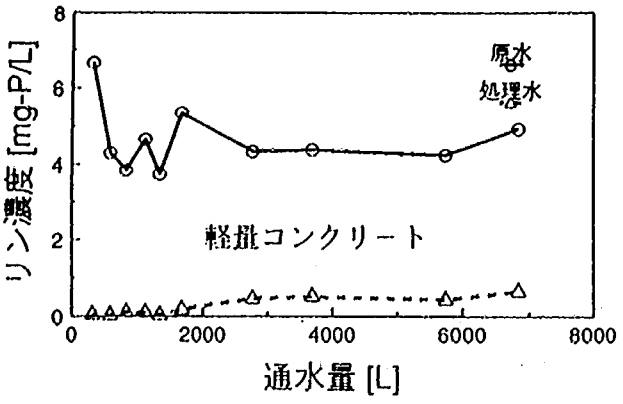


図－10　流入水、処理水のりん濃度の推移



図－11　流入水、処理水のりん濃度の推移

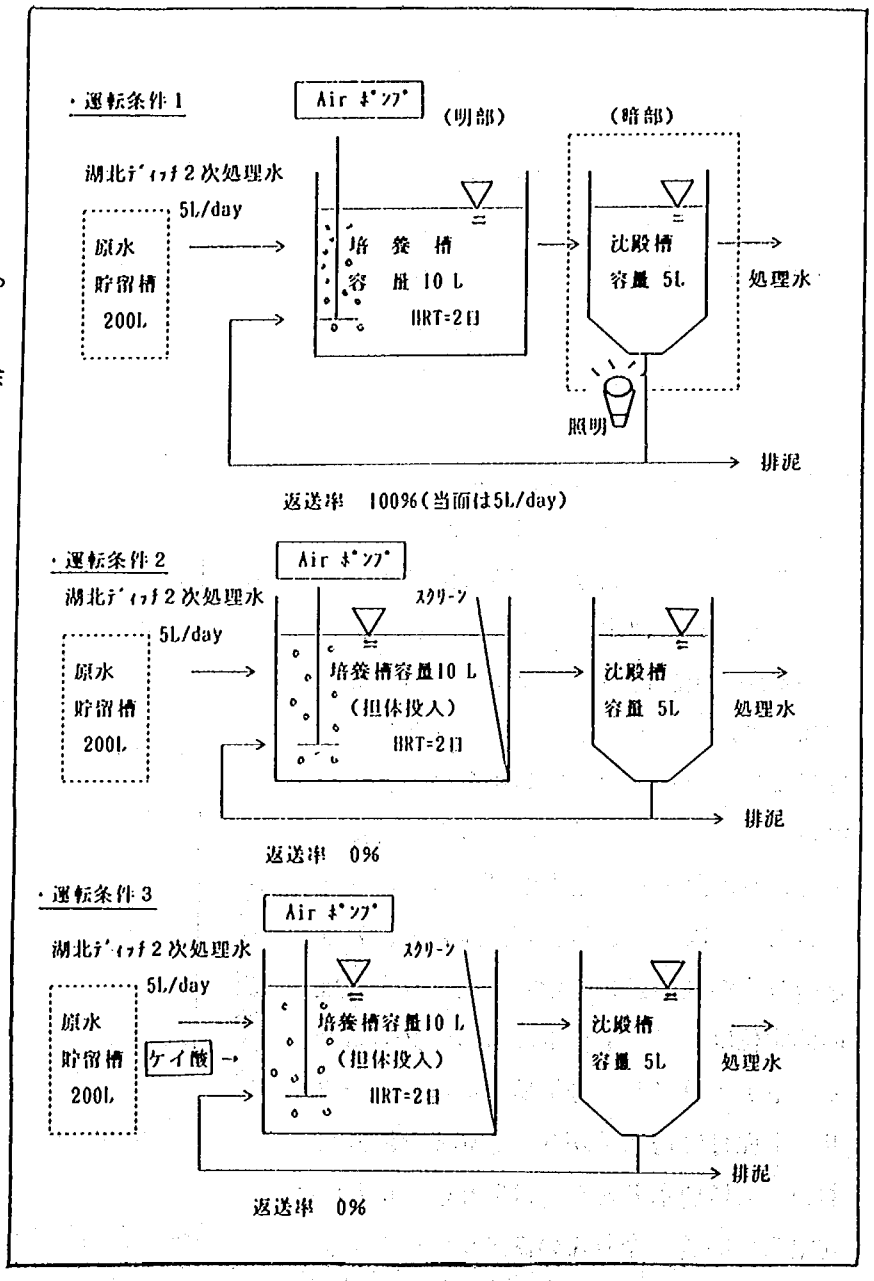
ており、室内実験の結果と違うが、これは生成したヒドロキシアパタイトが吸着槽中でろ過又は晶析作用等により捕捉されているものと考えられる。このため、通水量1,300L目にはコンクリート廃材を充填した吸着槽だけは他の吸着槽と比べ損失水頭が大きくなったため、吸着槽の空気洗浄を行い透水効率の改善を計り通水している。処理水のｐＨについては、通水初期で約13、現時点でも約12と高いためｐＨの低下対策が必要であることから、今後酸性土との併用によるｐＨの中和に関する実験を実施する予定である。鹿沼土については、通水初期のためコンクリート廃材と同様良好な処理結果となっている。軽量コンクリートは通水量が約2.7m³を越えた時点より、りん除去量が90%を下回っている。室内実験で求められた吸着等温線結果より考慮すると破過点に達するまでにはりん除去量が少ないため今後調査を継続し、りん濃度の推移を把握する。



図－12　流入水、処理水のりん濃度の推移

3.4　藻類を利用した窒素・りん除去実験

本実験では、二次処理水の仕上げ処理すなわち栄養塩類の除去を目的に藻類を利用し、その適用性について検討を行うものである。図－13に実験装置及び運転条件の概要を示す。運転条件１では走光性べん毛藻類の*Euglena gracilis* klebs NIES 48を前培養したもの添加、藻類の高密度化を計るために沈殿槽に



図－13　実験装置の概要及び運転条件

明暗部を設定し運転を行った。運転条件２においては、処理水中に存在可能性のある藻類の増殖を期待し運転を行うのとともに増殖した藻類を固定化するために担体を投入した。運転条件３では河川の礫より採取した珪藻類を添加、固定化するために担体を投入し、さらには珪藻類の増殖を促進させるため流入基質にケイ酸の添加を行った。担体は材質がポリエステル製で粒径が3～5mmのものを用い、投入率を15％とした。各条件下とも流入水には、二次処理水を用いているが、運転当初においては藻類の増殖を促進させるため硝酸性窒素を10mg/L、りんを3mg/Lと栄養塩類を高めに設定している。運転日数約30日目の結果を表－２に示す。各条件の槽内のｐＨは8.6～9.1となっており、藻類の光合成作用により上昇しているものと考えられる。硝酸性窒素の除去率は約20～30％、りんについては約20％となっており、藻類利用による栄養塩類除去の可能性が示された。しかし、条件２においてSS量が少ないのにもかかわらず、硝酸性窒素やりんの除去量が他の条件よりも若干良好なことや条件１、２においては有機態窒素濃度が上昇しているのに対し条件３では低下している等、今後運転を継続してこれらの要因を解明するとともに、藻類濃度が未だ低いためさらなる増殖を計り、栄養塩類の除去性能の把握を行う予定である。さらに、栄養塩類摂取に関与していると考えられる藻類の同定及び比増殖速度等の基本的特性の把握も行う予定である。

表－２　運転結果

	原　水	条件１槽　内	条件２槽　内	条件３槽　内	条件１処理水	条件２処理水	条件３処理水
水　温　(℃)	20.8	23.3	21.1	22.4	20.5	19.8	19.9
ｐＨ	7.1	9.1	8.6	9.0	8.9	8.4	8.6
ＳＳ　(mg/ℓ)	0.9	20.0	2.4	29.6	6.3	1.2	1.3
Ｋ－Ｎ (mg/ℓ)	0.95				1.40	1.15	0.69
硝酸性窒素 (mg/ℓ)	9.43				7.23	6.32	6.81
りん濃度 (mg/ℓ)	2.82				2.18	2.16	2.36

3.5　オキシデーションディッチにおける窒素除去

５年度は昨年度に引き続き、オキシデーションディッチにおいて、月に一度の汚泥引き抜きを行う程度で、高い窒素除去率を達成することのできる運転条件を求めるために、汚泥の貯め込み運転時において、高効率な窒素除去を行いうる酸素供給量やＢＯＤ－ＳＳ負荷、Ｋ－Ｎ／ＳＳ負荷の範囲を求めるべく広い負荷範囲で汚泥の硝化・脱窒能力を測定した。

実験施設は平成３、４年度に用いた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。

本年度のオキシデーションディッチパイロットプラントの運転条件は表-3に示す通り、当初エアレ

表－３　運転条件一覧

Run	運転期間	流入水量 (HRT)	曝気装置運転条件　(平均酸素供給能力)*	返送比
1	93.09.01-93.09.27	200m³/日(25.9 h)	(40rpm*20分+20rpm*40分)* 24時間 (2.33kg-O₂/h)	0.75
2	93.09.27-93.10.06	200 (25.9 h)	30 *60 * 24 (2.60)	0.75
3	93.10.06-93.10.15	200 (25.9 h)	(40 *20 + 20 *40) * 24 (2.33)	0.75
4	93.10.15-93.11.01	200 (25.9 h)	(50 *20 + 20 *40) * 24 (3.48)	0.75
5	93.11.01-93.12.02	135 (38.4 h)	(50 *20 + 20 *40) * 24 (3.48)	0.75
6	93.12.02-94.01.07	135 (38.4 h)	(40 *15 + 20 *45) * 24 (1.90)	0.75
7	94.01.07-94.02.07	135 (38.4 h)	(50 *15 + 20 *45) * 24 (2.75)	0.75

*清水時、水温20℃[5]

ータの運転を35rpm（清水時20℃の酸素供給能力＝4.25kg/h）にて行い、その後間欠曝気運転を行い窒素除去能力の推移を調査した。また最終沈殿池からの余剰汚泥の引き抜きは連続的には行わず、ディッチ内のＭＬＳＳがMLSS:5,000mg/L程度に達した際にMLSS:3,000～4,000mg/Lになるまで引き抜く設定とし、実際には作業の関係上約１ヶ月に１度程度引抜きをおこなった。

実験装置流入水は霞ヶ浦浄化センター流入下水であり、実験期間中の平均的な水質を表-4に示す。

表－４　平均的な流入水質

項目	T／D
BOD	145／60 mg/L
SS	140 mg/L
T-N	35／30 mg/L
K-N	35／30 mg/L
NH4-N	25 mg/L
NO3-N	0.3 mg/L

ディッチ内の脱窒速度は、流入水中の窒素から処理水中に流出したものと、余剰汚泥及びディッチ内汚泥の増減として汚泥に転換したものを差し引いた窒素量を脱窒されたものとし、滞留時間で除して脱窒速度とした。硝化速度は脱窒された窒素に処理水中に流出した酸化態窒素を加えて同様に求めた。また、随時回分試験[2]にて硝化、脱窒速度及び活性汚泥の呼吸速度を求めている。

昨年度の調査結果より、汚泥引抜時などにおいて脱窒能力の不足が懸念されており、また汚泥自体の比脱窒速度も充分には高くないため、曝気装置の回転数を多少調整した程度では必要な脱窒能力を確保することは難しいと考えられる。特に巡回監視が主である小規模施設においては幅広いMLSS濃度で高い窒素除去を行えることが必要であり、そのためには汚泥自体の比脱窒速度を高く保つ必要がある。

脱窒能力が不十分である理由として、本ディッチでは、BOD-SS負荷が低いため、もともと汚泥本来の比脱窒速度が低いことに加えて、無酸素条件が不十分であったため汚泥本来の能力が発揮されていない[6]こと、及び連続曝気を行っているため混合液中に溶存酸素が残留しており、硝化・内生脱窒法に比べて脱窒速度が小さい、低ＤＯ条件における好気性脱窒[7]が生じている可能性が考えられた。

汚泥の比脱窒速度の向上と明確な無酸素状態の形成のため、曝気装置の間欠運転を行った。間欠曝気によって好気時間を短くすると、好気状態におけるBOD-SS負荷を高くすることができ、汚泥の比脱窒速度を高く保つことが可能となると考えられる。平成４年度は、曝気装置の回転数を35rpmと一定にして、MLSSを3,000～5,000mg/Lに変化させた運転を行い、その結果処理水に硝酸性窒素が残留する結果となった[2]。本年度、Run1の以前（９３年４月～８月）に同じ35rpmで、MLSSを4,000±300mg/L（週２回程度汚泥の引き抜きを行う）、水理学的滞留時間２６時間にコントロールしたところ処理水中の全窒素を安定して5mg/L以下にすることができた。精密な管理を行うことによって、本ディッチは高い窒素除去能を示すことが確認されたため、再びMLSS濃度を変動させ、各種の曝気条件で窒素処理の経緯を調査した。

図-14～15に実験期間中のBOD、窒素の処理経過をMLSSの変化とともに示した。また、図－16に窒素除去率の経過を示した。ディッチの水理学的滞留時間が26時間であったRun1～Run４においては25rpmで連続ばっ気を行っていたRun２を除いてBODについては十分除去されていたが、窒素の除去は不十分であり、その原因はＫ－Ｎが処理水に残留したことによる。本ディッチの曝気装置の酸素供給能はそれぞれのRunにおいて表-3に示したとおりである。

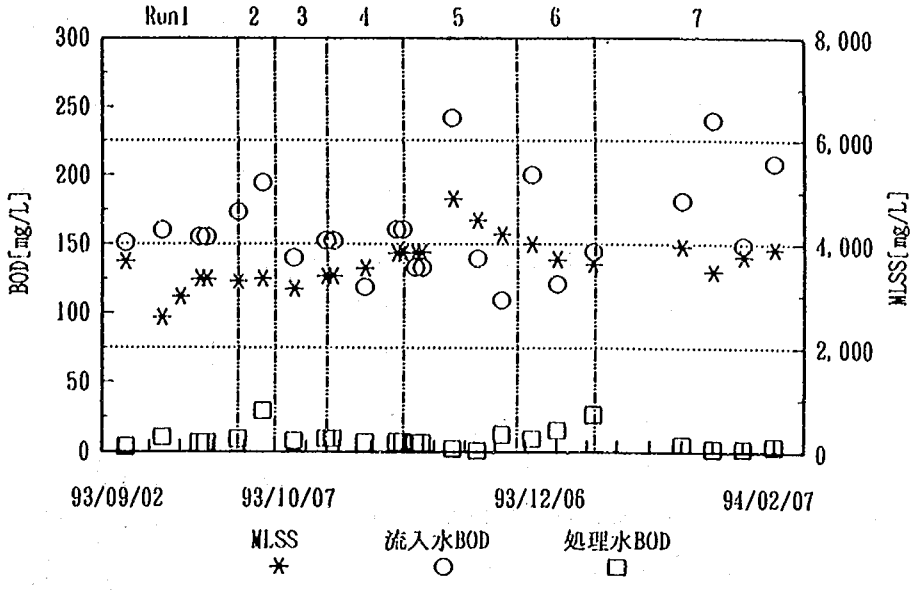
各Runにおいて活性汚泥の呼吸速度を下水試験法に従って測定し一日あたりの酸素呼吸量に換算した結果、および式(1)によって測定日の負荷から酸素消費速度を求めた結果を、曝気装置の酸素供給量とともに図－17に示す。

$$r_r = 0.6 \times (S_{r\text{-}BOD} - S_{d\text{-}NOx}) + 4.75 \times S_{r\text{-}DKN} + 0.05 \times MLSS \cdots\cdots\cdots (1)$$

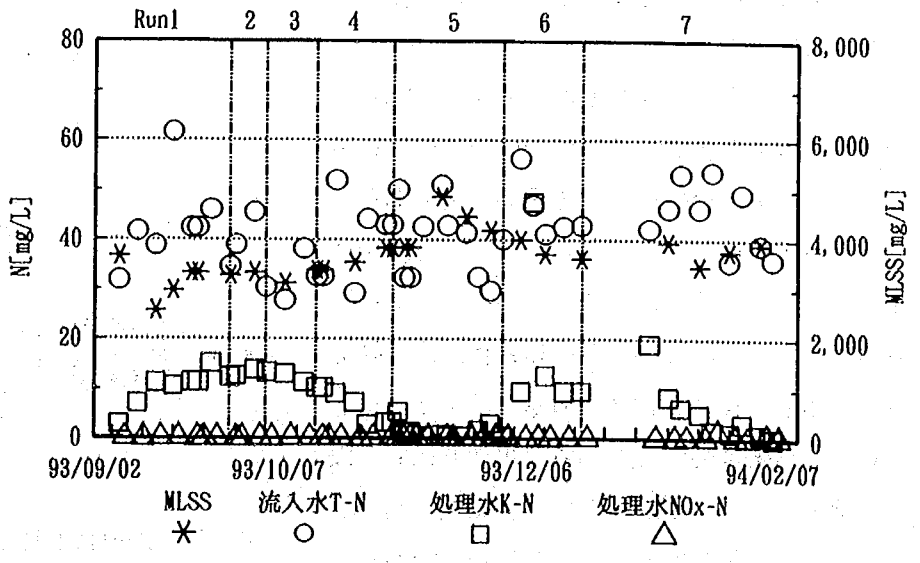
ここに

r_r	:酸素呼吸量	(kg-O_2/日)
$S_{r\text{-}BOD}$	:除去BOD	(")
$S_{d\text{-}NOx}$	:脱窒下酸化態窒素量	(")
$S_{r\text{-}DKN}$	:硝化したK－N量	(")

Run3においては、供給量と負荷量計算より求めた消費量がほぼ釣り合っているが、実測した呼吸量はその２倍近くを示しており、供給量が長期間不足しディッチ内溶存酸素(DO)が低かったため、汚泥中に有機物が蓄積しており、呼吸速度の測定時に十分な酸素が供給されたため、見かけ上大きな呼吸量を示していると考えられる。Run4においては供給量が負荷量よりの計算値を上回っているが、依然呼吸量は高いレベルにある。ただし、これは図－16のRun4でアンモニアの残留が徐々に減少して行く様子からうかがえるように、活性汚泥が徐々に酸素不足から脱している途中の状態を示すものであろう。



図－14　MLSSとBODの関係

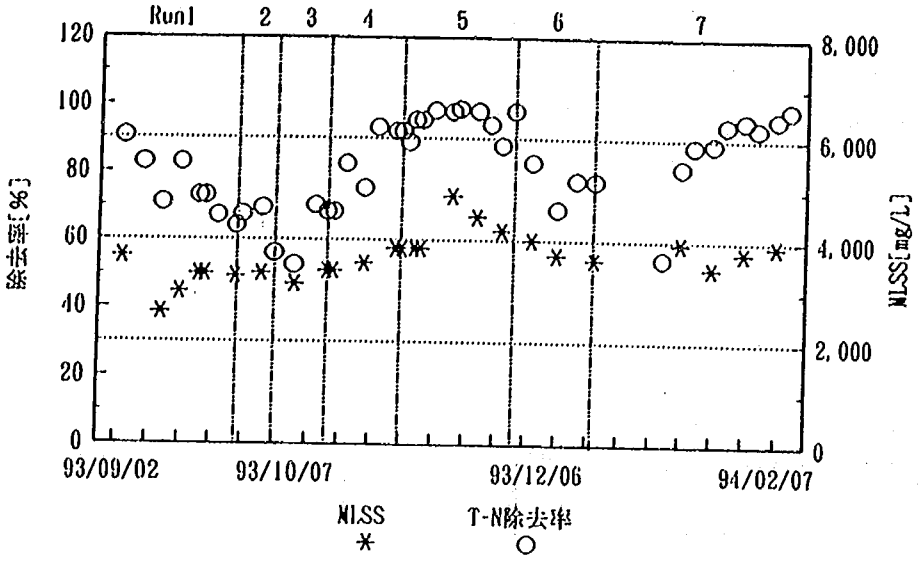


図－15　MLSSと各態窒素の関係

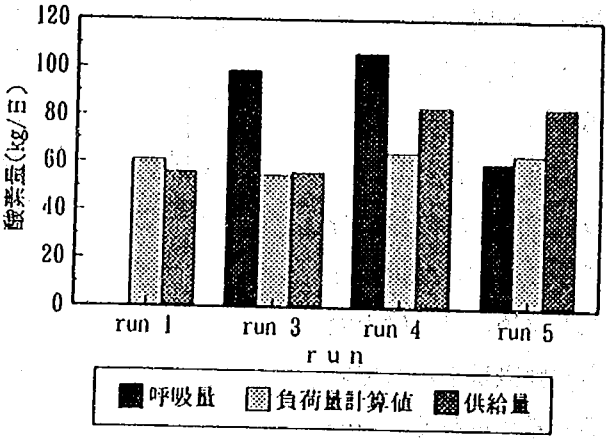
Run5においては実測された呼吸量が酸素供給量を下回っており、十分な酸素が供給され続けていることを示している。

各Runにおいて、流入、流出の各態窒素、余剰汚泥、ディッチ内汚泥の増減分中に含まれる窒素を測定し、窒素の収支を求めた。脱窒された窒素は収支計算で不明となった分である。Run1の例を図－18に示す。各Runにおける窒素の収支を表－5に示す。Run1～Run3までは処理水中に25～35%のK-Nが残留している。酸化態窒素はほとんど存在せず、硝化された窒素は脱窒されている。Run4では、酸素供給量の増加によってK-Nの残留が減少しており、滞留時間を38時間とした、十分な酸素を供給したRun5、7では良好な硝化、脱窒が観測された。ただし、Run6では酸素供給量の不足のため、K-Nの残留が再びみられる。このように、平成５年度は４年度とは逆に硝化が律速となるケースが多かった。

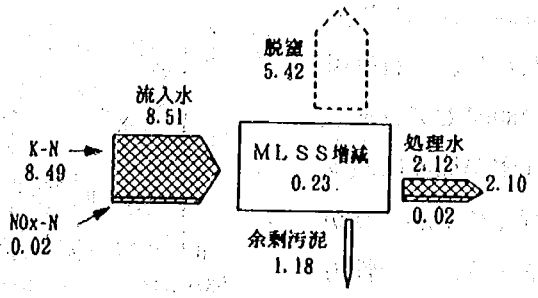
図－19に平成５年度運転期間中のNH_4-N/SS負荷と比硝化速度の関係を示す。図中の四角は溶存酸素濃度に制限のない回分試験で求めた値であり、丸はディッチ内にて脱窒された窒素と処理水中に流出した窒素が硝化された窒素であるとして物質収支をとり、単位時間当たりの比硝化速度に換算した値である。また、白抜きのものはディッチを連続曝気した条件の汚泥であり、黒塗りは間欠曝気したものである。本実験では連続曝気と高速、低速の間欠曝気を各Runについて設定しており、低速曝気時においてはディッチ内の溶存酸素はほ



図－16　MLSSとT-N除去率の関係



図－17　酸素の収支



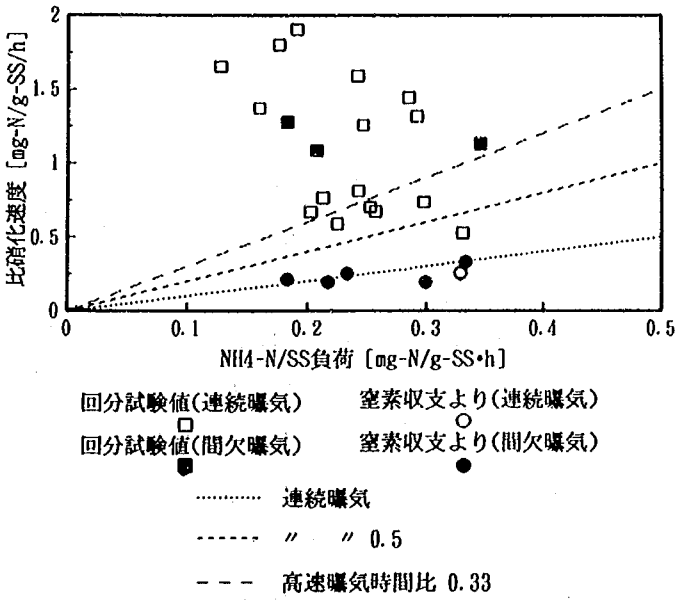
図－18　Run1における窒素[kg/d]の物質収支

表－5　窒素の収支

単位：kg/d, ()内%

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
		Kj-N	NOx-N	ディッチ内の増減	余剰汚泥	
1	8.51 (100)	2.10 (24.7)	0.02 (0.2)	0.23 (-2.7)	1.18 (13.9)	5.44 (63.9)
2	7.66 (100)	2.65 (34.6)	0.02 (0.3)	0.09 (-1.2)	0.69 (9.0)	4.39 (57.3)
3	6.57 (100)	2.30 (35.0)	0.03 (0.5)	0.43 (6.5)	0.71 (10.8)	3.10 (47.2)
4	7.91 (100)	0.85 (10.7)	0.01 (0.1)	0.37 (4.7)	1.27 (16.1)	5.41 (68.4)
5	5.14 (100)	0.17 (3.3)	0.02 (0.4)	0.19 (3.7)	0.27 (5.3)	4.49 (87.3)
6	6.21 (100)	1.39 (22.4)	0.01 (0.2)	0.32 (-5.2)	1.44 (23.2)	3.69 (59.4)
7	6.24 (100)	0.52 (8.3)	0.04 (0.6)	0.02 (-0.3)	0.79 (12.7)	4.91 (78.7)

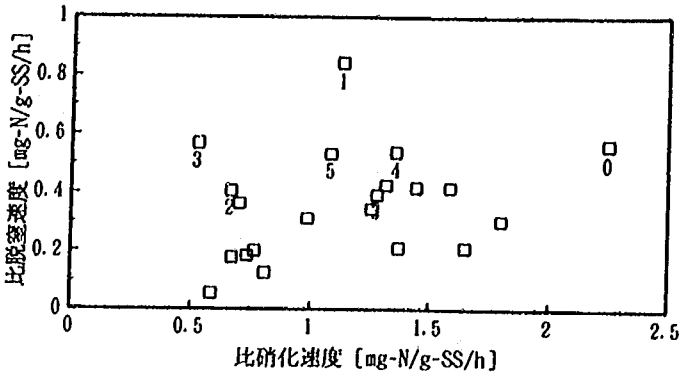
ぼゼロであった。このため、硝化菌の増殖は連続曝気時、又は高速曝気時のみに起こると仮定した場合、SSあたりのアンモニア負荷を完全に硝化できる比硝化速度は図中の点線に示したとおりとなる。図の点線において、連続曝気時にはNH_4-N/SS負荷と比硝化速度は等しくなり、高速曝気の時間比が小さくなるほど、完全硝化に必要な比硝化速度は高くなることがわかる。しかし、図から明らかなようにディッチ内の窒素収支より求めた比硝化速度は、間欠曝気時にも連続曝気の想定線上に存在している。このときの硝化率は表-4に示すように流入全窒素に対して50～90%であり、Run2、3とRun6で低いものの他のRunでは十分な硝化が行われている。間欠曝気運転時の回分試験の硝化速度をみるといずれも高速曝気時間比0.33の線の上方にあり、高速曝気時に十分な溶存酸素が存在するなら、低速曝気時に硝化が進行しなくともそれを補う高い硝化速度が得られることを示している。また、連続曝気運転時に採った、回分試験の硝化速度はいずれも必要な硝化速度を上回っていた。このことより、硝化を十分に行うためには連続曝気、間欠曝気いずれにしても全体として必要な酸素量を供給すればよいことがわかる。



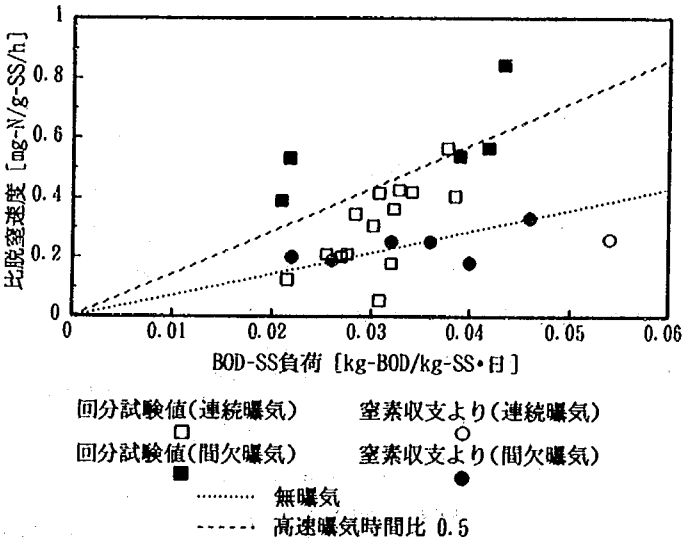
図－19　NH_4-N/SS負荷とKNの関係

回分試験で求めた、比硝化速度と比脱窒速度の関係を示したものが図－20である。図中のプロットしてある数字はRunNo.を示し、数字を打っていないものは平成４年度、連続運転で脱窒に問題があっ

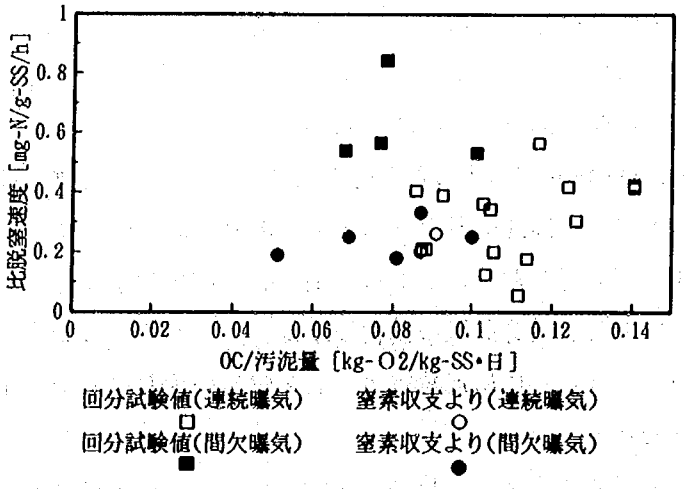
たときのデータで、0は各Run以前にの連続曝気運転を行っていた時の良好な硝化脱窒が行われたデータである。滞留時間が２６時間の時の、平均的なNH_4-SS負荷は0.2～0.3mg-N/g-SS/hであり、連続曝気運転時の脱窒速度はかろうじてこの範囲に入っているものが多い。しかし、溶存酸素が存在する状態では、脱窒速度はこの回分試験の値より小さくなると考えられ、そのために硝酸性窒素の残留が起こったものである。Run0においては、回分試験で求められた硝化、脱窒速度とも大きな値となっており、汚泥の管理が精密に行われる場合には、連続曝気運転時でも硝化脱窒の同時進行が行えることを裏付けている。Run1～5は2を除き間欠曝気運転であり、連続曝気運転に比較して高い脱窒速度を示している。図－21は図－19と同様の整理で、比脱窒速度とBOD-SS負荷の関係を示したものである。図中の点線はBODとNH_4-Nの比が、表－4の代表的な値を取るとして、BOD-SS負荷をNH_4-N/SS負荷に読み替えた場合、脱窒が低速曝気時または無曝気のみ起こるとして、流入した全アンモニアが酸化された硝酸性窒素を脱窒するために必要な脱窒速度である。この場合も、間欠曝気運転時、窒素収支より求めた比脱窒速度は、全ての時間で脱窒が起こると仮定した線上に乗っている。回分試験で求めた間欠曝気運転時の脱窒速度は、窒素収支から求めたそれよりも高い値を示し、低速運転時により高速の脱窒が行われていることがうかがえる。回分試験における連続運転時と、間欠運転時の脱窒速度を比べると、間欠運転時の方が高い値を示している。



図－20　比硝化速度と比脱窒速度の関係



図－21　BOD-SS負荷とKDNの関係



図－22　供給酸素量とKDNの関係

図－22は、単位汚泥に供給された酸素量と、比脱窒速度の関係を示している。ここでも、図－19と同様の整理を行っている。BOD-SS負荷がそれほど大きく違わない場合、単位汚泥に供給される酸素量が多いほど、汚泥の自己酸化が進行し、脱窒速度は小さくなるのではと思えたが、BOD-SS負荷もかなり変動したため明確な傾向は得られなかった。ただし図－22より、間欠曝気を行うことによって、比脱窒速度が上昇していることが示された。これは、溶存酸素が不足する時間帯には、汚泥の内生呼吸が制限され、その結果汚泥内に保持される有機物量が増えるためかもしれない。

生物学的窒素除去を確実に行うためには硝化と脱窒の両方を確実に進めなくてはならない。オキシデーションディッチでは、精密な汚泥管理を行わずに両者のバランスをとることが難しい。オキシデーションディッチは、水理学的滞留時間が長く、ＭＬＳＳも高濃度であるため、ＢＯＤ－ＳＳ負荷が低く、比脱窒速度が小さい傾向にある。一方、硝化速度には余裕があることが多い。今年度の調査では酸素供給量を制限して、実質的なBOD-SS負荷をある程度高く維持する事によって、全体の脱窒速度を向上させることができた。

また、汚泥引抜時に生じる窒素除去率の低下に関しては間欠曝気等による脱窒能力の確保によって、ある程度回避することができたが、水理学的滞留時間を長くとることによって、より広い範囲で安定した窒素除去が行われた。

4. 本年度の調査結果

本年度は、安価な吸着剤を用いたりん除去に関する基礎的検討及びパイロットプラントを製作し吸着剤の破過点調査と藻類利用による栄養塩類除去実験を行った。オキシデーションディッチを用いた窒素除去では、脱窒速度の向上に重点を置いた調査を行った。調査結果を以下に示す。

①コンクリート廃材の熱処理条件は、900℃、120分でりん除去量の最大値が得られた。さらに、熱処理による重量減少割合が5％を境として、りん除去量に大きな差が現れた。

②コンクリート廃材によるりん除去の機構は、吸着により凝集作用が卓越していると考えられる。

③パイロットプラントによる破過点調査は現時点において、コンクリート廃材、鹿沼土とも良好な結果となっているが、軽量コンクリートについては、若干処理水のりん濃度が上昇してきている。

④藻類を利用することにより、二次処理水中の栄養塩類除去の可能性が示された。

⑤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。

参考文献

1)山田、有泉編：セメントとコンクリートの知識、pp. 19, 鹿島出版会(1976)

2)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", 土木研究所資料No. 3215, pp. 185-194(1993)

3)ﾊﾞｲｵﾃｸﾉﾛｼﾞｰを活用した新排水処理ｼｽﾃﾑの開発報告書（下水道編）、建設省、平成3年2月

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, pp. 165-172(1992)

5)土木研究所下水道部："昭和55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. 1705，pp. 65-74(1980)
6)松尾知矩監訳："水質環境工学 －下水の処理、処分・再利用－"，pp. 510-531，技報堂(1993)
7)森山克美，北村武之，鷲山和男，北村裕一：土木学会 第４５回学術講演会講演概要集，第２部，pp. 1060-1061(1990)

９．焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査

汚泥研究室　室　長　渡部　春樹
研究員　白石　隆
研究員　松原　誠

１．調査の目的と必要性

下水汚泥の建設資材利用に関しては、近年数々の調査、研究が行われている。建設省においても下水汚泥焼却灰及び下水汚泥溶融スラグの持つ物理的・化学的な特性を調査するとともに、既存の建設資材との比較を行い、種々の利用用途についての品質の評価方法、及び利用方法について検討を行ってきた。

しかしながら、いくつかの用途については、有効利用時の品質のばらつき、利用時の規格・基準の未整備及びコスト等の問題から実用化が遅れている。そこで、各利用用途に適した焼却灰及び溶融スラグの品質を判定する手法を確立するとともに各種用途に適した焼却・溶融プロセスの開発を目的として本調査を実施するものである。

２．平成４年度までの調査結果

① 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査の結果、焼成品の圧縮強度は、焼却灰単体、ＰＶＡ添加品とも普通インターロッキングブロックの規格値を十分に満足しており、強度的には利用可能であることがわかった。また、焼成時の体積収縮率には、成形圧力、昇温速度、及び焼成温度での保持時間が影響することがわかった。

② 溶融スラグの冷却方法に関する調査の結果、実規模の溶融炉においても冷却方法を改善することで、良質の路盤材、コンクリート骨材を製造することが可能であることがわかった。また、路盤材の強度やまだ固まらないコンクリートの性状には骨材の粒度及び形状が影響することから、溶融スラグの破砕方法の選定が重要となることがわかった。

③ 溶融スラグの強度特性に関する調査の結果、溶融スラグの利用時の強度にはカルシウム、ケイ素、アルミニウムを中心とした成分が影響し、その組成によって強度が異なることがわかった。また、強度発現の顕著となる組成は、SiO_2が30%、CaOが50～60%であった。また、SiO_2が60%、CaOが20%のものでも強度発現が顕著であった。

④ 溶融スラグの着色化に関する調査の結果、良質な黒色及び白色結晶化スラグを製造するためには、SiO_2-Al_2O_3-CaO三成分の成分比率が重要であり、成分調整→還元溶融→沈降分離→結晶化のフローにより着色結晶化スラグの製造が可能であることがわかった。また、結晶化促進のための核形成材溶融方法について検討した。

3．平成５年度の調査

3．1　調査の概要

平成５年度に行った調査の概要を示す。

(1)溶融スラグの強度特性に関する調査

急冷スラグの利用時の品質判定方法、及び、品質改善方法を確立することを目的として、高分子系スラグの化学成分組成と強度との関係について調査を行った。

(2)着色スラグの製造技術と品質に関する調査

白色スラグ及び黒色スラグの品質向上のために、これまで得られた知見をもとに高品質な着色スラグの製造技術についての検討を行った。

(3)溶融スラグの製造実態調査

全国８ヶ所での溶融スラグの製造実態についてアンケート調査を行い、スラグ品質とあわせてとりまとめを行った。

3．2　溶融スラグの強度特性に関する調査

3.2.1　調査目的

溶融スラグの有効利用時の品質管理は、利用量や用途の拡大の面から重要な課題である。現在、汚泥成分と溶融特性の関係については、いくつかの研究がなされているが、成分と溶融方法まで含めた有効利用時のスラグの品質についての調査は希少である。本調査は、汚泥の化学成分組成とスラグの強度との関係を明らかにし、利用時のスラグの品質判定方法、及び品質改善方法を確立することを目的として実施するものである。５年度は、高分子系スラグについて調査を行った。

表３．２－１　試料の化学成分組成

（％）

試料名 / 分析項目	A	B	C	D
強熱減量	1.5	1.5	<0.1	6.3
SiO_2	36.1	36.6	28.4	24.6
CaO	2.33	2.92	4.98	21.12
MgO	2.37	2.10	3.28	2.31
Fe_2O_3	7.30	4.73	6.56	3.57
Na_2O	2.65	1.61	2.79	4.24
K_2O	3.55	2.37	2.58	2.63
P_2O_5	5.92	11.85	10.01	1.44
Al_2O_3	18.72	16.72	18.13	15.53
SO_3	0.62	0.45	<0.01	0.33
合　計	81.06	80.85	76.73	82.07

3.2.2　実験方法

表3.2-1に化学成分組成を示す４種類の試料について、表3.2-2中に示す、結晶化判定試験、強度試験を行い、スラグの成分と品質特性に関する検討を行った。

表３．２－２　試験項目

項　目	試験名	試験方法
結晶化の判定	X線回折試験	X線分析計
強度試験	モルタル圧縮強度試験	H２年度報告書参照
	すりへり減量試験	H２年度報告書参照

試料A，Bは高分子焼却灰で、Cは空冷スラグである。また、DはS市の都市ゴミ焼却灰である。これらの試料を表3.2-3に示す塩基度及び混合条件で十分に調整し、アルミナ製るつぼ（容積100mℓ）に取り、実験用電気炉（炉内実容積64ℓ）により溶融した。スラグは、溶融温度は1,300～1,400℃で30～60分間保持後に電気炉から取り出し空気中で急冷した。

表3．2－3　塩基度調整条件

試　料	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
A	未調整	0.3	0.4	0.6	0.9
B	未調整	0.3	0.4	0.6	0.9
C	未調整	0.3	0.4	0.6	0.9
A＋D	(10)	(20)	(30)	(50)	(70)

（ ）内は、Dの混入率（%）：D／(A＋D)×100

3.2.3　実験結果

図3.2-1～4に高分子系焼却灰、溶融スラグ、及びゴミ焼却灰を用いて製造した急冷スラグの三成分比率とモルタル圧縮強度の関係を示す。ただし、圧縮強度の値は、養生日数14日のもので28日の値の85%であるとして、28日強度となるように計算して求めたものである。

スラグA，B，Cの場合、ともに成分調整したものでは、未調整のもの（各スラグとも図中のCaO含有率の低いもの）と比べ同等かそれ以上の強度であった。とくに、A，Bでは、SiO_2が50～60%の時に、CaOが10～20%の範囲のもので強度発現が比較的大きいものとなった。このことを4年度の結果とあわせて考えると、塩基度の低い範囲のものでも前述の塩基度の高い範囲のものと同様に強度発現が見られることがわかった。これは、非晶質なシリカがコンクリートのアルカリ分と反応して起こる[1]と言われているアルカリ骨材反応に起因していると思われる。

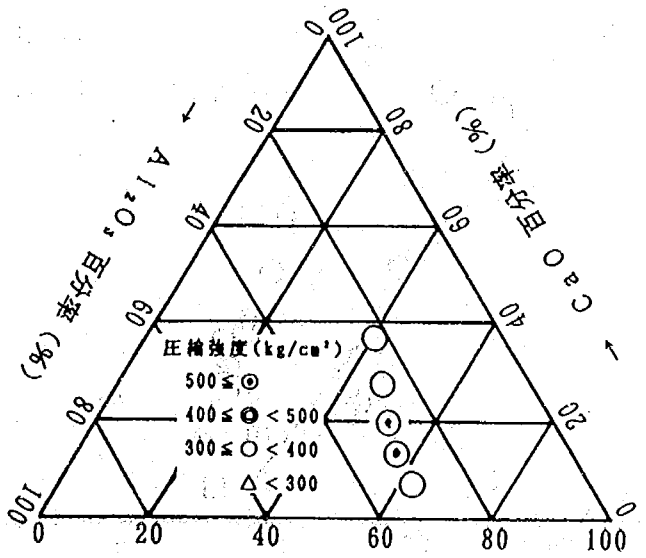


図3．2-1　三成分比率と圧縮強度の関係（急冷スラグA）

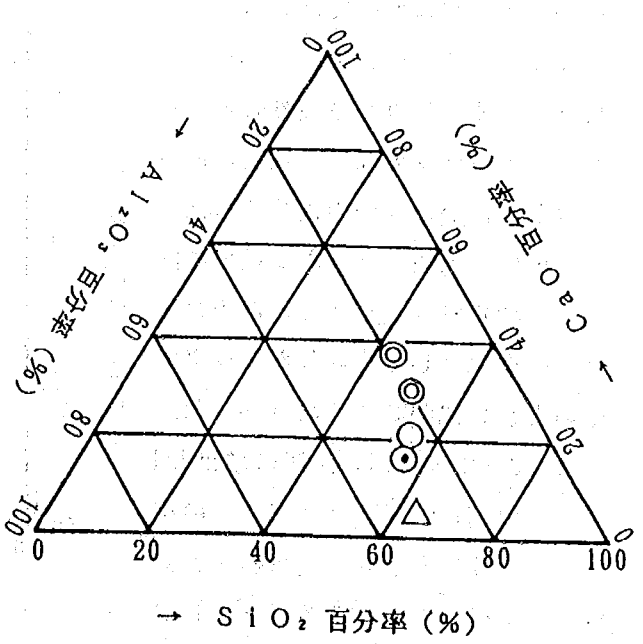


図3．2-2　三成分比率と圧縮強度の関係（急冷スラグB）

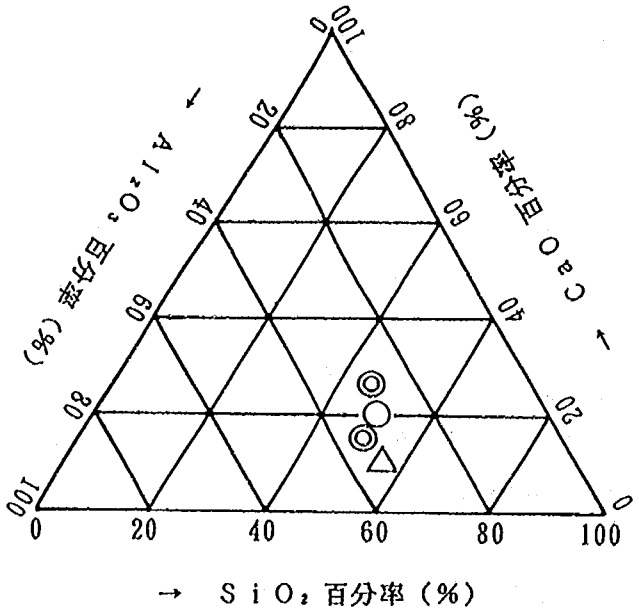


図３．２－３　三成分比率と圧縮強度の関係
（急冷スラグＣ）

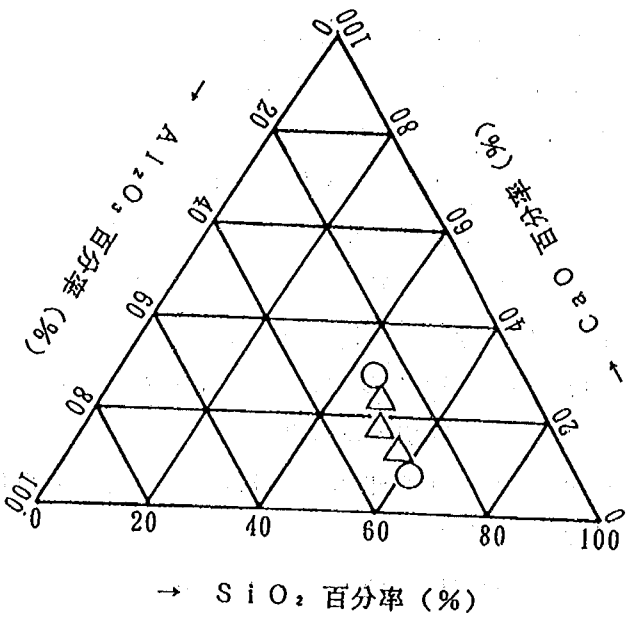


図３．２－４　三成分比率と圧縮強度の関係
（急冷スラグＡ＋Ｄ）

これに対し、下水汚泥と都市ゴミの焼却灰を混合して作成したスラグＡ＋Ｄでは、スラグＡ単独の場合と比べても全体的に強度が劣る傾向であった。この理由としては、成分組成の違いというよりは、Ｄの場合強熱減量が６％と他と比べて大きかったことから溶融時にこの未燃物がガス化し発泡するなどして、スラグの品質に悪影響を与えたものと考えられる。

図3.2-5に、スラグのすりへり減量モルタル圧縮強度の関係を示す。

４年度までの報告で、スラグの抵抗性を表す、すりへり減量の値とモルタル圧縮強度の間には相関はみられなかったが、今回の高分子系スラグを用いた実験では、ある程度の関係が確認された。しかし、都市ゴミ焼却灰を混合して作成したスラグではあまり相関が認められなかった。

表3.2-4にＸ線回折試験の結果として、$CaAl_2Si_2O_8$（アノサイト）の相対ピーク強度を示す。この結果と強度との関係がうかがえる。Ａ、Ｂでは、それぞれRUN2, 3、RUN3, 4でアノサイトの結晶の生成が比較的顕著

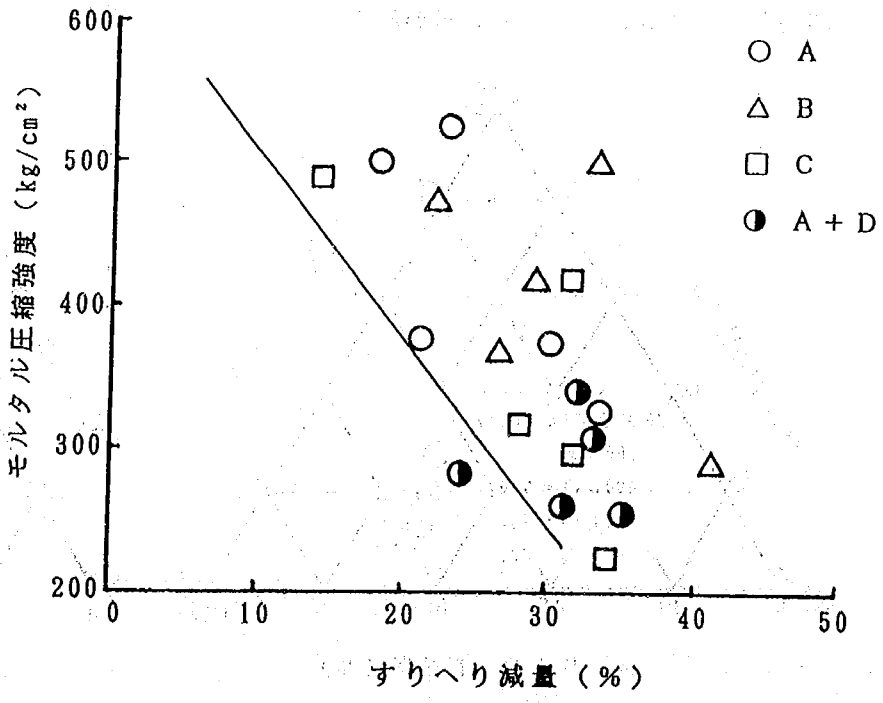


図３．２－５　すりへり減量と圧縮強度の関係

である。また、Cの場合には、RUN2でアノサイトの結晶生成が見られた。これを前出のすりへり減量、圧縮強度試験の結果と照らし合わせると、AのRUN2, 3のように圧縮強度やすりへり減量の強度も大きくなっていた。この傾向は、Cにおいても見られたことから、スラグの抵抗性や利用時の強度には、アノサイトなどの特定の結晶物質が関与していることがわかる。しかし、Aに都市ごみ焼却灰のDを混合したスラグでは、アノサイトの生成が認められなかった。これは、都市ごみ中の成分組成に原因があるものと考えられる。

表3．2－4　アノサイトの相対ピーク強度

試　料	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
A	－	＋	＋	(＋)	－
B	(＋)	(＋)	＋	＋	(＋)
C	(＋)	＋	(＋)	(＋)	－
A＋D	－	－	－	－	－

相対強度：＋強い　＋弱い　(＋)非常に弱い　－不検出

3．3　着色スラグの製造技術と品質に関する調査

3.3.1　調査目的

スラグの有効利用用途としては、路盤材、コンクリート骨材等への利用が進められている。しかしながら、今後、より安定的な利用を進めるためには、利用用途の多様化、高付加価値化を図ることが重要と考えられている。そこで、本調査においては、スラグ着色化に着目し、着色化に影響を及ぼす因子を抽出し、着色結晶化スラグの製造方法について検討を行ってきた。

しかしながら、実際に製造された着色スラグの品質には、従来の結晶化スラグに比べてひらきがあり、これの改善が必要と考えられる。

そこで、5年度は、白色スラグ及び黒色スラグの品質向上を目的として、製造されるスラグについての品質特性試験を行いながら、溶融－冷却過程における製造方法について検討したものである。

3.3.2　実験方法

(1)黒色化実験

原料となる焼却灰は、T市A処理場より発生した高分子系焼却灰（焼却灰A）で、化学成分組成は表3.3-1に示すとおりである。

試料は、粒径50μm以下に粉砕し、所定の成分組成に調整した後、電気炉を用いて溶融－結晶化を行い、スラグを作成した。各条件により作

表3．3－1　試料の化学成分組成

(%)

化学成分	焼却灰A	焼却灰B
SiO_2	42.82	23.56
Al_2O_3	16.54	15.06
Fe_2O_3	5.94	0.20
CaO	9.89	46.44
MgO	2.61	9.72
P_2O_5	17.63	0.95

表3．3－2　黒色実験条件

ケース	3成分比率	結晶成長条件	核形成条件	清澄剤
RUN－1	SiO_2 Al_2O_3 CaO 44：22：34	1150℃×1HR	無し	無添加
RUN－2	50：20：30	〃	〃	〃
RUN－3	40：20：40	〃	〃	〃
RUN－4	44：22：34	〃	〃	Sb_2O_3
RUN－5	〃	〃	700℃×1HR	無添加
RUN－6	〃	〃	800℃×1HR	〃

成されたスラグについて、目視とX線回折試験により結晶化の度合い、及びマイクロビッカス硬度を測定し強度特性を調査した。

実験条件を表3.3-2に示す。三成分比率は、3年度までの実験で最適とされたSiO_2：Al_2O_3：CaO＝44：22：34近くで3条件で、清澄剤（Sb_2O_3 5％外添加）の有無についても検討した。また、核形成条件と結晶成長条件は図3.3-1に示す部分の保持時間について検討したものである。

(2)白色化実験

原料として用いた汚泥は、K市K処理場より発生した水砕スラグである。表3.3-1に水砕スラグ（焼却灰B）の化学成分組成を示す。K処理場の溶融炉は、アーク式であり還元雰囲気で溶融するために鉄、リン等が下層のメタル層へ分離する。そのために、スラグの組成としては、Fe_2O_3が0.2％、P_2O_5が0.95％となっている。

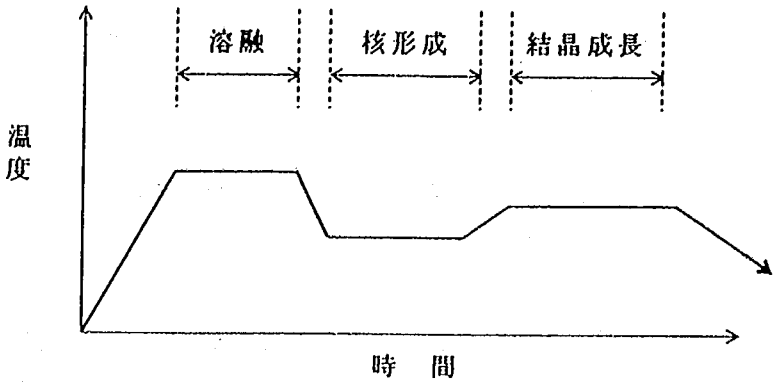


図3．3－1　溶融温度曲線

この試料を黒色化実験と同様に溶融－結晶化し、結晶化度合い及び強度特性を調べた。実験条件を表3.3-3に示す。表中の促進剤とは、窯業分野で結晶化を促進する効果のあるといわれているもので、4年度の実験で用いたものと同様のものである。

(3)黒色及び白色スラグの物性試験

上の黒色化実験及び白色化実験によって得られた最適な溶融条件をもとに溶融を行い、結晶化平板を作製し、それの物性についての試験を行い、品質について検討を行った。

表3．3－3　白色化実験条件

ケース	3成分比率	結晶成長条件	核形成条件	促進剤
RUN－7	SiO_2 Al_2O_3 CaO 44：22：34	1150℃×1HR	無し	無添加
RUN－8	50：20：30	〃	〃	〃
RUN－9	40：20：40	〃	〃	〃
RUN－10	44：22：34	1150℃×3HR	〃	〃
RUN－11	50：20：30	〃	〃	〃
RUN－12	40：20：40	〃	〃	〃
RUN－13	〃	〃	〃	Na_2O
RUN－14	〃	〃	〃	TiO_2
RUN－15	〃	〃	〃	CaO
RUN－16	〃	〃	〃	Nb_2O_5
RUN－17	〃	〃	700℃×1HR	無添加
RUN－18	〃	〃	800℃×1HR	〃

3.3.3 実験結果

(1)黒色化実験

実験結果を表3.3-4に示す。

3成分比率としては、RUN－1のSiO_2：Al_2O_3：CaO＝44：22：34のものが結晶化度、硬度ともに良好であった。また、RUN－4の清澄剤を添加したものが、無添加のRUN－1に比べ黒色の結晶を生成していた。それは、清澄剤（Sb_2O_3）の添加により溶融時の流動性が増し、発泡減少が抑制されたために、目視による判定では、良好な黒色を示したものと考えられる。核形成条件は800℃で行ったRUN－6が、ほとんど黒色結晶化したことから良好であった。

表3．3－4　黒色実験結果

ケース	目視判定	結晶化度	硬度 (kg/mm²)
RUN－1	茶黒色結晶	A	578
RUN－2	黒色一部結晶	C	580
RUN－3	茶黒色結晶	B	554
RUN－4	黒色結晶	B	582
RUN－5	茶黒色結晶	B	573
RUN－6	黒色結晶 一部茶黒色結晶	B	596

結晶化度
A：よく結晶化している、B：半分以上結晶化している
C：あまり結晶化していない、D：ガラス質

(2)白色化実験

実験結果を表3.3-5に示す。3成分比率では、RUN－8のSiO_2：Al_2O_3：CaO＝50：20：30が結晶化度、硬度ともに良好で結晶物も白色化していた。

結晶成長時間を3時間と長くとったRUN－10，11，12はRUN－7，8，9に比べ結晶化の度合いは向上していた。

表3．3－5　白色化実験結果

ケース		目視判定	結晶化度	硬度 (kg/mm²)
RUN－7	上層	ガラス質	D	628
	下層	薄緑＋白茶	A	444
RUN－8		白色結晶	A	506
RUN－9	上層	薄緑＋クリーム色	B	450
	下層	一部結晶	A	280
RUN－10		薄緑＋白茶中央部一部ガラス	A	428
RUN－11		白色結晶	A	509
RUN－12		クリーム色 白色結晶	A	270
RUN－13		ガラス質	D	713
RUN－14		薄紫結晶	A	598
RUN－15		青色結晶	B	617
RUN－16		薄桜色結晶	B	591
RUN－17		白色結晶	A	586
RUN－18		白色結晶	A	574

結晶化度
A：よく結晶化している、B：半分以上結晶化している
C：あまり結晶化していない、D：ガラス質

RUN－13～16は、結晶化促進剤（無添加，Na，Ti，Co，Nb）の効果の比較のために行った。その結果、4種類の結晶化促進剤ではTiが良好であったが、色は薄紫になった。

核形成条件の比較（RUN－17，18）では、700℃，800℃ともにRUN－8に比べ白色結晶化が進んでおり、硬度も大きいものとなった。

これにより、スラグの白色結晶化には、核形成剤の添加よりも核形成のための期間を設けることの方が重要であることがわかった。

(3)黒色及び白色スラグの物性試験

黒色化実験及び白色化実験によって得られた最適な条件をもとにした溶融条件を図3.3-2に、物性試験の結果を表3.3－6に示す。黒色については、核形成のための領域を設けた場合でも結晶化度合い等に関

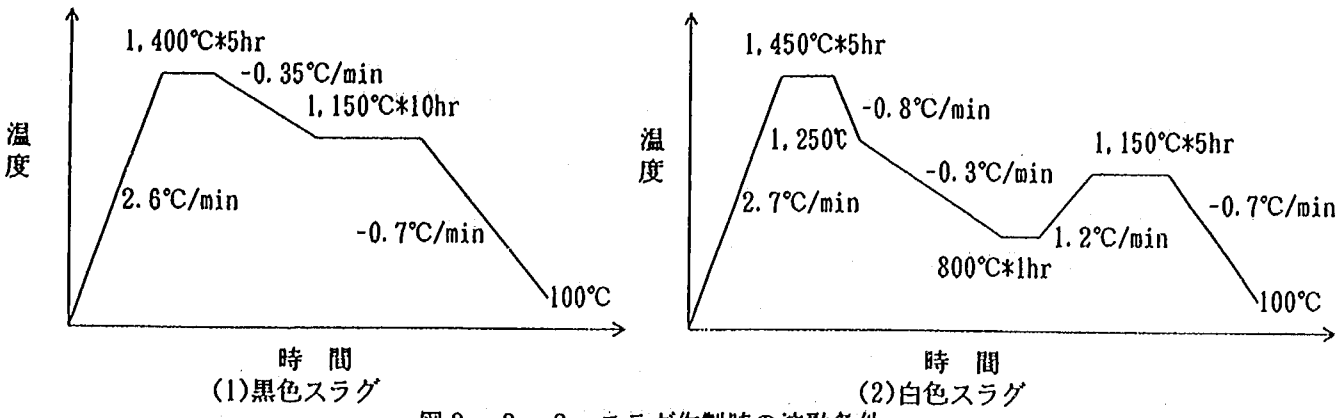


図3．3－2　スラグ作製時の溶融条件

しては大きな差が見られなかったことから、核形成域を設けないこととした。また、白色は、結晶化度合い、色合いを良くするため、一度、予備溶融して水砕したガラス質スラグを原料として用いた。

結果は、吸水率及び耐摩耗性は、黒色よりも白色スラグの方が値がやや大きいが、磁器質床タイルの基準値は満足していた。また、アルカリに対する耐性も異常のないものであった。

圧縮強度は、黒色スラグの方が白色スラグに比べ3倍以上の強度となっているが、曲げ強度では反対に白色スラグの方が少し大きい値となった。

これは、白色スラグは棒状結晶物が主体となっていたことから、結晶物質の違いに起因しているものと考えられる。

表3．3－6　スラグの物性試験結果

項　目	黒色スラグ	白色スラグ	磁器質床タイル JIS A 5209
吸水率(%)	0.62	0.95	≦1.0
耐摩耗性(g)	0.011	0.044	≦0.1
耐アルカリ安定性	異常なし	異常なし	異常なし
圧縮強度 (kg/cm²)	1,730	494	－
曲げ強度 (kg/cm²)	40.7	50.8	12.24≦

圧縮強度：供試体は3cm角の立方体

(4)高品質な黒色及び白色結晶化スラグ製造システムの提案

図3.3-3に高品質な着色スラグ製造のための施設の概念図を示す。高品質な着色スラグを製造するためには、鉄分の除去や3成分の調整を十分に行う必要がある。これには、還元雰囲気での溶融が必要となるため、予備溶融炉には電気炉やコークスベッド式の還元型溶融炉が適している。次に、溶融後のスラグ（ガラス質）は、耐熱性の容器に取り再度溶融する。これをタイルなどの焼成に用いるローラーキルンなどで、結晶化が進行する温度で加熱する。このようにして、着色スラグは製造可能であるが、核形成、結晶成長など結晶化のための温度管理は、製品の品質に大きく影響を及ぼすため十分な注意が必要となる。

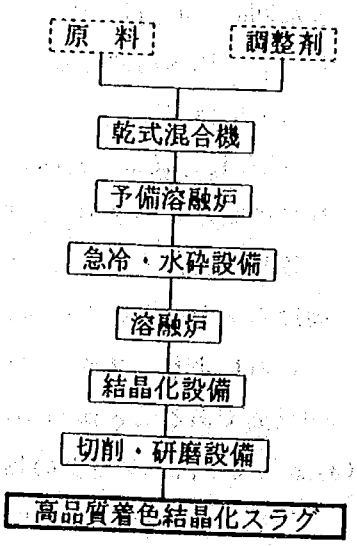


図3．3－3　着色スラグ製造施設の概念フロー

3．4　溶融スラグの製造実態調査

3.4.1　調査目的

下水汚泥を溶融しスラグとして処分、または有効利用するという技術は、近年、大都市を中心に実用化されている。スラグの発生量は下水汚泥発生量の増大とともに増加するものと考えられ、スラグを円滑に有効利用するためには、その品質を把握しておく必要があると考えられる。

そこで調査は、全国６ヶ所の下水処理場と２ヶ所の都市ゴミ処理場から発生した溶融スラグについて、土木材料としての品質を把握するために、物理試験、力学試験を実施したものである。

また、溶融炉のエネルギー的な検討を行うために、同処理場についてアンケート調査も実施した。

表３．４－１　調査対象処理場

（Ｈ５．１０現在）

記号	A	B	C
対象	下水汚泥	下水汚泥	下水汚泥
形式	傾斜円筒型旋回溶融炉	表面溶融炉	抑制燃焼炉＋立型旋回溶融炉
能力	32DSt／日＊１基	5.3DSt／日＊１基	14DSt／日＊１基
取出し方式	水砕（空冷も可）	水砕	空冷
記号	D	E	F
対象	下水汚泥	下水汚泥	下水汚泥
形式	コークスベッド溶融炉	表面溶融炉	コークスベッド溶融炉
能力	15DSt／日＊１基	59DSt／日	49DSt／日＊３基(H5.2～)
取出し方式	空冷	水砕	水砕（空冷も可）
記号	G	H	
対象	都市ごみ	都市ごみ	
形式	表面溶融炉	アーク溶融炉	
能力	15DSt／日＊１基	75DSt／日＊１基	
取出し方式	水砕	水砕	

表３．４－２　品質試験項目

試験項目	試験方法
化学成分組成分析	ＪＩＳ Ｒ 5202
比重試験	ＪＩＳ Ａ 1109
ふるい分け試験	ＪＩＳ Ａ 1102
硫酸ﾅﾄﾘｳﾑによる安定性試験	ＪＩＳ Ａ 1122
ロサンゼルスすりへり試験	ＪＩＳ Ａ 1121
ＣＢＲ試験	アスファルト舗装要綱
コンクリートの圧縮強度試験	ＪＩＳ Ａ 5015

3.4.2　調査方法

調査は、表3.4-1に示す８ヶ所の処理場を対象として行った。このうちＧ、Ｈは都市ゴミの処理場である。これらの処理場から発生したスラグについて、表3.4-2に示す試験を行い、品質特性について検討した。また、アンケート調査により使用電力量、燃料量等について調査した。

3.4.3 調査結果

(1)品質特性試験

表3.4-3に化学成分組成の分析結果を、表3.4-4に品質試験の結果を示す。

比重は、鉄分の含有量の高かったE，Fで3と比較的高い値を示した。

粒度は、一般的に均等係数が4～5以上で均等、10以上で配合がよいということになっている。

表3．4－3　化学成分組成分析結果

(W／W%)

試験項目	試料							
	A	B	C	D	E	F	G	H
Is－Loss	0.9	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
SiO_2	45.6	41.3	46.3	34.2	24.4	27.5	45.3	37.4
Al_2O_3	18.6	19.0	9.2	12.4	13.1	9.1	13.0	18.4
Fe_2O_3	0.2	0.7	8.6	3.5	19.4	9.3	1.5	6.6
CaO	6.0	5.6	25.2	35.3	22.6	31.8	9.6	17.4
MgO	<0.1	0.2	0.9	2.2	1.8	1.1	1.0	2.9
SO_2	<0.1	<0.1	0.5	0.2	0.3	0.3	0.2	<0.1
Na_2O	0.05	0.10	0.15	1.11	0.82	1.78	1.23	2.73
K_2O	0.05	0.21	0.45	0.59	0.52	1.27	0.54	0.86
P_2O_5	0.35	1.01	5.98	10.08	11.56	3.72	0.69	0.60

表3．4－4　品質試験結果

項　目	A	B	C	D	E	F	G	H	道路用砕石基準
通過百分率60%　粒径(D60)(mm) 通過百分率10%　粒径(D10)(mm) 均等係数　Cu＝D60／D10	2.8 0.86 3.3	2.7 0.76 3.6	14 7.6 1.8	16 0.62 26	1.7 0.60 2.8	1.4 0.47 3.0	4.0 0.90 4.4	1.1 0.43 2.6	－
表乾比重	2.5	2.5	2.6	2.7	3.0	3.1	2.6	2.9	2.45≦
硫酸ナトリウムによる安定性(%)	6.5	5.2	1.4	0.9	1.9	4.7	2.3	6.0	≦12(表層、基層)
すりへり減量(%)	60	46	40	41	71	83	52	40	≦50(上層)
圧縮強度(kg／cm²)	156	237	321	317	324	363	170	292	－
修正CBR(%)	13.4	19.6	30.0	126	19.1	28.2	35.0	34.7	30≦(下層)、80≦(上層)

試料では、C，D，Gが粒径が比較的大きく、特にDは、粒度幅が大きく粒子の突き固まり方が良好であり、修正CBRの値も 126%と大きな値を示した。しかし、A，B，E，Fは、水砕スラグでガラス質であったことから低い値を示したと考えられる。

ロサンゼルスすりへり減量は、E，Fで高い値となっているが、それは、E，Fのスラグが、シリカ分に比べて、リン、カルシウムの割合が多くもろい結晶であったことが理由と考えられる。また、硫酸ナトリウムによる安定性は全体として低い値であったが、シリカ分の含有割合の多いものか、またはマ

グネシウム、ナトリウム、カリウムなどの割合の多いもので、大きな値となっており、これらの品質の改善にためには、成分調整などの手法も考えられる。

次に、エネルギー面での検討結果を表3.4-5に示す。

燃料のエネルギー量の換算は、1kw＝860kcal，重油の低位発熱量を9,900kcal/l，都市ガスを13,149 kca/kg，灯油を重油発熱量×1.07で計算した。Cは、処理能力に対する実処理量の割合が低いために、ここでは除いて考えると、処理固形物当たりのエネルギー使用量は0.14～1.5×10^6kcal/DStであった。また、処理能力当たりの維持管理人員数は、0.47～0.98人／DSt・日であった。

