ＩＳＳＮ　0386--5878
土木研究所資料第3146号

土 木 研 究 所 資 料

平成３年度下水道関係調査研究 年次報告書集

平成４年９月

建設省土木研究所

「Copyright © (1992) by P.W.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.W.R.I.

この報告書は，土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって，本報告書の全部又は一部の転載，複製は，土木研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。」

土 木 研 究 所 資 料
第3146号　　1992年9月

平成3年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部	下水道研究室	三次処理研究室
	汚泥研究室	水質研究室
河川部	総合治水研究室	
道路部	緑化研究室	
機械施工部	施工研究室	
	土質研究室	
地震防災部	振動研究室	
地質化学部	化学研究室	

要　旨

本報告書集は，平成3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32編265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３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，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３年度における新規課題は，①膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究（試験研究費），②水環境の効果的な保全手法に関する研究（試験研究費），③下水処理水の水質変動に関する研究（試験研究費），④新しい下水輸送システムに関する調査（下水道事業調査費），⑤下水処理施設の補修・更新手法に関する調査（下水道事業調査費），⑥小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査（下水道事業調査費），⑦発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査（下水道事業調査費），⑧下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査（下水道事業調査費），⑨下水処理水の評価基準に関する調査（下水道事業調査費），⑩下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査（下水道事業調査費），⑪バイオセンサーの実用化に関する調査（下水道事業調査費），⑫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（下水道事業調査費），⑬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），⑭下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究（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３年度に終了した課題には，①発生汚泥の質と量に関する研究（試験研究費），②下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③下水汚泥の資源化技術に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），④下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査（下水道事業調査費），⑤浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査（下水道事業調査費）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合流式下水道雨水貯留施設の効率利用に関する調査（下水道事業調査費），②し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査（下水道事業調査費），③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）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3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4年9月

下水道部長　安　中　徳　二

目　次

頁

序　文

概要約集 …… 1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 …… (下水道研究室) …… 33
2. 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) …… 39
3. 発生下水汚泥の質と量に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 45
4. 水環境の効果的な保全手法に関する研究 …… (水質研究室) …… 53
5. 下水処理水の水質変動に関する研究 …… (水質研究室) …… 59

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費に関する研究

1. 下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 65
2. 下水汚泥の資源化技術に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 79

Ⅲ　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・汚泥研究室) …… 89

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 95
2. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 …… (下水道研究室) …… 105
3. 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) …… 115
4. 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) …… 125
5. し尿等受入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 133
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) …… 143
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) …… 157
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) …… 165
9. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 173
10. 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) …… 185
11. 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) …… 195
12. 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) …… 207
13. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査 …… (水質研究室) …… 221

頁

14. 下水処理水の評価基準に関する調査 …… (水質研究室) …… 229

15. 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) …… 237

16. バイオセンサーの実用化に関する調査 …… (水質研究室) …… 245

V 下水道事業調査費による他部の研究

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

2. 下水道管渠の作用土圧に関する調査 …… (土質研究室) …… 257

3. 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) …… 263

4. 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 …… (総合治水研究室) …… 269

5. 下水汚泥の施用方法に関する調査 …… (緑化研究室) …… 277

6. 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) …… 283

VI 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) …… 289

VII 建設技術研究開発経費による研究

1. 下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究 …… (下水道研究室) …… 297

付 録

平成3年度 下水道関係刊行報告書一覧 …… 303

平成4年度 下水道関係調査研究課題表 …… 305

概　要　約　集

下水中での硫化水素の生成に関する研究		本文33ページ	平成３年度
全体計画	試験研究費　平成元～４年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

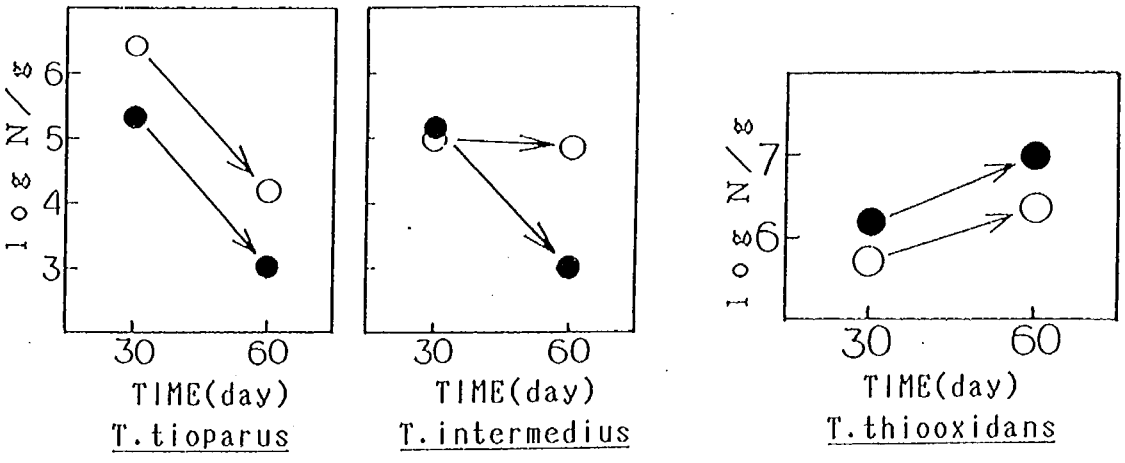
近年，硫化水素による下水管きょ，特に圧送管の出口付近及び下水処理場の最初沈殿池，汚泥処理施設の腐食が問題となってきている。硫化水素がこれらの腐食に深く関与しており，腐食以外にも悪臭などの問題を引き起こす原因となっている。これらの腐食には，硫酸塩還元細菌及び硫黄酸化細菌が深く関与しており，これらの細菌の特性を明らかにすることは極めて重要なことである。

本研究ではこれらの細菌の特性を明らかにするとともに，腐食現場においても調査を行い下水管きょでの挙動を把握し，下水道施設の腐食防止に資するものである。

（結　果）

室内実験の結果，15～18℃の家庭下水では４～６時間程度の滞留時間で硫化物が生成し始めた。

コンクリート腐食実験の結果，コンクリートの腐食にともない水酸化カルシウムが検出されなくなり，炭酸カルシウムの生成も激減し，代わって２水石膏が検出された。また，硫黄酸化細菌はコンクリート腐食部表面において中性域に生育する *Thiobacillus thioparus*, *T. intermedius* が減少した。特に中性化を促進させて養生した供試体においては，標準養生した供試体より早く *T. intermedius* が減少し，それらに代わり，酸性域に生育する *T. thiooxidans* がより多く出現してきた（図－１）ことから，コンクリートの中性化が腐食の進行を促進すると考えられた。



図－１　硫黄酸化細菌の推移

研究担当者：宮原　茂，笹部　薫，櫻井　真一

キーワード	管きょ，腐食，硫化水素，硫酸塩還元細菌，硫黄硫化細菌

膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究		本文39ページ	平成３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，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）

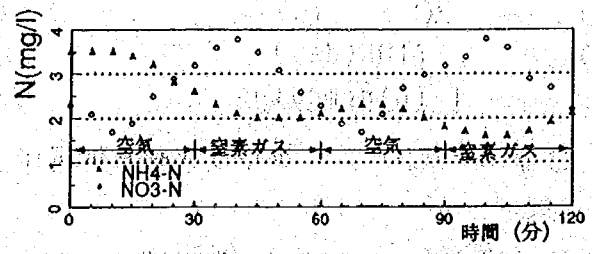
本研究では，(1)最近の膜の素材・構造及びモジュールとその特性等についての資料調査，(2)下水中の成分の分離特性と再利用水質高度化処理プロセスとしての適合性についての検討，(3)膜及びモジュールの洗浄法と耐久性についての実験的検討，及び(4)膜分離水の補助的な消毒方法についての実験的検討を行う。本年度は本課題の初年度に当たり，膜素材，膜の物理的な構造に関する文献・資料調査及び，活性汚泥処理との組合せ適合性に関する幾つかの検討を行い，以下の知見を得た。

(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，図－１のように好気と無酸素の繰り返しにより有機物と窒素の両方の除去が可能であることがわかった。



図－１　好気・無酸素活性汚泥処理との組み合わせ実験結果の例

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，固液分離，膜分離，脱窒

発生下水汚泥の質と量に関する研究		本文45ページ	平成３年度
全体計画	試験研究費　昭和62年～平成３年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

下水汚泥の有効利用は，①コンポスト化等の緑農地利用と②焼却灰や溶融スラグ等を建設資材として利用しているが，いずれも，汚泥中に含まれる重金属の種類と含有量が製品の良否に大きな影響を与えている。今後，下水汚泥の有効利用を一層促進するためには，汚泥中の重金属等の調整が必要と考えられる。従って，本研究では汚泥中の重金属等の調整を行うときに必要とする基礎資料を得るために実施している。平成３年度は，コンポスト化汚泥及び土壌と，コンポスト化汚泥施用後の土壌中重金属の形態別分画実験を行った。重金属の形態別分画は，米国のStoverらが農用地土壌中の重金属の形態別含有量を調査した方法に準じて行った。

（結　果）

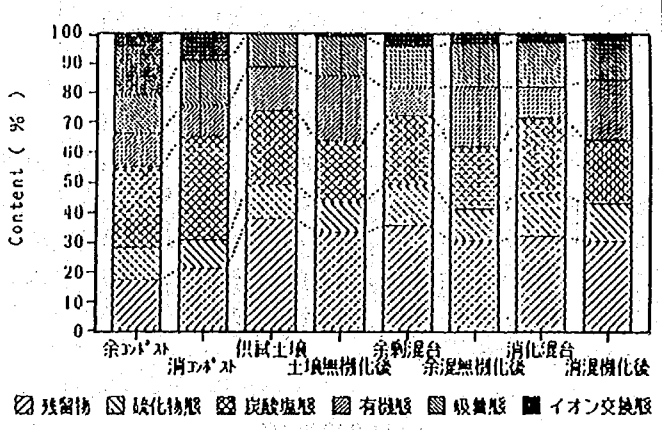
土壌にコンポスト化汚泥を施用してから30日培養した後の土壌中重金属の形態変化を調査した。なお，土壌のみのものを対照として行った。各形態のうち最も不安定な形態であるイオン交換態の傾向は，次のとおりである。

1）土壌のみのイオン交換態は，CuとCdが増加した。その他の元素は変化しなかった。(Zn, Ni, Cr, Fe)（Fig. 1, 2）

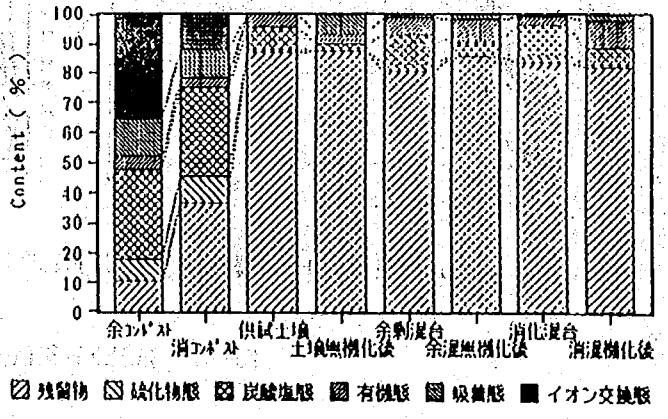
2）コンポスト化汚泥を施用した土壌中のイオン交換態は，Cdが少し増加した。その他の元素は，ほとんど変化しないか(Ni, Cr)もしくは，非常に小さな変化であった。(Cu, Zn, Fe)（Fig. 1, 2）

3）土壌に汚泥を施用しても重金属の形態は，大きな変化はなく，安定した形態で存在していた。(残留物，硫化物態，炭酸塩態等)（Fig. 1, 2）

図－１　コンポスト化汚泥の施用による重金属の形態変化（Cu）



図－２　コンポスト化汚泥の施用による重金属の形態変化（Ni）



研究担当者：佐藤　和明，岡澤　邦明

キーワード	汚泥，重金属，形態，分画

水環境の効果的な保全手法に関する研究		本文53ページ	平成３年度
全体計画	試験研究費　平成３～６年度	水　質　研　究　室	

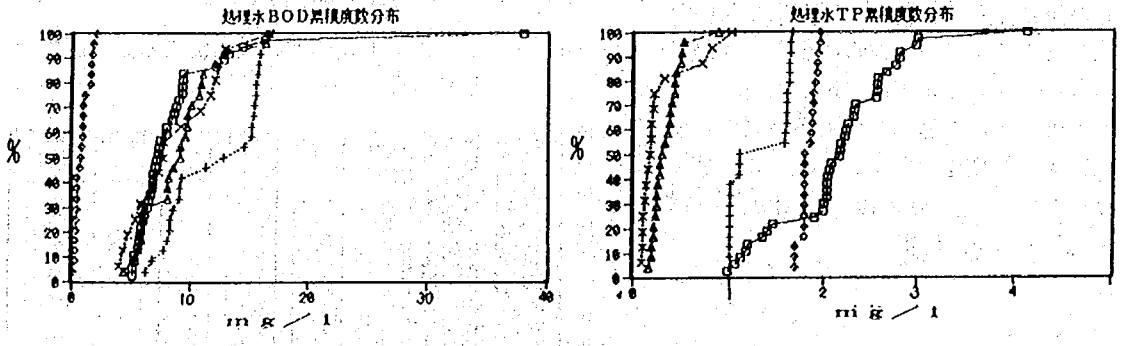
（目　的）

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（以下農集排と記す），地域し尿処理施設（以下コミプラと記す），合併浄化槽等がある。水質保全施設の処理水質は時間的に変動を示すが，変動特性を含めた水質保全施設の効果及び信頼性についての評価は現在のところ行われていない。このため，水質保全施設の配置が効果的に行われず，ひいては河川等の水質保全が効果的に達成されないおそれがある。こうした問題を解決するため，水質保全施設の効果及び信頼性を明確に評価する手法を開発し，水質保全施設の機能向上，施設の最適化に資するものである。

（結　果）

農集排２箇所，コミプラ１箇所，公共下水道終末処理場（以下公下と記す）２箇所について通日２時間ピッチの採水分析を２～３回ずつ行った。農集排は２箇所とも接触ばっ気法だが，Ｂ農集排は接触ばっ気槽と沈殿池を直列に２段階有している。Ｃコミプラは長時間ばっ気法の後に三次処理として接触ばっ気と砂ろ過を有している。公下は２箇所とも標準活性汚泥法である。また，Ｃコミプラは施設にかかる負荷が施設能力に対して著しく小さかった。

調査結果のうち，処理水のBOD，Ｔ－Ｐの累積度数分布を図－１に示す。一段階の接触ばっ気槽と沈殿池しか持たないＡ農集排は処理水質の変動が大きい。Ｃコミプラは処理能力に余裕があるとともに，砂ろ過まで行っているため，処理水質は極めて安定している。また，公下については２箇所ともＴ－Ｐについて良好な処理水質が見られた。一方，流入水質については，規模の小さい施設ほど変動が大きい傾向が見られた。今後も水質データを多く収集し，水質保全施設の信頼性評価の手法を明らかにしていく必要がある。



図－１　処理水質累積度数分布

研究担当者：中村　栄一，高島英二郎

キーワード	水質保全施設，信頼性評価，水質変動

下水処理水の水質変動に関する研究		本文59ページ	平成３年度
全体計画	試験研究費　　平成３～６年度	水　質　研　究　室	

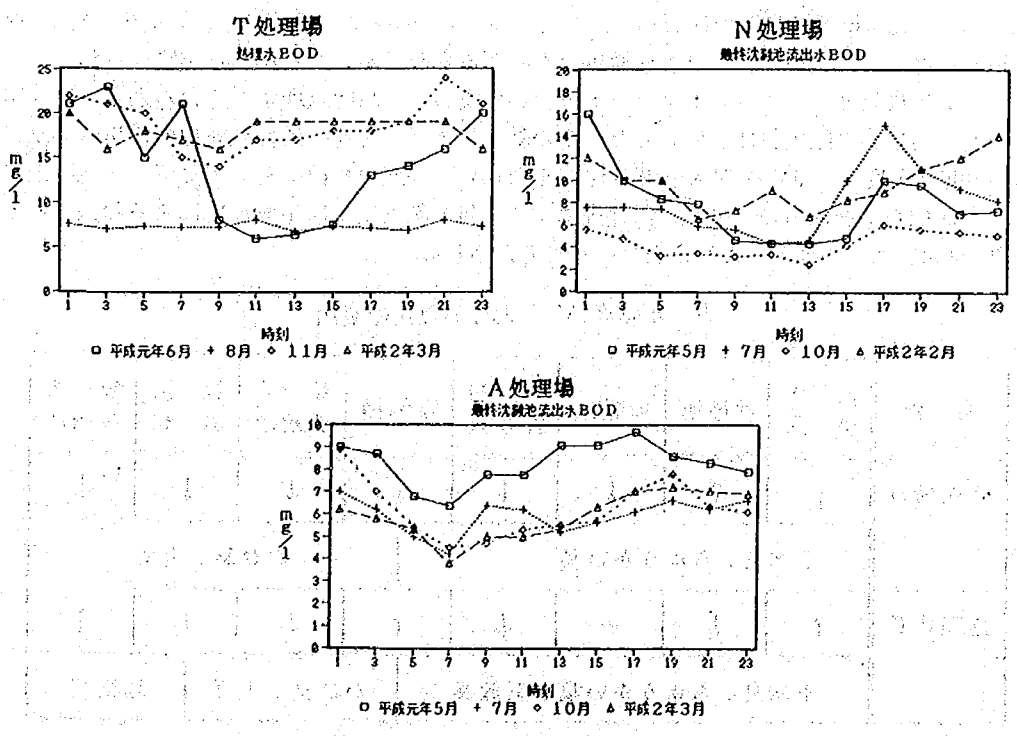
（目　的）

下水処理施設から放流される処理水の評価は，通常平均的な水質で表現されることが多いが，実際には処理水質は変動を示し，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。下水の処理機能を総合的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パターンについても考慮し，その特性を把握することが必要であり，さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析することが必要である。

（結　果）

① ヨーロッパにおいては，処理水の評価の際に統計的手法が用いられ，検体数の全てでなくある割合で基準値を満たしていれば良いという形の評価手法がとられている場合が多い。これに対して日本では平均と思われる試料で判定するという，多少あいまいな形になっている。

② 3箇所の下水処理場の年4回の通日試験データの例を図－1に示すが，処理水質に時間的，季節的な変動がかなり見られる。T処理場については季節変化が卓越し，N処理場については時間変化が卓越しており，また，A処理場については時間変動，季節変化が同程度に表れていた。今後，処理水質の確率分布特性等を調べていく予定である。



図－1　BODの処理水質変動

研究担当者：中村　栄一，高島英二郎

キーワード	処理水質，変動，放流水質基準，確率分布

下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究		本文65ページ	平成３年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　昭和63～平成３年度	三　次　処　理　研　究　室	

（目　的）

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

（結　果）

３年度は，臭気，色度，有機物について，２年度の調査対象であった下水処理場２箇所で夏期実態調査，返流水を受けない処理場で冬期調査を実施した。また，処理場の各処理過程毎の詳細調査を行った。臭気強度，色度は，個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きく，一般的な変化形式を見いだすことは困難であった。流入水の水質は，臭気強度が冬期1,000度以下，夏期3,000度以上，色度が一年を通して40～80度，ＴＯＣが10～30mg/Ｌであった。また，処理水の臭気強度は，一年を通して50～130度，色度は20～40度，TOCは５～10mg/Ｌであった。返流水を受けない処理場の処理水の冬期の水質は，臭気強度が50～100度，色度が15～40度，TOCが５～10mg/Ｌであった。処理過程詳細調査により，官能試験で把握することができる範囲での水からの臭気の除去は，固液分離過程で行われており，曝気槽では臭気の種類が変化していることが明らかになった。（表参照）また，返流水への汚泥処理系からの負荷は，主に濃縮槽越流水によるものであることが明らかになった。

オゾン・活性炭処理をパイロットプラントを用いて実施し，高度処理水（急速ろ過水）に残留する臭気，色度，有機物の除去特性を検討した。その結果，オゾン処理と活性炭処理の併用により，臭気強度５～30度，色度１～９の処理水が得られ，14,000B.V.程度の負荷に対して臭気・色度除去が期待できることが明らかとなった。また，活性炭による臭気の除去は主に生物反応による除去であり，色度，TOCの除去は主に吸着による除去であると考えられる。

表　水処理過程における臭気の変化

過　程	返流水混　入	沈砂池	前曝気	最　初沈殿池	曝気槽	最　終沈殿池	塩　素混　和	急　速ろ過池
処理場Ｂ	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	下水臭、ちゅうかい臭					かび臭、土臭		
処理場Ｃ	↑	↓	－	↓	↑	↓	↓	↓
	下水臭、ちゅうかい臭、腐敗臭				かび臭、土臭		塩素臭	

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦

キーワード	下水処理水，脱色・脱臭，実態調査，オゾン処理，活性炭処理

下水汚泥の資源化技術に関する研究		本文79ページ	平成３年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　　平成元～３年度	汚　泥　研　究　室	

（目　的）

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

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

（結　果）

平成３年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

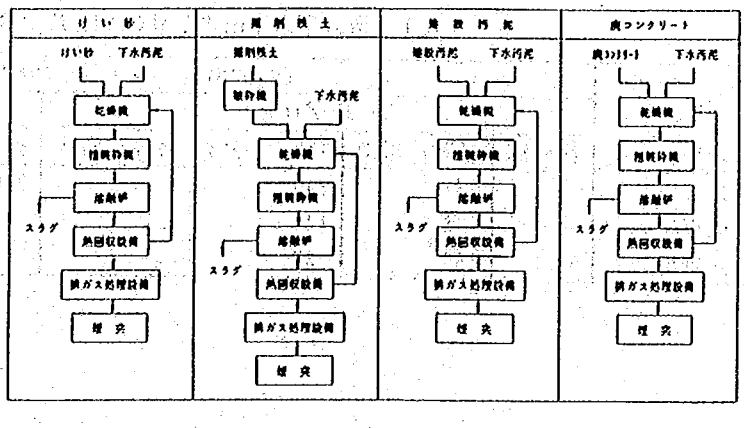
① コンクリート廃材，建設残土を石灰系汚泥溶融時の塩基度調整材として利用した場合の熱特性を把握するために示差熱分析を行った結果，塩基度2.9の焼却灰は，1.0に調整されると溶融温度で約100℃の温度低下効果があった。