表3．4－5　アンケート調査結果

記　　号	A	B	C	D
処理量　(DSt／日)	21	5.0	5.3	12
燃料	都市ガス	重油	灯油	なし
使用エネルギー量 (10^6Kcal／年)	680	1,600	9,200	－
固形物当たりのエネルギー量(10^6Kcal／DSt)	0.14	1.2	5.4	－
固形物当たりの維持管理人数(人／DSt・日)	0.57	0.60	3.4	－
記　　号	E	F	G	H
処理量　(DSt／日)	45	41	12	34
燃料	灯油	なし	灯油	なし
使用エネルギー量 (10^6Kcal／年)	3,400	－	1,400	－
固形物当たりのエネルギー量(10^6Kcal／DSt)	0.28	－	1.5	－
固形物当たりの維持管理人数(人／DSt・日)	0.56	0.98	0.67	0.47

4．まとめ

溶融スラグの強度特性に関する調査の結果、以下の項目が明らかとなった。

(1) 高分子系の急冷スラグをコンクリート骨材として利用した場合のモルタル圧縮強度は、石灰系スラグの場合と同様に、SiO_2-Al_2O_3-CaOの三成分比率と関係があり、SiO_2が50～60%の時に、CaOが10～20%の範囲のもので強度発現が比較的大きいものであった。また、都市ゴミ焼却灰との混合溶融したものでは、混合前のものに比べて圧縮強度が劣る結果となった。

(2) すりへり減量試験の結果とモルタル圧縮強度試験の結果は、ある程度の相関が確認できた。

(3) スラグの抵抗性及び骨材としての利用時の強度には、アノサイトの生成量と関係があることがわかった。

着色スラグの製造技術と品質に関する調査の結果は、以下の項目が明らかとなった。

(1) 黒色結晶化スラグの製造には、SiO_2：Al_2O_3：CaO＝44：22：34に調整することと、清澄剤を用いることが、重要であることを確認した。

(2) 白色結晶化スラグの製造には、核形成剤を添加して結晶化を促進させるよりも、溶融後に800℃程度の核形成のための時間を設けることの方が効果的であることがわかった。

(3) 白色結晶化スラグは、圧縮強度では黒色に劣ったが、曲げ強度では黒色を上回る値を示した。

溶融スラグの製造実態調査の結果、以下の項目が明らかとなった。

(1) 製造されたスラグの品質に関しては、鉄分などスラグの化学成分組成がスラグ比重や、強度に影響する可能性があることがわかった。

(2) スラグを路盤材、舗装材などへ利用する場合には、ＣＢＲ試験の値や、ロサンゼルスすりへり試験の値などが基準値を満足していなければならないが、このためには、製品としたスラグにある程度の粒度幅が必要であり、よって、粒度調整を行うことによって大幅な品質改善ができることを確認した。

【参考文献】

1)中部セメントコンクリート研究会：コンクリート構造物のアルカリ骨材反応，理工学社

10. 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
研　究　員　落　　修一
研　究　員　平山　孝浩

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４年度までの調査結果

平成４年度までに得られた調査結果の概要は以下の通りである。

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とバランスの取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℃の連続実験を行い、当条件下の消化特性を調べた。

(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。

4.　平成５年度の調査結果

平成５年度は、前年度に引続き最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験を行うとともに、余剰活性汚泥を主原料とした高品質コンポスト化の調査を行った。

4.1　最初沈殿池汚泥の嫌気性消化実験

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室内実験により調べるものであり、本年度は、消化温度が３５℃～６０℃の範囲における消化日数２０日の条件について実施した。

4.1.1 実験方法

実験は、前年度と同様の１０ﾘｯﾄﾙのガラスビンを消化槽とする実験装置５台を２０℃の恒温室に設置して、消化温度を３５，４５，５０，５５，６０℃にコントロールしながら消化日数２０日による１１週間の連続実験を行った。実験では、これらのケース以外に、最終評価段階での各年度の実験結果の比較・整合化を図るために、３５℃－３０日間消化のケースを各年度共通の対照系とすることとして同時に実施した。また、最初沈殿池汚泥は、当初、前年度と同様の下水処理場から入手する予定であったが、当該処理場の都合により採取困難となり、本年度はM市の一部分流式公共下水道の下水処理場から頂いた。そして、それ以外の実験に係わる操作や分析方法は全て前年度の実験方法に準拠した。

4.1.2 実験結果

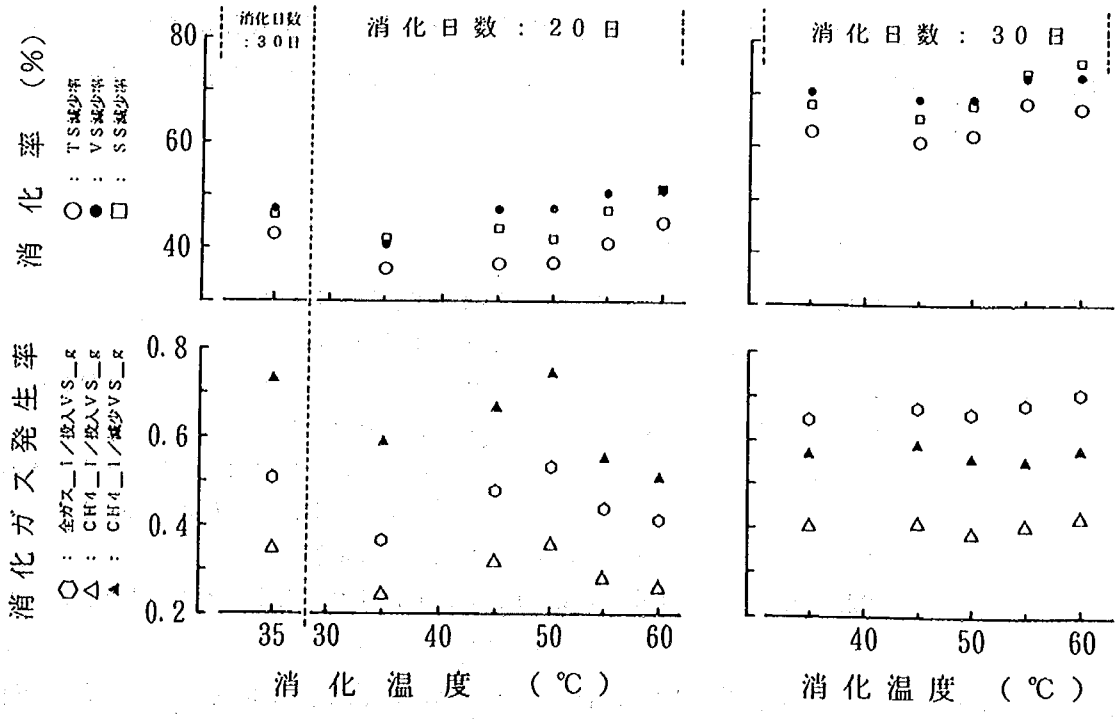
本実験の平均的な消化成績を表－１に示した。これらの消化成績は、各実験装置が実験条件に十分馴養し、安定運転となっていた期間の平均値を示してある。ここで、前年度における供給汚泥のＶＳ／ＴＳとＶＳＳ／ＳＳは、それぞれ 0.814，0.828 であったことから、本年度の供給汚

泥の性状は前年度と相当に異なっていたものである。

表－1　消化日数２０日における最初沈殿池汚泥の平均的な消化成績

消化日数 消化温度		30日 35℃	20日 35℃	→ 45℃	→ 50℃	→ 55℃	→ 60℃
供給汚泥	供給量(l/day)	0.2	0.3				
	TS (g/l)	18.30	19.38				
	VS/TS (-)	0.653	0.661	→	→	→	→
	SS (g/l)	17.73	17.94				
	VSS/SS(-)	0.671	0.666				
消化汚泥	引抜き量(l/day)	0.2	0.3	→	→	→	→
	TS (g/l)	10.49	12.27	12.18	12.16	11.41	10.65
	VS/TS (-)	0.599	0.618	0.552	0.553	0.554	0.590
	SS (g/l)	9.502	10.44	10.09	10.44	9.47	8.74
	VSS/SS(-)	0.602	0.604	0.571	0.550	0.537	0.557
消化ガス	全ガス発生量(l/day)	1.212	1.408	1.844	2.058	1.688	1.594
	CH_4ガス発生量(l/day)	0.831	0.929	1.221	1.367	1.079	0.997
	CH_4ガス濃度(v/v-%)	68.7	66.0	66.2	66.4	63.9	62.5
	CO_2ガス濃度(v/v-%)	30.3	33.1	31.2	31.3	32.9	33.9
消化率	TS減少率 (%)	42.7	36.4	37.2	37.3	41.1	45.0
	VS減少率 (%)	47.5	40.9	47.5	47.6	50.7	50.9
	SS減少率 (%)	46.4	41.8	43.7	41.8	47.2	51.3
消化ガス発生率	全ガス (l/投入VS·g)	0.507	0.366	0.479	0.535	0.439	0.414
	CH_4ガス (l/投入VS·g)	0.347	0.241	0.317	0.355	0.280	0.259
	CH_4ガス (l/減少VS·g)	0.732	0.590	0.668	0.746	0.554	0.509

図－１は、消化温度と消化率及び消化ガス発生率の関係を示したものである。また、同図の右側には前年度に実施した消化日数が３０日の結果も示してある。３５℃＿３０日間消化の結果を前年度と比較すると、供給汚泥の性状が異なったことから双方には相当な相異があり、消化日数が３０日の前年度の結果と２０日の今年度の結果を絶対値で比較することはできない。



図－１　消化温度と消化率及び消化ガス発生率の関係

消化日数が２０日における消化温度と消化率及び消化ガス発生率の関係は、消化率は消化温度が高くなるにしたがい向上し、消化日数が３０日のケースと類似した傾向を示したのに対して、消化ガス発生率では良好なガス発生は消化温度が５０℃付近でピークとなる傾向を示した。

なお、消化率や消化ガス発生率に対する消化温度と消化日数の効果に関する総合的な評価は、今後の実験から得られる他の消化日数での結果を待つことになる。

4.2 高品質コンポスト化調査

本調査は、コンポストの原料として、余剰活性汚泥は肥効成分や重金属類の含有量の面から良好な性状を有している反面、そのコンポスト化過程において発酵物の塊状化が起こる欠点が有ることから、この塊状化を防ぐことにより高品質なコンポストが得られる可能性が高いことから実施したものである。

調査では、塊状化防止策として安全で良質な有機質資材の添加に求め、それを検索するための有機質廃材の調査と、それに基づいたコンポスト化実験を行った。

4.2.1 調査方法

(1) 有用添加材の検索調査方法

調査では、有用な添加材を検索するために、１０種類の有機質廃材を選択して、それらの組成・性状の分析を行った。調査した有機質廃材は、公園由来：刈草，落葉，セン定廃材、農地由来：稲ワラ，もみがら，焼もみがら、工場由来：バーク，おがくず，木屑炭化物、それと余剰活性汚泥から作製した汚泥炭化物である。なお、本調査の分析方法は肥料分析法によった。

(2) コンポスト化実験方法

実験は、発酵槽空容積が７５ﾘｯﾄﾙ（φ400 × H600 mm）の実験装置４台を用いて、表－２の条件によりそれぞれ３０日間発酵させた。発酵槽は、塩化ビニル製で保温加工した密閉型であり、下部から空気が流量計を介して均等供給されるとともに、槽内部には温度センサーが取り付けられる構造となっている。

表－２　コンポスト化実験の条件

原料汚泥	余剰活性汚泥； 高分子凝集剤添加脱水後、風乾したもの		
種コンポスト	上記余剰活性汚泥の単独コンポスト化により得られたもの		
仕込条件	混合比率	；	原料汚泥：種コンポスト：添加物＝１０：１：３（ＤＳ重量比）
	初期含水率	；	５０％に調整（その後、調整せず）
	添加材	；	ＲＵＮ－１：無し（対照），汚泥炭化物，焼もみがら，木屑炭化物
			ＲＵＮ－２：　〃　，落葉，もみがら，おがくず
発酵時	通気量	；	１２０→６０ ml-Air／l-発酵物・分
	切返し頻度	；	発酵開始後　１，３，６，１０，１５，２０，３０日目

実験期間中は、切返しを一定期間毎に行い、発酵物の性状の変化を調べた。また、実験は２つのＲＵＮから構成され、ＲＵＮ－１では添加材として炭化物を適用し、ＲＵＮ－２では現物の有

機質廃材を適用した。本実験で炭化物に着目したのは、塊状化の防止や品質の維持・改善とともに、全く発酵の必要がないことから発酵日数の短縮化への寄与も期待したことにある。このことから、ＲＵＮ－２は炭化物との比較のために実施されたものである。なお、実験に係わる分析方法は肥料分析法によった。

4.2.2　調査結果

(1)　有用添加材の検索調査結果

調査した各種有機質廃材の分析結果を表－３に示した。これらは、いずれも水分が１０％以下であったことや、かさ比重も汚泥炭化物を除いて小さく、通気性改善や水分調整材のためには良好な資材と思われた。成分上は、リン酸含有率では余剰活性汚泥の特性を反映して汚泥炭化物で高く、カリウムは稲ワラと刈草に多く含まれこの２つは肥効成分改善に大きく寄与するものと思われる。また、重金属類の含有率はもみがらとバークが低いものであった。

表－３　各種有機質廃材の分析結果

	公園由来			農地由来			工場由来			余剰活性汚泥
	刈草	落葉	剪定廃材	わら	もみがら	焼もみがら	バーク	おがくず	木屑炭	炭化物
pH	6.2	5.4	5.3	6.9	6.2	6.8	4.8	4.2	8.3	6.2
有機分　(%)	91	82	92	84	79	57	98	93	36	66
カサ比重	0.03	0.07	0.07	0.05	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.7
C／N	34	61	67	57	93	110	290	45	350	7.1
N　(%)	1.3	0.7	0.7	0.7	0.4	0.4	0.2	1.1	0.1	6.3
P_2O_5　(%)	0.5	0.3	0.06	0.4	0.06	0.1	0.01	0.04	0.4	11
K_2O　(%)	2.0	1.1	0.2	3.4	0.2	0.4	0.1	0.1	1.4	1.0
CaO　(%)	0.6	3.2	3.5	0.3	0.1	0.2	0.4	0.5	7.1	2.2
MgO　(%)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.03	0.07	0.1	0.08	0.9	1.0
Cu　(ppm)	7	8	15	3	ND	4	3	13	220	350
Zn　(ppm)	42	20	50	38	15	40	13	120	3000	810
Cd　(ppm)	ND	ND	ND	0.3	ND	ND	ND	0.2	7.1	2.2
Hg　(ppm)	0.1	0.2	0.2	ND	ND	ND	ND	0.1	0.9	ND
As　(ppm)	ND	ND	ND	0.3	ND	0.9	ND	0.4	65	3.2

(2)　コンポスト化実験結果

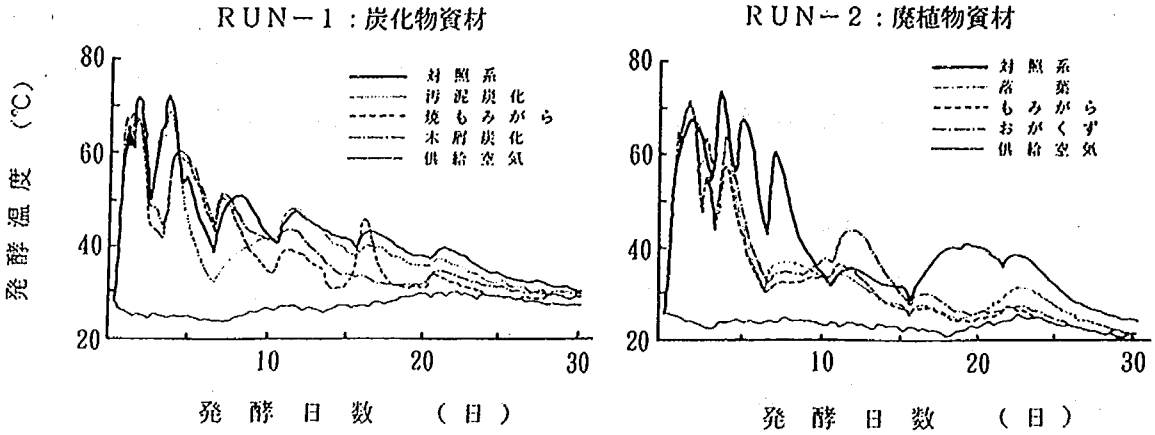
実験では、いずれのケースにおいても実験開始直後から発酵温度や発酵物中の有機物と水分、排ガス中のアンモニア等が大きな変化を示し、旺盛な発酵が認められた。

発酵過程では、ＲＵＮ－１と２の対照系及びＲＵＮ－１の汚泥炭化物添加のケースで発酵物の塊状化が確認された。そして、これらのケースとＲＵＮ－２の落葉添加のケースでは１０日目以降発酵物表面に白カビの発生が認められたが、３０日間発酵終了時点では減少していた。また、ＲＵＮ－２のおがくず添加のケースでは、水分の減少に伴い１５日目以降におがくず粉塵の飛散が見られた。

３０日間発酵後のコンポスト製品は、ＲＵＮ－１の炭化物添加のケースはいずれも炭化物と汚泥とが良く馴染んでおり、ほぼ均一な状態になっていたが、ＲＵＮ－２の現物の有機質廃材添加のケースのものでは添加物がほぼ添加時点の形状のまま残っていた。

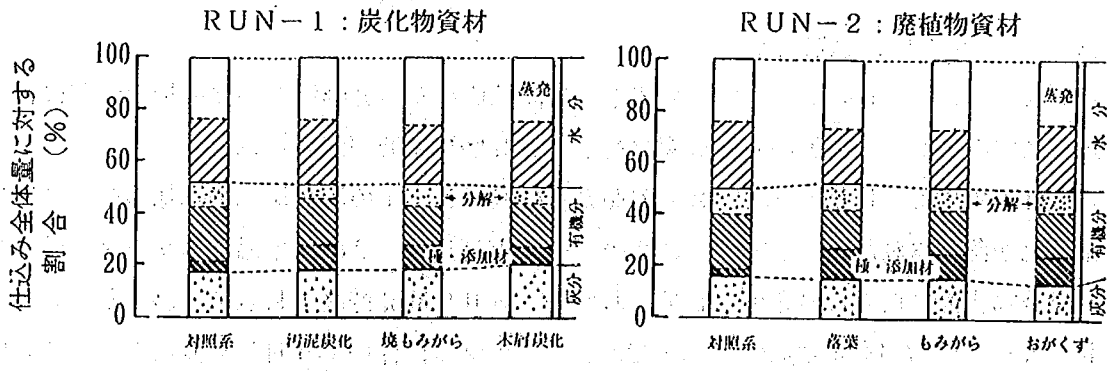
図－２は、発酵温度の経日変化である。発酵温度は、いずれのケースにおいても実験開始後２

４時間程で６５℃から７０℃のピークに達し、ケースにより差はあるものの、この高温期を３日から５日間維持した後、徐々に低下して行く傾向が見られる。そして、これらの中でＲＵＮ－１と２の対照系及びＲＵＮ－１の汚泥炭化物添加のケースは他のケースに比べて高温持続期間が長く、且つその後の温度降下も緩やかなものとなっている。これらの３つのケースは前述の発酵過程で発酵物の塊状化が認められたケースと全く一致しており、発酵物の塊状化の影響が発酵進行の遅延として現れたと言える。また、汚泥炭化物添加のケースで塊状化が生じた原因には種々考えられるが、特にカサ比重が他の添加物より非常に大きかったことも主な原因の一つと思われる。



図－２　発酵日数の経過にともなう発酵温度の変化

図－３に、３０日間発酵による物質収支を示した。結果として、水分はこの間にいずれのケースでも仕込時の約５０％が蒸発・除去されている。そして、３０日間発酵後のそれぞれの含水率は３４～３９％の範囲内にあった。発酵による有機分の分解率は、対照系においては２７％と３０％であった。



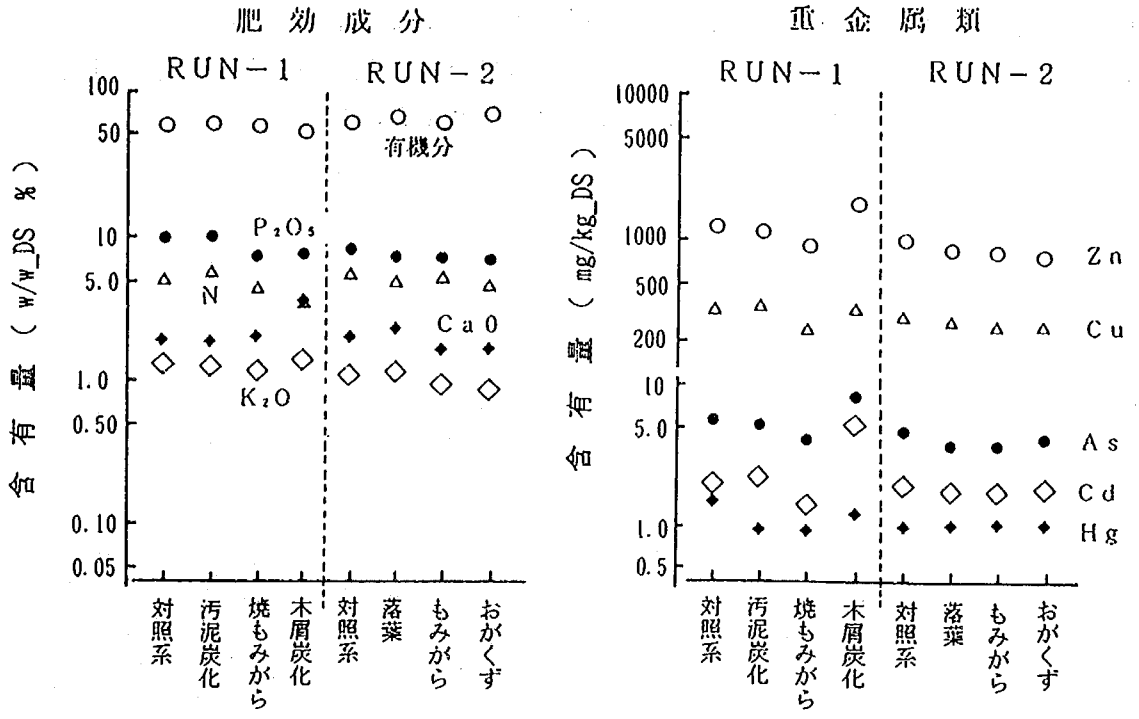
図－３　３０日間発酵時点の物質収支（水分，有機分，灰分）
（注）　有機分の内、「種・添加材」については仕込み時の値を表示してある。

ここで、いずれの添加物も３０日間発酵では分解されず原料のみが分解したと仮定して、各添加物のケースにおける分解率を対照系での分解率［＝1.00］と比較すると、次のような関係になり、落葉と焼もみがらの添加のケースが良好な成績を示した。なお、３０日間発酵における各ケ

ースの窒素の減少率は２０～３０％の範囲にあった。

落　葉 ＞ 焼もみがら ＞ もみがら ＝ おがくず ＞ 対照系 ＞ 木屑炭化物 ＞ 汚泥炭化物
（ 1.37 ）　（ 1.33 ）　（ 1.14 ）　（ 1.14 ）　［ 1.00 ］　（ 0.99 ）　（ 0.92 ）

図－４は、３０日間発酵後の肥効成分等と主な重金属類の含有状況である。これらの成分は発酵に伴う有機物分解により、有機分と窒素の含有率は低下し、他の項目は高くなっていたものである。これらの結果から、肥効成分ではＲＵＮ－１と２の対照系及びＲＵＮ－１の汚泥炭化物添加のケース、すなわち余剰活性汚泥のみで構成されたものに次いで、ＲＵＮ－１の焼もみがら添加したケースのものが高いものとなっている。そして、この焼もみがら添加のケースでは重金属類の含有率も最も低いものとなっている。



図－４　３０日間発酵製品中の肥効成分及び重金属類の含有率

以上の結果から、余剰活性汚泥を原料とした高品質コンポストの製造方法として総合的に判断すると、焼もみがらを添加材とするコンポスト化法が有効な方法であると考えられる。

4.3　まとめ

平成５年度の調査結果を以下にまとめた。

(1) 最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を、消化温度が３５℃から６０℃の範囲における消化日数が２０日の条件について室内実験により調べた結果、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が５０℃付近に良好なピークを示すものであっ

た。

(2) 余剰活性汚泥を主原料とする高品質コンポスト化の調査を行った結果、発酵時の塊状化を防ぎつつ製品の高品質化を最も維持できたコンポスト化法は焼もみがらを添加材とする方法であった。このような有機質廃材の炭化物は、全く発酵を必要とせず、優良な土壌改良材として利用されてきた実績もあることから高品質コンポストの製造に大きく寄与すると考えられた。また、稲ワラや刈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高いことが示唆された。

5. 今後の課題

今後は、最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性を調べるための消化日数を変えた実験を重ねるとともに、高品質コンポスト化法を確率するために、仕込時含水率と発酵物の塊状化の関係を炭化物添加率との関係から明きらかにし、合わせて炭化装置の開発にも取り組んで行く必要がある。

最後に、本調査における高品質コンポスト化の調査は愛知県建設技術研究所の協力を得て実施したものでる。ここに調査に関係された皆様に対して感謝の意を表します。

11. 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
研究員　白石　隆
研究員　松原　誠

１．まえがき

下水道の普及に伴って発生する汚泥量は年々増加してきており，その処理・処分が大きな課題となっている．また今後，中小都市ならびに町村への下水道普及を図るにあたっても，将来的な汚泥処理の処分・利用についての対応を用意することが求められている．これらの汚泥問題の解決策の一つが集約化である．

集約処理を実施するには汚泥を輸送する必要があるが，液状汚泥の代表的輸送方法は管路輸送であり，処理場内，処理場間を問わず広く用いられている．今後も有効利用の推進，敷地制約上の要請等から汚泥集約処理が進展すると予想され，これに伴い長距離管路輸送の実施例も増加するものと見込まれている．しかし，汚泥輸送に関する知見は未だ体系化されておらず，送泥システムの設計は主に経験則によってなされている．

このような背景から，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年度より本調査に着手した．

２．調査の目的

本調査では汚泥の管路輸送に着目し，汚泥の流動特性の解明，送泥管の圧力損失の予測方法の確立，適切な管径・流速の選定方法や管路輸送の適用範囲（輸送量，輸送濃度）の提案等を行い，汚泥管路輸送に関する技術的知見の体系化を目的としている．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，基礎実験による問題点の抽出と既存のプロセスとの比較を行うとともに，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４年度までの調査結果

１）文献調査ならびに国内集約処理の実態調査により液状汚泥の車両輸送と管路輸送の比較を行い，送泥距離によらず送泥量の多い場合に管路輸送が用いられることがわかった．

２）ピクノメーターを用いた汚泥の比重測定方法について検討し，測定精度の向上を図った．

３）回転粘度計を用いた汚泥の粘度測定方法について検討し，測定を複雑かつ困難としている３つの問題点（流動モデルの適用，粗大粒子の混入，チクソトロピー）を抽出した．

４）汚泥輸送実験装置（管径 36.8mm，測定部長さ 20m）を用いて，チクソトロピーを無視できる，濃

度約６％までの汚泥を対象とした実験を行った．圧力損失の予測には，擬塑性流体のレイノルズ数Re_pが適していた．管壁が滑らかな場合の乱流域の予測式として Dodge らの式が適していた．

５）高濃度嫌気性消化のメリットについて調査し，これをとり入れた場合の集約処理システムの経済性について試算を行った．

６）濃度２～２０％の汚泥を用いて，嫌気性消化実験（バッチ式）を行った．高濃度嫌気性消化の問題点として汚泥中のアンモニア濃度の増加が挙げられた．

４．平成５年度の調査結果

４．１　汚泥管路輸送の実態調査

４年度は国内汚泥集約処理の実態を概括的に調査したが，今年度は汚泥管路輸送を行っているいくつかの処理場を対象として更に詳細な実態調査を行った．今回の調査では，すでに高濃度送泥の実績がある処理場内での短距離の管路輸送もその対象とした．調査の目的は，実施設における値（管径，流速，濃度等）と施設設計指針における推奨値との比較，送泥システムの維持管理・運転方法の把握，およびその他の問題点の抽出である．

調査結果の一覧を表－１に示す．設計指針では汚泥の流れは乱流とし流速は 1.0～1.5 m/s が推奨されているが，実施設では高濃度の場合に層流が生じたり，長距離の場合には流速が推奨値に満たない場合のあることがわかった．これは逆に，流速が必ずしも 1.0 m/s 以上でなくても送泥は可能であること示唆している．

最初沈殿池汚泥を含む濃縮汚泥の場合，汚泥濃度の増加（おもに雨の影響）により送泥管がしばしば閉塞することも確認された．閉塞防止の対策としては，ドラムスクリーンの設置，破砕機の設置，処理水で希釈して送泥する等の手段がとられている．送泥管の圧力損失の予測には，多くの場合設計指針の方法が用いられていた．この方法では層流の場合の過小評価が懸念されるが，送泥距離が短ければ圧力損失より実揚程の影響が大きく問題とはなっていなかった．長距離送泥の前後における汚泥の流動特性の比較を行った（ＴおよびＩ）．特にＩの場合は管内滞留時間が長く（約18h），外観から腐敗の進行が見てとれたが，その粘度や粒径分布に大きな変化はなかった．

表－１　汚泥管路輸送の実態調査結果

処理場	形態	送泥形式	管内洗浄	距離 (m)	対象汚泥	濃度 (%)	VS (%)	比重	管径 (mm)	流量 (m^3/h)	流速 (m/s)	k (Pa·s)	n (-)	温度 (℃)	Re_p (-)	ポンプ型式	揚程 (m)	閉塞
K１	場内	－	－	50	初沈濃縮	5.3	67	1.018	100	50	1.8	－	－	－	－	渦巻・ｿﾘｯﾄﾞ	15	あり
K２	場内	－	－	50	余剰濃縮	4.9	75	1.016	100	60	2.1	13	0.24	25	710	水中	18	なし
C１	場内	－	－	150	濃縮	2.5	62	1.013	150	160	2.5	－	－	－	－	渦巻	14	あり
C２	場内	－	－	100	消化	1.8	58	1.009	200	170	1.5	0.23	0.48	26	9.800	渦巻	6	なし
F１	場内	－	－	100	初沈濃縮	3.5	－	－	200	100	0.9	－	－	－	－	渦巻・ｽｸﾘｭｰ	5	あり
F２	場内	－	－	350	濃縮	3.6	－	－	200	60	0.5	－	－	－	－	ねじ	30	なし
T	集約	間欠	なし	2,700	生	1.0	80	1.004	200	80	0.7	0.022	0.78	18	14,000	渦巻	22×2	なし
I	集約	間欠	水洗	11,000	生	0.7	83	1.003	250	110	0.6	0.013	0.77	15	22,000	渦巻・ｽﾗﾘｰ	42	なし
N	集約	連続	なし	3,900	生	－	－	－	250	80	0.5	－	－	－	－	渦巻	40	なし

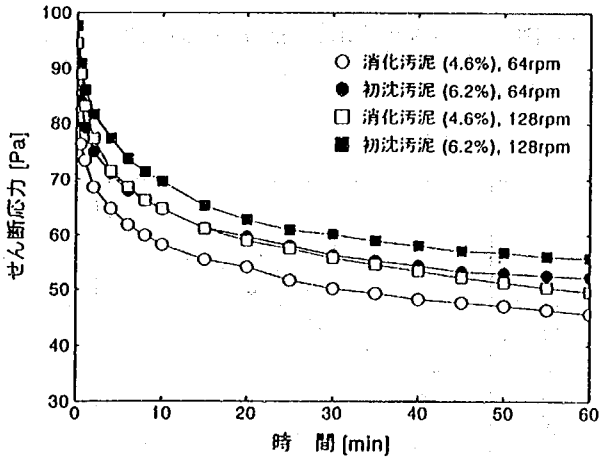
4．2　回転粘度計を用いた汚泥の粘度測定方法

4．2．1　チクソトロピーを考慮した粘度測定方法の検討

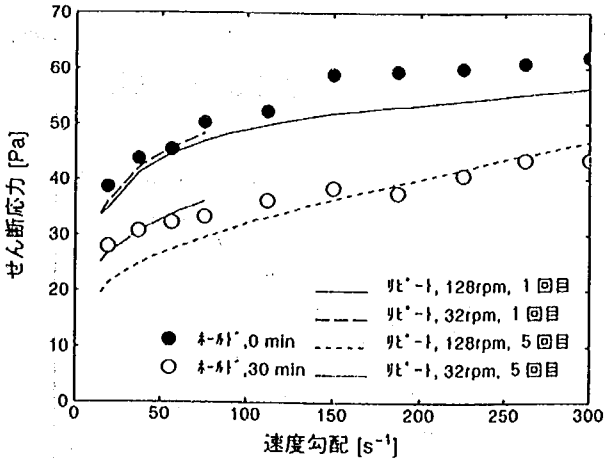
4年度はチクソトロピーを考慮した粘度測定方法として，リピート，ホールド1，ホールド2の3つの測定方法を提案し，それぞれの特徴について検討した．ホールド1はリピートとほぼ同じ結果が得られることがわかっており，今年度はリピートとホールド2の各測定方法について更に検討を加え，測定方法を決定した．回転粘度計は Haake，RV12 を用いた．

ホールド2（一定速度勾配）による測定例を図－1に示す．高濃度汚泥の場合は60分経過後もせん断応力が低下する傾向にあるが，ほぼ30分を経過すればグラフが直線となることや測定の実際面を勘案して，ホールド2の測定値として30分後の値をとることとした．同様な方法についての報告例として，高田ら(1976)は10分後の値を用いている．本方法は，リピートでは測定できない初期挙動の測定が可能であり，測定中のせん断応力の減少率をチクソトロピー量の指標として用いることができる．今後は実際の管路輸送における圧力損失の低下率との関係について考慮する必要がある．

リピートについては，上昇曲線と下降曲線の一致をもって定常状態と判断するが，これも測定の実際面を考慮し，繰り返し回数は最大5回までとした（測定時間：6分／1サイクル）．リピートとホールド2による消化汚泥（濃度 4.2%）の流動曲線の測定比較例を図－2に示す．汚泥の流動化の度合いはおもに最大回転数（速度勾配）により規定されるため，概念的にはホールド2の方が流動曲線として理想的である．しかし，リピートの最大回転数付近では両者はよく一致していることや，測定の実際面を考慮すると，リピートの方が実用的な測定法であるといえる．ただしこの場合，最大回転数を実際の管路輸送時の条件を考慮して慎重に決定する必要がある．



図－1　一定速度勾配での経時変化



図－2　リピートとホールドの流動曲線の比較

4．2．2　粗大粒子を含む場合の粘度測定方法の検討（その1）

粗大な粒子を含む汚泥の場合（特に最初沈殿池汚泥を含む濃縮汚泥），引っかかりを防ぐために2円筒間の距離（ギャップサイズ）を大きくとる（内径の小さいローターを使う）必要がしばしばある．しかし，回転粘度計の装置定数はニュートン流体を前提としているため，擬塑性流体である汚泥を大

きなギャップサイズで測定すると正しい流動曲線を得ることができない．表－2に示すような3種類のローターを用いて，粗大な粒子を含まない消化汚泥（濃度 1.5%）を対象として流動曲線を測定した例が図－3である．ギャップサイズが大きくなるほど粘度が過大評価される傾向がある．

表－2　実験に使用したローターの諸元

ローター種類		MV1	MV2	MV3
ローター半径	Ri (mm)	20.04	18.4	15.2
外筒半径	Ra (mm)	21	21	21
内外筒半径比	δ	1.05	1.14	1.38
ローター長さ	(mm)	60	60	60

ここでは，ギャップ内の流速分布を実測することによって速度勾配を補正することを試みた[1]．流速分布は，ギャップ内にトレーサーとして約 0.2mm 角の紙片を浮かべてローターを定速で回転させ（ホールド），このときの紙片の動きをビデオ撮影し，これを低速度再生することにより求めた．

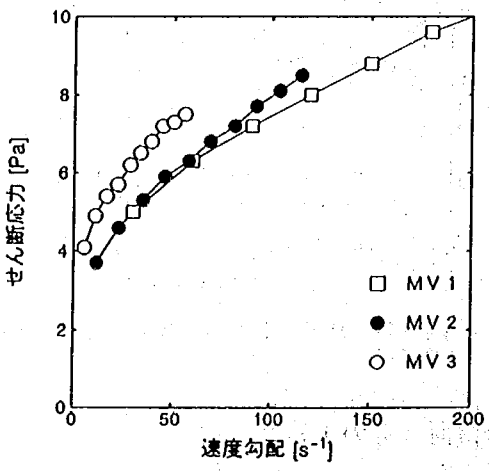
速度勾配の実測値Doはローターからの距離 1mm の地点 s の流速を用いて計算した．計算の方法は以下の通りである．

Ri：ローター半径［mm］
Rs：Ri＋1［mm］
Ni：ローター回転数［rps］
Ns：地点 s における回転数［rps］
ωs：地点 s の角速度［rad/s］（＝2πNs）
Do：粘性抵抗を生ぜしめる速度勾配［1/s］
v　：流速［mm/s］
r　：半径方向距離［mm］　　のとき

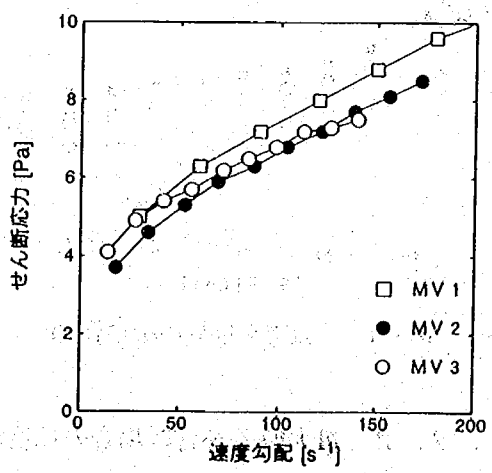
$$\frac{dv}{dr}=\frac{d(r\omega)}{dr}=\frac{2\pi(NsRs-NiRi)}{Rs-Ri}$$

$$:Do=r\frac{d\omega}{dr}=\frac{dv}{dr}-\omega s$$ である．

2つのローター（MV2，MV3）について，それぞれ5通りの回転数における速度勾配Doを求め，装置定数から計算される速度勾配Dnとの比を求めた．比の値は回転数によらずほぼ一定で，その平均値はそれぞれ 1.5 と 2.5 であった．これらの値を用いて図－3の速度勾配を補正すると図－4のようになり，3つの流動曲線がほぼ一致した．



図－3　ギャップサイズの影響（補正前）



図－4　方法（その1）による補正結果

4．2．3　粗大粒子を含む場合の粘度測定方法の検討（その２）

速度勾配を実測する方法はせん断応力一定で速度勾配を補正する方法であったが，ここでは見かけ粘度一定でせん断応力，速度勾配をともに補正する方法について考える[2]．

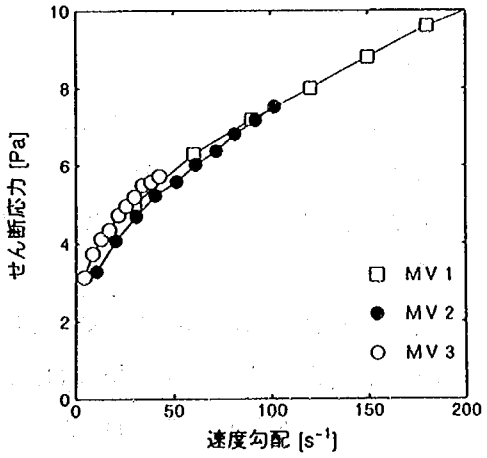
ギャップサイズが大きい場合に，通常の装置定数を用いて計算された見かけ粘度をηrepとする．ギャップ内における真の見かけ粘度ηの分布を考えると，r＝Ri（ローター壁面）では，（その１）で示したように$\eta < \eta$repであるが，rが大きくなるにつれ速度勾配Dが小さくなるため，外筒の壁面では$\eta > \eta$repとなる．よってギャップ内には必ず$\eta = \eta$repとなる地点r＝Rrepが存在し，この地点のせん断応力τrepと速度勾配Drepが見かけ粘度ηrepに対応する正しい値と考えることができる．

τrepやDrepの値として，ギャップを満たしている流体がニュートン流体であるとし，その粘度をηrepで代表させたときの，両壁面の値の平均値を使うものとする．すなわち，

$$\tau rep = \frac{\tau i + \tau a}{2} = \frac{1+\delta^2}{2\delta^2} \cdot \tau i \quad : \quad Drep = \frac{Di + Da}{2} = \frac{1+\delta^2}{2\delta^2} \cdot Di$$

τi：ローター壁面のせん断応力　　Di：ローター壁面の速度勾配
τa：外筒壁面のせん断応力　　Da：外筒壁面の速度勾配
δ　：内外筒半径比（＝Ra／Ri）

である．両壁面の値の平均値を使うことの妥当性についてはAppendixに示した．補正係数はともに（$1+\delta^2$）／$2\delta^2$であり，MV２で0.885，MV３で0.763となる．これらの値を用いて図－３の流動曲線を補正すると図－５のようになり，３つの流動曲線がほぼ一致する．（その１）で述べた方法と比べ，各サンプルごとに速度勾配を実測する必要がないため，この方法はより簡便で実用的であるといえる．



図－５　方法（その２）による補正結果

4．3　送泥管の圧力損失の予測

4．3．1　実験装置および実験方法

４年度は粗大粒子やチクソトロピーの影響のない条件下での汚泥の管路輸送特性について検討した．今年度も同様な実験によりデータを蓄積し，４年度の検討結果について確認した．

実験は霞ヶ浦浄化センター内に設置した汚泥輸送実験装置[3]を用いて行った．今年度は以下の３点について実験装置を改造した．

１）管内流速をアップするためのポンプのプーリー比変更（Vmax：2m/s→3m/s）．
２）管内の状態を観察するための透明アクリル管設置（32A，約1.8m，圧力損失非測定部分）．
３）管内流速測定の効率化のための電磁流量計設置（圧力損失非測定部分）．

４年度までの流量測定法（メスシリンダーとストップウオッチによる）と電磁流量計による測定値

の比較を行い，両者は汚泥濃度によらずよく一致することを確認した．実験方法は，流速に関する部分を除けば４年度と同様である．実験に用いた汚泥の性状について表－３に示す．

表－３　管路輸送実験に用いた汚泥の性状

実験番号	供試汚泥	TS(%)	VS(%)	比重(-)	温度(℃)	D10/D50/D90 (μm)	体積平均径 (μm)	擬塑性粘度 k(Pa・s)	構造粘度指数 n(-)
RUN1	清水	0.00		1	18			0.00106	1
RUN2	消化	1.60	64.6	1.009	18	9.6/33.1/89.9	40.5	0.191	0.465
RUN3	消化＋希釈	0.93	63.3	1.005	17	9.8/32.9/88.1	40.2	0.0355	0.624
RUN4	消化	1.63	64.6	1.009	21	10.0/33.4/92.5	41.6	0.163	0.517
RUN5	消化＋希釈	1.02	64.6	1.006	21	8.8/30.0/86.8	37.7	0.0629	0.539
RUN6	清水	0.00		1	24			0.00091	1
RUN7	余剰濃縮	4.65	82.6	1.016	25	9.6/33.7/91.2	41.3	5.43	0.334
RUN8	消化	1.70	63.4	1.008	30	11.5/39.4/102.5	49.5	0.214	0.467

４．３．２　実験結果および考察

圧力損失の実測値から得られる摩擦損失係数 f_{EXP} と輸送後汚泥の粘度から得られる汚泥のレイノルズ数 Re_p との関係を図－６に示す．層流域では両者の関係が水の場合と同じであるが，乱流域では同一レイノルズ数の水よりも摩擦損失係数が小さくなるという，４年度と同様の結果が得られた．これらのことから以下の事項が確認される．

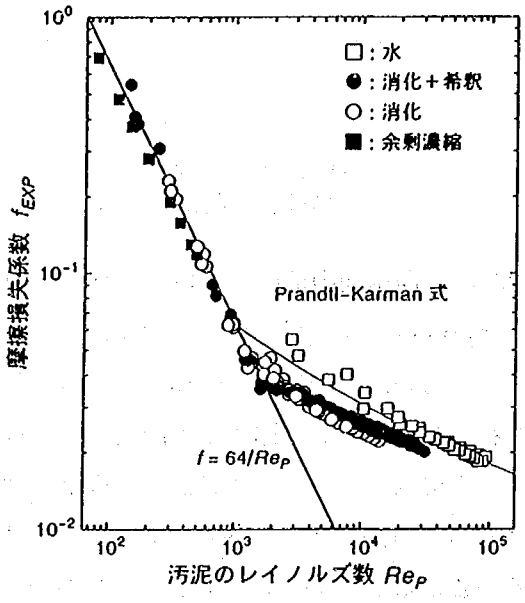
1）管路輸送における汚泥の流動特性を均質な擬塑性流体として扱ってよいこと．

2）回転粘度計から得られる粘度を管路輸送に適用してよいこと．

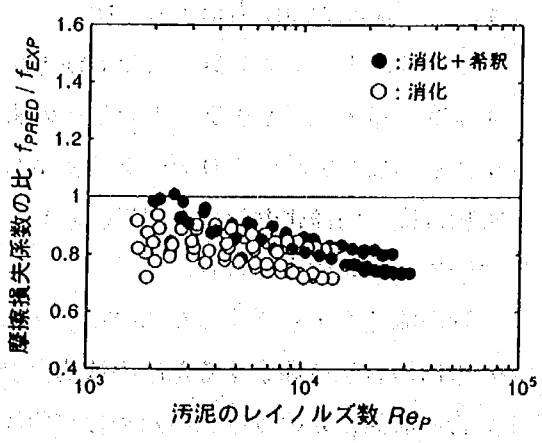
3）乱流の場合に水の場合の予測式が適用できないこと．

流速上昇時と下降時の圧力損失および臨界レイノルズ数には大きな差がなかった．目視による観察ならびに圧力損失のデータから計算される臨界レイノルズ数はともに等しく，約1700程度であった．$1700<Re_p<2100$ の領域は脈動が生じ流れの安定しない遷移域であり，摩擦損失係数が大きくなっている．

乱流域の１つの有効な予測式として，４年度に Dodge らの方法について検討した[3]．この方法による摩擦損失係数の予測値を実測値と比較した結果が図－７であるが，概ね20％程度の予測誤差を含んでいた．また本方法は計算が煩雑であり，さらに管壁が粗い場合には適用できないことから，今後簡便でかつ適用範囲の広い予測式を構築する必要がある．



図－６　汚泥管路輸送実験の結果



図－７　Dodge 式による計算結果との比較

4．4　高濃度汚泥の嫌気性消化実験

4．4．1　目的および実験方法

4年度の結果より，高濃度汚泥の嫌気性消化の問題の1つに汚泥中のアンモニア濃度の増加が挙げられた．しかし高濃度域においても，実験開始後7～10日後に生物活性の上昇を示す発生ガス量の増加が認められたことから，連続式の場合，消化日数を長くとることにより分解は円滑に行われるものと推測された．今年度は，反応速度を速め消化日数を短縮することを目的として，高温高濃度消化について検討を行った．

実験は容量5ℓのガラス容器を用い，表－4に示す条件で種汚泥と基質汚泥を十分に混合し実験を開始した。汚泥は1ケース4ℓで基質汚泥は容量比で10%になるように混合した．また，消化汚泥は所定の消化日数を経過した時点で一定量引抜き，新しい基質汚泥を投入混合し実験を継続した．汚泥の引抜き，投入条件を表－5に示す．種汚泥には霞ヶ浦浄化センターの消化汚泥（中温消化）を，基質汚泥として同浄化センターの濃縮汚泥を用いた．発生ガスはテドラーバックに捕集し，硫酸酸性水を充満したガラスシリンジ中に置換してガス量を分析した．汚泥の分析は下水試験方法（1984年版）に準じて行った．

表－4　実験初期条件

ケース	ＴＳ(%)	温度(℃)	植継ぎ回数
RUN-1	1.70	30	5
RUN-2	3.19	30	5
RUN-3	3.19	50	5
RUN-4	4.45	30	5
RUN-5	4.45	50	5
RUN-6	7.44	30	4
RUN-7	7.44	50	4
RUN-8	8.91	50	4

表－5　汚泥の投入・引抜き条件

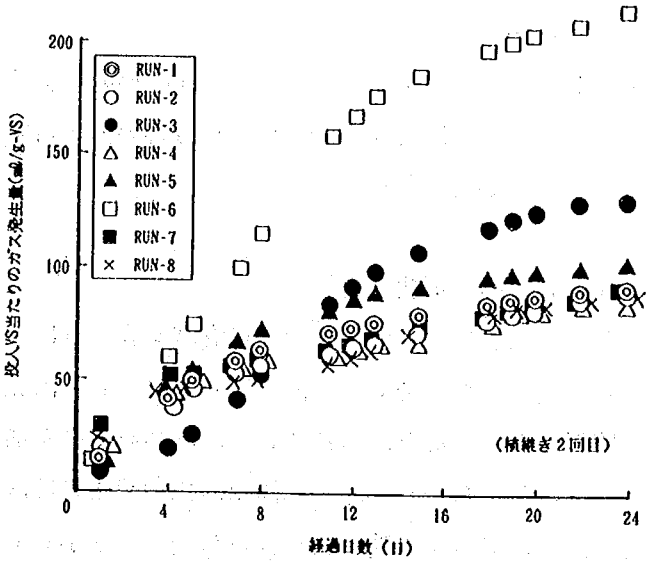
ケース	消化日数と植継ぎ
RUN-1～5	(20)　(24)　(14)　(14)　(14)
RUN-6～8	(24)　(14)　(14)　(14)

引抜き汚泥量：500ml/回
投入量：全体の10%容量となる量
(　)内は消化日数

4．4．2　実験結果

図－8に植継ぎ2回目の投入ＶＳ当たりガス発生曲線を示す．ガス発生量はＴＳが3.19%と4.45%の場合に50℃のものが30℃のものを上回っているが，高濃度域（RUN-7）では低濃度の30℃のもの（RUN-2，4）と同程度の発生量であり，高温条件による発生速度の増加は認められなかった．よってＴＳが約7%以上の高濃度域においては，高温消化による消化日数の短縮がさほど期待できないものと考えられる．

図－9にＴＳと投入ＶＳ当たりガス発生量



図－8 ガス発生曲線

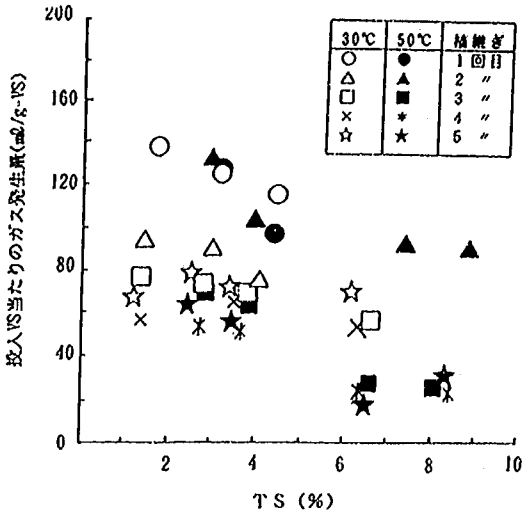


図-9 TSとガス発生量の関係

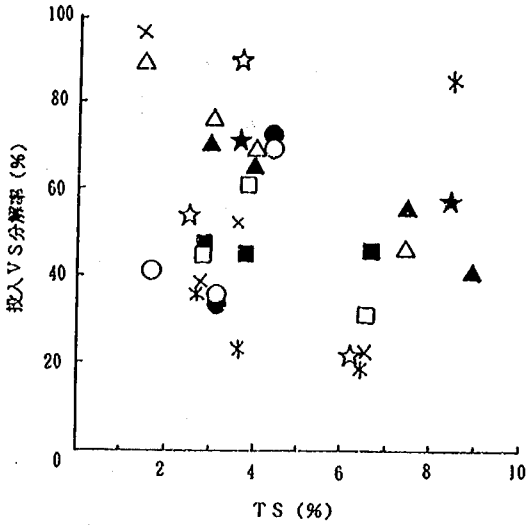


図-10 TSとVS分解率の関係

の関係を，図－１０にＴＳと投入ＶＳの分解率との関係を示す．ガス発生量は，図－８の結果を反映し，植継ぎ２回目の場合で50℃のものが30℃のものを上回っているが，他では明確な差異は認められなかった．同様に，ＶＳ分解率も30℃と50℃との温度条件の差は認められなかった．図－１１にアンモニア濃度と投入ＶＳ当たりガス発生量の関係を示す．アンモニアが高濃度になるほどガス発生量が少なくなっており，これは４年度の結果と同様である．またＴＳが同じ場合，30℃よりも50℃の方がアンモニア濃度が高くなっていることがわかった．

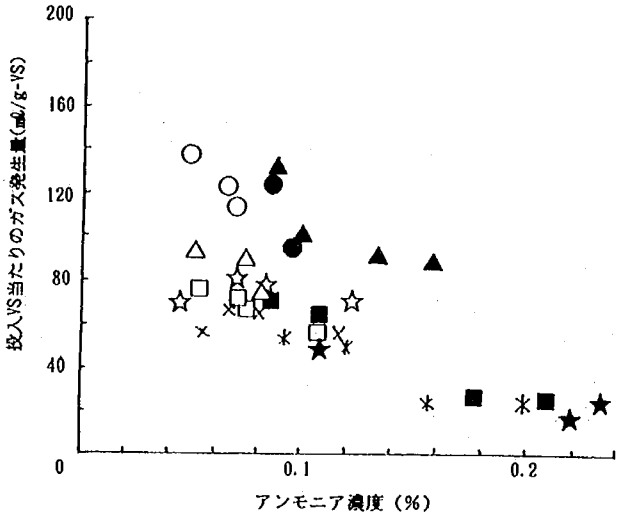


図-11 アンモニア濃度とガス発生量の関係

総じて今回の実験からは，温度条件の違いによるガス発生量やＶＳ分解率の差異が十分に確認されなかった．今後は実験方法の見直しも含めて，再度高温消化による消化日数短縮の可能性について検討していく必要がある．

４．５　高温消化の実態調査

わが国における高温消化の運転実績を表－６に示す．ここに示す数値は下水道統計（平成３年度版）より調査したものである．例えばＦでは，発生汚泥量の増加に伴って消化タンクでの消化日数が十分に確保できなくなり，当初35日で計画されていた消化日数を高温消化とすることで15日に短縮できたとしている．しかし，表より高温消化の消化日数は12～58日と大きくばらついており，必ずしも高温消化において消化日数が短くならないことを示している．この理由としては，後続プロセスとの容量バランスの関係や投入汚泥濃度が高く分解に時間を要することなども考えられる．また，投入汚泥当

たりのガス発生量はほとんどが10倍以上と良好な値を示している.

表－6　高温消化運転実績

処理場		温度 (℃)	日数 (日)	投入汚泥			引抜き汚泥		投入汚泥量当たりのガス発生量
				千㎥／年	TS(%)	VS(%)	TS(%)	VS(%)	
A		56	28	118	2.2	71.6	1.9	59.1	8.9
B	a	48	37	371	2.9	70.0	1.6	53.7	12.1
	b	55	13	1,006	2.8	76.6	1.2	56.3	12.6
	c	54	12	1,531	2.3	76.0	1.1	52.1	9.6
C		49	60	61	3.1	76.5	2.0	60.1	10.5
D		46	16	493*	2.0	77.0	1.2	62.0	7.7
E		55**	21	444	3.0	74.4	1.7	60.7	10.3
F		49	15	227	2.9	81.3	1.8	63.6	13.0
G		55	53	34	2.8	68.0	4.0	49.0	11.1
H		52～36	58	231***	4.1	78.2	2.7	55.4	21.5

*　し尿投入4%
**　高温1槽，中温3槽
***　し尿投入18%

5．まとめ

平成5年度の調査結果をまとめると以下の通りである.

1）実施設における汚泥管路輸送の状況について調査した結果，送泥条件が設計指針よりも大きな幅で行われていることがわかった.

2）回転粘度計を用いた汚泥粘度の測定方法について検討し，粗大粒子やチクソトロピーの影響のある場合の測定，補正方法について決定した.

3）汚泥輸送実験により4年度までに得られた結果を確認した．臨界レイノルズ数は約1700，遷移域は1700～2100程度であった．また，乱流域の新しい予測式の確立の必要性が示唆された.

4）半連続式の高温高濃度嫌気性消化実験を行った．温度条件の違いによるガス発生量やＶＳ分解率の差異は十分に確認できなかった.

5）わが国における高温消化の運転実績について調査し，消化日数は 12～58 日と大きくばらついていることがわかった.

参考文献

1). 笠井，松原，渡部，回転粘度計による汚泥の粘度の測定，土木学会第49回年講，pp. 910-911.
2). 中村，松原，渡部，回転粘度計による下水汚泥の流動特性の測定，第31回下研，pp. 577-579.
3). 松原，渡部，佐藤，笠井，下水汚泥の管路輸送における圧力損失の予測方法，環境工学研究論文集，Vol. 30，pp. 257-266.

Appendix　代表粘度の考え方と両壁面の値の平均値を使うことの妥当性について

汚泥が $\tau = kD^n$ なる擬塑性流体であるとする．これをギャップサイズの大きい回転粘度計で測定した場合，速度勾配 D が過小評価され流動曲線が図－１２の点線のようになる．このとき，あるせん断応力 τ_i に着目すれば，本来これに対応する速度勾配は D_p であるはずのものが D_i として測定されたことになる．このときの見かけ粘度を代表粘度 $\eta_{rep} = \tau_i / D_i$ とおけば，

$$\tau_i = kD_p^n = \eta_{rep} D_i \qquad \cdots\cdots\cdots (1)$$

また擬塑性流体の真の見かけ粘度が η_{rep} と等しくなる点を $(D_{rep},\ \tau_{rep})$ とすれば，この点において，

$$\tau_{rep} / D_{rep} = \eta_{rep} = kD_{rep}^{n-1} \qquad \cdots\cdots\cdots (2)$$

(1)，(2) より，$D_{rep} = (D_p^n / D_i)^{1/(n-1)}$ であるから，

$$D_{rep} / D_i = (D_p / D_i)^{n/(n-1)} \qquad \cdots\cdots\cdots (3)$$

と表される．ローターの角速度が ω_i のときのニュートン流体のローター壁面の速度勾配 D_i は，

$$D_i = 2\omega_i \delta^2 / (1-\delta^2) \qquad \cdots\cdots\cdots (4)$$

同様に，ローターの角速度が ω_i のときの擬塑性流体のローター壁面の速度勾配 D_p は，

$$D_p = 2\omega_i \delta^{2/n} / n(1-\delta^{2/n}) \qquad \cdots\cdots\cdots (5)$$

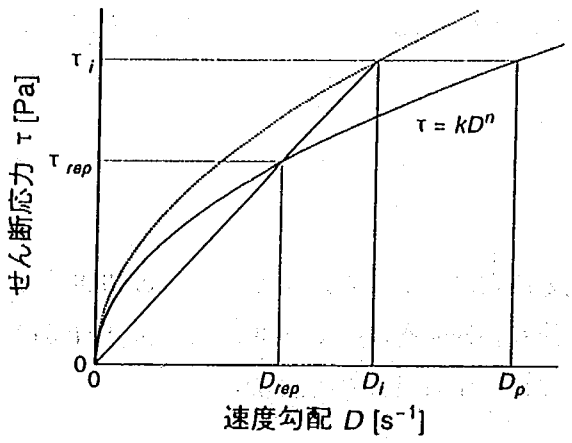
であるから，(3)，(4)，(5) より，

$$D_{rep} / D_i = \frac{1}{\delta^2}\left(\frac{1-\delta^2}{n(1-\delta^{2/n})}\right)^{n/(n-1)} \qquad \cdots\cdots\cdots (6)$$

(6) が，D_{rep} / D_i の理論式であるが，実際には n が不明であるため用いることができない．
一方，内外筒の両壁面の値の平均値を D_{rep} として用いた場合は，

$$D_{rep} / D_i = (1+\delta^2) / 2\delta^2 \qquad \cdots\cdots\cdots (7)$$

である．(6) と (7) の両者の比をとり，これを $0.1 \leqq n \leqq 0.9$，$1.1 \leqq \delta \leqq 1.4$ の範囲について計算すると表－７のようになる．比の値がほぼ１であることから，D_{rep} の値として両壁面の値の平均値を使うことの妥当性が示された．



図－１２　代表粘度の考え方

表－７　(7)式／(6)式の計算結果

n ＼ δ	1.1	1.2	1.3	1.4
0.9	1.001	1.005	1.010	1.016
0.8	1.001	1.004	1.008	1.014
0.7	1.001	1.003	1.006	1.010
0.6	1.001	1.002	1.004	1.006
0.5	1.000	1.000	1.000	1.000
0.4	0.999	0.997	0.995	0.991
0.3	0.998	0.993	0.986	0.978
0.2	0.996	0.984	0.969	0.953
0.1	0.988	0.962	0.931	0.901

12. 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　岡澤　邦明
研　究　員　平山　孝浩

1．まえがき

今後下水道が普及していくと、わが国の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。これまでこれらの処理場から発生する汚泥の大部分は脱水汚泥で処分あるいは緑農地利用されてきた。しかしながら、今後は処分地の受け入れの制限や緑農地利用の場合の取扱い性の悪さから、脱水汚泥での処分・利用はますます困難になると予想される。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。

平成５年度は本調査の初年度に当たり、主に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を行った。

3．緑農地利用下水汚泥の品質に関する調査

3．1　調査目的

下水汚泥を緑農地利用するにあたっては、いくつかの課題が指摘されている。その主なものは、衛生学上の安全性の確保、含有重金属類の低減、肥効成分のアンバランスの解消、有機物の安定化などである。この中でも特に、重金属類及び肥効成分含有量に関する品質に関心が集まっている。よって、下水汚泥の緑農地利用を促進するには、それを積極的に活用しようとする農業者と下水汚泥製品の供給者の相互の信頼を高めるための客観的な品質に関するガイドラインを設け、安心して利用できる優良な品質の下水汚泥製品の供給を促進することが必要である。

本調査は、既存汚泥製品中の重金属類及び肥効成分等の実態を把握し、そのガイドライン検討に資する基

礎資料を得るために実施した。

3．2　調査方法

下水汚泥を緑農地に資している全国の自治体を対象として、各自治体が定期的に分析・試験している汚泥及び汚泥製品中の重金属類(Hg, As, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr, Fe)、肥効成分類(N, P_2O_5, K_2O, Ca, Mg)の結果について平成３年度分の全てのデータをアンケート方式により収集した。同様に、緑農地利用汚泥の品質(N, 含水率, pH, 電気電導率, C/N比, アルカリ分, 有機物)の分析・試験結果をアンケート方式により収集した。また、全国の緑農地利用下水汚泥製品を収集し、重金属類・肥効成分等(Zn, Cu, N, P_2O_5, K_2O, 含水率, pH, 電気電導率, C/N比, アルカリ分, 有機物)について分析した。

以上の収集・分析により得られた全データ及び処理場毎に平均したデータ（以下平均データとする）を対象とし、汚泥の利用形態（脱水ケーキ、乾燥汚泥、汚泥コンポスト）毎に各試験・分析項目について統計解析を行った。ただし、脱水ケーキと乾燥汚泥は緑農地利用される場合の原料として試験・分析した結果も含めて解析した。

3．3　調査結果

平均データを対象とし、各汚泥利用形態毎に重金属含有量の平均値、標準偏差、中央値を求めた結果を表－１に示す。

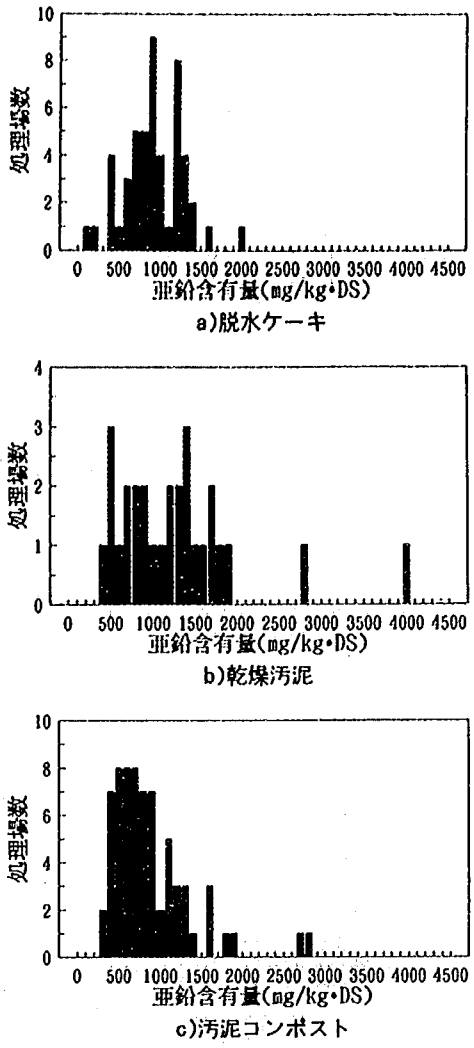
わが国では下水汚泥を特殊肥料として緑農地に利用する場合には、水銀、ヒ素、カドミウムの３項目について規制値を設定している。現在設定されている規制値は水銀が２mg/kg•DS以下、ヒ素が50mg/kg•DS以下、カドミウムが５mg/kg•DS以下である。水銀、ヒ素、カドミウムの平均値、中央値は規制値に比べて大幅に低く、これら３項目の規制においては全国的に規制値を満足しているといえる。

表－１　重金属含有量の解析結果（平均データ）

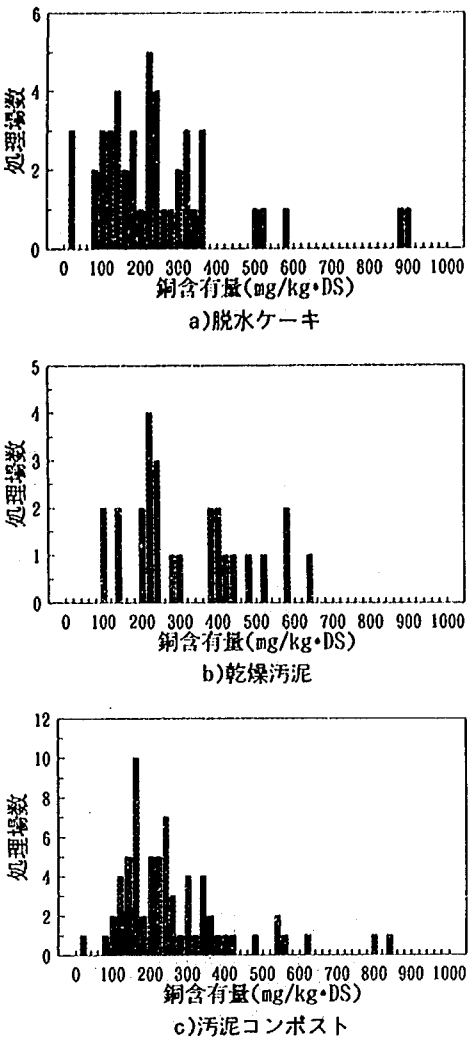
（単位　mg/kg•DS）

		Hg	As	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr
脱水ケーキ	有効数字件数	52	52	54	31	50	46	31	21
	平均値	0.88	6.44	2.09	93.9	872	240.2	32.0	47.0
	標準偏差	0.48	5.58	0.94	228.2	362	183.2	33.9	94.0
	中央値	0.80	5.10	1.90	35.9	833	209.0	21.0	21.0
乾燥汚泥	有効数字件数	21	21	21	11	28	26	4	7
	平均値	1.03	4.92	2.08	43.3	1232	308.1	25.5	57.6
	標準偏差	0.68	2.78	0.78	30.0	753	152.1	3.38	28.6
	中央値	0.84	3.57	1.94	27.0	1184	236.0	24.0	48.0
汚泥コンポスト	有効数字件数	38	37	38	22	68	67	16	21
	平均値	0.87	4.88	1.72	39.3	835	250.6	59.6	104.6
	標準偏差	0.34	3.47	0.87	27.2	492	154.2	67.7	196.3
	中央値	0.85	3.58	1.56	34.3	707	207.5	26.0	31.0

これら３項目の他にも、土壌汚染の観点からその蓄積性が懸念される銅、亜鉛について何らかのガイドラインを設けることが検討されている。平均データを対象として各汚泥利用形態毎に求めた亜鉛と銅の含有量の頻度分布を図－１、２に示す。亜鉛の含有量は、300～1700mg/kg•DSの範囲に主に分布おり、銅の含有量は、100～600mg/kg•DSの範囲に主に分布している。亜鉛、銅の含有量がそれぞれ2000、６００mg/kg•DSを超える処理場が数件あるが、これらは温泉廃水を受け入れている等の状況にある処理場である。各汚泥利用形態毎に求めた他の重金属含有量の頻度分布にも、銅・亜鉛と同様に主な分布範囲から大きく離れたデータが見られた。それらを除いた重金属含有量の主な分布範囲には汚泥利用形態の違いによる相違は認められなかった。



図－１　亜鉛含有量の頻度分布



図－２　銅含有量の頻度分布

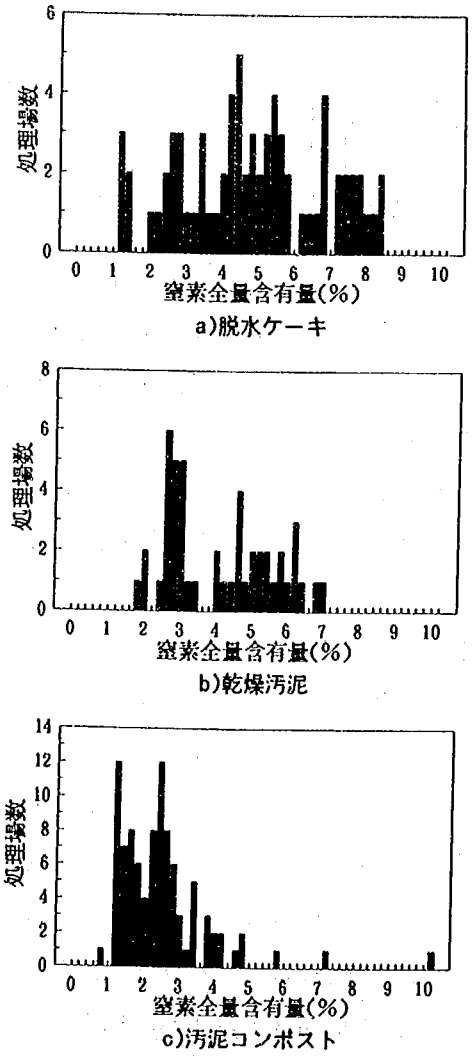
平均データを対象とし、各汚泥利用形態毎に肥効成分等の含有量及びその他の項目について、重金属の含有量と同様に解析した結果を表－２に示す。また、各汚泥利用形態毎の窒素、リン酸、カリ含有量、ｐＨ、アルカリ分含有量、Ｃ／Ｎ比の頻度分布を図－３～８に示す。

窒素の含有量は、脱水ケーキの場合には１～８％の範囲に分布し、乾燥汚泥の場合には２～７％の範囲に分布し、汚泥コンポストの場合には主に１～５％の範囲に分布している。リン酸・カリの含有量は、相対的に脱水ケーキの場合にその平均値が高く、分布範囲が広い傾向があるが、乾燥汚泥と汚泥コンポストを比較した場合、後者の場合に主な分布範囲よりも高い値が見られること以外には、リン酸とカリの含有量の傾向には大きな相違は認められない。ｐＨは脱水汚泥と乾燥汚泥の場合に脱水助材の違いによって、頻度分布の範囲が明確に分かれている。すなわち、脱水助材が高分子系の場合にｐＨは５～９の範囲に分布し、石灰系の場合に10以上である。しかしながら、汚泥コンポストの場合には脱水助材に関わらず、ｐＨは主に５～９の範囲に分布している。同様に脱水汚泥と乾燥汚泥のアルカリ分含有量は、脱水助材が石灰系の場合に多く、高分子系の場合に少ない傾向があるが、汚泥コンポストの場合には分布範囲を明確に分けるほどの相違はな

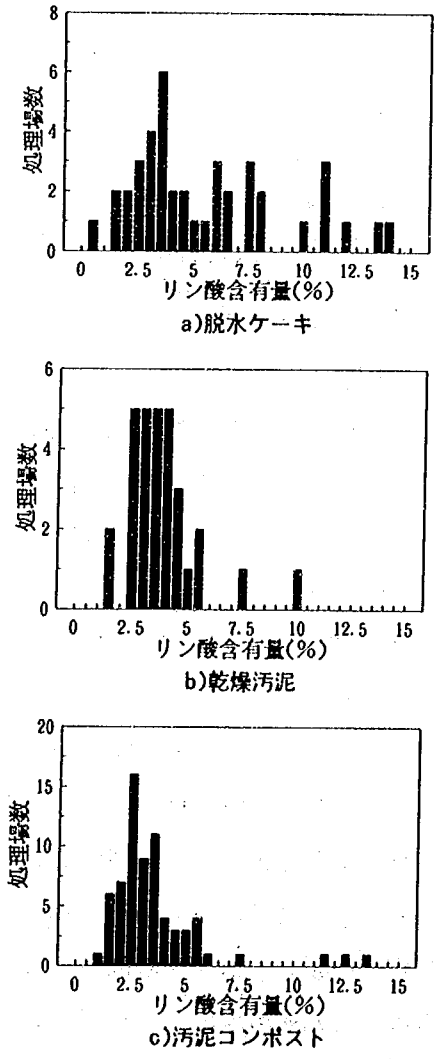
表－2　肥効成分含有量等の解析結果（平均データ）

		窒素 N (%)	リン酸 P_2O_5 (%)	カリ K_2O (%)	含水率 (%)	pH	C/N比	アルカリ分 (%)	有機物 (%)
脱水ケーキ	有効数字件数	71	41	40	33	30	21	48	29
	平均値	4.72	5.30	0.33	78.0	7.99	6.92	7.18	65.4
	最大値	8.30	13.7	1.20	87.0	12.40	13.9	31.6	97.6
	最小値	1.04	0.38	0.02	60.6	5.28	1.00	0.15	38.3
	標準偏差	1.94	3.44	0.24	6.29	2.00	2.68	8.7	15.5
	中央値	4.70	4.10	0.25	79.1	7.73	6.30	3.16	62.2
乾燥汚泥	有効数字件数	47	30	30	39	31	23	27	30
	平均値	4.01	3.62	0.29	16.8	7.11	6.53	7.10	53.3
	最大値	6.97	9.94	0.65	50.3	11.20	9.46	25.2	82.8
	最小値	1.80	1.32	0.03	3.2	5.40	2.70	0.23	26.7
	標準偏差	1.47	1.67	0.15	10.5	1.41	1.45	7.54	14.1
	中央値	3.98	3.17	0.23	14.1	6.80	6.40	3.20	53.7
汚泥コンポスト	有効数字件数	94	69	67	73	72	59	66	70
	平均値	2.41	3.35	0.31	30.0	7.28	9.43	11.9	45.8
	最大値	9.91	13.0	1.26	59.7	8.50	20.5	38.5	83.2
	最小値	0.72	0.96	0.07	0.56	5.10	3.20	0.74	16.3
	標準偏差	1.34	2.25	0.23	10.9	0.64	3.44	10.3	16.9
	中央値	2.25	2.81	0.23	28.1	7.48	8.95	8.40	43.3

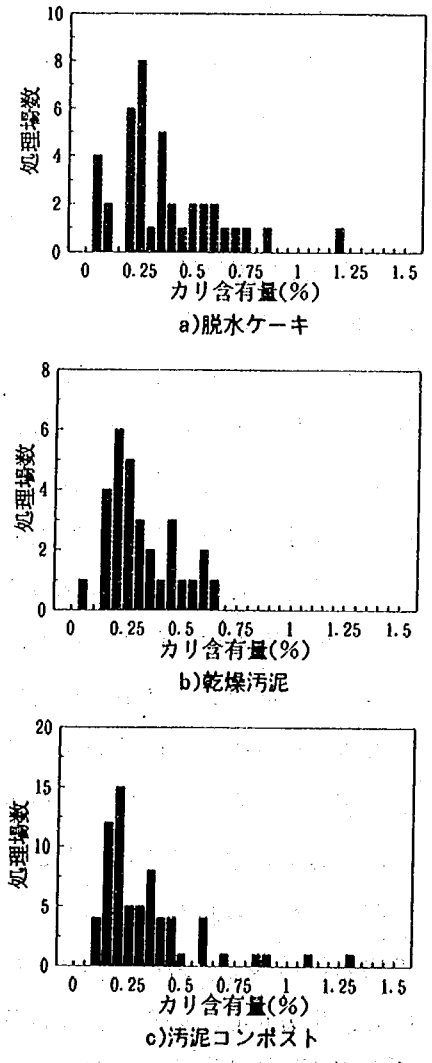
（含有量の単位は含水率以外全て乾物当たり）



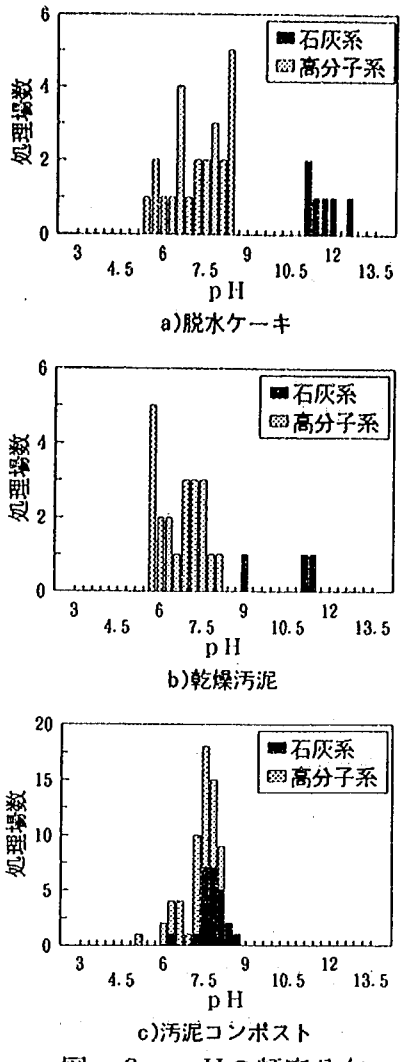
図－3　窒素含有量の頻度分布



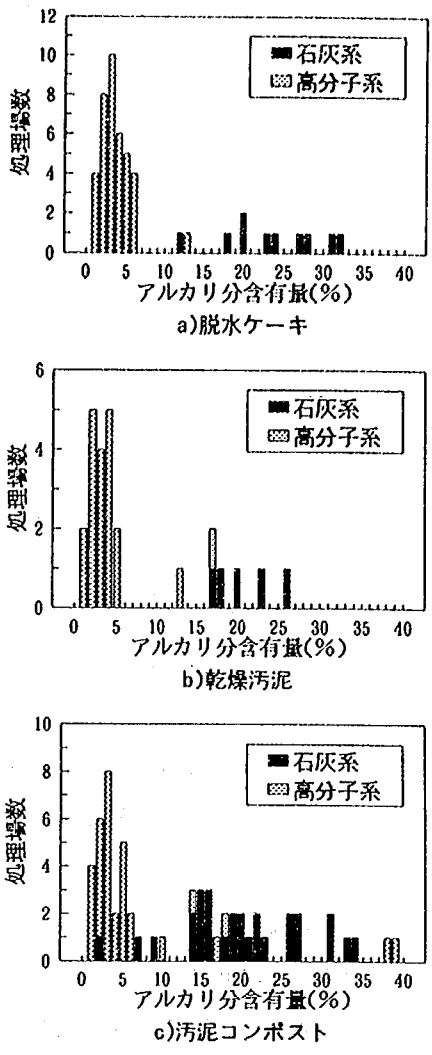
図－4　リン酸含有量の頻度分布



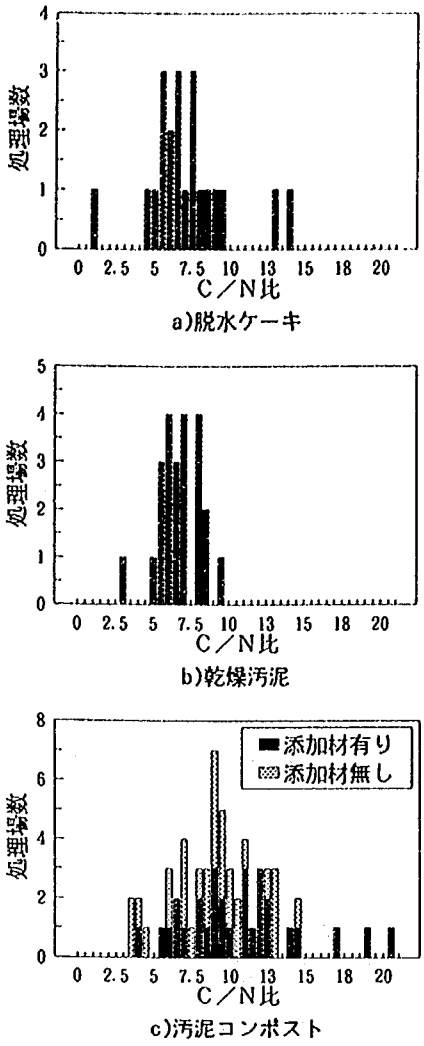
図－5　カリ含有量の頻度分布



図－6　pHの頻度分布



図－7　ｱﾙｶﾘ分含有量の頻度分布



図－8　C／N比の頻度分布

い。C／N比は脱水ケーキ及び乾燥汚泥の場合には５～10の範囲に主に分布しており、汚泥コンポストの場合は５～15の範囲に主に分布し、20を越えるものもある。汚泥コンポストで添加材を用いた場合にC／N比が高くなる傾向が見られる。

乾燥及びコンポスト化プロセスで有機物が分解されることから、有機物含有量は脱水ケーキ・乾燥汚泥・汚泥コンポストの順にその分布範囲が低くなるが、その頻度分布の傾向には各汚泥利用形態間の相違はなかった。

4．有機質肥料の使用状況、流通機構に関する調査

4．1　調査目的及び方法

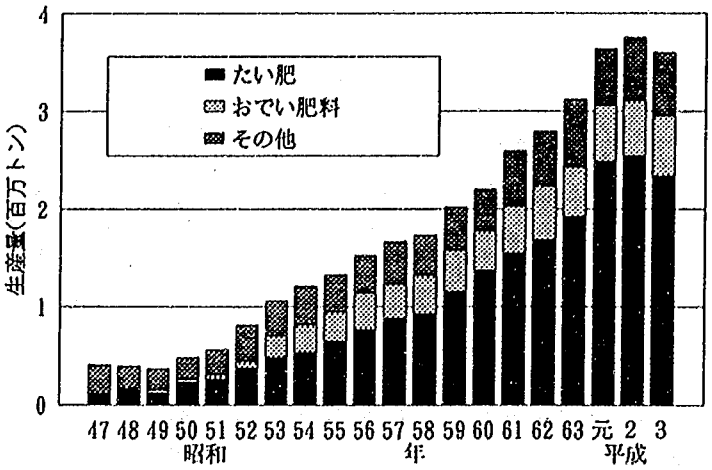
今後、下水汚泥の緑農地利用の拡大を推進するためには、緑農地利用下水汚泥製品の品質の向上・安定に加えて、有機質肥料市場の動向等を含めた総合的な検討が必要と考えられる。そこで、一般の市場で市販されている有機質肥料についてその使用状況、流通機構を調査した。

肥料には行政上普通肥料と特殊肥料があり、調査対象とする有機質肥料はその性状等によりこの２種類に分類される。下水汚泥を乾燥又はコンポスト化し肥料として緑農地に利用する場合には、特殊肥料に分類さ

れる。そこで、本調査では特殊肥料の中で明らかに無機成分が多いと考えられるもの以外を有機質肥料としその生産量及び流通機構について、文献及び聞き取り調査を行った。

4．2　調査結果

肥料要覧（農林水産省肥料機械課監修）から、特殊肥料の中で明らかに無機成分が多いと考えられるもの以外を有機質肥料として集計した。昭和47年から平成3年までの有機質肥料の生産量の経年変化を図－9に示す。有機質肥料はその大部分がたい肥であり、このたい肥にはバークたい肥、下水汚泥コンポスト等が含まれる。次に生産量の大きい有機質肥料はおでい肥料であり、おでいの種類には下水おでい、し尿おでい、食品工業おでい等がある。ここではこれら以外をその他とした。有機質肥料の生産量は昭和50年から54年まで毎年20～45％（前年比）、昭和55年から平成元年まで毎年10％前後（前年比）増加し、その後平成元年から360万トン前後で推移している。有機質肥料の生産量を使用量とするならば、平成3年にその生産量は減少しているが、それまでの長期的な増加傾向から有機質肥料の需要は今後伸びていくと考えられ、今後の下水汚泥の有機質肥料としての有効利用は有望であると考えられる。



図－9　特殊肥料生産量の経年変化

一般に肥料や土壌改良材の流通は農協系と非農協系との2系統に分類される。農協系の基本的な経路は全農→都道府県経済連→単位農協であり、非農協系では元売（商社）→卸売→小売の3段階から構成される。これらの経路に、元売から経済連、卸売から農協へといった流通も加わる。さらに、商品の性質や流通圏の範囲の相違によって、その流通経路は直売から他段階の経路を経るものまで、極めて複雑多様である。調査の結果、有機質肥料は全農で取り扱う量が全国生産量に比べて極めて少なかった。それゆえ、そのほとんどが非農協系の流通によるものと考えられるが、その実態の把握は困難であった。

5．まとめ

本調査では、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。その結果、下水汚泥を特殊肥料として用いる場合の規制項目は全国的に満足されていることが分かった。さらに、各汚泥利用形態毎の肥効成分等の含有量に関する特徴が明確にされた。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。有機質肥料は非農協系の流通によるものが大部分を占めていることが推察された。

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　髙島英二郎
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。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。これは、現在一般に行われている水質分析では、下水及び下水処理水の持つ性質、特に微量物質の動態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、下水道の持つ機能を十分把握することができないばかりか、下水処理水が放流先に及ぼす影響も十分把握することができない結果となっていると思われる。

本調査は、従来下水道の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する。

２．平成４年度までの調査結果

2.1　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_6、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_6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。

2.2 下水処理水中の微量物質の分析方法に関する調査

2.2.1 揮発性有機化合物の分析方法の検討

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。また、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。

下水処理場での揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の実態調査を行ったところ、濃度は低いが、多くの物質が検出された。

2.3 下水処理水の安全性の総合評価手法に関する基礎的検討

2.3.1 生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討

下水処理水の持つ生物に対する毒性を調査するために、タマミジンコ（*Moina macrocopa*）を用いた慢性毒性の実験方法の手法を検討した。生存日数、産仔回数、産仔数を指標として毒性の強さを検討した。実験に用いるコントロール条件として蒸留水、ベネック培養液、水道水（脱塩素）を検討した結果、蒸留水が最も適していた。

硝化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を用いて毒性の評価を行った。その結果、一次処理水よりも二次処理水の方が毒性が低下していた。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毒性が大きく評価された。試験方法については、対照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実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。

2.3.2 遺伝毒性試験の下水処理水への適用性に関する基礎的検討

遺伝毒性評価のために標準物質を用いた液体Rec-Assay法の基礎的検討を行い、揮発性物質等の試験方法の検討の必要性が示唆された。

３．平成５年度の調査内容

５年度は前年度に引き続き、以下の調査を行った。①揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討では、Ｐ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳ（パージアンドトラップ-ガスクロマトグラフ質量分析）とＨＳ-ＧＣ/ＭＳ（ヘッドスペース-ＧＣ/ＭＳ）を用いて、揮発性有機化合物の標準物質に関する比較分析を行った。②生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討では、硝化菌及びミジンコを用いて検討を行った。③下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査では、２ヶ所の下水処理場と、１ヶ所の工場排水処理施設について、水質分析及び生物を用いた水質評価を行った。④遺伝毒性試験の基礎的検討では、下水処理場の一次処理水及び二次処理水を用い、液体Rec-Assay法及び*umu*テストによる水質評価を試みた。

3.1 揮発性有機化合物（ＶＯＣ）の分析方法の検討

環境基準及び排水基準として追加が決まった新規項目のうちＶＯＣの分析法については、Ｐ&Ｔ-ＧＣ

/ＭＳを用いた方法またはＰ&Ｔ-ＧＣ(ECD、FID)、あるいはＨＳ-ＧＣ/ＭＳ法が測定方法として規定されている。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。５年度は、Ｐ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳとＨＳ-ＧＣ/ＭＳに関して、揮発性有機化合物の標準物質を用いて比較検討を行った。

3.1.1　調査方法

今回対象とした物質は、1,1-ジクロロエチレン、ジクロロメタン、トランス-1,2-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、クロロホルム、1,1,1-トリクロロエタン、四塩化炭素、ベンゼン、1,2-ジクロロエタン、トリクロロエチレン、1,2-ジクロロプロパン、ブロモジクロロメタン、シス-1,3-ジクロロプロペン、トルエン、トランス-1,3-ジクロロプロペン、1,1,2-トリクロロエタン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロメタン、m,p-キシレン、o-キシレン、ブロモホルム、p-ジクロロベンゼンの22成分である。これらの物質について、ヘッドスペース法，パージアンドトラップ法を用いたＧＣ/ＭＳで測定を行い、測定範囲の検討、再現性の検討等を行った。

1)パージアンドトラップ（Ｐ&Ｔ）法

Ｐ&Ｔ法では、試料中に含まれるＶＯＣをヘリウム等の不活性ガスで曝気して追い出し、高分子樹脂などにより構成されている吸着管に吸着させる。この後、吸着管を急速に加熱し、揮発性物質を再び脱着させ、ＧＣまたはＧＣ/ＭＳに注入する方法である。この注入にあたって、再び液体窒素等で極低温にして液体状態した後で加熱注入し（クライオフォーカス）、クロマトグラムのピークを鋭くさせる場合もある。測定の定量下限値はppbオーダーであると言われている。

検討に用いたＧＣ/ＭＳは、Hewlett-Packard社のＧＣ5890/ＭＳＤ5970であり、ＥＭは1,600Ｖで分析を行った。カラムは、ＧＬScience社のAQUATIC(0.25μm,60m)を使用した。Ｐ&Ｔ装置は、Tekmar社のＬＳＣ2000とＬＳＣ2000用オートサンプラーAQUATek50を組み合わせて使用した。

2)ヘッドスペース（ＨＳ）法

ＨＳ法は、試料をバイアル瓶等に約半分の一定量入れ、恒温槽で60℃程度に加温し、ＶＯＣが瓶中の液相と気相の間で平衡に達するように操作した後、気相部分をＧＣまたはＧＣ/ＭＳに注入する方法である。Ｐ&Ｔ法と同様に、クライオフォーカスを使用し、ピーク幅の広がりを抑える場合もある。試料中のＶＯＣ成分を全量使用するＰ&Ｔと異なり、平衡に達し気相に移行したもののみを分析に使用する。

検討に用いたＧＣ/ＭＳは、Ｐ&Ｔ装置で使用したものと同様である。カラムはＧＬScience社のAQUATIC(0.25μm,60m)を使用した。また、ＨＳ装置は、Tekmar社のTekmar7000を使用した。今回の実験では、ＧＣへの打ち込み時にクライオフォーカスを使用した。

3)標準液の調製

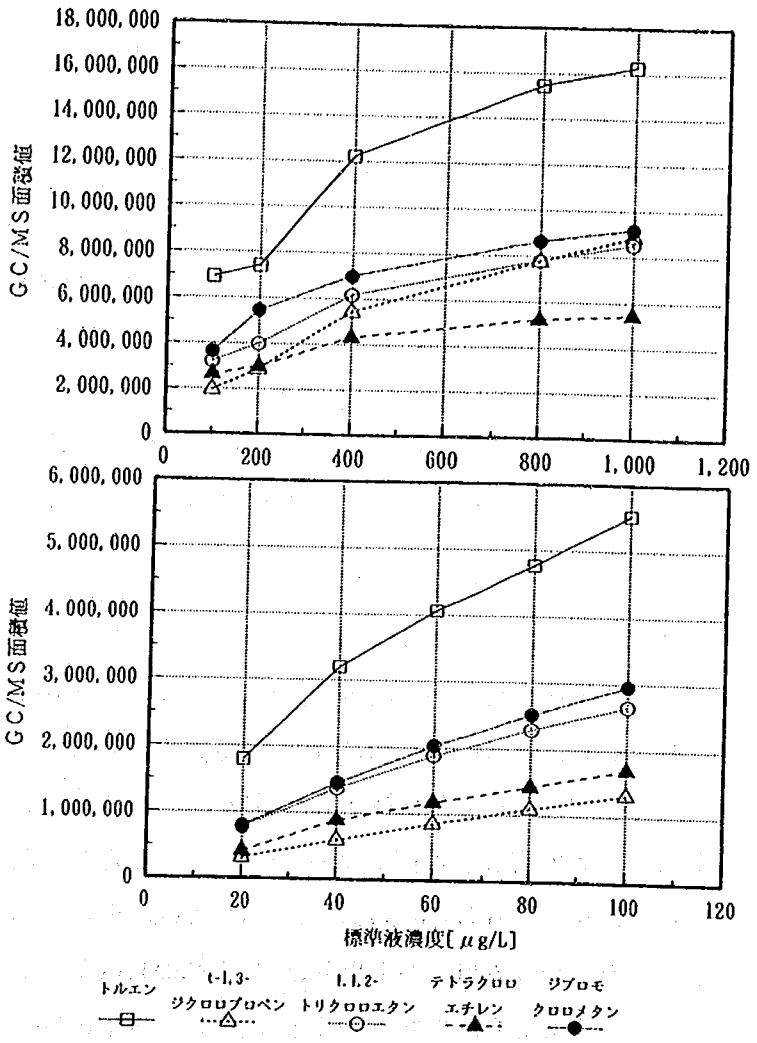
市販の高濃度標準物質（ＧＬScience製）を測定対象最高濃度（100μg/L）の10,000倍に希釈して標準

原液とし、標準原液を50mLの純水に5μL添加した後、20、40、60、80、100μg/Lの5段階の濃度の標準液を作成した。また高濃度域（100、200、400、800、1,000μg/L）の標準液についても同様にして作成した。なお、各標準液は、各標準液についてそれぞれ10,000倍の濃度の標準原液を調製した後、各標準原液について同じ希釈操作を施して作成する方が誤差が少ないと思われる。

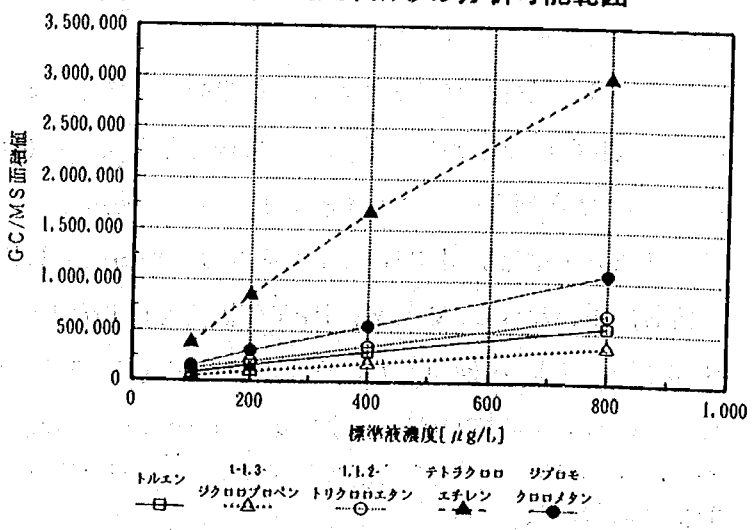
3.1.2　調査結果

P&T-GC/MSのデータ（検量線）の直線性に関する確認を標準液を用いて行った。結果の例を図-1に示す。GC/MSの検量線の直線性は各装置で異なるため、一般的な測定可能範囲は特定できないが、今回の実験では約100μg/L程度までは直線性が確認できた。しかし、他の物質に比べて面積値が大きくなるベンゼン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレン、p-ジクロロベンゼンなどは、40～60μg/L程度を超えると直線性がなくなった。HS法についてもP&T法と同様に検量線の直線性に関する検討を行った。HS法は、P&T法のようにサンプル中の揮発性成分全量を注入する方法ではなく、液相と平衡している気相の一部をGCに打ち込む方法であるため、P&T法よりもGC/MSへの揮発性成分投入質量が少ない。そのため、高濃度域の標準液でのみ実験を行った。実験結果の例を図-2に示す。HS法ではすべての物質で相関係数が0.99以上の値となっていた。P&T法では40μg/L程度で検量線の直線性が無くなっていたトルエン等6種類の物質についても、HS法では800μg/Lまでは検量線の直線性が得られていた。よって、高濃度の試料の測定を行う場合にはHS法を用いる方が有効であると考えられる。

P&T-GC/MSのピーク形状等の再現



図－1　P&T-GC/MSの分析可能範囲



図－2　HS-GC/MSの分析可能範囲

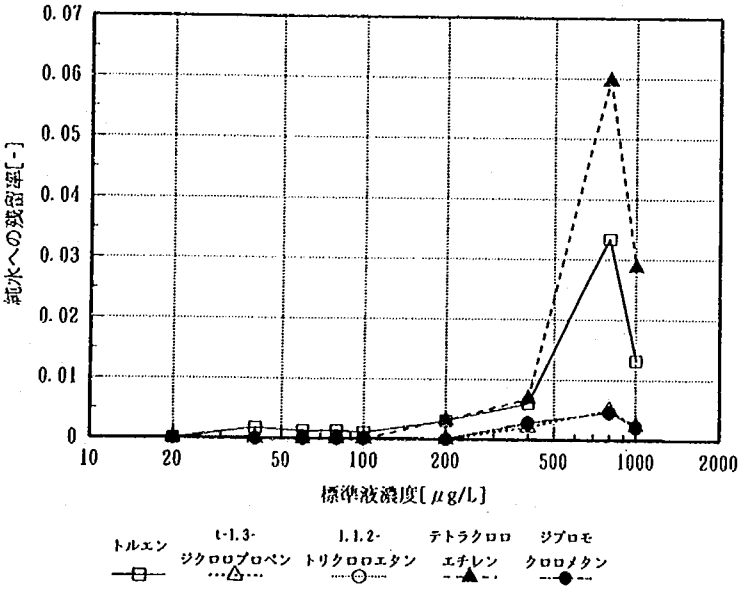
性を確認するために20及び40μg/Lに調製した標準液を３回分析し、変動係数をもとめた。結果を表-1に示す。変動係数は10%以内であった。

一般にＰ&Ｔ法の装置は、試料曝気部の方式等で２種類に大別される。今回使用した装置は同一の曝気部を使用し続ける方式のものである。この方式は、高濃度試料を測定する場合、比較的試料による汚染を受けやすい方式であると考えられる。そこで、標準液を分析した直後に純水を分析し、各物質の装置内への残留性を検討した。結果の例を図-3に示す。横軸は標準液の濃度、縦軸は標準液分析時の面積値に対する標準液分析直後に純水を分析した時の残留ピークの面積値の割合である。この装置の場合、100～200μg/Lを超えた時点で残留ピークが顕著になった。

これらのことから、ＶＯＣが高濃度で検出される可能性がある試料の分析をＰ&Ｔ法を用いて行う場合には、適正な希釈率で測定を行うために、試料の希釈率を大きくしたＰ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳ法、または、Ｐ&Ｔ-ＧＣ(FID)法等により、事前に試料中のＶＯＣの濃度を把握しておく必要がある。一方、ＨＳ法での測定の場合は、ＨＳ法の測定域が比較的広いため、希釈無しの測定も可能であると思われる。ただし、ＨＳ法は気液平衡を利用しているため、分析値が共存物質によって影響されると考えられることから、今後の検討が必要である。既存の分析手法・分析装置は、下水試料等のようにＶＯＣが高濃度で含まれる可能性がある試料を対象として開発されていないため、装置の技術的な改良が必要である。さらに、より下水試料等の分析に適用しやすい分析手法を開発する必要があると考えられる。

表－１　Ｐ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳのデータ再現性

	変動係数[%]		
	純水に添加		一次処理水
	20μg/L	40μg/L	40μg/L添加
1,1-ジクロロエチレン	3.54	1.64	1.83
ジクロロメタン	5.29	9.25	2.55
トランス-1,2-ジクロロエチレン	0.83	1.48	0.52
シス-1,2-ジクロロエチレン	2.04	1.90	0.60
クロロホルム	1.93	1.39	0.53
1,1,1-トリクロロエタン	3.17	1.27	1.67
四塩化炭素	2.90	1.36	1.29
1,2-ジクロロエタン	0.92	0.60	0.35
ベンゼン	2.37	1.85	1.02
トリクロロエチレン	3.52	2.30	1.28
1,2-ジクロロプロパン	2.04	1.42	0.57
ブロモジクロロメタン	2.00	1.29	0.51
シス-1,3-ジクロロプロペン	2.08	1.69	3.12
トルエン	2.83	1.86	1.03
トランス-1,3-ジクロロプロペン	1.96	1.79	2.23
1,1,2-トリクロロエタン	1.52	1.09	0.78
テトラクロロエチレン	4.95	3.08	2.47
ジブロモクロロメタン	2.88	2.00	1.06
m,p-キシレン	2.58	1.79	0.28
o-キシレン	2.43	1.53	0.63
ブロモホルム	3.35	2.09	1.27
o-ジクロロベンゼン	3.09	2.59	0.76



図－３　Ｐ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳの汚染残留性

3.2　生物を用いた毒性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、水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、3.1項でも示したとおり、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で判断されるものであると考えられることから、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思われる。本項では、4年度に引き続き、下水や下水処理水の総合的な毒性評価を目的として、硝化菌及びタマミジンコを用いた毒性評価法を検討した。また、これらの評価法の、実下水・下水処理水への適用性に関する検討を行った。結果は3.3項に示した。

3.2.1 ミジンコを用いた毒性評価に関する基礎的検討

4年度に引き続き、タマミジンコ（*Moina macrocopa*）を用いた毒性評価に関する基礎的検討を行った。試験方法は4年度[1]と同様である。試験には生後24時間以内の個体を使用し、餌はドライイーストを用いた。また、試験は全ての供試個体が死亡するまで行い、供試個体の生死と産仔数を毎日観察した。

1)タマミジンコの生存日数・産仔数・産仔回数

タマミジンコを用いた毒性評価を行うにあたり、タマミジンコの平均的な生存日数・産仔数・産仔回数を把握する必要がある。そのため、Moderately hard合成水[2]を培養液として用い、飼育試験を行った（毒性評価試験のコントロール系に相当）。試験は、タマミジンコを1回あたり10個体使用し、6回行った。タマミジンコの供試後の生存日数、生涯における産仔回数、産仔数を**表-2**に示す。表に示されるとおり、タマミジンコの生存日数・産仔数・産仔回数は安定しておらず、時期による差及び個体差が大きかった。特に1回あたりの産仔数については平均55.8個体産んだ場合もあれば、平均18.1個体しか産んでいない場合もあった。このため、タマミジンコによる生物検定試験を行う場合、試験を行う時期による差及び個体差による結果のばらつきを考慮に入れる必要がある。すなわち、サンプル水の毒性の評価を、一定期間に供試個体の死亡率が50%になる濃度LC_{50}（LC:Lethal Concentration）で示される絶対値で行う場合、コントロール系との比較を行っていないため、試験時期によって変わるタマミジンコの品質が、評価値LC_{50}に直接影響すると考えられる。一方、コントロール系の生存日数または産仔数と比較し、それらが50%になるサンプル水の濃度（濃縮倍率）をEC_{50}（EC：Effective Concentration）として評価に用いることもできる。この場合、生存日数のばらつきに比べ、産仔数はばらつきは大きかったものの、その評価はコントロール系との比較で行うため、コントロール系を試験の都度に実施すればタマミジンコの品質による差が評価値EC_{50}に及ぼす影響は比較的緩和されると考えられる。

表－2　タマミジンコの供試後の生存日数、生涯における産仔回数、総産仔数

	生存日数	産仔回数	産仔数
1回目 平均	9.6	2.6	23.8
2回目 平均	8.8	3.9	55.8
3回目 平均	10.8	4.3	42.0
4回目 平均	8.9	2.6	25.4
5回目 平均	6.6	1.9	18.1
6回目 平均	9.3	3.2	37.5
データ数 n	60（10個体づつ6回）		
全データ 平均	9.0	3.1	33.8
標準偏差	3.2	1.8	24.3
変動係数	0.35	0.59	0.72
最大値	14	6	85
最小値	1（n=2）	0	0（n=8）

2)アンモニアによる影響

一般に、下水にはアンモニアが含まれている。アンモニアは水生生物に対して毒性を有することが報告されている[3]ことから、タマミジンコのアンモニアに対する感受性を把握する必要がある。そこで、Moderately hard合成水に炭酸水素アンモニウムを溶解し、複数段階のアンモニア性窒素濃度を設定するアンモニア影響試験を４年度に引き続き行った。４年度及び５年度の生存日数と生涯産仔数のＥＣ$_{50}$を表-3に示す。アンモニアの毒性は主に分子状ＮＨ$_3$によるものであるためpHによって影響を受ける[3]。４年度の試験では試験開始時のpHは7.4～7.8であった（試験終了後は未測定）。５年度は塩酸または水酸化ナトリウムを用いてpHをほぼ7.5に調整してから試験を開始した。５年度の試験では、試験終了後のpHが上昇しており、アンモニア性窒素40、100、200mg-N/LのときのpHの平均はそれぞれ8.3、8.4、8.7となっていた。なお、全アンモニアに占める分子状ＮＨ$_3$の割合は、pH7.5のときに比べてpH8.0では３倍、pH8.5では８倍程度である[4]。

５年度は、従来から行ってきた個別培養（１容器に１個体）による試験に加えて集団培養による試験も行った。集団培養による試験とは、500mLの水に若齢（生後の経過時間は把握せず）のタマミジンコを10個体入れ、ほぼ12日後に増殖したタマミジンコの中から若齢のタマミジンコ10個体を取り出し新しい水に入れ再スタートし、残ったタマミジンコをホルマリン固定して沈殿させ、これを実体顕微鏡で計数する操作を繰り返したものである。アンモニア性窒素濃度を複数段階設定し、この操作を５回繰り返した時点での増殖後の個体数の平均から求めたＥＣ$_{50}$も表-3に記した。

個別培養系におけるＥＣ$_{50}$は、４年度と５年度で異なる値となった。これは、1)で言及したタマミジンコの時期的差・個体差が大きく影響しているためであると推察される。ただし、４年度と５年度の生涯産仔数のＥＣ$_{50}$の平均はアンモニア性窒素濃度100mg-N/L程度であり、集団培養系で得られた値とほぼ一致した。

表－３　アンモニア性窒素のＥＣ$_{50}$[mg-N/L]

	個別培養		集団培養
	生存日数	産仔数（生涯）	増殖後個体数
Ｈ４年度	１８０	１３０	
Ｈ５年度	１１０	６０	１００

3)供試ミジンコ種に関する検討

供試ミジンコ種として本調査ではミジンコ目ミジンコ科タマミジンコ属のタマミジンコ(*Moina macrocopa*)を用いた。一方、ＯＥＣＤ[5]ではミジンコ属のオオミジンコ(*Daphnia magna*)、Ｕ.Ｓ.ＥＰＡ[2]ではネコゼミジンコ属のニセネコゼミジンコ(*Ceriodaphnia dubia*)、Standard methods[6]ではミジンコ属(*Daphnia*)を指定している。*Daphnia magna*はＯＥＣＤで採用されているため広く毒性試験に使われており、化学物質への反応データが多くそろっている。しかし、*Daphnia magna*と*Ceriodaphnia dubia*は日本での確認例がきわめて少ないとされている[7][8]のに対して、*Moina macrocopa*は日本全国各地の水域に最も普通に生息するとのことである。建設省管理のダム・湖沼等で平成３～４年度に実施されたプランクトン調査データを収集し、整理を行ったところ、*Daphnia magna*と*Ceriodaphnia dubia*は全く確認されていなかった。放流先の生態系への影響を把握するという観点からは、日本全国に分布している種を用いる方が適当であると思われる。さらに、*Daphnia magna*は20℃で４ヶ月生きるとされている[6]。これに比

べて*Moina macrocopa*の生存期間はかなり短い。3.3.3項で示すとおり、生物への影響を調べる際には生涯にわたる観察をする方が適当であると考えられるが、*Moina macrocopa*は比較的容易に生涯を観察することが可能であり、多世代にわたる影響の観察についても実施可能な種である。また、種の選定にあたっては感受性の強さ、観察のしやすさ(個体の大きさ)も重要である。*Daphnia magna*の体長は2.2～5.0mm、*Ceriodaphnia dubia*は0.9～1.4mm、*Moina macrocopa*は0.8～1.2mmとされている[7]。今回の試験では*Moina macrocopa*の成体の生死の確認および仔の計数を行うにあたり、生後しばらく経てば肉眼での観察が可能であった。これらの点から*Moina macrocopa*は、比較的日本での使用に適する種であると考えられる。今後、さらに他の種について試験を行い、より適当な種を検討する必要がある。また、既存のデータの多い種についても試験を行い、感受性の違い等を比較する必要がある。

3.2.2　硝化菌を用いた毒性評価に関する基礎的検討

硝化菌を用いた毒性評価は、硝化菌の化学物質に対する感受性を、増殖のためのエネルギー獲得のための呼吸速度への阻害性で評価するものである。硝化菌（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[9]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)実験方法

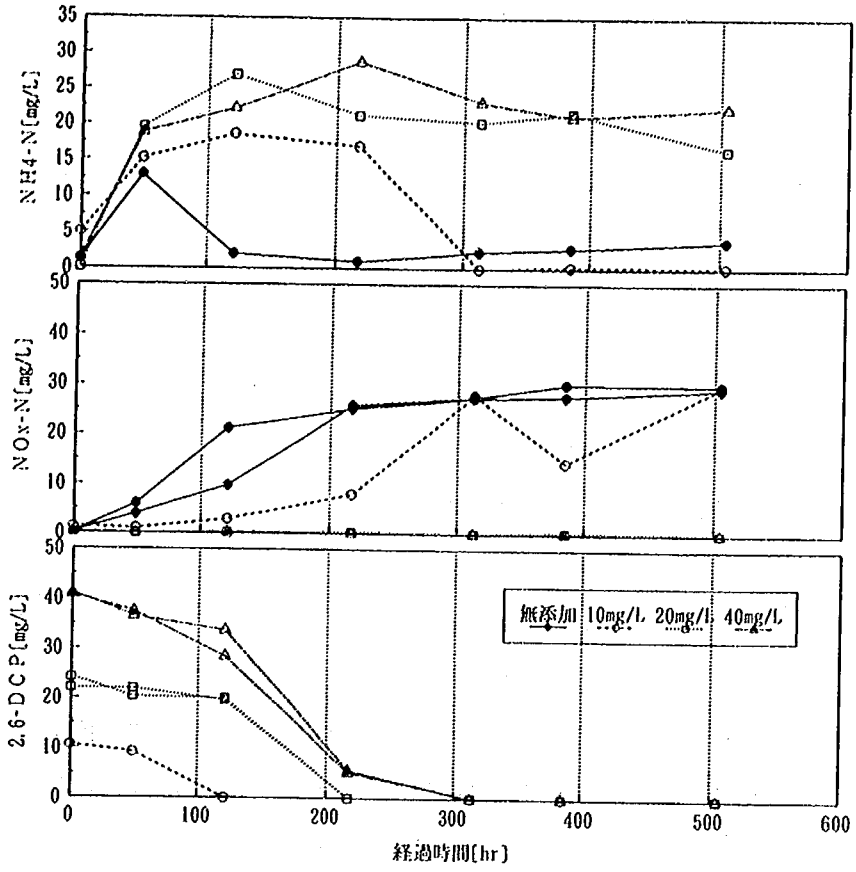
実験は、培養液中の微生物が消費した酸素を電気分解により自動的に補充し、補充量を記録する装置（クーロメータ）を用いて行った。今回使用した薬品は、ジクロロフェノール（ＤＣＰ）の2,4体及び2,6体である。なお、使用した2,4及び2,6-ＤＣＰの化学式は$C_6H_4OCl_2$（分子量163.0）であり、揮発性の低い、水に難溶の染料中間体である[10]。これらは、化学式では同等の物質であるが、構造が異なっている場合に、生物に与える影響の差異を把握するために選択した。実験は二種類行った。一方は培養を約500時間継続した実験であり、もう一方は24時間で代謝阻害性の評価を試みる実験である。実験の詳細については前年度[1]とほぼ同様である。概略を以下にまとめる。

培養を約500時間継続する実験（長時間培養実験）は、培養系に添加した薬品濃度の変化と硝化機能の関係を把握するために行った。実験に使用した微生物は人工下水で培養した活性汚泥である。この汚泥（ＳＳにして30mg/L）を人工下水に植種し、ＤＣＰ添加時の酸素消費量、NH_4-N、NO_2-NとNO_3-Nの和（NOx-N）、ＤＣＰ濃度の経時変化を測定した。

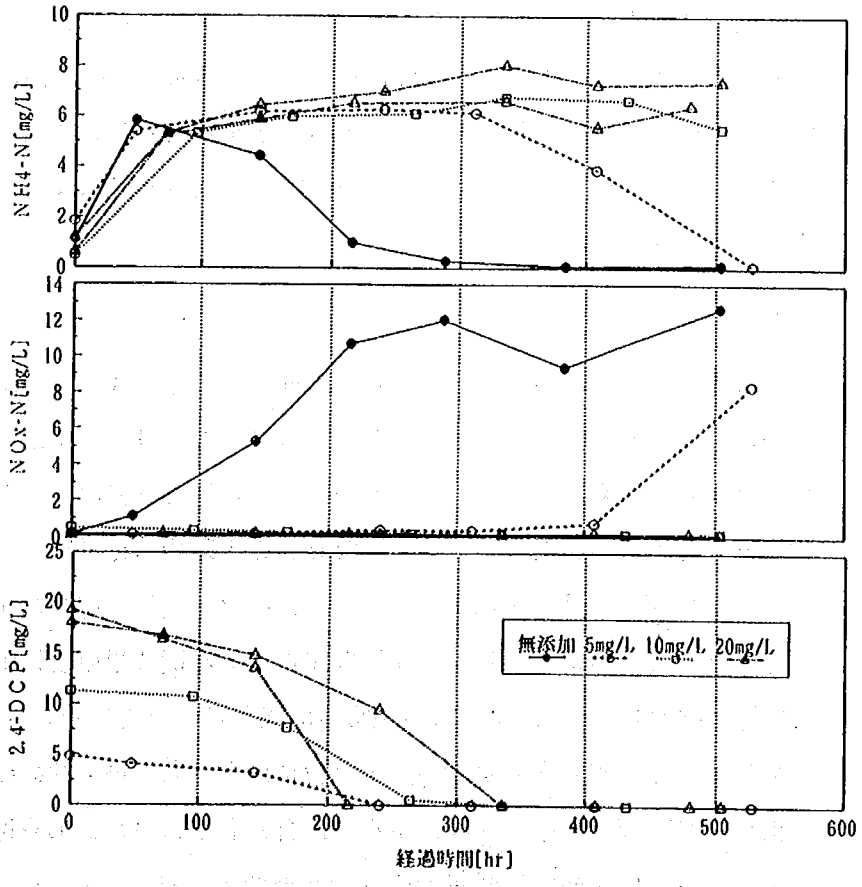
培養を24時間行い代謝阻害性の評価を行う実験（24時間代謝阻害性実験）は、毒性の把握を硝化機能の変化によって把握することを目的として行った。従って、実験に使用した微生物は、アンモニア性窒素100mg-N/Lと人工下水（BOD_5換算濃度50mg/L）を基質として与えて連続培養した硝化菌（混合系）である。実験には、pHの緩衝能力のあるPramer培地[11]を用い、調査対象となる薬品を加えた。培養は24時間行い、呼吸速度、硝化速度を測定した。コントロール系についても実験を行い、実験系とコントロール系の硝化菌の硝化能力を比較することにより調査対象薬品の毒性を評価した。

2)実験結果

長時間培養実験の結果を図-4,5に示す。ＤＣＰ無添加の系に比べ、ＤＣＰを添加した系のＮＯx-Ｎの生成速度は著しく遅くなった。2,6-ＤＣＰを10mg/L添加した系は、無添加の系に比べ、硝化速度が遅くなるものの、500時間程度経過した時点では無添加系と同程度まで硝化が進んでいた。2,6-ＤＣＰは実験開始後約100時間以降、水中に残留しておらず、ほぼこの時点から硝化機能が回復したと思われる。一方、2,6-ＤＣＰを20mg/L以上添加した系では、約200時間以降、培養液中に2,6-ＤＣＰが残留していなかったが、硝化機能はほとんど回復しなかった。また、2,4-ＤＣＰを5mg/L添加した系では、400時間程度経過した頃から硝化能力が回復しだしているが、10mg/L以上添加した系では、硝化がほとんど進まなかった。2,4-ＤＣＰ添加系では、2,6-ＤＣＰ添加系に比べ、ＤＣＰが水中に長く残留し、また、硝化能力の回復も遅かった。さらに、2,4-ＤＣＰ添加系の方がより低濃度で、実験期間中における活性汚泥の硝化能力回復を妨げた結果となった。水中のＤＣＰ濃度が減少する機構は明らかではないが、仮に生物により分解されているとすると、2,4-ＤＣＰは2,6-ＤＣＰよりも、生物による分解がされにくく、また、2,4-ＤＣＰの方がよ



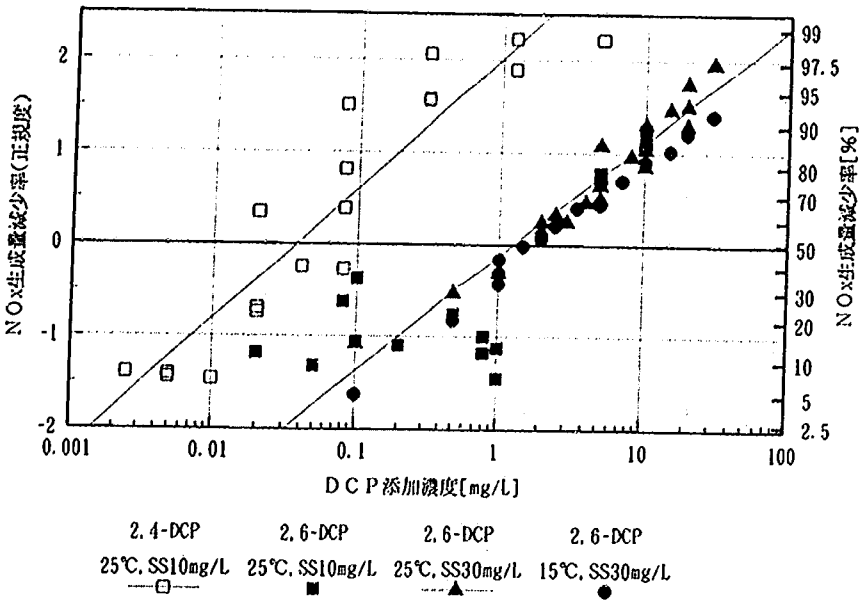
図－４　2,6-ＤＣＰ添加時の長時間培養実験結果



図－５　2,4-ＤＣＰ添加時の長時間培養実験結果

り低濃度で硝化菌（アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）の硝化能力に影響を与えると考えられる。

24時間代謝阻害性実験の結果を対数・正規確率図として図-6に示す。図の縦軸（正規度軸）はＤＣＰ添加系におけるＮＯx-Ｎ生成量がコントロール系での生成量に比べて減少した比率をあらわしたものであり、横軸（対数軸）はＤＣＰ添加濃度をあらわしている。□は2,4-ＤＣＰを添加した実験系で、硝化菌をＳＳとして10mg/L植種し、25℃で実験を行った結果である[1]。また、■▲●は2,6-ＤＣＰを添加した場合であるが、それぞれ植種量と培養温度が異なっている。2,4-ＤＣＰ添加系の50%代謝阻害濃度（EC_{50}）は0.037mg/L、2,6-ＤＣＰ添加系（25℃、30mg/L植種）のEC_{50}は1.3mg/Lとなっており、明らかに、2,4-ＤＣＰ添加系が、2,6-ＤＣＰ添加系よりも低濃度でＮＯx-Ｎ生成量に影響を与えた。実験条件としては、植種量が多い条件（30mg/L植種）の方が実験結果のばらつきが小さかったことから、実験に使用する適切な植種量の把握が必要であると考えられる。ただし、使用した硝化菌が混合系であるため、植種量のみならず植種の時期的な差による菌の能力差・耐性差も実験値のばらつきの原因として無視できないと思われる。従って、混合系で行う場合の硝化菌の品質管理の方法を検討する必要がある。また、培養温度が低い2,6-ＤＣＰ添加系（15℃）におけるＥC_{50}は1.8mg/Lであり、25℃培養の場合に比べてやや鈍感になったが、比較的影響は少なかった。



図－６　ＤＣＰ添加によるＮＯx-Ｎ生成量の減少
（24時間代謝阻害性実験結果）

3)考察

長時間培養実験から、2,6-ＤＣＰが活性汚泥の硝化機能に与える影響は、2,4-ＤＣＰが与える影響より小さいことが明らかとなった。2,4-ＤＣＰと2,6-ＤＣＰは構造異性体であるため、比較的似かよった物性を示すと考えられるが、下水処理に与える影響は異なることが明らかとなった。このことから、化学物質を各物質の濃度として捉える限り、流入水中の化学物質が下水処理過程に及ぼす影響、処理水が放流先に及ぼす影響を適切に把握するためには、異性体を含むすべての化学物質を定性・定量することが必要となると考えられる。しかしながら、24時間代謝阻害性実験の結果からは、硝化菌に及ぼす2,4体及び2,6体のＤＣＰ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た。今後、生物の能力の変化等を利用した、流入水・処理水のより総合的な水質評価方法の検討を進める必要があると考えられるが、硝化菌の24時間代謝阻害性は、下水中に含まれる微量物質の毒性検出方法として利用できる可能性がある。この方法は比較的短時間で行うことができ、流入水の持つ下水処理の硝化過程への阻害性を示す指

標としても利用できると考えられる。今後、他の化学物質への適用、供試菌の安定化、長時間培養実験及び実下水処理における硝化阻害との相関等の検討が必要であると考えられる。

3.3 下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査

3.3.1 調査方法

1)調査対象

４年度に引き続き、実下水処理場の一次処理水及び二次処理水（消毒前）について、その実態に関する調査を行った。５年度は、２ヶ所の下水処理場（処理場Ｅ及びＦ）について、４時間毎に６回、各採水点にて採水を行い、同量づつ混合した試料を分析に使用した。処理場Ｆについては、流入水についても調査対象とした。また、１ヶ所の工場排水処理施設（処理施設Ｇ）についても調査を行った。Ｇ処理施設から下水道へ排出される水は、シアン・クロム・酸・アルカリ系排水の処理水と捺染・染色排水が混合したものである。採水は、捺染・染色排水と下水道への排出水について、操業時間内に４回、４時間毎に行い、同量づつを混合し、試料とした。なお、各処理場の流入水に占める工場排水の割合はＥ処理場で９％、Ｆ処理場で６％である（前年度に調査を行ったＡ処理場は０％、Ｂ処理場は95％）[12]。

2)調査項目

調査対象処理場のコンポジットサンプルをろ紙（GF/B）でろ過した試料と未ろ過の試料について、有機物の指標としてＢＯＤ、ＣＯＤ、ＴＯＣを、有機塩素化合物に関連する指標としてＴＴＨＭ、ＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸ、ＴＯＸＦＰを測定した。ＴＴＨＭＦＰ及びＴＯＸＦＰの分析方法については４年度[1]と同様である。コンポジットサンプルのろ過試料については、ＶＯＣの定量も行った。定量にはＰ&Ｔ-ＧＣ/ＭＳを用いた。また、中沸点有機化合物の存在実態を把握するため、ＸＡＤ-２樹脂を用い、酸性・中性・塩基性で分画して濃縮し[13]、ＧＣ/ＭＳを用いて定性を行った。

水質分析に加え、生物を用いた水質評価も試みた。使用生物は3.2項で使用した硝化菌とタマミジンコである。試料はろ過したコンポジットサンプルを10倍に凍結濃縮[14]した後、10倍濃縮試料をイオン交換水によって数段階に希釈し、生物試験の添加試料として使用した[1]。タマミジンコを用いた水質評価は、3.2.1項と同様の試験法によって行った。硝化菌を用いた水質評価については、3.2.2項の24時間代謝阻害性実験とほぼ同じ方法を用いたが、試料中のNH_4-N濃度を統一するため、硫酸アンモニウムを加え、各10倍濃縮試料のNH_4-N濃度にそろえた。また、対照として、NH_4-Nが実験系と同濃度になるよう調製したPramer培地を用いた実験も行った。

3.3.2 水質分析結果

調査対象処理場の水質分析結果を、前年度の調査対象処理場Ａの結果とともに**表-4,5**に示す。

Ｅ、Ｆ両処理場ともＴＯＸ、ＴＯＸＦＰ、ＴＴＨＭ、ＴＴＨＭＦＰの値が、Ａ処理場の値と同等又はそれ以下であった。これらの値は、工場排水の流入量が少ない処理場の一般的な値と考えても大きな間違いはないと思われる。一方、工場排水処理を行っているＧ処理施設では、排出水中のＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸＦＰが共に１～５mg/Lであった。Ｇ処理施設の排出水の50%以上を占める染色系排水は、ほぼ全

表－4　下水処理場実態調査－有機物の分析結果

		A処理場 流入水	A処理場 一次処理水	A処理場 二次処理水	E処理場 流入水	E処理場 一次処理水	E処理場 二次処理水	F処理場 流入水	F処理場 初沈流入水	F処理場 一次処理水	F処理場 二次処理水	G処理施設 染色排水	G処理施設 排出水
非ろ過	BOD5 [mg/L]	214	94	1.8	150	145	5.1	91.8	155	59.8	4.4	430	81.5
	BOD5(ATU) [mg/L]	—	—	0.6	—	—	2.1	—	—	—	1.7	—	79.3
	CODMn [mg/L]	90.1	64.6	8.6	70.4	64.3	17.8	70	79.6	58.3	14.1	702	416
	CODcr [mg/L]	329	194	15.2	230	200	33.4	174	223	140	26.9	1366	784
	TOC [mg/L]	53.1	58.8	5.9	85.5	75	18.3	48.8	48.4	31.9	6	361	197
	TTHM [μg/L]	12.5	11.8	7.7	16.1	16.1	12	4.6	4.2	4.5	6.9	35.8	52.2
	TTHMFP [μg/L]	1411	2415	93	560	332	44.7	339	366	187	202	2218	1120
	TOX [μg/L]	63	64	35	100	121	87	55	66	45	48	574	416
	TOXFP [μg/L]	1724	4429	1986	7055	5031	220	4524	4186	2040	687	7894	4629
ろ過	BOD5 [mg/L]	71.2	40.8	0.9	71	45	2.5	22.1	37.5	18.6	0.6	214	69.5
	CODMn [mg/L]	39	35.3	7.9	29.3	32.3	15.4	20.9	31.2	32.2	11.1	582	364
	CODcr [mg/L]	109	107	12.6	64	69.5	31.4	44.9	76.2	67.6	20.8	1198	630
	TOC [mg/L]	30.3	33.3	5	36.1	35	16.3	16.4	21.1	21.3	5.6	263	151
	TTHM [μg/L]	10.3	10.9	7.5	15.3	15.2	11.1	3.8	3.6	4	4.3	35	52.2
	TTHMFP [μg/L]	528	666	76.2	110	87.1	31.4	95.4	101	140	188	1664	941
	TOX [μg/L]	55	58	33	96	106	82	25	35	33	26	424	362
	TOXFP [μg/L]	1097	1011	431	652	626	219	697	765	734	574	5255	2651

表－5　下水処理場実態調査－微量有機物の分析結果

物質名 [μg/L]	A処理場 流入水	A処理場 一次処理水	A処理場 二次処理水	E処理場 流入水	E処理場 一次処理水	E処理場 二次処理水	F処理場 流入水	F処理場 初沈流入水	F処理場 一次処理水	F処理場 二次処理水	G処理施設 染色排水	G処理施設 排出水	排水基準または指針値
トリクロロエチレン	0	0	0	0.16	0.97	0.18	0.23	0.2	0.13	0.11	0	0	300
テトラクロロエチレン	1.26	1.42	0	0.16	0.15	1.4	0.19	0.14	0.15	0.07	0	0.07	100
ジクロロメタン	0	1.89	0	20.4	0	0	0.54	29.82	1.31	1.48	0	0	200
四塩化炭素	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	20
1,2-ジクロロエタン	0	0	0	2.47	1.3	0	0.05	0.07	0.07	0.06	0.2	0	40
1,1-ジクロロエチレン	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	20
シス-1,2-ジクロロエチレン	0	0	0	0	0	0	0.14	0.09	0.09	0.04	0.24	0	40
1,1,1-トリクロロエタン	0	0	0	0.39	0.16	0.16	0.14	0.1	0.06	0.27	0	0	3000
1,1,2-トリクロロエタン	0	0	0	0.01	0	0	0.06	0.06	0.01	0.02	0.01	0.01	60
1,3-ジクロロプロペン	1.72	0.63	0	0.09	0.42	0	0	0.07	0.04	0	17.13	0.09	20
シス-1,3-ジクロロプロペン	0	0	0	0.09	0.42	0	0	0.07	0.04	0	0.18	0.03	
トランス-1,3-ジクロロプロペン	1.72	0.63	0	0	0	0	0	0	0	0	16.95	0.06	
ベンゼン	0	0	0	0.01	0.02	0	0.05	0.07	0.06	0.05	0	0	100
トリハロメタン	7.49	4.67	0	0.76	0	0	0.15	0.05	0.14	0.31	0.12	0	
クロロホルム	7.49	4.67	0	0.69	0	0	0.15	0.05	0.13	0.28	0	0	60
ブロモジクロロメタン	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0.01	0.03	0.01	0	
ジブロモクロロメタン	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.11	0	
ブロモホルム	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
トランス-1,2-ジクロロエチレン	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40
1,2-ジクロロプロパン	0	0	0	0.15	0.01	0	0	0	0	0	0	0	60
o-ジクロロベンゼン	1.81	3.54	1.82	0.4	0.62	0.4	0.28	0.52	0.47	0.18	0.18	0	300
トルエン	37.72	18.2	0	0.06	1.67	1.53	8.81	12.31	6.72	2.69	0.01	0.08	600
キシレン	0	0.01	0	4.24	4.81	0.38	0.98	1.64	3.58	0.12	0.71	0	400
o-キシレン	0	0.01	0	1.84	2.14	0.16	0.39	0.72	1.55	0.04	0.7	0	
m-,p-キシレン	0	0	0	2.4	2.66	0.22	0.59	0.91	2.03	0.07	0.01	0	
中沸点有機化合物定性数	3	36	10	24	21	17	17	11	12	10	29	32	

ての分析項目で、生活系の排水が主であるE、F処理場の流入水質の10～20倍の値を示した。

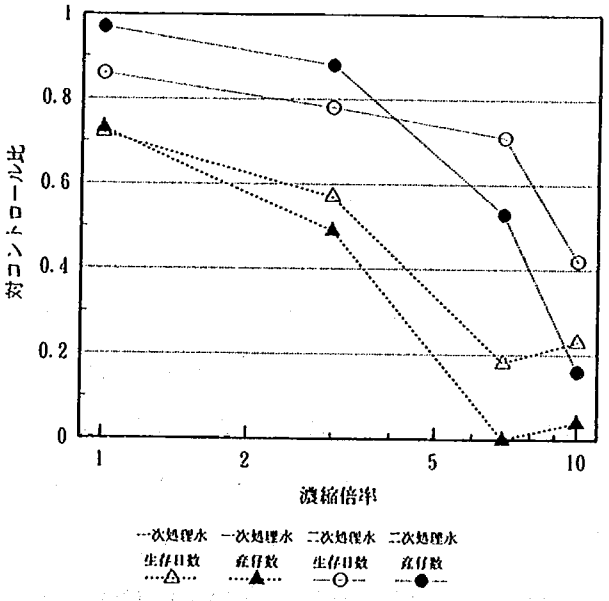
E、F処理場の各試料のVOC濃度は排水基準に比べて十分低いが、GC/MSを用いて分析を行ったため、ごく低濃度ながらも各物質の存在は確認することができた。中沸点有機化合物についても、相当数のピークが現れ、いくつかのピークについては定性を行うことができた。表-5に、定性が可能であったピークの数を示す。各処理場共に、処理が進むにしたがって、定性が可能なピークの数が減少した。ただし、これらの物質には各処理場間のみならず、同一処理場の各試料間でも共通に出現する物質は非常に少なく、ほぼ共通に出現した物質はフタル酸ジエチルヘキシルのみであった。今回の調査では中沸点有機化合物のうち、フタル酸ジエチルヘキシルのみ定量を行った。その結果、最も高い値を示した試

料はF処理場の一次処理水であり、濃度は15μg/Lであった。二次処理水で最も高い値を示した試料はA処理場の試料であり、濃度は1.1μg/Lであった。なお、フタル酸ジエチルヘキシルは環境基準の要監視項目にも含まれており、指針値は60μg/L以下とされている。

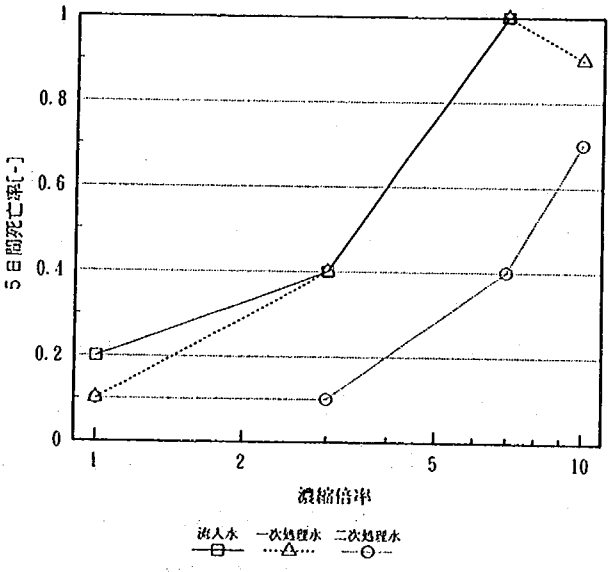
3.3.3 生物を用いた水質評価結果

1)タマミジンコを用いた毒性評価

各濃縮倍率ごとの試料に10個体づつのタマミジンコを供試し、供試後の生存状況と産仔数を指標としてサンプル水の毒性の評価を行った。得られた結果の例を図-7,8に示す。横軸は濃度（濃縮倍率）の対数、縦軸は対コントロール比または死亡率である。これらの図からＥＣ$_{50}$及びＬＣ$_{50}$を読みとった[15]。ＥＣ$_{50}$はコントロール系と比較して生存日数または産仔数が50%になったサンプル水の濃縮倍率であり、生存日数のＥＣ$_{50}$及び供試後５日間・７日間・生涯のそれぞれの期間における産仔数のＥＣ$_{50}$を算出した。ＬＣ$_{50}$は一定期間内に供試個体の死亡率が50%になった濃縮倍率であり、供試後１・５・７日間のＬＣ$_{50}$を算出した。結果を表-6に示す。ほぼ全ての処理場で、一次処理水より二次処理水のＥＣ$_{50}$及びＬＣ$_{50}$の値が大きくなった。これは、二次処理水の毒性が軽減されていることを示している。流入水中の工場排水の割合が小さいA、E、F処理場については、ほぼ全てのＥＣ$_{50}$、ＬＣ$_{50}$の値が１を超えて



図－７　試料濃縮倍率と生存日数・生涯産仔数の対コントロール比との関係（Ｅ処理場）



図－８　試料濃縮倍率と５日間での死亡率との関係（Ｅ処理場）

表－６　各下水処理場試料の濃縮倍率で示したタマミジンコに対するＥＣ$_{50}$、ＬＣ$_{50}$

処理場	A		B		E		F			G
	一次	二次	一次	二次	一次	二次	流入	一次	二次	排出水
生存日数ＥＣ$_{50}$	3.0	11.7	<0.5	<0.5	2.5	4.1	4.2	3.5	9.1	0.62
１日ＬＣ$_{50}$	6.0	>10	0.84	1.4	5.1	4.9	4.9	5.2	>10	1.1
５日ＬＣ$_{50}$	1.9	10	<0.5	<0.5	2.7	4.9	3.5	3.5	7.9	0.59
７日ＬＣ$_{50}$	0.8	5.1	<0.5	<0.5	2.0	3.4		0.6		0.55
産仔数ＥＣ$_{50}$										
５日	2.1	10.5	<0.5	<0.5	2.7	4.9	4.4	3.5	7.2	0.60
７日	1.8	8.5	<0.5	<0.5	2.0	4.4	4.7	3.4	7.6	0.60
生涯	1.5	7.6	<0.5	<0.5	1.5	3.5	4.6	3.0	7.2	0.59

いた。これは、試料の毒性が低いため、試料の濃縮を行わなければ50%の機能低下または死亡率が起こる濃度に至らないことを示している。一方、流入水のほとんどが工場排水によって占められるB処理場、G処理施設の試料については、EC_{50}、LC_{50}の値が1未満となり、相対的に高い毒性を示す結果となった。