② 旋回型の大型実験溶融炉を用いてのコンクリート廃材，建設残土と石灰系汚泥との混合溶融実験を行った結果，生成したスラグのすりへり抵抗性はケイ砂と同程度の値であった他，下層路盤への利用が可能であることがわかった。また，コンクリート廃材を混合溶融した場合の粘性は，ケイ砂添加に比べやや高粘度となった。

③ 建設副産物と下水汚泥の混合溶融システムの提案のための検討を行った結果，コンクリート廃材，建設残土を下水汚泥と混合して溶融炉に投入する際には，炉形式によって含水率や粒度の調整が必要とされるものもあるが，従来のケイ砂添加と比べて設備上の大きな改造は必要ないことがわかった。

④ 建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグからの金属元素の溶出に関する調査を行った結果，EP法（米国環境保護庁）及び環境庁告示第13号による方法の基準値をすべて満足していた。また，抽出液中の金属濃度は，EP法の方がやや高い濃度であった。

混合溶融設備（旋回溶融炉）



研究担当者：佐藤　和明，岡沢　邦明，白石　　隆

キーワード	汚泥，建設廃棄物，溶融，有効利用，溶出試験

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89ページ	平成３年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成２～４年度	新下水処理研究官　汚泥研究室	

（目　的）

二酸化炭素の増加による地球温暖化の可能性が検討されて久しいが，近年，将来の地球温暖化に対するメタン，亜酸化窒素，フロン等の二酸化炭素以外の温室効果気体の寄与の増大が指摘されている。これは，メタン等の大気濃度が二酸化炭素の濃度に比べて非常に低いにも関わらず，１分子あたりの赤外線放射加熱量が大きいためである。しかし，これらの発生源及び発生源単位については不明な点が多く，温暖化予測の大きな障害となっている。

メタンは嫌気性条件下で発生し，亜酸化窒素は硝化及び脱窒過程で発生するが，特に硝化過程からの発生が重要であると考えられている。下水は多くの有機物を含んでおり，それらの酸素消費速度が大きいことから，下水処理プロセスのうち，汚泥消化槽はもちろんのこと，エアレーションを行わない沈殿地，汚泥濃縮槽などでは嫌気的雰囲気となり，メタンが発生する。また，下水に含まれる窒素の大部分はアンモニア性窒素と有機性窒素であり，条件によって，これらが好気性の生物処理プロセス内で硝化される。しかし，メタン・亜酸化窒素の下水処理場からの発生について，これまですべての処理プロセスにわたる系統的な測定例がなく，今後下水処理場からの発生量について精度の高い測定を行う必要がある。

（結　果）

本年度はCH_4及びN_2Oの下水処理プロセスからの放出について以下のことが明らかになった。

① エアレーション空気中及びエアレーションタンク内のCH_4濃度の関係からエアレーションによる追い出しが確認された。またエアレーションタンクに流入する下水中のCH_4濃度は汚泥処理プロセスの返流水の影響を強く受けていた。

② 測定時期等の違いはあるが，調査を行った３処理場の流入下水１㎥当たりのCH_4放出量はオーダー的には，ほぼ同程度であった。結果を表１に示す。

③ 分析精度の関係からN_2Oついて定量的な検討が不十分であったが，調査を行ったK処理場では水処理プロセス及び汚泥濃縮タンクからの放出はCH_4に比べ非常に小さく，放出の大部分が汚泥焼却炉からであると考えられた。

表１　流入下水１㎥当たりのCH_4放出量

施設 / 処理場	CH_4放出量　mg・CH_4/m^3流入下水						
	水処理プロセス				汚泥処理プロセス		
	沈砂池	最初沈殿池	エアレーションタンク	最終沈殿池	濃縮タンク	脱水機室	焼却炉
K処理場	---	37	240	3	320	---	0
Y処理場	---	8	145	0.1	48	---	
S処理場	38	250	89	---	51	190	0

研究担当者：京才　俊則，水落　元之

キーワード	下水処理場，下水処理，放出量，地球温暖化，メタン，亜酸化窒素

下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査		本文95ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成３年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

処理場・ポンプ場の上部空間，管渠網，処理水，汚泥，下水の熱エネルギー等の下水道が有する多様な資源を利用し，下水道事業の効率的な進捗を図るとともに，エネルギー・資源の有効利用を図り，快適な市民生活に寄与しようといういわゆる多目的利用が模索され，実施される箇所が年々増加している。本調査は，このような下水道資源の多目的利用の現状を把握し，多目的利用がどのような効果を及ぼすのかを評価する手法について検討を加え整理することを目的としている。

（結　果）

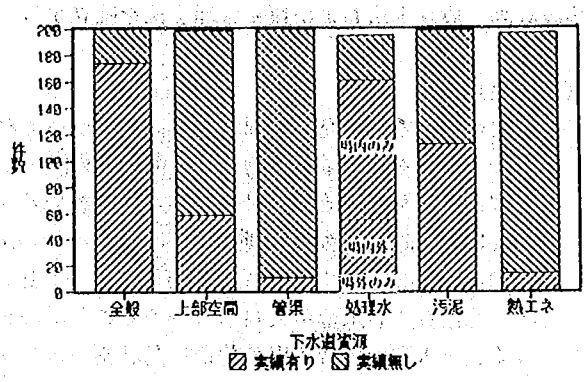
(1) アンケート調査の結果，図－１に示すように87％の自治体で多目的利用が実施され，処理水（83％），汚泥（57％），上部空間（29％）の順に多く，管渠（５％），熱エネルギー（７％）の利用は少なかった。

(2) 多目的利用に対する関心度は，処理水（85％），汚泥（78％），上部空間（62％），熱エネルギー（41％），管渠（27％）の順であった。

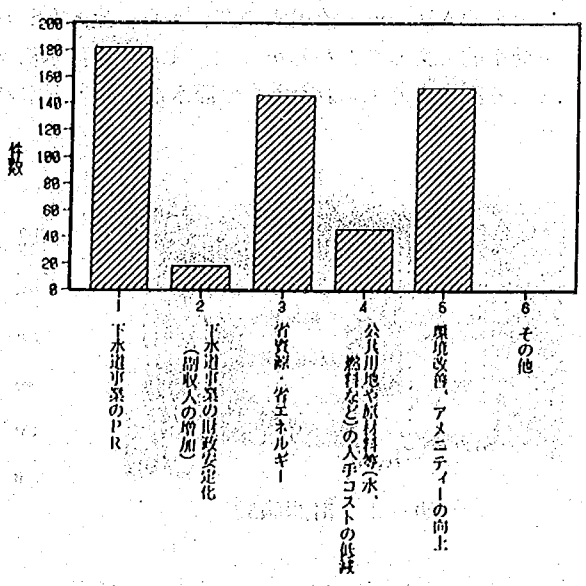
(3) 多目的利用の効果は，図－２に示すように下水道事業のPR（81％），環境改善・アメニティ向上（76％），省資源・省エネルギー（73％）に対する期待が大きく，財政安定化（９％），コスト低減（23％）のような経済的効果への期待は少なかった。

(4) 多目的利用の課題は，技術面での課題（65％），社会的コンセンサス（62％），PR活動の促進（53％）をあげるところが多かった。

(5) アンケート結果等をもとに平成２年度に作成した評価フレームを修正するとともに，処理場・ポンプ場の上部空間利用（公的利用・収益事業への利用），処理水の場外再利用，汚泥の建設資材利用については評価項目とその評価手法について整理した。



図－１　下水道資源の多目的利用の実績



図－２　下水道資源の多目的利用の効果

研究担当者：宮原　茂，笹部　薫，塩路　勝久

キーワード	下水道，多目的利用，効果評価

合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査		本文105ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成元～４年度	下　水　道　研　究　室	

（目　的）

近年，都市化の進行にともない不浸透面積の増大によって降雨の流出率が高まり，いわゆる都市型水害が増えている。流出抑制手法のなかでも貯留は確実な効果が期待できることから，今後多くの雨水調整池や貯留管渠等の貯留施設が建設されてゆくものと考えられる。また，浸水対策に加えて下水道における雨水対策上の重要な問題として合流式下水道の雨天時越流水による水質汚濁の問題があるが，これに対処するためには，特に汚濁負荷の激しい初期流出水を一次貯留し，処理することが有効である。本調査は，雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流水負荷削減効果を発揮させるための施設計画，設計手法および運転管理手法を確立することを目的とするものである。

（結　果）

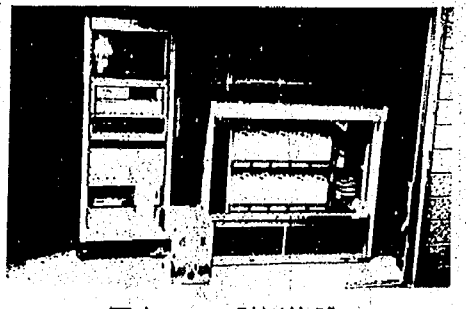
① 気象台による警報発令状況と実降雨量について整理した。また，統計的降雨予測手法を用いて総降雨量とピーク降雨量を予測し，実降雨との誤差率を算出した。

② 貯留負荷量を合流改善効果の，満水降雨数や溢水量を浸水の危険性のそれぞれ指標とし，モデル地区（1,070ha）に設定した貯留管（施設Ⅰ：容量69,000㎥，排水ポンプ能力85㎥/ｓ，施設Ⅱ同37,500㎥，70㎥/ｓ）を様々な運転方法で動かし比較を行ったところ，統計的降雨予測手法を用いると満水降雨数や溢水量が大幅に減少することがわかった。

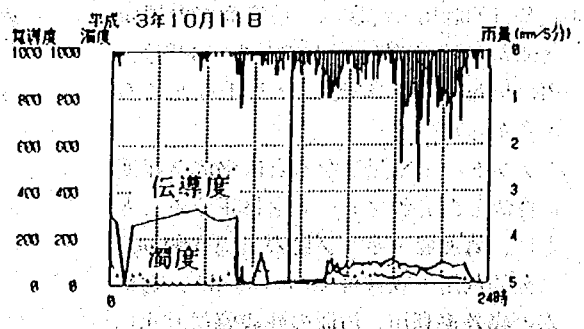
③ 合流式下水道雨天時流出負荷量自動計測システムによる観測から，雨天時の電気伝導度や濁度に特徴的な変化をみいだした。

④ 雨天時における下水処理場の最初沈殿池への流入流出水質および最終沈殿池の流出水質を測定し，雨天時の影響について考察した。

⑤ 雨天滞水池の流入流出水の調査から，流入SSが100mg/１を下回る場合には流入を停止したほうが効率的であることがわかった。また池の雨水滞水池の調査より，流入水質のピークが中後半にみられる例が多くみられた。この滞水池の流入下水のSSと濁度を計測したところ，よい相関を得られた。



写真－１　計測施設



図－１　計測結果（平成３年10月11日）

研究担当者：宮原　　茂，榊原　　隆，櫻井　真一

キーワード	浸水対策，合流式下水道越流水，降雨予測，自動計測，雨水滞水地，ＳＳ，濁度

新しい下水輸送システムの開発に関する調査		本文115ページ	平成3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）

モデル地区を設定し，人口密度と家庭数をパラメータとし，地下水の有無を条件として，真空式下水道システムと自然流下式下水道をそれぞれ設計し，費用や工期の比較を行い，真空式下水道システムの適用範囲を明らかにする。また，少数の家庭を対象とした場合の排水の重なり度合を明らかにする。

（結　果）

真空式下水道システムと自然流下式下水道の比較結果

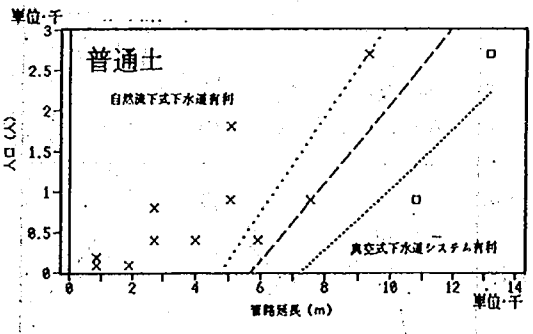
① 軟弱土の場合は普通土に比べ，自然流下式に対する真空式下水道システムの建設費が低下した。

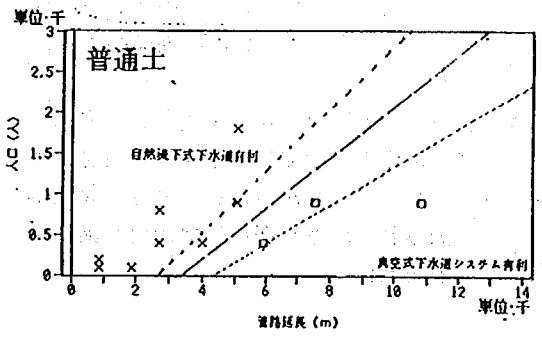
② 同じ人口規模であれば，管渠延長が長くなるほど真空式下水道システムの建設費の比が低下する。

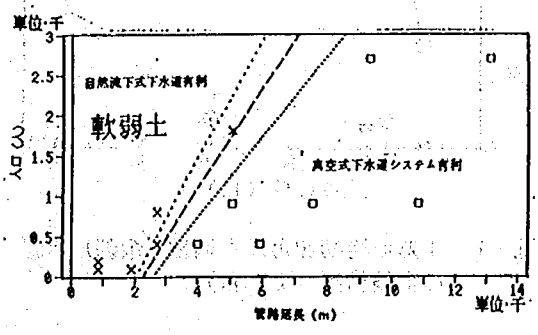
③ 同じ管渠延長であれば人口が少ないほど真空式下水道システムの建設費の比が低下する。また，維持管理費，耐用年数の違いを考慮するため総合的な指標として現在価値を用いて比較した結果も上記結果とほぼ同様となった。

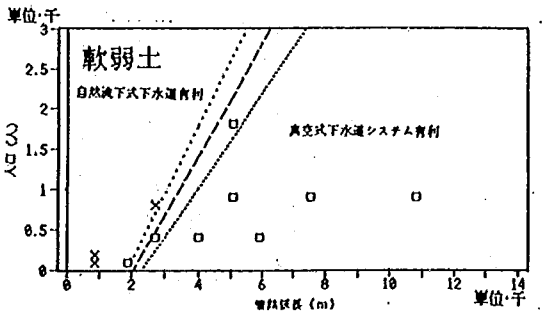
排水の重なり具合い

④ アンケート調査およびシミュレーションより，年に1回程度風呂排水の重なる件数を求めた。









図－1　現在価値法により
真空式下水道が有利となる条件（A方式）

図－2　現在価値法により
真空式下水道が有利となる条件（B方式）

研究担当者：宮原　茂，塩路　勝久，榊原　隆

キーワード	真空式下水道システム，適用範囲，現在価値，費用比較，最大排水戸数

下水処理施設の補修・更新方法に関する調査		本文125ページ	平成３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）

下水道の普及と既存施設の経年化に伴い，劣化あるいは腐食等によって補修・更新を必要とする施設が増加している。そのために，劣化状態の適切な診断方法及び補修・更新方法の整備と開発が望まれている。本調査は，下水道施設の劣化・腐食等の原因解明を行い，既存施設の耐用年数の増加を図るとともに，劣化状態の診断方法と補修・更新方法の整備と開発を行うことを目的とする。

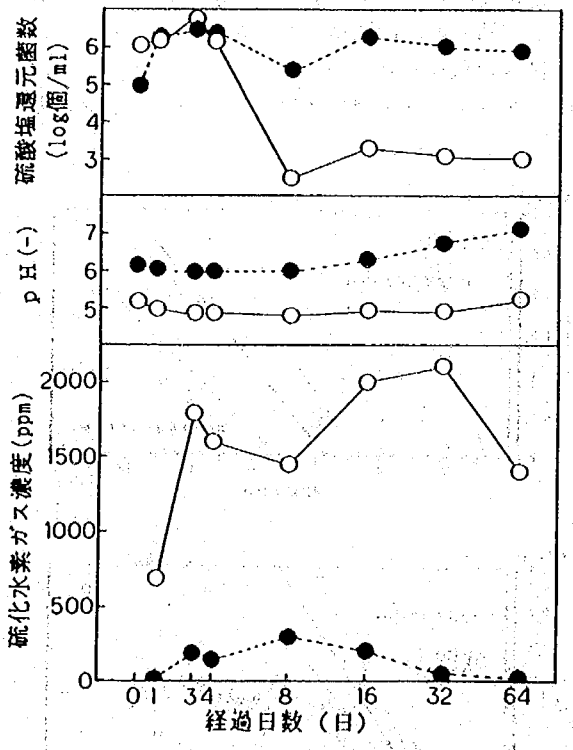
（結　果）

(1) アンケート調査の結果，硫化水素起因と思われる腐食はおおむね3/4に相当する73.5％の処理施設で発生し，最初沈殿池と重力濃縮槽で多く見受けられた。最初沈殿池の気相部における腐食は，分流式，合流式を問わずいずれの排除方式の処理場でも発生し，覆蓋をかけた施設で多く発生する傾向にあった。また，重力濃縮槽においても覆蓋をかけた施設で多く発生していた。

(2) 汚泥貯留実験の結果，硫化水素は図－１に示すように余剰汚泥よりも初沈汚泥から多く発生した。

(3) 消化汚泥の貯留に伴う硫化水素は，十分な消化が行われる加温消化汚泥からほとんど発生しないが，無加温消化汚泥からは発生し，特に消化が不十分な冬期に高濃度になった。

(4) 消石灰と塩化第二鉄で調質された脱水汚泥では硫化水素の発生はなく硫酸塩還元細菌も生息していなかったが，高分子凝集剤で調質された脱水汚泥からは硫化水素の発生が見られた。



図－１　１処理場初沈汚泥と濃縮（余剰）汚泥の実験結果（２回目）

研究担当者：宮原　茂，笹部　薫，櫻井　真一

キーワード	処理施設，硫化水素，腐食，汚泥貯留

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133ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　平成元年～５年度	三次処理研究室	

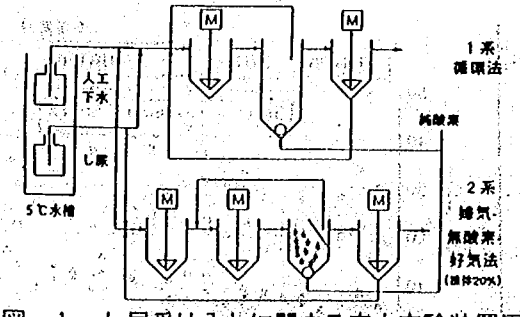
（目　的）

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。これらの市町村は同時に下水道未整備地域のし尿などを処理するためのし尿処理場を管理しなくてはならず，その財政負担の重さのため下水処理場にし尿を投入したいという要望を強く持っている。し尿等の投入は下水処理に与える影響が大きいため，本調査では処理方式毎の受け入れ限界負荷を明らかにすると共に，処理方式の軽微な変更によって負荷量を増加させる方法の検討，COD，窒素などの特に問題となる汚濁物への対策などを明らかにするものである。

（結　果）

平成３年度は，人工下水と１㎜目篩を通過した実し尿を用いて，担体投入による窒素および有機物除去効果の評価を行った。実験装置は図－１に示すように２系列用意し，20℃恒温室内で実験を行った。１系は循環式硝化脱窒法，２系は好気槽に体積比で30％の割合で担体を投入した嫌気－無酸素－好気法である。結合固定化担体はポリプロピレン製で長さ５㎜，外径3.5㎜，内径1.5㎜の中空状である。実験装置の運転条件は表－１のとおりであった。

図－２によると，１系ではし尿投入率0.5％までは完全に硝化が行われているが，1.0％にしたところ処理水中に15mg/Lのアンモニア性窒素が残留した。そこで好気槽体積の30％の割合で担体を投入し実験を継続したところ，20日後には完全硝化となった。２系では好気槽容量が１系の半分であるにも関わらずし尿投入率１％までは完全に硝化が行われた。

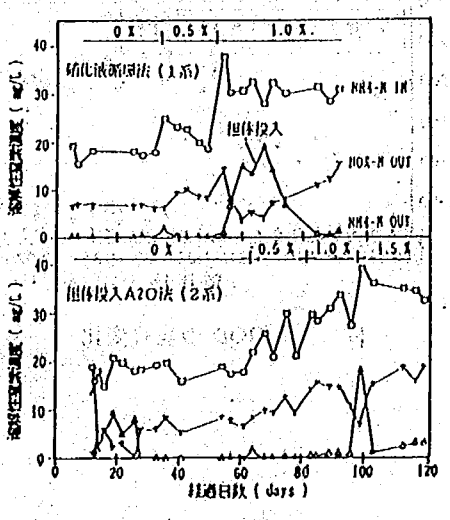


図－１　し尿受け入れに関する室内実験装置図

表－１　し尿受け入れに関する室内実験条件

項　目	１　系	２　系
処理方法	硝化液循環法	A2O法
実験装置の槽成	無酸素槽（10 L）	嫌気槽　（10 L）
	好気槽（19.5 L）	無酸素槽（10 L）
		嫌気槽　（10 L）
HRT	8時間	8時間
硝化液循環比	150 %	150 %
汚泥返送比	50 %	50 %
ORP管理目標	＋100 mV	＋100 mV
※MLSS管理目標	2000 mg/L	2000 mg/L
担体投入率	---	30 %（硝化槽）

※MLSSは，浮遊汚泥についてのみ考慮した。



図－２　流入・流出の
形態別窒素濃度変化

研究担当者：高橋　正宏，滝沢　智

キーワード	し泥，窒素除去，ＣＯＤ除去，固定化担体

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143ページ	平成３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）

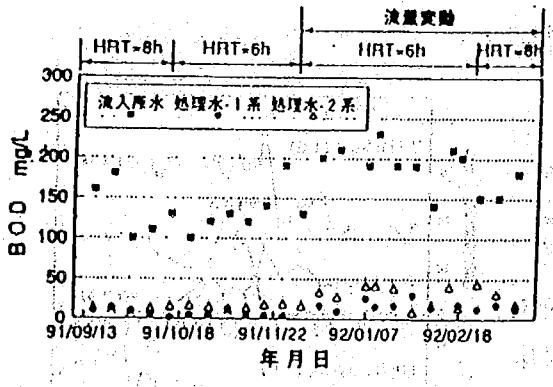
微生物の固定化は，対象微生物のリアクター内における滞留時間を長くし，またほかの細菌との競合に有利な状況をもたらす。その結果，対象微生物が高濃度に維持され，反応速度の向上，処理の安定化等が期待できる。本調査は，窒素，りん，あるいは窒素・りんの同時除去プロセスにおける微生物の固定化方法として結合固定化法と自己固定化法を選択し菌体を固定化するのに適した材料，環境条件を検討するとともに，その固定化微生物を用いたリアクターに関する開発検討を行うものである。