異なる試験期間でのLC_{50}の値は1日＞5日＞7日となった。1日のLC_{50}は高いレベルの毒性（急性毒性）を測る指標である。一方、表-2で示したように、コントロール系でのタマミジンコの平均生存日数は9日であり、7日はこれに近い日数である。従って、7日のLC_{50}は低い毒性を示すことになる。これらに対して、生存日数のEC_{50}は供試生物の寿命を半分にする毒性の濃度である。寿命が異なる他の生物との比較等への適用を考慮すると、試料中の物質の供試生物への影響の大きさを見るための指標としては生存日数のEC_{50}の方が適切であると考えられる。また、生存日数のEC_{50}と5日のLC_{50}は同程度の値となっていた。これは、5日はタマミジンコの平均生存日数の約半分であるためであり、「生存日数のEC_{50}」と「コントロール系での生存日数の半分の期間のLC_{50}」は、ほぼ同じ値をとると考えられる。

異なる試験期間での産仔数のEC_{50}の値は概ね5日＞7日＞生涯となり、試験期間が長いほど低い濃度で影響を受けた。これは、生涯の終わりの方ほど毒性の影響を強く受けるためであると考えられる。期間が長いほどEC_{50}が小さくなり、試料の毒性が大きく評価されていくことから、短期間の試験では排水の毒性を過小に評価するおそれがある。したがって、生態系への影響を見る際には、供試生物の生涯にわたる観察をする方が適当であると考えられる。

表-7に、各下水処理場試料について、生涯産仔数のEC_{50}の濃縮倍率における、アンモニア性窒素濃度と概ねのpH値を示す。下水処理場サンプル水の試験では濃縮倍率が上がるとpHが上昇する傾向が見られた。表-3のアンモニア影響試験の結果と比較すると、各下水処理場試料のEC_{50}における毒性の主な要因はアンモニアの影響と考えられるが、それ以外の要因も無視できないと思われる。特に、A処理場とF処理場の二次処理水のEC_{50}におけるアンモニア濃度では、産仔数を大きく減少させるとは考えにくく、下水中に含まれている毒性物質及び浸透圧等が影響していると推察される。特に浸透圧については、下水処理水を濃縮することにより、必然的にその影響が強まると予想される。タマミジンコへの浸透圧の影響が現れる溶解性物質濃度については、十分な知見を得ていない。本調査における下水処理場試料の溶解性物質濃度は測定していないが、下水処理水の平均イオン濃度は約400mg/Lであったとの調査結果がある[16]。また、塩分濃度と淡水プランクトンの関係について、タマミジンコの増殖可能水域の塩分濃度は1,200 Clmg/L以下、生存可能水域は3,200 Clmg/L以下との報告がある[17]。これらから、今回の下水処理場試料の濃縮水に関する試験に関して、浸透圧の影響があったことが十分予想される。したがって、下水処理水の濃縮法に関する検討が必要である。

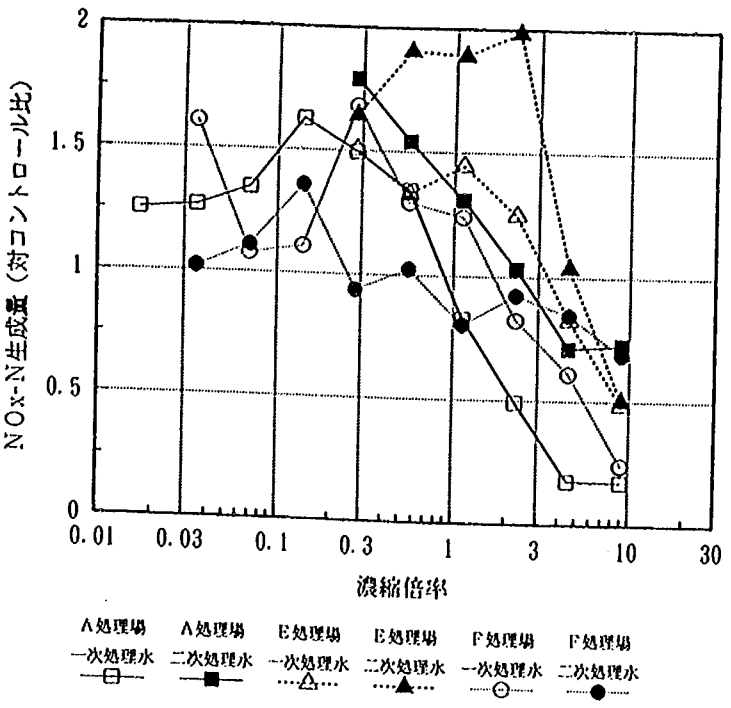
表－7　下水処理場試料の濃縮倍率で示した生涯産仔数のEC_{50}における アンモニア性窒素濃度とpH

処理場	A		E		F			G
	一次	二次	一次	二次	流入	一次	二次	排出水
生涯産仔数EC_{50}（濃縮倍率）	1.5	7.6	1.5	3.5	4.6	3.0	7.2	0.59
ｱﾝﾓﾆｱ性窒素[mg-N/L]	26	1.0	28	58	68	47	0.3	39
EC_{50}付近濃度の平均pH	7.7	8.8	8.0	8.2	8.5	8.3	8.0	8.2

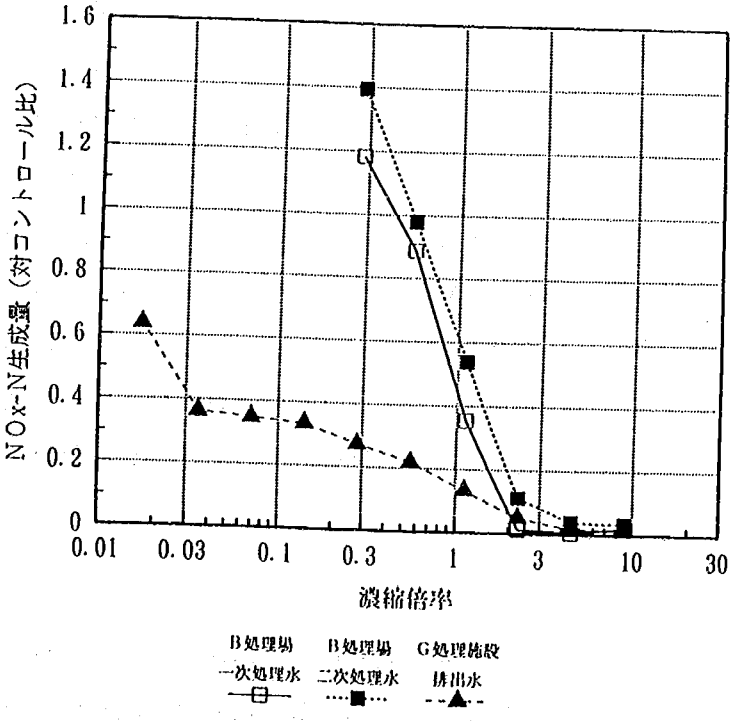
2)硝化菌を用いた毒性評価

実験系のコントロール系に対する硝化菌の代謝阻害性を評価することにより試料の毒性を評価した。実験結果を図-9,10に示す。横軸は培養液に含まれる原サンプルの濃縮倍率、縦軸は培養期間中のNO_2-NとNO_3-Nの生成量の和（NOx-N）をPramer培地によるコントロール系との相対値で示したものである。NOx-N生成量に影響する因子はNH_4-N、DO濃度、pH、温度、その他の硝化菌の代謝速度を阻害する要因の違いであると考えられる。一次、二次処理水ともに濃縮倍率を高めていくとNOx-N生成量が減少し、処理場によってその代謝阻害の程度が異なっていた。同一処理場では処理場の一次処理水より二次処理水の方が代謝阻害性が低下していた。また、濃縮倍率を下げ、希釈していくと、Pramerの培地をもとにしたコントロール系よりもNOx-N生成量が大きくなる傾向が見られた。

硝化菌を用いた毒性評価とタマミジンコを用いた毒性評価との比較を図-11に示す。図中の硝化菌の毒性評価は、Pramer培地によるコントロール系を対照として算出したものである。硝化菌よりも、タマミジンコを用いる方が感受性が大きくなる傾向がみられた。これは、コントロール系の培養液組成よりも希釈した下水の組成の方が硝化菌の増殖に優位になる場合があることが原因の一つであると考えられる。希釈下水での最大NOx-N生成量を対照とした場合を図-12に示す。この図では、硝化菌による毒性評価とタマミジンコを用いた方法の検出感度は同等程度となった。今後、対照として用いる培地の検討、毒性評価のためのデータの数値化手法の検討、他の生物を用いた水質評価との相関などの検討が必要で

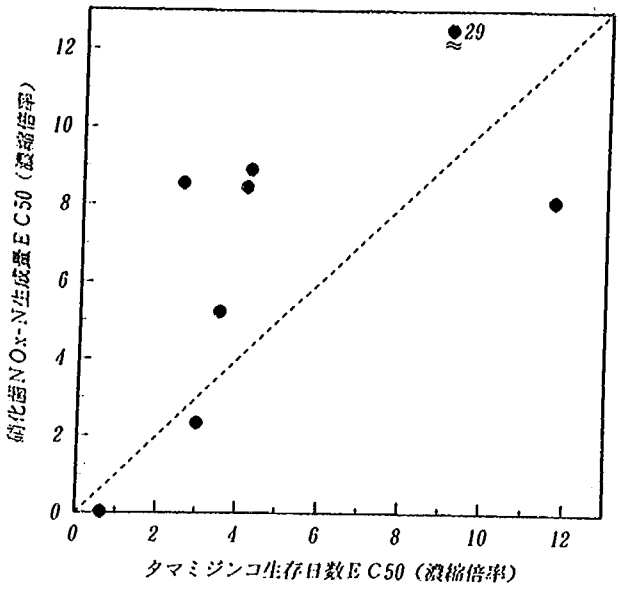


図－9　下水処理場試料による
24時間代謝阻害性実験結果
（工場排水流入率 10%以下）

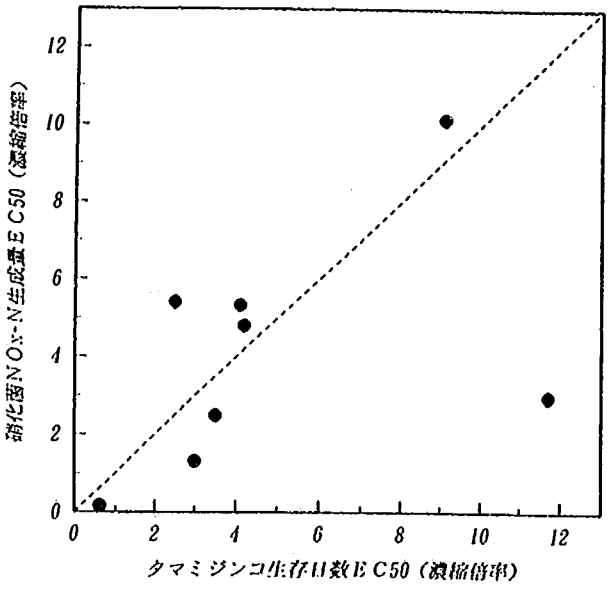


図－10　下水処理場試料による
24時間代謝阻害性実験結果
（工場排水流入率 95%以上）

ある。



図－11　タマミジンコと硝化菌のＥＣ$_{50}$比較
（硝化菌のＥＣ$_{50}$は対コントロール値より算出）



図－12　タマミジンコと硝化菌のＥＣ$_{50}$比較
（硝化菌のＥＣ$_{50}$は対最大値より算出）

3.4　遺伝毒性試験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の評価方法の他、生物の遺伝情報に対する毒性（変異原性）を評価する方法が開発されつつある。一般的な変異原性試験には、発ガン性試験のスクリーニング試験として始められたAmes試験の他、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を用いる試験が考案されている。下水処理水等の評価にこれらの試験を応用するためには、下水への適用性のみならず、測定に要する時間、経費、施設経費、操作の容易さなどの観点からの検討も必要であり、原核生物細胞における遺伝子の突然変異の発生を測定する方法にある程度しぼられてくるものと思われる。５年度は、原核生物細胞における遺伝子の突然変異の発生を測定する方法の内、液体Rec-Assay法及び簡易*umu*テストに関して、下水処理水への適用性に関する検討を行った。

3.4.1　調査方法

４年度に微量化学物質の実態に関する調査を行ったＡ処理場で、一次処理水、二次処理水（塩素消毒の前後）を採水し、試料として用いた。試料は、ろ紙（No.5A）でろ過した後、pHを酸性・中性・塩基性に調整し、ＸＡＤ-２樹脂を用いて濃縮した。最終的にＤＭＳＯ（DimethylSulfoxide）に溶解させたものを、液体Rec-Assay法及び簡易*umu*テストの試料とした。

液体Rec-Assay法は、枯草菌（*Bacillus subtillus*）の正常株（H17株、Rec^{+}）と、ＤＮＡ修復欠損株（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方法である[18]。また、*umu*テストは、ＤＮＡ損傷時にみられる修復反応（ＳＯＳ反応）を、ＳＯＳ遺伝子の発現を検知することでＤＮＡの損傷の程度を把握し化学物質の変異原性を評価する方法である[18]。本調

査では、*umu*テストの簡易法である、umuラックを用いた。

3.4.2　調査結果

液体Rec-Assayの結果をS-Probit[18]として表-8に示す。表に示した結果はS-9mixを添加した場合である。また、表に記されているpH値は濃縮時に行った分画のpH値である。pH10分画の結果のみ塩素消毒前のS-Probit値が一次処理水での値を上回っていたが、概して処理が進むにつれ値が小さくなっていた。S-Probit値は小さいほどDNA損傷性が小さくなると考えられていることから[18]、下水処理過程によって変異原性が小さくなっていると考えることができると思われる。*umu*テストについてもほぼ同様に下水処理が進むにつれ変異原性が小さくなるという結果が得られた。ただし、これらの方法を下水等に適用するにあたり、適切な評価のための数値化手法に関する検討が必要である。また、今回用いた濃縮法・添加法では揮発性物質が取り除かれるため、揮発性物質の変異原性は評価されていない。また、塩素消毒後の下水処理水の評価についても十分な検討がなされていない。今後、下水試料の評価を行うにあたり、より適切な濃縮方法、添加方法等に関する検討が必要である。

表－8　Rec-AssayでのS-Probit値（S-9mix添加）

	pH 2 分画	pH 7 分画	pH 10分画
一次処理水	0.5	0.4	0.5
二次処理水			
消毒前	0.4	0.3	0.7
消毒後	0.3	0.05	0.3

4．まとめ

5年度は前年度に引き続き、揮発性有機化合物（VOC）の分析方法の検討、生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討、下水処理水中の微量化学物質の実態に関する調査、遺伝毒性試験の基礎的検討を行った。

○揮発性有機化合物（VOC）の分析方法の検討

ガスクロマトグラフ質量分析計（GC/MS）の前処理としてパージアンドトラップ（P&T）とヘッドスペース（HS）を用いて、揮発性有機化合物の標準物質に関する比較分析を行った。その結果、高濃度の揮発性有機物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が、共存物質の影響については今後の検討が必要である。

○生物を用いた毒性評価に関する基礎的検討

硝化菌とミジンコを用いた毒性試験方法に関する基礎的検討を行った。

タマミジンコを供試生物として用いる場合、個体差等により試験結果がばらつくため、コントロール系との比較に基づく水質評価指標を用いる必要があることが明らかとなった。また、下水分野への適用時に問題となると考えられるアンモニア性窒素については、タマミジンコの生涯産仔数のEC_{50}が100mg-N/L程度であった。今後、試験に影響する因子の検討、より簡易で安定的な試験方法の開発、使用するミジンコ種の検討を進める必要があると考えられる。

硝化菌を供試生物として用いる場合、24時間代謝阻害性実験によって化学物質の毒性評価が可能であることが示唆された。5年度はDCPについて試行し、2,4-DCPのEC_{50}が0.037mg/L、2,6-DCPが1.3mg/Lであった。今後、他の化学物質に関する毒性評価の試行を進める必要があると考えられる。

○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（2ヶ所）と工場排水処理施設の試料を用い、水質分析と生物を用いた水質評価を試みた。

ＶＯＣについては、ごく低濃度ながらもいくつかの物質の存在を確認することができた。また、中沸点有機化合物については、下水中に多種の物質が存在することが明らかとなったが、ほぼ共通に出現した物質はフタル酸ジエチルヘキシルのみであった。

生物を用いた水質評価によると、下水処理が進むにしたがい、その毒性が弱まるという結果が得られた。これらの方法については、下水処理水での使用の可能性が示唆されたが、試料の濃縮方法、硝化菌の対照培地の検討等、検討課題も多いことが明らかとなった。

○遺伝毒性試験の基礎的検討

下水処理場の一次及び二次処理水を用い、液体Rec-Assay法及び*umu*テストによる水質評価を試みた。

参考文献

1)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",土木研究所資料No.3215,pp.233-252,建設省土木研究所(1993)

2)U.S.EPA:"Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms 2nd ed.",EPA/600/4-89/001(1989)

3)Rand,G.M.,S.R.Petrocelli:"FUNDAMENTALS OF AQUATIC TOXICOLOGY",p.455,HEMISPHERE PUBLISHING CORP.(1985)

4)土木研究所下水道部:"昭和62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.2654,pp.57-64,建設省土木研究所(1988)

5)OECD:"GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS",Method202,OECD(1984)

6)APHA,AWWA,WEF:"STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER",17th ed.,Method8710,APHA(1989)

7)水野他:"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)

8)内田他:"新日本動物図鑑[中]",pp.446-448,北隆館(1965)

9)土木研究所水質研究室:"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,建設省土木研究所(1991)

10)土木研究所水質研究室:"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.2-11,建設省土木研究所(1991)

11)Lewis,R.F.,D.P.Pramer:J.Gen.Microbiol.,4,524(1958)

12)日本下水道協会:"平成３年度版下水道統計　行政編",Vol.48,No.1,pp.500-547,日本下水道協会(1993)

13)土木研究所水質研究室:"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.118-121,建設省土木研究所(1991)

14)Baker,R.A.:Water Research,1,61(1967)

15)日本工業標準調査会:"工場排水試験方法",JIS K 0102-1993,p.293,日本規格協会(1993)

16)石井彰,望月実:第30回下水道研究発表会講演集,pp.865-867,日本下水道協会(1993)

17)水野寿彦:"池沼の生態学",p.68,築地書館(1971)

18)土木学会衛生工学委員会:"環境微生物工学研究法",pp.363-370,技報堂出版(1993)

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
研究員　小森行也
研究員　南山瑞彦

１．はじめに

環境基準や排水基準に見られるようなｱﾙｷﾙ水銀、有機ﾘﾝ、PCBの例を除けば、これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、水道法により飲料水中の総ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ等いくつかの有機塩素化合物と農薬等が規制されたり、あるいは水質汚濁防止法によりﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ等、個々の有機物について排出水中の濃度が規制されるようになり、有害な有機物に対する問題認識が徐々にではあるが深まりつつある。このため下水処理においても微量な有機物がどのような挙動を示しているか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）が検出されており、特に本調査はこれら微量化学物質のうち、生分解生が低く、毒性も高い物質が多くみられる有機塩素化合物を対象に活性汚泥ﾌﾟﾛｾｽでの挙動及び処理ﾌﾟﾛｾｽ、作業環境への影響について解明することを目的としている。

２．平成４年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下のとおりである。

１）4-ｸﾛﾛ-3-ﾒﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝの３種類の有機塩素化合物を、実下水を用いた活性汚泥連続処理装置に投入して、有機物除去、硝化、汚泥の沈降性等に与える影響を調べた結果、各々の処理水濃度が、0.52、0.32、0.055mg/Lの範囲では、これらの有機塩素化合物の活性汚泥への影響は認められなかった。

２）ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの硝化に与える影響を調べるため、人工下水を用いた完全混合反応槽での実験を行ったが、反応槽内のﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ濃度が平均で約57μg/Lでは、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系と実験系とでは硝化速度に有為な差は無く、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの硝化への影響は無かった。

３）2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4-DCP)を対象として硝化促進型活性汚泥法の処理への影響を検討した。実下水を用いたﾍﾞﾝﾁｽｹｰﾙでの実験の結果、2,4-DCPが流入水中で20mg/L程度までは、2,4-DCPが処理水中に残留することはほとんど無く、活性汚泥の有機物除去にも大きな影響を与えないが、処理水中の2,4-DCP濃度が検出限界以下であっても硝化への影響がみられることが分かった。

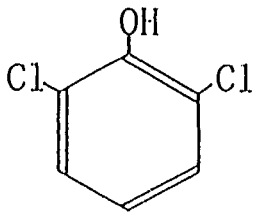
４）硝化菌を種汚泥とする2,4-DCPの硝化阻害に関するバッチ実験の結果、2,4-DCPが硝化の促進を阻害する濃度はEC_{50}で40μg/L程度であり、極めて低濃度でも硝化菌に対して阻害を与えることが明かになった。

3．平成５年度の調査内容と調査結果

実下水を用いて運転している活性汚泥処理実験装置に2,6-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,6-DCP)を連続注入し、2,6-DCP含有下水の活性汚泥処理への影響調査を実施した。

3．1 供試化学物質

本実験に供した2,6-DCPは示性式$C_6H_3OHCl_2$で示される分子量163.0の有機塩素化合物である。その構造式を図－１に示す。ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(DCP)は塩素の結合位置が異なるいくつかの異性体があるが、一般に知られているものは2,4-体であり、染料中間体が主な用途である。DCPはｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類であり、水に著しい異臭味を与える性質を有しているため、水道水質ではﾌｪﾉｰﾙ類として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。

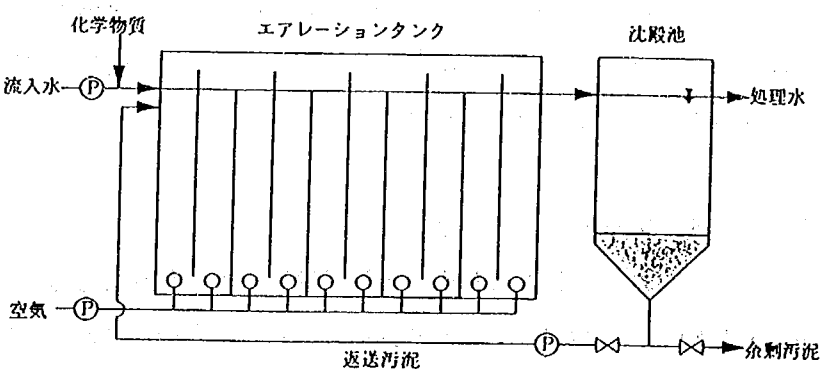


図－１　2,6-DCP

ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙは動物に対する毒性もあり、経口(ﾗｯﾄ)のＬＤ$_{50}$が2,4-DCPで580mg/kg、2,6-DCPが2940mg/kgという報告がある。[3]

3．2 実験方法

実験は、100Lのｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸと50Lの沈澱池からなる連続型の活性汚泥処理装置（図－２）を４台並列に運転して行った。１台を2,6-DCPを無添加とするｺﾝﾄﾛｰﾙ系とし、他の３台は2,6-DCPを添加した実験系とした。2,6-DCP添加による活性汚泥処理への影響については2,6-DCP添加の実験系と無添加のｺﾝﾄﾛｰﾙ系の処理水質の比較によった。



図－２　活性汚泥処理実験装置

装置の運転条件を表－１に示す。実験は霞ヶ浦流域下水道事務所敷地内の当研究所のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄで行い、流入水として同処理場の一次処理水を使用した。処理装置の運転条件は、表－１に示すとおりであるが汚泥滞留時間(SRT)が１５～２０日となるように心掛け余剰汚泥の引き抜きを行った。有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響を調査する上で、硝化機構への影響について調査することは重要なことであり、水温が１０℃程度の冬季においても十分硝化がおこるようSRTを長くした条件を設定している。実験系に添加した2,6-DCPは水に溶解させ、小型定量ポンプを用いて連続注入した。水質分析用試料の採取は原則的に毎週一度、定時のｽﾎﾟｯﾄｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞとした。分析試験方法はBOD、SS、溶解性のTOC(S-TOC)、透視度(Tr)は下水試験方法[4]とし、NH_4-N、K-N、NO_2-N、NO_3-N、溶解性のCOD(S-COD)についてはStandard Methods[5]のﾃｸﾆｺﾝを用いた自動分析を行い、T-Nは各態窒素の合計とした。また、2,6-DCPについては試料0.5～2Lをろ過し、

表－１　運転条件

流入水量	288L/日
ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間	8時間
沈殿時間	4時間
沈殿池水面積負荷	2.3m³/m²・日
汚泥返送率	25%

XAD-2樹脂を用いた液固抽出後、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝで溶出し、FIDｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰを用いて分析した。

３．３ 実験結果

実験は水温が２０℃程度の夏季と水温が１０℃程度の冬季に実施した。

夏季の実験は、平成５年５月、冬季の実験は平成５年１１月に霞ヶ浦浄化ｾﾝﾀｰの活性汚泥を種汚泥とし、４台の実験装置の運転を開始した。運転開始から約５０日間は４系列とも2,6-DCPを添加せず、化学物質無添加の汚泥馴養期間とした。運転開始から約５０日が経過し、処理水質が安定した６月２９日（夏季）、２月７日（冬季）に化学物質の添加を開始した。１系は引き続き化学物質無添加のｺﾝﾄﾛｰﾙ系とし、２系は10mg/L、３系は20mg/L、４系は40mg/Lとなるように2,6-DCPを添加した。

今年度は、化学物質添加初期の活性汚泥処理への影響について調べることを目的とし、2,6-DCP添加初期のﾃﾞｰﾀを細かく入手した。

また、夏季の実験において、化学物質添加初期の影響が見られなくなり処理が安定していた７月２１日～１１月１７日（安定期）のﾃﾞｰﾀを用い定常的に2,6-DCPが流入する系における、活性汚泥処理への影響について解析した。

３．３．１ 夏季の実験結果

夏季実験期間中(5/7-8/18)の各装置の運転状況を表－２に、また、2,6-DCP添加後(6/29-8/18)の平均水質を表－３に示した。流入水質はｺﾝﾄﾛｰﾙ系においてのみ測定し、他の実験系については測定しなかった。ﾃﾞｰﾀ整理の段階では2,6-DCP添加による水質変化を補正することなくこの値を用いている。尚、2,6-DCP添加開始と同時に処理水質が大きく変動した項目のBOD、S-TOC、NH_4-Nおよび2,6-DCPについては、処理水質の変動を図－３，４，５，６に示した。

表－２　運転管理状況（夏季実験）

	BOD-SS負荷 (kg/kg・日)	BOD容積負荷 (kg/m³・日)	MLSS (mg/L)	汚泥日令 (日)	SRT (日)	ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間 (時間)	汚泥返送率 (%)
１系	0.13	0.29	2300	19	19	8	25
２系	0.14	0.29	2100	18	25	8	25
３系	0.14	0.29	2100	18	17	8	25
４系	0.12	0.29	2300	19	15	8	25

BOD-SS負荷は標準活性汚泥法に比べて若干低く、汚泥日令、SRTが長い運転であったことが分かる。

実験期間中流入水中の2,6-DCP濃度が平均2.2mg/Lの２系では添加直後に2,6-DCPが2mg/L流出していたが、６日目には0.36mg/L、15日目以降は0.03mg/L以下でありほとんど検出されなかった。また、添加直後からNH_4-Nの流出が見られたが、６日目に

表－３　夏季実験の平均水質（幾何平均）

	水温 (℃)	BOD (mg/L)	SS (mg/L)	S-TOC (mg/L)	S-COD (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	2,6-DCP (mg/L)	Tr (cm)	pH (-)
流入水（１系）	22.6	98.6	38.9	47.6	71.6	15.1	－	7	6.8-7.3
（２系）	－	－	－	－	－	－	2.2	－	－
（３系）	－	－	－	－	－	－	6.0	－	－
（４系）	－	－	－	－	－	－	17.0	－	－
処理水（１系）	21.0	4.3	3.0	8.2	16.4	0.09	－	87	6.9-7.4
（２系）	21.1	3.1	1.1	8.1	15.3	0.25	0.15	100	6.9-7.3
（３系）	20.9	3.4	1.1	9.1	15.3	0.52	0.29	96	6.8-7.6
（４系）	20.9	6.2	2.0	11.5	17.0	1.09	0.40	81	6.9-7.9

は回復し添加以前の濃度に戻っている。その他の分析項目では2,6-DCP添加によると考えられる水質の変動は見られなかった。

しかし、2,6-DCP濃度が6.0mg/L、17.0mg/Lの３系、４系では、2,6-DCP添加直後から2,6-DCPの流出が１０日間程度におよび、これに同調する形でBOD、S-TOCが変動した。しかし、同じく有機物指標としてよく用いられているCODのうち、溶解性の部分を表すS-CODの場合では2,6-DCP添加後も大きな変動はなく、2,6-DCP添加の影響はみられなかった。この原因についてはよく分からないため、更に調査が必要である。

また、NH_4-Nもほぼ同調する形で変動したが、BOD、S-TOCとは若干異なった変動を示した。2,6-DCPが処理水中からほとんど検出されなくなり、BOD、S-TOCが添加前の水質に戻ったあとも、更に数日間残留した。この回復の遅れは硝化菌の増殖速度に原因しているものと思われる。

SSについては化学物質添加前後に大きな変動はなく活性汚泥の沈降性には大きな影響がなかったことが推定される。しかし、活性汚泥の沈澱特性を示す汚泥指標 Sludge Volume Index (SVI)の変動をみると、化学物質添加と同時に180程度であったものが270程度まで悪化している。通常、SVIが高くなった場合MLSSの低下を防ぐ、或いはSSの流出を防ぐために汚泥返送率を大きくする処置がとられる訳であるが、汚泥返送率を25%に固定して運転していた本実験においては、MLSSの急激な低下も、また、特に多量のSS流出も見られなかった。

３．３．２　冬季の実験結果

冬季実験期間中(12/15-3/25)の実験装置の運転管理状況を表－４、2,6-DCP添加後(2/7-3/25)の平均水質を表－５に示した。尚、2,6-DCP添加開始と同時に処理水質が大きく変動した項目のBOD、S-TOC、NH_4-Nおよび2,6-DCPについては、処理水質の変動を図－７，８，９，１０に示した。

夏季の実験同様、BOD-SS負荷は標準活性汚泥法に比べて若干低く、汚泥日令、SRTが長い運転であったことが分かる。

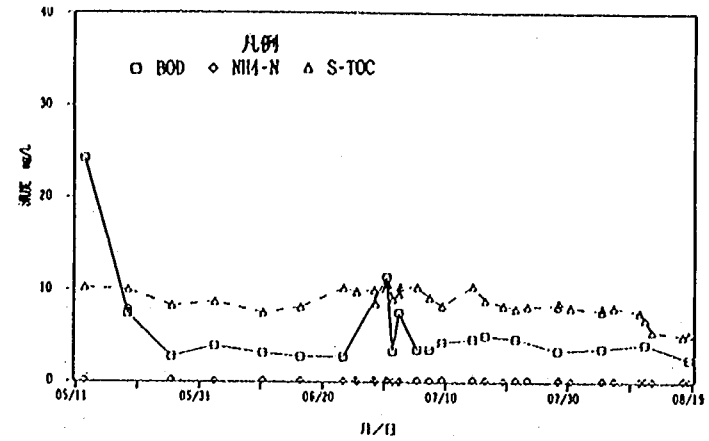
図－７に示した2,6-DCP無添加のｺﾝﾄﾛｰﾙの結果をみても変動が大きく、水温が低い冬季の維持管理が難しいことをものがたっている。実験期間中2,6-DCP濃度が平均で7.1mg/L、10.3mg/L、22.7mg/Lの２、３、４系の結果をみるとBOD、S-TOC、NH_4-Nの処理が悪化しているのが分かる。夏季の実験同様、BOD、S-TOCは2,6-DC

表－４　運転管理状況（冬季実験）

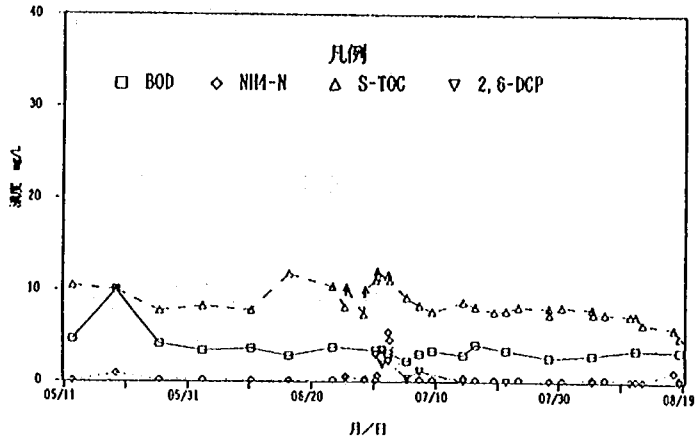
	BOD-SS負荷 (kg/kg・日)	BOD容積負荷 (kg/m³・日)	MLSS (mg/L)	汚泥日令 (日)	SRT (日)	ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間 (時間)	汚泥返送率 (%)
１系	0.13	0.41	3100	20	14	8	25
２系	0.16	0.41	2500	17	13	8	25
３系	0.15	0.41	2700	18	13	8	25
４系	0.15	0.41	2700	17	12	8	25

表－５　冬季実験の平均水質（幾何平均）

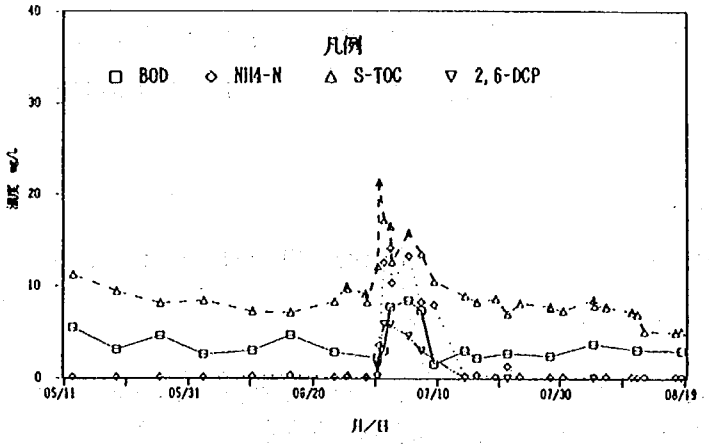
	水温 (℃)	BOD (mg/L)	SS (mg/L)	S-TOC (mg/L)	S-COD (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	2,6-DCP (mg/L)	Tr (cm)	pH (-)
流入水（１系）	14.9	147	55.1	59.7	101	19.4	－	5	7.0-7.3
（２系）	－	－	－	－	－	－	7.1	－	－
（３系）	－	－	－	－	－	－	10.3	－	－
（４系）	－	－	－	－	－	－	22.7	－	－
処理水（１系）	10.5	5.4	3.2	9.5	18.9	0.06	－	67	6.8-7.5
（２系）	10.8	12.0	2.7	10.2	19.4	3.08	0.35	72	6.9-7.5
（３系）	10.5	11.2	3.3	11.8	20.0	11.2	0.71	59	7.0-7.7
（４系）	10.5	13.3	3.4	16.8	23.8	15.5	2.2	52	7.1-7.8



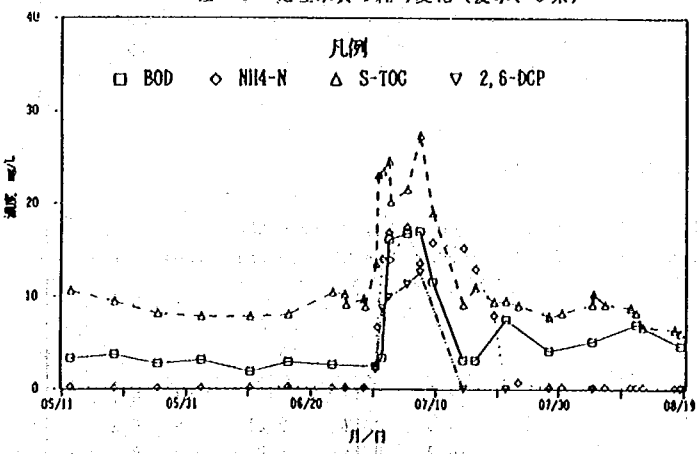
図－3　処理水質の経時変化（夏季、1系）



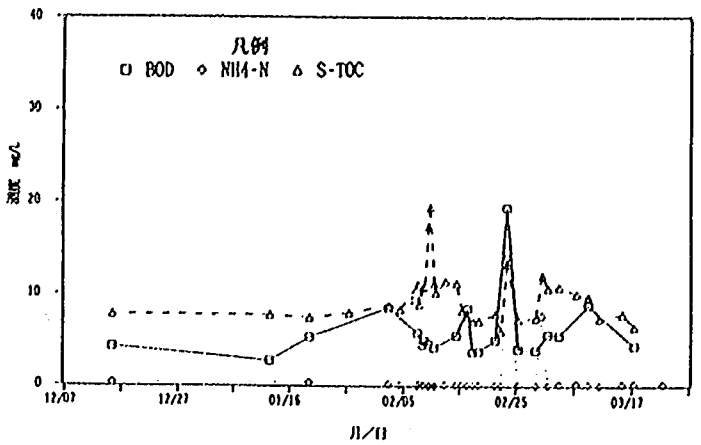
図－4　処理水質の経時変化（夏季、2系）



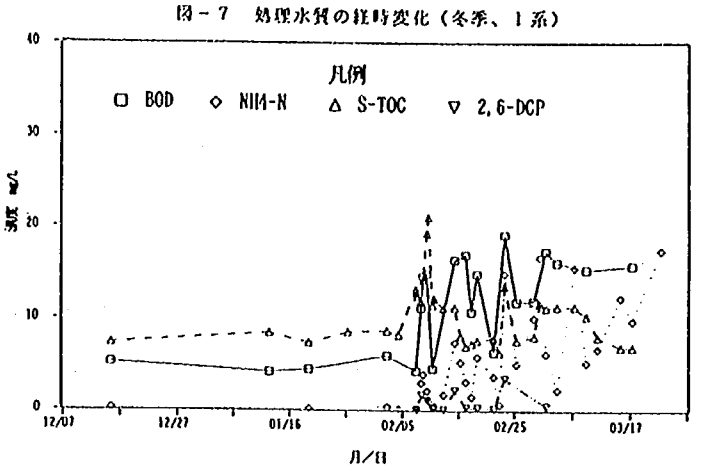
図－5　処理水質の経時変化（夏季、3系）



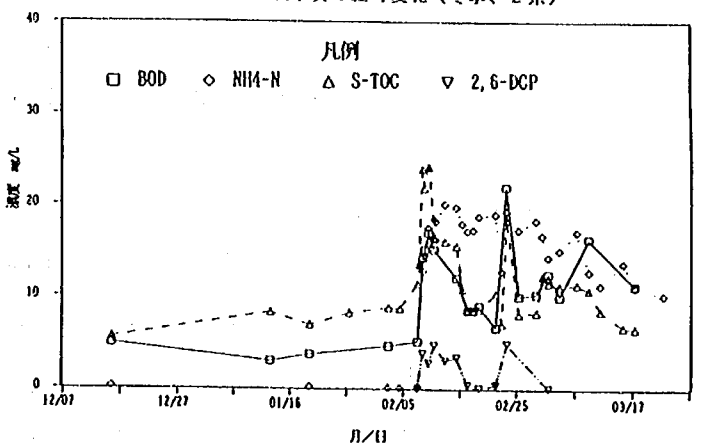
図－6　処理水質の経時変化（夏季、4系）



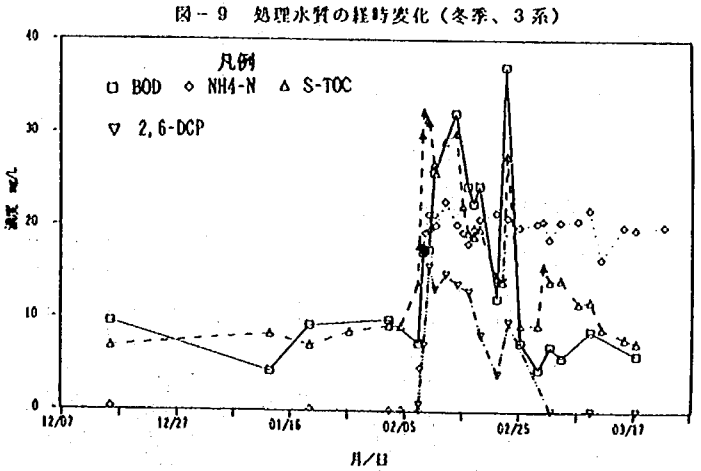
図－7　処理水質の経時変化（冬季、1系）



図－8　処理水質の経時変化（冬季、2系）



図－9　処理水質の経時変化（冬季、3系）



図－10　処理水質の経時変化（冬季、4系）

Pの残留している期間はその処理が悪化しており、2,6-DCPの存在により有機物除去に影響があることが分かった。流入水中の2,6-DCP濃度が7.1mg/L、10.3mg/Lの２系、３系では、BOD除去に影響が現れたといっても処理目標である20mg/Lを越えることはなかったが、2,6-DCP濃度が22.7mg/Lの４系では処理水BODが30mg/Lを越えることもありかなり大きなダメージを受けていたことがうかがえる。また、2,6-DCP添加濃度が一番高く、大きなダメージを受けていたと思われる４系が、３週間で2,6-DCP添加以前の水質に回復しているのに対して、2,6-DCP添加濃度が低い２、３系では４０日経過後も不安定のままであった。この現象については、適当な説明が見つからないが、2,6-DCPの活性汚泥処理への影響だけではなく、実験装置が小さいことによる装置運転の難しさも一つの原因と考えられる。。また、NH_4-Nについて見ると、２系では2,6-DCP添加直後から時々NH_4-Nが流出し、硝化が不安定となっている。３系、４系では2,6-DCP添加以降、窒素の流出はほとんどNH_4-Nの形態であり、硝化作用が阻害されていることが分かる。この硝化阻害は実験を終了した３月２３日においても継続していた。

硝化菌は、水温の低い時期には活性が低いことが知られているが、本実験でも確認された。

活性汚泥の沈降性については、夏季の実験のようなSVIの変化は見られず、実験期間を通して約２００であった。

なお、２月２４日のデータがどの項目においても異常に高い値であるが、返送汚泥ポンプの故障によりｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内の汚泥濃度が極端に薄くなったことに原因している。

３．３．３　安定期のデータ（夏季）

夏季の実験において、化学物質添加初期の影響がなくなった化学物質添加開始から３週間以降のﾃﾞｰﾀを用い整理した。なお、４系は実験期間中約１ヶ月間2,6-DCPの添加を中止した関係で、ここではﾃﾞｰﾀ整理の対象から除外した。

実験装置の運転管理状況を表－６、平均水質を表－７に示した。

夏季、冬季の実験同様、BOD-SS負荷は標準活性汚泥法に比べて若干低く、汚泥日令、SRTが長い運転であったことが分かる。また、２系のSRTが５３日と他の装置に比べてほぼ２倍の値になっている。この原因についての理由は不明確であるが、実験期間を通し沈澱池にスカムの発生が見られたことに起因しているものと思われる。日々の運転管理においてスカムが発生していた場合には人の手によってス

表－６　運転管理状況（処理安定期、夏季実験）

	BOD-SS負荷 (kg/kg・日)	BOD容積負荷 (kg/m³・日)	MLSS (mg/L)	汚泥日令 (日)	SRT (日)	ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間 (時間)	汚泥返送率 (%)
1系	0.13	0.27	2100	18	25	8	25
2系	0.14	0.27	2000	17	53	8	25
3系	0.13	0.27	2000	17	27	8	25

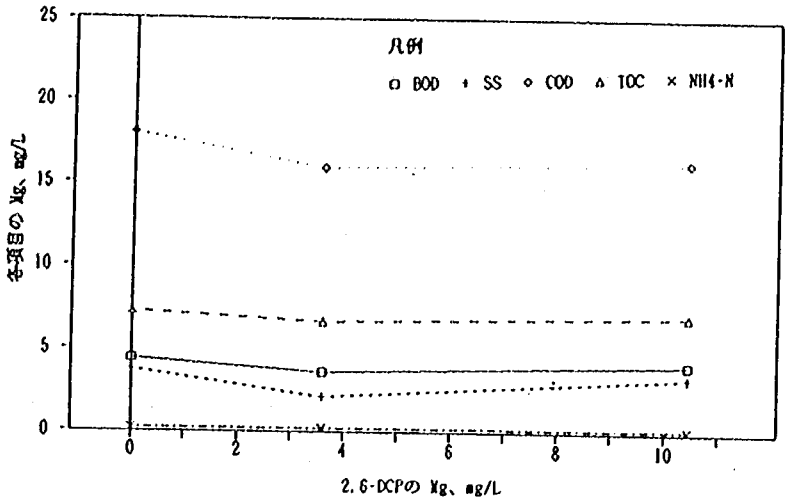
表－７　処理安定期の平均水質（幾何平均）

	水温 (℃)	BOD (mg/L)	SS (mg/L)	S-TOC (mg/L)	S-COD (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	2,6-DCP (mg/L)	Tr (cm)	pH (-)
流入水（1系）	22.6	92.8	40.1	41.7	69.8	15.1	–	7	6.5-7.2
（2系）	–	–	–	–	–	–	3.6	–	–
（3系）	–	–	–	–	–	–	10.4	–	–
処理水（1系）	19.5	4.4	3.7	7.3	18.1	0.17	–	67	6.7-7.7
（2系）	19.7	3.6	2.1	6.7	15.9	0.17	0.01	85	6.8-7.9
（3系）	19.7	4.0	3.3	7.0	16.2	0.14	0.02	80	6.7-7.4

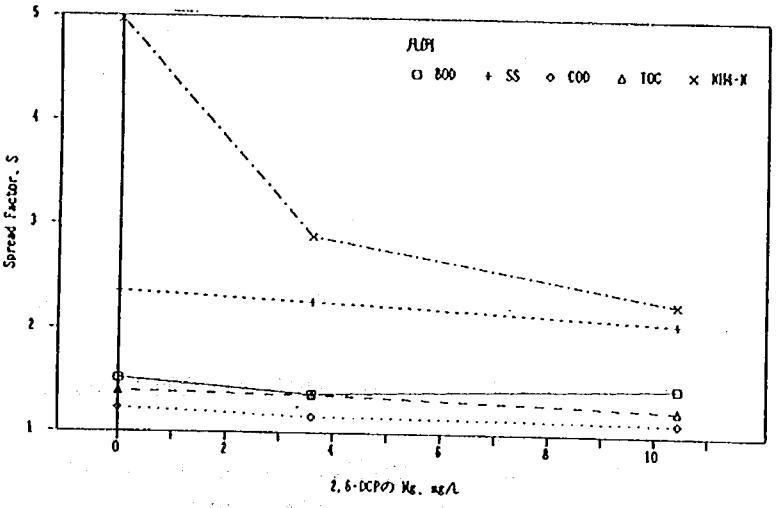
カムを棒などでたたいて沈澱させていたため、定期分析のSSでは検出することはできなかったが、多量の活性汚泥が流出していたものと予想される。この流出したと思われる活性汚泥はSRTの計算に考慮されていないためSRTの値が５３日と他の装置に比べて極端に長くなったものと思われる。

この間の処理水質は、１系(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)のNH_4-Nが数回、高い値を示したのを除いて安定していた。この間の2,6-DCP濃度は流入水で平均3.6mg/L(2系)、10.4mg/L(3系)であり、処理水で0.01mg/L、0.02mg/Lで非常に低い値であった。

昨年度（平成４年度）の解析[6]同様、安定期の時系列的な実験結果を順序統計として整理し、その処理特性を解析した。BOD、SS、S-TOC、S-COD、NH_4-Nについて流入水、処理水中の値をそれぞれ小さいものから順に並べ、非超過確率を計算し濃度との関係を求めた。昨年度同様にこれらの項目は対数正規分布なっており、対数正規分布の累積関数のﾊﾟﾗﾒｰﾀμ、σの値を推定した。対数変換した変数系を再び基の変数系に戻した１０のμ乗は幾何平均(Geometric Mean)Ｍｇを表し、１０のσ乗はSpread Factor（Ｓ）と呼ばれ対数正規分布の広がり度を表している。各水質項目のＭｇとＳを求め、2,6-DCPのＭｇ濃度を横軸に他の水質項目のＭｇとＳを縦軸に整理した結果を図－１１、１２に示した。図－１１では、各処理水質の幾何平均は、2,6-DCPの２段階の添加系と非添加系の間で相違はほとんど無いので、中央値つまり非超過確率５０％付近の評価だけでみるならば、2,6-DCPの存在は処理水質にほとんど影響していないことが分かる。また、図－１２では、2,6-DCP添加系と非添加系のＳの違いをみているが、どの項目においても安定した値を示しており、2,6-DCP添加による水質変動の増大は認められない。2,6-DCP無添加のNH_4-NのＳの値が2,6-DCP添加の系に比べて大きな値になっているが、１系(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)においてのみ実験期間中、数mg/LｵｰﾀﾞｰでのNH_4-Nの流出が数回見られたことによる。他の水質項目ではNH_4-Nの流出と同調する形での変化は見られず、１系のみNH_4-Nが流出したことについての理由は見あたらない。昨年度実施した2,6-DCPの構造異性体の2,4-DCPでは、Ｍｇで評価した場合には2,6-DCP同様大きな影響は見られないものの、Ｓで評価すると2,4-DCP添加濃度が大きくなるにつれてＳの値も大きくなり処理水質の変動性が増大するという結果になっている。同じDCPであっても、その構造により物理化学的性質、生物毒性が異なることは知られているが、活性汚泥処理に対する影響度合いも異なることが確認された。



図－１１　2,6-DCP添加濃度と処理水質の幾何平均濃度との関係



図－１２　2,6-DCP添加濃度と処理水質のSpread Factorの関係

4．まとめ

今年度は、2,6-DCPを対象として活性汚泥法への影響を検討した結果、以下のことが分かった。

1）水温が２０℃程度の夏季の実験において、2,6-DCPを2.2、6.0、17.0mg/Lの濃度で流入水に添加し、活性汚泥処理への影響を調べた結果、2,6-DCP含有下水の添加開始初期に2,6-DCPが処理水中に残留し、これに同調する形でBOD、S-TOCも変動したが、１０日間で2,6-DCPの流出がなくなりBOD、S-TOCの処理も回復した。また、NH_4-Nは2,6-DCPの残留に同調する形で流出し、硝化が抑制されていたが、その回復はBOD、S-TOCから数日遅れていた。

また、2,6-DCP添加初期の影響が無くなった安定期のﾃﾞｰﾀ解析の結果、流入水中に2,6-DCPが10mg/L程度で定常的に存在する場合でも処理水中の濃度は0.02mg/L程度で、ほとんど検出されることは無く、また、有機物除去、硝化にも大きな影響は見られなかった。

2）水温が１０℃程度の冬季の実験において、2,6-DCPを7.1、10.3、22.7mg/Lの濃度で流入水に添加し、活性汚泥処理への影響を調べた結果、2,6-DCP含有下水の添加開始初期に2,6-DCPが処理水中に残留し、これに同調する形でBOD、S-TOCも変動したが、２０日間で2,6-DCPの流出がなくなりBOD、S-TOCの処理も回復した。しかし、NH4-Nは１ヶ月半経過しても回復しなかった。

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）産業中毒便覧（増補版）、医歯薬出版株式会社（1981）

4）下水試験方法、（社）日本下水道協会（1984）

5）Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edition, American Public Health Association et al (1992)

6）中村・田中・小森、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、土木研究所資料第3215号、pp.243-252（1993）

15. バイオセンサーの実用化に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
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下水処理水の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．　平成４年度調査の内容と結果

４年度の調査では、ＢＯＤセンサーを処理場で使用した場合の稼働状況を調査するために実際の処理場において設置調査を実施した。その結果として実際の稼働状況下で得られた知見は次の通りである。

１）ＢＯＤセンサーを長期間稼働した際に、浮遊物質による妨害、移送チューブ内の微生物増殖による妨害、検水槽の給排水の異常、セル室内への空気の混入等のハード上の問題がセンサーに発生した。

①下水処理水に含まれる浮遊物質がセンサーのセル室内に付着し測定値に影響を与える現象が起こった。この問題に対しては、採水側にフィルターを取り付けることで浮遊物質のチューブ内への侵入を防止した。

②検水槽とセンサー部をつなぐ移送チューブ内に微生物の繁殖がみられ、センサーへの試料

水の移送速度、試料水の性状への影響などが懸念された。

③ポンプ内の呼び水がポンプ停止時に逆流し、空回りが生じ、検水槽への給排水が停止する現象があった。排水バルブの目詰まりのため排水が行われないという現象があった。この問題に対しては、ポンプを連続運転し、定期的にバルブの清掃を行うことで改善した。

④移送ポンプの故障が多かったため、センサー部モーターを耐久性の大きなものに交換した。

⑤センサーのセル室内へのエアーの混入による測定値のばらつきといった現象が起こった、これは検水槽や緩衝液内での曝気によるエアーの混入により起こるものだということが分かったため採水チューブの先端を、U字に加工することで混入を防いだ。

2）ハード上の問題点の他に、機能上でも3点の知見が得られた。

①微生物膜は、実験室内で実験を行っていたときには、測定期間が不定期であったり試料が低濃度であったりしたため、微生物膜の活性の低下が短期間でみられていたが、下水処理場で同じ微生物膜をできるだけ長期間継続して使用した場合微生物の活性は平均して1カ月、長いものでは2カ月保つことができた。その結果からモニターとして連続的な測定形態を取った場合比較的長く活性を維持できることがわかった。

②昨年度使用したＢＯＤセンサーでは、移送チューブ内でのエアレーションを行っていなかった。そのためセンサー部に移送される試料のＤＯが一定でなかったり、温度条件や塩分濃度が一定でない場合、フローセル内での検水のＤＯが変動する可能性があった。そのためエアレーションの効率の改善を行ったりしたが、依然としてＤＯには差がみられた。

③ＢＯＤ標準液の劣化に関する調査を行ったところ、標準液の初期濃度に係わらず、3～4日程度の保存により大幅な濃度低下が認められた。

これらの発生した問題に対して検討を行い、新たに改良を行ったＢＯＤセンサーを開発した。

3．　平成5年度の調査内容

3．1　ＢＯＤセンサー設置調査

3．1．1　ＢＯＤセンサーの維持管理

昨年と同じように、機械の運転状況と問題点の把握を目的とした連続稼働実験を行い、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、１０、２０，４０ｐｐｍの、3種類の濃度の標準液を使って1日1回自動的に校正を行った。表－1に示す項目について維持管理を行った。○印のついている項目が、本年度新たに改良されたセンサーにおいて点検が必要となった項目である。最終的には、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、メンテナンス項目の軽減は必要であるため、毎日の維持管理は、点検のみの簡易的なものだけとした。また週に1度消耗する試薬の維持管理を行い、月に1度用紙の補充などの消耗品の補充的を行うとともに、維持管理上重要な移送チューブの交換なども行った。

管理項目	頻度	内容
検水槽の点検	毎日	正常な採水の確認，採水チューブ，採水フィルターの確認，曝気の確認
○前処理装置部	毎日	正常な採水・排水の確認，標準液・緩衝液の残量確認，正常な撹拌の確認，ヒーターの異常加熱の点検
ＢＯＤセンサー部の点検	毎日	センサー出力画面の確認，センサーポンプの稼働確認
その他の点検	毎日	検量線の更新の確認，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２０ｌ作成
標準液の交換	毎週	合成下水により３濃度（１０，２０，３０mg/l ＢＯＤ）の標準液を１．８ｌ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
センサー内セル室の洗浄	随時	汚れが著しいときセンサー部，セル室の付着物を洗浄
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
○センサー内移送チューブ交換	毎月	センサー内の移送チューブを交換，
レコーダー記録紙の交換	毎月	レコーダー記録紙を交換
ＨＤ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

○：改良型ＢＯＤセンサーの維持管理において追加された項目

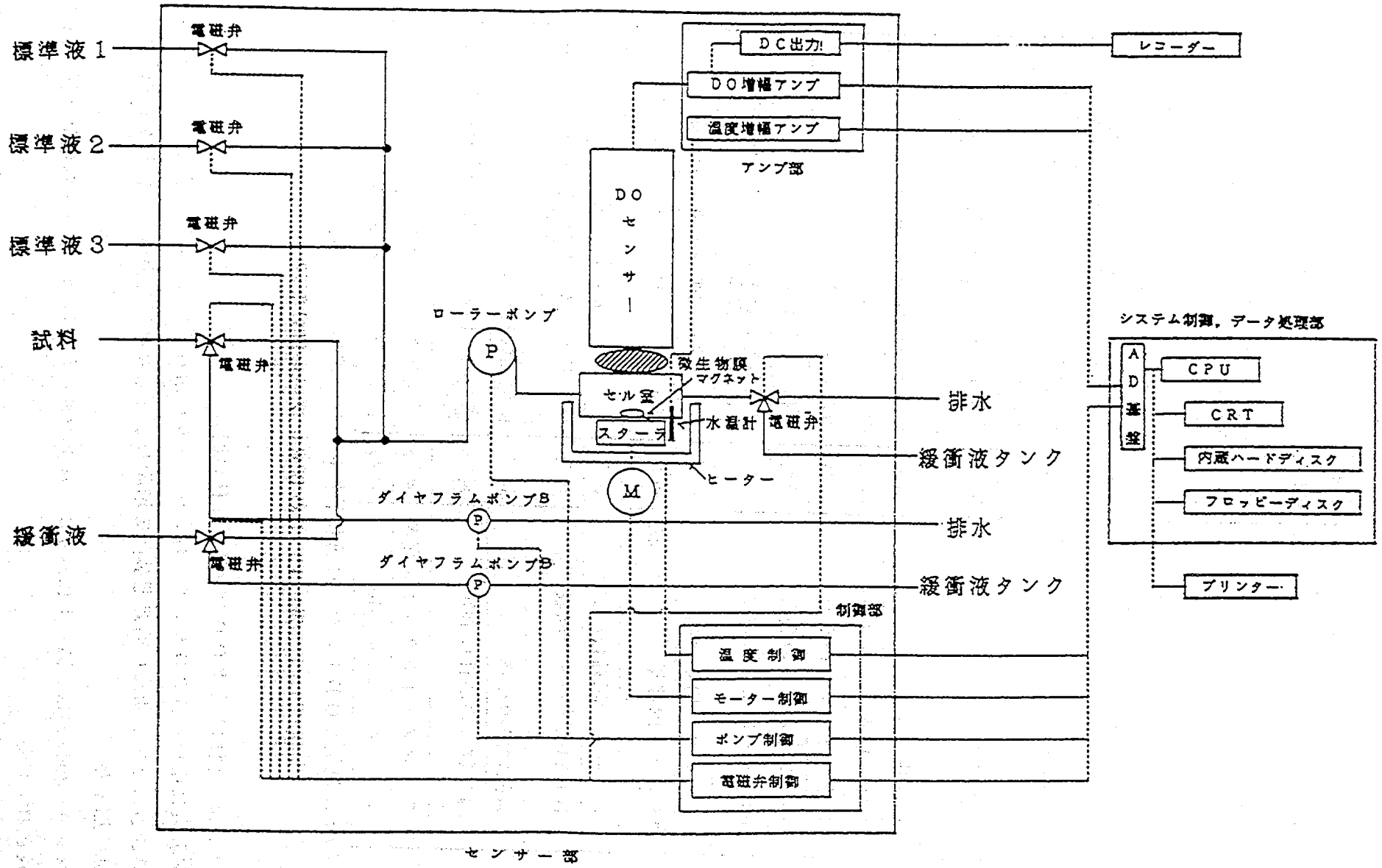
表－１　ＢＯＤセンサーの維持管理

３．１．２　使用したＢＯＤセンサー本体の概要

本調査に用いたＢＯＤセンサーは、サンプルの溶存酸素（ＤＯ）濃度や水温等を一定条件に制御できるように、新たに前処理装置を増設し、さらに昨年度得られた知見からセンサー本体にも改良を加えた。

センサーの概要は、図－１に示すようなセンサー部、制御，データ処理部、採水部によって構成されている。

センサー部の測定部は、ガルバニ型酸素電極をトランスデューサーとして使用し、処理場放



図－1 BODセンサー装置概略図

流先水路より分離した細菌（Ｉ－１株）をＰＶＡ－ほう酸法固定した生物膜からなる微生物電極、試料測定のためのフローセル、及びフローセル内を３０℃に維持するためのヒーター、フローセル内の試料水の拡散速度をあげるためのマグネットスターラーをによって構成される。センサー部は測定部に加え、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、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などで構成される。なお緩衝液については使用量節約のため循環させる構造としている。

制御部は、３台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)、3.5ｲﾝﾁ用フロッピーディスクユニット、20MBハードディスクユニット、プリンター、センサー部の出力をアナログ量として記録も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。また検水槽内のＤＯを制御するために簡単なエアレーション装置を持っている。試料の採取とエアレーションはタイマーを用いて制御される。

３．２　ＢＯＤセンサーの改良点

本年度は、４年度の調査によって得られた問題点を解決するために下記の対策を講じた。

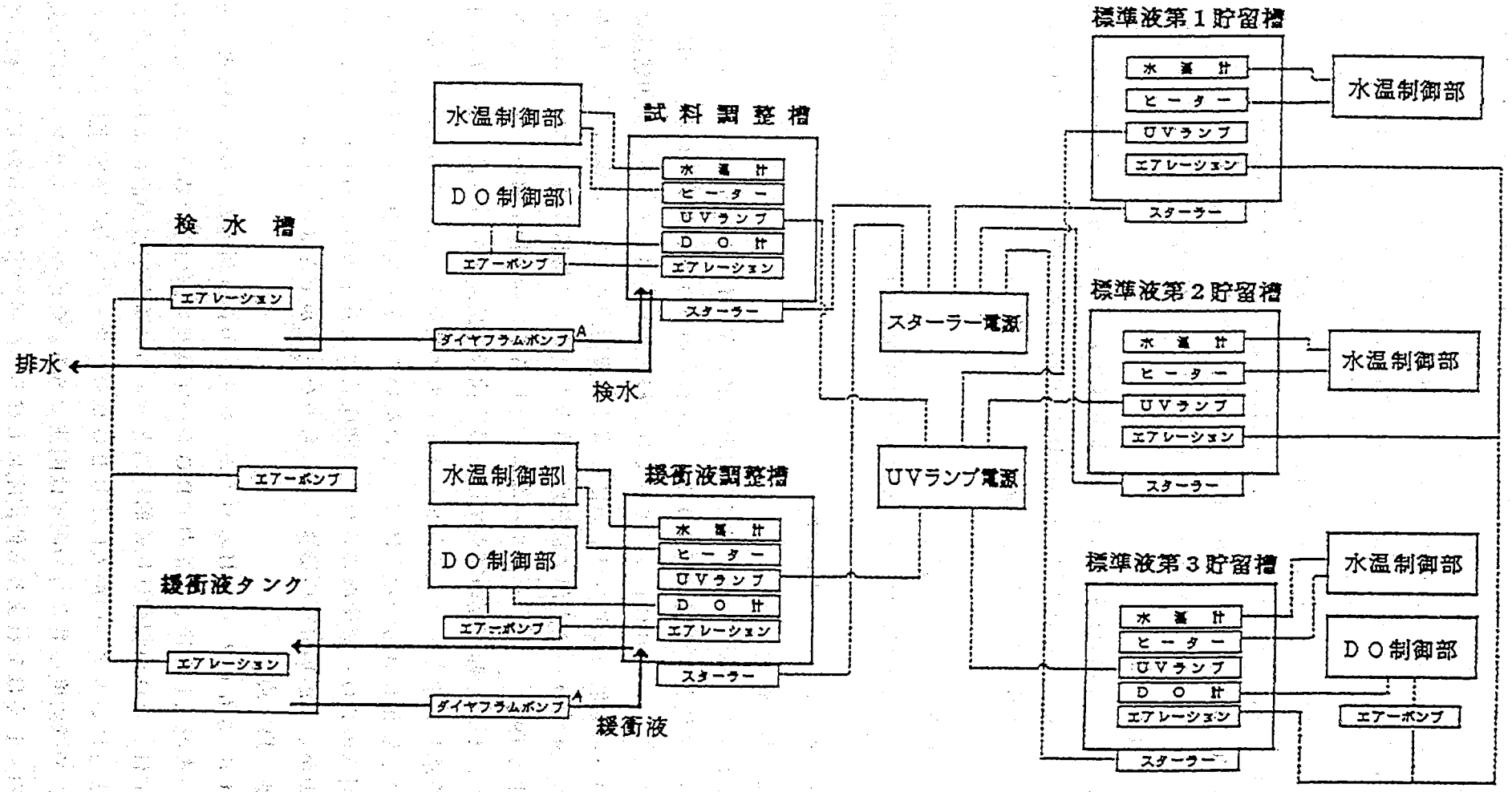
１）　試料水のＤＯと水温の制御

①　問　題　点

トランスデューサーとして酸素電極を用いるバイオセンサーにおいては、センサーの測定時のベース値となる緩衝液のＤＯと、試料水のＤＯがセンサーの測定時に一致している事が必要である。このＢＯＤセンサーでは、緩衝液と試料水のＤＯを飽和状態にして測定前に両方のＤＯの濃度を一致させる方法を取る。緩衝液については曝気を行いながら使用するが、昨年は、センサーの内部で試料水へ酸素を供給する機構を持っていないため、ＤＯ濃度を飽和にする工程として、センサー本体にはいる前に検水槽においてエアーポンプによる曝気を行った。しかし昨年度の結果では、最終沈殿池越流水のＤＯは、３～７mg/lといった大きな変動を示し、水温についても５～２５℃の変動があった。その温度条件が一定に制御されなければ、飽和ＤＯも一定とはなっていないことが示唆された。そのため、センサー出力＝（試料水のＤＯ－緩衝液のＤＯ）の関係式により求められるＢＯＤ値が、微生物の活性によるものか、水温塩分等の影響によるものか判定ができなかった。

②　改　良　点

ＪＩＳ　３６０２　におけるバイオセンサーのＤＯ制御方法は、試料水と緩衝液を混合し、エアーを混入した後、流路内でＤＯを一定濃度で飽和させるというものである。しかしこの場合では、ＤＯの制御は比較的容易と考えられるが、緩衝液により試料水が希釈されてしまうとともに、エアーの混入によりＢＯＤセンサーの出力が不安定になることも分かっている。そのため低濃度のＢＯＤの測定は困難である。今回のモニタリング装置の対象は、ＢＯＤが５mg/lもしくはそれよりも低濃度にもなる二次処理水であるので、試料水の希釈とエアーの


標準液第１貯留槽
水温計
ヒーター
UVランプ
エアレーション
スターラー
水温制御部
試料調整槽
水温計
ヒーター
UVランプ
DO計
エアレーション
スターラー
水温制御部
DO制御部
エアーポンプ
検水槽
エアレーション
ダイヤフラムポンプ
A
排水
検水
スターラー電源
標準液第２貯留槽
水温計
ヒーター
UVランプ
エアレーション
スターラー
水温制御部
UVランプ電源
エアーポンプ
水温制御部
緩衝液調整槽
水温計
ヒーター
UVランプ
DO計
エアレーション
スターラー
DO制御部
エアーポンプ
緩衝液タンク
エアレーション
ダイヤフラムポンプ
A
緩衝液
標準液第３貯留槽
水温計
ヒーター
UVランプ
DO計
エアレーション
スターラー
水温制御部
DO制御部
エアーポンプ