（結　果）

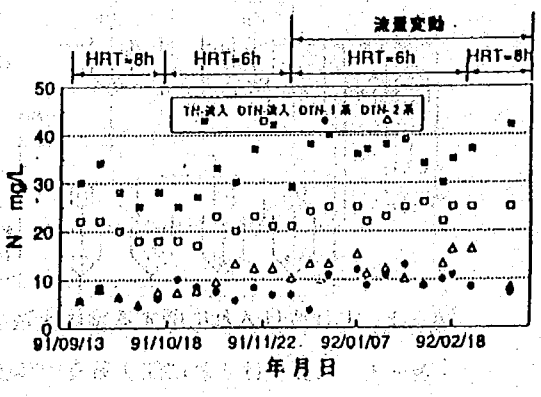
平成３年度は結合固定化担体を用いた循環式硝化脱窒法の評価を行った。実験系列は２系列用意し，１系の好気槽には体積比で20％の割合でポリプロピレン製担体（長さ5㎜，外径3.5㎜）を投入した。反応槽容積比は，はじめ無酸素槽：好気槽＝１：１でHRTを８時間から６時間に短縮したときに無酸素槽：好気槽＝0.5：１とした。

図－１のBOD測定結果から流量変動をかけた場合には担体無添加の２系では処理水BOD濃度が20㎎/Lを越えることがあった。

図－２に示した処理水窒素濃度も，HRTの短縮と流量の変動により，担体無添加系で高い値を示した。これらの実験結果から，担体投入により，より高い負荷条件に対応することが可能であることが示された。



図－１　BODの経日変化



図－２　窒素濃度の経日変化

研究担当者：高橋　正宏，滝沢　　智，奥井　　淳

キーワード	窒素除去，固定化担体，高度処理

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157ページ	平成３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いて最大の問題点は，しばしば発生する固液分離障害である。これを解決するため，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，現実は沈殿池設計時に想定した沈降性に及ばない状況にあり，なお，沈殿池機能の抜本的な改善が切望されている。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に対しても十分に安定した固液分離機能を有する沈殿池とするための改善手法を開発し，抜本的な解決策を得ることを目的として実施している。

（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，本年度は２年目にあたる。今年度の調査結果の概要は以下の通りである。沈殿池機能及び沈殿池内の流況等について前年度と同様の実態調査を行ったほか，沈殿池内の流れに関する模型実験を行った。これらの調査により，以下の知見を得た。

(1) 実態調査の対象とした比較的沈殿状況が良好な沈殿池では，流入部から池中央部にかけて下層部を中心に流下方向の速い流れがしばしば観測された。流入量と流速の関係は明確ではなかった。

(2) 沈殿池流入部から中央部にかけて表層に近い部分では，しばしば流下方向とは反対向きの流れが観測された。

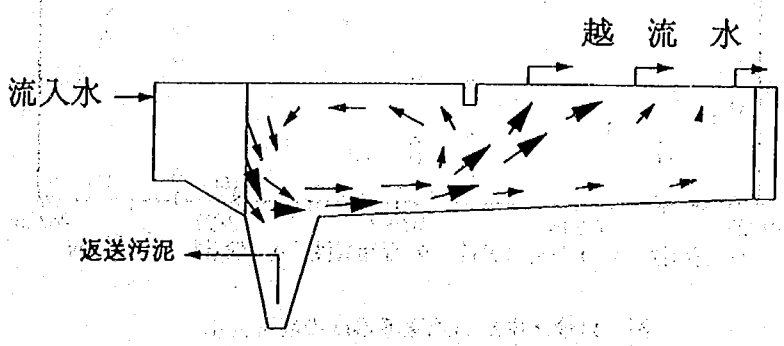
(3) 沈殿池に流入した汚泥は本年度調査した処理場では，流入後直ちにホッパー部に沈降して行くものと推定され，池の中央部以降に汚泥界面はほとんど見られなかった。

(4) トレーサーの到達順序から，調査沈殿池においては池の中央部までは下層に近い部分が流れの中心になりその後は上層部へと変わることが推定された。

(5) 沈殿池模型実験では0.3℃程度の温度差で明瞭な密度流が観察された。

(6) 活性汚泥混合液と上澄水との密度差は，上記の温度差による密度差より大きいと考えられることから，沈殿池流入部付近の流れは密度差に基づく流れであると推察される。

(7) 本年度の調査結果に基づいて推定される沈殿池内部の流れの状況は図－１の通りである。



図－１　最終沈殿池内の流れの推定図

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，沈殿池，流れ，汚泥界面

小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査		本文165ページ	平成３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ともない，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）

小規模下水道の処理施設は，維持管理の簡素化を主目的とした処理技術が採用されることが多く，その地域の持つ特性に応じた高度処理技術の確立が求められている。３年度は，安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査及びオキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査を開始した。

(1)　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

りん濃度5.0mg－P/Lの溶液を用いたカラム実験を行ったところ，コンクリート廃材によるりん除去量は，1,000 B. V. までで約0.73［mg－P/g－充填］であった。

(2)　オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

硝化・脱窒速度の均衡がとれることにより，間欠運転を必要としない窒素除去の可能性が示唆された。（図参照）

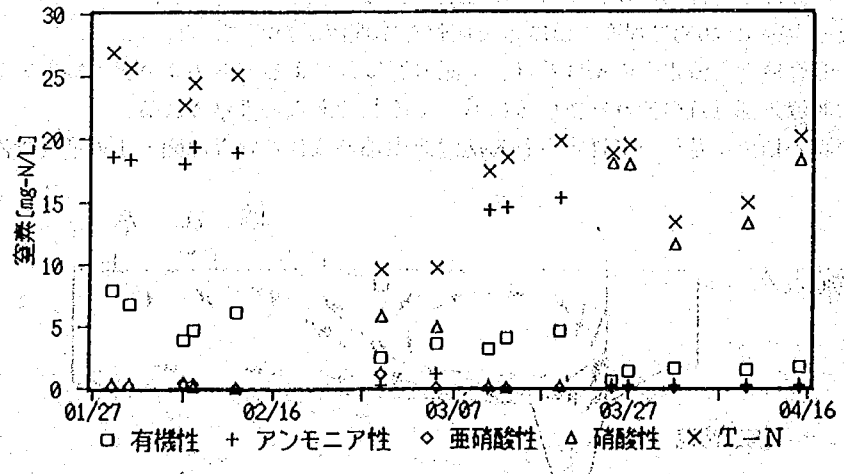


図　処理水中形態別窒素濃度の経時変化

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦

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

下水汚泥のエネルギー利用に関する調査		本文173ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～４年度	汚泥研究室	

（目　的）

日本は世界最大のエネルギー輸入大国であり，外的要因を受け易い。この負担を少しでも軽くするためには，今後社会システムの一層の省エネルギー化及び未利用エネルギー利用の推進が必要である。下水汚泥の成分の約70%は有機物であり，多くのエネルギーを保有している。例えば発熱量で考えると，乾燥固形物１kgあたり約4000kcalと比較的高位である。また有機肥料としての価値も非常に高い。しかし，その価値は汚泥が受ける処理プロセスによって，大きく変化することから，エネルギー利用を考える上ではエネルギーの取り出し形態が非常に重要である。本調査は，下水汚泥のエネルギー利用について，これまでの方向を整理し，汚泥処理プロセスの違いによる保有エネルギーの変化を明確にすることにより，下水汚泥のエネルギー利用をさらに推進することを目的に実施するものである。

（結　果）

本年度は汚泥の発熱量と元素成分の関係，下水処理プロセスのエネルギー収支および汚泥の消化－乾燥に関する調査を行った結果，以下のことが明らかになった。

① 調査を行った３箇所の汚泥ともVS当たりの発熱量には汚泥処理プロセスによる大きな差異は認められず，また大きな経月変化も認められなかった。

② 実測された発熱量をもとに下水処理プロセスの化学エクセルギーの収支を求めた結果，化学エクセルギーの３～５割程度が水処理過程で消費されていた。結果の一例を図１に示す。

③ 既存処理場の消化－乾燥プロセスを調査した結果，従来型の熱風乾燥機では脱臭に消費されるエネルギーが乾燥に消費されるエネルギーの約1/2とかなり大きいことが判明した。測定結果を図２に示す。一方乾燥排熱を用いて消化タンクの効率的な加温が可能であることも判明した。

④ より高効率な消化－乾燥プロセスを目指し，初沈汚泥と余剰汚泥の分別処理を行うモデルプロセスの熱収支を検討した結果，従来の消化－乾燥方法では分別処理のエネルギー的メリットは見いだされなかったが，それぞれの熱収支から現状の問題点および今後の改善点が抽出された。

⑤ 今回調査した生乾燥汚泥，消化－乾燥汚泥，コンポスト化汚泥の臭気濃度には大きな差異は認められなかったが，消化－乾燥汚泥に水を加えると臭気濃度は大きく増大した。

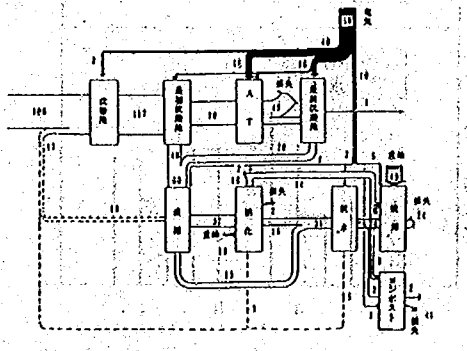


図１　下水処理のエクセルギー収支例

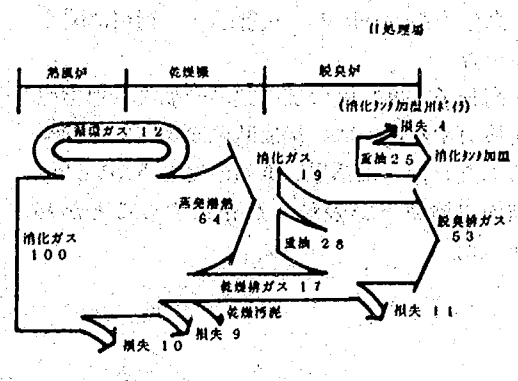


図２　消化－乾燥プロセスの熱収支例

研究担当者：佐藤　和明，落　　修一，水落　元之

キーワード	汚泥，保有エネルギー，エネルギー収支，有効利用

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185ページ	平成３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３年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① 下水汚泥溶融スラグの強度特性に関する調査

スラグの利用時の品質判定方法を確立するために，汚泥中の化学成分とスラグの強度との関係について調査を行った結果，塩基度1.0，1.5のスラグはピクリン酸と反応しやすかったことから，圧縮強度改善の効果があることがわかった。

② 下水汚泥溶融スラグの破砕方法に関する調査

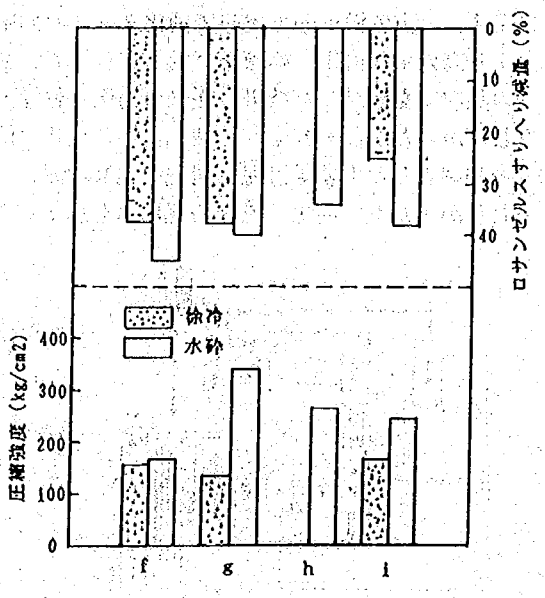
スラグの効率的な利用を行うために，破砕粒度と利用時の品質に関する調査を行った結果，破砕粒度によってスラグの修正CBR値が異なり，均等係数の大きいものほど修正CBR値も大きくなることがわかった。

③ 下水汚泥溶融スラグの着色化に関する調査

大型実験溶融炉において，純黒色及び白色結晶化スラグの製造を行い，良好な結果を得た。着色結晶化スラグにおいても還元溶融－沈降分離－成分調整－結晶化のフローにより製造できることが考えられた。

④ 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

高分子系焼却灰の焼成製品の品質管理指標を検討するために，焼成時の収縮特性に関する調査を行った結果，ある温度をさかいに体積の収縮域と膨張域とが存在することがわかった。



スラグの強度試験結果

研究担当者：佐藤　和明，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195ページ	平成3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一方で，近年，処分地を新たに求めることは困難になってきている。このような状況下で，我々は下水汚泥のより一層の有効利用に努めて行かなければならない。

本調査は，下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために，汚泥処理のさらなる効率化と，より付加価値の高い汚泥製品の生産を目指すものである。そこでは，水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目し，主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより，これらの汚泥の特性を生かした汚泥製品を既存の汚泥処理プロセスの中で効率的に生産する手法について調査，研究するものである。

（結　果）

平成3年度に行った調査及びその結果は以下の通りである。

分別嫌気性消化法を採用している実施設の調査

① 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。

② 余剰汚泥を分別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成績と比べた場合，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たが，ガス発生率はそれ以下の成績であった。

高品質コンポストの製造に関する調査

① 余剰活性汚泥は最初沈殿池汚泥と比べた場合，N, P, K等の肥効成分の含有率が高く，重金属の含有率はHg, Cu, Cr, Pb等が低く，CdとZnは同等程度であり，Asは若干高いものであった。

② 余剰活性汚泥単独のコンポスト化を図った製品は，カリウムの含有率が1w/DS－%近くに達して他のN, Pとのバランスの取れた製品になり（表－1），且つ混合嫌気性消化汚泥のコンポスト化製品と比べると重金属の含有率が約40%低下していた。このことから，余剰活性汚泥単独のコンポスト化は，高品質コンポストの生産につながる可能性が大きいものと思われた。

表－1　コンポスト化製品中の肥効成分の比較

原料	余剰活性汚泥：A*			混合消化汚泥：B*			A／B		
成分	T-N	T-P	T-K	T-N	T-P	T-K	T-N	T-P	T-K
夏期	6.2	2.7	0.83	4.2	2.7	0.17	1.5	1.0	4.9
秋季	6.2	3.4	0.84	4.4	2.7	0.17	1.4	1.3	4.9
冬季	7.8	3.3	1.62	5.9	2.8	0.24	1.3	1.2	6.8
平均	6.8	3.1	1.10	4.8	2.7	0.19	1.4	1.2	5.5

＊　：　w／DS－%

研究担当者：佐藤　和明，岡沢　邦明，落　修一

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，有効利用，嫌気性消化，コンポスト，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207ページ	平成３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。わが国における汚泥集約処理に伴う汚泥管路輸送は，そのほとんどが濃度１％以下の希薄な汚泥について行われているが，汚泥発生量の増加および集約処理の進展により今後高濃度汚泥の管路輸送の必要性も増大すると予想される。

そこで本調査では，新しい汚泥輸送方法の１つとして高濃度汚泥の管路輸送に着目し，より効率的な汚泥輸送の可能性を模索するとともに，高濃度汚泥の集約先での処理・有効利用方法についても検討を行い，汚泥集約処理システム全体の効率化を図ることを目的としている。

（結　果）

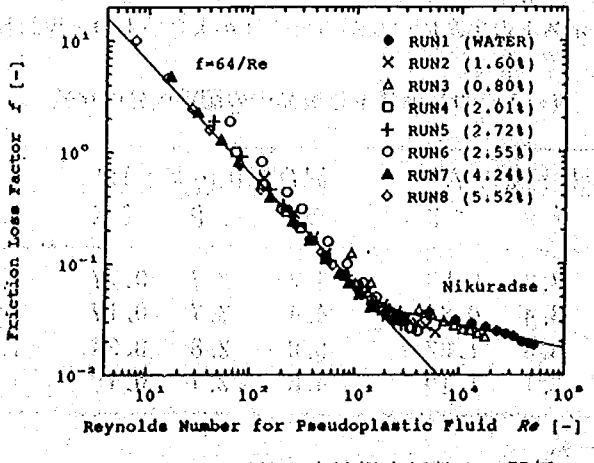
(1) 既存の汚泥長距離管路輸送について日米の事例を比較した結果，輸送距離，管径については大きな差はないが，流速は日本の方が大きく，汚泥濃度も日本の方が低かった。

(2) 汚泥を車両輸送した場合と管路輸送した場合の経済性について比較した結果，送泥距離によらず送泥量の多い場合に管路輸送の方が有利となることがわかった。

(3) 回転粘度計を用いて汚泥の流動特性調査を行った。流動曲線は擬塑性流体に近いものであったが，粘性との濃度の関係を表すにはビンガム流体で近似した方が良い結果が得られた。濃縮汚泥と消化汚泥の粘性を同一濃度で比較すると消化汚泥の方が粘性が大きかった。チキソトロピーの境界濃度は両者とも約２％であった。

(4) 汚泥輸送実験装置を用いて，濃度５％までの汚泥輸送実験を行った。摩擦損失係数と汚泥の粘性との関係は擬塑性流体のレイノルズ数を用いてよく表すことができた（図－１）。

(5) 高濃度汚泥の嫌気性消化実験を行った結果，消化日数28日間における汚泥の含水率は，脱水汚泥を用いたもので２～３％増加した。TS濃度が20％の場合に，有機物減少率および投入有機物からのガス発生速度は何らかの阻害を受けることが確認された。



図－１　レイノルズ数と摩擦損失係数との関係

研究担当者：佐藤　和明，白石　　隆，松原　　誠

キーワード	汚泥，集約処理，管路輸送，非ニュートン流体，レイノルズ数，嫌気性消化

浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査		本文221ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和61～平成３年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

下水道未整備区域における代替え施設として，雑排水も処理できる合併浄化槽の普及が進んでいる。しかしながら，この合併浄化槽等の分散型処理施設を水域の水質保全施設として，また，下水道代替え施設として位置づけるための評価は十分には行われてはいないのが現状である。本調査は浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に①処理機能の把握，②問題点の把握，③経済性の把握を行い，分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし，水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

（結　果）

(1) 市販の合併浄化槽の処理機能を評価するため，13軒の家庭の実浄化槽について27回の通日調査を実施したところ，放流水質の平均値はBOD，TN及びTPがそれぞれ35，23及び2.5mg/１ｓとなった。

(2) このため，実際の時間変動を伴う流入下水を対象とした合併浄化槽に対して，窒素及びリンの除去改善を実験的に検討した。窒素については，処理水を200%嫌気性槽に返送する循環脱窒法を採用し，リンについては，嫌気性槽に鉄板を浸漬させてリン除去用の鉄塩を供給する方式を採用した。

(3) 窒素の除去率は鉄板浸漬後硝酸態窒素濃度が増加することにより低下するが，３カ月目以降は安定し，約65%と対象浄化槽（循環脱窒法/鉄板なし）の53%より改善された（図１参照）。

(4) リンの除去率は１ケ月目から改善され，約２ケ月目以降は安定し，約80%となり，鉄板を浸漬していない対象浄化槽の39%に比べ改善されていた。（図２参照）。

(5) また，BODの除去機能に対しては対象浄化槽の放流水質9.3に対して，鉄板浸漬/循環脱窒法は8.5mg/１（除去率90%に相当する）となり，有機物処理への影響はないものと考えられる。

(6) これらの結果は，維持管理がきちんと行われている条件の下での結果であり，各家庭における実際のハードな使用条件では，このような結果を一概に期待することはできない。

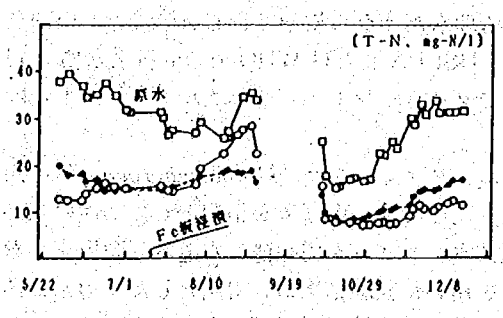


図１　鉄板浸漬／循環脱窒法によるTN除去

○：２系列の測定値、●：４系列の測定値

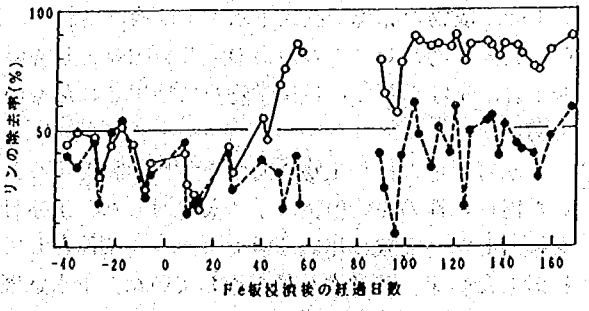


図２　鉄板浸漬／循環脱窒法によるTP除去率

○：２系列のP除去率、●：４系列のP除去率

研究担当者：中村　栄一，長谷川　清

キーワード	合併浄化槽，排出負荷量，原単位，機能評価

下水処理水の評価基準に関する調査		本文229ページ	平成３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）

生活の中で使われてきている化学物質の種類は，増加の一途を辿ってきた。地球上で存在する化学物質数は１千万，そのうち10万が地球規模で大量に使用されていると言われている。

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，下水として排出され，最終的に下水処理場からの放流水として，公共用水域に出される可能性がある。本研究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の評価方法を化学的，生物的レベルから検討し，下水道の果たしている役割を多面的に評価することを目的とする。

（結　果）

(1) 家庭下水他，一部工場排水を受け入れて処理しているＡ下水道，Ｂ下水道及び，主として工場排水を受け入れているＣ下水道の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）を採水した。総括的な有機物の濃度としてBOD, TOC, COD，有機ハロゲン化合物，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であるTTHMFP, TOXFPを測定した。この結果，二次処理までの水処理施設の除去率はBOD_5は97％以上，COD_{Mn}は86％，TOCは72％，TOXFPとTTHMFPについてもCOD_{Mn}とほぼ同程度の除去が行われている。また，TOXとTTHMの下水中の存在量はTOXFPやTTHMFPに比べ約１から２オーダー小さい値であった。

(2) 上記のＡ及びＢ下水道について流入下水，一次処理水，二次処理水の各サンプルをGFB沪過し，XAD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により酸性，塩基性，中性に分画した試料をGC－MSを用いて分析した。検索された主要な物質は流入下水，一次・二次処理水で共通に検索されているものの中で共通に現れているものは少なく，１つまたは２つのプロセスでだけで検索されているものがほとんどである。しかし，官能基の一部だけが置換される中間生成物の発現や流入下水中では検索されず一次処理水だけから検索される有機酸等の場内負荷の流入も物質レベルの運命の追及を困難としている。USEPA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だけであった。

(3) 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生物検定の手法を検討した。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。下水処理水を用いた実験結果は，対照とした水道水，蒸留水よりも生存期間が長くなる場合があるなどさらに実験方法の検討が必要であることが分かった。

表－１　測定された下水処理場での有機物質の除去率

	除去率（%）						
	C-BOD	COD	TOC	TOXFP	TTHMFP	TOX	TTHM
A下水道	97	87	92	92	78	56	66
B下水道	98	86	72	85	86	49	47
C下水道	99	88	85	88	89	0	73

1. 除去率は、流入下水濃度と二次処理水の算術平均値から計算している。

研究担当者：
中村　栄一，田中　宏明
高島英二郎

キーワード	下水処理水，微量化学物質，バイオアッセイ，ＴＨＭ生成能，ＴＯＸ生成能

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237ページ	平成３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）

下水処理の目的の一つとして，水の安全性の確保が挙げられる。排水基準の健康項目に見られるような物質については，活性汚泥法等の生物学的な下水処理では除去が困難として，特定事業場に対し除外施設の設置を義務付けている。しかしながら，有害な化学物質の種類は極めて多く，その殆どが未規制となっている。このような未規制物質の中でも，比較的種類が多い有害物質として，化学基の中に塩素を有する有機塩素化合物が挙げられる。この調査では，いくつかの有機塩素化合物を実験材料とし，これらの物質の活性汚泥処理プロセスに与える影響を定量的に把握するものである。

（結　果）

４－クロロ－３－メチルフェーノール，１，２ジクロロエタン，１，２ジクロロプロパンを，各々7.76，1.32，0.75mg/ｌの流入濃度で活性汚泥実験装置に供与した実験を行った。実験には，茨城県の湖北流域下水道の一次処理水を流入水として用い（288ｌ/ｄ），エアレーション時間８時間，沈殿時間４時間，汚泥返送率0.3～0.4，汚泥滞留時間10～14日の条件で実験を行った。

実験結果を表－１に示す。BOD除去率，硝化率ともにコントロールとの差異は認められず，このような濃度では供試化合物の活性汚泥への影響は無いと言える。また，供試化合物の除去率は，４Ｃ３Ｍ，DE，DPについて各々93.3，76.0，92.7％となった。

表－１　コントロール及び実験系の水質分析結果　　単位：mg/ｌ

	ｺﾝﾄﾛｰﾙ系		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	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(C)	14.5-24.8	5.3-27.2	14.5-24.8	5.3-27.3	14.5-24.8	6.4-27.1	14.5-24.8	6.0-27.0
pH	6.4- 7.2	6.7- 7.5	6.4- 7.2	6.6- 7.3	6.6- 7.2	6.8- 7.4	6.4- 7.2	6.6- 7.4
SS	36.2	6.8	43.0	6.7	36.6	6.8	35.6	7.0
BOD	94.2	10.7	92.7	13.4	96.5	10.5	80.8	6.9
SCOD(Cr)	64.3	21.1	65.9	21.7	66.4	19.9	68.9	20.5
STOC	35.7	8.1	36.5	8.5	35.6	8.1	36.1	8.1
NH4-N	15.9	4.4	16.4	3.2	16.7	5.4	16.4	3.0
NOX-N	0.4	11.3	0.3	9.5	0.3	9.4	0.3	12.1
T-N	20.1	17.0	20.7	14.3	20.1	16.1	19.5	16.4
4C3M			7.76	0.52*				
DE					1.316	0.316**		
DP							0.751	0.055**

* 0.05 MG/L以下の濃度は0.04MG/L と仮定した。

** 0.005MG/L以下の濃度は0.004MG/Lと仮定した。

研究担当者：中村　栄一，田中　宏明，小森　行也

キーワード	未規制物質，有機塩素化合物，活性汚泥，ＢＯＤ，硝化

バイオセンサーの実用化に関する調査		本文245ページ	平成３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）

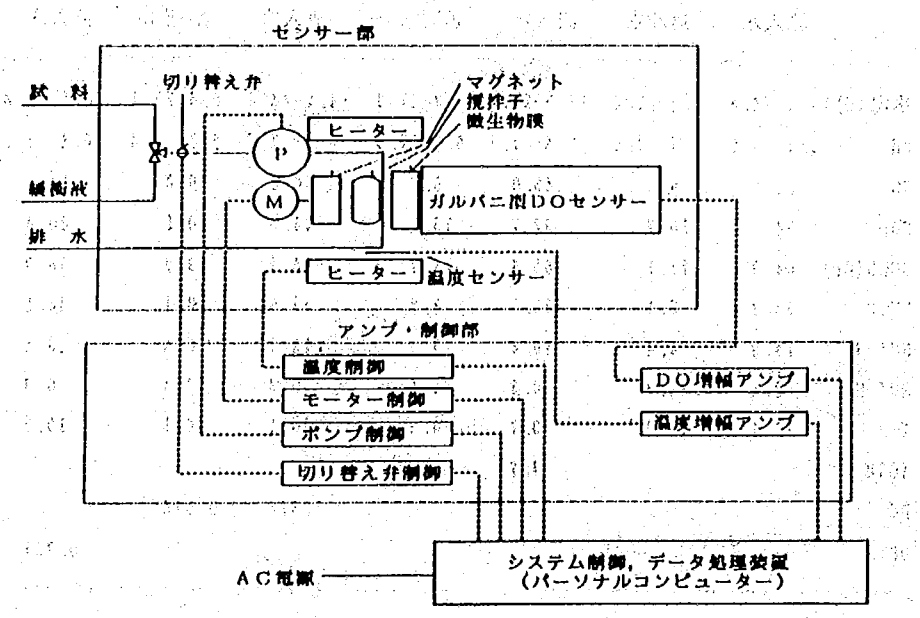
BOD_5は公共用水域の水質測定項目であり，排水処理施設からの放流水の規制水質項目でもある。下水処理場では放流水質の定期的な測定項目としてBOD_5を測定しているとともに処理プロセスでも測定されている。しかしながら，公定法によるBOD_5は，測定に一定の時間，手間，分析技術を要するため，迅速かつ多量なデータの収集は難しく，リアルタイムに測定データを活かすことは出来ない。本調査は，BODの迅速測定方法として，生体材料を利用したバイオセンサーを下水処理水監視用に開発することを目的としている。

（結果）

(1) 下水処理場からの放流先から分離された従属栄養細菌をPVA－ほう酸法で固定化した微生物膜を用いたBODバイオセンサーを新たに試作した。このBODセンサーはサンプルを移送するポンプ，恒温に保つフローセル，膜通過後の溶存酸素濃度を検値するDO電極，その電力出力を増幅するアンプ，記録及び演算するCPUからなっている。

(2) グルコース・グルタミン酸（GGA）標準液を用いて電力出力値の系時的変化を調べると，サンプル投入後15分程度で出力の低下が安定すること，サンプル除去後５分程度で，サンプル投入前のベースラインとほぼ等しくなることが分かった。

(3) GGA標準液投入後の安定する出力値とベースラインの差は，標準液濃度と線形な関係にあるばかりでなくサンプル投入後３分後の出力値の時間的な変化率も標準液濃度と線形な関係にあることが分かった。



図－１　BODセンサーシステムの構成

研究担当者：中村　栄一，田中　宏明

キーワード	BOD_5，バイオセンサー，下水二次処理水，水質モニター，BODセンサー

下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査		本文251ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　昭和63～平成４年度	施　工　研　究　室	

（目的）

近年，下水道管の目地切れやひびわれなどの破損により，不明水の増大や管内への土砂の流入などを引き起こし，それに伴い周辺地盤に緩みや空洞が発生している事例が多く見られる。この小口径管の接合部周辺に生じた空洞についてはグラウティングが一般に用いられているが，これまで使用された材料は耐久性や補修効果などの面で疑問が残されている。また，空洞の位置や規模などを性格に探査する方法も確立されていないのが実状である。

以上の現状に鑑み，本調査では非破壊的手法により下水道管周辺の空洞を探査する方法について検討を行うとともに，各種補修材料を用いて管路周辺の空洞充填を行い，効果的な周辺地盤補強方法を検討し，下水道管路の合理的な維持・修繕方法に寄与するものである。

（結果）

本年度の調査内容及び結果は，以下の通りである。

(1) 電磁波レーダーによる空洞探査

塩化ビニール製の下水道管を対象にした電磁波レーダーによる空洞探査適用性実験から，空洞内に水が充満している場合には探査がきわめて困難であるが，水がない場合には十分探査可能であることが判明し，適切な時期に調査すれば有効な方法であることがわかった。

(2) パッカー工法の施工管理方法

パッカー施工時の適切な注入量管理を確立することを目的として材料の粘度，注入量，圧力の関係を明らかにするための模型実験を行った。その結果，全ての材料がパッカー圧以下で十分に注入可能であることが認められた。特に，セメントーゴムアスファルト乳剤系の材料は浸透性に優れていることがわかった。しかしながら，注入量の増加に伴う圧力上昇はほとんど見られず，圧力ー注入量管理はむずかしいと思われる。

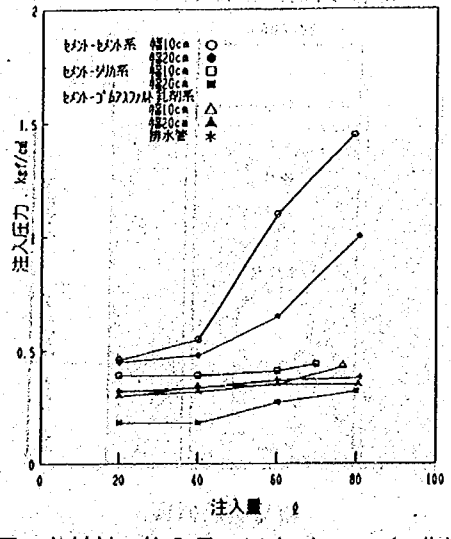


図　各材料の注入量ー圧力（p－q）曲線

研究担当者：苗村　正三，市村　靖光，下坪　賢一

キーワード	下水管，補修，空洞探査，パッカー工法

下水道管渠の作用土圧に関する調査		本文257ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成元～４年度	土　質　研　究　室	

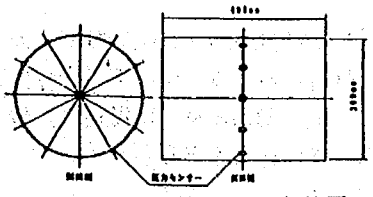
（目的）

下水管渠に作用する土圧は，管種，地盤条件，埋設形態，施工条件及び埋設時からの経過時間によってその大きさが異なってくるためこれらの要因が作用土圧に及ぼす影響を正しく分析して，各要因の影響を考慮した設計法を確立することが重要である。特に管渠を埋戻した後の矢板引抜き時には作用土圧が大きく変動するが，そのメカニズムは十分解明されていない。

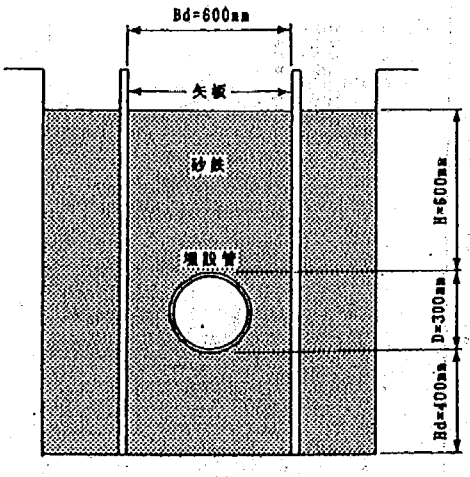
そこで本調査では，最近下水道管渠に使用されるケースが増えているたわみ性管について矢板引抜き時の作用土圧と管の挙動を明らかにするために，中型模型実験及び有限要素法による検討を行った。

（結果）

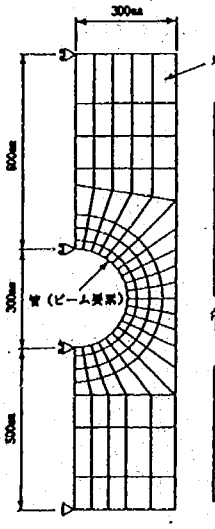
模型実験の結果，埋戻し完了時には作用土圧は管全周にわたりほぼ等しい大きさで分布するが，矢板引き抜きにともなって管側部の作用土圧が減少し，その後水平方向の管のたわみ量増加とともに土圧が再分配され回復するという複雑なメカニズムであることが明らかになった。また数値解析では，埋設管をビーム要素とし，埋設管と埋戻し土との間にジョイント要素を用いてモデル化した場合，作用土圧分布の傾向はよく一致し作用土圧の予測の可能性が見いだせた。



たわみ性管土圧測定装置



模型実験概要



解析に用いた物性値

材料	地盤	管渠
弾性係数E (tf/m²)	1.0×10³	3.0×10⁴
ポアソン比 ν	0.4	
単位体積重量 γ (tf/m³)	2.0	2.0
断面2次モーメント I (m⁴)		5.0×10⁻⁹

管と地盤間のジョイント要素の物性値

ジョイント直角方向ﾊﾞﾈ定数Kn 10.0(tf/m³)
ジョイント方向ﾊﾞﾈ定数Ksの初期値 0.0(tf/m³)
すべり摩擦角φd 25°
粘着定数C(kn=C･Pn) 1.40

FEM 解析モデル

研究担当者：三木　博史，青山　憲明，持丸　章治

キーワード	矢板引抜き，たわみ性管，管側部の作用土圧，たわみ量

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263ページ	平成３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）

下水道は自然流下が基本であるため，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るいるため，土質条件の変化に伴う地震動の影響を直接的に受け，被害の増大に結ぶ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，地震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，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，液状化に対する下水道施設の合理的な耐震点検手法と耐震設計法の検討を行うものである。

（結果）

① 周辺地盤の液状化による下水道管路の浮き上がりに関して，模型振動実験を行った。その結果，矩形断面において，上載土のせん断抵抗，管体側面の摩擦抵抗を０とした時の浮き上がり安全率，浮き上がり速度，浮き上がり量とほぼ対応している。また管体を変位させるためには，本実験では過剰時隙水圧0.8程度以上必要であり，かなり液状化が進まないと浮き上がらないことがわかった。

② 下水道管路の被害と密接な関係にある地震時の変位振幅を推定する一手法として，強震記録を整理し，速度応答スペクトルの距離減衰の推定式として，次式を提案した。

$$Sv = a\ (T, GC) * 10^{b(T,GC)M} * (\Delta + 30)^{c(T,GC)}$$

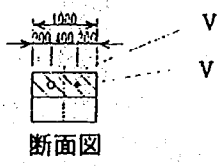
ここに，

Sv ：速度応答スペクトル値［cm/s］

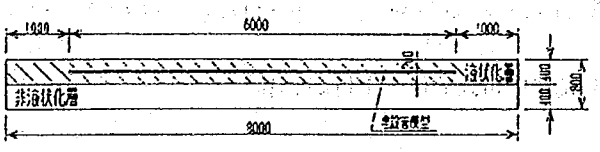
M ：地震のマグニチュード

Δ ：震央距離［km］

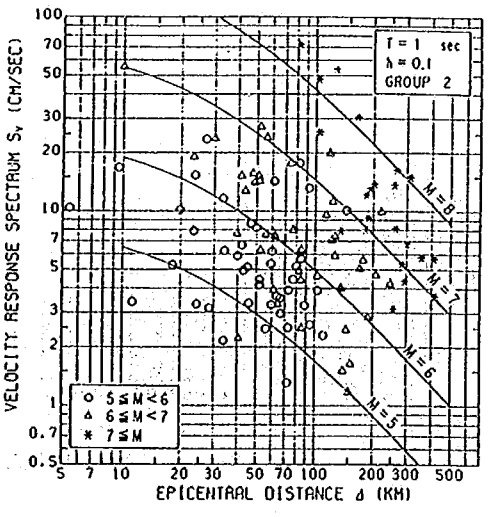
a（T, GC），b（T, GC），c（T, GC）：係数



断面図



模型振動実験（ケース１）



Ⅱ種地盤

速度応答スペクトルの距離減衰式（固有周期１秒）

研究担当者：常田　賢一，田村　敬一，松本　秀應，東　拓生

キーワード	下水道施設，耐震設計，液状化

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269ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	総合治水研究室	

（目的）

都市域の内水型浸水に対処するために，流出抑制施設・下水道施設の整備や，河川改修が行われるが，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うものである。

（結果）

① 都市域の丘陵地から低平地までの流出・浸水現象を計算する流出・氾濫モデルを作成した。丘陵地よりの流出流下現象は下流条件を必要としないkinematic wave法により表現し，また，低平地での浸水は取付管を介して管路・排水路延長上で生起するものとした。なおマンホールなどにおける局所損失の扱いや有効降雨の見積もり方など解決すべき問題がいくつか残っている。

② 浸水被害の推定に資するため，Ｈ３年台風18号による豪雨で被害を受けた草加市で家屋・家財の浸水被害調査を行った。家屋被害については，材質が木材，紙，漆喰，畳からなる建築資材の被害が主で，家財被害については，木製家具，電気器具，石油・ガス器具の被害が主であった。また浸水時の家財を安全な場所に移動する行動に着目し移動量を算出する手法を検討した。図１に調査より得られた品目別移動されやすさの結果を示す。また表１は積算によって得られた一般の住宅における家財の浸水被害と湛水深の関係である。

表１　湛水深別家財被害額（単位：万円）

	湛水深（床上）（ｃｍ）			
	50	100	150	200
戸建て２階	197.7	250.2	250.6	263.7
戸建て平家又は集合住宅１階	240.2	305.6	305.8	329.6

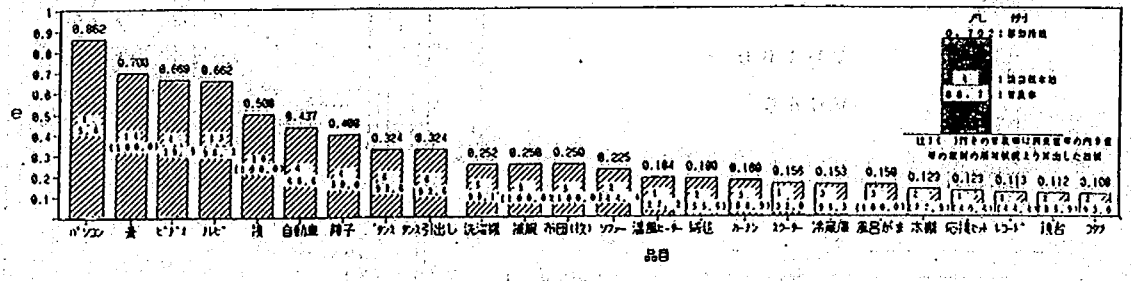


図１　移動品目別移動指数順位（上位24品目）

研究担当者：吉本　俊裕，木内　豪，川上　哲広

キーワード	内水，流出・氾濫モデル，浸水被害，家財，家屋

下水汚泥の施用方法に関する調査		本文277ページ	平成３年度
全体計画	下水道事業調査費　平成２～５年度	緑化研究室	

（目的）

本調査は，窒素分に富んだ下水汚泥や炭素分を含む植物性廃棄物（剪定残滓）を利用し，緑化で使用しうる堆肥等を試験的に製造し，植栽土壌に対する改良効果を検討することを目的としている。

（結果）

① 各堆肥の性状，総合評価は次の通りであった。

汚泥堆肥の性状

試料名	臭気	見かけの性状	総合評価
A1	弱い汚泥臭	褐色。ダマが多く，キノコなし。カビ有り。	弱未分解。水分を少なくし，二次発酵（キノコ等）を要する。
A1c	ほぼ感じない	黒褐色。ダマ少なく，キノコ有り。カビ多少。	良く分解し，白いカビ・キノコ有り。多少キノコ臭有り。
Ac	汚泥臭と弱カビ臭	黒褐色。ダマ多く，キノコなし。カビ多少。	発酵未熟。ベタツキ有り。
M1	汚泥臭と弱カビ臭	薄～こげ茶色。ダマ多くカビ・キノコ有り。	弱未分解。水分を少なくし，二次発酵（キノコ等）を要する。
M1c	ほぼ感じない	黒褐色。ダマ多少有り，キノコ多少有り。	弱未分解。二次発酵を要する。汚泥臭・弱キノコ臭多少有り。
Mc	汚泥臭	黒色。ダマ少なく，キノコなし。	弱未分解。一次・二次発酵不足気味。多少カビ有り。
Ax	汚泥臭と弱土カビ臭	赤土の色。ダマ多少有りキノコなし。	ほぼ未分解だが，赤土と同じ。汚泥玉表面に多少カビ有り。

注）A1：乾燥枝葉粉砕物 A1 ＋消化脱水汚泥１，A1c：乾燥枝葉粉砕物 A1 ＋消化脱水汚泥１＋炭0.5，Ac：炭１＋消化脱水汚泥0.5，M1：乾燥枝葉粉砕物 M1 ＋消化脱水汚泥１，M1c：乾燥枝葉粉砕物 M1 ＋消化脱水汚泥１＋炭0.5，Mc：炭１＋消化脱水汚泥１，Ax：乾燥した赤土１＋消化脱水汚泥１

② 発酵開始後約６週間後の各堆肥の性状は，落葉樹をチッパーで粉砕したもの（A粉砕物）と，常緑樹をオガクズ製造機で粉砕したもの（M粉砕物）とでは，落葉樹の粉砕物に汚泥と炭を混合したもの（A1c）の方が常緑樹の粉砕物に汚泥と炭を混合したもの（M1c）より良く発酵した。

③ 試作堆肥の各種分析結果は，重金属に関してはいずれも問題はなかった。粉砕機械の差による粒度の相違は認められず，粉砕機械の差より水分のほうが影響が大きいと推察された。今回使用したヤシ殻炭では炭の効果は明確でなかったが，発芽試験からは，ある程度の量を混入すればある種の害成分を抑制する効果があると思われた。また，発酵による病原菌の死滅が見られ堆肥化の効果と考えられた。