図－２　前処理装置概要図

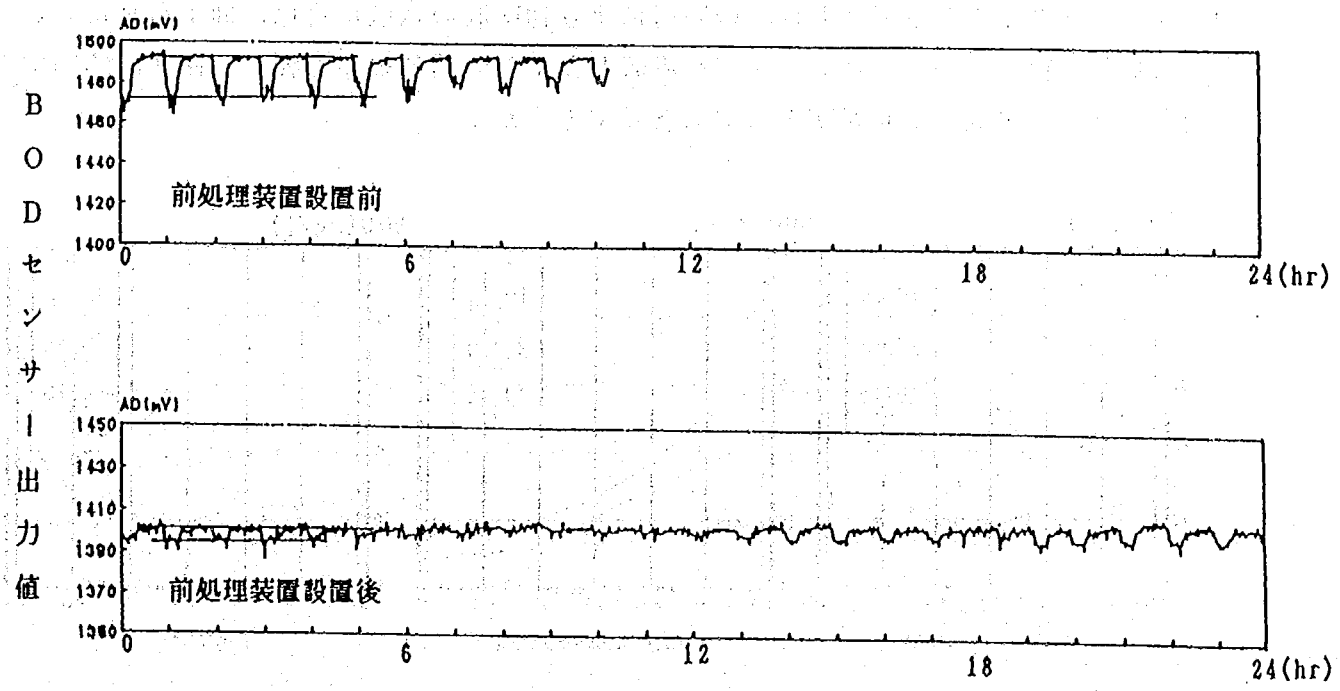
混入は行えない。従ってＤＯ制御対策として試料水及び緩衝液、標準液のＤＯ制御を行う前処理装置を設置した。前処理部の概要を示したものが、図－２である。

前処理部のは、エアーポンプとＤＯ計を連動させたＤＯ制御部と、ヒータと水温計を連動させた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２０１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１１調整槽への連続注水しＤＯ，水温の調整を調整槽で行う事とした。これらの操作を標準液、緩衝液についても同様に行った。これによって水温（０．１℃），ＤＯ（０．１mg/l）での任意の指示値でコントロールできるようになった。またそれぞれの調整槽の中でＵＶによる殺菌を行う事で調整槽の中での微生物の繁殖を抑える事とした。

③　結　　果

前処理装置により試料水の温度を２８℃、ＤＯを７．５mg/lに制御し数カ月のモニタリングを行った。この結果、緩衝液、標準液の水温は、周辺の気温が２０℃前後と大きく変動しないので設定温度で制御されたが、水温変動の大きな試料水については前処理装置の調整槽内での滞留時間が短いため、水温が１０℃以下の場合２８℃まで加温されない場合があった。従って、検水槽からの引き抜き量を少なくする事で試料水の前処理装置の調整槽での滞留時間を長くする必要がある。

ＤＯに関して、図－３に前処理装置を設置する前と設置した後でのセンサーの出力値の変化を示した。この図は実際に処理水をモニタリングしているＢＯＤセンサーの出力チャートで、図の左側の数値がＤＯを示しており、この数値が大きいほどＤＯが少なくなる。この図に示されるように、試料水においては、前処理装置の設置前より設置後の方が、緩衝液と試料を計測したときのＤＯの変化が少なくなり、計測値に与えるＤＯの変動による影響は抑制されることが確認された。



図－３　前処理装置による検水ＤＯの調整状況

2）　標準液の劣化の防止

①　問　題　点

ＢＯＤの計測は、標準液の出力より求めた演算式によって濃度を計算するため、標準液による演算式の精度は、ＢＯＤの計測値に大きな影響を与える。

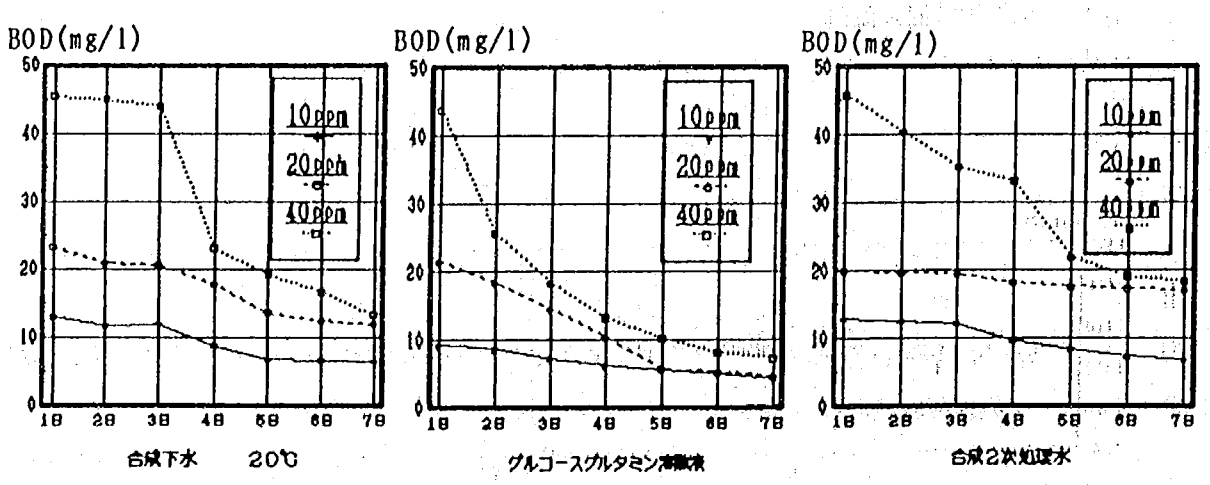
４年度の調査では、週１回標準液を交換しているが、標準液の濃度の劣化が見られた。今年度は標準液の劣化の状況を把握するための実験を行った。実験の方法としては、グルコース・グルタミン酸標準液、合成下水、合成２次処理水の３種類の標準液を表－２の組成で作成し、その３種類の標準液について１０，２０，４０ｐｐｍのものを作成し、２０℃の恒温室で保存し劣化状況を調べた。その結果を示したものが図－４である。図によれば標準液の種類を問わず２０℃での保存では、約３日間で大幅な濃度低下を起こしている。

②　対策と結果

対策としては、まず標準液の交換頻度をあげる方法が考えられるが、この方法では、モニターの維持管理を簡便化するという目的とは合わない。

第二の方法は、現在毎日行っている検量線の更新を、週１回の標準液の更新時にのみ行い、その他の日は、その検量線を使う方法である。しかし、これについても微生物の活性が１週間安定している時にのみ適用できる方法で生物活性が変化するバイオセンサーでは、適用できないと考えられた。

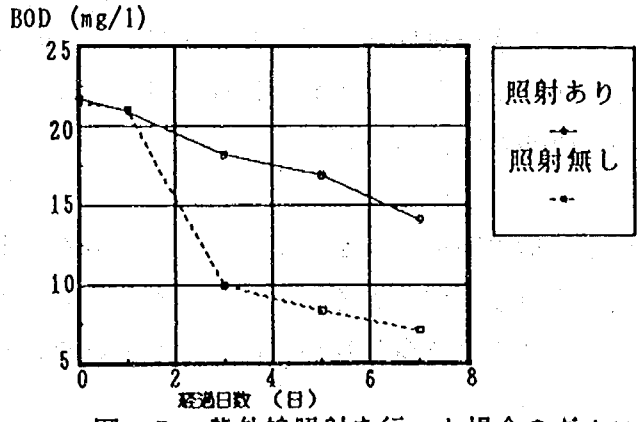
第三の方法は、標準液の濃度を１週間低下させずに安定させる方法の適用である。標準液の劣化は主に微生物によって生じるものと考えられるので、紫外線照射により微生物の繁殖抑制を試みた。実験方法は、２０ｐｐｍのグルコース・グルタミン酸標準液を作成し、その標準液に紫外線照射を行うものと、行わないものを用意し２０℃の恒温室で保存した場合の劣化の状況を比較した。その結果と、実験に使用した紫外線ランプの仕様を表－３に示した。図－５によって示される通り紫外線の照射により標準液の急激な劣化は抑えられた。この結果により各試料調整槽に紫外線ランプを設置した。この紫外線の影響は、移送流路内での微生物系スライムの発生抑止対策としても有効であった。



図－４　標準液の劣化試験の結果

表－２　実験に用いた標準液の組成

ｸﾞﾙｺｰｽ・ｸﾞﾙﾀﾐﾝ酸標準液		合　成　下　水		合成２次処理水（×1000倍溶液）	
基　　質	組　成 (mg/l)	基　　質	組　成 (mg/l)	基　　質	組　成
グルコース	150	デキストリン	23	肉エキス	3.604g
グルタミン酸	150	肉エキス	49	ペプトン	5.406g
		酵母エキス	56	ニトロフミン酸	8.492g
		ペプトン	49	タンニン酸	8.350g
		NaCl	5	ﾘｸﾞﾆﾝｽﾙﾌｫﾝ酸ﾅﾄﾘｳﾑ	4.854g
		$MgSO_4$	3	ﾗｳﾘﾙ硫酸ﾅﾄﾘｳﾑ	1.884g
		KH_2PO_4	14	アラビアゴム	9.394g
		KCl	10	$(NH_4)_2SO_4$	14.2 g
				K_2HPO_4	14.0 g
				NH_4HCO_3	39.6 g
				$Fe_2(SO_4)_3$	0.016g
				$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.162g
				$MnSO_4 \cdot H_2O$	0.002g
				$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.006g
				$Mg(CH_3COO)_2 \cdot 4H_2O$	0.284g
				$K_2SO_4AL_2(SO_4)_3 \cdot 2H_2O$	0.008g
				$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.138g
				$Na_3Si_2O_5 \cdot 6H_2O$	0.052g
				$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.138g
ＢＯＤ$_5$換算値：220ppm		ＢＯＤ$_5$換算値：150ppm		ＢＯＤ$_5$換算値：10,000ppm（水道水１ｌ中に溶かす）	



図－５　紫外線照射を行った場合のグルコース
グルタミン酸標準液濃度の劣化実験

表－３　ＵＶランプの仕様

紫外線ランプの仕様	
電力出力	4 W
紫外線出力	0.5W
電流値	0.162A
φ：15.5mm　　l：134mm	

３）　移送流路内の微生物系スライムの影響

①　問　題　点

センサーへの移送流路内での微生物系スライムの発生は、検水の飽和ＤＯを生物呼吸により減少させる原因となる。

４年度のシステムでは電磁弁の切り替えにより、試水の交換を行うため、電磁弁の閉められた状態では移送流路内に試料水は停滞し、流路内に混入した微生物にとっては増殖しやす

い環境となっているので、流路内での微生物系スライムの発生は、低濃度の検水の測定をする場合には、測定の精度に大きな影響を与える。

② 改 良 点

移送流路内で微生物系スライムの発生抑止対策として、流路内に試料水が停滞しないような構造をつくった。その流路の構造と操作を示したものが図－６である。図中で太くなっている線が、そのときに使用されている流路である。新たにつくられた流路により、検水がセンサーにに導かれない時間帯は、試水については排水、緩衝液については循環され、流路内では常に水が停滞しないような構造になった。またバイパス流路内は洗浄効果を上げるため通常のローラーポンプの流量(4ml/min)の約１０倍(50ml/min)で通水を行った。

③ 効果と結果

モニタリング試験の結果では、バイパス流路を増設したことにより流路内での微生物の発生が抑止されるようになり、微生物によるＤＯの低下現象は見られなくなった。また、移送チューブの交換頻度を従来の２週間に１回から１カ月に１回の頻度に落とすことができるようになった。

4） 微生物膜の活性

① 問 題 点

現在使用している微生物は、初期開発時に処理水に対する活性が高い微生物として分離されたＩ－１株であるが、本年度のモニタリングでの結果では処理水に対する活性は非常に小さくなっていた。原因として考えられることは、微生物の保存が桜井倍地による継代培養によって行われてきたため、長年の培養によって微生物の処理水に対する基質特異性に変化が起こったこと、また２次処理水のＢＯＤ成分がＩ－１株が分離された処理水成分と大きく異なっているためにＩ－１株では代謝できないこと等が考えられる。

② 対 策

測定対象としている処理水に適した活性の高い微生物の探索を再度行う必要がある。また有用微生物の性能保持のための保存方法の検討を行う必要がある。今後モニタリングを行った札幌市及び横浜市の処理場由来の微生物系スライムより微生物の分離を行う予定である。

5） 新たに発生した課題

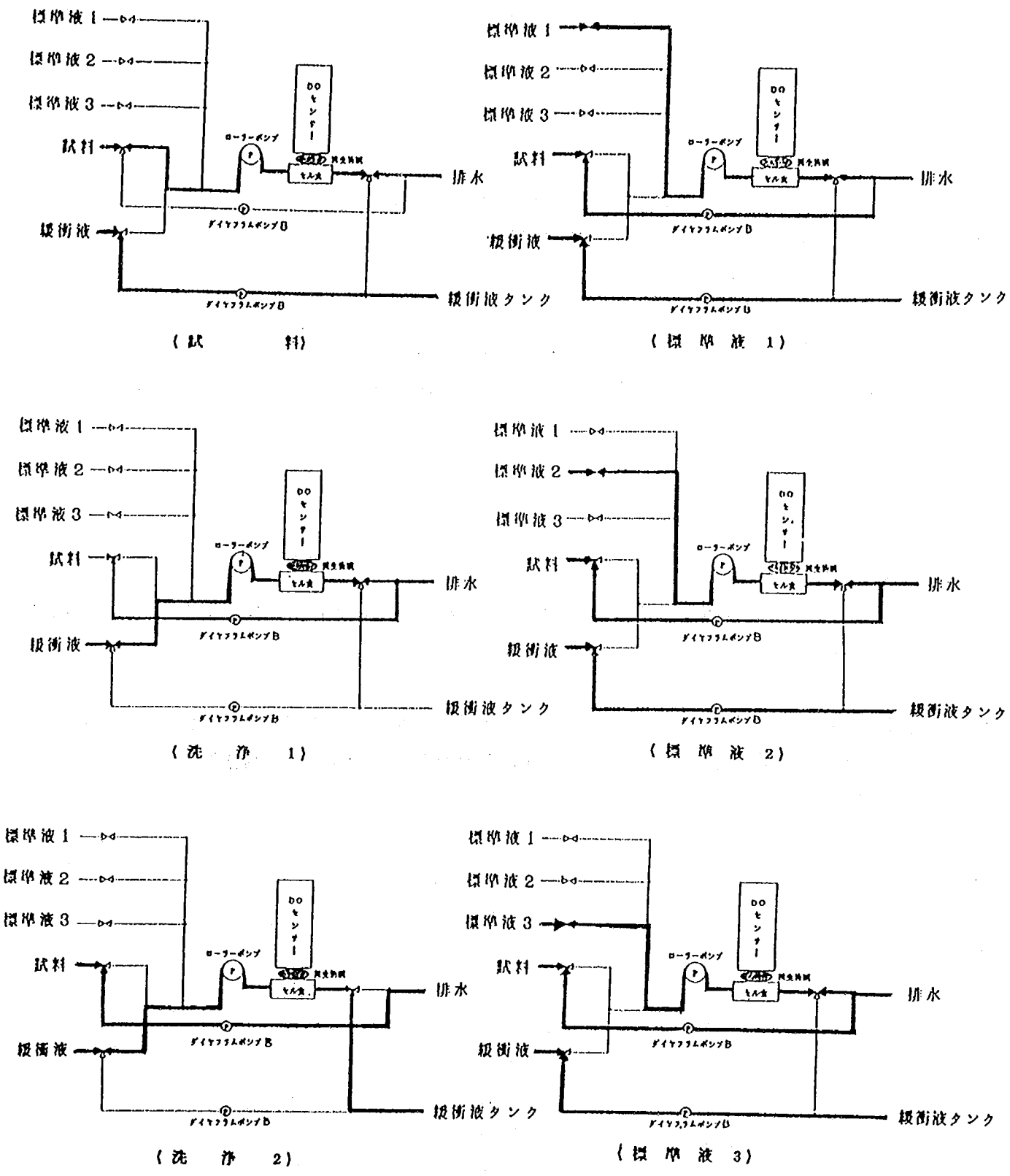
新たに増設した前処理装置については制御部等に配線部が多く、メンテナンス容易でないものになっている。今後モニタリング装置としてのバイオセンサーの普及を考慮した場合、前処理装置のハードウェアを簡易化する方向で改良していく必要がある。その対象として早急に改良が必要と思われる点を以下に示す。

① 紫外線ランプの劣化

紫外線ランプは標準液の劣化対策及び、移送流路内での微生物の発生抑止について効果が認められているが、紫外線ランプの耐久性について課題が残った。メンテナンスの軽減の必要のあるモニタリング装置としては耐久性の向上、メンテナンスの容易さが求められる。

② ヒーターの安全性

水温制御法として硝子ヒーターを用いているが、調整槽内の攪拌が何らかの原因で停止す



—：使用されている流路

—：使用されていない流路

図－6　各状況におけるセンサー内流路図

ると過剰加温が起こり、無人でのモニタリングの安全性に課題が発生したより安全性の高い水温制御法の検討が必要である。

3．　まとめと今後の対策

今年度は昨年度行っていたＢＯＤセンサーの設置調査を、新たな改良機を用いて行った。昨年度発生した問題を改良したセンサーから新たな情報を得ることが出来た。

昨年度発生した問題に対する改良については、標準液の劣化対策、移送流路内の微生物発生抑制対策、等については良好な結果を得た。しかし、まだいくつかの課題を残しており、今後も更に改良を行い、長期の稼働試験を行いながら調査を行う必要がある。

最後に調査にご協力頂いている札幌市下水道局と横浜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）科学分析部会 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$_B$）計測器”

16. 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　長谷川　清

１．はじめに

河川、湖沼等の公共用水域の水質保全、水質改善等のために、下水道施設などの整備が必要である。しかしながら、下水道施設が対象とする汚水は、生活系の排水や有機性の工場排水であり、森林や田畑など面源からの負荷については用水や肥料の適正管理が主体で、処理の対象とはなっていないのが現状である。水理学的滞留時間の長い湖沼や内湾あるいは希釈効果の少ない渇水期の河川においては、下水や工場排水を高度に処理したとしても、面源からの負荷によっては十分な水質レベルが維持できないことも考えられる。本調査はこのような観点から、濃度は低くいが水量が多いこともあり、負荷量としては無視しえない山地河川からの流出負荷量を評価する基礎的資料の収集を目的としている。

２．平成４年度までの調査結果

茨城県北西部を中心に、地質が異なり、土地利用形態が主として森林である流域を選定し、それぞれの流域を流れる河川で流量と水質の測定を実施した。各流域の面積と土地利用比率の算出は、２万５千分の１の土地利用図をプラニメーターで計測した。流量測定はできる限り流量が正確に測定でるように、現地の河床形状を改善した後、微流速計を使用して測定した。測定した水質項目は各態窒素、リン、ｐＨ、ＤＯ、Cl、Na、K、Ca、Mg、Fe、SO_4、水温、電気伝導度などである。 採水した試料は必要な現場での処理を行い、冷暗所に貯蔵して分析所に搬入し、できる限りすみやかに分析した。使用した分析方法は河川水質試験方法に準じた。

主な調査結果は、①山地河川の窒素及びリンの濃度はそれぞれ０．４と０．０２mg/lであり、すでに富栄養化のレベルに達している。②これら栄養塩類の供給源として、広く進められている杉の植林に対する年２回程度の肥料散布が影響しているものと考えられる。③窒素、リン等の化学物質の流出量は、河川水量と関連しており、負荷流出量（Ｌ）あるいは比流出量（Ｌ／Ａ）はそれぞれ次のような相関式で表現できる。
$L = aQ^b$、$L/A = a(L/A)^b$　④また、文献調査についても実施し、河川を通じて流域から流出する負荷量は、地形、地質、植生、気温、降水量、及び農地等の土地利用状況などによって影響を受けることが報告されている。⑤流出負荷量を推定する方法には、実測した流出負荷量、流量、土地利用状況、地質等のデータを統計処理して回帰式を作成する方法と、降水等によってもたらされる水と地中等での物理化学的相互作用を明らかにしながら物質の移動過程を記述していく方法とがある。前者の場合には各流域特性を配慮するために必要な、測定すべき流域の選定とその数及び評価に必要な測定方法が十分に確立していない。後者の場合には、多種多様な土壌、地質で構成されている各流域をどのように平均化するかが問題となっている。

3．平成５年度の調査内容

3．1　調査流域の概要

平成５年度の調査は、雨天時における負荷量の流出特性を評価するために、前年度に行った調査流域のうち宝川、片庭川、大沢を選定し、新規に小桜川と間黒川を調査対象流域に加えた。

小桜川の調査対象流域(図１)の面積は１６８haで、筑波山の北側に位置し、混合した森林の面積率は約８９％である。水田、畑地、桑畑、果樹園（主として栗）、集落等に利用されている面積率は約１０％程度である。土地利用に占める森林面積の多さは、地形的に急峻であり、農耕地に不向きであることや若い世代が都市へと流出していることを反映している。小桜川は恋瀬川に合流したのち霞ケ浦の高浜入りに流入している。

間黒川は涸沼川上流の支川で笠間市の北西部に位置した農村河川である。間黒川の対象流域(図２)は３６５haで、水田、畑地、桑畑、果樹園、集落に利用されている面積率は３２％程度と高く、森林面積率は６７％に減少している。また、宝川流域は水田、畑地、果樹園の利用率が約４０％と高く、森林と雑木林が約５８％を占めている。

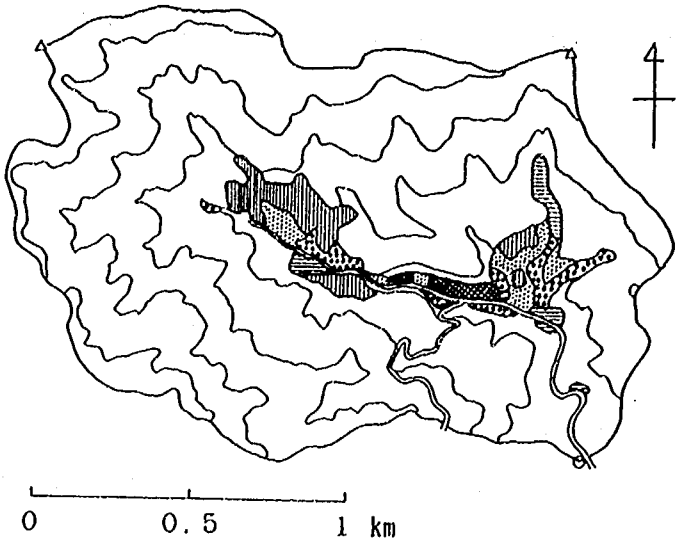


図１　小桜川流域の土地利用状況

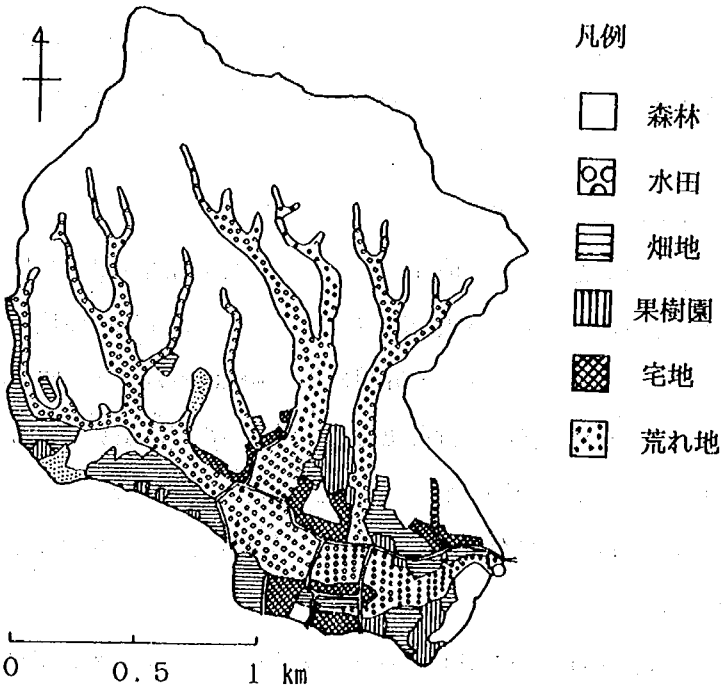


図２　間黒川流域の土地利用状況

表１　調査対象流域の土地利用状況

流域	水田	畑地	果樹園(桑畑含)	荒れ地	集落	森林	道路	計	人口
小桜川	3.37 (2.0%)	1.85 (1.1%)	6.01 (3.6%)	3.24 (1.9%)	1.45 (0.9%)	149.1 (88.7%)	3.04 (1.8%)	168.1 (100%)	80
間黒川	71.4 (20.1%)	23.3 (6.5%)	7.7 (2.2%)	2.7 (0.8%)	10.5 (2.9%)	238.4 (66.9%)	2.1 (0.6%)	356.1 (100%)	300
宝川	165.2 (26.1%)	77.8 (12.3%)	19.0 (3.0%)			370.9 (58.6%)		633 (100%)	

3．2　調査結果

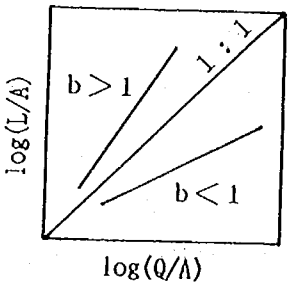
前年度で既に指摘した通り、流域からの流出負荷量を単位面積当り、単位時間当りの総量で表示する原単位法では、汚濁物質の流出に大きく影響する降水量ないしは河川流量の影響が評価できないことから、ここでは得られた水質濃度と流量との積として求まる流出負荷量ないしは比流出負荷量を流量規模との関係においてとりまとめ、土地利用の効果を評価する手法を基本とした。

表２ 小桜川と間黒川流域での係数ａとｂ

物　質	a		b	
	小桜	間黒	小桜	間黒
Ｃｌ	2.75	9.60	1.00	0.89
NO_X-N	0.94	1.40	1.24	1.08
Ｎａ	3.40	7.20	1.15	1.05
Ｋ	0.86	3.20	1.57	1.34
Ｍｇ	0.84	2.55	1.47	1.41
Ｔ-Ｐ	0.05	0.05	1.35	1.57

各河川の調査地点で採水した試料の測定結果から算出した各物質の比流出負荷量（Ｌ／Ａ）と比流量（Ｑ／Ａ）との関係を両対数にプロットしたものを図３から図１０に示す。物質によって流域から流出する様子は異なり、評価すべき物質の性質と流域の特性とが流出特性に影響していると考えられる。　なお、図中の回帰直線から相関式中の係数ａとｂを求めたものを表２に示す。

(1) log(L/A)とlog((Q/A))とが直線性を示す場合：



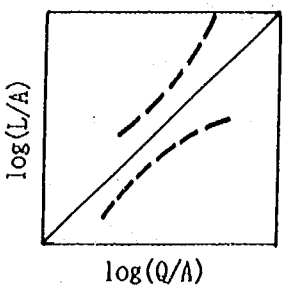
土壌中に広く存在し、かつ、土壌粒子との反応性がほとんど起こらない塩化物についてみると、両者の関係は小桜川の場合１：１の関係となっている。このことは、$\log(L/A)=\log(a(Q/A)^b)=\log a+b\log Q/A$の関係から、$\log((Q/A))=0$であるときの$\log(L/A)$の値が$\log a$に相当している。また勾配は４５°であることから$b=1$である。このような関係が成立するためには、地中に存在する塩化物が一定の濃度となっていることと、かつ流量の増加にかかわらず濃度が減少しないことから、降水による希釈効果が無視できうるほどの流出可能な形での量が存在していると考えるよりも、降雨として地中に持込まれた水の塩化物に対する溶解速度が比較的速く、かつ地中の塩分含有量に比例した濃度にして、流出水を、河川に供給できるような機構が土壌中に存在するものと考える方が妥当である。

一方、間黒川流域のｂは0.89と１より小さい。本流域の土地利用率は高く、土壌中の塩化物含有量が多いことはａ値が９.６と大きいことからも推測される。このため、高い塩化物含有量に溶解速度が応答しきれないためｂ＜１になったと推測される。窒素化合物についてみると、硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合量であるNO_X-Nの場合も、直線性が認められる。一般的に、亜硝酸態窒素の存在量は極めて少ないので、NO_X-Nの主成分は硝酸態窒素NO_3-Nであると考えてさしつかいない。

この硝酸態窒素は水に溶けやすく、土壌との吸着反応を示さないので、水の挙動と同じように流出する物質といえる。しかし、ｂ＞１であることから、流量の増加に伴って硝酸態窒素を供給する機構があるものと考えられる。最も可能性の高いものとしては、アンモニア態窒素の酸化による供給ルートである。アンモニア態窒素は土壌中を数十ｃｍ通過するだけで硝酸態窒素にまで酸化するので、供給速度は十分速い。また、後述するようにアンモニア態窒素の流出量は流量とともに減少しているので、この考え方を支持している。

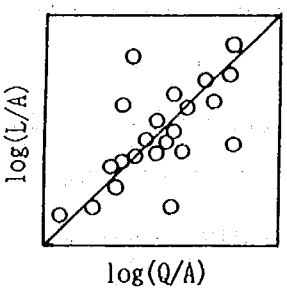
ナトリウムとマグネシウムについてもb＞1となっており、この場合の供給機構として考えられるのは、土壌中でのイオン交換作用である。このような供給機構の存在は、別のイオン種にとっては土壌への吸着現象として現れ、流量とともに減少することになる。

(2) log(L/A)とlog((Q/A))とが直線性を示さない場合：



流量の増加とともに流出負荷量が減少する物質としてはアンモニア態窒素、カルシウムなどがある。すでに述べたように、アンモニア態窒素の場合には勾配(b)が流量の増加とともに急激に減少する。カルシウムの場合も流量の増加とともに減少するが、流域による流出量に大きな違いが見られる。比流量１０ l/s/km^{2}での比流出量を比較すると、小桜、間黒、宝はそれぞれ１６：５１：４００となっており、土地利用のなかでの畑地の比率(1.1：6.5：12.3)などが大きく影響していると推測される。

(3) log(L/A)とlog((Q/A))とがバラツキを示す場合：



総リンの場合、流量と流出負荷量の関係はかなりバラツキが大きくなっている。リンのオルトリン酸態は土壌粒子との吸着反応に富むため、低水流量時の河川水中には0.0008～0.02mg/l以下と低い値をとるのが一般的である。土壌中のリンは、雨水や地下水等の環境水中の低濃度リンと平衡関係を保ちつつ、土壌粒子の表面に吸着して存在しているので、流域から流出するリンの量は、ｓｓ濃度が高くなる出水時に増加することになる。小桜川での河川水中の粒状リン(＝TP－oP)とｓｓ濃度の相関を求めるとＴＰ＝０．００４０・ｓｓ＋0.071 (R^2＝０．９１)となっており、ｓｓ中のリンの含有率はＴＰ／ｓｓ＝４．０ mg/gと推定できる。このような現象は別の流域にも見られ、例えば山林が１００％を占める奥多摩の流域の場合には、河川水中のｓｓとＴＰとの関係はＴＰ＝０．０００５７・ｓｓ＋０．０１４(R^2＝０．９０)となっており、ｓｓ中のリンの含有率はＴＰ／ｓｓ＝０．５７ mg/gと推定できる。このことはリンの流出量が浮遊物質の流出量に直接関係しているため、ｓｓの流出に影響する河川の流量に結果として大きく影響されることを意味している。また、出水の開始以降の立ち上がりとピーク流量以降の減衰時では、同じ流量規模であっても、リン濃度は大きく異なるのが一般的である。これは、前述したように、流出現象が流域表面の土壌粒子や河床材料である底泥の巻き上げ、洗掘によるものであり、供給量(＝存在量×供給のしやすさ)の有限性により流量規模に比例した供給量を長期間維持することができないことによる。このため、ランダムに採水した試料の測定結果を流量と関連づけても、大きくバラツクことになる。

(4) ＤＯ消費量と流量との関係：

河川水中の溶存酸素を測定するとすべての河川で飽和溶存酸素量(Ｃｓ)に比べ０．５～２．５mg/l程度低くなっている(図１１)。降水中のＤＯは飽和と仮定すると、この酸素濃度の減少は地中での移動中に消費され

ることを意味しており、地中での滞留時間と有機物含有量に比例して大きくなるものと考えられる。土壌中の有機物量は測定していないので、ここでは滞留時間の逆数を意味する河川流量を横軸にして表示してある。流量の増大に伴い、地中での滞留時間がは短くなることと、表面流出水量が増加することなどから、流量増大に従いＤＯ消費量は減少するように判断できる。

しかし、流域による有機物含有量の違いを考慮していないこともあり、バラツキは大きい。このＤＯ消費量の算出は負荷量の算定に直接関係するものではないが、地中の環境条件によって物質の挙動が影響される場合には、環境条件を評価するための１つの判定要素になる可能性がある。

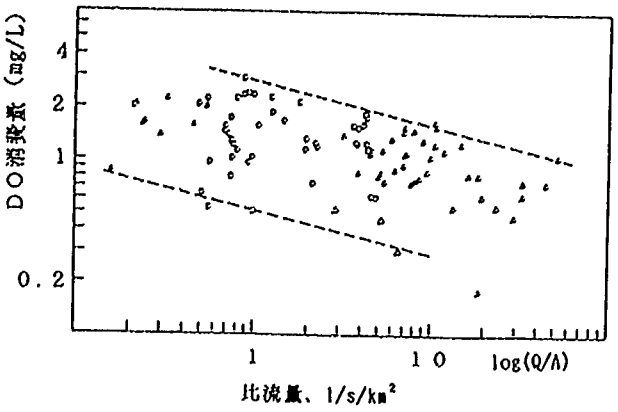


図１１　ＤＯ消費量と流量との関係

４．まとめ

本年度は、小桜川、間黒川等に調査の対象を絞り、流量や土地利用状況との関係を検討した。解析についてはいまだ不十分ではあるが、流域からの比流出負荷量は、相互作用のあり方ともいえる対象物質の土壌粒子に対する物理化学的特性に深く関わっていることが判明した。即ち、硝酸態窒素のように土壌粒子との反応が無視できるような物質は、流量に比例して流出負荷量は増大し、かつアンモニア態窒素の酸化による供給現象も考えられる。このことは、流量の増加にともなってアンモニア態窒素の流出量が減少した結果からも確認できた。また、カルシウムのように、アルカリ土類金属の中でも比較的溶出しにくい元素は流出量も小さいだけでなく、他の元素とのイオン交換反応により、対となる陽イオンの吐き出し現象を伴う事が考えられる。

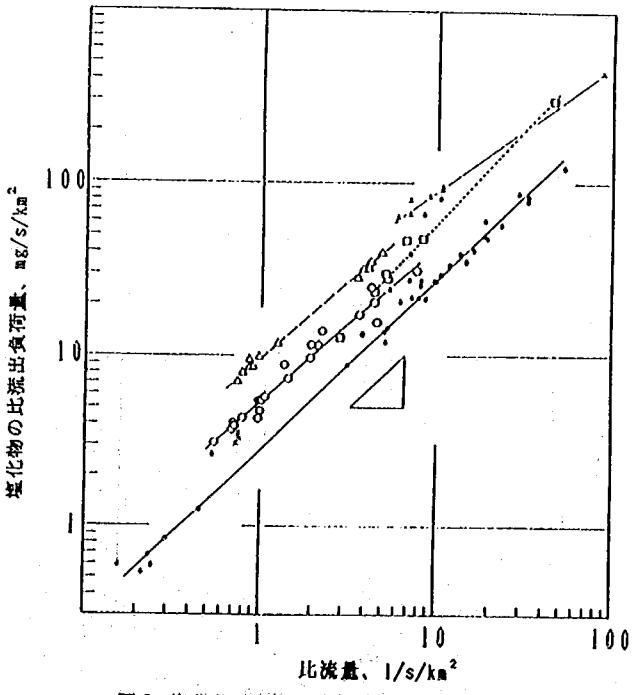


図３　塩化物の比流出負荷量と比流量との関係

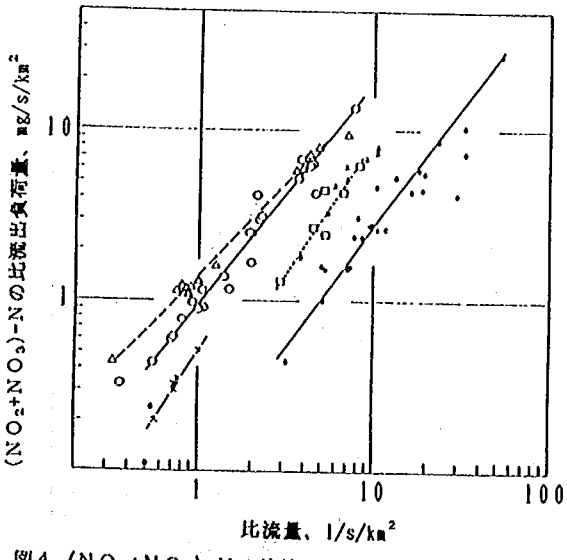


図４　(NO_2+NO_3)-Nの比流出負荷量と比流量との関係

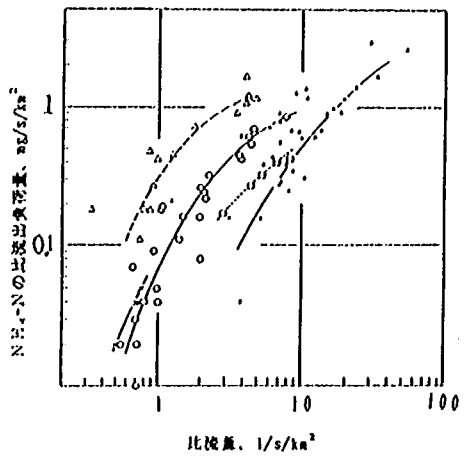


図5 アンモニア態窒素の比流出負荷量と比流量との関係

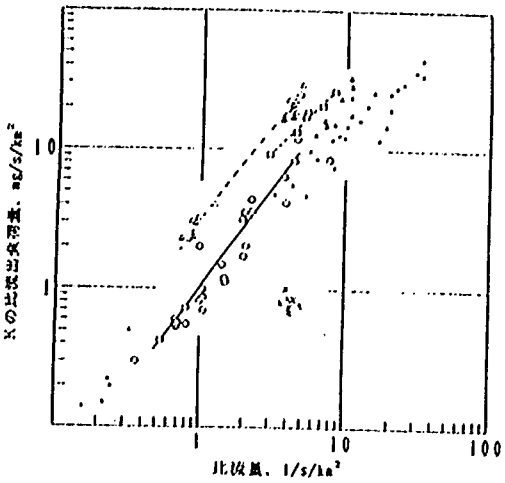


図8 カリウムの比流出負荷量と比流量との関係

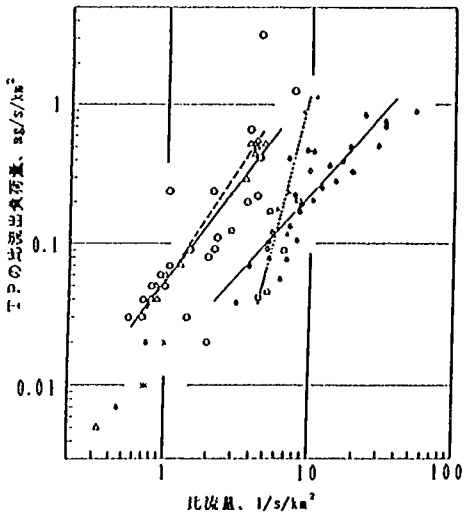


図6 総リンの比流出負荷量と比流量との関係

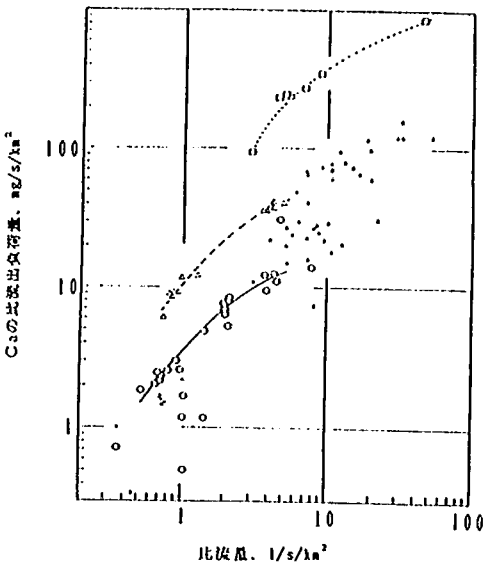


図9 カルシウムの比流出負荷量と比流量との関係

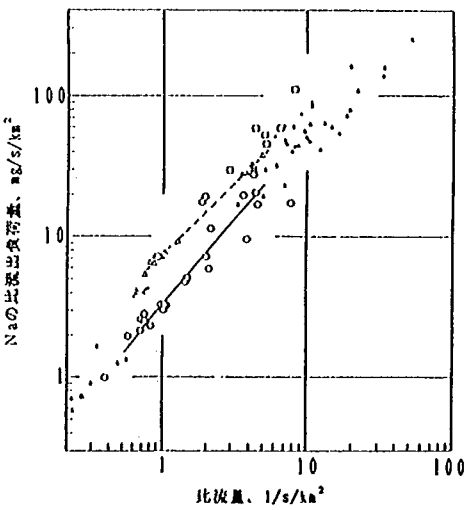


図7 ナトリウムの比流出負荷量と比流量との関係

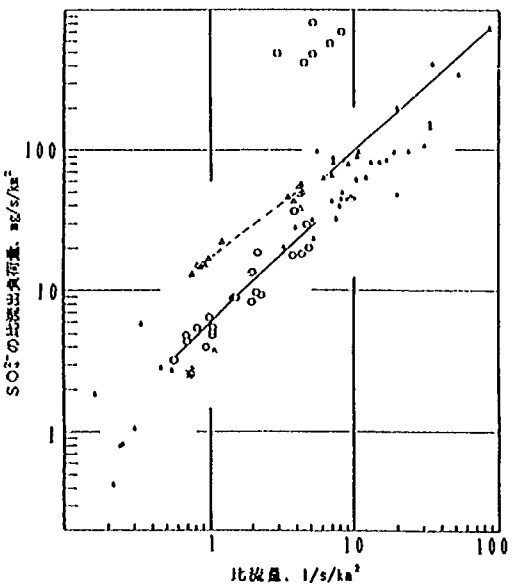


図10 硫酸塩の比流出負荷量と比流量との関係

VI. 下水道事業調査費による他部の研究

１．下水汚泥の施用方法に関する調査

緑化生態研究室　室　　長　半田　真理子
主任研究員　石坂　健彦
研　究　員　吉永　裕康

1.　まえがき

近年の下水処理の急速な整備に伴い、下水処理の最終過程で発生する汚泥の処理処分の方法が重要な課題となってきているが、汚泥には有機物が豊富に含まれていることから、これを肥料又は土壌改良材として緑地に利用する試みがなされている。

しかし、下水汚泥は緑地利用を目的として製造されるものではないため、汚泥の品質、施用方法等によっては植物の生育に障害が現われることもあり、緑地での利用はあまり進んでいないのが実情である。このためこれらの問題点についてより詳細な調査を行い、利用を促進させる努力が求められている。一方、緑化の分野においても廃棄物としての剪定枝葉をゴミ処理問題の一つとして、リサイクルを含めて検討を行っており、下水汚泥との混合も効果的であるとされている。そこで、２年度から４年度においては窒素分に富んだ下水汚泥と炭素分を含む剪定枝葉という２種の有機性廃棄物を同時に処理することにより、植物にとって必要なバランスのとれた堆肥等を作り出す手法を検討した。また、２年度から４年度までに試作した堆肥を用いた試験植栽区を設置した。

これを受けて５年度は、４年度に設置した試験植栽区の樹木生育状況と植栽土壌の状況を調査し、施用初期における試作堆肥の効果等の評価を試みた。

また、上記の評価結果もまじえて、下水汚泥と剪定枝葉等を混合した堆肥に関して、留意すべき事項や望ましい配合等について検討を行った。

2.　調査目的

本調査は、下水汚泥や剪定枝葉等を利用して試験的に製造したコンポスト化汚泥等の植栽土壌に対する改良効果等を解析するとともに、その堆肥化の手法の整理を行うことを目的としたものである。

3.　調査方法

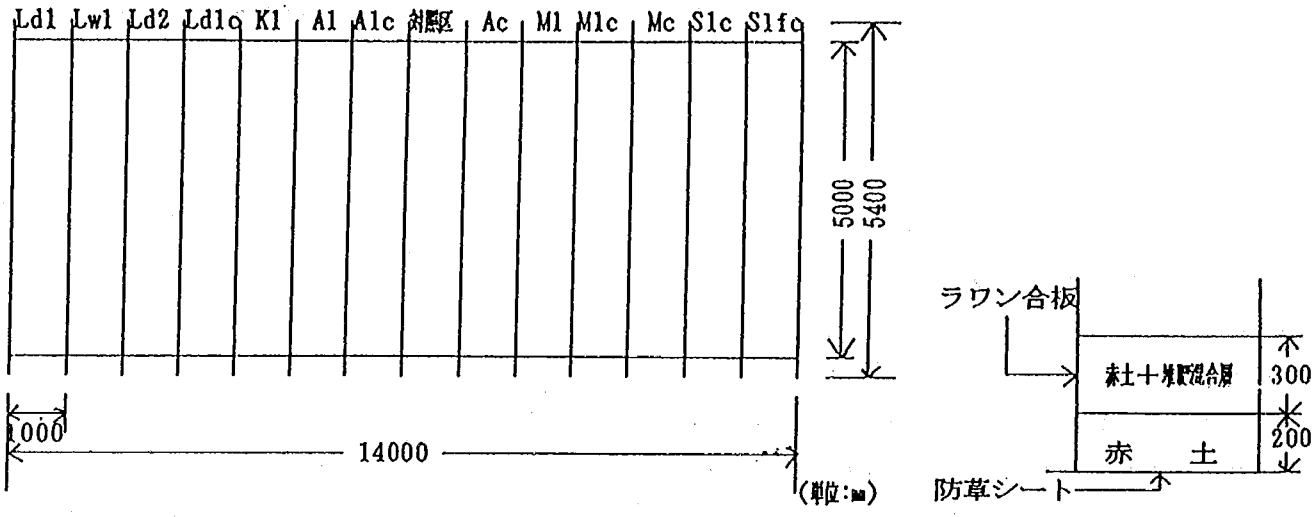
調査は、①試験植栽区の土壌調査、②試験植栽木の生育状況調査、③試験植栽木の生育状況の解析、④堆肥化手法の整理により構成され、建設省土木研究所の緑化実験圃場等において、５年12月から６年２月にかけて行われた。

3.1　土壌調査

試験区（図-１参照）14区の各区２箇所から試料を採取し、試験区単位でよく混合した後に、風乾等の

前処理を施して次の項目の分析を行った。

- 比重
- 全リン酸
- CEC
- 粒度
- 全カリウム
- 全炭素
- pH(H2O)
- 全カルシウム
- 全窒素
- 水分
- EC
- アンモニア態窒素
- 硝酸態窒素



注）図中の記号Ld1、Lw1、Ld2、Ld1c、K1、A1、A1c、Ac、M1、M1c、Mc、S1c、S1fcについては次ページの表－１参照

図－１　試験植栽区

3.2　試験植栽木の生育状況調査

試験植栽木（マテバシイ）の樹高、根元直径、葉張（南北、東西）、活力度について、５年１２月に調査を行った。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項目についての４段階評価を行った。苗木であることを考慮して樹形等の項目は省略した。

3.3　試験植栽木の生育状況の解析

土壌調査及び生育状況調査の結果から土壌と生育状況の関係について解析を行った。

3.4　堆肥化手法の整理

２年度から４年度までの堆肥試作の調査結果、５年度の土壌及び生育状況の調査結果をふまえ、汚泥と剪定枝葉等を混合して堆肥化するための手法を整理した。

4.　調査結果

4.1　土壌調査

試験植栽区は図-１のような形状で赤土（関東ローム心土）で造成され、各区には表-１の試作堆肥が窒素分として１㎡あたり50ｇ相当、表層から30cmの深さに混合され、マテバシイポット苗が５本植栽されている。また対照区(cont)は化成肥料（6-4-3）を１㎡あたり10ｇ相当施用してある。

この各区から採取した土壌の分析の結果は表-２の如くである。

表－1　試験に用いた試作堆肥の内容と性状

名称	混合物組成		性状	取扱性	臭気
	汚泥	混合物			
Ｌｄ１	１容	乾燥粉砕物１	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭
ＬＷ１	１容	(生)粉砕物１	木質目立つ	良	弱キノコ臭
Ｌｄ２	２容	乾燥粉砕物１	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭
Ｌｄ１ｃ	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
Ｋ１	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
Ａ１	１容	Ａ粉砕物１	1~2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭
Ａ１ｃ	１容	Ａ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
cont (対照区)					
Ａｃ	１容	炭0.5	炭+汚泥、2~3cm塊多い、やや水分多	普通～やや不良	無臭
Ｍ１	１容	Ｍ粉砕物１	2~3cmの塊多い、やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭
Ｍ１ｃ	１容	Ｍ粉砕物 1＋炭0.5	2~3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭
Ｍｃ	１容	炭１	炭+汚泥	普通	無臭
Ｓ１ｃ	１容	木粉１＋炭0.5	やや湿った砂状	極めて良	弱カビ臭
Ｓ１ｆｃ	１容	炭0.5＋糖 (汚泥乾物重の30%)	黒色 (炭色)	普通	汚泥臭

注）図中の容とは容積のこと

表－2　土壌分析結果一覧

区名	含水率 %	比重	pH(H20)	EC (μS)	全炭素 %	全窒素 %	全リン酸 %	全カリ %	全カルシウム %	CEC me/100g	NH4-N mg/100g	NO3-N mg/100g
Ｌｄ１	46.5	0.82	5.85	26.0	0.34	0.08	0.07	0.79	0.23	18.6	2.0	3.8
Ｌｗ１	45.8	0.90	5.85	31.2	0.63	0.09	0.07	0.74	0.22	19.1	1.2	2.6
Ｌｄ２	45.9	0.87	5.70	41.2	0.67	0.08	0.07	0.75	0.24	18.3	1.2	4.7
Ｌｄ１ｃ	44.6	0.85	5.90	20.4	0.68	0.10	0.06	0.61	0.18	18.1	1.5	2.9
Ｋ１	46.6	0.91	6.00	19.4	0.66	0.10	0.08	0.73	0.23	18.8	1.4	1.7
Ａ１	44.9	0.78	6.05	20.9	0.63	0.09	0.06	0.76	0.25	18.6	1.8	1.5
Ａ１ｃ	46.1	0.84	5.95	21.7	0.57	0.10	0.08	0.73	0.22	18.9	1.7	1.9
ｃｏｎｔ	45.3	0.88	5.40	50.2	0.54	0.09	0.06	0.68	0.21	18.1	1.6	4.5
Ａｃ	45.3	0.91	6.00	22.5	0.71	0.10	0.08	0.68	0.20	18.9	2.3	1.8
Ｍ１	44.3	0.84	6.10	26.5	0.70	0.12	0.08	0.71	0.23	19.0	1.8	1.3
Ｍ１ｃ	46.0	0.87	5.95	27.4	0.70	0.11	0.07	0.66	0.22	18.9	2.0	1.3
Ｍｃ	44.5	0.86	6.05	31.8	0.76	0.12	0.08	0.69	0.23	18.6	1.3	1.4
Ｓ１ｃ	46.5	0.82	6.00	27.1	1.10	0.11	0.07	0.66	0.26	18.7	1.4	2.5
Ｓ１ｆｃ	49.3	0.82	5.90	70.6	1.35	0.21	0.13	0.72	0.35	21.1	1.5	2.3
平均値	45.83	0.86	5.91	31.21	0.72	0.11	0.08	0.71	0.23	18.84	1.62	2.44
標本標準偏差	1.25	0.04	0.18	14.20	0.24	0.03	0.02	0.05	0.04	0.72	0.33	1.15
変動係数	0.03	0.04	0.03	0.46	0.34	0.30	0.23	0.07	0.17	0.04	0.20	0.47

(1)　土壌の物理性

採取土壌の比重（かさ比重（含水状態における単位体積あたりの質量））と水分（含水率）は全区の変動係数が３～４％と極めて低く、ほとんど区別の差異は見られなかった。すなわち、今試験のような施用量では堆肥（汚泥堆肥）の施用の有無及び種類によって、水分や比重（かさ比重）は影響を受けな

いと思われる。粒度（生土ベースの礫を除く土塊の粒度）も、対照区(cont)を含めてほとんど差異はなかった（図-２）。

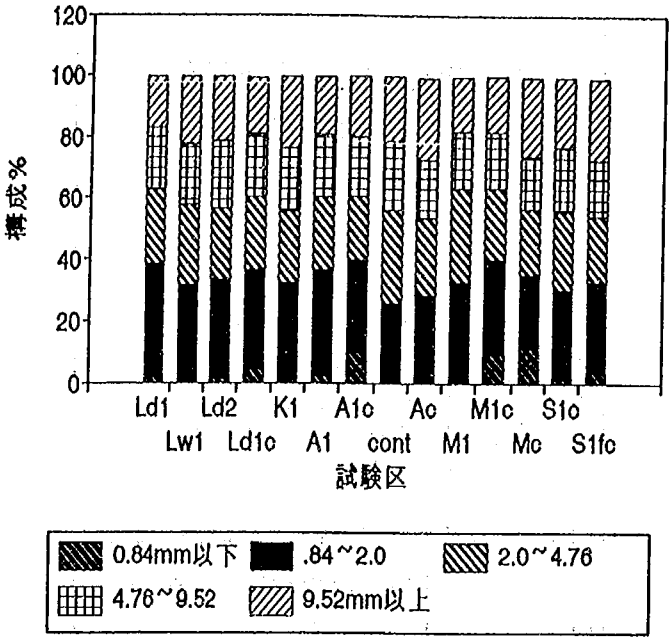
(2)　土壌の化学性

化学性データの傾向は３種（①区別の変動が殆どみられないｸﾞﾙｰﾌﾟ、②変動は見られるがややランダムで原因が特定しにくいｸﾞﾙｰﾌﾟ、③変動が見られ、原因は特定しにくいが、明らかに一定の傾向が見られるｸﾞﾙｰﾌﾟ）に大別された。

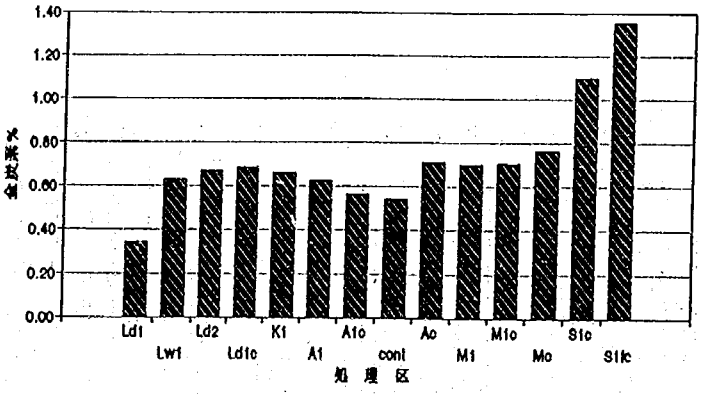
このうち、①は全カリウムとＣＥＣであり、pH(H_2O)もこれに近い。ただし、pH(H_2O)は堆肥を入れない無処理区(cont)のみ、5.4と特に低いのに対して、その他は5.7～6.1の範囲にあり堆肥を入れると土壌酸度が緩和されることが分かった。②のランダムに近い変動を示したのは硝酸態窒素（NO3-N）とアンモニア態窒素（NH4-N）であったが、後述の生育との関連は得られなかった。③の明らかに一定の傾向を示すグループは、ＥＣ、全窒素、全炭素、全カルシウム、全リン酸であり、いずれもＳ１ｆｃ（汚泥に糖類を混ぜて発酵した堆肥）のみ値が大きく、一部の項目（例えば全炭素）ではそれに次いでＳ１ｃの値が高かった。全炭素と全窒素の例を図-３と図-４に示した。初期の施用量は各区共窒素量で同量（50 g／m^2）に設定してあるので、Ｓ１ｆｃのみ量が多い理由は明確ではないが、堆肥中の残留糖分と含有する炭の存在による微生物の増加とそれに伴う養分の増加等も考えられる。

4.2　試験植栽木の生育状況調査

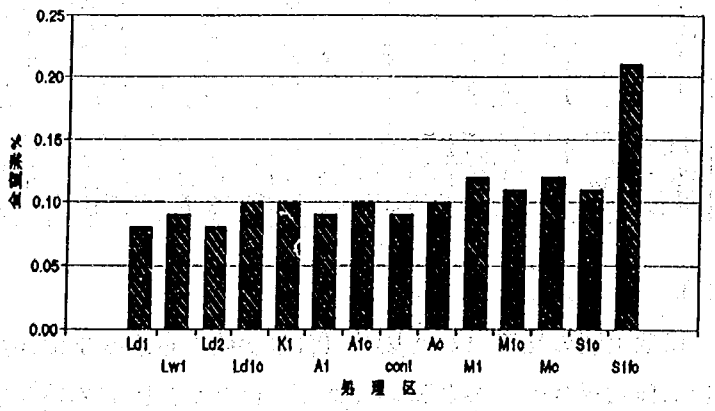
生育状況は、各区の中でもバラツキがあったが、５年４月から５年１２月の初



図－２　土壌の粒度分析



図－３　土壌分析における全炭素測定結果



図－４　土壌分析における全窒素測定結果

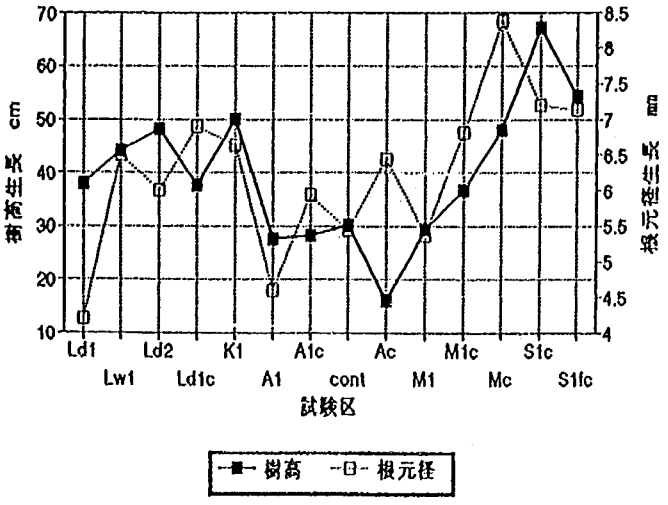
年度成長の各区の平均値で見ると明らかに各区固有の傾向が見られた。また、樹高と根元直径の初年度成長の各区平均値は図-５の如くであったが、概ね、樹高成長量の大きな区は根元直径成長量も大きく、成長度合の評価は次のようになった。

・成長良好のグループ　：Ｍｃ、Ｓ１ｃ、Ｓ１ｆｃ

・成長中程度のグループ：Ｌｄ１、Ｌｗ１、Ｌｄ２、Ｌｄ１ｃ、Ｋ１、Ｍ１ｃ

・成長不良のグループ　：Ａ１、Ａ１ｃ、Ａｃ、Ｍ１、ｃｏｎｔ

これを見ると、成長良好なものは４年度製造のものを中心に、いずれも剪定枝葉の粉砕物が入らないものである。一方、成長不良のものは無処理区(cont)は別にして、３年度のものを入れた区が中心となった。



図－５　初年度の樹高と根元径成長

活力度測定結果は、図-６の如くであり、樹勢と葉色に代表されるが、結果をまとめると以下のようであった。

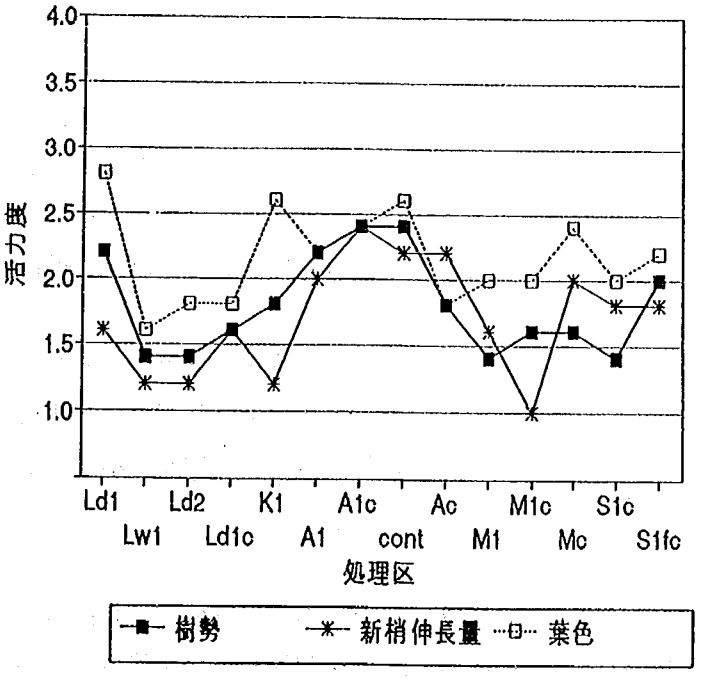
・樹勢良好のグループ：Ｌｗ１、Ｌｄ２、Ｌｄ１ｃ、Ｍ１、Ｍ１ｃ、Ｍｃ、Ｓ１ｃ

・樹勢不良のグループ：Ａ１、Ａ１ｃ、ｃｏｎｔ

・葉色良好のグループ：Ｌｗ１、Ｌｄ２、Ｌｄ１ｃ

・葉色不良のグループ：Ｌｄ１、Ｋ１、ｃｏｎｔ

すなわち、活力度は必ずしも成長量には比例せず、成長量が中程度の区に活力良好な区が多かった。



注）活力度の値は１から４まであり、低いほど良好である。

図－６　各処理区平均の活力度

4.3　生育状況の解析

生育に関する評価の判断結果を総合したのが表-３であり、総合するとＬｗ１、Ｌｄ２、Ｌｄ１ｃ、Ｍｃ、Ｓ１ｃなどが比較的良好であることが分かった。これらは２年度に作成して時間が経過しているために木質等の分解もある程度まで進んでいると思われるもの（Lwl,Ld2,Ldlc）や、汚泥と炭だけで木質が入らないもの（Mc）、木質が極めて細かい粉であるもの（Slc）であり、全体に剪定枝葉粉砕物がかなり分解しているか、入っていない堆肥の区に生育が良好なものが多いと言える。これに、活力度がやや良くないが成長量が大きいＳ１ｆｃの存在も加

えて考えると、全窒素などの土壌分析結果から見ても、全体に窒素不足気味である。そして、未分解の木質がそれを助長しているため、3年度に作成した剪定枝葉粉砕物を含む（保存中にあまり木質が分解していない）堆肥に生育がやや不良なものが多いと判断される。

このように、試験植栽初年度の初期生育には木質の存在がややマイナスになったが、バーク堆肥等の木質堆肥の特性から考えると、この現象は1～2年でおさまると思われるので、今後の経過を追跡する必要がある。

表－3　植栽一年後の生育結果の総合解析

区名	生育	樹勢	葉色	総合評価
Ld1	△	△	×	△
Lw1	△	○	○	○
Ld2	△	○	○	○
Ld1c	△	○	○	○
K1	△	△	×	△
A1	×	×	△	×
A1c	×	×	△	×
cont	×	×	×	×
Ac	×	△	△	△
M1	×	○	△	△
M1c	△	○	△	△
Mc	○	○	△	○
S1c	○	○	△	○
S1fc	○	△	△	△

○　良好　　△　普通（判断しにくい）　　×　不良

4.4　堆肥化手法の整理

2年度から4年度までの堆肥試作の調査結果と、5年度の土壌及び生育状況の調査結果をふまえ、以下の項目について、汚泥と剪定枝葉等を混合して堆肥化して利用するための手法を整理した。

- 堆肥化に当っての留意事項：汚泥と剪定枝葉の基本的な特性（C/N比、pH、水分、粘質性等）を示し、留意事項を示した。
- 適切な堆肥の構成：汚泥を比較的多くし、細粒化した剪定枝葉を加えるように提案した。
- 適切な堆肥の量：過去の施用例等も含めて堆肥の施用量を整理した。
- 堆肥の施用方法：施用方法について事例を示し、その特長等について整理した。
- 土壌改良効果に関する具体的な改良点：一般的な問題も含めて、堆肥の土壌改良効果について整理した。
- 剪定枝葉等の有効利用：剪定枝葉等の有効利用の現況と展望について整理した。
- 機械化に当っての留意事項：緑化関連の木質廃材の破砕と、その堆肥化について近年の実例を紹介し、望まれる機械化の方向を整理して示した。

5.　今後の問題点

試験植栽については、木質等の樹木への影響を探るため、追跡調査を行う必要がある。また、今回の堆肥試作では下水汚泥材料として消化脱水汚泥を使用したが、コンポストを実際に製造する場合は、材料としての汚泥自体の取扱い性の改善が望まれる。さらに、下水汚泥、剪定枝葉等の有効利用を促進するため、これらを緑地に還元するシステムの開発が必要である。

２．都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査

都市河川研究室　室　長　栗城　稔
研究員　木内　豪
田中　義人

１．まえがき

都市域では人口・資産の集積と地形的特性から内水型の浸水被害額の占める割合が高いという現状にある。これに対処するため、面的排水機能を受け持つ下水道施設や排水路、それらの末端から排出される雨水を流下させる河川、流出を抑制する貯留・浸透施設など様々な施設の整備が行なわれているものの、面的な治水安全度と排水先河川の安全度がトレードオフの関係にあることから、治水施設相互で十分に連携して雨水処理の分担をはかる必要がある。本調査は、このような必要性に基づき、都市域において個々の施設が持つ浸水防止効果を把握し、都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法について実流域での検討を行なうものである。

２．調査の概要

初年度にあたる平成２年度では、都市低平地に適用可能な流出・氾濫モデルの作成を行なうとともにデータの形式等について検討した。３年度では、モデルの検証等のためのケーススタディ地区を選定し、流出・氾濫計算に必要な排水路網、土地利用、浸水実績等に関するデータを収集・整理した。さらに、都市域における浸水被害額の推定に資するため、平成３年台風18号による家屋・家財の浸水被害の実態についてヒアリング調査を行い、また、家屋・家財資産の耐浸水特性と配置状況から浸水深別の浸水被害額を推定する方法を提案した。平成４年度は、流出・氾濫モデルを上記地区に適用し、実績との比較や各種シミュレーションを行い、個別対策の浸水被害防止効果を定量的に評価した。平成５年度は、仮想流域を対象として河川と下水道の適切な雨水処理分担に関する検討を行った。また、東京都が整備している下水道データベースの流出モデルへの適用についても検討を行った。

３．調査結果

３．１　都市域の浸水被害の定量的把握

内水被害の形態は、都市化と下水道の整備、流末の排水機場の整備につれて、内水域流末の低平地に湛水する内水型浸水から、下水道幹線へ流入する支線周辺や微地形上の窪地での流域溢水型の浸水へと変化し、短時

表-1　寝屋川流域の浸水被害事例

生起年月日	気象要因	降雨量		浸水被害		
		時間最大 (mm)	総雨量 (mm)	面　積 (ha)	床　上 (世帯)	床　下 (世帯)
S47.9.15-16	台風20号	47.5	115.0	1,697	8,902	52,505
S50.7.3-4	梅雨前線	32.0	100.5	1,266	1,875	20,808
S57.8.2-3	台風10号続く豪雨	39.5	150.5	2,046	6,778	43,262
H1.9.2-3	寒冷前線	25.5	221.0	104	26	1,927

間の集中豪雨等により小規模な浸水被害が頻発するようになる[1]。表-1及び図-1は寝屋川流域における過去の浸水事例を示しており[2]、浸水被害形態の変化が顕著に見られる。例えば、昭和47～50年頃は流域全体に市街化が拡大して河川の未改修区間からの溢水が発生し、下水道の整備に伴い浸水区域は大幅に減少したものの内水の湛水による浸水も生じた。昭和54年以降では河川改修が進捗し、内水湛水による浸水被害が顕著となっている。