研究担当者：半田真理子，小澤　徹三，吉永　裕康

キーワード	汚泥，植物性廃棄物，堆肥，粉砕

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283ページ	平成３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％に達するという報告もある。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。防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，コンクリートの防食対策としてライニング防食を中心とした調査を実施して，材料選定や施工方法等を明らかにしていくことを目的とする。

（結果）

コンクリートの表面処理５種類，コンクリートの表面水分量２種類，プライマー３種類，防食材４種類，膜厚２種類の各組み合わせにより，コンクリート表面に各種防食材を塗布して接着性や耐酸性に関する調査を行い以下の結果を得た。

防食材を塗布する場合の水分含有量は，差異がほとんど認められなかった。しかし，表面仕上げは，コンクリート表面を無処理で防食材を塗布した場合は，処理したものに比べて接着性が劣ることが分かった。さらに，接着力は処理したものでも処理程度によって差があり，その中でもウォータジェット（150kgf/㎠）が最も高かった。また，硫酸浸漬による試験では，浸漬材令の経過とともに防食材の表面光沢の消失や接着力の低下が若干認められた。

試験区分	防食材塗布直後	硫酸浸漬後（５％，10％の２種類）
１．コンクリートと防食材の接着性	①エポキシ系プライマーとエポキシ系樹脂の組み合わせは，接着性良好 ②防食材種類の間で差あり ③水分含有量の差はなし ④コンクリート表面処理方法に差あり	①浸漬材令の経過とともに接着力は若干低下の傾向 ②硫酸濃度の差は認められない
２．防食材の外観	——	①10％濃度では表面光沢多少消失
３．防食材の質量変化	——	①材令の経過とともに若干増加

研究担当者：片脇　清，坂本　浩行

キーワード	下水処理場，コンクリート，硫化水素，腐食，防食材料

河川における藻類増殖機構に関する調査		本文289ページ	平成３年度
全体計画	河川事業調査費　平成３～５年度	水　質　研　究　室	

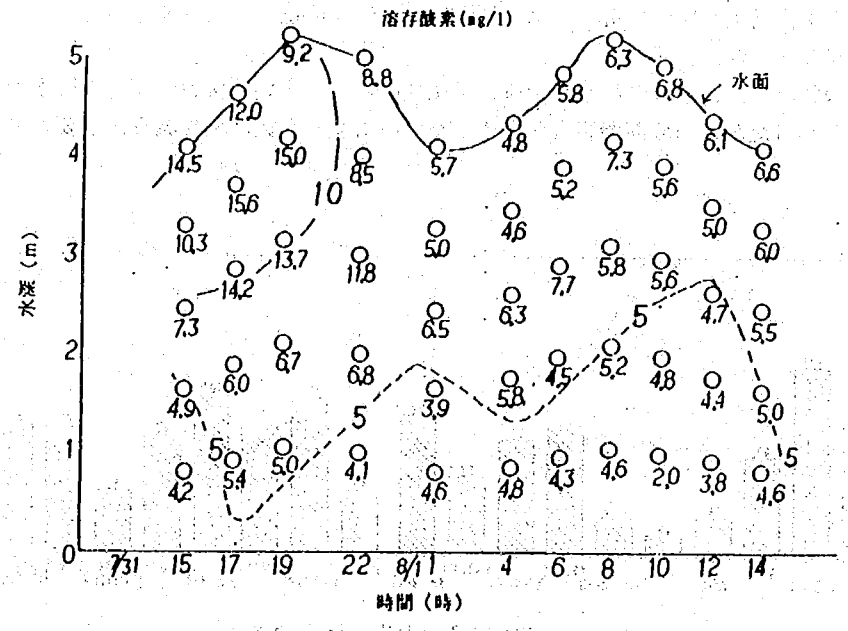
（目的）

近年，河川流域の人口増加，社会活動の進展及び下水道の未整備等により河川に流入する汚濁負荷が増大し，河川において富栄養化が進行する場合がある。なかでもダムや堰が建設された場合には，水域の滞留時間が長くなり，藻類の増殖による水質悪化が懸念される場合もある。

本調査では，堰下流水域を対象に藻類の増殖に影響を与える河川の水理，水質的要因を把握するとともに，藻類増殖によって引き起こされる水質変化について調査を行い，富栄養化河川における水質管理に資することを目的としている。また調査地点として行徳可動堰のある江戸川を選定している。

（結果）

江戸川行徳河口堰下流には，本川からの淡水流入がほとんどない。水質面の特徴として夏期における底層付近での溶存酸素量（DO）の低下である。DO変動に影響を及ぼす要因は，藻類の光合成による酸素供給と呼吸による酸素消費，BOD分解による酸素消費，底泥の酸素消費，再曝気があるが下図のようなDO変動は藻類のDO生産・消費活動によることがあきらかとなった。



研究担当者：中村　栄一，長谷川　清，小森　行也，白崎　亮

キーワード	富栄養化，滞留時間，藻類増殖，溶存酸素（ＤＯ）

下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究		本文297ページ	平成３年度
全体計画	建設技術研究開発経費　　平成３～４年度	下　水　道　研　究　室	

（目的）

平成元年度末現在の下水道人口普及率は42%で，全国で788箇所の処理場と約17万kmの管渠を有している。将来の普及率100%時点を外挿すると，約2,000箇所の処理場と約40万kmの管渠を有することになる。コンクリート構造物を主体として下水道施設の耐用年数を50年と見積もると，平均して毎年40箇所の処理場と８千kmの管渠を更新していくことになる。本研究はこのような背景の中で，適切な維持・更新を行うために必要な基礎資料として，下水道施設の劣化状況と維持・更新の実態を把握するものである。

（結果）

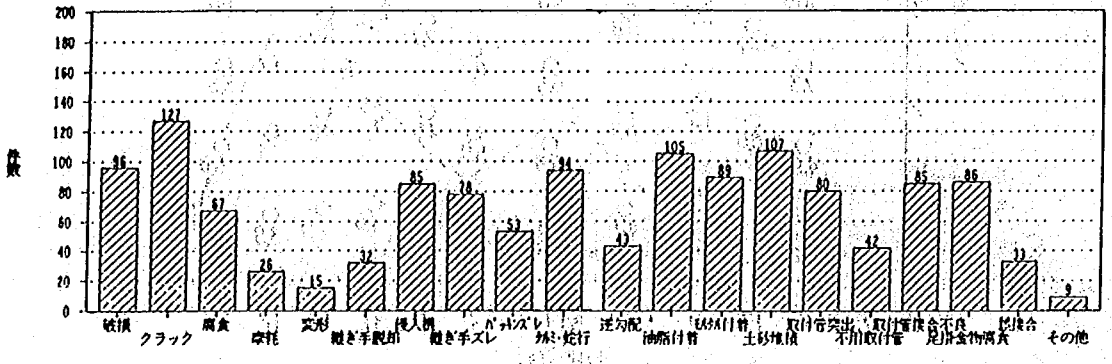
(1) 文献調査によれば，侵入水調査によって管路施設の補修計画をたてることは有効であるが，補修に伴う侵入水の移動（Migration）や降雨起因侵入地下水（RII）に留意する必要がある。

(2) また，硫化水素腐食に関しては，工場排水規制に伴い管路施設の腐食速度が増大した例があり，下水性状の変化と残存耐用年数の推定に留意する必要がある。

(3) アンケート調査の結果，91%の自治体で管路施設に図－１に示すような劣化・損傷が生じ，85%の自治体で道路陥没，土砂流入，侵入水等の異常事態が生じていた。

(4) 腐食以外の劣化発生箇所の付帯状況は，軟弱地盤，交通荷重大，他事業の影響，地下水位が高いという回答が多かった。

(5) 腐食箇所の状況では，水流の乱れた箇所，嫌気性になりやすい箇所および特殊排水の流入箇所という回答が多かったが，順流部で腐食が発生した箇所も多く今後詳細な調査が必要と考えられる。



図－１　管路施設の劣化・損傷の種類

研究担当者：宮原　　茂，笠部　　薫，櫻井　真一

キーワード	管路施設，劣化・損傷，硫化水素腐食

Ⅰ．試験研究費による研究

１．下水中での硫化水素の生成に関する研究

下水道研究室　　室　長　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．まえがき

近年、硫化水素による下水管きょ特に圧送管の出口付近、下水処理場の最初沈澱池のトラフ付近や汚泥処理施設の腐食が問題となっている。硫化水素がこれらの腐食に深く関与しており、腐食以外にも悪臭などの問題を引き起こす原因となっている。

下水管きょの腐食メカニズムは、管壁の付着スライム及び管底の堆積物中に生息する硫酸塩還元細菌により下水中の硫酸イオンを電子受容体、有機物を電子供与体として硫酸イオンが還元され硫化物が生成される。生成された硫化物の一部は揮散して管壁の結露水中に溶解し、溶解した硫化物は硫黄酸化細菌により酸化されて硫酸となる。その硫酸により管壁のpHは極端に低下し、コンクリートが腐食される[1)2)]。以上のように下水管きょの腐食には、硫酸塩還元細菌及び硫黄酸化細菌が深く関与しており、これらの細菌の特性を明らかにすることはきわめて重要なことである。

本研究は、これらの細菌の特性を明らかにするとともに、腐食現場においても調査を行い下水管きょ中での挙動を把握し、下水道施設の腐食防止に資するものである。

２．平成２年度までの研究結果

前年度までの研究結果の概要は以下の通りである。

（１）実態調査を行なった結果、下水中の硫酸塩濃度はおおむね10～50mg/lであり、沿岸部では海水の浸入、内陸部では温泉排水の影響を受け高濃度となることがあった。

（２）硫化水素生成に関する基礎実験では、硫化水素の生成に対する温度の影響は10～30℃の範囲において温度の上昇につれて硫化水素生成速度が増加した。また、プロピオン酸を基質としたときに高い硫化物生成速度を示した。

（３）下水圧送管の現地調査を行った結果、下水の圧送管内滞留時間が長くなるとかなり高濃度の硫化水素が発生することがわかった。通年調査の結果、圧送管内の硫化物生成量は吐出側マンホール内の気相中硫化水素濃度を指標として、水温と滞留時間に影響され、特に水温の影響が大きいことがわかった。低水温期の現地調査によると、圧送管内の滞留時間により硫化物生成の有無が明確に現れることがあった。このときの吐出水中の硫酸塩還元細菌数は10^3～10^4個/mlのオーダーで吐出時間による差はなく、酸発酵の進行程度に起因するORPと基質となる有機酸生成量の相違が硫酸塩還元細菌活性に影響を及ぼしているものと考えられる。

（４）室内実験よりも現地調査による硫化物生成速度の方が早いので、圧送管内における硫化物の

生成は下水中に存在する硫酸塩還元細菌よりも管内スライムあるいは管内堆積物に棲息する硫酸塩還元細菌によるものが卓越していると考えられる。

3．平成3年度の研究結果

3．1　硫化物生成に関する実験

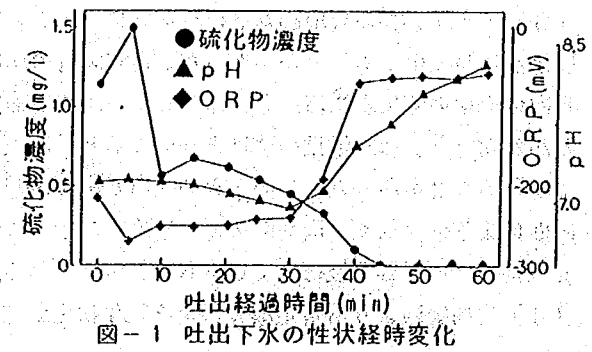
3．1．1　実験目的及び実験方法

過年度調査の結果、圧送管内滞留時間の違いにより硫化物の有無が明確に分かれることがあったので、硫化物を含んで吐出された下水と含まれず吐出された下水の特性を明らかにするために室内実験を行った。この圧送管は、管径400mm、延長1,075m、平均勾配5.9‰であり、ポンプは水位制御方式で運転され、吐出量は1.7m³/分である。試料は平成4年2月20日に圧送管出口側にて採水した下水を用いた。この時の吐出下水の水温は14.0～15.7℃であった。吐出下水の性状経時変化を図－1に示す。これによると、吐出経過後40分を境にして性状の異なる下水が排出されている。硫化物の検出されている下水の圧送管内滞留時間は約7時間、検出されていない下水の圧送管内滞留時間は約2時間とポンプの運転時間により下水の滞留時間が異なっていた。そこで原水として、硫化物のある吐出開始後5～10分の下水（試料A）と硫化物のなくなった45～50分の下水（試料B）を用いた。採水現場において各々の試料を容量10ℓのユニオンコンテナに充填密閉し、実験室にてヘリウムガスを30分間曝気し、液中の酸素を追い出した。この容器を密閉後、20℃恒温室に運び込み静置し経時変化を測定した。これは下水が圧送管内で滞留していることを想定したものである。サンプリングはマグネチックスターラーにより十分な撹拌を行ってから行なった。水質分析は、水温、pH、ORP、SS、VSS、Mアルカリ度、硫酸イオン濃度、硫化物濃度、硫酸塩還元細菌数について行った。硫酸イオンはイオンクロマトグラフィーにより、その他は下水試験方法に準拠して分析した[3)]。

実験開始時の試料Aの水温は16.9℃、SSは442mg/l、VSSは66%、アルカリ度は134mg/l、硫酸イオン濃度は28.6mg/l、硫化物濃度は0.48mg/lであり、試料Bの水温は16.3℃、SSは478mg/l、VSSは58%、アルカリ度は155mg/l、硫酸イオン濃度は36.4mg/l、硫化物濃度は0.05mg/lであった。

3．1．2　実験結果

硫化物濃度の経時変化を図－2に示す。ORPの経時変化を図－3に示す。試料Aの硫化物濃度は実験開始時から徐々に高くなっているが、試料Bの硫化物濃度は実験開始4時間後から高くなり始めている。また、試料Aは、実験開始時からORP値が低く十分な還元状態にあったが、試料BのORP値は実験開始4時間後に-300mVへ低下し、急激に還元状態になったことがうかがえる。両試料とも実験期間中の硫酸塩還元細菌数が10^4個/mlのオーダーと一定であったことから、ORPの低下が硫酸塩還元反応を促進し、圧送管内での滞留時間



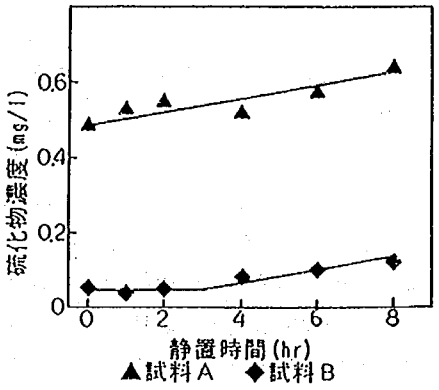
図－1　吐出下水の性状経時変化

を考慮すると4～6時間程度の滞留時間で硫化物の生成が始まるものと考えられる。

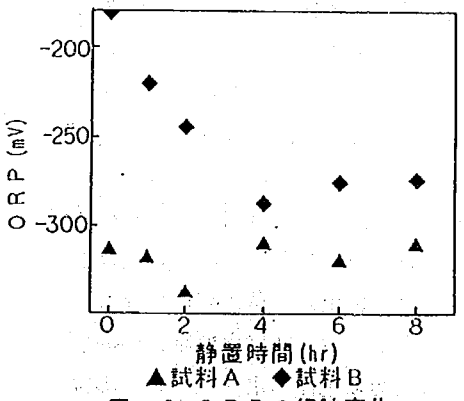
３．２　コンクリート腐食に関する実験

３．２．１　実験の目的と方法

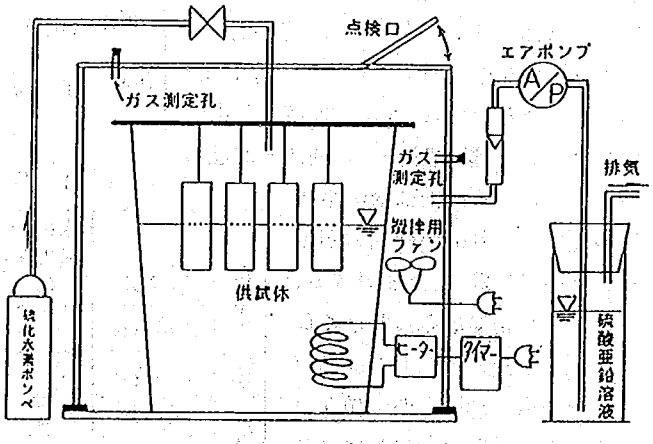
標準コンクリートと中性化したコンクリートを腐食させた場合のコンクリート表面の状況及び腐食部の微生物の遷移状況を調べるために室内実験を行った。実験装置を図－4に示す。コンクリートを浸漬させた液は、生活排水中心の合流式下水道（一部分流）が流入する終末処理場から採取した返送汚泥に、チオ硫酸ナトリウムを3g/lの割合で添加したものである。チオ硫酸ナトリウムは硫黄酸化細菌の増殖促進のために十分な硫黄源が必要と思われたために添加した。これを100ℓ容量のポリ容器に70ℓ投入し、コンクリート供試体の下半分を浸漬し、塩化ビニール製のボックスで覆い、硫化水素濃度が300～400ppmになるように１日２回ボックス内に硫化水素ガスを送入した。コンクリート供試体は、直径100mm、高さ200mmとし、標準供試体と表面を中性化処理した中性化供試体の２種類をそれぞれ４本用意した。供試体に用いたコンクリートの配合を表－1に示す。これを20℃28日間水中養生したものを標準供試体、20℃21日間水中養生した後60%RH、10%CO_2の中性化促進器中で21日間養生したものを中性化供試体とした。浸漬期間は平成3年10月29日から平成4年3月24日までの約5ヶ月間行い、各々のコンクリート供試体の喫水部の、コンクリート性状及びスライムにおける微生物の遷移を観察した。



図－２　硫化物濃度の経時変化



図－３　ＯＲＰの経時変化



図－４　実験装置図

３．２．２　実験結果

浸漬1ヶ月後ではスライム生成は少なく、

表－１　コンクリート供試体の配合

水／セメント比 W/C (%)	細骨材率 s/a (%)	単位量（kg／m³） 水 W	普通ポルトランドセメント C	細骨材 S	粗骨材 G	ＡＥ減水剤	ＡＥ助剤
55.0	48.0	172	313	860	946	0.783	1.25

白色物質が喫水部に沈積していたが、喫水部は明瞭であった。水面下は真っ黒で強い嫌気状態を示していた。スライムを掻き取ると、標準供試体ではまったく腐食はみられなかったが、中性化供試体ではわずかな腐食があった。浸漬2ヶ月になるとスライムの生成量は多くなり、喫水部上部は白色、下部は黄色の物質ができ、その境が腐食していた。標準供試体での腐食はみられなかったが、中性化供試体では明らかな腐食現象が見られ、スパーテルで容易に表面をはぎ取ることができた。3ヶ月後には標準供試体にも腐食現象がみられスパーテルで表層を剝せるようになった。4ヶ月後には両供試体とも腐食が進行し、標準供試体ではつつくと簡単に崩れる箇所があった。中性化供試体では付着スライムだけではなく、供試体そのものの膨潤による盛り上がりがみられ、腐食部分は簡単に剝げ落ちるようになった。実験期間中水面下におけるコンクリートの変化はまったく見られなかった。

フェノールフタレインによる中性化深さの結果を表－2に示す。浸漬前の標準供試体では中性化は認められないが、促進養生を行った中性化供試体では平均4mmの深さで中性化していた。実験2ヶ月後には両供試体とも約1mm、4ヶ月後にはさらに約1mmの深さの中性化が進行していた。供試体の種類による中性化進行状況の差は、前養生時の中性化進行度合の差と同様であり、実験期間中における中性化の進行に大きな相違は認められなかった。

表－3に掻き取り片の浸漬液のpH値を示す。これは、供試体の表面をワイヤーブラシで掻き取った粉末をそれぞれ、水／試料重量比＝10とし、ガラス製容器に密封し蒸留水に浸漬し静置後に測定した値である。経験上十分に浸出させるために浸漬期間は28日とした。このとき掻き取った粉末は、白色部と黄色部に分けることができた。なお、蒸留水は試料の酸性化防止のために脱酸素水を用いた。実験前の標準供試体の浸漬液のpHは12.5、中性化供試体ではそれよりも低い値を示しており中性化が進んでいることを示している。実験2ヶ月後にはpH6.2～7.1と中性になり、4ヶ月後にはpH5.9～5.7と酸性の値を示した。実験前は前養生条件の違いによりpH値に相違がみられたが、実験2ヶ月を過ぎるとこのような相違はみられなくなった。白色部と黄色部のpH値の比較では白色部の方がpH値が小さく、より変質が進行していると思われる。

表－4に粉末X線回折法及び示差熱分析による腐食部コンクリ

表－2　フェノールフタレインによる中性化深さ

	浸漬前	2か月後	4か月後
標準供試体	0mm	1mm	2mm
中性化供試体	4mm	5mm	6mm

表－3　腐食部掻き取り片のpH値

		浸漬前	2か月後	4か月後
標準供試体	白色部	12.5	6.4	5.6
	黄色部		7.1	5.8
中性化供試体	白色部	11.0	6.5	5.7
	黄色部		6.2	5.7

表－4　腐食部コンクリートの鉱物相

		水酸化カルシウム	炭酸カルシウム		硫酸塩鉱物			石英
			カルサイト	バテライト	gyp.	AFt.	AFm.	
標準供試体	浸漬前	○	○	－－	－	－	－	○
	2か月後	－－	－－	－－	○	－	－	○
	4か月後	－－	－－	－－	○	－	－	○
中性化供試体	浸漬前	○	○	○	－	－	－	○
	2か月後	－－	－－	－－	○	－	－	○
	4か月後	－－	－－	－－	○	－	－	○

gyp.；2水石膏，AFt.；エトリンガイト，AFm.；モノサルフェート

ートを掻き取った鉱物相の同定の結果を示す。表－5に熱重量分析による掻き取った鉱物相の重量比を示す。中性化供試体では水酸化カルシウムと炭酸カルシウムの生成が認められ、炭酸カルシウムはカルサイト、アラゴナイトが認められた。標準供試体では中性化供試体と比較すると水酸化カルシウムが多くて炭酸カルシウムが少なくなっている。中性化によって生成する炭酸カルシウムにはカルサイト、アナゴライト、バテライトの３種の結晶系があるといわれている[4]。しかし、両供試体ともに実験2ヶ月を過ぎると水酸化カルシウムが生成されなくなり、炭酸カルシウムの生成量も著しく減少し中性化とは違った傾向を示した。カルシウム化合物として２水石膏が同定された。白色部、黄色部での相違はみられなかった。