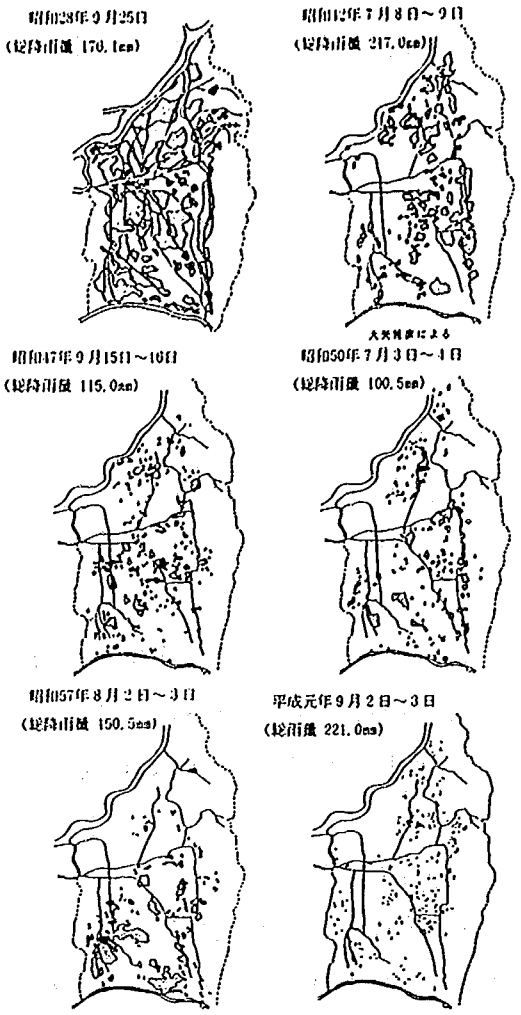


図-1　浸水形態の変化(寝屋川流域)

3．2　下水道と河川の処理分担に関する検討

3.2.1 概要

浸水形態の変遷の直接の原因は河道改修と下水道整備の時間的ずれや地形的な条件であるが、河川と下水道の計画規模自体も間接的に大きく影響している。下水道と河川の処理分担をどう定めていくかということは多くの実務者が直面している問題であり、総合的な治水対策の充実という点からも適正な対応が求められている。従来から、内水による浸水被害に比べると外水(河川からの破堤や溢水)によるものの方が甚大であるという考え方から、通常、外水に対する計画規模は数字の上では大きく設定されている。下水道と河川の処理分担は下水道の排水能力が河川の水位に影響されたり、流域溢水型の浸水域の特定が難しいこと、治水経済調査要綱に基づく浸水被害の推定手法が必ずしも内水型の浸水に適用できるとは限らないなどの理由から、十分な検討がなされていないと言える。そこで、流域溢水型の浸水被害額と河川からの溢水による浸水被害額及び治水対策の投資額を最小にして、最大の治水効果を得られるような河川と下水道の計画規模のバランスを定める手法について仮想流域を対象に検討を行った。

3.2.2 仮想流域の設定

ある程度市街化された仮想流域を図-2のように設定した。流域面積は約50km^{2}で市街化率は75%、流域内には面積128haの排水区が複数存在するとし、排水区内の下水道網を図-2のように設定した。下水道と河川の適正な処理分担すなわち計画規模を決定するため、まず、複数の計画規模の組み合わせを代替案として選び、それぞれの計画規模に応じた下水道施設と河道の設計を行う。設計の基本条件を表-2に示す。河川と下水道の接続方式はポンプによらない自然排水とし、河川水位の影響を受けるとした(図-3)。河川の計画高水位は計画規模によらず一定で、河道断面形は河道幅を変えて対応すると仮定した。河床高は1/50規模

表-2　下水道と河川の設計条件

		下水道	河　川
計画規模代替案		5年, 10年, 30年, 50年	5年, 10年, 30年, 50年
降雨強度算定式		東京都の降雨強度式	東京都の降雨強度式
流出量算定式		合理式、流出係数0.9	合理式, 流出係数0.9
到達時間の算定		角屋式	流入時間5分
管渠, 河道の諸元	粗度係数	粗度係数0.013	0.025
	勾　配	0.0013-0.003	0.001

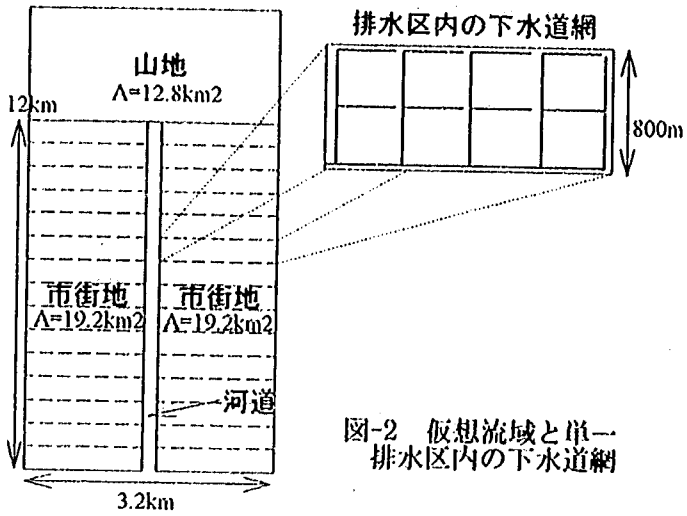


図-2　仮想流域と単一排水区内の下水道網

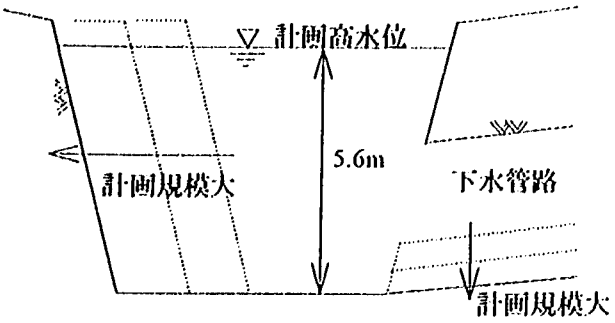


図-3　河川と下水道の接続

の下水道管路末端の管底高と一致させた。下水管路の土被りは全域1mの一定値とし、計画規模に応じて管径のみ変化させた。

3.2.3 浸水量の算定

以上の条件に対して設定された排水区を対象に下水道網内の流れを詳細に追跡し、流域溢水型の浸水域と浸水量を算定できるモデルにより流出・浸水計算を行った。入力降雨は東京都の降雨強度式から作成した単位時間5分の中央集中型波形で、降雨継続時間は3時間とした。下水道施設は合理式で設計しているため5分ピッチの降雨に対しては降雨確率と計画規模が等しくても浸水が生じることになるが、後述する河道の氾濫計算でも同一の降雨波形を用いているので下水道と河川間での矛盾は生じていない。また、最下流の水位は常に計画高水位であると仮定した。図-4,5に降雨規模と下水道の計画規模別の排水区末端からの最大流出量および排水区内における最大湛水量のコンターを示す。河川の氾濫量は、下水道計画規模別の排水区からの流出量と上流山地からの流出量を重ね合わせて作成した流出ハイドログラフのうち、河道の流下能力以上の分が溢水するとして計算した(図-6)。

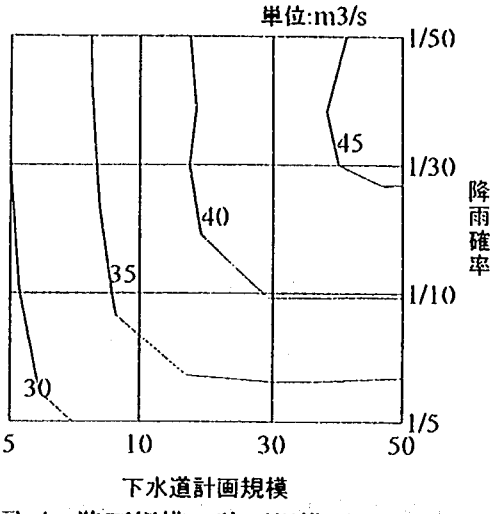


図-4　降雨規模・計画規模別の最大流出量

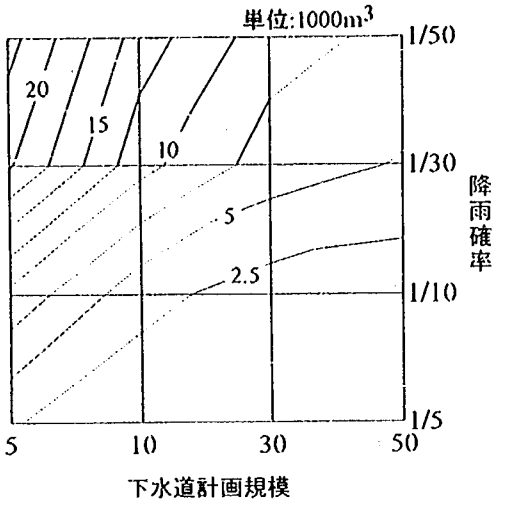


図-5　降雨規模・計画規模別の湛水量

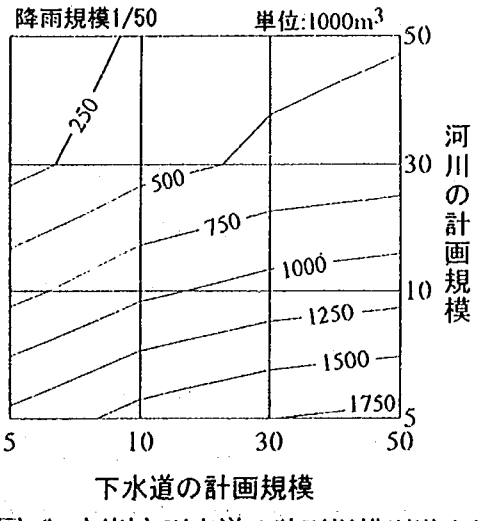


図-6　河川と下水道の計画規模別湛水量

3.2.4 浸水被害額の算定

前述したように、河川からの氾濫や溢水による被害と内水域における浸水被害では被害の程度に大きな違いがある。その大きな理由は氾濫水の流速の違いによるものであるが、土砂や流木を多量に含

むかどうかによっても異なる。また、合流式下水道からの溢水には汚物が混じるので、その分家屋や家財に及ぼす被害は大きくなるものと考えられる。このように、浸水被害は流域状況により異なり、現状ではそれに対応した被害推定方法は確立されておらず、今後の研究の進展によらざるを得ない。

今回の検討における浸水被害額の算定は基本的には治水経済調査要綱に従うとした。ただし、上述した被害形態の違いを考慮するため、対象とする被害項目と被害率の設定を表-3のようにした。なお、仮想流域の市街化の程度を考慮して、農地及び農業用施設は被害項目から除外した。また、氾濫は溢水によるものとして護岸等の河川構造物の被害は無いものと仮定した。

表-3 浸水被害額算定の対象とした項目

被害項目		河川の溢水(外水)	排水区の浸水(内水)
一般資産		家屋、家庭用品、事業所資産、営業停止損失	
公共土木および農業用施設	道路・橋梁	一般資産被害額の28.2%	一般資産被害額の0.0%
	鉄道	同13.2%	同 0.0%
	電話・電力	同 5.4%	同 5.4%

3.2.5 流域内資産の推定

浸水被害額の算定にあたっては、東京近辺の地域メッシュ統計を用いて資産額を把握した。地域メッシュ統計のうち、家屋・家財資産は国勢調査統計より、産業分類別償却・在庫資産は事業所統計により推定した。具体的には、ある一次メッシュ内の64の二次メッシュ(10km四方)のうち、世帯数の上位5番目(赤羽),10番目(横浜西部),20番目(与野)のメッシュを対象として、仮想流域の単位面積当り資産として3ケースを設定した。

3.2.6 計画規模の決定

以上の方法により、外水および内水による浸水被害額と下水道施設整備費用、河道改修費用を算出し、それぞれ降雨の生起確率を考慮した年平均被害額および年費用に換算し、合計する。図-7～9は、一般資産単価別の年平均被害額と年費用の合計額の等値線を表している。これらの図より、流域内の資産単価が大きいケース(5番目)では河川の計画規模を大きくすることが、合計額の減少に顕著に反映されるが、逆に資産の相対的に小さいケース(20番目)では河川の計画規模を大きくしても合計額にはほとんど変化はなく、下水道の計画規模が大きく影響する。これは、下水道の施設整備費の占める割合が高いことに起因する。当該流域よりも下流に流域がない場合は以上の方法により処理分担が定まる。また、下流に他流域がある場合には、当該流域からの流出量が下流の安全度に影響を及ぼすのでその点を考慮する必要がある。

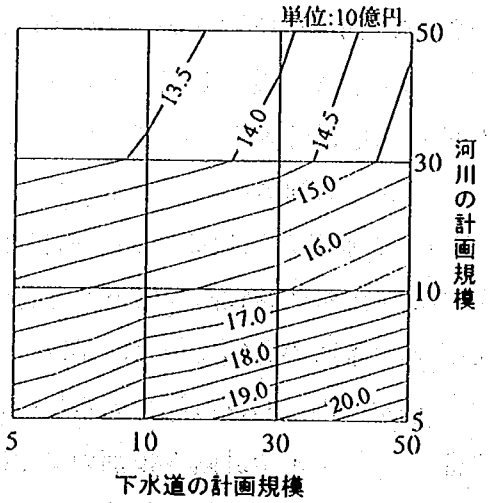


図7 年平均被害額と年費用の合計(資産5番目)

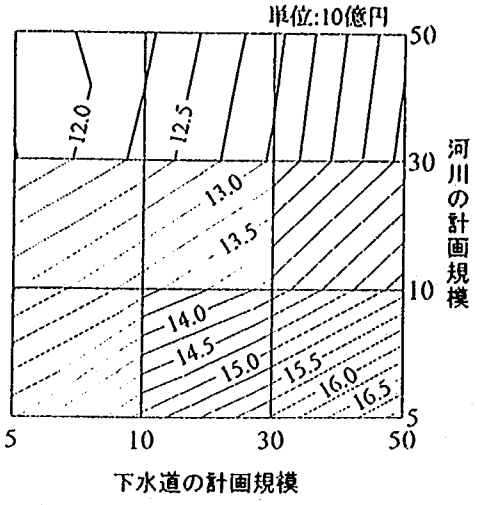


図8　年平均被害額と年費用の合計(資産10番目)

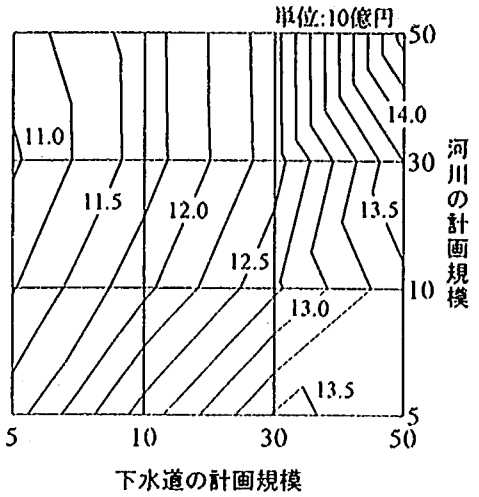


図9　年平均被害額と年費用の合計(資産20番目)

3．3　下水道データベースの流出モデルへの適用

東京都が1986年から整備を行い、主に下水道施設の維持更新用に用いている下水道台帳情報システム(SEMIS)を前節の流出・氾濫計算で用いたモデルに適用した結果について説明する。

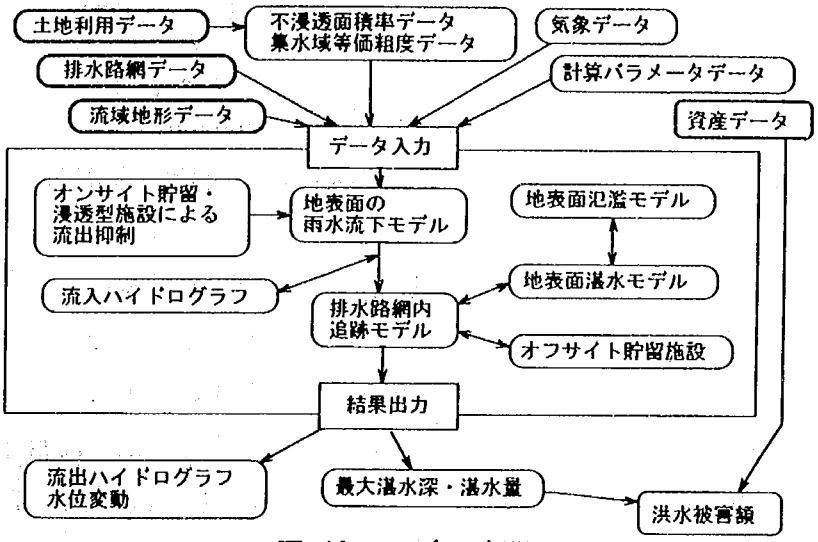


図-10　モデル連関図

3.3.1　既存データベースの概要

下水道の整備された都市域での流出・氾濫解析を行うにあたって必要となるデータには、排水路網、地形、土地利用などがあり、それを用意するには非常に時間と手間がかかる。そこで、下水道データベースを含め、既存のデータベースを解析に活用することが考えられる。

図-10に流出氾濫解析モデルの構成を示す。このモデルを用いた計算に必要なデータの多くは既存のデータベースより利用することができる(表-4)。国土地理院発行の数値地図にある標高データは50mメッシュの情報で、内水の地表面氾濫の追跡へ応用の可能性がある。また、日本統計協会の作成している国勢調査、事業所統計調査、あるいは、国土庁の商業統計、工業統計、農業センサス等のメッシュデータは、湛水深等の計算結果を用いて被害額を算定するのに利用できる。

3.3.2　データの変換

SEMISのデータは、工事歴、所在地住所等、50項目以上に及ぶ。この中から数値解析をするにあたって必要なデータ(管渠延長、管径、地先面積等)を抜き出し、単位の変換

表-4　データベースによる入力データ

データベース名	諸元	土地利用データ	排水路網データ	対象域の地形データ	対象域の資産データ
SEMIS	人孔、管渠データ等	△	○	○	△
細密数値情報	メッシュ土地利用コード	△	×	×	×
数値地図	メッシュ地盤高データ	×	×	△	×
地域メッシュ統計 商業統計ﾒｯｼｭﾃﾞｰﾀ等	国勢調査、事業所統計 商業統計等	×	×	×	△

○：利用可　△：組み合わせて利用可　×：利用不可

等を行って所定の様式に変換する必要がある。SEMISのデータは1km×0.7kmのメッシュが基本単位となっている。したがって対象としたい排水区の最下流地点から上流側に管渠を追跡していき、必要な排水路網のデータのみを抜き出すことができる。また、データ項目に含まれている人孔のX，Y座標値を用いれば、細密数値情報と管渠情報とを結びつけて単一管渠の集水域毎の土地利用状況がわかり、それより、不浸透面積率や集水域の等価粗度が算定される(図-11)。また、管渠データには元台帳からの入力時のタイプミスや仕様上でのデータの不整合が含まれる場合があるため、計算を開始する前に簡単な検査プログラムを用いたり、管渠を縦断図、平面図化することによってそれらを発見する必要がある。

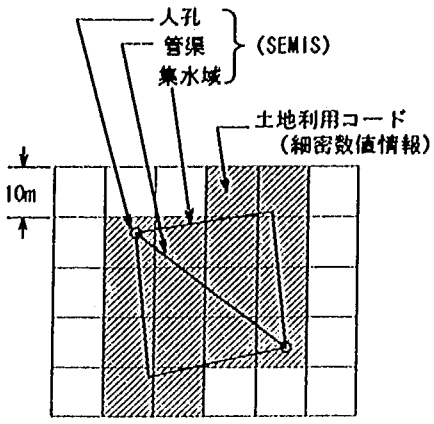


図-11　土地利用データの作成

3.3.3　適用結果

今回対象としたのは、東京都北区の隅田川沿いにある面積約61haの合流式下水道の排水区で、幹線の延長は2km、管渠数約500本、最下流にはポンプ場があり隅田川に排出される。本モデルのサブモデルの詳細な説明は文献3に譲るが、①管渠勾配0.003を境に、Diffusion WaveとDynamic Waveを切り替えて計算している，②マンホールの損失は管渠からマンホールへの急拡損失（損失係数=0.2）として与えている，③上流に集水域を持たない最上流管を１つの集水域として与えている等の変更を加えた。なお今回は最下流点の境界条件は限界水深とし、SEMISのデータのみを用いて計算を行い、氾濫計算は組み込んでいない。

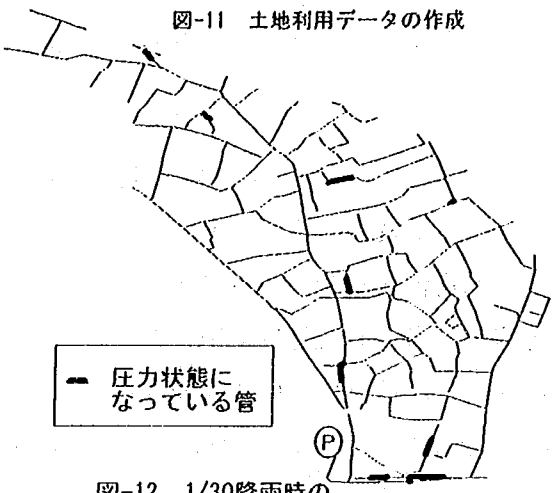


図-12　1/30降雨時の
流出浸水計算結果

上記条件での計算結果の例を図-12に示す。これは東京都の降雨強度式の30年確率降雨で3時間の中央集中型降雨（5分ピッチ）を与えた場合の圧力状態となっている管渠の位置を示したものである。これらの場所では、地盤高との関係で必ずしも浸水が起こるとは限らないが、流下能力のネックとなっている可能性がある。

4．おわりに

都市中小河川流域において、治水施設の整備費用、内水と外水の被害形態の違い、排水区の超過降雨への応答等を考慮して下水道と河川の処理分担を定める手法を仮想流域へ適用し、都市化率や資産額に応じて処理分担を決定することが可能であることがわかった。

参考文献

1) 土木研究所総合治水研究室:総合的な都市雨水処理計画に関する調査，土木研究所資料第2481号，S62.
2) 寝屋川流域総合治水対策協議会:寝屋川流域整備計画
3) 土木研究所総合治水研究室: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　苗村　正三
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、一般的には開削施工で行われるが、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、比較的掘削深さの小さい現場では、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。平成４年度の上下水道工事の死亡災害のうち、約３割が土砂崩壊によるものである。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おり、本調査では掘削、土留めから埋戻し、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。５年度は、現状の開削施工における問題点及びニーズに関するアンケート調査を実施するとともに、既往の労働災害発生現場の実態調査に基づき、事故の要因分析を行った。また、製造業などで作業改善手法として一般的に用いられているｲﾝﾀﾞｽﾄﾘｱﾙ・ｴﾝｼﾞﾆｱﾘﾝｸﾞ（ＩＥ）を用いて作業工程を詳細に分析し、合理化・安全化のための施工改善項目を明らかにした。

２．調査方法

２．１　現状の問題点とニーズに関するアンケート調査

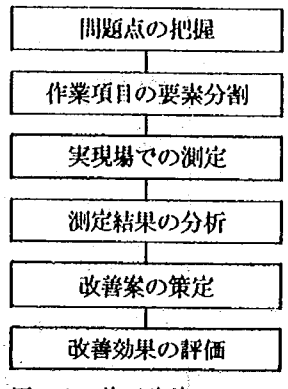
開削工法における現状の問題点及びニーズを明らかにするために、東京都及び千葉県の施工業者を対象にアンケート調査を行った。なお、送付数は86社で回収率100%であった。

２．２　事故要因に関するアンケート調査

開削工法で発生した事故形態とその発生要因との関係を明らかにするために、平成３及び４年度に死傷事故が発生した現場に対してアンケート調査を行った。サンプル数は29件で、事故形態の内訳は、土砂崩壊18件、建設機械等４件、その他７件である。

２．３　施工改善方策の提案

より安全で効率的な施工法、施工管理方法を確立するためには、まず現状の作業工程を詳細に分析し、改善項目を明らかにする必要がある。このため、図－１に示すフローに従い現場の施工データを収集し、ＩＥ手法を用いて工程分析、稼働分析を行い、施工改善方策を提案した。測定は、表－１に示す施工条件の下水道工事現場において、ビデオ撮影、ヒアリング調査により実施した。両現場とも、幅員が狭い上に両側に高さ２ｍ程度の塀があることに



図－１　施工改善のフロー

加えて、上空には架空線があり、バックホウやクレーン作業に支障をきたしていた。さらに、掘削箇所には既存の埋設管が横断しており、作業に大きな障害となっていた。

表－1　施工条件

現場名	A 現場	B 現場
測定日時	平成5年12月	平成5年1月
作業仕様	①掘削寸法　掘削幅1．1m×深さ1．5m×延長5m ②管　種　ヒューム管φ250mm×2m×2本 ③土留工　建て込み軽量鋼矢板 松丸太（1段組）	①掘削寸法　掘削幅1．3m×深さ2．2m×延長5m ②管　種　塩ビ管φ200mm×4m×1本 ③土留工　建て込み軽量鋼矢板 アルミ製水圧ジャッキ（2段組）
作業人員	現場世話役、作業員3名、トラック運転手2名 バックホウオペレータ1名、クレーンオペレータ1名	現場世話役、作業員4名、トラック運転手2名 バックホウオペレータ1名
使用機械	①バックホウ1台：バケット0．2m³ ②クレーン　1台：ラフター式、最大釣上げ荷重10t ③トラック　2台：最大積載量4t ④タンパ　1台	①バックホウ1台：バケット0．2m³ ②トラック　2台：最大積載量4t ③タンパ　1台

3．調査結果

3．1　現状の問題点とニーズに関するアンケート調査

アンケート調査の結果の概要を表－2に示している。この中でも特に件数の多かった問題点は、バックホウの旋回時の作業員等との接触、及び支保工設置時期の誤りによる事故の2点であった。また、埋戻し、締固めに関しても、現状の方法の信頼性について問題提起があった。

表－2　アンケート調査の結果

工種	問題点	ニーズ、改善案
掘削工	バックホウ旋回時の作業員・通行車両との接触、架空線の切断（14）	①警告ランプ、旋回ブザー、センサ等の設置（6） ②旋回動作のメモリー機能の登載（1） ③無線による誘導、合図の実施（2） ④伸縮可能なブームの開発（1）
	既設埋設物の破損（7）	①事前調査の徹底（4） ②既設埋設管のデータベース化（1） ③バックホウのバケット先端にセンサの設置（1）
	人力床付けに時間がかかる（2）	バックホウのバケットを水平移動可能にする（2）
土留工	①当て矢板の切梁、腹起こし設置時期の誤りによる事故（25） ②建て込み時の合図不備による事故（7）	①矢板、腹起こし、切梁が一体となった土留材の開発（10） ②推進式土留パネルの開発（1） ③掘削・土留が同時にできる工法の開発（1）
	木製支保工は再使用しにくい（7）	水圧ジャッキ式アルミ支保工の使用（7）
埋戻し工	不良な発生土の使用（2）	埋戻し材料の品質の向上（2）
	地下水位以下の箇所の埋戻し材料（3）	山砂に替わる埋戻し材の開発（3）
締固め工	締固め不足による路面陥没（5）	より簡便な締固め方法の確立（2）
	ランマ、タンパによる締固めに時間がかかる（2）	①バックホウのバケットを転圧機とする（1） ②締固め機械の軽量化、機能の向上（1）
	矢板引抜き時の緩みによる周辺の沈下（5）	①部分的な転圧方法の開発（2） ②効率的な注入工法の開発（2）
管布設工	下水道管の狭所作業での取扱いの困難さ（2）	管の軽量化（1）
付属物工	マンホール設置時に切梁を一部外して行う際の事故（1）	マンホール用土留の開発（1）
	マンホール設置時の建設機械の密集化（1）	マンホールブロックを小型化し、バックホウで設置可能とする（1）
その他	①経験未熟者の独自判断による事故（7） ②作業員の高齢化（2）	①安全教育の徹底（1） ②管理、指導の充実（1） ③作業員の共同作業体制の確立（1）
	残土の処分場がない（4）	改良材を加え、埋戻し材として使用する（3）
	①即日復旧の難易性（3） ②周辺からの苦情（4）	①全面交通止め等の措置（2） ②地元住民との事前協議（2）

（　）内は件数

3．2　事故要因に関するアンケート調査

（1）土砂崩壊に関わる事故要因

表－3は、土砂崩壊に対する事故要因として回答があったものを件数の多い順に並べたものである。このうち、管理・教育に関わるものとしては、作業方法の教育不十分が13件と最も多く、以下、KY活動等の教育不十分、作業指示が不適切などが挙げられている。作業方法に関しては、回答者の多くが作業手順の不徹底と危険箇所への立ち入りを挙げている。設備に関しては、土留工の手抜きと事前調査の不備・未実施の件数が多い。また、人的要素については、慣れによる安心感から注意力散漫、安全作業に無知などの回答があった。

表－3　土砂崩壊の発生要因

区分	項　目	件数	区分	項　目	件数
管理	作業方法の教育不十分	13	環境	作業場所が狭い	2
	KY活動等の教育不十分	6		照明が暗い	2
	作業指示が不適切	4		夜間工事である	1
	作業手順を決めていない	3	設備	土留工の手抜き	7
	実施計画の検討が不十分	2		試験掘等の事前調査の未実施	6
	人員配置に無理がある	2		不用意な急勾配の掘削	1
	作業前点検の未実施	1		構造設計の誤り	1
	保全体制の不備	1	人	慣れによる安心感で注意力散漫	8
	雇入れ教育の不足	1		安全作業に無知	5
方法	作業手順の不徹底	12		不慣れ、未熟練	2
	危険箇所への立ち入り	12		目、耳の欠陥	1
	作業手順にない行為	3		高齢者による作業	1

以上の結果を勘案すると、事故のほとんどが作業手順の不徹底、危険箇所への立ち入り、土留工の手抜きに起因しており、比較的浅い掘削箇所での当て矢板の土留支保工設置作業において、作業員を危険箇所へ立ち入らせない施工法が強く望まれる。一方、作業方法、安全作業に関する教育を徹底させることも重要であり、新人教育のためのマニュアルの充実、作業員の安全意識、自己啓発の促進方法などが必要である。また、経験を積んでいる作業員には、慣れによる事故を防止するために分かりやすいヒヤリハット集や事故事例集による危機管理・意識の高揚を図ることが大切である。さらに、現場監督者については、常に現場の状況を掌握し、作業の都度適切な指示を与えていくことが必要であり、このための作業標準の充実、現場責任者・職長の教育・育成が求められる。また、簡便に事前調査を行う探査方法やボーリング、サンプリング方法の開発が必要である。

（2）建設機械に関わる事故要因

本調査では、建設機械に関わる事故数は4件と少なく、その内訳は誘導員がいないための接触と運転手の誤操作による事故に分けられる。前者については、機械の誘導員の確保、旋回ブザー等の安全装置の設置、危険箇所への立ち入り防止、オペレータと作業員の連携などを徹底することで防止できる。後者の防止については、各種機械の操作方法の統一、無資格者の運転の禁止などが必要である。

（3）その他の事故要因

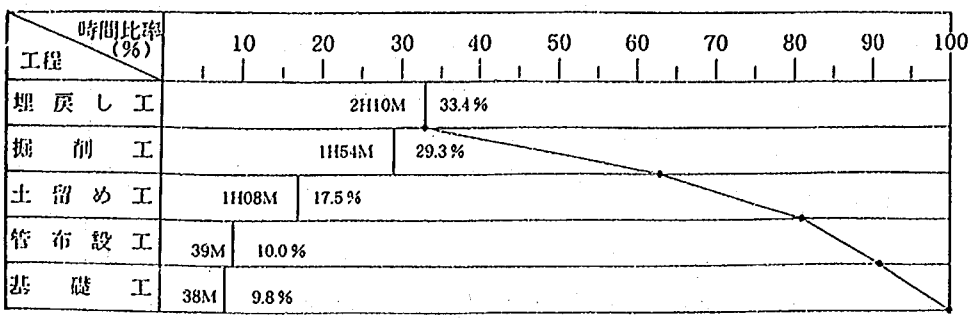
開削施工における事故としては、土砂崩壊、建設機械との接触以外に、既設擁壁の倒壊、道路陥没、第三者の掘削孔内への転落などが発生している。これらの事故の大部分は、各種基準類（市街地土木工事公衆災害防止対策要綱、労働安全衛生規則、建設業における総合的労働災害防止対策の推進について等）の遵守により、十分に防止できるものである。すなわち、既設擁壁の倒壊については、事前

の調査及び補強・移設により防止でき、また第三者の転落事故を防止するためには、固定柵などにより現場の境界を明確にし、歩行者が安全に通行し得る専用の通路を確保することが必要である。さらに、掘削箇所は全て埋め戻すか、鉄板等で覆うとともに立ち入り防止柵で囲むなどの本来の基準で定められた対策を忠実に実施することで、未然に事故を防止することが可能である。

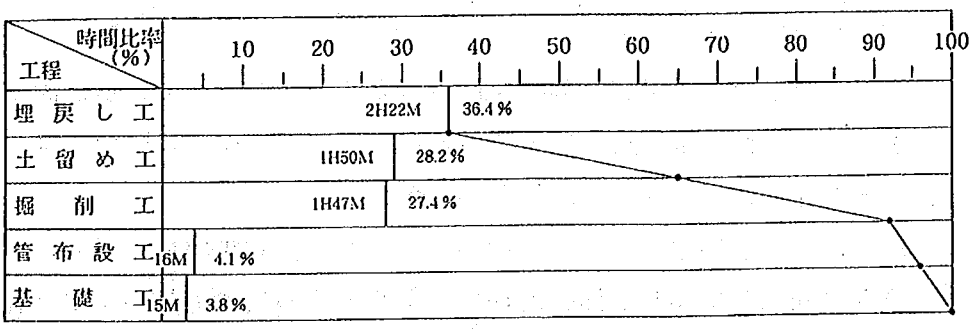
3．3　施工改善方策の提案

（1）工程別時間比率

A、B両現場の工程別の時間比率を、各々図－2及び図－3に示す。いずれも埋戻し工、掘削工、土留工に時間を要しており、この3工程で全工程の8～9割を占めている。また、掘削・土留工は、事故要因調査等からも危険度の高い工程として認識されており、合理化・安全化のためには、この3工程を中心に施工改善案を策定する必要がある。



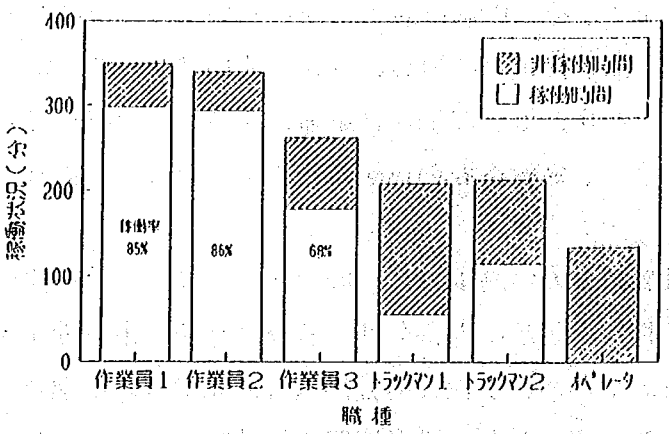
図－2　工程別時間比率（A現場）



図－3　工程別時間比率（B現場）

（2）作業員の稼働分析

A現場での全作業者の人力作業における稼働状況を図－4に示す。同図から、作業員3の稼働率が低く、トラックマン2名とバックホウオペレータの非稼働時間（余裕時間）がかなりあることがわかる。したがって、作業員を1名減らし、世話役と作業員2名が主たる作業を分担し、トラックマンとバックホウオペレータは運転時以外に補助的な作業を行うことにすれば、施工効率が向上する。表－4は、実際に測定した作業チャートからトラックマンとオペレータが人力作業に参加可能かどうかを判断したものである。全作業において最低1名は人力作業に参加可能であり、作業員を1名減らしても現行の作業を行えることがわかる。



図－4　全作業者の人力作業における稼働状況

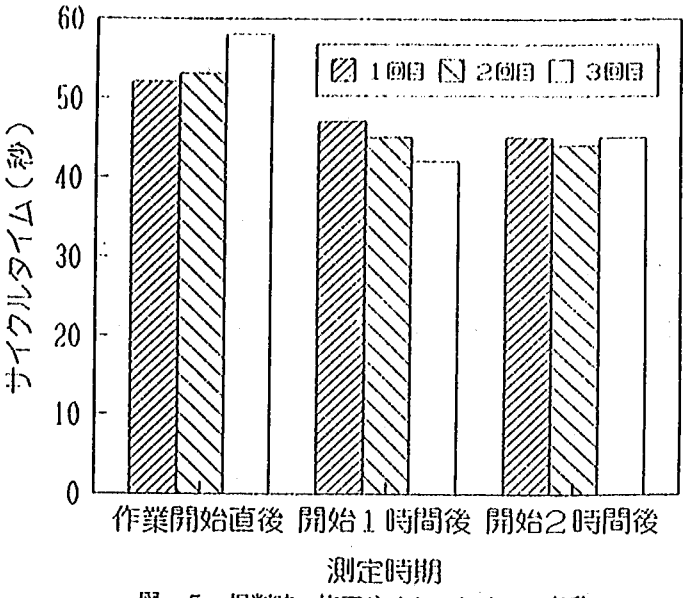
表－4　トラックマン、オペレータの人力作業への参加可能人数

工　程	作業項目	トラックマン	オペレータ	合　計
掘削工	掘　削	1	0	1
土留工	矢板運搬・圧入 切梁・腹起し	1 2	0 1	1 3
基礎工	敷均し転圧	2	1	3
管布設工	管卸し 配　管	2 2	0 1	2 3
埋戻工	土砂入れ 敷均し転圧 矢板引き抜き 締固め	1 1 1 1	0 0 0 0	1 1 1 1

（３）工程別作業方法の分析

①掘削工

図－５にＡ現場の掘削作業におけるバックホウの旋回サイクルタイムを示している。これから、作業開始当初は多少時間がかかっており、１時間後には作業当初に比べて約１７％短縮されている。最近では、旋回動作メモリ機能を登載した大型バックホウが実用化されている。同様の機能を小型バックホウに登載することにより、狭所での旋回作業も作業当初から最短のサイクルタイムで行うことが可能となり、オペレータの苦渋性も低減される。



図－５　掘削時の旋回サイクルタイムの変動

また、両現場とも既設埋設管の位置が事前調査と異なっていたため、埋設管を破損しないように少しづつ掘削しなければならず、多大な時間を費やしていた。また、既設埋設管周辺の埋戻し土砂は、掘削時に崩壊する危険性が高い。これらのことから、作業効率の向上だけでなく安全性の向上のためにも、既設埋設管のデータベース化が望まれる。

②土留工

Ａ現場では、切梁・腹起しとして松丸太を用いており、Ｂ現場ではアルミ製水圧ジャッキを用いていた。両者の作業時間を比較すると、Ａ現場では１段組で２６分、Ｂ現場では２段組で３９分（単純に１段分を計算すると２０分）であり、アルミ製水圧ジャッキを用いた方が作業時間が短い。また、松丸太の場合には寸法が限られているために再使用しにくく、アルミ製水圧ジャッキに比べて取扱いに難がある。このため、切梁・腹起しの施工効率と安全性の向上のためには、アルミ製水圧ジャッキの使用が好ましい。

また、作業員を土砂崩壊の危険に晒さないためには、土留工設置以前の掘削溝内への立ち入りを禁止する必要がある。しかし、実際には、Ａ現場では土留の全くない状態で矢板運搬・圧入のために作業員１名が４２分間掘削溝内に入っている。Ｂ現場でも土留のない状態で切梁・腹起し設置のために作業員２名が３９分間掘削溝内で作業している。このため、矢板と切梁・腹起しを一体化し、作業員が掘削溝内に入ることなく土留の設置が可能な施工方法を開発する必要がある。

③管布設工

Ａ現場ではヒューム管を用いているため、管降ろしにクレーンが必要で、玉掛け作業に多少手間取ったこともあり１６分間の作業時間を要している。一方、Ｂ現場では軽量な塩ビ管のため、管降ろしが人手２名によりわずか１分間で行われている。また、配管作業についても、ヒューム管は微調整が難しく、塩ビ管の約１．７倍の時間を要している。管布設作業における安全性の向上（クレーンによる吊り上げ作業の削減）と施工効率向上（管降ろし、配管時間の短縮）を図るためには、管に吊下げフックや吊下げのためのアタッチメントを設け、取扱いを容易にする工夫が必要である。

④締固め工

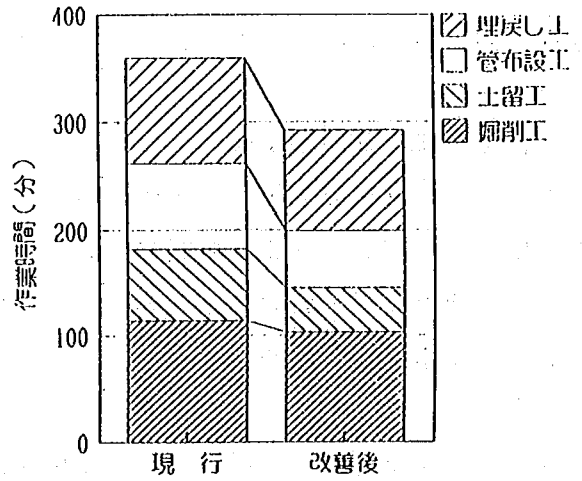
締固め作業にはＡ、Ｂ両現場ともタンパを用いている。タンパは重量が大きいため、Ａ現場ではクレーンで、Ｂ現場では作業員２名により掘削溝内への搬入・搬出を行っている。しかし、締固めは30cm毎に行うため、一層締固め毎にタンパーを掘削溝より搬入・搬出する必要があり、人力では苦渋作業の一つとなっていた。このためタンパーの掘削溝からの搬入・搬出には工夫が望まれる。また、管の埋め戻し、締固め、矢板引抜きの施工手順は、地表から50cm程度まで埋め戻しと締固めを繰り返した後に矢板を引き抜く手順で行われていたが、結果的に矢板の引抜いた部分が空洞となり、タンパーで締固めた部分に緩みが生じていた。施工の安全面から考慮すると、現状の手順が望ましいが、締固め土の施工・品質管理の面からは矢板の引抜後に締固めを実施するか、もしくは現状の手順で別途矢板の引抜き跡にセメントミルク等で充填することが望ましい。さらに、将来的には、１～２ｍ程度の層厚で締固める工法を開発し、管路周辺の埋戻し・締固め→埋め戻し土の投入→矢板の撤去→締固めの手順で施工するのが望ましい。

（４）改善効果の評価

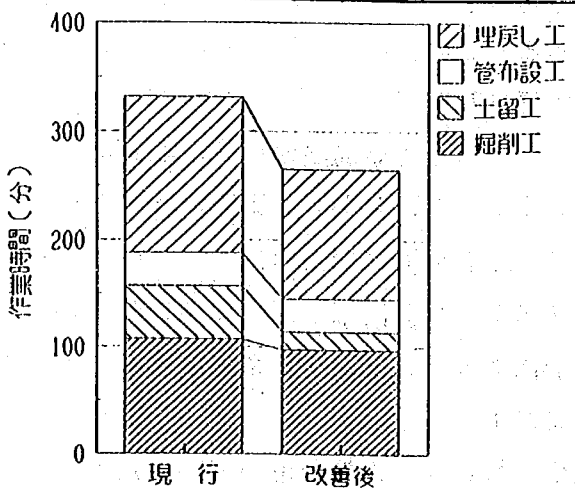
以上の分析結果に基づき、提案した施工改善案を表－５に示している。また、これらの改善案を採用した場合、どれだけ作業時間が短縮されるかをシミュレーションした結果を図－６及び７に示している。Ａ現場では６７分、Ｂ現場では５７分の作業時間が短縮され、約２０％の効率アップが期待できる。

表－５　改善方策案

工　程	改　善　方　策　案	改善項目	
		生産性	安全性
全　体	①世話役と作業員2名、ﾄﾗｯｸﾏﾝ2名、ﾊﾞｯｸﾎｳｵﾍﾟﾚｰﾀの班編成化 ②管の軽量化 ③安全教育の徹底・充実	○ ○ ・	○ ○ ○
掘削工	①小型バックホウに自動旋回機能を登載 ②簡易に取り替え可能なバケットの開発 ③既設埋設管のデータベース化	○ ○ ○	○ ○ ○
土留工	①アルミ製水圧ジャッキの使用 ②矢板と切梁・腹起しが一体となった支保工の開発	○ ○	○ ○
埋戻工	①簡便な締固め方法の開発	○	○



図－６　施工効率に対する改善効果（Ａ現場）



図－７　施工効率に対する改善効果（Ｂ現場）

４．今後の課題

５年度の調査により、狭隘な箇所での開削施工の合理化・安全化を図る上での問題点が明らかとなった。今後は、支保工一体型矢板の実用化について詳細に検討するとともに、改善効果を定量的に評価することが必要である。最後に、アンケート調査、ビデオ撮影に御協力頂きました関係各位に謝意を表します。

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

近年、下水道管渠として塩化ビニル管やＦＲＰＭ管等の可撓性管が用いられるケースが増えている。通常、これらの可撓性管を埋設する場合には管のたわみ量を管径の５％以下に抑えるよう設計がなされるが、施工時の矢板引抜きに伴う管側部の埋戻し材のゆるみや地盤の不同沈下の影響などから管に過大なたわみ（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。そこで矢板引抜きをともなう施工を行う場合、あるいは地盤の不同沈下の生じやすい軟弱地盤上に可撓性管を敷設する場合の管の変形防止工法の開発が必要である。

そこで５年度は、矢板引抜き時における可撓性管の変形防止工法として、ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設する工法と流動化処理土を用いた埋戻し工法を採りあげ、それらの効果を２次元土槽での模型実験および解析により検討した。

２．　２次元土槽を用いた模型実験

2.1　実験方法

表-1に実験ケース、図-1に実験に用いた２次元土槽の構造を示す。埋設管は、管の応答挙動を敏感にさせるため市販の塩化ビニルパイプを肉厚4mmに削り、計器を取付けたものである。矢板は縦150cm×横60cm×厚さ1.8cmの寸法で表面には摩擦低減の為にビニールシートを貼った。

表-1　実験ケース

ｹｰｽ	基礎地盤	周囲地盤	管周囲埋戻し材	管上部埋戻し材	ｼﾞｵﾃｷ敷設
1	普通地盤（砂質土）	混合材	砂鉄	砂鉄	無
2		砂鉄			有
3		混合材			
4		混合材	流動化処理土	砂鉄	無
5		砂鉄		砂鉄	
6		混合材		混合材	

表-2　実験に用いた土質材料

砂質土	茨城県稲敷郡江戸崎産
砂鉄	気乾状態のもの
混合材	上記の砂鉄にグリースを重量比で2%添加、混合

表-3　砂鉄および混合材の物性値

	湿潤密度 (kgf/cm³)	粘着力 (kgf/cm²)	内部摩擦角 (度)
砂鉄	2.798	0.00	35.4
混合材	2.800	0.10	33.0

表-4　流動化処理土の物性

原料土	関東ローム　※茨城産
固化剤	普通ポルトランドセメント
一軸圧縮強度	1.085(kgf/cm²)※打設から24時間後
流動性	30(sec)　※Ｐロート法による

(1)実験ケースNo.1,2,3について

まず土槽内の所定の位置に矢板をセットし上下端を固定してから、基礎地盤材の砂質土をまき出し厚10cmで盛り立てた。ケースNO.2,3については、基礎地盤と矢板の境界部分に幅30cmのジオテキスタイルを折返して敷設した（図-2参照）。周囲地盤、管周囲埋戻し材、埋戻し材については、砂鉄は落下投入後表面を均す程度の軽い締固めで、混合材は木こてを用いた締固め

で厚さ10cmピッチで盛り立てた。また土の変位状況を観測するための白線およびマーカーを設置している。全ての盛り立てが完了したら表面を平滑に均し、3時間程度放置した後矢板引抜きを開始した。矢板引抜きは左側から行い、10cm引抜く毎に計測及び観測を行った。

(2)実験ケースNo.4,5,6について

まず土槽内の所定の位置に矢板をセットし上下端を固定してから、基礎地盤材の砂質土をまき出し厚10cmで盛り立てた。その後、管周囲部の基礎部分（厚さ100mm）に流動化処理土を投入し表面を均し、24時間気中養生した。養生後、埋設管を所定の位置にセットし管周囲部に流動化処理土を打設した。流動化処理土の物性は表-4に示すとおりである。24時間気中養生後、上記(1)と同様に周囲地盤および埋戻し材を盛り立て、矢板引抜きを開始した。矢板引抜きは左側から行い、10cm引抜く毎に計測及び観測を行った。

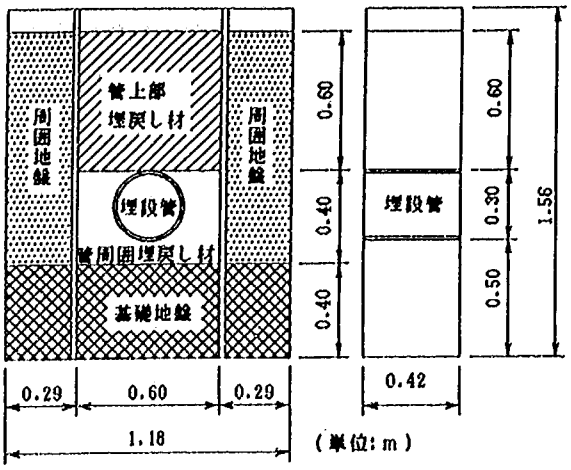


図-1　2次元土層の構造

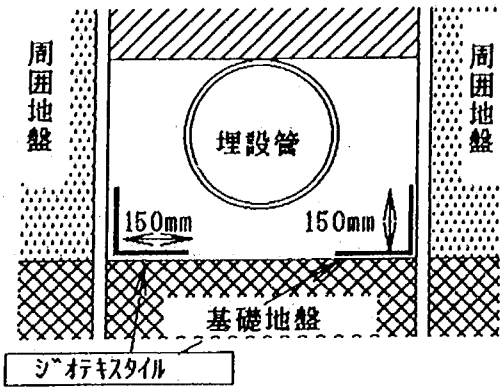


図-2　ジオテキスタイルの敷設方法

2.2　実験結果

管のひずみを図-3、管の変形量を図-4に示す。どのケースにおいても、埋戻し完了時には管のひずみはかなり小さい。これは、今回の実験では管周囲の埋戻しが極めて良好な状態で行われたため管側部への水平方向拘束力が十分に働いたためと考えられる。またどのケースにおいても矢板引抜き時には基礎地盤の砂質土は自立し、基礎地盤内の矢板引抜き跡は空洞化した。

ケースNo.1では、矢板引抜きにともない、管周囲の砂鉄が基礎地盤内に生じた矢板引抜き跡の空洞に流出する。そのため管側部埋戻し材がゆるんで管への水平方向拘束力が減少し、管に大きな変形が生じた。

ジオテキスタイルを敷設したケース（No.2,3）については、敷設していないケース（No.1）と比較して管のひずみ、変形量が小さい。ケースNo.2,3のように基礎地盤と矢板の境界部分にジオテキスタイルを敷設すると、矢板引き抜きにともなってジオテキスタイルの折り上げ部分が、基礎地盤に生じる矢板引抜き跡の空洞の上部をふさぐ（図-5参照）。そのため基礎地盤内の空洞への管側部の埋め戻し材の流出が抑制され、管側部のゆるみも少ないので管の変形が抑制されると考えられる。なおケースNo.2については周囲地盤に自立性のない砂鉄を用いているため、矢板引抜きにともなって周囲地盤の砂鉄が基礎地盤の矢板引抜き跡に流入した。一方、ケースNo.3については周囲地盤に混合材を用いているので、矢板引抜きを行っても周囲地盤は自立し、基礎地盤の矢板引抜き跡は空洞のまま残った。このようにケースNo.2とNo.3では矢板引抜きにともなう周囲地盤の動きが異なっていたが、管のひず

みや変形量には顕著な差は見られなかった。

流動化処理土を用いたケース（NO.4,5,6）については、周囲地盤や埋戻し材の種類に関わらず、矢板引抜き前後でほとんど変形は進まない。硬化後の流動化処理土は自立性（粘着力）を持つため、矢板引抜きを行っても管周囲の埋戻し材がほとんど移動せず、管の変形量も非常に小さい。

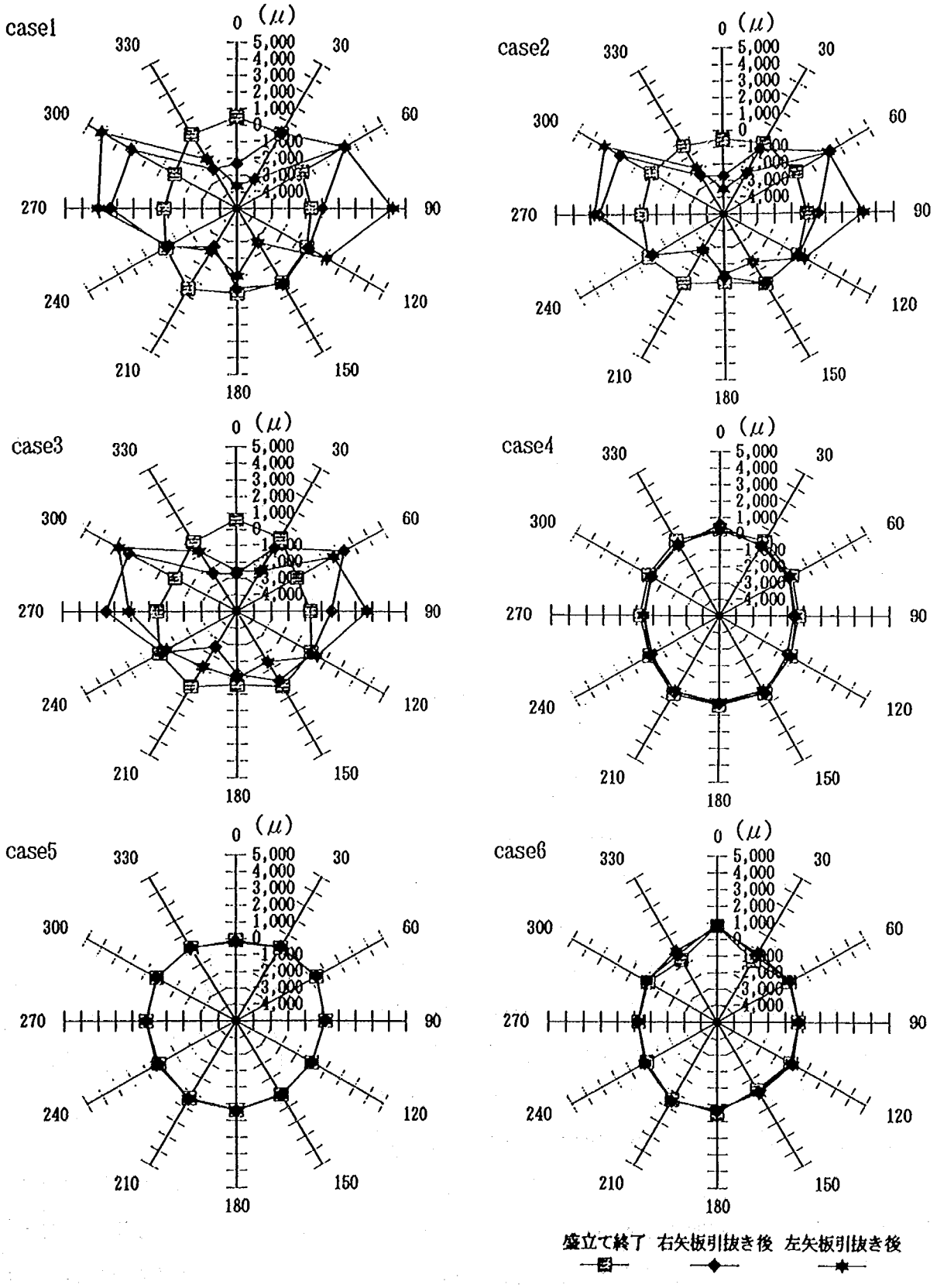


図-3 管のひずみ量

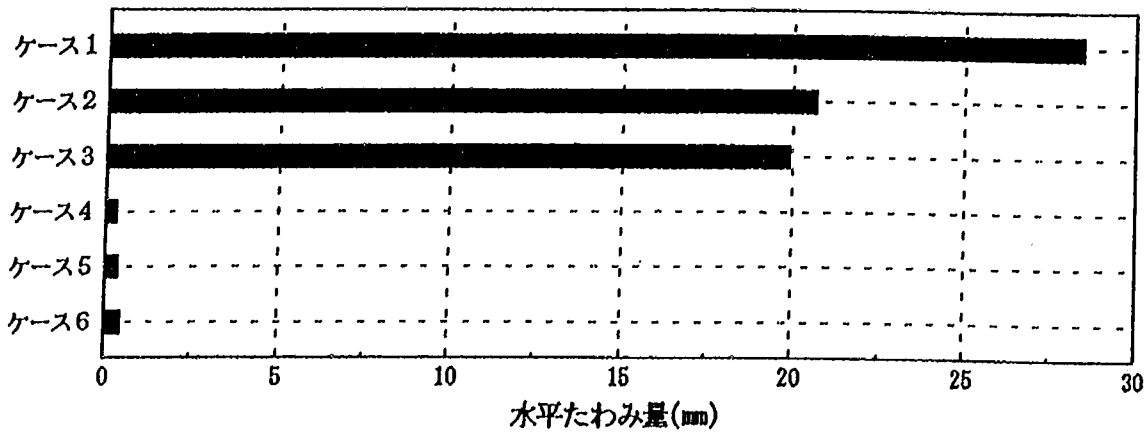


図-4　管のたわみ量

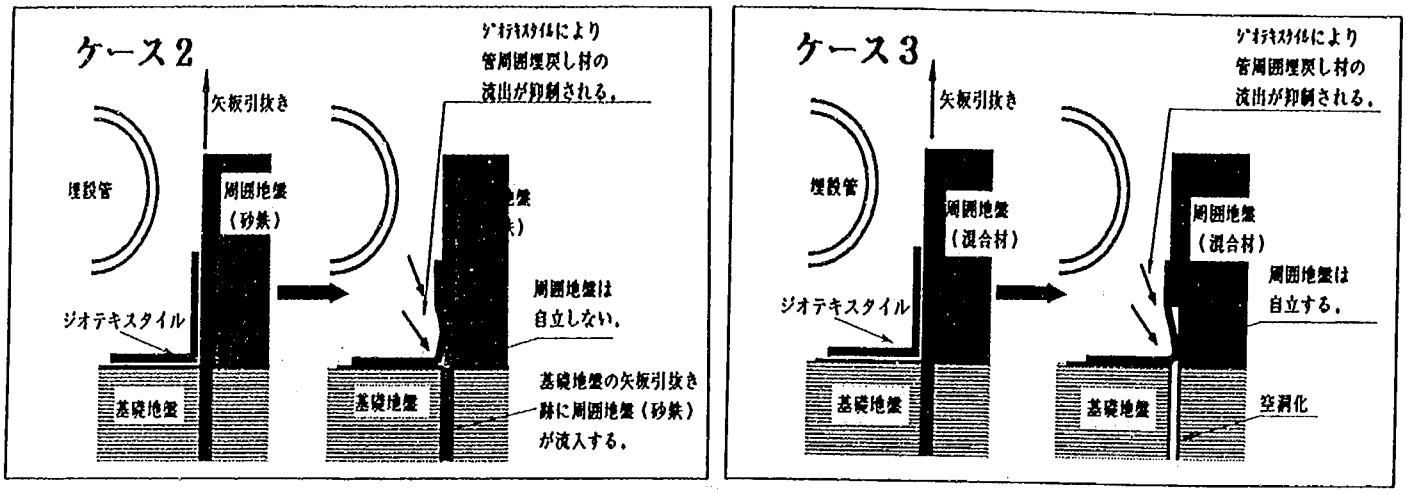


図-5　ジオテキスタイルを敷設した場合の砂鉄等の動き

3．　解析による管側部に作用する水平土圧の評価

3.1　解析方法

4年度の実験において、管頂部に作用する鉛直土圧については矢板引抜きにともなってそれほど変化しないかあるいはやや減少する傾向を示し、その大きさは管頂部における土被り圧γh_1程度であることが確認されている。一方管側部に作用する水平土圧については、矢板引抜きにともなって管側部の埋戻し材がゆるむような場合は、水平土圧の大きさがかなり減少する傾向を示し、これが管の変形を増加させる原因となっている。そこで鉛直土圧については管頂部における土被り圧γh_1が作用するものとし、管側部に作用する水平土圧については土被り圧γhに作用土圧係数Kを乗じた三角形分布であるとしてモデル化し、カスチリアーノの定理を用いた管の構造解析を行った。このとき管の変形量について、各実験ケースにおける実測値と一致する解析値の得られる作用土圧係数Kを見い出し、このKを用いて管側部に作用する水平土圧を評価した。なお、塩ビ管の

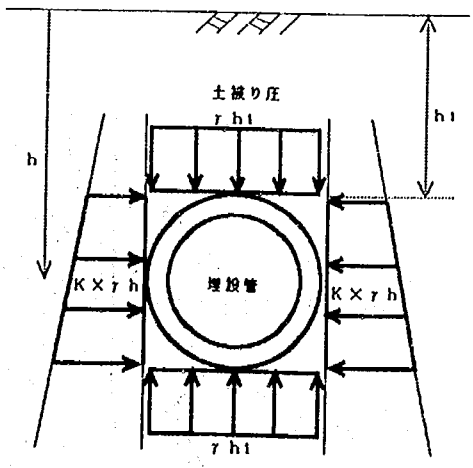


図-6　管に作用する土圧のモデル

弾性係数はE=30,000kgf/cm²とした。

3.2　解析結果

作用土圧係数Kを変化させたときに、解析により得られる管のたわみ量を図-7に示す。ここで各ケースについて、矢板引抜き前後における管のたわみ量の実測値に一致する解析値が得られる作用土圧係数Kは表-5のとおりである。このKを用いた場合に解析により得られる管のひずみの計算値及び管のひずみの実測値を図-8と図-9に示す。図-8,9より、解析により得られるひずみは実測値に近似していることがわかり、管作用する土圧のモデルはほぼ妥当であると考えられる。表-5において、矢板引抜き前後における作用土圧係数Kの減少割合をみると、変形防止工法を採っていないケース1においては、矢板引抜きにともなう管側部の埋戻し材のゆるみにより、矢板引抜き前後でKが35%程度減少している。一方、ジオテキスタイルを敷設したケース2，3においてはKの減少は21～23%程度にどどまっており、ケース1に比べて水平土圧の減少は少ない。

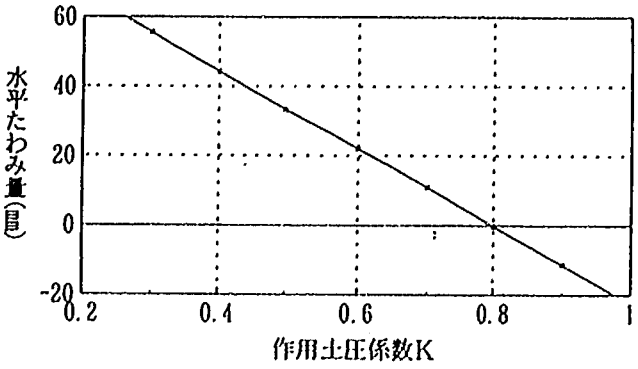


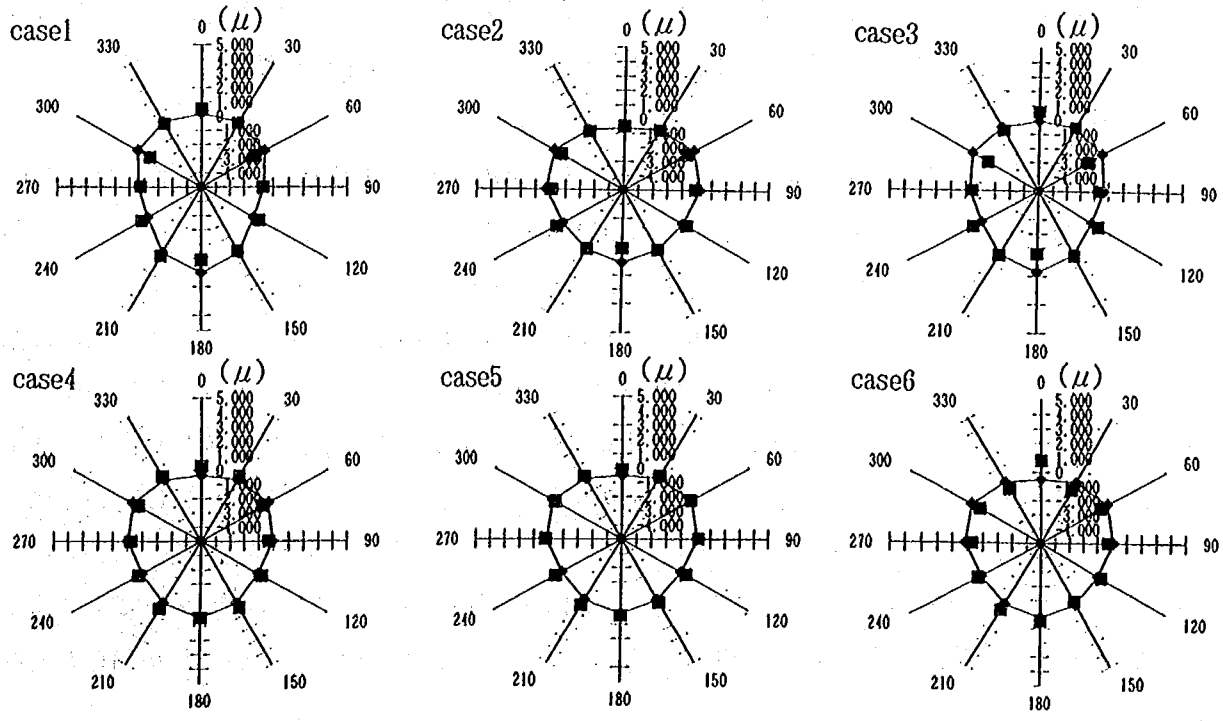
図-7　解析におけるKとたわみ量の関係

表-5　矢板引抜き前後における作用土圧係数K

ケース	Kの値		Kの減少率
	引抜き前K_1	引抜き後K_2	(%)　※1
1	0.840	0.550	34.5
2	0.780	0.610	21.8
3	0.820	0.620	24.4
4	0.800	0.795	0.6
5	0.798	0.795	0.4
6	0.798	0.794	0.5

※1　Kの減少率：$(K_1-K_2)\times100/K_1$

また流動化処理土を用いて埋戻しを行ったケース4，5，6においてはKの減少は極めて微小であり、矢板引抜き後も水平土圧はほとんど減少しない。



図－8　矢板引抜き前の管のひずみの実測値と解析値

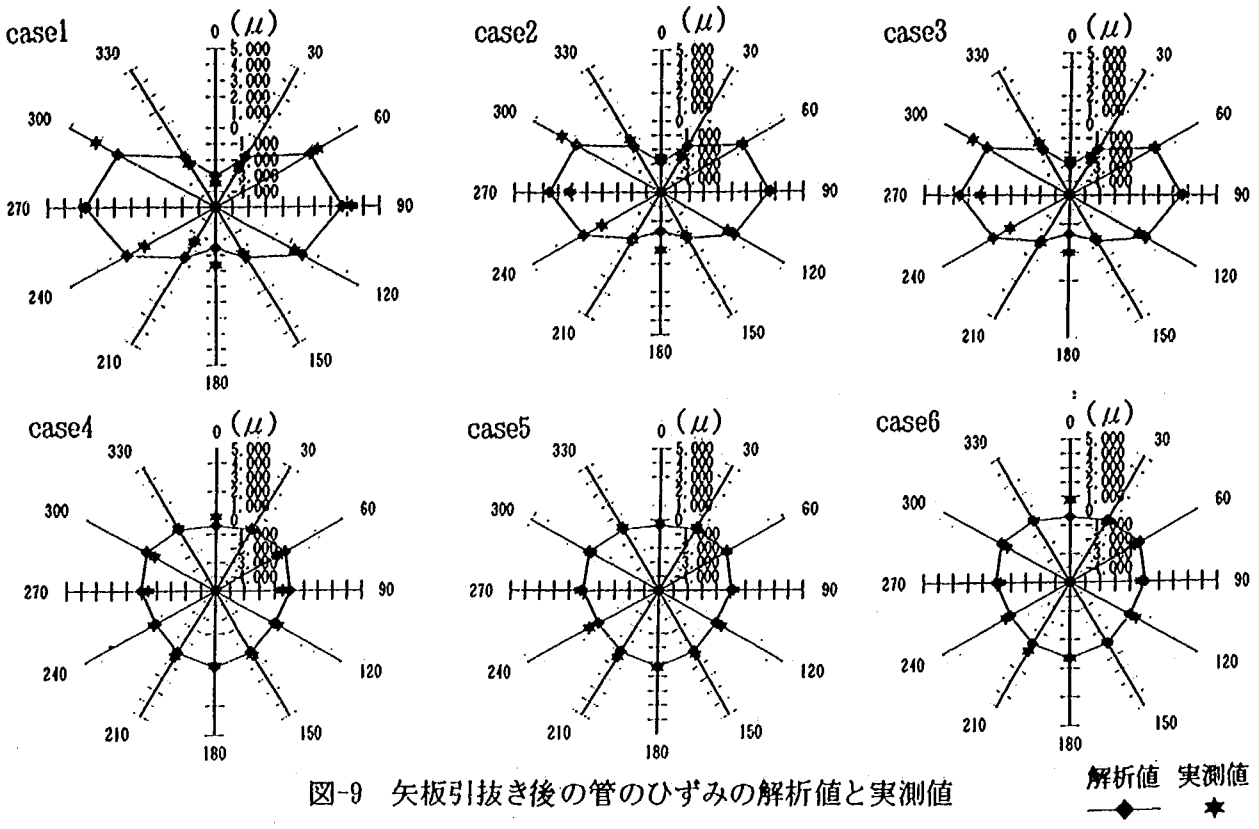


図-9　矢板引抜き後の管のひずみの解析値と実測値

4．　まとめ

(1)ジオテキスタイルを基礎地盤と矢板の境界部分に敷設すると、矢板引抜きにともなってジオテキスタイルが基礎地盤の矢板引抜き跡に生じる空洞の上部をふさぎ、管周囲埋戻し材が基礎地盤内の空洞に流出するのを防ぐ役割を果す。そのため管側部のゆるみが抑制されて、管の変形量も少ない。したがってこの工法は、基礎地盤に自立性があり基礎地盤における矢板引抜き跡が空洞化してその部分に管周囲埋戻し材が流出するような場合には、管の変形防止工法として有効である。

(2)流動化処理土を用いて管周囲を埋め戻すと、矢板引抜きを行っても管の変形はほとんど進まない。したがって流動化処理土を用いた埋戻し工法は矢板引抜き時のたわみ性管の変形防止工法として極めて有効である。

(3)管に作用する土圧について、鉛直土圧については管頂部における土被り圧γh_1が作用するものとし、管側部に作用する水平土圧については土被り圧γhに作用土圧係数Kを乗じた三角形分布であるとして図-6のようにモデル化し、管の構造解析を行った。管の変形量について、実験での実測値と一致する解析値の得られる作用土圧係数Kを用いて管のひずみを解析したところ、実測値とほぼ近似する解析値を得ることができ、モデルは妥当であると考えられる。このモデルにおける作用土圧係Kを用いて、矢板引抜き前後において管側部に作用する水平土圧の変化を定量的に評価した。ケース1のように管周囲の埋戻し材が基礎地盤内に生じた矢板引抜き跡の空洞に流出するケースにおいては、矢板引抜き前後で作用土圧係数Kが約35%減少した。一方ジオテキスタイルを敷設したケースでは、Kの減少を21～23%にとどめることができた。流動化処理土を用いたケースではKの減少は極めて微小であり、管側部に作用する水平方向の拘束力は矢板引抜き後もほとんど減少しないことが明らかとなった。

今後は大型模型実験等により、これらの変形防止工法の効果を検証して行く予定である。

５．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

化学研究室　　室　　長　片脇　清
主任研究員　坂本浩行

１．まえがき

近年，下水処理場や下水管路においては，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コンクリートの劣化が問題になっている。一方，下水道整備の進展に伴って下水道施設のストック量が増大していることから、今後これらの施設の維持管理を合理的に進めるうえで、下水道施設コンクリートの防食は重要なことになって行くものと思われる。本調査では，硫化水素による下水処理場コンクリートの劣化を対象にして，その防食対策を確立しようとするものである。

５年度は前年度に引き続き，コンクリート防食材の耐酸性試験や材料を選定する場合の評価試験方法に関する調査を行った。

２．調査目的

硫化水素による下水処理場コンクリートの腐食事例では，腐食したコンクリート壁面の酸の強さは硫酸濃度で５％に達する場合もあるといわれている。コンクリートは高アルカリ性を有していることから，強い酸性の環境に接した場合，コンクリート自体で防護するには限界があり，腐食を防止するためには何らかの防食対策を施す必要がある。

コンクリートの防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，コンクリートのライニング防食材を中心に防食材の評価試験方法や材料選定方法などを明らかにしていくものである。

３．調査方法

調査項目及び試験方法を表－１に，試験に用いた防食材の種類を表－２に示す。

（１）耐薬品性試験

コンクリート配合は，呼び強度210kgf/cm²，スランプ 8cm，粗骨材最大寸法20mmを用い，30（縦）×15（横）×５（厚）cm形状のコンクリート供試体を作製した。防食材を塗布する時のコンクリート表面処理条件は水分８％以下で，コンクリートの表面はレイタンスをワイヤーブラシで除去した。防食材の塗装厚は，膜厚を変えた場合の耐薬品性を調べるために標準厚，1/2 厚，1/3 厚の３条件でコンクリート全面に塗装して，耐酸性及び耐アルカリ性試験を行った。浸漬液の試験温度は40℃で、60日間経時的に外観観察，質量変化及び付着強度を測定した。

（２）耐水性試験

裏面及び側面から、水が浸透した場合の塗装のはがれを調べるために、コンクリート供試対の一面のみを塗装し，浸漬液として水道水を用い，耐薬品性試験と同様の条件で耐水性試験を行った。

（３）コンクリート表面処理の影響

コンクリートに防食材を塗布する場合のコンクリート面の表面処理の影響を調べるため，表面処理方法を変えて付着力試験を行った。コンクリート配合は，呼び強度210Kgf/cm²，スランプ 8cm，粗骨材最大寸法20mmを用い，100（縦）×100（横）×10（厚）cm形状のコンクリート供試体を作製した。防食材を塗布する時のコンクリートの表面処理条件は，①コクリート中の水分８％以下（乾燥），②コンクリート中の水分８％以上（湿潤）で，コンクリートの表面条件は，①無処理，②ワイヤーブラシがけ，③ウォータージェット（100kgf/cm²）である。付着力試験は気中で養生し，経時的に付着強度を測定した。

（４）耐摩耗性試験

防食材の耐摩耗性試験は，JIS K 7204に準じて摩耗輪CS-17，試験荷重1,500gで行った。

表－１　調査項目及び試験方法

調査区分	試験環境区分	塗装区分	試験温度	試験項目	備考
耐酸性	1%硫酸	全面	40℃	・材令毎に下記の測定を行う ①目視による防食材の損傷状況 ②天秤による質量変化 ③携帯型接着力試験器（接着板４×４cm）による付着強度	・促進試験による防食材の耐酸性評価
	5%硫酸	全面			
	10% 硫酸 膜厚変化	全面			
耐アルカリ性	飽和水酸化カルシウム	全面	40℃		・促進試験による防食材の耐アルカリ性評価
	10% 苛性ソーダ	全面			
耐水性	水道水	一面	40℃	・材令毎に，防食材の損傷状況，付着強度	・背面水によるはがれの評価
表面処理の影響	気中	一面	20℃	・材令毎に，防食材の付着強度	・コンクリート表面処理の影響評価
耐摩耗性	気中	一面	20℃	JIS K-7204，テーバ式摩耗試験器	・耐摩抵抗性の評価

表－２　試験に用いた防食材の種類

No	防食材区分	防食材の膜厚	備考
①	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂（乾燥用）	標準厚(0.45mm)	・試験項目に応じて４種類の防食材の中から防食材を選定して試験 ・硫酸10%漬浸：膜厚は標準厚，1/2 厚，1/3 厚の３水準
②	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）	標準厚(0.45mm)	
③	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）	標準厚(0.45mm)	
④	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂（乾燥用）	標準厚(0.45mm)	

４．調査結果

調査結果をまとめてみると次の通りである。

４．１　耐薬品性試験

（１）外観観察

浸漬試験における防食材の外観観察結果を表－３に示す。防食材の塗膜変化は，各試験溶液とも一般的に

は試験材令の経過とともに，塗膜のくもり（表面光沢度の消失），変色，ふやけ，ふくれ，われ，はがれとといった形態で劣化が進行する。

表－3　浸漬試験における防食材の外観観察

浸漬液	防食材種類		塗膜の外観状況（材令7、15、30、60日時点）
硫　酸 1％	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂		60日までは変化なし。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）		7，15，30日でくもり，ふやけ，小がれ。60日では変色，小はがれ。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）		15日までは変化なし。30日でくもり。60日で変色。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7，15日までは変化なし。30日で変色。60日でふくれ。
硫　酸 5％	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂		30日までは変化なし，60日でふくれ，大はがれ。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）		7，15，30日でくもり，ふやけ，小はがれ。60日で変色，小はがれ。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）		7，15，30日で変色。60日で変色，大はがれ。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7日までは変化なし。15，30日でふくれ。60日で変色，大はがれ。
硫　酸 10％	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂	標準厚	30日までは変化なし，60日でふくれ，大はがれ。
		1/2 厚	7，15，30日でくもり。60日で大はがれ。
		1/3 厚	7，15，30日でくもり。60日で大はがれ。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）	標準厚	7，15，30日でくもり，ふやけ，小はがれ。60日で変色，小はがれ。
		1/2 厚	7，15，30日までは変化なし。60日でふくれ，大はがれ。
		1/3 厚	7，15，30日でくもり。60日でふくれ。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）	標準厚	7，15日で変色。30日で変色，われ。60日で変色，大はがれ。
		1/2 厚	7日で変色。15，30日で変色，われ。60日で変色，大はがれ。
		1/3 厚	7日で変色。15，30日で変色，われ。60日で変色，大はがれ。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7日で小がれ。15日でふくれ，われ。30，60日でふくれ，大はがれ。
水酸化ﾅﾄﾘｳﾑ 10％	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂		60日までは変化なし。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）		7，15，30，60日でくもり。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）		7，15日は変化なし。30日でくもり，60日で変色。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7，15，30，60日で変色。
飽　和 水酸化ｶﾙｼｳﾑ	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂		60日までは変化なし。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）		7，15，30，60日でくもり　。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）		7，15，30日までは変化なし。60日で変色。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7，15，30，60日で変色。
水道水	ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂		60日までは変化なし。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（乾燥用）		7日でくもり。15，30，60日で変色。
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂（湿潤用）		7，15，30日までは変化なし。60日で変色。
	ﾋﾞﾆﾙｴｽﾃﾙ 樹脂		7，15，30，60日で変色。

（注）塗膜の変化過程：くもり（光沢消失）→変色→ふやけ→ふくれ→われ→はがれ

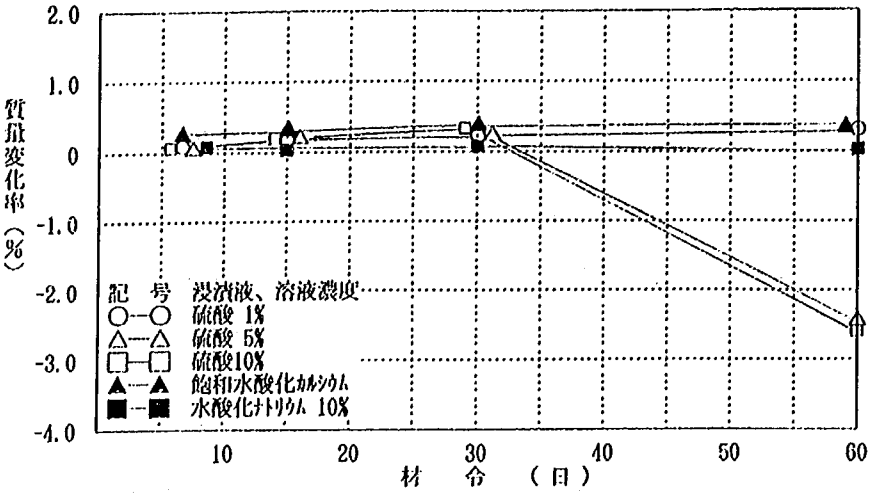
浸漬液別にみると塗膜の劣化は，硫酸 5%及び10%のものが他のものより大きく，浸漬初期に塗膜のくもり、変色，ふやけ、ふくれ，われ，はがれの発生が認められた。防食材別に塗膜の劣化を比較すると，水酸化ナトリウム、飽和水酸化カルシウム及び水道水では，防食材間にあまり差は認められない。しかし，硫酸浸漬では，ビニルエステル樹脂が他のものより塗膜劣化が大きい傾向にある。

塗膜厚と塗膜劣化の関係は，硫酸浸漬10%で行ったが，各防食材とも膜厚が薄いものほど早期に劣化が進行する傾向にあったが，顕著な差は認められない。

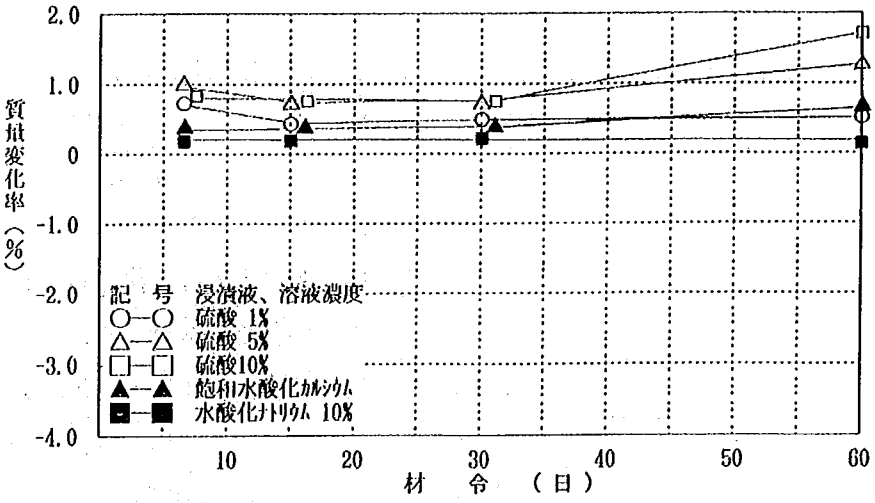
（2）質量変化

質量変化は4種類の防食材について試験を行った。このうち，タールエポキシ樹脂，エポキシ樹脂（乾燥）及びビニルエステル樹脂の質量変化率と材令の関係を図－1～3に示す。タールエポキシ樹脂の質量変化は，硫酸5%、10%では材令の経過とともに急激に低下するが、その他の浸漬液ではあまり変化がない。

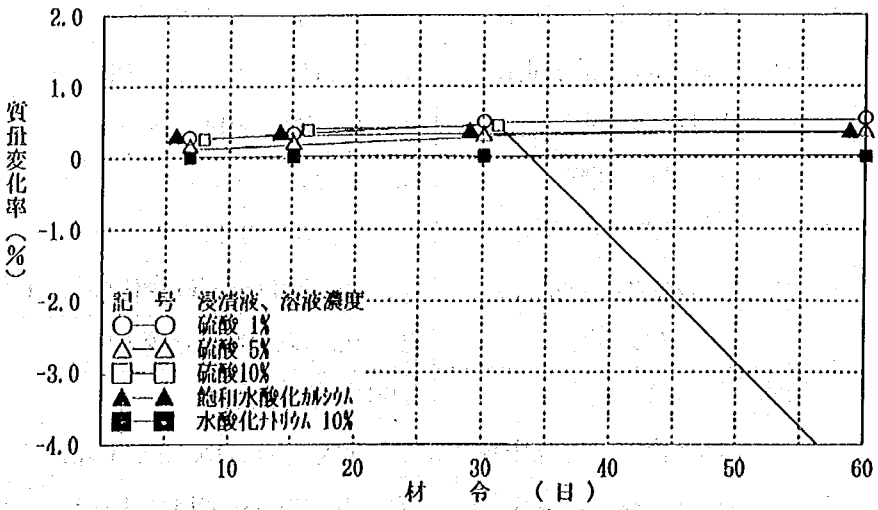
エポキシ樹脂（乾燥）の質量変化は，硫酸5%、10%で材令の経過とともに増加の傾向を示すが，その他の浸漬液ではあまり変化がない。なお，質量変化が増加を示す硫酸は，塗膜外観観察と対照して見ると，ふやけや小さなはがれが生じていることから，浸漬液の



図－1 各種浸漬液におけるコンクリートの質量変化と材令の関係（タールエポキシ 樹脂）



図－2 各種浸漬液におけるコンクリートの質量変化と材令の関係（エポキシ樹脂、乾燥用）



図－3 各種浸漬液におけるコンクリートの質量変化と材令の関係（ビニルエステル 樹脂）

吸水が関与しているのではないかと判断される。

ビニルエステル樹脂の質量変化は，硫酸10%、60日で急激に低下するが，塗膜外観観察と対照して見ると，その時点で塗膜にふくれや大きなはがれが認められており，それらが原因と考えられる。

（3）付着強度

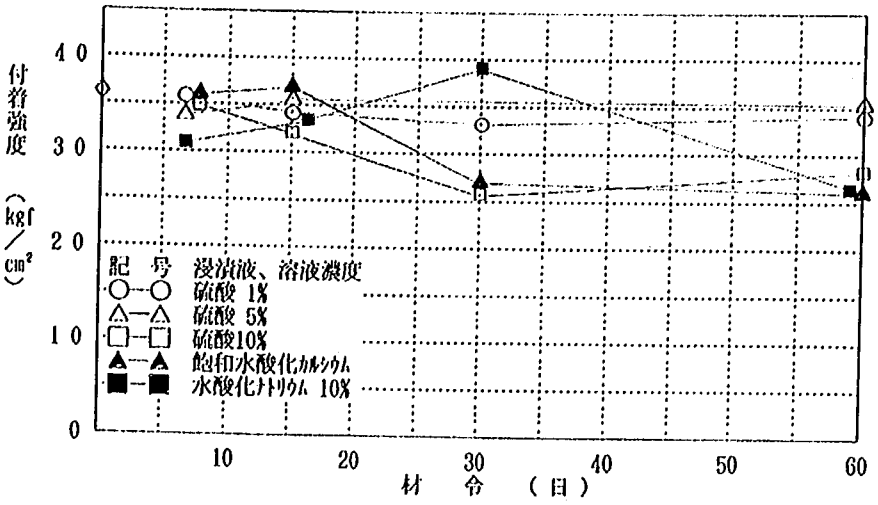
付着強度は4種類の防食材について試験を行った。このうち，エポキシ樹脂（乾燥用）及びビニルエステル樹脂の付着強度と材令の関係を図ー4～5に示す。各防食材の付着強度と材令の関係で明らかに差の出ているのは硫酸10%のビニルエステル樹脂で，材令60日では塗膜の劣化が激しく試験が不可能であった。その他の防食材では，付着強度が25～40kgf/cm² の範囲で変化しているが、付着強度試験のバラツキ、試験時の破壊形式（すべてコンクリートの凝集破壊）などを考慮すると，材令及び浸漬液間で明らかな差が出ているとは判断できない。

（4）塗膜厚の影響

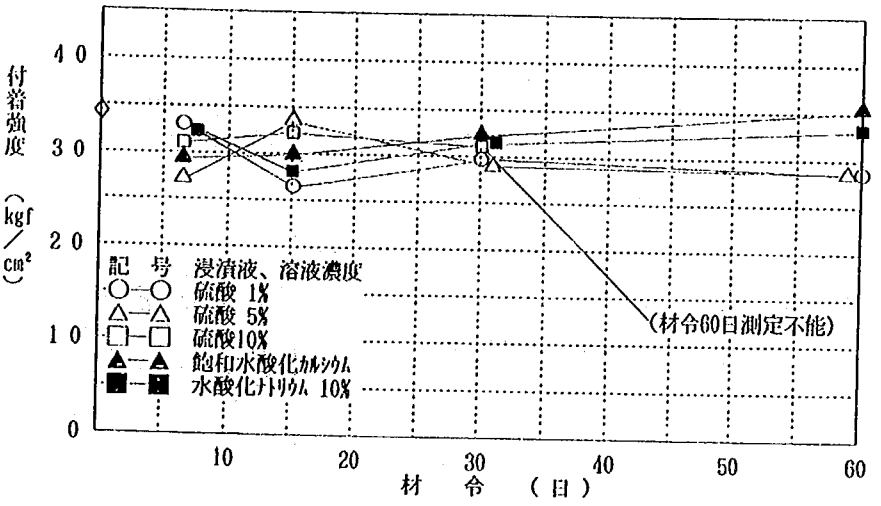
塗膜厚と付着強度の関係を図ー6に示す。膜厚を標準厚の 1/2, 1/3 にしたものは，材令の経過とともに塗膜の劣化及びはがれが生じたため，付着強度の低下や測定が不可能になるものもあった。

4．2　耐水性試験

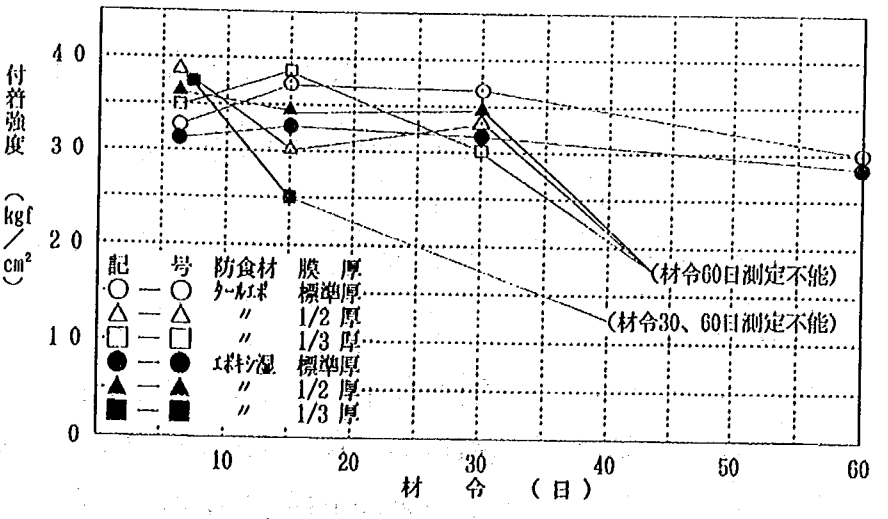
各防食材の耐水性と材令の関係を図ー7に示す。付着強度が明ら



図ー4　各種浸漬液におけるコンクリートの付着強度変化と材令の関係（エポキシ樹脂、乾燥用）



図ー5　各種浸漬液におけるコンクリートの付着強度変化と材令の関係（ビニルエステル樹脂）



図ー6　防食材の膜厚と付着強度の関係（硫酸10%）

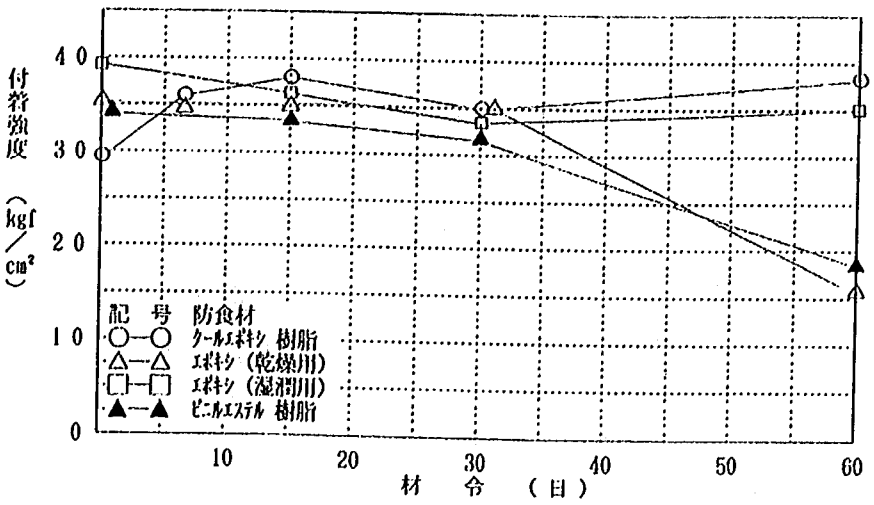
かに低下しているのは，エポキシ樹脂（乾燥用）とビニルエステル樹脂である。その他の防食材及び材令では，その影響は認められない。

4．3　コンクリートの表面処理の影響

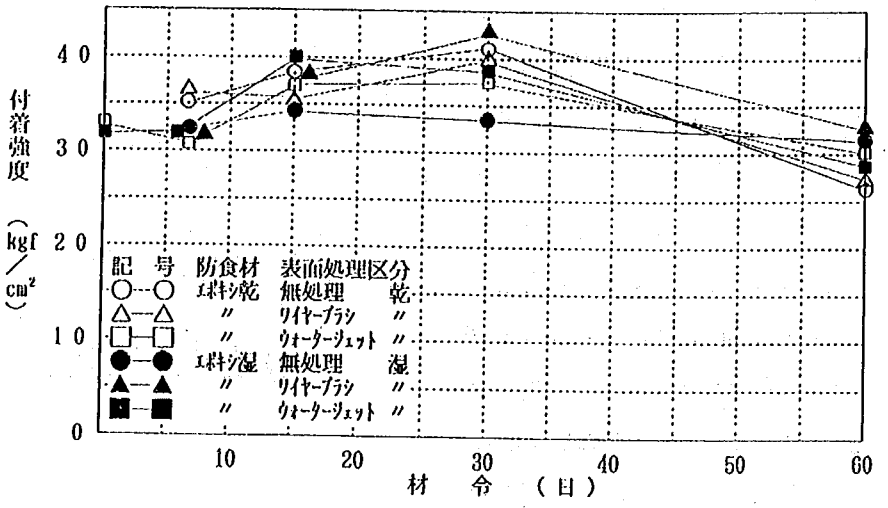
コンクリートの表面処理の影響と付着強度の関係を図－8に示す。付着強度は、各防食材とも各コンクリートの表面処理方法によって変化しているが，表面処理と付着強度を対比してみると，表面処理間で付着強度に明らかに差があるとはいえない。この理由としては，前項付着試験と同じく，付着強度試験のバラベツキ，試験時の破壊形式からである。

4．4　耐摩耗性試験

各防食材の耐摩耗性試験結果を表－4に示す。耐摩消耗性は，摩耗質量の少ないタールエポキシ樹脂，エポキシ樹脂（乾燥用）と摩耗質量の多いエポキシ樹脂（湿潤用）にわかれた。



図－7　水道水におけるコンクリートの付着強度変化と材令の関係（一面塗装）



図－8　コンクリートの表面処理と付着強度の関係（気中）

表－4　防食材の耐摩耗性

防食材	タールエポキシ 樹脂	エポキシ樹脂，乾燥用	エポキシ樹脂，湿潤用	ビニルエステル 樹脂
摩耗質量（mg）	0.17	0.16	0.30	0.27

摩耗輪はCS-17 、試験荷重は1500g

5．今後の問題点

コンクリート表面に各種防食材を塗布して耐薬品性試験，耐水性試験，コンクリート表面処理の影響及び防食材の耐摩耗評試験関する調査を行っが，これらの試験は試験条件によって大きく変わることが分かった。今後，下水コンクリートライニング防食材に関する評価試験方法やその品質性状を示す場合，それらのことに留意する必要がある。

６．下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査

振動研究室　室　　長　大塚　久哲
主任研究員　二宮　嘉朗
東　　拓生

１．まえがき

下水道管渠のように長尺な施設は、複雑に変化する地盤中に埋設されているため、土質条件の変化に伴う地震動の増幅が被害の増大に結び付くことが既往地震の例から明らかとなっている。平成５年に発生した釧路沖地震等においては、地盤の液状化により管渠や処理施設に多くの被害が発生しており、下水道施設に与える液状化の影響の解明、及び液状化に起因する被害の防止法の開発の必要性が指摘されている。

４年度までの研究によって、地盤の地震時の変位を推定するための一手法で、地中埋設構造物の被害に密接な関係にある速度応答スペクトルの、任意点の推測手法をまとめた。また、新潟地震、宮城県沖地震、日本海中部地震における下水道施設被害と被害箇所の特徴を整理した。さらに、模型振動実験により、液状化層と非液状化層の境界部における管路模型の挙動の特徴を検討した。

５年度は、模型振動実験により管渠の浮上がり対策の検討を行うとともに、釧路沖地震や北海道南西沖地震における下水道マンホールや管路の地震被害事例調査を行った。

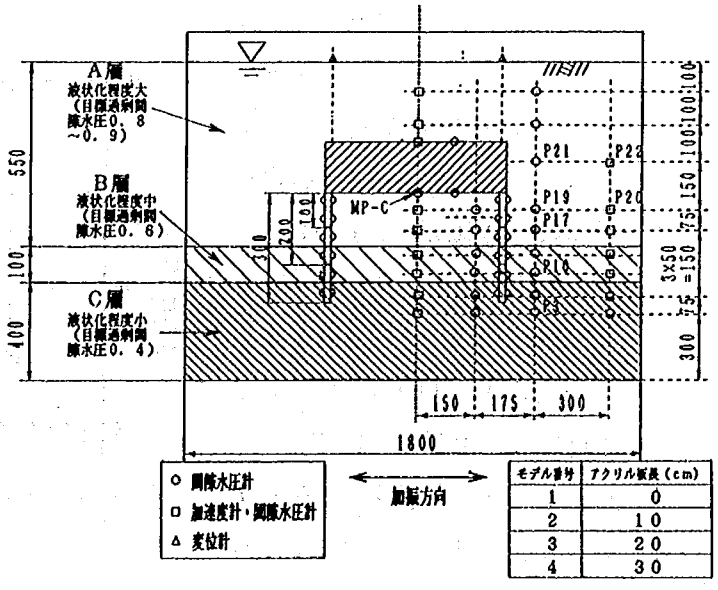
２．研究目的

下水道施設において考慮すべき地震動，液状化に起因する構造物の変状程度の把握法，変状の防止法を明らかにすることにより、下水道施設の液状化に対する合理的な耐震設計法を設定することを目的としている。

３．地中埋設構造物の浮上がり低減に関する模型実験

下水道施設については、下水道管路や地下水槽、地下水路など円形や矩形の地中埋設構造物が多い。これらの地中埋設構造物は、みかけの比重が小さいため周辺が砂地盤である場合、地震時に液状化による浮き上がりが生じることがある。そのため、浮上がりの対策工法に関する模型振動実験を行った。

３．１　実験概要



図－１　実験模型概要

図－１に示すように土槽の地盤模型は上層からＡ、Ｂ、Ｃの３層で構成され、上から順にゆる詰めの構成になっている。ここで、長方形断面の地中構造物模型はゆるい砂層（Ａ層）に設置する。実験に使う地中構造物模型は高さ１５ｃｍ、幅４５ｃｍの長方形断面で、それぞれアクリル板の無いもの、１０ｃｍ・２０ｃｍ・３０ｃｍの長さのアクリル板の付いたものの合計４種類とする。表－１に実験モデルを示す。

整層地盤は、Ｃ層は水中落下により作製した地盤を加振、Ｂ層はこれより小さく加振、Ａ層は加振せずにそれぞれ作製した。各層とも豊浦標準砂を使っている。

加振時の各層の液状化程度については、Ａ層が液状化程度大（過剰間隙水圧比0.8～0.9程度）、Ｂ層が液状化程度中（過剰間隙水圧比0.6程度）、Ｃ層が液状化程度小（過剰間隙水圧比0.4程度）となるように目標値を設定している。

３．２ 実験結果と考察

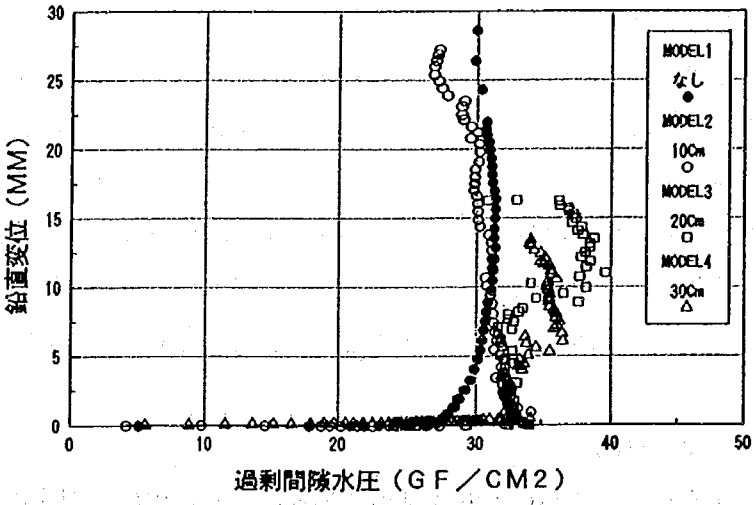
次に図－２に過剰間隙水圧と鉛直変位（浮上がり量）との関係を示す。ここで、過剰間隙水圧値はＰ１９、Ｐ２０、Ｐ２１、Ｐ２２の値より加重平均して算出した地中構造物底面と同深度の周辺地盤の値である。この図からわかるように、アクリル板のないモデル１は周辺の過剰間隙水圧が２７（gf/cm²）程度で浮き上がっているが、１０ｃｍ、２０ｃｍ、３０ｃｍのアクリル板を付けたモデル２、３、４の場合は、３３（gf/cm²）程度で浮き上がっている。

図－３に浮上がり状況を示す。モデル１と比べると２、３、４は明らかに浮上がり速度・浮上がり量は抑制されている。ただ

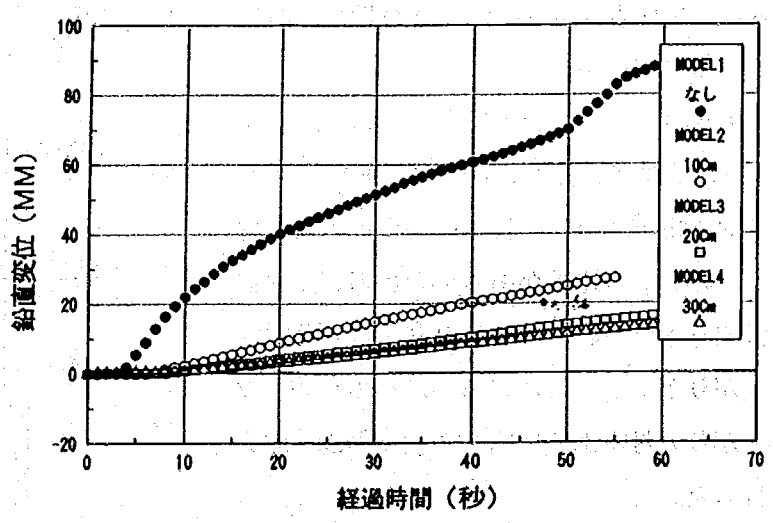
表－１　地中構造物模型

モデル No.	幅（cm）	高さ（cm）	アクリル板長さ（cm）	1) 板の先端層	2) 模型の比重
1	45	15	0	—	1.02
2	45	15	10	A層	1.02
3	45	15	20	B層	1.02
4	45	15	30	C層	1.02

註１）アクリル板の先端のある層（根入れ層）を示す。
２）見かけの比重はアクリル板のあるものについては、板を含んだもので算出している。



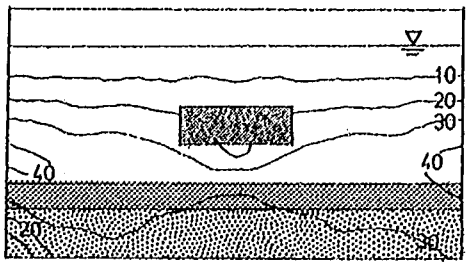
図－２　鉛直変位と過剰間隙水圧



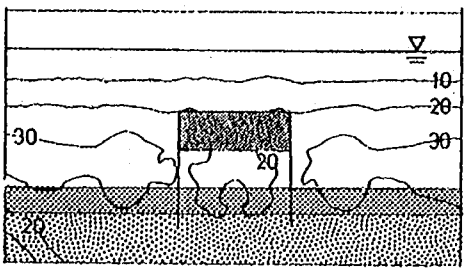
図－３　鉛直変位の経時変化

し、モデル３と４の違いはわずかである。

図－４には、モデル１と４の加振６秒後の過剰間隙水圧の分布を示す。地中構造物模型上方の水圧分布はモデル１、４とその差はほとんどない。しかし、構造物模型底板より下ではモデル１は模型真下と周辺地盤の水圧の差は小さいが、４についてはその差は大きく、また模型真下の水圧が小さくなっている。３０秒後の浮上がり状況を写真－１に示す。ここで、黒いラインは黒く着色した砂で周辺地盤と同じ砂である。また、正面のアクリル板に長方形に描かれた白い線は加振前の地中構造物の位置を示す。写真より、アクリル板のあるモデル３では地中構造物底板の加振前の位置（写真矢印）より上には砂は回り込んでいない。また、地中構造物模型底板下方では砂の位置が下がっており、底板真下においても、砂は液状化していることを示している。

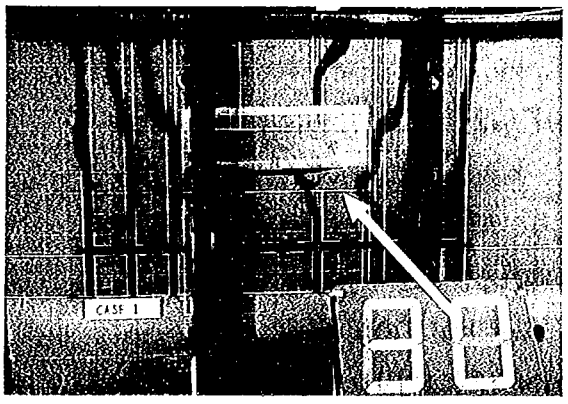


(a)モデル１

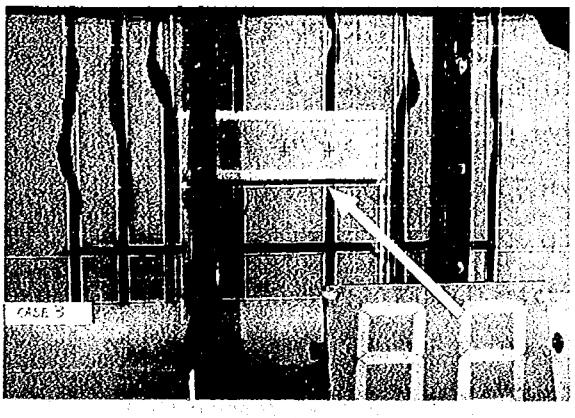


(b)モデル３

図－４　過剰間隙水圧分布



(a)モデル１



(b)モデル３

写真－１　加振３０秒後の地中構造物の浮上がり状況

４．下水道施設の震害事例調査

４．１　下水道マンホール被害

４．１．１　被災概要

平成５年釧路沖地震においては、多くの下水道施設被害が生じたが、中でも釧路町では、１ｍ以上浮き上がったマンホールが２箇所もあった。そこで、この地域のマンホール及び管渠の浮上がりのメカニズムについて検討するために、ボーリング調査等の現地調査を行った。

今回の調査箇所のマンホール位置及び浮上がり量を図－５に示す。マンホールの浮上がり量の多い箇所ＡとＢには復旧工事の開削時にマンホールや管路、周辺地盤の観察を行った。１．２ｍ程浮き上がった箇所Ｂ

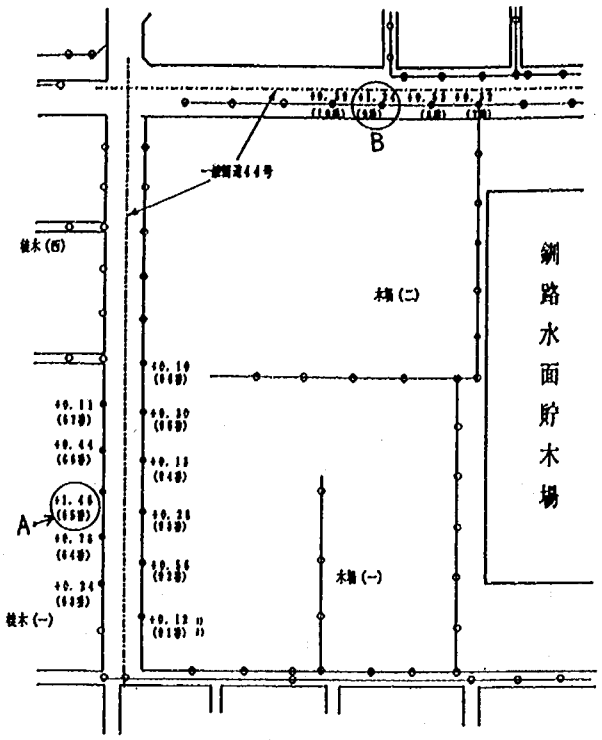
では、マンホールの底面まで砂が回り込み、近くに空洞は発見されなかった。これは液状化によって、マンホールが1．2m程浮き上がるとともに、砂がマンホールの下に回り込んだことを示しているといえよう。

マンホール底板下の土（砂）、埋戻し土（砂）、周辺の原地盤土（砂）を採取し、砂粒観察、鉱物組織の分析、花粉分析を実施し、底板下にどこの土が回り込んでいるかを調査した。その結果、底板下の土は埋戻し土に近い特徴を示しているが、周辺の原地盤土の特徴を有しているものもあった。これは、マンホールの底板下には主に埋戻し土が回り込んだといえるが、周辺原地盤土も混在している可能性があることを示している。

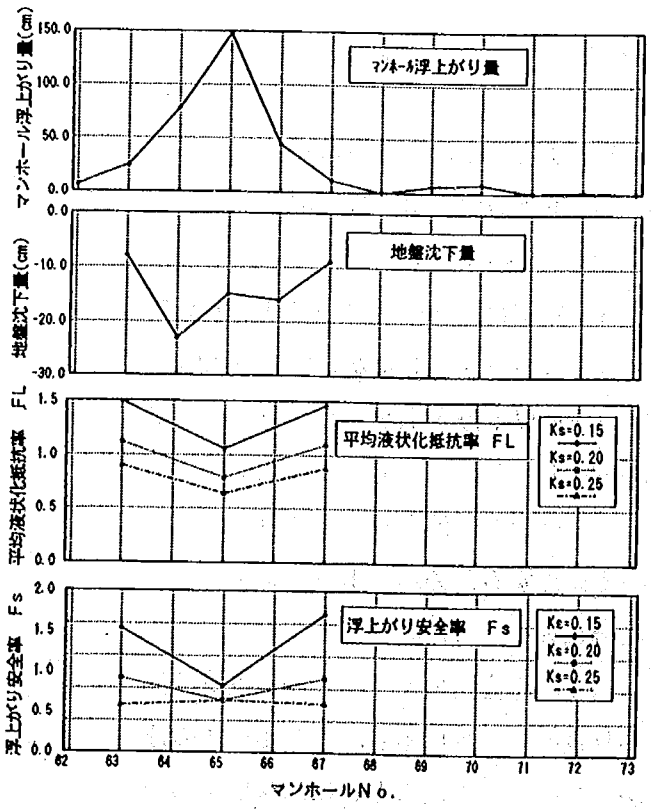
また、箇所Aでは、マンホールに対して管路が片方は上方に、片方は下方に屈折しており、地盤条件によって、浮き上がり方が異なり、種々の浮上がり形態を示すものと判断される。

4.1.2 浮き上がりの解析

図－6に桂木1丁目のマンホール浮上がり量・地盤沈下量及び土質調査を行った63番，65番，67番についてF_L、F_sの分布を示す。この図によると、一番大きく浮き上がった65番のマンホールでは、63番、67番よりもF_L、F_sともK_s＝0．15、0．20では小さくなっており、解析結果とおおむね傾向が一致している。ただし、K_s＝0．25ではF_sの傾向は逆転している。また地盤沈下量もこの3箇所の中では65番が一番大きく、F_Lの傾向と一致している。これらはF_L、F_sの解析手法の妥当性を裏付けるものといえる。



図－5 釧路町マンホール被害箇所



図－6 釧路町マンホール被害状況と解析結果

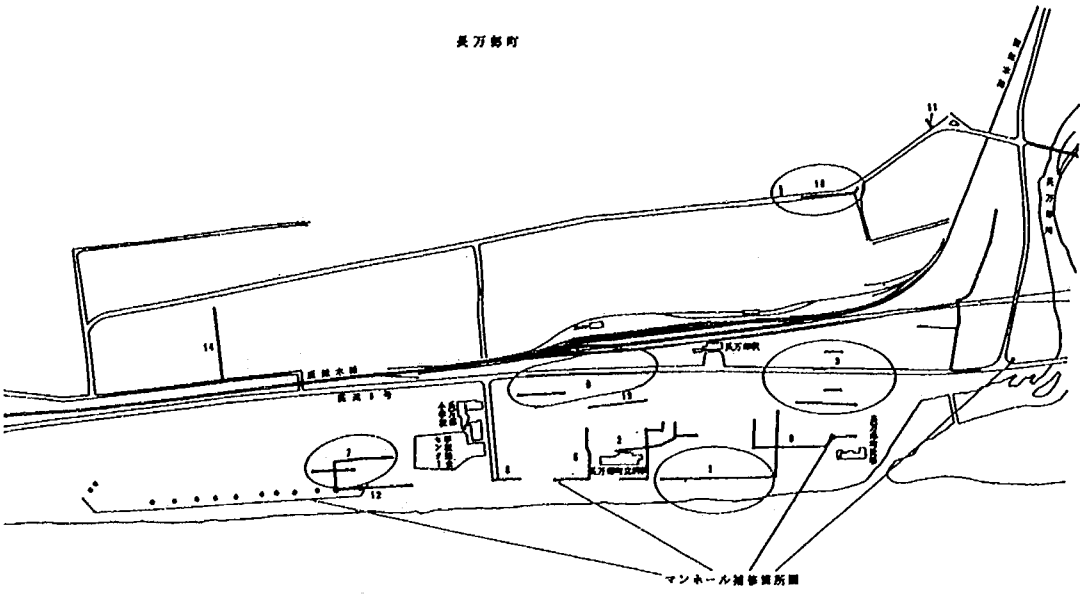
4．2管渠震害調査

長万部町は、地震後にビデオ及び目視によって、下水道管渠内の被害調査（以下管内調査）を行うとともに、マンホール及び路面の鉛直変位の測定、ボーリング調査（以下、マンホール調査）を行った。図－7に管内調査及びマンホール調査を行った箇所を示す。1～10、12において管内調査を、2、4、8、9、11、13、14においてマンホール調査を行っている。

4．2．1 管渠施設被害の概要

長万部町によって作成された管内調査表を土木研究所において集計したものが表－2である。2つのマンホール間を1区間とすると、本管部の「管渠長に平行なクラック」、「モルタル付着」、本管継手部の「破損」、取付管接合部の「支管不備」、「鉄筋突出」はない。本管部の「破損」は3区間3本、本管継手部の「水平方向ズレ」は4区間8箇所でそれぞれ1％以下である。

水の浸入水（地盤から下水道管への水の浸入）率は、本管部と本管継手部で、それぞれ2％（18本）、



図－7　長万部町の被災管渠施設箇所図

表－2　長万部町管渠施設被害概要

事項	ランク	A(%)	B(%)	C(%)	集計	ランクA	ランクB	ランクC
本管部（P） 管種 HP, VU 管径 φ200, φ250 φ350, φ400 φ450, φ600 人孔管距離 2986.77m 全本管数 1028	E（破損）	0.00	0.10	0.19	0.29	原型無し	破損寸前	クラック程度
	CH（管渠長に平行なクラック）	0.00	0.00	0.00	0.00	全円周	半円周	半円周以下
	CV（管渠長に垂直なクラック）	0.97	0.39	0.68	2.04	管1本以上	管1本以内	半分以内
	D（浸入水）	0.39	0.97	0.39	1.75	噴き出ている	流れている	にじんでいる
	M（モルタル付着）	0.00	0.00	0.00	0.00	10cm以上	5cm～10cm以内	5cm未満
	L（たるみ）	15.66	15.47	10.60	41.73	10cm以上	5cm～10cm以内	5cm未満
本管継手部（J） 全継手数 960	E（破損）				0.00	ランクの分類はない。		
	G（管の鉛直方向ズレ）	1.15	0.94	0.21	2.29	5cm以上	2cm～5cm以内	2cm未満
	B（管の水平方向ズレ）	0.00	0.73	0.10	0.83	5cm以上	2cm～5cm以内	2cm未満
	H（水あか）				0.00	ランクの分類はない。		
	D（浸入水）	1.25	1.35	0.21	2.81	噴き出ている	流れている	にじんでいる
取付管接合部（T） 全取付管接合数 180	K（取付管突出）	0.00	2.22	0.00	2.22	本管管径の1/2以上	本管管径の1/10以上	本管管径の1/10以下
	S（支管不備）				0.00	ランクの分類はない。		
	F（鉄筋突出）				0.00	ランクの分類はない。		
	D（浸入水）	3.89	6.00	1.67	10.56	噴き出ている	流れている	にじんでいる
取付管	D（浸入水）	0.56	5.56	2.78	8.89	噴き出ている	流れている	にじんでいる

注）A,B,C,集計のそれぞれの列の数字は、本管部については全本管数、本管継手部については全継手数、取付管接合部と取付管については全取付管接合数に対する割合（%）を示す。

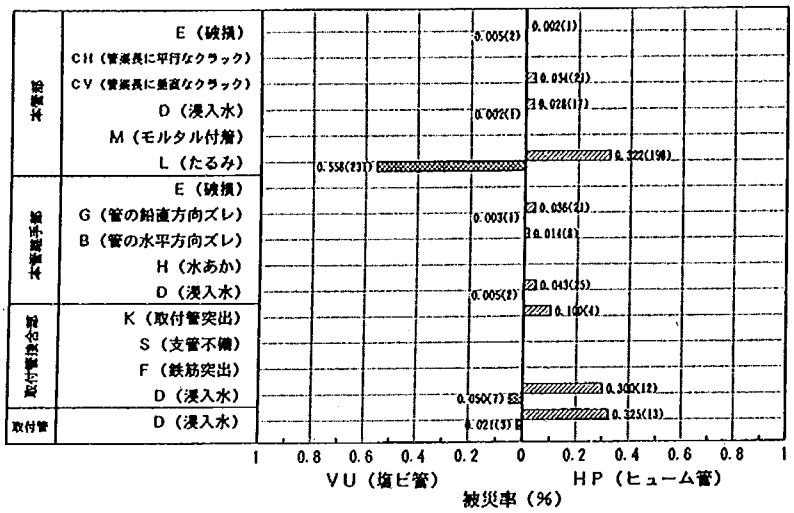
３％（２７箇所）であるのに対して、取付管接合部では１１％（１９箇所）と大きく、取付管接合部で水が地盤から入る率が高いことが分かる。また、この破損分類によると本管部の「たるみ」の発生率が一番多い。

図－７のマンホールの補修箇所は、マンホール本体のズレ及び本管の取付部での破損によって、補修を要するものを示している。全部で１６箇所あり、すべて海岸及び河川沿いであることが知られる。

４．２．２ 管渠別の被災状況

管渠別被災状況を図－８に示す。長万部町の場合、管種は塩ビ管とヒューム管の２種類で管径２００mmは塩ビ管、２５０mm～６００mmはヒューム管となっている。したがって、ここでは塩ビ管は小口径のものを、ヒューム管は大口径の管の特性をも表していることになる。

図－８によると、本管部の「たるみ」および「破損」は塩ビ管が多いが、その他の項目については、ヒューム管が多い。塩ビ管は変形しやすいため、地震動による地盤の変状や液状化による浮上がり及び液状化後の地盤の沈下に対して、追随しやすかったものと考えられる。逆にヒューム管よりねばりがあるため、クラック等は発生し難く、したがって管及び継手のズレやクラック、「浸入水」等の被害が少ないものといえる。



図－８　管種別の被災状況

５．今後の課題

浮き上がり抑制するための底板下方に取り付けた側壁は、効果があることが確認できた。今後はこれを対策工法として、どのように設計手法に反映するかを検討していきたい。

また、マンホール・管路の被害事例調査については、釧路沖地震、北海道南西沖地震に関して、被害事例調査を進め、震害とその要因を明らかにしていく予定である。

VII. 河川事業調査費による研究

１．河川における藻類増殖機構に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　長谷川　清
研　究　員　小森　行也
研　究　員　松宮　洋介

1.　まえがき

近年、社会活動の増大に対して、下水道整備等が遅れているために、水質汚濁が顕在化しているところもある。なかでも公共用水域に窒素、リンが過剰に蓄積していることが一因となって生じている藻類の異常増殖による水質汚濁は、淡水域で、水道水の異臭味問題、アオコによる悪臭問題、景観障害等の水質管理上の問題を引き起こしている。そのような水域の一つとして、河口部も例外ではない。河口部の富栄養化は、過度の藻類が水塊の底層部で分解することにより、貧酸素あるいは無酸素水塊を形成させ、魚介類に多大な被害をもたらす。酸欠死という直接的な被害以外にも、無酸素化は魚介類の棲息域を狭めることとなり、個体数の減少という結果をもたらす。さらに河口部の富栄養化は、過度の藻類のために、光が遮られ、魚介類の産卵に必要な、海草帯を消滅させることも明らかになってきている。また赤潮に代表される特定の種の藻類の大量発生は、貝類に毒性物質を蓄積させる作用があり、その貝を食した場合、マヒ状態や下痢の症状が現れることがわかっている[1]。このような状況のもと本調査では、河口部での富栄養化に関する研究を行った。

2.　目的

水域における汚濁現象を理解するには、対象とする汚濁物質を、その汚濁物質に影響を与える物質も含めて、定量的に把握することが必要である。調査対象水域を一つの系とみなした場合、物質量の時間変化は系内での反応（生物的、化学的、物理的）による物質量変化と系外（他の水域、底泥、大気）との物質交換による物質量変化との和となる[2]。本調査では、調査対象水域における物質量変化を把握すること、並びに、富栄養化した水域での溶存酸素の変化に与える影響因子について考察を加えることを目的としている。

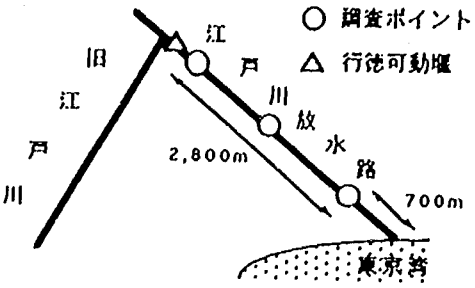
3.　調査方法

3.1　水質調査

江戸川放水路を調査対象水域として選定した（図－１）。行徳可動堰は洪水調節用の施設であるため、通常は閉め切られている。したがって、この水域への上流からの淡水流入はほとんどない。堰から東京湾までは、約3,500mである。また干潮時は干潟が形成され、水鳥が飛来し、夏は

ハゼ釣り客でにぎわう場所であるが、近年、青潮がたびたび発生している[3]。

3、4、5年度に各1回ずつ7月下旬あるいは8月上旬に原則2時間ピッチで終日水質調査を行った。調査地点は堰から河口方向に3箇所設定した（図－1）。上流地点は堰から約60m、中流は約1350m、下流は約2800mの位置にあり、下流は河口から約700mである（以下、各調査地点を「上流」、「中流」、「下流」と呼ぶ）。3年度は各地点で横断方向に3箇所の測定点を設け、各測定点で水深方向に0、2、4、6、8割水深を調査した。



図－1　調査対象水域の概略図

4年度は各地点で、流心の0、2、4、6、8割水深を調査した。5年度は上流では4年度と同様の調査を行い、中、下流では横断方向に3箇所の測定点を設け、さらに水深方向には2、5、8割水深で調査を行った。以下の記述においてChl-a、T-N、T-P、NH4-N、NO3-N、NO2-N、D-PO4-P、DO、BOD、CODはそれぞれｸﾛﾛﾌｨﾙa、総ﾘﾝ、総窒素、ｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、溶解性ｵﾙﾄﾘﾝ酸態ﾘﾝ、溶存酸素、生物化学的酸素消費量、ｱﾙｶﾘ性過ﾏﾝｶﾞﾝ酸ｶﾘｳﾑによる酸素消費量を示すものとする。有機物指標として、4年度はBODを測定したが、5年度はCODを測定した。本報告中の水質分析方法は、DO濃度がYSI社の57型DO計による現場測定の他は、文献4）によった。

3.2　藻類培養試験

3000～4000luxの照度が得られる白色蛍光灯を用いたモノー式振盪培養装置を20℃の恒温室に設置し、12時間照明、12時間暗状態とした明暗サイクルを6～7日間継続したまま、現地水に含まれていた藻類の一次生産速度に及ぼす栄養塩の影響を調べた。

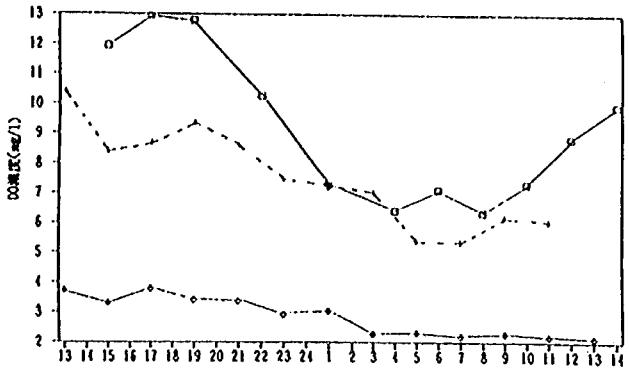
実験に当たり、9月上旬に上流で採水した現地水をGF/Bﾜｯﾄﾏﾝ濾紙で濾過したものを培養原液とし、JT社の並塩を電気伝導度が培養原液と同じになるように蒸留水に溶かしたものを希釈水とした。培養原液と希釈水を段階的に混合したものに、硝酸ﾅﾄﾘｳﾑ、塩化ｱﾝﾓﾆｳﾑを、リン酸二水素ﾅﾄﾘｳﾑを用いて、目的の栄養塩成分以外について過剰の条件を設定し、培養液とした。これらの培養液400mlをモノー型振盪フラスコに入れ、濾過濃縮により約30～40倍に濃縮した植物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝを5ml接種した。植物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝの活性量測定のため蛍光光度計を用いてChl-aの励起波長(360nm)に対する蛍光の発光光度(680nm)を毎日測定した。実験最終日に得られたｱｾﾄﾝ抽出三波長法によるｸﾛﾛﾌｨﾙa分析値と蛍光光度計の蛍光光度との相関性から毎日のｸﾛﾛﾌｨﾙaの濃度を推定した。尚、本試験方法は文献5）に基づいている。

4.　結果

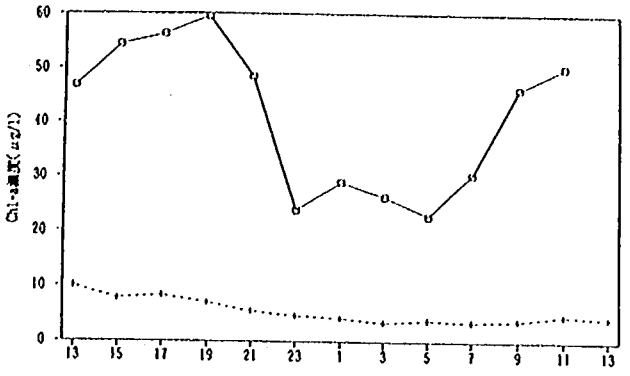
4.1　水質調査

水質調査結果の結果を図2～9に示す。図中の値は中流の流心での測定値を深さ方向に加重平均したものである。5年度は3、4年度に比べて、DO濃度、Chl-a濃度が低く経日変化している。通常の環境水ではBOD濃度がCOD濃度より小さいことを考慮すると有機物濃度も5年度は4年度に比べて小さかったと考えられる。逆に藻類増殖のための栄養源となるNH4-N、NO3-Nは5年度のほ

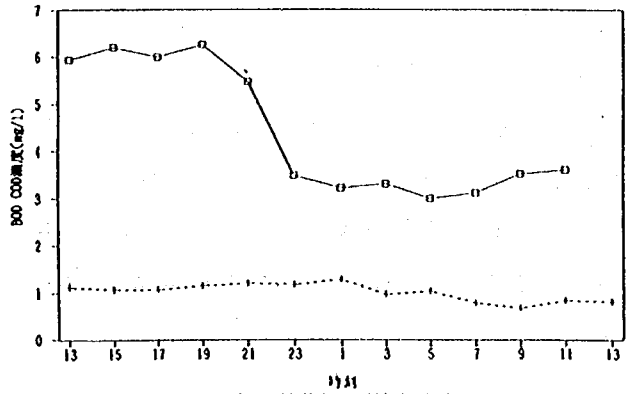
うが濃度が高い。しかしD-PO4-P濃度は５年度が若干高い程度である。これらは、調査当日の気象条件が３、４年度が晴で平均水温（空間的加重平均、時間軸方向に算術平均したもの）がともに約29℃であり、梅雨明け約１週間後の調査であったのに対し、5年度は雨で平均水温が約22℃であり、調査日は梅雨明け前であったことが影響していると考えられる。つまり４年度は気象条件により水域の一次生産が５年度より活発であったため、Chl-a濃度、有機物濃度が高く、藻類増殖により消費される溶解態の栄養塩濃度が低くなったと考えられる。



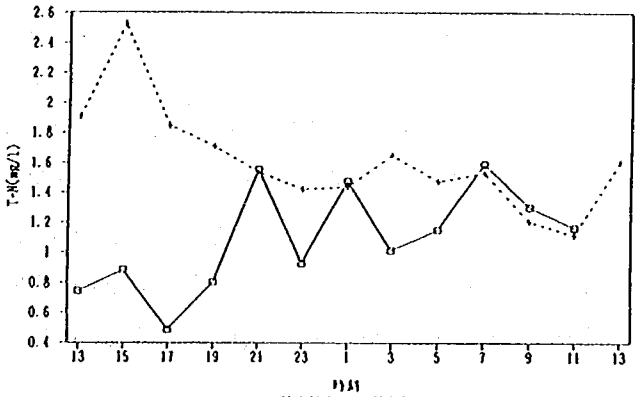
□ H3年度 ＋ H4年度 ◇ H5年度
図-2 COD濃度の経時変化（中波浅心）



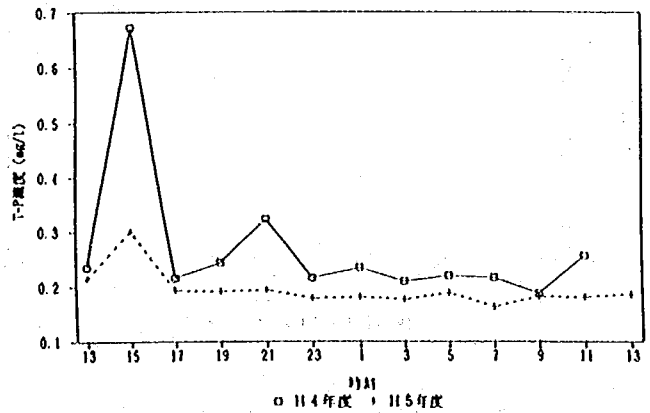
□ H4年度 ＋ H5年度
図-3 Chl-a濃度の経時変化（中波浅心）



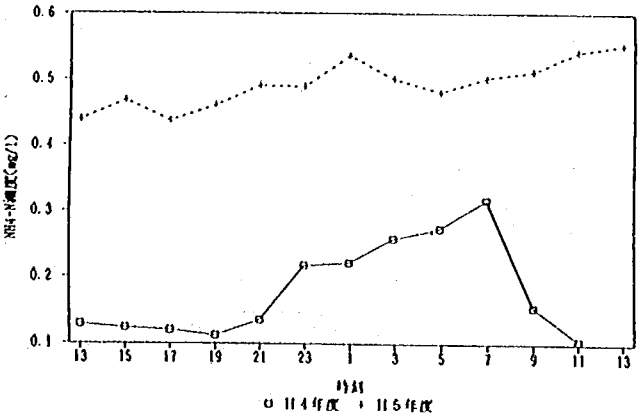
□ H4年度のBOD濃度 ＋ H5年度のCOD濃度
図-4 有機物濃度の経時変化（中波浅心）



□ H4年度 ＋ H5年度
図-5 T-N濃度の経時変化（中波浅心）



□ H4年度 ＋ H5年度
図-6 T-P濃度の経時変化（中波浅心）



□ H4年度 ＋ H5年度
図-7 NH4-N濃度の経時変化（中波浅心）

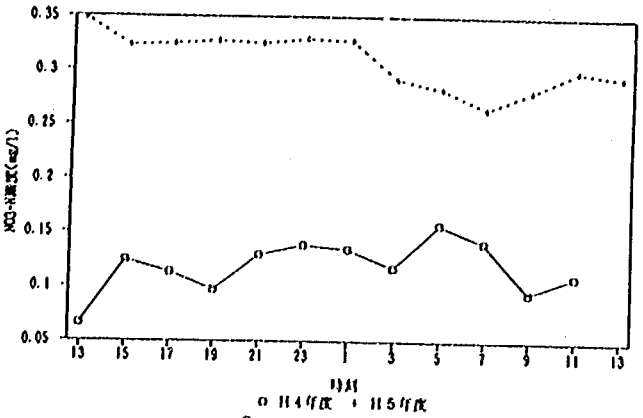


図-8 NO3-N濃度の経時変化（中流域）

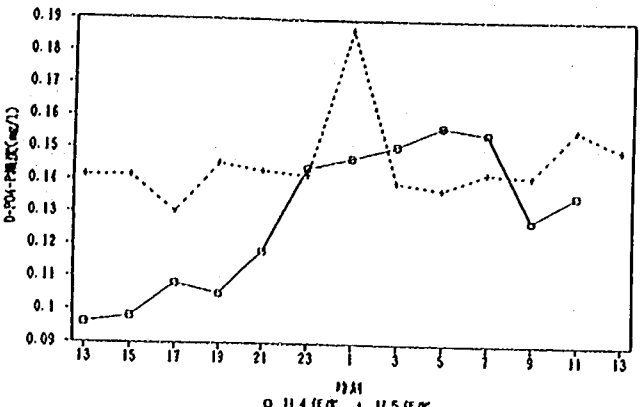


図-9 D-PO4-P濃度の経時変化（中流域）

4.2 藻類培養試験

藻類の比増殖速度係数μiは、時間TiのChl-a濃度をCiとすると次のようになる。

$$\mu i = \frac{\{\ln(Ci) - \ln(Ci\text{-}1)\}}{(Ti - Ti\text{-}1)}$$

藻類の比最大増殖速度係数μiは対数増殖期の最大増殖が起こるときの速度として定義される。測定が一日単位であるため、毎日ﾃﾞｰﾀでμiを求め、最大のμiとなる値をその条件下での増殖速度とした[5]。４年度の結果より現地の藻類の増殖に影響を与える無機栄養塩は主にNH4-NとD-PO4-Pであることが予想されたため、この２物質の藻類増殖速度に対する影響を調べた。本実験ではNH4-NとNO3-Nを独立した藻類の増殖因子として扱うため、NH4-N制限実験においてNO3-Nを、培養液が約4.9～5.4(mg/l)となるように過剰添加している。初期の培養液のそれぞれの栄養塩濃度と増殖速度の関係を求めた（図－１０、１１）。

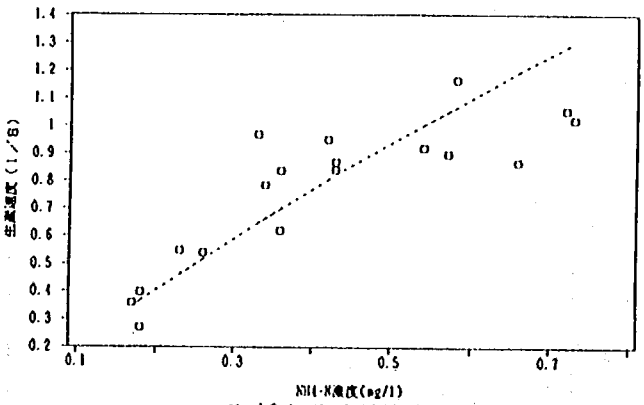


図-10 生産速度とNH4-N濃度の関係

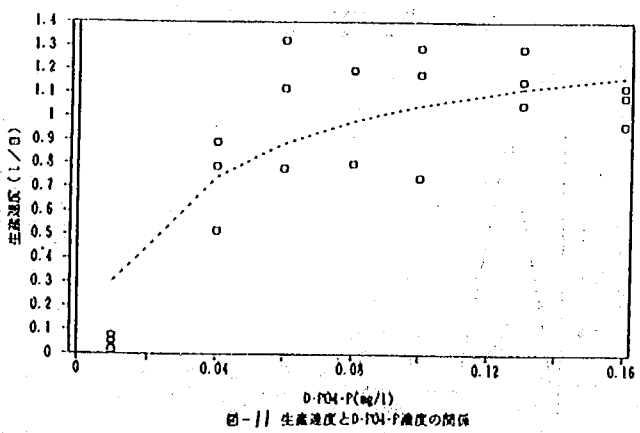


図-11 生産速度とD-PO4-P濃度の関係

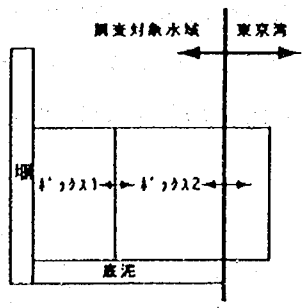
増殖速度と栄養塩濃度がﾐｶｴﾘｽ・ﾒﾝﾃﾝの式で表せると仮定すると、Lineweaver-Burkﾌﾟﾛｯﾄにより、最大比増殖速度(μmax)はNH4-Nのﾃﾞｰﾀからは約8.2(1/日)、D-PO4-Pのﾃﾞｰﾀからは約1.4(1/日)となった。また半飽和定数はNH4-Nに対して約3.8(mg/l)、D-PO4-Pに対して約0.038(mg/l)となった。