表－5 熱重量分析による掻き取った鉱物相の重量比

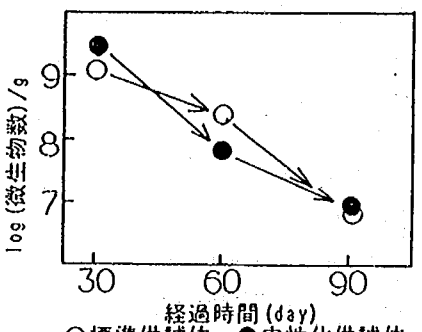
	標準供試体			中性化供試体		
	浸漬前	２ヶ月後	４ヶ月後	浸漬前	２ヶ月後	４ヶ月後
水酸化カルシウム	6.4%	0%	0%	1.8%	0%	0%
炭酸カルシウム	16.1%	5.6%	5.3%	27.3%	8.7%	6.2%

コンクリート腐食部における微生物の遷移状況を知るために、一般細菌、硫黄酸化細菌について、供試体喫水部に付着したスライムを調べた。硫黄酸化細菌は、中性域に生育範囲を持つThiobacillus thioparus（pH4.5～7.8）とT. intermedius（pH5.0～7.5）、酸性域に生育範囲を持つT. thiooxidans（pH0.5～5.5）を対象とした[5]。表－6に一般細菌及び硫黄酸化細菌に用いた培地及び組成を示す[6]。図－5にコンクリート表面における一般細菌数の推移状況を示す。一般細菌の推移を見ると、30日目で10^9個/g、90日目で10^7個/g以下となった。両供試体において共に60日から90日目にかけて糸状性細菌が発生し、90日目の試料においては糸状性細菌数は10^9個/gとなり一般細菌数よりも糸状性細菌数が多かった。ただし糸状性細菌の同定は行っていない。図－6に硫黄酸化細菌数の推移を示す。中性化供試体においてT. thioparusとT. intermediusとも30日～60日にかけ激減しているが、標準供試体においてはT. intermediusの減少速度は遅くなっている。両細菌の生育できる下限のpHは、T. thioparusはpH 3.5～4.0、T. intermediusはpH1.9～2.0と言われている[5]。また、T. thiooxidansは30日～60日にかけ

表－6 培地及び組成

培養微生物（培地）	一般細菌（標準寒天培地）	Thio. thioparus (STARKEY)	Thio. intermedius (STARKEY改良)	Thio. thiooxidans (Waksman-STARKEY)
組成（g／ℓ）	酵母エキス 2.5 ペプトン 5.0 グルコース 1.0 寒天 15.0	$Na_2S_2 \cdot 5H_2O$ 2.5 $(NH_4)_2SO_4$ 0.4 K_2HPO_4 4.0 $CaCl_2$ 0.25 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 $FeSO_4$ 0.01	$Na_2S_2 \cdot 5H_2O$ 2.5 $(NH_4)_2SO_4$ 0.4 K_2HPO_4 4.0 $CaCl_2$ 0.25 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 $FeSO_4$ 0.01 Bioton 0.024	$(NH_4)_2SO_4$ 0.2 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 $FeSO_4$ 0.01 $CaCl_2$ 0.25 KH_2PO_4 5.0 粉末硫黄 10.0
pH	7.0	7.0	7.0	4.5
培養法	希釈平板法 30℃、１週間	最確数法 30℃、6～8週間 振盪培養	最確数法 30℃、6～8週間 振盪培養	最確数法 30℃、6～8週間 振盪培養

て増大し、増大率は中性化供試体の方が大きくなっている。60日目における両供試体哮水部においてT. thioparus数が激減していることから、T. thioparusの生育に適さない環境であるpH3.5以下の酸性状態になっていることが窺える。特に中性化供試体においては、T. intermediusが激減していることから、中性化供試体哮水部はT. intermediusの生育に適さないpH1.9以下になっていると思われ、コンクリートの中性化が腐食の進行を促進すると考えられる。



○標準供試体　●中性化供試体
図－5　一般細菌数の推移

4．まとめ

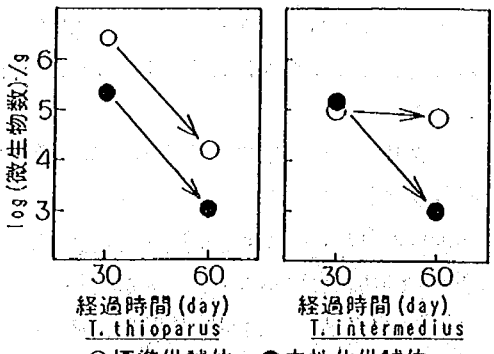
今年度の研究結果は以下の通りである。

1）室内実験の結果、ORPの低下が硫化物の生成を促進し、水温が15～18℃の下水ではおおむね4～6時間程度の滞留時間で硫化物が生成し始めると考えられる。

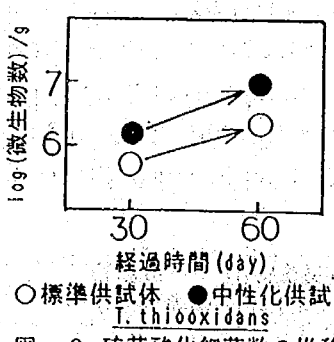
2）コンクリート腐食実験の結果、腐食の進行にともない水酸化カルシウムが認められなくなり、炭酸カルシウムの生成も激減し、代わって2水石膏が検出され中性化とは違った傾向を示した。

3）コンクリート腐食部の一般細菌数は時間経過にともない減少し、糸状性細菌が発現した。

4）硫黄酸化細菌は腐食の進行にともない中性域に生育範囲をもつものから酸性域にもつものに遷移した。中性化コンクリートでは、標準コンクリートより早く中性域に生育する硫黄酸化細菌が減少し酸性域に生育する硫黄酸化細菌が出現してきたことより、コンクリートの中性化が腐食の進行を促進すると考えられる。



○標準供試体　●中性化供試体
中性域に生育する硫黄酸化細菌の推移



○標準供試体　●中性化供試体
T. thiooxidans
図－6　硫黄酸化細菌数の推移

＝参考文献＝

1) U. S. EPA: Process design manual for sulfide contorol in sanitary sewarage system, 1974
2) U. S. EPA: Design manual for odor and corrosion contorol in sanitary sewarage systems and treatment plants, 1985
3) 日本下水道協会：下水試験方法(1984版)
4) 技報堂出版：ｺﾝｸﾘｰﾄ構造物の耐久性ｼﾘｰｽﾞ 中性化
5) Tiobacilli of the Corroded Concrete Walls of the Hamburg Sewer System, K. Mild. et al., Journal of General Microbiology ; Vol. 129, 1983
6) Bergey's manual of Systematic Bacteriology, Vol 3

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

水需給の逼迫と造水コストの増大という状況において、下水道普及地域においては、安定した流量の下水処理水が、飲料水ほど高度な水質を必要としない需要先に対する代替可能な水資源として注目されている。

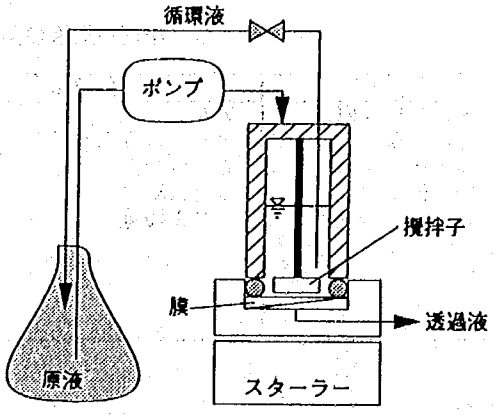
下水処理水の再利用を促進する上で、最も重要な課題の一つは、再利用水の安全性の向上である。再利用に於ける安全性は主として処理水中に残存する細菌・ウイルス等の除去・不活化によって確保されるが、在来の塩素消毒技術で残存細菌数を相当低減し、かつウイルス等の不活化まで行おうとすると、消毒剤としての塩素の注入量が増加し、副次反応による有害物質の生成等が懸念される。そのため、有害物質生成等の副次反応を生じることなく、微生物の確実な除去を可能にする代替技術が必要とされている。在来の技術の中では、オゾン消毒法や紫外線殺菌法等の代替消毒法や、薬品等を用いることなく微生物を除去することができる膜分離法の適用等が高濃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。

本研究は、これらの消毒・除菌のための代替手法のうち、人体に有害な物質や光線を用いることなく安全に、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。

２．研究方法

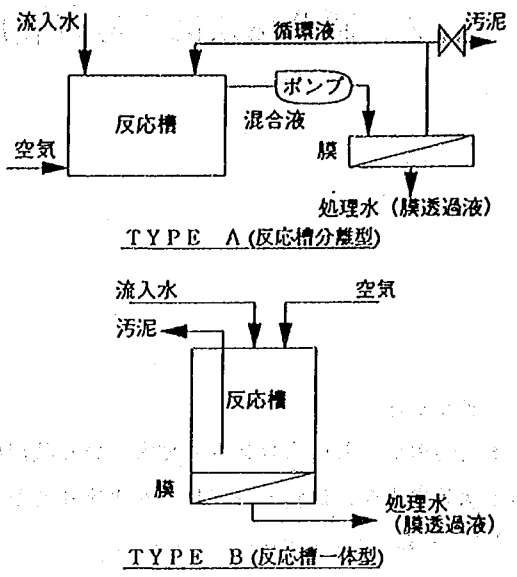
本研究では、(1)最近の膜の素材・構造及びモジュールとその特性等についての資料調査、(2)下水中の成分の分離特性と再利用水質高度化処理プロセスとしての適合性についての検討、(3)膜及びモジュールの洗浄法と耐久性についての実験的検討、及び(4)膜分離水の補助的な消毒方法についての実験的検討、を行うことにしている。

上記４課題のうち、(1)は既存の資料・文献等の調査によって実施する。(2)は文献等の資料調



図－１　膜分離試験装置

査と一般的な小型膜分離試験装置（図－１）を用いる下水中の成分分離室内実験によって実施する。(3)は実際の下水又はこれに近い模擬下水を用いて机上規模の連続膜分離実験（図－２）を行い、幾つかの機械的（物理的）な、あるいは化学的な洗浄方法（表－１）の検討を行うほか、モジュールの形態との関係については資料調査によって実施する。(4)は、膜分離水中にわずかに残留したり、環境中から侵入してくる微生物が、その後の再利用の過程で増殖し人の健康に対して有害な水準に達しないように行う補助的な消毒・滅菌技術について、(3)で用いた連続式膜分離実験装置からの処理水を用いて塩素、紫外線、オゾン等の適用を検討する。



図－２　連続膜分離実験装置

３．平成３年度の研究結果

本年度は本課題の初年度に当たり、膜素材、膜の物理的な構造に関する文献・資料調査及び、活性汚泥処理との組合せ適合性に関する幾つかの検討を行った。

３．１　膜の材質・特性等に関する資料調査

３．１．１　精密ろ過膜

精密ろ過膜とは、10から0.1μmの孔径を有する膜で、主として懸濁粒子の除去や除

表－１　膜洗浄方法の例

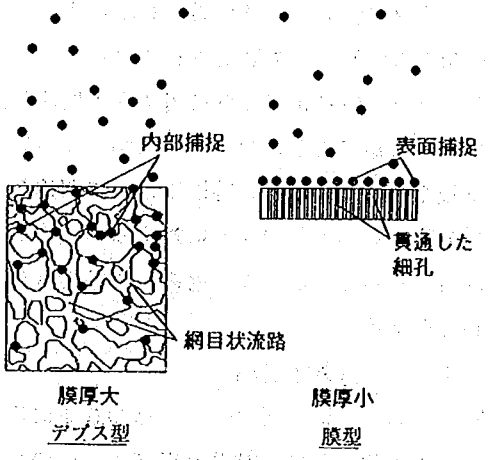
機械（物理）的方法	化学的方法
流体のせん断力による方法 流体の運動（直接，間接） 膜の運動	界面活性剤 酸化剤 溶剤（酸，ｱﾙｶﾘ，他）
機械的かき取り スポンジボール スクレーパー	
逆流洗浄　（液，空気）	

表－２　精密ろ過膜の素材

金属系	無機系	有機系	
ステンレス鋼 真ちゅう モネル ニッケル	アルミナ アルミニウムシリケート カーボン ガラス繊維 シリカ繊維	ポリオレフィン フッ素樹脂 酢酸セルロース ポリプロピレン ＰＶＡ 硝酸セルロース 再生セルロース ポリスルホン ゼラチン	ポリエーテルスルホン ナイロン ポリエステル 塩化ビニル 芳香族ポリマー アクリル ポリカーボネイト ポリアミド

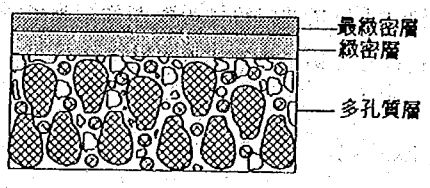
菌を目的として使用される。精密ろ過膜の素材としては、表－２に示すように金属から無機物及び有機高分子化合物まで幅広い材料が用いられている。

金属系の精密ろ過膜は、金属の微粉末や極細の金属繊維を焼結して作られるデプス型構造のもので、いわゆる膜型とは組織構造が異なる（図－３）。一般的な素材はステンレス鋼である。最近、直径の等しい金属短繊維を用いて、従来の粉末焼結型のものより均一で微細な孔径を有し、空隙率が高く、圧力損失が小さい等、優れた特性のものが得られている。金属系の膜は素材の性質上、機械的強度が高く耐熱性に優れているので、高温・高圧下等、厳しい条件の下で使用できるという利点がある。また、耐腐食性や加工性にも優れている。



図－３　デプス型ﾌｨﾙﾀｰと膜型ﾌｨﾙﾀｰ

無機系の精密ろ過膜には、素材のガラス繊維等を抄紙してろ紙にしたものと、セラミックスの微粉末を焼結したものとがある。ろ紙は洗浄・再生による繰り返し使用を前提としたものではないので下水処理で使用を考える無機系の精密ろ過膜としてはセラミックスを焼結して製造したものが対象になる。セラミックス膜の一般的な素材はアルミナである。近年、多孔性セラミックス表面に薄い緻密なセラミックスのろ過層を焼き付ける多層構造の膜（図－４）が開発され、低い圧力損失で高い透過流量を得ることができるようになった。セラミックス膜は、素材の特性上、耐熱性・耐薬品性・耐腐食性・耐摩耗性が高く、膜内部の有機性物質沈着による閉塞に対して、焼却による



図－４　セラミックス多層膜

表－３　有機精密ろ過膜の製法と膜の構造

製法	相分離法	２軸延伸法	エッチング法
構造	スポンジ状 等方性あるいは異方性	すだれ状 等方性の膜	パンチングメタル状 等方性の膜
代表的素材	ポリスルホン セルロース	ポリプロピレン ポリオレフィン フッソ樹脂	ポリカーボネイト

再生も可能であるなど、洗浄・再生法の選択の幅が広いという利点がある。欠点は重量が大きいこと、脆く衝撃に弱いこと、加工性が悪いこと等である。

有機系の精密ろ過膜は、表－２に示したように多くの有機高分子材料を素材として製造されている。ろ材の表面で粒子の通過を阻止する、いわゆる膜型のものは表－３に示す様な、主として３種類の方法によって製造されている。各々の方法によって得られる膜の構造も異なっており、また、素材の質によっても適用できる製法と得られる構造が異なっている。表－３には代表的な膜の素材と膜の構造についても例示しておいた。

有機系の膜は、素材の特性によって用途がある程度限定される。一般的には金属性やセラミックスの膜に較べて熱や圧力に対する物理的な強度の点では劣り、耐薬品性では素材の性質に左右される。しかし、加工性に富み、柔軟性も高く、様々な形態のモジュールにして利用できるという利点がある。

３．１．２　限外ろ過膜

限外ろ過膜とは、膜を介して行われる溶質と溶媒あるいは溶質相互の分離操作のうち、分離対象となる溶質の分子量が数百程度までの場合に使用される膜である。粒子の大きさで言うと0.01μmから数10Åまでを分離の対象としている。

限外ろ過膜の素材は、表－４に示す様に無機系と有機系に大別することができる。その種類は精密ろ過膜ほどではないが多様である。

無機系の膜は、セラミックスとガラスを主な素材としており、セラミックスは精密ろ過膜と同様の製法によって非対称性の膜が作られている。ガラスを素材とするものは多孔性のガラス膜であり孔径はきわめて小さいものである。従って、透過流量が小さく、又、軽量ではあるがこわれ易い。

有機系の膜が、限外ろ過膜としては主要なものである。精密ろ過膜の場合と比較すると素材となる高分子物質の範囲はやや狭いようである。製造法は精密ろ過膜の場合と同様であるが、相分離法が一般的な方法である。

３．２　活性汚泥混合液の膜による分離実験

図－２・Ｂと同じ反応槽一体型の実験装置に中空糸状の精密ろ過膜（図－５）を分離膜として設置して一次処理下水の活性汚泥による処理実験を行った。本実験は、膜を固液分離手法とする活性汚泥処理法の処理性能を検討するために行った。本年度は反応槽内を空気と窒素ガスによって交互に曝気することによる処理水質の変化を検討した。実験の条件を表－５に、実験の結果を図－６から８に示した。

固液分離用中空糸膜モジュールは総延長およそ

表－４　限外ろ過膜の素材

無機系	有機系
セラミックス	ﾎﾟﾘｱｸﾘﾛﾆﾄﾘﾙ系
カーボン	ﾎﾟﾘｽﾙﾎﾝ系
ガラス	酢酸ｾﾙﾛｰｽ系
	ﾎﾟﾘｵﾚﾌｨﾝ系
	ﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ系
	ﾌｯｿ樹脂系
	ﾎﾟﾘｲﾐﾄﾞ
	ﾎﾟﾘﾌｯ化ﾋﾞﾆﾘﾃﾞﾝ
	ｾﾙﾛｰｽ系
	ﾒﾀｸﾘﾙ樹脂

表－５　中空糸膜分離による活性汚泥処理実験の条件

期間記号	期間	滞留時間	嫌気(分)	好気(分)	流入水	その他
A	7/3-7/5	12			初沈流出水	好気運転
	7/6-7/8	12	12	18	〃	硝化・脱窒運転開始
B	7/9-8/16	8	12	18	沈殿処理水	流入水変更、滞留時間短縮
C-1	8/16-8/24	4	12	18	〃	滞留時間短縮
C-2	8/24-8/28	4.4	24	24	〃	嫌気・好気時間変更
C-3	8/28-8/31	4.4	20	30	〃	嫌気・好気時間変更
	8/31-9/7	4	20	30	〃	滞留時間短縮
C-4	9/7-9/13	4	30	30	〃	嫌気・好気時間変更

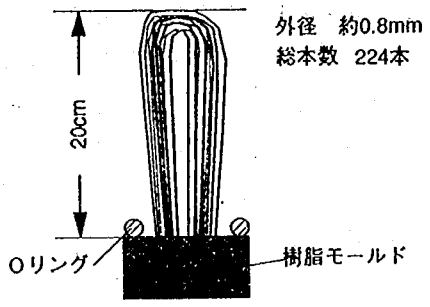
90m、膜面積約0.22m²のもので、これに対する負荷量は反応槽容積と処理時間の関係から１日当たり１から３L-下水／ｄとした。膜の透過能力に比較すると過小な水量負荷であったが、処理開始後およそ３か月で膜の閉塞により透過能力が著しく低下し、流量を維持するため洗浄が必要とされるに至って、実験を一旦打ち切った。

実験の初期（表－５、期間Ａ、Ｂ）は流入原水の濃度が低く、また、流入水量も少なかったため、活性汚泥の維持が困難であった。期間Ｂ終了時には反応槽内には活性汚泥がほとんど見られない状態であった。そこで、次の期間Ｃでは、新たに霞ヶ浦浄化センターの曝気槽内の活性汚泥を投入すると共に、分流式幹線から直接採取した生下水に簡易な上向流式の沈殿処理を施した比較的高濃度の下水を原水として実験を行った。

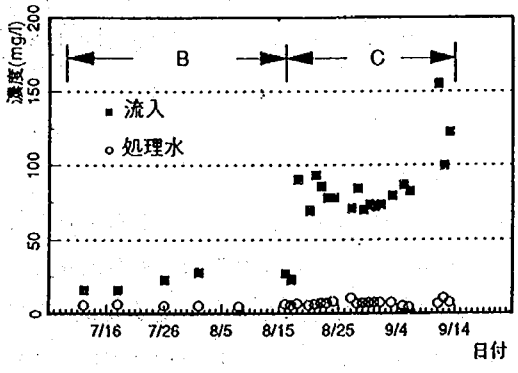
図－６は、ＴＯＣの処理状況を示したものである。ＴＯＣは全期間を通じてほぼ10mg/l以下まで処理されており、滞留時間や嫌気・好気時間の違いによる影響は現れていない。

図－７は全リンの処理状況を示したものである。全リンは流入と処理水の濃度が逆転する場合も多く見られた。本実験では定期的な汚泥の引き抜きを行わなかったので、一度は汚泥中に取り込まれたリンが汚泥の分解などにより再び溶解性となって処理水中に出ていくものと考えられる。

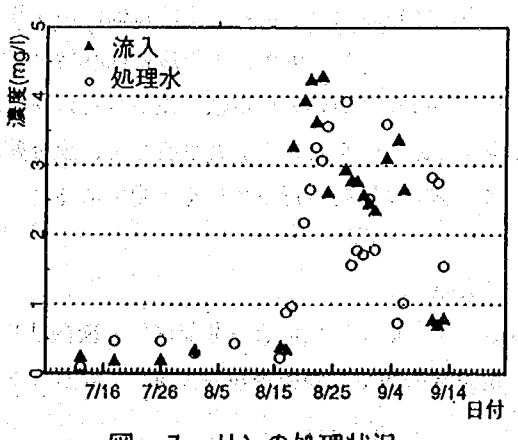
図－８は窒素の処理状況を示したものである。期間Ｃのはじめまで、窒素の処理は不十分であり、



図－５　中空糸膜モジュール



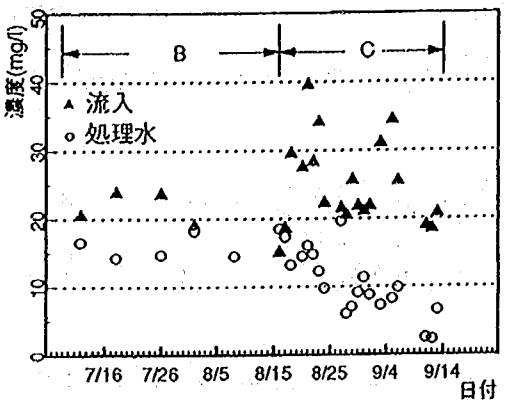
図－６　ＴＯＣ処理状況



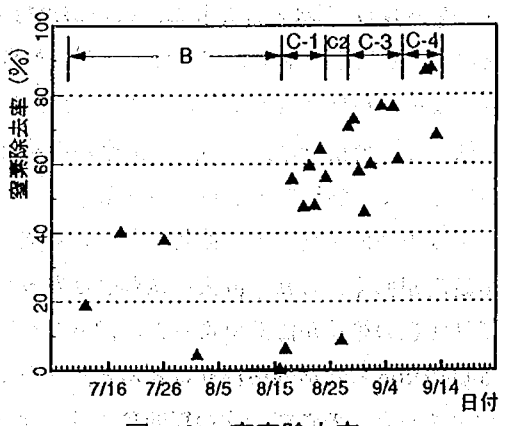
図－７　リンの処理状況

その後一定の水準の窒素除去が行われるようになった。図－６と対比させると、その時期は流入ＴＯＣが高濃度で安定するようになった時期と一致している。また、期間Ｃでは、嫌気・好気のサイクルを４段階に変化させているが、図－９によれば１サイクルの時間が長くなるに従って窒素除去率が高くなる傾向が認められる。図－１０は、期間Ｃ－４と同じ嫌気３０分、好気３０分の条件での処理水中のアンモニア性窒素と硝酸性窒素の変動を連続的に測定した結果を示したものである。嫌気好気の切り替わりに対するアンモニア性窒素濃度変化の応答は硝酸性窒素の応答より遅れる傾向が認められた。

以上の実験結果から、膜の応用により比較的短い滞留時間で効率よく有機物と窒素を除去できるものと考えられるが、温度の影響や嫌気好気時間等について、今後、より詳細な検討が必要である。



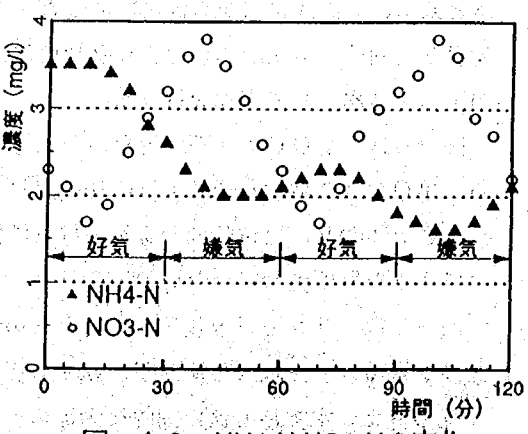
図－８　窒素の処理状況



図－９　窒素除去率

４．おわりに

最近の分離用膜の特徴について資料調査を行った結果、下水処理場における高度な固液分離用として応用できる可能性の高いものもいくつか開発されていることがわかった。しかし、それらのものが実際に利用できるか否かは、様々な使用条件において試験を行わないと的確な評価はできない。それには、かなり長時間を要することになるので、来年度には有望と思われるいくつかの膜について経済性の点から可能性を評価する予定である。また、これと平行して、膜分離活性汚泥法の詳細な検討も行っていく予定である。



図－１０　NH4-N,NO3-Nの変化

参考文献

萩原・橋本編：”膜による分離法”、講談社サイエンティフィク、1974

中垣正幸監修：”膜処理技術大系”、フジ・テクノシステム、1991

３．発生下水汚泥の質と量に関する研究

汚泥研究室　室　長　佐藤　和明
主任研究員　岡澤　邦明

１．研究の目的と必要性

下水道の普及に従い、下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大な量になってくる。現在、発生した汚泥の約82％が、陸上埋立、海面埋立等で処分されているが、埋立処分地の確保は年々難しくなっている。従って、汚泥の処分に関する問題は、下水道事業を推進する上で重要な問題の一つとなっており、埋立処分以外の処分方法の確立が求められている。

一方、現在実施されている汚泥の有効利用法としては、①緑農地に還元して肥料や土壌改良材として用いる方法　②焼却灰や溶融スラグを建設資材として利用する方法があり、一部の都市では既に実用化している。しかし、これらの有効利用を行なう場合、汚泥中の重金属の種類と含有量が、品質の良否に影響することが知られており、今後、汚泥の緑農地利用及び建設資材化利用等の有効利用を積極的に実施して行くためには、汚泥中の重金属をコントロールして品質のよい資材に変えてゆく必要がある。このため、本研究は、汚泥中の重金属の形態や量の変動要因等を明らかにして、汚泥に潜在する資源性を一層高めるための基礎資料を得ることを目的としている。

２．平成２年度までの研究結果の要旨

家庭下水を処理する下水処理場を対象として下記の調査を行なった。

１）流入下水中及び処理水中の重金属の２４時間連続調査と粒径別濃度の調査を行なった。
２）初沈汚泥，余剰汚泥中の重金属の形態調査を行った。
３）脱水汚泥及びコンポスト化汚泥の形態調査を行った。
４）乾燥処理による汚泥中の重金属の形態変化を調査した。

上記調査の結果、以下の事項が明かとなった。

①流入水中の重金属濃度は、水量が増加する朝と夕方にピークが現われ、生活活動と重金属濃度の関連性が示された。②初沈で除去され易い元素は、Ｎｉ，Ｃｒ，Ｓｉの３元素であった。それ以外の元素は初沈以降のプロセスでより多く除去される。③流入下水中重金属の粒径別濃度で、高い値を示す粒径範囲は、10μｍ～ 100μｍである。④流入下水中重金属の粒径別濃度で、１μｍ～ 0.025μｍのメンブランフィルターでろ過したものも、相応に濃度が低下することから、１μｍ以下のろ液中の重金属でも、微粒子性で存在しているものがある。⑤家庭下水を主体とする下水処理場で発生する汚泥中の重金属の形態別分画調査の結果では、安定した形態の割合が高い元素はＣｕとＣｒであり、不安定な形態の割合が高い元素はＣａとＭｇであった。なお、各汚泥

の形態別重金属含有率は季節による変化は認められなかった。⑥脱水時の石灰処理はＣｕとＮｉのイオン交換態を増加させる傾向があった。⑦乾燥処理（風乾）は、Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇの３元素のイオン交換体を増加させる傾向があったが、消化処理した汚泥は脱水剤や乾燥処理等の影響をあまり受けず安定している傾向があった。

３．平成３年度の研究結果

３．１　研究の目的

平成２年度までに、下水処理に共って発生する初沈汚泥，余剰汚泥を始めとし、脱水工程，消化処理，乾燥，コンポスト化等の汚泥処理によって、汚泥中の重金属の形態がどの様に変化するかを調査してきた。

平成３年度は、現在、増加しつつあるコンポスト化汚泥の緑農地利用についての重金属の挙動を調査するため、汚泥を土壌に施用した時の、土壌中重金属の形態変化を把握することを目的とする。

３．２　研究方法

重金属の形態分画方法は、これまでと同様に米国のStoverらの方法で行った。分画方法などは、平成元年度の報告書に示してあるので、詳細は平成元年度の報告書を参照されたい。なお、対象とした金属元素は、Ｚｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｃｒ，Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇ，Ｍｎ，Ｆｅの９元素である。

供試汚泥は、Ｙ市で行っているコンポスト化実験で得た余剰汚泥のコンポスト化汚泥（余剰コンポスト）及び、消化汚泥のコンポスト化汚泥（消化コンポスト）の２種類である。

供試土壌は、褐色火山灰土壌（茨城県内の休耕地の畑地土壌）を用いた。

コンポスト汚泥施用後の土壌の調整は、上記の供試材を用いて、「土壌養分分析方法」の有機質肥料の肥効特性や土壌中の硝酸化成菌の活性等を検討するときに用いられている　10･5－畑土壌の硝酸化成力－　のビーカー培養法で行った。この試験方法は一般的には無機化試験と呼ばれており、本文では単に（無機化）と言う。

本実験の無機化試験の実験条件は、次の通りである。

① 培養温度：３０℃、② 土壌水分：５０～６０％、③ 土壌と汚泥の混合比：２０：１ ＤＳ比（１０アール当たり汚泥を５ｔ施用相当）、④ 培養日数：３０日、⑤ 測定項目：NH_4－Ｎ，NO_3－Ｎの２項目、⑦ 実験区：供試土壌区，余剰コンポスト施用区，消化コンポスト施用区。

３．３　実験結果

3-3-1　無機化試験の結果

無機化試験の原理は、土壌中のアンモニア生成菌によって施用された有機物が分解されてアンモニア性の窒素（NH_4-N）が生成する、このアンモニア性窒素を硝酸生成菌が硝酸性窒素（NO_3-N）に変えるので土壌中にはアンモニア性窒素や硝酸性窒素が増加する（この様に有機物が微生物に分解されて生成したアンモニア性窒素と硝酸性窒素を無機化窒素または無機態窒素という）ので、無機化前後のアンモニア性窒素や硝酸性窒素の変化を測定すれば、施用した汚泥が土壌中で分解したか否かが確認出来る。

本実験の結果は、次に示す表-１の通りである。

表-１の結果から無機化前のアンモニア性窒素が硝酸性窒素に変化している事と、濃度が高くなっ

ている事から、本実験で施用したコンポスト化汚泥が無機化されている事が確認できる。

表－1　　アンモニア性窒素と硝酸性窒素の無機化前後の濃度（mg/Kg.乾土）

	無機化前の濃度		無機化後の濃度	
分析項目	(NH_4－N)	(NO_3 －N)	(NH_4－N)	(NO_3 －N)
供試土壌区	1.3	5.8	0.3	17.0
余剰コンポスト施用区	47.8	5.6	1.8	106.7
消化コンポスト施用区	36.3	5.5	0.9	20.4

3-3-2　コンポスト化汚泥施用による土壌中重金属の形態変化の実験結果

形態分画実験の試料は、次の表-2に示す8種類である。

表－2　　形態別分画試料の種類

無機化前の形態別分画試料	無機化後の形態別分画試料
①供試余剰コンポスト	－
②供試消化コンポスト	－
③供試土壌区	⑥供試土壌無機化後区
④余剰コンポスト区（施用直後）	⑦余剰コンポスト施用無機化後区
⑤消化コンポスト区（施用直後）	⑧余剰コンポスト施用無機化後区

以上8種類の試料中の各金属元素の形態別分画実験の結果を表－3に示した。同表には各元素毎に各形態の合計値を100とした時の各形態の含有率をパーセントで示してある。また、表－1の値を基に各金属元素の傾向の一例として次の5元素（Zn，Cu，Cd，Cr，Ni）の傾向を図－1～図－5に示したが、各元素の図中には、8種類の形態別分画用試料の分析結果を示してある。左から（余コンポ）余剰コンポスト，（消コンポ）消化コンポスト，供試土壌，（土壌無機化後）供試土壌無機化後，（余剰混合）余剰コンポスト施用直後，（余混無機化後）余剰コンポスト施用無機化後，（消化混合）消化コンポスト施用直後，（消混機化後）消化コンポスト施用無機化後の順に示してある。

これらの表と図をもとに各元素の形態変化の傾向を検討する。主な検討項目は、各形態のうち最も不安定で植物に吸収され易いと考えられるイオン交換態の挙動を重点的に行うこととし、検討項目は次の5項目とした。

① 余剰コンポストと消化コンポストの比較、② 供試土壌とコンポスト化汚泥の比較、③ 供試土壌のみの無機化前後の比較、④ コンポスト化汚泥施用区の無機化前後の比較、⑤ 供試土壌及びコンポスト化汚泥中の主要存在形態の比較。

以下に、各元素の傾向を上記検討項目の順に列記する。

1）亜鉛（Zn）の傾向（図－1）

①余剰コンポストと消化コンポストのイオン交換態の含有率は4.4%と1.2%であり、消化処理し

表－3　　コンポスト化汚泥施用と無機化による各形態の合計に対する含有率%

項目	サンプル名	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Ca	Mg	Mn	Fe
各形態の合計（mg／kg）	余剰コンポスト化汚泥	806	179.7	1.608	38.47	12.2	25730	4210	191	6990
	消化コンポスト化汚泥	1396	332.9	1.906	72.23	16.7	31620	4170	374	14520
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	177	57.6	0.126	9.44	21.1	6120	2690	615	38930
	供試土壌・無機化後	160	58.4	0.134	9.38	20.0	5220	2730	646	39650
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	204	60.7	0.154	9.89	20.3	7340	2850	661	38420
	余剰混合・無機化後	181	61.3	0.188	10.33	19.2	7010	2800	631	37670
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	226	65.7	0.239	11.85	21.3	7670	2750	599	37860
	消化混合・無機化後	194	65.8	0.226	12.04	20.3	6860	2770	594	37410
イオン交換態（KNO3）	余剰コンポスト化汚泥	4.4	20.8	8.0	2.6	36.0	9.4	39.0	1.7	2.3
	消化コンポスト化汚泥	1.2	8.8	3.0	0.8	11.6	15.7	39.3	0.9	0.7
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	1.0	0.1	2.0	0.2	0	62.4	5.9	0	0
	供試土壌・無機化後	0.9	0.9	4.9	0	0	66.9	5.9	0.0	0.0
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	0	3.8	2.1	0	0	50.1	8.8	0	0
	余剰混合・無機化後	0.6	2.8	8.0	0	0	56.1	9.6	0.2	0.2
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	0	2.3	0.3	0	0	51.6	7.6	0.1	0
	消化混合・無機化後	0.3	1.8	6.7	0	0	57.1	7.9	0.3	0.7
吸着態（KF）	余剰コンポスト化汚泥	7.8	13.0	6.1	1.8	12.2	0.9	0.7	4.8	10.3
	消化コンポスト化汚泥	6.6	15.6	6.5	1.0	10.0	0.4	0.5	3.7	5.4
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	1.6	11.1	0	0	0	0.3	0	0	0
	供試土壌・無機化後	1.4	13.1	14.5	0	6.5	0.4	0.4	0.4	0.2
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	1.7	14.1	7.4	0	1.1	0.4	0	0	0
	余剰混合・無機化後	0.5	14.7	11.3	0	2.0	0.3	0.4	0.8	0.2
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	1.6	16.3	0	0	0.9	0.5	0	0	0.0
	消化混合・無機化後	0.6	13.5	3.5	0	2.1	0.6	0.4	1.0	0.2
有機態（Na4P2O7）	余剰コンポスト化汚泥	65.7	11.3	44.5	27.3	4.4	47.0	41.3	66.6	7.4
	消化コンポスト化汚泥	65.3	10.3	46.3	34.6	3.5	47.2	37.2	50.1	4.3
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	19.1	15.0	0	23.8	4.3	3.6	4.6	5.2	2.1
	供試土壌・無機化後	20.5	22.0	0	17.2	3.2	3.8	5.1	10.6	2.7
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	28.7	9.5	4.3	43.1	6.0	4.4	6.3	6.5	2.3
	余剰混合・無機化後	29.2	20.4	20.0	12.2	7.5	3.3	5.7	28.8	4.5
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	32.9	10.6	0	32.6	2.9	4.2	6.5	7.9	2.4
	消化混合・無機化後	32.0	20.8	0	11.9	9.2	3.8	5.8	25.4	4.1
炭酸塩態（EDTA）	余剰コンポスト化汚泥	16.9	26.8	36.4	14.7	30.0	42.1	9.3	17.3	56.7
	消化コンポスト化汚泥	19.2	34.6	38.5	14.8	29.7	35.2	9.4	23.5	47.0
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	22.4	24.7	35.5	3.2	7.5	26.5	2.2	31.1	6.2
	供試土壌・無機化後	18.1	20.7	59.9	12.0	2.4	20.5	1.8	31.0	5.1
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	22.0	23.4	67.6	5.1	10.1	39.1	2.8	31.4	7.2
	余剰混合・無機化後	18.9	21.1	39.5	14.2	4.4	33.8	1.8	29.2	6.3
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	22.3	25.6	86.9	3.4	9.8	37.4	2.9	31.5	7.3
	消化混合・無機化後	19.7	21.4	71.6	11.3	5.4	31.5	1.8	19.6	5.5
硫化物態（HNO3）	余剰コンポスト化汚泥	3.1	11.0	3.1	6.1	7.2	0.4	1.4	2.6	5.9
	消化コンポスト化汚泥	3.9	9.6	2.5	6.5	8.9	0.7	6.2	4.4	8.1
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	17.9	11.6	38.0	27.5	1.0	1.8	12.6	31.2	16.9
	供試土壌・無機化後	20.5	10.1	13.4	37.4	0.3	2.3	12.1	21.2	17.8
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	15.4	13.7	10.4	20.0	2.5	1.5	11.6	30.7	16.3
	余剰混合・無機化後	18.3	10.7	15.0	33.3	0.7	1.7	11.8	13.9	17.8
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	14.1	14.0	8.2	32.8	2.5	1.7	11.6	29.9	15.5
	消化混合・無機化後	16.8	12.4	12.5	32.3	1.2	1.9	11.9	21.9	17.0
残留物	余剰コンポスト化汚泥	2.1	17.0	2.0	47.5	10.3	0.2	8.3	7.0	17.5
	消化コンポスト化汚泥	3.7	21.2	3.1	42.3	36.4	0.8	7.4	17.4	34.4
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	38.1	37.5	24.5	45.3	87.2	5.4	74.7	32.4	74.9
	供試土壌・無機化後	38.7	33.2	7.3	33.5	87.5	6.1	74.7	30.8	74.2
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	32.2	35.6	8.3	31.8	80.3	4.6	70.5	31.4	74.2
	余剰混合・無機化後	32.5	30.2	6.1	40.3	85.5	4.9	70.7	27.1	72.0
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	29.1	32.3	4.0	31.3	83.8	4.6	71.3	30.6	74.9
	消化混合・無機化後	30.6	30.1	5.7	44.4	81.9	5.1	72.2	31.8	72.4
合　計	余剰コンポスト化汚泥	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	消化コンポスト化汚泥	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	供試土壌(褐色火山灰土壌)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	供試土壌・無機化後	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	余剰混合(土壌＋余剰ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	余剰混合・無機化後	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	消化混合(土壌＋消化ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥5%添加)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	消化混合・無機化後	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

た汚泥のコンポストの方が安定している傾向がある。② 供試土壌のイオン交換態の含有率は1.0%であり、消化コンポストとほぼ同じである。③供試土壌のみの無機化前後のイオン交換態の変化はほとんどない。④余剰，消化両コンポスト施用直後のイオン交換態は0.0%であるが、無機化後は0.