図中の破線は、それぞれの栄養塩濃度に対してﾐｶｴﾘｽ・ﾒﾝﾃﾝの式で得られる増殖速度曲線である。文献６）によるとμmaxは約1～2(1/日)、半飽和定数はNH4-NとNO3-Nの和に対して約0.01～0.3（1/日)、溶解性ﾘﾝに対して約0.01～0.05(1/日)となっている。D-PO4-P制限実験の結果は文献６）の範囲に収まっているが、NH4-Nをｺﾝﾄﾛｰﾙ制限実験の結果はこの範囲になく、特に半飽和定数は1ｵｰﾀﾞ大きい値が得られている。培養液作成に用いた現地水のNH4-N濃度は約0.72(mg/l)、D-PO4-P濃度は約0.16(mg/l)であったため、仮にNH4-N制限実験の結果を正しいとすれば、実験に供した現地水はNH4-N制限であったと考えられる。　μmaxと半飽和定数の計算結果が文献値の範囲から大きくずれる理由として、実験ﾃﾞｰﾀを外挿して算出していることが一因であると考えられる。実験において、より高いNH4-N濃度の培養液を設定すべきであったと考えられる。NH4-N制限実験により得られた生産速度とNH4-N濃度に対し、D-PO4-P制限実験の結果より得られたμmax(1.4(1/日))を用い、ﾐｶｴﾘｽ・ﾒﾝﾃﾝの式を逆算し、個々のﾃﾞｰﾀから半飽和定数を求め、算術平均すると約0.36(mg/l)となった。この値は先述の文献６）に示されている範囲より若干高い程度である。

5.　考察

5.1　物質収支計算

３年度のDO濃度、４年度のDO、Chl-a、BOD、T-N、T-P、NH4-N、NO3-N、D-PO4-P濃度、５年度のDO、Chl-a、COD、T-N、T-P、NH4-N、NO3-N、D-PO4-P濃度の経時ﾃﾞｰﾀをもとに、図－１２のように調査対象水域を2ﾎﾞｯｸｽに分割し、物質収支計算（実測ﾃﾞｰﾀの解析(analysis)）を行った。それぞれのﾎﾞｯｸｽの大きさは表－１の通りである。ﾎﾞｯｸｽ1の代表水質として上流の水質、ﾎﾞｯｸｽ2の代表水質として中流の水質、東京湾の水質として下流の水質調査の結果をそれぞれ空間的に加重平均したものを用いた。物質収支計算は式(1)、(2)に基づいて行った（記号の説明は表－２）。これは、各ﾎﾞｯｸｽの物質量変化（d(C・V)/dt）を隣接ﾎﾞｯｸｽあるいは東京湾との交換量（C'・Q）とそれ以外の変化量（Φ）に分けるという計算である。ﾎﾞｯｸｽ内部での物理、化学、生物的な物質量変化、つまり、Φの中身は考慮していない。また、Φには各ﾎﾞｯｸｽに接する底泥及び大気との物質交換量が含まれている。水収支は各ﾎﾞｯｸｽの体積変化（dV/dt)から計算している。ﾎﾞｯｸｽ体積は江戸川工事事務所から入手した河床の横断図、平面図及び下流左岸側に位置する妙典水位観測所の結果（図－１３）をもとに計算した。



図－12 ボックス分割図

表－１　ﾎﾞｯｸｽ概略(時間平均値)

	上流	中流
体積(m³)	320,000	1,400,000
幅(m)	260	310
長さ(m)	500	2,300
水深(m)	2.4	2.2

$$\frac{d(C\cdot V)}{dt} = C'\cdot Q + \Phi \qquad (1)$$

$$\frac{dV}{dt} = Q \qquad (2)$$

取得ﾃﾞｰﾀの関係上、収支計算期間が５年度以外はまる１日でなく、互いに異なっているため、年度間でΦや東京湾及び隣接ﾎﾞｯｸｽとの交換量を厳密に比較することは難しい。しかし、各年度におけるﾎﾞｯｸｽ内での変化量Φは、それぞれ収支計算期間での値であり、同年度内において隣接ﾎﾞｯｸｽのΦ、交換量、異なる水質項目のΦとの比較は客観的に行いうる。このような観点のもとΦの特徴的な結果をまとめると以下のようになる。

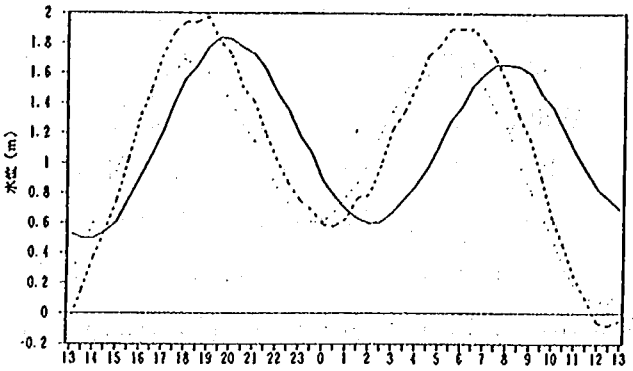


図-13 水位観測結果（妙典）

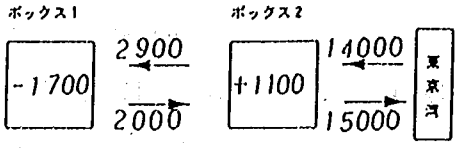


図-14 DOの収支
(単位kg:収支計算期間:H3.7.31.15:00～8.1.12:00)

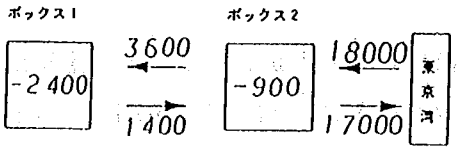


図-15 DO の収支
(単位kg:収支計算期間:H4.7.31.13:00～8.1.11:00)

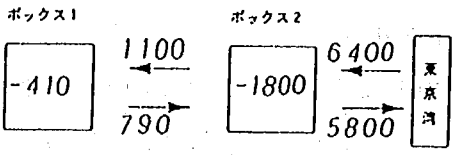


図-16 DOの収支
(単位kg:収支計算期間:H5.8.3.13:00～8.4.13:00)

①DOについて、ﾎﾞｯｸｽ2の体積はﾎﾞｯｸｽ1の4倍強であることを考慮すると、3､4年度の単位体積あたりのﾎﾞｯｸｽ1のDO消費量はﾎﾞｯｸｽ2に比べて大きい。4年度調査ではﾎﾞｯｸｽ1の底層部で終日にわたってDO濃度の低い水塊（4年度の上流、流心、8割水深の日平均DO濃度は0.5(mg/l)であった。）が確認されており[8]、底泥でのDO消費が大きかったことが一因であると考えられる。逆に3年度は4年度にみられた貧酸素水塊は観測されなかったが、収支計算の結果を見比べる限り4年度と近い状態であったと考えられる。一方、3､4年度のﾎﾞｯｸｽ2のΦは東京湾との交換量に比べ1～2ｵｰﾀﾞ低いため、観測の誤差を考慮すると、内部変化量の見積もりを明確にすることは、困難である。5年度はﾎﾞｯｸｽ1､2のDO消費量はﾎﾞｯｸｽの体積の比と同程度であり、ﾎﾞｯｸｽ単位体積あたりのDO消費量がほぼ等しかった。

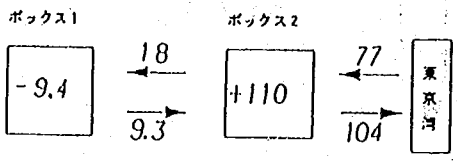


図-17 Chl-aの収支
(単位kg:収支計算期間:H4.7.31.13:00～8.1.11:00)

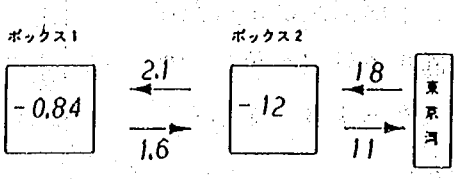


図-18 Chl-aの収支
(単位kg:収支計算期間:H5.8.3.13:00～8.4.13:00)

②Chl-aについて、4年度のﾎﾞｯｸｽ2は東京湾との交換量以上の大きさで増加している。4年度は気象条件が藻類の増殖に適していたのでﾎﾞｯｸｽ2でChl-aが増殖していたと考えられる。しかし、ﾎﾞ

ﾂｸｽ1はChl-aが減少している。これは藻類の底泥への沈降が一因であると考えられる。

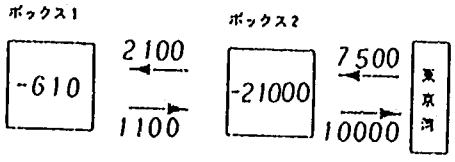


図-19　BODの収支
(単位kg:収支計算期間:H4. 7. 31. 13:00～8. 1. 11:00)

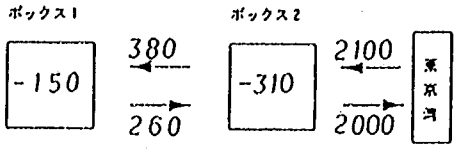


図-20　CODの収支
(単位kg:収支計算期間:H5. 8. 3. 13:00～8. 4. 13:00)

③有機物（4年度はBOD、5年度はCOD）について、4年度のﾎﾞｯｸｽ2の有機物減少量は東京湾との交換量の2倍以上であり、5年度のﾎﾞｯｸｽ2の有機物減少量が東京湾との交換量より1ｵｰﾀﾞ低いのに比べると非常に大きい。その理由として、4年度は5年度に比べ有機物濃度が高く、水温も調査期間の平均で約7度高かった（4.1に記述）ため有機物分解反応が活発であったことが考えられる。

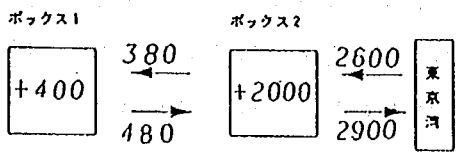


図-21　T-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H4. 7. 31. 13:00～8. 1. 11:00)

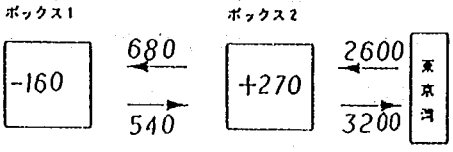


図-22　T-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H5. 8. 3. 13:00～8. 4. 13:00)

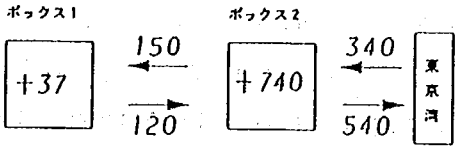


図-23　T-P の収支
(単位kg:収支計算期間:H4. 7. 31. 13:00～8. 1. 11:00)

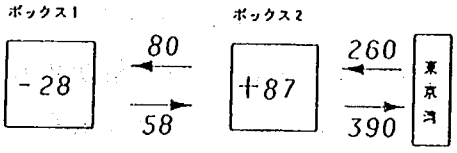


図-24　T-Pの収支
(単位kg:収支計算期間:H5. 8. 3. 13:00～8. 4. 13:00)

④T-NとT-Pについて、4年度のﾎﾞｯｸｽ1、2のT-N、ﾎﾞｯｸｽ2のT-Pは東京湾あるいは隣接ﾎﾞｯｸｽとの交換量と同程度か、それ以上にﾎﾞｯｸｽ内で増加している。これは巻き上げや溶出により底泥から供給されたと考えられる。しかし、5年度はそのような傾向が顕著にはみられない。この理由として4年度と5年度で底泥からの供給量が水温の影響等により大きく異なっていたことが考えられる。

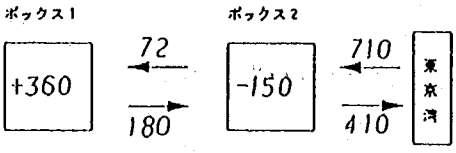


図-25　NH_4-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H4. 7. 31. 13:00～8. 1. 11:00)

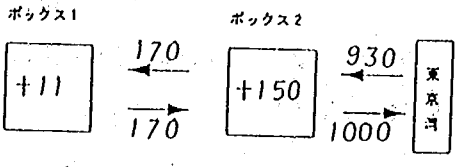


図-26　NH_4-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H5. 8. 3. 13:00～8. 4. 13:00)

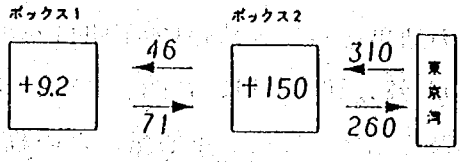


図-27　NO_3-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H4. 7. 31. 13:00～8. 1. 11:00)

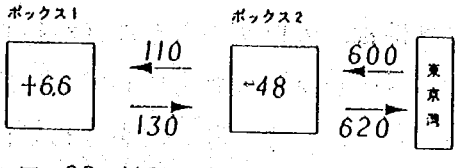


図-28　NO_3-Nの収支
(単位kg:収支計算期間:H5. 8. 3. 13:00～8. 4. 13:00)

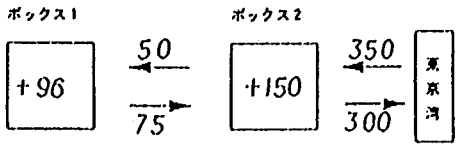


図-29 D-PO4-Pの収支
(単位kg:収支計算期間:H4.7.31.13:00～8.1.11:00)

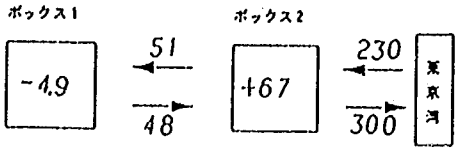


図-30 D-PO4-Pの収支
(単位kg:収支計算期間:H5.8.3.13:00～8.4.13:00)

⑤4年度のﾎﾞｯｸｽ1でNH4-Nは底泥からの溶出による増加量が藻類の吸収や硝化による減少より支配的であり、ﾎﾞｯｸｽ2はその逆であったと考えられる。4年度のNO3-Nのﾎﾞｯｸｽ2での増加は藻類がNH4-Nを主に利用して増殖しているため、硝化による増加が卓越していたと考えられる。一方、4年度のD-PO4-Pはﾎﾞｯｸｽ1、2の両方で増加している。4年度のﾎﾞｯｸｽ1の底層付近は一部に貧酸素水塊が形成されてたため、単位底泥面積当たりからのD-PO4-P溶出量がﾎﾞｯｸｽ2以上になっていたと考えられる。一方、ﾎﾞｯｸｽ2は有機物分解によるD-PO4-P供給の占める割合がﾎﾞｯｸｽ1以上であったと考えられる。しかし、5年度のNH4-N、NO3-N、D-PO4-Pのﾎﾞｯｸｽ内での変化量は総じて、1ｵｰﾀﾞ以上東京湾及び隣接ﾎﾞｯｸｽとの交換量より低く、その測定誤差を考慮すると、その内部変化量を正確に見積もることは困難である。

5.2 DO収支計算

4年度のDO収支について、さらに式(3)～(6)によりΦの中身を4つのﾌｧｸﾀｰから積み上げるというDO収支計算(ﾓﾃﾞﾘﾝｸﾞ、synthesis)を行った。ここでのﾓﾃﾞﾘﾝｸﾞの目的は物質収支計算により、現況の対象水域の汚濁ﾒｶﾆｽﾞﾑの一端を解明することである。したがってﾊﾟﾗﾒｰﾀを可能な限り、調査する方針をとった。Φと積み上げによる収支計算の差分を不明量とした。式(3)はBOD酸化によるDO消費速度、式(4)は再曝気による大気とのDO交換速度、式(5)は光合成によるDO供給速度、式(6)は底泥によるDO消費速度を示す。また式(7)は不明量の計算である。記号の説明は表－２の通りである。

$$X_1 = -K_1 \cdot L_0 \cdot V = \frac{-K_{1,20} \cdot \theta_{K1}^{(T-20)} \cdot L}{(1-10^{-5K1}) \cdot V} \qquad (3)$$

$$X_2 = K_2 \cdot (O^* - O) \cdot V = \frac{23.3 \cdot U^{0.73} \cdot \theta_{K2}^{(T-20)} \cdot (O^* - O) \cdot V}{d^{1.75} \cdot (0.3048)^2} \qquad (4)$$

$$X_3 = \alpha \cdot \mu_{max} \cdot \frac{N}{K_N + N} \cdot \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{\ln((K_L + I)/(K_L + Ie^{-\lambda d}))}{\lambda d} \cdot \theta_{\mu max}^{(T-20)} \cdot A \cdot V \qquad (5)$$

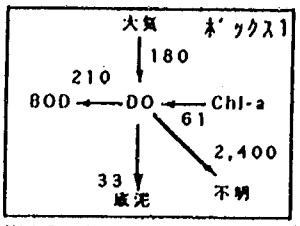
$$X_4 = -K4 \cdot S \cdot \theta_{K4}^{(T-20)} \qquad (6)$$

$$不明量 = | \Phi - X_1 - X_2 - X_3 - X_4 | \qquad (7)$$

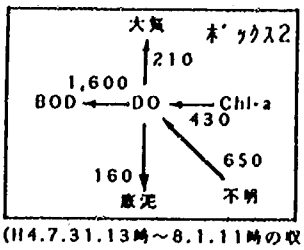
この式を解いて調査期間で積分した結果を図－３１、３２に示す。

このﾓﾃﾞﾙ計算は種々の仮定のもとに行われており、その結果として各ﾎﾞｯｸｽで不明量が生じている。そこで、式の形はそのままにして、定数であるﾊﾟﾗﾒｰﾀK1,20、θK1、θK2、θK4、θμmax、α、μmax、KN、KP、λ、KL、K4をそれぞれ独立に10%変化させた時、不明量がどの程度変化するかを調べる感度解析を行った。尚、それぞれのﾊﾟﾗﾒｰﾀの設定値は表－２の通りである。結果

を表－3に示す。感度の高いﾊﾟﾗﾒｰﾀはθの付いたもの、つまり物質量変化速度に対する温度の影響を表すﾊﾟﾗﾒｰﾀであることがわかった。したがってﾓﾃﾞﾘﾝｸﾞによりDO収支をより正確に把握するためには、物質量変化速度に対する温度の影響を十分に考慮する必要がある。さらに、ここではﾊﾟﾗﾒｰﾀを一律に10%変動させているが、実際個々のﾊﾟﾗﾒｰﾀの変動はそれぞれに幅が異なることが予想される。このことを感度解析にどのように反映させるか検討する必要がある。



(H4.7.31.13時～8.1.11時の収支)
(単位kg)
図－31 ﾎﾞｯｸｽ1内のDO収支



(H4.7.31.13時～8.1.11時の収支)
(単位kg)
図－32 ﾎﾞｯｸｽ2内のDO収支

水質汚濁の現象を数理モデルで表す場合、その精度に関して二種類の誤差がある。一つはﾓﾃﾞﾙの構造が不完全なために生じる系統的誤差(systematic error)であり、もう一つは構造を完全なものにすべく、複雑にすればするほどﾊﾟﾗﾒｰﾀ数が増大し、その推定に必要なﾃﾞｰﾀの量と質の不十分さに由来する誤差(parameter error)である[7]。誤差を縮小させるのにﾓﾃﾞﾙの構造を複雑化させるという手段は、ﾊﾟﾗﾒｰﾀｴﾗｰを増大させる。そこでﾓﾃﾞﾙ構造に適したﾊﾟﾗﾒｰﾀの推定実験方法を考える必要がある。その実験方法にはﾓﾃﾞﾙに当てはめることにより、環境中での現象をうまくｼｭﾐﾚｰﾄできることに加え、経済性、簡便性も考慮されるべきであろう。

表－2　記号の説明

記号	変数、パラメータの解説(算定方法、単位等)
C	物質濃度(実測、W/V)
O	DO濃度(実測、W/V)
V	ﾎﾞｯｸｽ体積(図面、水位から概算、V)
C'	境界水質(実測、W/V)
Q	交換流量(V/t)
Φ	(W/t)
X1	有機物酸化によるDO消費速度(W/t)
X2	再曝気速度(W/t)
X3	光合成による酸素供給速度(W/t)
X4	底泥による酸素消費速度(W/t)
K1(K1,20)	脱酸素係数(3年度実験結果、()内はT=20℃の時の値、1/t、設定値0.13(1/日))
L0	最終BOD濃度(W/V)
L	BOD5濃度(実測、W/V)
T	水温(実測、℃)
K2	再曝気係数(Owensらの式、1/t、文献6))
O*	飽和DO濃度(W/V)
U	流速(5年度実測、L/t)
W	ﾎﾞｯｸｽ幅(図面より概算、L)
d	ﾎﾞｯｸｽ水深(V/Wとする、L)
θK1	K1の温度依存性を示すﾊﾟﾗﾒｰﾀ(文献6)、無次元、設定値1.047)
θK2	K2の温度依存性を示すﾊﾟﾗﾒｰﾀ(文献6)、無次元、設定値1.024)
θK4	K4の温度依存性を示すﾊﾟﾗﾒｰﾀ(文献6)、無次元、設定値1.06)
θμmax	μmaxの温度依存性を示すﾊﾟﾗﾒｰﾀ(文献6)、無次元、設定値1.047)
α	Chl-aのDOへの換算係数(3年度結果より類推計算、無次元、設定値13.4)
μmax	Chl-aの最大比増殖速度(文献6)、T=20℃、1/t、設定値2.0(1/日))
N	NH4-N濃度(実測、M/V)
P	D-PO4-P濃度(実測、M/V)
KN	NH4-NとNO3-Nの和に対するﾐｶｴﾘｽ定数(文献6)、M/V、設定値0.1(mg/l))
KP	D-PO4-Pに対するﾐｶｴﾘｽ定数(実験、M/V、設定値0.0379(mg/l))
λ	光の消散係数(3年度実測結果、1/L、設定値0.02(1/cm))
KL	光の強さによる律速因子の定数(文献6)、設定値680(J/m²/min))
I	表面照度(気象庁ﾃﾞｰﾀより)
A	Chl-a濃度(実測)
K4	底泥によるDO消費速度(実験、T=20℃、設定値0.159(g/m²/日))
S	底泥表面積(ﾎﾞｯｸｽ幅×長さとする)

6. まとめ

夏季に江戸川放水路で終日水質調査を行い、過年度調査の結果もあわせて、物質収支を取った。その結果、放水路での水質現象について、一般に水域内の変化よりも東京湾との物質交換が大きいことがわかった。また、気象条件、調査時期、調査位置により異なった水質現象が生じていることがわかった。梅雨明け約1週間後の晴天時において、放水路の上流側で、溶存酸素の減少、ｸﾛﾛﾌｨﾙaの減少、総窒素の増加、ｱﾝﾓﾆｳﾑ態窒素の増加、溶解性ｵﾙﾄﾘﾝ酸態ﾘﾝの増加が、また放水路下流側でｸﾛﾛﾌｨﾙaの増加、BODの減少、総ﾘﾝの増加が認められた。一方、梅雨明け前の雨天時には、放水路下流側でｸﾛﾛﾌｨﾙaが減少していた。

表－3　感度解析の結果（単位%）

	ｹｰｽ1	ｹｰｽ2
θK1	12	342
θμmax	3.3	91
θK2	9.4	61
θK4	1.8	35
K1,20	0.52	14
α	0.25	6.7
μmax	0.25	6.7
λ	0.18	4.2
K4	0.14	2.5
KL	0.073	1.7
KN	0.036	1.7
KP	0.044	1.6

7. 謝辞

最後に、現地調査にご協力頂いた江戸川工事事務所及び下水道部の皆様と分析にご協力頂いた水質水文共同実験棟の皆様、日本大学生産工学部の島田由紀恵氏に謝意を表します。

＜参考文献＞

1）Committee on Wastewater Management for Coastal Urban Areas "Managing Wastewater in Coastal Urban Areas:National Academy Press, pp. 178～182, 1993.

2）宗宮功編著：自然の浄化機構，技報堂出版，pp. 3～5, 1990年

3）村岡浩爾：青潮，水，34巻15号，pp. 16～21, 1992年12月

4）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），土木研究センター，1984年

5）中村栄一、田中宏明：閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査，土木研究所資料第2906号，pp. 120～122, 1990年

6）Linfield C. Brown and Thomas O. Barnwell, Jr:THE ENHANCED STREAM WATER QUALITY MODELS QUAL2E AND QUAL2E-UNCAS DOCUMENTATION AND USER MANUAL, EPA/600/3-87/007, pp. 23～70, 1987.

7）鈴木基之ほか：生研ｾﾐﾅｰﾃｷｽﾄ(ｺｰｽ188)，水環境管理のためのﾓﾃﾞﾙ化とｼｭﾐﾚｰｼｮﾝ，財団法人生産技術研究奨励会，pp. 55～56, 1993年12月

8）中村栄一ほか：河川における藻類増殖機構に関する調査，土木研究所資料第3215号，pp. 310, 1993年

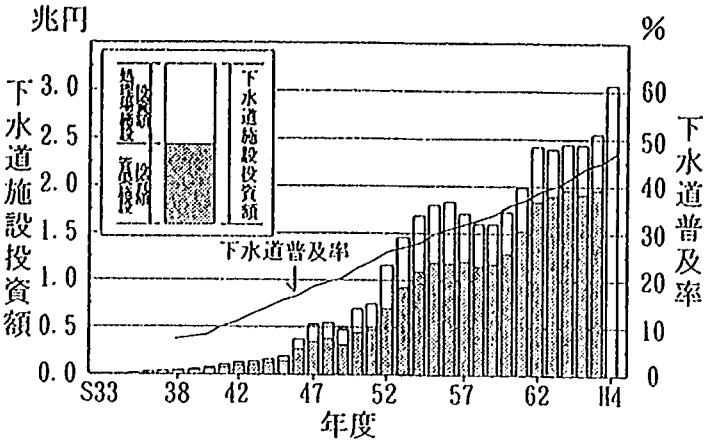
Ⅷ. 建設技術研究開発経費による研究

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

下水道研究室　室　　長　　田中　修司
主任研究員　　北川　三夫
藤澤　智文

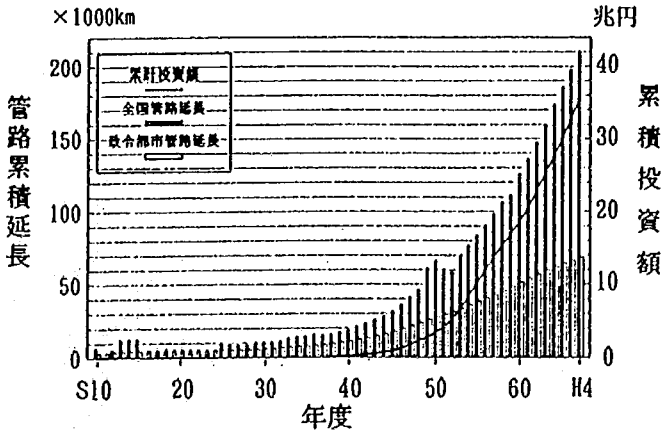
１．まえがき

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きており、これに伴って下水道普及率も平成４年度末で４７％に達した。また、下水道投資額の内訳（管路施設投資額と処理場投資額）を見ると年度により異なるが概ね６～８割が管路施設に投資されてきた（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への累積投資額は、平成４年度末において約３６兆円に達するとともに、重要な社会資本である下水管路施設のストック量は、平成４年度末において約２１万ｋｍまで増加した（図－２参照）。一方、２１世紀の早い段階で、下水道普及率を約９割まで引き上げることが政府の掲げる目標となっており、この段階では下水管路施設の総延長は、９０万ｋｍ以上になると想定されている。

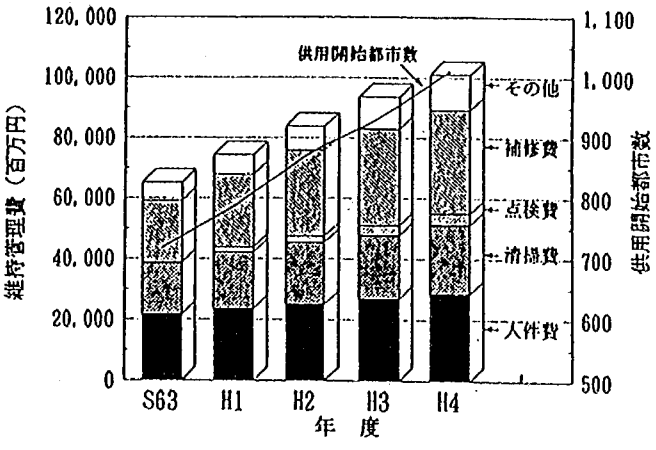


図－１　下水道投資額と普及率の推移[1),2)]

このように快適な市民生活を支える上で非常に重要な都市のライフラインとしての下水道施設は着々とそのストック量が増加してきており、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加するとともに、過去建設されてきた施設等が耐用年数を迎え、その補修・更新費も急激に増加することが予想される（図－３：過去５ケ年における管路維持管理費用の推移参照）。



図－２　管路累積延長と下水道累積投資額の推移[1),2)]



図－３　管路施設維持管理費と供用開始都市数の推移[1),2)]

したがって、今後とも増加していく下水道施設を常時適正かつ合理的に保全していくためには、整備された下水管路施設に必要となる維持管理費及び更新費の低減化や施設の高寿命化（施設の耐久性の向上及び耐用年数の延伸化）等を可能とす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手法や技術の最適性を評価する場合の指標としては、施設の耐用年数期間に必要となる設置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、本調査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の基礎資料を得ることを目的として、現状の下水道施設における維持管理及び更新の実態把握調査等を行ったものである。

２．調査の目的

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の基礎資料を得ることを目的として、調査初年度である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、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。

３．調査結果

３．１　下水管路施設における維持管理及び更新の実態

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、「大都市における下水道施設の改築・修繕に関するアンケート」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（２２％）、処理区域人口は約２５百万人（４４％）、処理区域面積は約２３万ｈａ（３３％）である［表－１参照：本文中の（　）内は全国合計値に占める１３政令都市全体の割合を示す］。なお、本アンケートは日本下水道事業団技術開発部と共同で実施したものである。

表－１　アンケート対象都市の概要

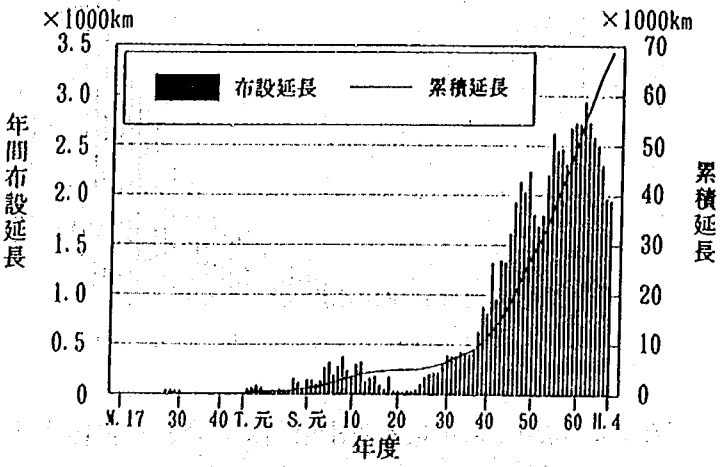
（平成４年度末）

都市名	管路布設開始年度	行政地区人口（千人）	処理区域人口（千人）	処理区域面積（ha）	管路延長（Km）	人口普及率（%）
札幌市	T.12	1,717	1,664	21,082	7,022	97
仙台市	M.32	920	776	11,636	3,072	84
千葉市	S.11	834	578	7,060	1,686	69
東京区部	M.17	7,969	7,528	50,973	14,036	94
川崎市	S. 6	1,191	989	8,473	2,491	83
横浜市	M.17	3,270	3,074	26,344	9,432	94
名古屋市	M.43	2,151	1,994	24,320	6,601	93
京都市	S. 5	1,447	1,352	12,922	4,982	93
大阪市	M.27	2,624	2,622	18,668	4,515	100
神戸市	S.26	1,498	1,455	12,470	3,729	97
広島市	M.17	1,087	674	6,392	2,647	62
北九州市	S.41	1,027	945	13,714	3,265	92
福岡市	S. 5	1,256	1,171	14,400	5,186	93
13都市計①		26,991	24,822	228,454	68,665	92
全国　②		123,960	56,222	698,012	210,300	47
全国比①／②		21.8%	44.2%	32.7%	32.7%	

注：全国の値は、管路延長を除き H3年度末現在の数値である。

３．１．１　政令都市における整備済み管路施設の布設状況

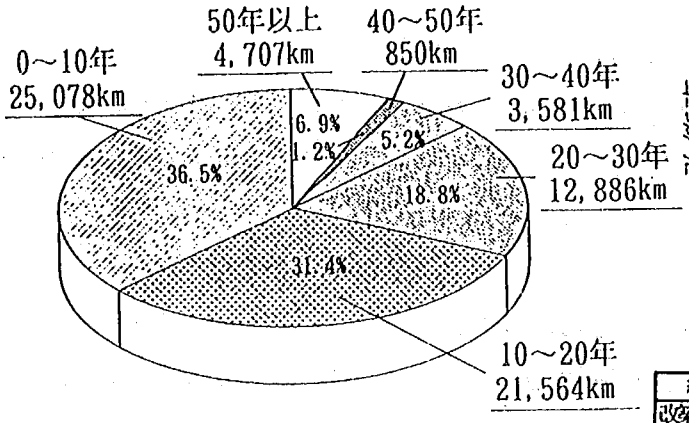
平成４年度末における１３政令都市全体の管路延長は約６９千ｋｍであり、これは全国管路総延長の約３３％を占める。１３政令都市全体の管路延長の推移を図－４に示す。



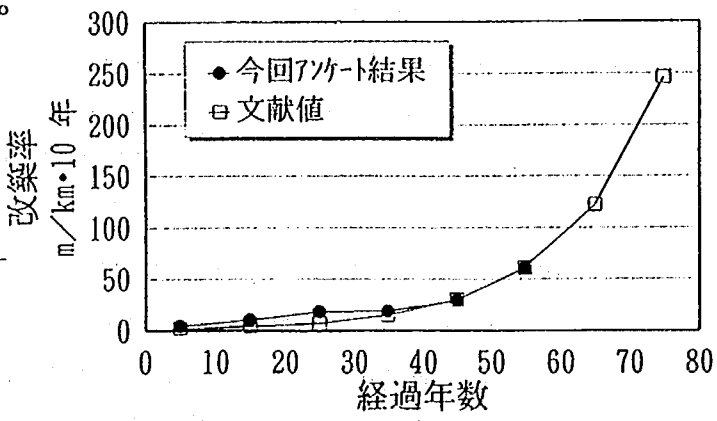
図－４　13政令都市における管路布設延長の推移

１３都市内において最も早く下水管路施設の布設が始まったのは、明治１７年からであり、昭和１０年ごろまではゆるやかに管路施設のストック量が増加していった。途中、第二次大戦等の影響によりこの間の布設延長は減少したが、戦後においては本格的に管路施設の整備が行われていき、それ以来目ざましく管路施設延長が増加していった。一方、昭和６１年以降は年間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超した状態にある。したがって、今後は整備された下水管路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と考えられる。

図－５は、１３政令都市における管路施設の経過年別管路保有状況を示したものである。１３政令都市においては、過去１０年間で整備された管路延長の比率は、政令都市内全管路延長の約３６％（２５千ｋｍ）であり、５０年以上経過した管路施設の比率は約７％（約５千ｋｍ）である。仮に、管路施設の耐用年数を一律に５０年とした場合、現時点では昭和１９年（西暦1944年）以前に布設された管路施設の更新が課題であり、このストック量が１３政令都市全体で約５千ｋｍある。一方、図－４からも明らかなように戦後の昭和２５年（西暦1950年）前後から急激に管路布設延長が増加していることから、西暦2005年以降急速に布設後５０年を経過した管路施設が増加することとなる。



図－５　管路施設建設後経過年数別管路延長



経過年数		0～10	11～20	21～30	31～40	41～50	51～60	61～70	71～80
改築率	今回アンケート	4.5	9.9	18.4	18.6	29.3	60.4	－	－
	米国文献値	2.0	4.0	7.0	15.0	30.0	61.0	122.0	246.0

図－６経過年数と改築率の関係

３．１．２　政令都市における管路施設の改築率

管路施設のライフサイクルコストの試算を行う際の参考とするため、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。図において例えば経過年数３５年時点で改築率が18.6ｍ／(ｋｍ・１０年)となっているのは、管路布設後３１年～４０年が経過している管路施設の内、１ｋｍ当たり１０年間で18.6ｍの管路施設が改築されたことを示す。なお、今回改築率を計算する際に採用した都市数は、有効データが完全に記入されていた８都市（平成４年度末８都市合計の管路延長は31,434ｋｍであり、これは１３政令都市全体の管路延長の45.8％を占める）である。同図中の白抜きのデータは、アメリカの文献[3]によるものであり、改築及び修繕が必要な管路延長比率が経過年数毎に示してある。これを今回のアンケート結果における改築率と比較するとその傾向は概ね一致している。一方、経過年数が６０年を超えた（昭和１０年以前に設置された）管路施設は、布設延長自体が少ないとともに、布設時期が第二次大戦前であることから、有効データが少ない。このため、経過

年数が６０年を超えたデータは今回検討の対象から除外した。

今回のアンケート及びアメリカ[3]における検討結果より、実際の管路施設のライフサイクルは一定のものではなく、あるパターンを有していることがわかる。さらに、図－６のカーブの変極点は概ね５０年から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。しかしながら、同図のパターンは劣化現象や劣化因子により変化することが考えられ、今後各劣化現象や劣化因子毎に同様の検討を行っていく必要がある。

３．１．３　政令都市における管路施設の種類

表－２は、平成４年度末における６都市分（管路延長合計36千ｋｍ：13政令都市全体管路延長の52.5％）の管路施設の内訳比率を示したものである［１３都市中、表－２の書式を完全にフィルアウトされた６都市分のデータを使用］。以下、表－２から政令都市における整備済み管路施設の保全及び維持更新という観点から整理した特徴を記すると以下のようになる。

表－２　政令都市における管路施設の種類

区分		コンクリート管	塩ビ管	陶管	その他	計
800 mm 未満 (km)	合流管	19.4	0.9	16.7	1.6	38.6
	雨水管	7.8	0.3	1.2	4.4	13.8
	汚水管	12.2	6.9	12.1	0.6	31.8
	計	39.4	8.1	29.9	6.7	84.1
800 mm 以上 (km)	合流管	6.1	0.0	0.1	3.0	9.2
	雨水管	2.7	0.0	0.0	1.7	4.5
	汚水管	1.1	0.0	0.0	1.1	2.3
	計	9.9	0.1	0.1	5.8	15.9
合計 (km)	合流管	25.5	0.9	16.8	4.6	47.8
	雨水管	10.5	0.4	1.2	6.1	18.2
	汚水管	13.3	6.9	12.1	1.7	34.0
	計	49.4	8.1	30.1	12.4	100.0

①管路施設の材質は、コンクリート管が約５割用いられており、陶管が約３割、塩ビ管（下水道用硬質塩化ビニル管）が約１割、その他の管材が約１割となっている。近年、塩ビ管の発注割合が伸びている反面、制令都市内での塩ビ管の整備済み延長割合が少ない。これは、下水道用硬質塩ビ管の規格が制定されたのが昭和４７年であり、それ以前には使用が少なかったためであると考えられる。

②管路施設の管種延長比は、合流管で48％、汚水管で34％、雨水管で18％であり、古くから下水道整備を開始した政令都市においては、当初合流式で下水道施設が計画されたことから、全国平均と比較して合流管の比率が高くなっている。

③管内直接目視が可能な管径800mm以上の管路延長比は約15％であり、ＴＶカメラ調査が必要な管径800mm以下の管路延長比は約85％である。

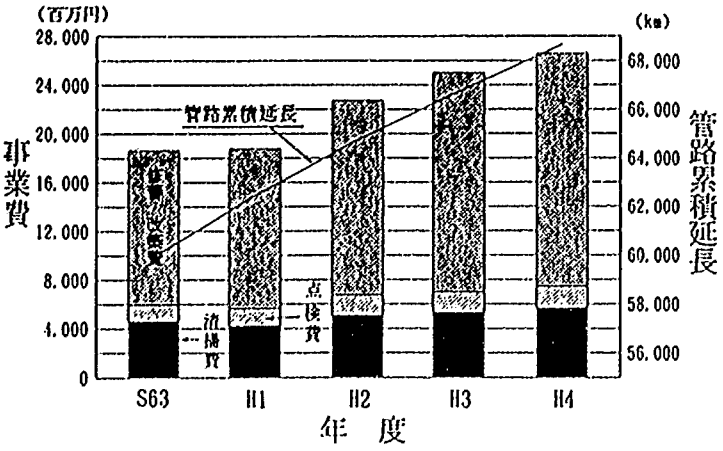
④塩ビ管及び陶管の使用は、ほとんど管径800mm以下であり、陶管は、合流管及び汚水管に用いられてきたが、塩ビ管はそのほとんどが汚水管に用いられてきた。

⑤コンクリート管は、口径及び合流管及び汚水管等の管種に関係なく、それら各種の整備済み延長の約半分に用いられてきた。

３．１．４　政令都市における管路維持管理状況

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[2]を図－７に示す。最も事業費の多いものは修繕・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ものと考えられる。

表－３は、管路施設の維持管理（清掃・点検・改築）の各種方法とアンケート結果から求められた単位距離当たりの実施額（単位コスト）及び実施頻度を示したものである。なお、次節のＬＣＣの試算に用いるため、参考として設計及び建設コスト及びこれらの実施率も示した。表中の単位コストは、［各年委託あるいは請負実施金額（千円単位）／各年実施延長（ｋｍ単位）］であり、平成４年度より過去５ケ年間の年間平均値を示す。また、年間実施頻度とは［各年実施延長／平成４年度末管路累積延長］であり、単位コスト同様過去５ケ年間の年間当たりの平均値である。なお、備考欄には解析に用いた対象都市数と対象管路延長及び１３都市全に占める対象管路延長比率（解析対象延長／１３都市管路全延長）を示している。また、表－４には平成４年度における各種維持管理方法の管種ごとの実施割合（例えば清掃の場合には、各種清掃方法の各管種における実施延長／清掃全延長）を示した。



図－７　政令都市における維持管理費用の推移

管路施設の清掃は、毎年、全管路延長の概ね８％の管路施設を対象として実施されており、清掃された管路延長の内９７％が高圧洗浄車による清掃である。高圧洗浄は通常管径800ｍｍ以下の管きょ清掃に用いられる方法であるが、800ｍｍ以上の管きょにおいてもわずかではあるが行われている。また、全清掃延長の内８割が合流管であり、表－２に示すように全延長の約５割が合流管であるから、合流管のみにおける清掃実施率は年間約１３％(0.08×0.8／0.5)となる。同様に汚水管の清掃率は３％、雨水管では約１％である。

管路施設の点検実施頻度は、全体で約９％であるがそのほとんどはマンホール上あるいはマンホール内からの管路施設の点検（表－３に示すその他の項目）である。管きょ内に小型自走式ＴＶカメラを入れ地上のモニターで管きょの状況を確認するＴＶカメラ調査の実施頻度は0.78％、管きょ内に直接作業員が入り目視点検を行う直接目視の実施頻度は0.12％となっている。また、点検が行われている総延長の内約６割は合流管が対象となっている。

修繕・改築に関しては、布設替え（老朽化した管路施設に代わり新たな施設を布設しなおす工法）の実施頻度が0.11％であり、布設替え以外の改築（在来老朽管路表面に反転工法や製管工法等で新たな管材料を取り付ける工法による改築）の実施頻

表－３　政令都市における維持管理単位コストと年間実施率

	費目	項目	単位コスト（千円／ｋｍ）	年間実施頻度（%）	備考【対象都市数・対象管路延長】
設置費	計画・設計費	認可設計費	120	3.85	【７都市・30,766km】
		実施設計費	5,737	2.50	44.8%
	建設費	開削	140,987	2.14	【１２都市・66,018km】
		推進	374,132	0.26	96.1%
		シールド	1,305,661	0.10	
		その他	323,600	0.05	
		平均（合計）	214,521	2.55	
維持管理	清掃	高圧洗浄	966	7.88	【９都市・41,867km】
		強力吸引車清掃	7,459	0.08	60.1%
		その他	3,736	0.02	
		平均（合計）	1,041	7.98	
	点検・調査	ＴＶカメラ調査	1,787	0.78	【９都市・38,977km】
		直接目視	944	0.12	53.9%
		その他	27	7.92	← ［注-2］
		平均（合計）	201	8.82	
	修繕・改築費［注3］	改築（下記以外）	112,932	0.01	【１０都市・48,717km】
		布設替え	140,561	0.11	70.9%
		平均（合計）	137,517	0.12	

注－１：備考欄の%は、「対象都市の管路延長合計／１３都市全体の管路延長合計」を示す。
注－２：点検その他とは、マンホール上あるいはマンホール内からの管路施設の点検を指す。
注－３：改築とは、反転工法・製管工法等の布設替えによらない工法による管路施設の再建設をさす。
注－４：上記の他に維持管理に要する人件費（212千円／ｋｍ・年：下水道統計による過去５ケ年の平均値）がある。

表－4　各種維持管理手法の管種別実施割合

区分			詳細設計	建設	清掃			点検				改築		
					高圧洗浄	強力吸引	計	TVカメラ	直接目視	その他	計	改築	布設替え	計
実施延長比	800未満(km)	合流管	12.7	9.1	79.7	0.0	79.7	11.1	0.0	40.9	52.0	11.3	70.3	84.2
		雨水管	15.8	14.1	0.9	0.0	1.2	0.1	0.0	16.9	17.0	0.0	0.1	0.2
		汚水管	59.9	64.8	15.3	0.0	15.3	2.0	0.0	20.1	22.2	8.1	5.1	13.6
		計	88.3	88.0	95.9	0.0	96.3	13.3	0.0	77.8	91.1	19.4	75.5	97.9
	800以上(km)	合流管	4.3	2.5	0.9	1.8	2.7	0.0	2.7	4.2	6.9	0.0	1.2	1.2
		雨水管	5.6	5.2	0.5	0.5	1.0	0.0	0.1	1.7	1.8	0.0	0.0	0.0
		汚水管	1.8	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.8	0.8
		計	11.7	12.0	1.4	2.3	3.7	0.0	2.8	6.1	8.9	0.0	2.0	2.1
	平均(km)	合流管	16.9	11.6	80.6	1.8	82.4	11.1	2.7	45.1	59.0	11.3	71.5	85.4
		雨水管	21.4	19.3	1.4	0.5	2.2	0.1	0.1	18.6	18.8	0.0	0.1	0.2
		汚水管	61.7	69.1	15.3	0.0	15.3	2.0	0.0	20.2	22.3	8.1	5.9	14.4
		計	100.0	100.0	97.3	2.3	100.0	13.3	2.8	83.9	100.0	19.4	77.6	100.0
対象都市		都市数	10	10	10	10	10	8	8	8	8	7	7	7
		管路延長	53,514	42,125			40,011				33,790			33,084
		管路比率	77.9%	61.3%			58.3%				49.2%			48.2%

度は0.1%である。改築の対象となっている管種は８５％以上が合流管である。以上のように点検・調査及び改築とも合流管の実施頻度が高いのは、比較的古くから下水道整備を開始した政令都市にあっては、当初合流式で整備された都市が多いことによるものと考えられる。

３．２　下水道施設におけるＬＣＣ

これまで整備されてきた下水管路施設の維持管理・更新費を低減できる各種の技術や手法を評価する場合、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年度は、下水道施設におけるＬＣＣの試算等を行った。

３．２．１　ＬＣＣの試算

下水道施設におけるＬＣＣを原価累計法と年平均コスト法（年価法）により試算した。[4),5)] 原価累計法とは、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原価（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。試算に用いた条件は下記の通りであり、結果を表－５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（表－３）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。また、Vカット・パッカー工法等の管路補修費は今回計上していない。

表－5　下水道施設におけるＬＣＣの試算結果

使用年数	価格上昇率 A	設置費 設計費 B	設置費 建設費 C	設置費計 D=A(B+C)	維持管理費 清掃費 E=9664F+A	清掃率 F	点検費 G=17874H+A	点検率 H	人件費 I=2124A	維持管理費計 J=E+G+I	総費用 合計 K=D+J	現価への換算 現価係数 L	現価 M=KL	現価累計 N	年平均コスト計算 資本回収係数 O	年平均コスト P=NO
0	1.000	5,857	110,987	116,844	0	0.000	0	0.000	0	0	116,844	1.000	116,844	116,844	0.000	0
1	1.030	0	0	0	79	0.079	14	0.008	218	311	311	0.952	296	147,140	1.050	154,498
2	1.061	0	0	0	83	0.081	15	0.008	225	324	324	0.907	293	147,434	0.538	79,291
3	1.093	0	0	0	88	0.084	16	0.008	232	336	336	0.864	290	147,724	0.367	54,246
4	1.126	0	0	0	91	0.086	17	0.009	239	350	350	0.823	288	148,012	0.282	41,741
5	1.159	0	0	0	100	0.089	18	0.009	246	364	364	0.784	285	148,297	0.231	34,253
6	1.194	0	0	0	106	0.092	19	0.009	253	378	378	0.746	282	148,579	0.197	29,273
7	1.230	0	0	0	112	0.094	20	0.009	261	393	393	0.711	279	148,859	0.173	25,726
8	1.267	0	0	0	119	0.097	22	0.010	269	409	409	0.677	277	149,135	0.155	23,075
9	1.305	0	0	0	126	0.100	23	0.010	277	426	426	0.645	274	149,410	0.141	21,020
10	1.344	0	0	0	134	0.103	24	0.010	285	443	443	0.614	272	149,682	0.130	19,385
11	1.384	0	0	0	142	0.106	26	0.010	293	461	461	0.585	270	149,952	0.120	18,053
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・	・
42	3.461	0	0	0	887	0.265	162	0.026	734	1,783	1,783	0.129	230	157,525	0.057	9,041
43	3.565	0	0	0	911	0.273	172	0.027	756	1,869	1,869	0.123	229	157,755	0.057	8,991
44	3.671	0	0	0	999	0.282	182	0.028	778	1,959	1,959	0.117	229	157,981	0.057	8,944
45	3.782	0	0	0	1,060	0.290	191	0.029	802	2,055	2,055	0.111	229	158,212	0.056	8,901
46	3.895	0	0	0	1,124	0.299	205	0.029	826	2,155	2,155	0.106	228	158,441	0.056	8,861
47	4.012	0	0	0	1,193	0.308	218	0.030	851	2,261	2,261	0.101	228	158,669	0.056	8,824
48	4.132	0	0	0	1,265	0.317	231	0.031	876	2,372	2,372	0.096	228	158,897	0.055	8,790
49	4.256	0	0	0	1,312	0.326	245	0.032	902	2,490	2,490	0.092	228	159,125	0.055	8,758
50	4.384	0	0	0	1,424	0.336	260	0.033	929	2,613	2,613	0.087	228	159,353	0.055	8,729

【参考】ｉ＝利子率、ｎ＝使用年数、ｅ＝物価上昇率とする．

①現価係数（L）＝［1／（1＋i）^{n}］　→将来の費用を現在の時点に複利を用いて換算するための係数

②現価累計（N）＝$D+\sum_{n=0}^{n} J_n (1+e)^n [1/(1+i)^n]$　→現価累計（N）　：一切の費用を現在の時点で評価した総合計額

設置費（D）　：設計費（B）及び建設費（C）

各年維持管理費J_n：ｎ年後における維持管理費

（現在の物価で計算した値：物価上昇を算入する前の価格）

③資本回収係数（O）＝［i（1＋i）^{n}／（（1＋i）^{n}－1）］　→現時点での総合計金額をｎ年間の利子込み平均価格に換算するための係数

④年平均コスト（P）＝N・［i（1＋i）^{n}／（（1＋i）^{n}－1）］→取得コスト（設置費）と施設使用全期間に必要な維持費の合計を年平均値で示したもの

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は原価累計で約１６万円／ｍ、年平均コストで8,700円／ｍとなった。なお、今回の試算結果では５０年間の原価累計における設置費と維持管理費の割合は92：８と設置費の方が大きく、ＬＣＣ平均年価の最小値を意味する経済寿命は５０年間の間には存在しなかった。

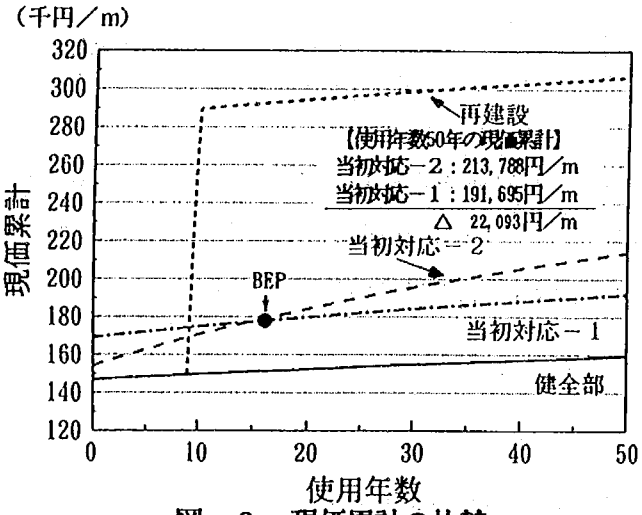
３．２．２　ＬＣＣを用いた各種手法評価例

使用期間中における設置費と維持管理費を総合的に評価することができるＬＣＣは、各種手法の優位性を客観的に評価する場合に有力な指標である。本節では、最近下水道施設で問題となっている硫化水素による管路腐食に対応できる各種の手法を仮定してＬＣＣによる評価を試みた。硫化水素は下水が嫌気性条件下で長期間滞留する場合等の特殊条件下で生成するものであり、硫化水素が生成した場合には比較的短期間でコンクリート施設が腐食し、施設の耐久性に大きな影響を与えることが知られている。今回は布設後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た。なお、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次の通りである。

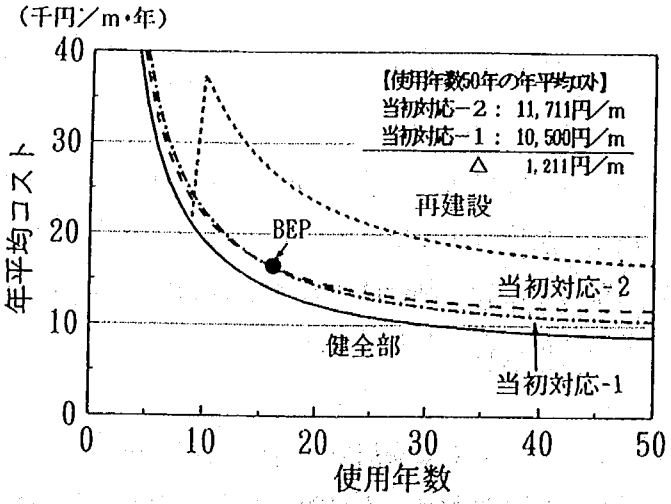
【当初対応－１案：試算条件】
①硫化水素対策施設設置費　→ＬＣＣ試算前記設計費と建設費の１５％ＵＰ：168,871円／ｍ
②硫化水素対策維持管理費　→硫化水素対策費用として設置費の０．２％　：　334円／ｍ・年
【当初対応－２案：試算条件】
①硫化水素対策施設設置費　→ＬＣＣ試算前記設計費と建設費の　５％ＵＰ：154,186円／ｍ
②硫化水素対策維持管理費　→硫化水素対策費用として設置費の１．０％　：　1,541円／ｍ・年

なお、参考に【健全部ケース：前節ＬＣＣ試算条件と同一条件】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場合【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】もグラフに示した。結果を図－８及び図－９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。したがって、１５年以内施設を使用する場合には、当初対応案－２（硫化水素対策施設設置費上昇率が案－１の１／３）の方が経済的であり、１４～１５年以上使用する場合には、当初対応案－１（硫化水素対策維持管理費が案－２の１／５）の方が経済的となる。管路施設の使用期間は一般的に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。



図－８　現価累計の比較



図－９　年平均コストの比較

３．３　ＰＶＣ耐久性調査

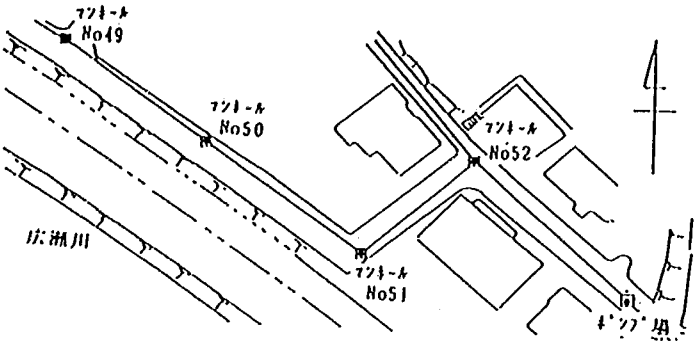
ＬＣＣにより各種手法を評価する場合、各年における設置費や維持管理費に加えて耐用年数を明らかにすることが必要となる。管路施設の耐用年数には、構造的・経済的・機能的なものがあるが、これらの決定方法は現状では明確に確立されているとは言い難い。新規に管路施設の設計・施工を行う場合には、材料試験や構造計算等による施設の安全性の検討手法が確立されているが、施工後の施設の耐久性評価手法（経年変化した施設の計測項目・計測方法・計測値の判断基準等）については明確化されていない。このため、平成５年度は小口径管において近年著しくその採用が増加しているＰＶＣの耐久性評価手法を確立する際の基礎資料を得るために、布設後１６年を経過した下水道用硬質塩化ビニル管（以下ＰＶＣと記す）について、新規管の場合の各種試験方法に準じた耐久性調査を行った。

３．３．１　調査対象管路施設の概要

今回調査を行った管路施設は、仙台市青葉区内に昭和５１年に設置されたＰＶＣであり、口径は２５０ｍｍ、土被りは約1.27ｍである。現地は、交通量の比較的少ない住宅街で、管は歩車道の区別のない簡易舗装道路に埋設されている（図－１０参照）。調査は、マンホールＮＯ．５１～５２の１スパン（延長：20.32ｍ）を対象として現地試験を行うとともに、１スパンの中から約８ｍを掘り出し、室内物性試験を行った。

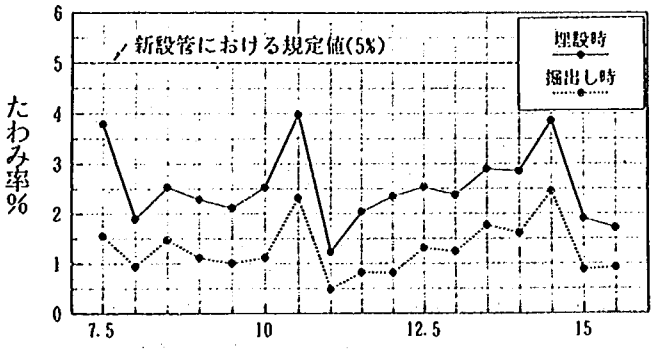
３－３－２　試験結果

今回調査を行った試験項目及び調査結果を表－６に示す。試験は、新規管及び１６年を経過した埋設管（以下経年管と言う）を対象として行った。物性試験の結果、経年管の物性値及び性状は、新規管とほぼ同等であるとともに、新規管の規格を満足しており、経年管の強度・水密性・耐薬品性等に関して問題となる項目はなかった。経年管の引張強度については、今回の試験では若干低下しているが、これが経年変化によるものかどうかは、今後データを積み重ねていく必要がある。



図－１０　調査対象管路平面図

また、現地試験項目に関しても、ＴＶカメラ調査や掘り出し管目視調査による外観性状には特に異常はなく、現地埋設管内のたわみ量も設計時の規格値であるたわみ率（直径変位量／新規管の規定直径値）５％以内であった。既設管内を５０ｃｍ毎に変位計内蔵型直径たわみ量測定機により測定した管内たわみ量測定結果を図－１１に示す。同図中の点線は、掘出し直後の荷重が解放された状態でのたわみ率であり、土圧解放直後では、今回測定区間内の平均で新規管直径の98.72％まで回復したが完全には復元しなかった。



図－１１　現地たわみ率調査結果

以上のように下水道用として１６年間供用されたＰＶＣの現地調査及び物性試験を実施した結果、今回の調査・試験では経年管の測定値は新管に適用される規格値を満足しており、外観や接合部水密性等に関しても問題は無かった。今後、ＰＶＣの長期にわたる耐久性を議論していくためには、調査手法の検討を含め種々の条件下におけるデータを積み重ねる必要がある。また、今回の調査におけるＰＶＣ内部のＴＶカメラ調査結果及び約８ｍの物性試験用ＰＶＣ試料の提供については、仙台市下水同局の協力を得ましたので記して謝意を表します。

４．まとめ

５年度調査では、１３制令都市を対象としたアンケート調査を実施し、大都市における管路整備状況や維持管理の実態を把握するとともに、ＬＣＣ算定のための基礎諸元(単位コスト及び改築率)の分析及びＬＣＣ

表－6　ＰＶＣ耐久性調査結果

	試験項目	新管試験規格	試験片採取箇所数(注-1参照)	測定項目	試験結果 平均値() 埋設管	新管	規格値
現地調査	①TVカメラ調査	－	NO.49～52 (69.4m)	自走式TVカメラによるモニタリング	異常なし	－	－
	②たわみ量調査	－	No.51～52 (20.3m)	直径たわみ量測定機による内径及びたわみ率	別表参照	－	設計時はたわみ率として直径の５％を規定
	③外観調査	－	(8.32m)	掘り出し時の管の外観	異常なし	－	－
物性室内試験	④引張試験	JIS K6741 JSWAS K-1	3 (3×2=6)	加工した試験片の引張強さ (kgf/cm²)	544	552	４８０kgf/cm²以上 (２０℃)
	⑤偏平試験	JIS K6741	1 (1×2=2)	1/2偏平時の外観 全偏平時の外観(参考)	異常なし 異常なし	異常なし 異常なし	1/2偏平で、割れ及びひびがないこと
		JSWAS K-1	1 (1×3=3)	管の圧縮変位量が13mmの時の線荷重(kgf/m)	603	604	線荷重470kgf/m以上
	⑥浸せき試験	JIS K6741 JSWAS K-1	1 (1×2=2)	水 塩化ナトリウム溶液(10%) 硫酸(30%) 硝酸(40%) 水酸化ナトリウム溶液(40%)	0.06 0.04 0.02 0.10 -0.02	0.09 0.07 0.03 0.04 0.00	各試験液に５時間浸せき後の質量変化が±0.20 mg/cm²以下
	⑦ビカット軟化温度試験	JIS K6741 JSWAS K-1	1 (1×3=3)	伝熱媒体の温度 (℃)	84	85	伝熱媒体の温度を上昇させ圧力端子先端が1mm侵入したときの伝熱媒体の温度(76℃以上)
	⑧比重試験	JIS K7112	1 (1×3=3)	JIS K7122(A法)による比重	1.423	1.444	規定なし
	⑨落錘衝撃試験	UL 651	1 (1×1=1)	2m落下時 3m落下時	異常なし 異常なし	異常なし 異常なし	9.1kgの重錘を各々の高さから落下させた時割れ等の異常がないこと
	⑩直管部水圧試験	JIS K6741	1 (1×1=1)	3.5kgf/cm²水圧時 15kgf/cm²水圧時	異常なし 異常なし	異常なし 異常なし	各々の水圧を加え、１分間放置後、漏れその他の異常がないこと
	⑪接合部水圧試験	AS 19	1 (1×1=1)	3.5kgf/cm²水圧時	異常なし	異常なし	接合部を含む供試体に所定の圧力を１分間かけ、異常がないこと
	⑫接合部満水曲げ試験	JSWAS K-1 参考資料	1 (1×1=1)		異常なし	異常なし	満水接合部を曲げた時接合部からの漏水がないこと

(注－１) 現地試験の () 内は、調査延長を示す。また、物性室内試験の () 内は、採取箇所×試験片の数を示す。
(備　考) JIS:日本工業規格　JSWAS:日本下水道協会規格　UL:米国保険業者試験所規格　AS:塩化ビニル管継手協会規格

の試算を行った。また、近年その採用が増加しているＰＶＣの耐久性評価のため、布設後１６年を経過したＰＶＣを対象として現地試験及び物性室内試験を行った。５年度調査の結果をまとめると以下の通りである。

①全国及び13政令都市における管路施設維持管理費は過去5ヶ年で約 1.4倍に増加しており、今後経過年数が多い管路施設の割合が多くなっていくことから、維持管理費もこれに比例して増加することが予想される。

②改築率は経過年数が50～60年前後に変極点があると考えられ、これは従来言われている管路施設の耐用年数と一致した。一方、改築率は劣化現象あるいは劣化因子によりその分布が異なると考えられ、今後これらに応じたライフサイクルの傾向を把握する必要がある。

③下水道施設におけるＬＣＣを試算した結果、設置費の割合が維持管理費よりも多いため、ＬＣＣ平均年価の最小値を意味する経済寿命は使用期間が50年の間には存在しなかった。

⑤16年経過したＰＶＣの現地試験及び物性室内試験を行った結果、測定値は新管に対する規格値を満足していた。今後は、種々の条件下におけるデータを集積する必要があるとともに、効率的に耐久性の評価が行える手法を検討する必要がある。

＜参考文献＞

1)「日本の下水道」，2)「各年度版下水道統計」，(社) 日本下水道協会
3) Robert A. Zimmerman, Robert D. Martin, From Prevention to Prediction, Water Environment and Technology, August 1993
4) 佐野　武仁，ライフサイクルコスト(LCC)とは，建築設備と配管工事，1985.11.，No.12
5) ライフ・サイクル・コスティング　－手法と実例－，日本プラントエンジニア協会ライフサイクル・コスト委員会，日本能率協会，昭和56年3月発行

付　　録

付録１．平成５年度　下水道関係刊行報告書一覧

下水汚泥溶融スラグの強度特性に関する研究報告書

土木研究所資料　第3247号　1994年１月
下水道部汚泥研究室

要　旨

下水汚泥の建設資材利用に関しては近年数々の調査・研究が行われており，道路路盤材やコンクリート骨材など様々な利用用途が提案されている。しかしながら，原料となる下水汚泥は，下水処理方式や発生する地域および汚泥処理の運転方法によって成分組成が異なり汚泥製品の品質にばらつきが生じることや，建設資材として再利用する場合の品質の評価方法が未整備であることなどから，実用化が遅れているのが現状である。

本報告は，下水汚泥溶融スラグ製品の品質管理方法および品質評価方法を確立するために，その基礎資料となるべく汚泥の無機成分とスラグ強度の関係についての実験を行い，とりまとめたものである。

キーワード：下水汚泥，溶融，スラグ，有効利用

下水道管補修材料の基本特性に関する試験調査

土木研究所資料　第3227号　1994年３月
材料施工部施工研究室

要　旨

下水道管の破損箇所やその周辺に生じた空洞を補修する際には注入工法が用いられることが多いが，使用される材料には各種のものがあり，それらの適用範囲は明確にされているとは言い難い。このため，本調査では各種材料の基本特性を室内試験により明らかにし，各々の適用性を評価した。加えて，瀝青系注入材（セメント－ゴムアスファルト乳剤系）を新たに開発した。

新材料は耐久性とたわみ性を兼ね備えており，現場実験により十分に実用的であることが確認された。

キーワード：下水道管，空洞補修，注入工法，瀝青系注入材

付録２．平成６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．新しい下水輸送システムの開発に関する調査 ３．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 ４．新しい役割に対応した計画手法に関する調査 ５．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査 ６．下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査
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．りんの超高度除去に関する研究 ４．固定化微生物を用いた高度処理プロセスの実用化に関する調査 ５．小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査 ６．再生水供給施設における水質管理法に関する調査 ７．再生水の消毒に関する調査
汚　　泥	１．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究 ２．下水汚泥の無害化処理に関する研究 ３．下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究 ４．汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究 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 ６．下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査 ７．中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査 ８．下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する研究
水　　質	１．水環境の効果的な保全手法に関する研究 ２．下水処理水の水質変動に関する研究 ３．下水処理水の評価基準に関する調査 ４．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 ５．バイオセンサーの実用化に関する調査 ６．面的汚濁源からの汚濁負荷の流出特性に関する調査 ７．河川とその流域における総合的な浄化対策に関する研究
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の検討
施　　工	１．下水道管路の合理的な施工方法に関する調査
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のライニング防食に関する調査
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

平成５年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386－5878
土木研究所資料第3294号
平成６年１０月（1994）

下　水　道　部

要　旨

本報告書集は，平成５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35編292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

郵便はがき

50円切手をはって下さい

305-□□

茨城県つくば市大字旭一番地
建設省土木研究所
下水道部　御中

No.

No.

配布先氏名

配布先住所

土木研究所資料第3294号　　部

上記のとおり受領しました。

所　属（住所）

氏　名　　印

＊＊　御 意 見 欄　＊＊