6%と0.3%であり僅かに増加する傾向がある。⑤供試土壌の主要存在形態は、イオン交換態と吸着態を除いた各形態に分布しているが残留物（38%）に最も多く分布しており、その他は20%前後であり安定した形態で存在している。余剰、消化両コンポストの主要存在形態は、有機態65%，炭酸塩態17～19%であるり、この2形態で80%以上を占めている。

2） 銅（Ｃｕ）の傾向（図－２）

① 余剰コンポストと消化コンポストのイオン交換態の含有率は21%と9%でありＺｎと同様に消化コンポストの方が安定している傾向がある。② 供試土壌のイオン交換態の含有率は0.1%であり、余剰、消化両コンポストより遙かに低い含有率でありコンポスト汚泥より安定している。③供試土壌のみの無機化前後のイオン交換態の変化は0.1%から0.9%に僅かに増加する傾向がある。④余剰、消化両コンポスト施用直後のイオン交換態は2%と4%であるが、無機化後は1%と2%であり僅かに安定した形態に変化する傾向がある。⑤供試土壌の主要存在形態は、残留物，炭酸塩態が38%と23%で約60%を占めているが、イオン交換態以外の各形態も10%台の含有率で広く分布している。余剰、消化両コンポストの主要存在形態は、特定的なものはなく、どの形態にも広く分布している傾向がある。

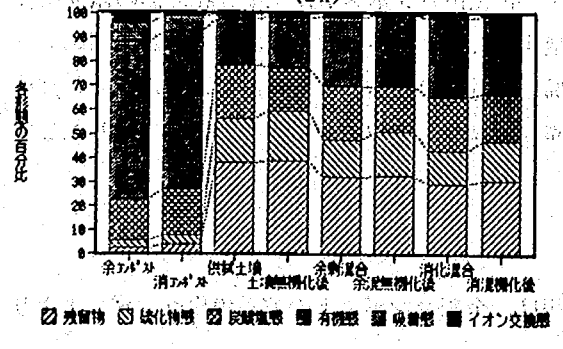
3）カドミウム（Ｃｄ）の傾向（図－３）

① 余剰コンポストと消化コンポストのイオン交換態の含有率は8%と3%であり、Ｚｎ，Ｃｕと同様に消化コンポストの方が安定している傾向がある。② 供試土壌のイオン交換態の含有率は2%であり、消化コンポストと同じ程度である。傾向としてはＺｎと似た傾向である。③供試土壌のみの無機化前後のイオン交換態の変化は2%から4.9%に僅かに増加する傾向があり、Ｃｕと似た傾向であるが、他の元素にはこの様な傾向はない。④余剰、消化両コンポスト施用直後のイオン交換態は2.1%と0.3%であるが、無機化後は8%と6.7%であり、増加する傾向がある。この傾向はＣａと同様に約6%増加している。⑤供試土壌の主要存在形態は、硫化物態、炭酸塩態、残留物の３形態に多く分布しており、各々38%，36%，24%であり、この３形態で98%を占め安定した形態に分布している。余剰、消化両コンポストの主要存在形態は、有機態と炭酸塩態であり、45%と37%である。この２形態で80%以上を占めており、Ｚｎと同様の傾向である。

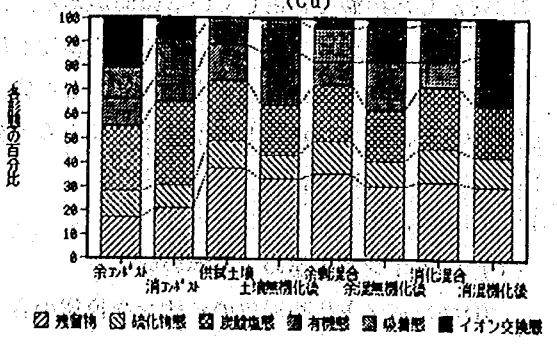
4）クロム（Ｃｒ）の傾向（図－４）

① 余剰コンポストと消化コンポストのイオン交換態の含有率は2.6%と0.8%であり、他の元素と同様に消化コンポストの方が安定している傾向がある。② 供試土壌のイオン交換態の含有率は0.2

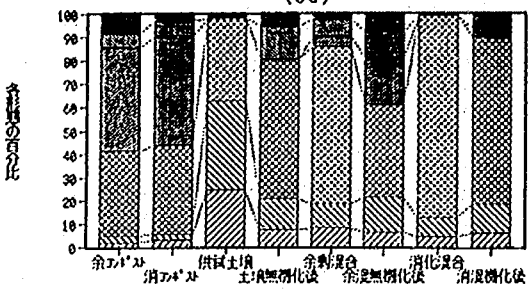
図－１ コンポスト化汚泥施用と無機化による重金属の各形態変化（Zn）



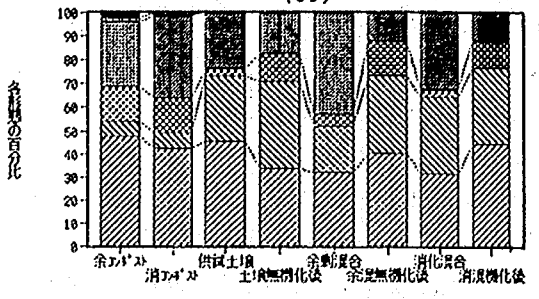
図－２ コンポスト化汚泥施用と無機化による重金属の各形態変化（Cu）



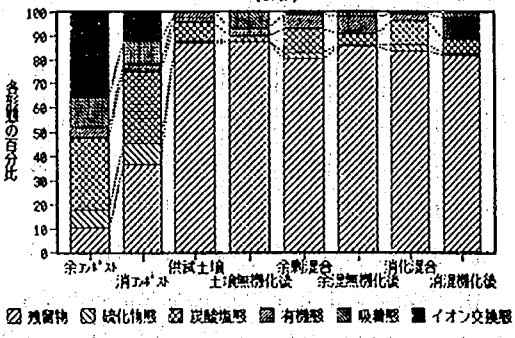
図－3　コンポスト化汚泥施用と無機化による重金属の各形態変化（Cd）



図－4　コンポスト化汚泥施用と無機化による重金属の各形態変化（Cr）



図－5　コンポスト化汚泥施用と無機化による重金属の各形態変化（Ni）



%であり、消化コンポストより安定した形態で存在している傾向がある。③供試土壌のみの無機化イオン交換態の変化は0.2%から0%に減少しており、Ｃｒは土壌中でより安定する傾向がある。④余剰，消化両コンポスト施用直後のイオン交換態は双方とも0%であり、無機化後も0%で変化はなく、供試土壌と同様に汚泥を施用しても安定化する傾向がある。⑤供試土壌の主要存在形態は、残留物、硫化物態、有機態の３形態であり各々45%，27%，23%で、この３形態で95%を占めている。余剰、消化両コンポストの主要存在形態は、残留物、有機態、炭酸塩態であり、各々47.5%と42.3%、27.3%と34.6%、14.7%と14.8%である。この３形態で90%を占めている。

５）ニッケル（Ｎｉ）の傾向（図－５）

① 余剰コンポストと消化コンポストのイオン交換態の含有率は36%と11.6%であり、他の元素と同様に消化コンポストの方が安定している傾向がある。また、余剰コンポストはＣｕの21%より高い含有率であり、ＣｕとＮｉは同様の傾向を示している。② 供試土壌のイオン交換態の含有率は0%であり、土壌中でのＮｉは安定した形態で存在している傾向がある。③供試土壌のみの無機化前後のイオン交換態の変化はいずれも0%であり、Ｃｒと同様に土壌中では安定した形態で存在する傾向がある。④余剰、消化両コンポスト施用直後のイオン交換態は双方とも0%であり、無機化後も0%で変化はなく、供試土壌と同様に汚泥を施用しても安定化する傾向がある。⑤供試土壌の主要存在形態は、残留物であり87%を占めている。次が炭酸塩態で、僅かに7.5%であり土壌中のＮｉは非常に安定した形態で存在している傾向がある。余剰、消化両コンポストの主要存在形態の傾向は異なっており、余剰コンポストはイオン交換態と炭酸塩態であり、各々36%と30%である。消化コンポストの方は残留物と炭酸塩態であり、各々36.4%と29.7%である。余剰コンポストはイオン交換態に多く、消化コンポストは残留物に最も多く分布しており、消化コンポストの方が安定した形態に多く分布している。

４．　まとめ

１）　イオン交換態の含有率の傾向

①コンポスト化汚泥中のイオン交換態の含有率は、余剰コンポストの方が消化コンポストより

高い傾向があり、消化処理を行うことにより汚泥中の金属元素は、安定化する傾向がみられる。ただし、Caは逆の傾向であり、Mgは両者とも同じ含有率であった。②供試土壌中のイオン交換態の含有率は、CaとMg以外の元素は2%以下であり、土壌中の各金属元素は安定した形態で存在している傾向があった。

2)　無機化によるイオン交換態への影響

①供試土壌のみの無機化では、Cu，Cd，Caの3元素のイオン交換態が少し増加するが、その他の元素は、ほとんど変化しなかった。②コンポスト化汚泥施用区では、供試土壌のみの無機化の結果とほぼ同じであるが、Cu，Cd，Caの3元素の他にZn，Mg，Mn，Feのイオン交換態が極僅かに増加する傾向が見られるが、いずれも植物の成長に必要な必須元素であり、植物がミネラル成分のバランスを保つのに好都合な傾向と考えられる。

3)　各供試体中の金属元素の形態別分布

①供試土壌中の各金属元素の形態別分布は、Caを除いて不安定なイオン交換態は少なく、安定した形態である残留物、硫化物態、炭酸塩態、有機態等に多く分布している傾向がある。②コンポスト化汚泥中の各金属元素の形態別分布は、有機態と炭酸塩態に多く分布している元素が多いが、Cu，Ni，Mgの3元素はイオン交換態にも比較的多く分布している傾向があった。

４．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　中村　栄一
主任研究員　高島英二郎

１．調査の目的

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信頼性の向上が求められている。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（コミュニティ・プラント）、合併浄化槽等がある。これらの水質保全施設の処理水質は時間的に変動を示すが、変動特性を含めた水質保全施設の効果及び信頼性についての評価は現在のところ行われていない。このため、水質保全施設の配置が効果的に行われず、ひいては河川等の水質保全が効果的に達成されない可能性がある。このような問題を解決するため、水質保全施設の効果及び信頼性を明確に評価する手法を開発し、水質保全施設の機能向上、施設の最適化に資することを目的とする。

２．調査内容

同一水系の流域内に位置する５つの水質保全施設について調査を行った。農業集落排水処理施設（以下、農集排と記す）を２箇所、地域し尿処理施設（以下、コミプラと記す）を１箇所、公共下水道終末処理場については２箇所である。各施設の諸元を表－１に示す。

表－１　各処理施設の諸元

	A 農集排	B 農集排	C コミプラ
供用開始年	昭和６２年	昭和６３年	昭和５４年
処理方式	JARUS I 型 接触曝気法	JARUS I 型 接触曝気法 （２段階）	二次処理：長時間曝気法 三次処理：接触曝気 ＋砂ろ過
処理対象人口	２４０人	５５０人	２６９０人
使用人口	２４０人	５４０人	１０８０人
処理水量	７９ m^3／d	１７２ m^3／d	２８２ m^3／d
曝気槽 滞留時間	１５．７時間	１８．６時間	４７．４時間
曝気槽 BOD容積負荷	０．２５	０．２５	０．０８
終沈 水面積負荷	１５．８	１９．１	３．９
目標水質	BOD 20mg/l SS 50mg/l		BOD 8mg/l SS 5mg/l

	D 公共下水道	E 公共下水道
供用開始年	昭和５８年	昭和５５年
処理方式	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
使用人口	１７３００人	１３１００人
処理水量	８０４０ m^3／d	５１４０ m^3／d
曝気槽 滞留時間	１２．６時間	７．１時間
曝気槽 BOD容積負荷	０．２７	０．６６
終沈 水面積負荷	１６．８	１２．７
目標水質	BOD 17mg/l SS 23mg/l	BOD 20mg/l SS 30mg/l

1)処理水量，滞留時間，BOD容積負荷，水面積負荷は調査日のデータによる。
2)BOD容積負荷は処理場流入負荷で計算した。
3)BOD容積負荷の単位は kg/m^3・d
水面積負荷の単位は m^3/m^2・d
4)滞留時間～水面積負荷について、
B農集排は最初の１段階のみ
Cコミプラは二次処理のみ

農集排とコミプラについては通常は無人運転であり、メンテナンス会社が定期的に保守点検に来ている。汚泥については、農集排とコミプラでは、汚泥貯留槽に蓄えられたものをし尿処理施設または公共下水道終末処理場へバキュームカーで搬出している。公共下水道については有人管理であり、汚泥処理については、D公共下水道は濃縮・脱水、E公共下水道は濃縮・消化・洗浄・脱水を行っている。また、農集排、コミプラについては、公共下水道に比べて施設に対する負荷が小さく、特にCコミプラは著しく小さい。

各施設について1日24時間の流入水・処理水の採水分析を行った。分析項目は、BOD、COD、SS、ケルダール窒素、NH4-N、NO2-N、NOX-N、T-P、D・PO4-P、大腸菌群である。農集排2箇所及びコミプラ1箇所については、2時間ピッチに12回の採水・分析を行った。公共下水道終末処理場2箇所については処理場管理者による24時間調査時にサンプルを採取してもらい、窒素、リン等について当方で分析を行ったため、農集排、コミプラのデータに比べ取れていないデータがある。また、D公共下水道は2時間ピッチだが、E公共下水道は3時間ピッチである。A農集排については3回調査を行ったが、残り4箇所については2回調査を行った。

3．調査結果

処理施設ごとに、調査結果を表－2～6に示す。流入水と処理水（塩素消毒前で採水）について、1日の水質データの平均と標準偏差を示した。なお、B農集排については砂ろ過施設を有しているが、処理水の採水は砂ろ過前で行った。

表－2　A農集排通日調査結果

A農集排　　単位：水質 mg／l，除去率％

	処理水量 m3／d		BOD	COD	SS	ON	NH_4-N	NOx-N	TN	TP	D・PO_4-P	大腸菌群 個／ml
7月	79.0	流入水質	104	73	60	11.4	9.7	0.41	21.5	2.1	1.6	25000
		標準偏差	98	46	35	10.4	4.6	0.31	13.8	1.0	0.8	32000
		処理水質	9.7	20	12	3.5	19.2	0.07	22.7	2.3	2.1	670
		標準偏差	2.6	2.4	6.6	1.0	0.8	0.03	0.8	0.2	0.2	280
		除去率	91	73	80	69		83				97
10月	80.0	流入水質	109	69	63	18.8	12.0	0.59	31.5	3.5	2.7	130000
		標準偏差	90	22	59	17.0	8.3	0.37	22.9	3.9	3.0	120000
		処理水質	7.5	16	9	4.6	16.3	0.08	21.0	1.7	1.5	1900
		標準偏差	2.9	2.0	3.5	2.1	0.5	0.04	2.1	0.8	0.6	1100
		除去率	93	77	86	76		86	33	51	44	99
1月	77.3	流入水質	198	169	92	22.9	9.2	0.62	32.7	3.3	2.0	45000
		標準偏差	152	104	54	13.9	4.6	0.27	17.7	1.7	1.1	62000
		処理水質	9.3	17	11	5.3	18.6	0.16	24.1	2.4	2.2	8500
		標準偏差	8.7	1.8	7.0	1.8	0.9	0.07	2.0	0.6	0.5	9800
		除去率	95	90	88	77		74	26	27		81
平均	78.8	流入水質	137	104	72	17.7	10.3	0.54	28.6	3.0	2.1	67000
		標準偏差	113	57	49	13.8	5.8	0.32	18.1	2.2	1.6	71000
		処理水質	8.8	18	11	4.5	18.0	0.10	22.6	2.1	1.9	3700
		標準偏差	4.7	2.1	5.7	1.6	0.7	0.05	1.6	0.5	0.4	3700
		除去率	94	93	85	75		81	21	30	10	94

各処理施設ごとの結果をまとめると以下のようである。

A農集排

① 処理水のBODの平均は10mg／l以下である。1月調査時は、午前10時の水量ピーク時に処理水質が悪かったため、標準偏差が大きくなっている。

② 処理水のCODの平均は18mg／l程度である。

③ 処理水のＳＳの平均は１１ｍｇ／ｌであるが、時間的にかなり変動している。

④ 処理水中のＴＮのうちＮＨ4-Ｎの割合が高く、硝化はあまり進んでいない。

ＴＮの除去率は２～３割であり、ＴＰの除去率は３～５割程度である。

（７月のＴＮ、ＴＰの除去率がマイナスになってしまっているのは、何らかの理由により流入水質が低くなっているためであり、処理水質としては他月と比べてあまり差がない。）

⑤ 処理水（消毒前）の大腸菌群は、１月は７、１１月に比べて非常に高い値になっており、１２回の採水データのうち９回、３０００個／ｍｌをオーバーしており、冬は処理が不安定になっている。

表－３　Ｂ農集排通日調査結果

Ｂ農集排　　単位：水質ｍｇ／ｌ，除去率％

	処理水量 m３／d		ＢＯＤ	ＣＯＤ	ＳＳ	ＯＮ	NH_4-Ｎ	NOx-Ｎ	ＴＮ	ＴＰ	D·PO_4-Ｐ	大腸菌群 個／ｍｌ
６月	172	流入水質	154	79	110	10.7	12.7	0.06	23.5	2.4	1.5	140000
		標準偏差	193	90	146	6.2	12.4	0.07	18.3	1.1	1.0	130000
		処理水質	16	16	5	2.7	3.2	11.3	17.2	1.6	1.4	1200
		標準偏差	0.5	0.3	0.6	0.4	0.3	0.3	0.4	0.02	0.02	740
		除去率	90	80	95	75	75		27	33	7	99
９月	342	流入水質	48	37	60	7.7	4.0	0.73	12.4	1.1	0.6	78000
		標準偏差	19	12	22	1.7	1.3	0.80	2.6	0.4	0.2	60000
		処理水質	8.8	13	5	2.0	0.7	10.7	13.5	1.0	1.0	1200
		標準偏差	1.7	0.7	1.2	0.7	0.5	0.8	0.5	0.04	0.04	920
		除去率	82	65	92	74	82			9		98
平均	257	流入水質	101	58	85	9.2	8.4	0.40	18.0	1.8	1.1	110000
		標準偏差	106	51	84	4.0	6.9	0.44	10.5	0.8	0.6	95000
		処理水質	12	15	5	2.4	2.0	11.0	15.4	1.3	1.2	1200
		標準偏差	1.1	0.5	0.9	0.6	0.4	0.6	0.5	0.03	0.03	830
		除去率	88	74	94	74	76		14	28		99

Ｂ農集排

① ９月調査は、調査途中から大雨となったため、流入水質は低くなっている。

② 処理水のＢＯＤは、常に２０ｍｇ／ｌ未満となっている。

③ 処理水のＣＯＤは、６月は１６ｍｇ／ｌ、９月は１３ｍｇ／ｌ程度で安定している。

④ 処理水のＳＳは、５ｍｇ／ｌ程度で比較的安定している。

⑤ 処理水中のＴＮのうちＮＯＸ-Ｎの割合が高く、硝化は進んでいる。

⑥ ６月調査結果では、ＴＮ、ＴＰとも除去率は３割程度である。

⑦ 処理水（消毒前）の大腸菌群の平均は、６月、９月とも１２００個／ｍｌであった。

表－４　Ｃコミプラ通日調査結果

Ｃコミプラ　　単位：水質ｍｇ／ｌ，除去率％

	処理水量 m３／d		ＢＯＤ	ＣＯＤ	ＳＳ	ＯＮ	NH_4-Ｎ	NOx-Ｎ	ＴＮ	ＴＰ	D·PO_4-Ｐ	大腸菌群 個／ｍｌ
８月	282	流入水質	170	82	104	21.1	14.5	0.12	35.7	2.9	1.8	37000
		標準偏差	98	28	58	12.2	7.1	0.11	18.0	1.4	0.9	30000
		処理水質	0.5	5.3	0.7	0.5	0.2	14.1	14.8	1.8	1.8	41
		標準偏差	0.5	0.4	0.6	0.2	0.03	0.3	0.4	0.04	0.06	12
		除去率	99.7	94	99.3	98	99		59	38	0	99.9
11月	283	流入水質	120	62	55	21.4	14.1	0.33	35.8	2.9	1.9	67000
		標準偏差	75	29	34	16.1	5.6	0.23	20.4	0.8	0.5	92000
		処理水質	1.1	5.3	1.3	0.7	0.9	8.1	9.6	1.9	1.7	350
		標準偏差	0.5	0.4	0.8	0.2	0.2	0.6	0.5	0.03	0.04	200
		除去率	99.1	91	98	97	93		73	34	11	99.5
平均	283	流入水質	145	72	80	21.3	14.3	0.23	35.8	2.9	1.9	52000
		標準偏差	87	29	46	14.2	6.4	0.17	19.2	1.1	0.7	61000
		処理水質	0.8	5.3	1.0	0.6	0.6	11.1	12.2	1.9	1.8	200
		標準偏差	0.5	0.4	0.7	0.2	0.1	0.4	0.5	0.04	0.1	100
		除去率	99.4	93	99	97	96		66	34	5	99.6

Cコミプラ

① 三次処理で接触ばっ気（ハニカムチューブ）と砂ろ過が行われているため、処理水のＢＯＤ、ＳＳともに１ｍｇ／１程度、ＣＯＤで５ｍｇ／１程度と非常に良好な水質になっている。

② 処理水中のＴＮのうちＮＯX-Ｎが大部分を占めており、硝化は進んでいる。
ＴＮの除去率は６～７割である。

③ ＴＰの除去率は３割強であり、他の水質項目に比べるとＴＰのみ低い。

④ 処理水（消毒前）の大腸菌群の平均は、８月で４１個／ｍｌ，１１月で３５０個／ｍｌでかなり差があるが、いずれも非常に良好である。

⑤ １１月調査時に、砂ろ過前の処理水を１検体採水分析した結果、ＢＯＤ３．６、ＣＯＤ８．３、ＳＳ４．５、ＯＮ０．６、ＮＨ4-Ｎ２．２、ＮＯX-Ｎ７．１、ＴＮ９．９、ＴＰ２．１、Ｄ･ＰＯ4-Ｐ１．７（以上ｍｇ／ｌ）、大腸菌群３３０個／ｍｌであった。砂ろ過によってＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳは削減されるが、Ｎ、Ｐ、大腸菌群については砂ろ過ではほとんど削減されない。大腸菌群がかなり低いのは、これより前段の接触ばっ気において削減されているものと思われる。また、砂ろ過の過程においてアンモニアの硝化が起こっている。

表－５　Ｄ公共下水道通日調査結果

Ｄ公共下水道　　単位：水質ｍｇ／ｌ，除去率％

	処理水量 m３／d		ＢＯＤ	ＣＯＤ	ＳＳ	ＯＮ	NH_4-Ｎ	NO_X-Ｎ	ＴＮ	ＴＰ	D･PO_4-Ｐ	大腸菌群 個／ｍｌ
８月	8316	流入水質	133		65	7.5	10.5	0.07	18.1	1.9	1.3	
		標準偏差	17		34	5.3	3.3	0.09	8.5	0.6	0.4	
		処理水質	10		7	2.0	8.1	0.41	10.5	0.4	0.3	
		標準偏差	3.3		1.1	0.8	0.6	0.18	1.1	0.2	0.2	
		除去率	92		90	73	23		42	79	75	
11月	7766	流入水質	140		77	9.3	12.1	0.11	21.5	2.3	1.2	
		標準偏差	42		36	3.5	4.4	0.23	7.8	0.9	0.5	
		処理水質	8.3		7	1.8	1.3	3.4	6.5	0.3	0.1	
		標準偏差	2.5		1.7	0.3	0.7	0.6	1.2	0.07	0.04	
		除去率	94		91	81	89		70	88	92	
平均	8041	流入水質	137		71	8.4	11.3	0.09	19.8	2.1	1.3	
		標準偏差	30		35	4.4	3.9	0.16	8.2	0.8	0.5	
		処理水質	9.2		7	1.9	4.7	1.9	8.5	0.3	0.2	
		標準偏差	2.9		1.4	0.6	0.7	0.4	1.2	0.1	0.1	
		除去率	93		90	77	58		57	84	84	

表－６　Ｅ公共下水道通日調査結果

Ｅ公共下水道　　単位：水質ｍｇ／ｌ，除去率％

	処理水量 m３／d		ＢＯＤ	ＣＯＤ	ＳＳ	ＯＮ	NH_4-Ｎ	NO_X-Ｎ	ＴＮ	ＴＰ	D･PO_4-Ｐ	大腸菌群 個／ｍｌ
９月	5438	流入水質	168	78	54	24.8	14.6	0.03	39.4	9.7	7.7	
		標準偏差	14	35	56	38.5	2.2	0.01	37.3	15.2	13.6	
		処理水質	9.2	10	4	2.9	19.4	0.42	22.7	0.4	0.4	1000
		標準偏差	4.2	1.0	7.3	1.6	5.2	0.24	4.8	0.3	0.3	390
		除去率	95	87	93	88			42	96	95	
12月	4843	流入水質	233	79	65	28.2	18.5	0.04	46.8	14.4	6.2	
		標準偏差	55	9.4	45	10.1	2.8	0.01	12.2	25.0	6.9	
		処理水質	8.2	10	2	12.5	20.4	0.14	33.0	0.2	0.1	790
		標準偏差	2.6	0.4	1.1	0.6	0.8	0.05	1.2	0.04	0.03	130
		除去率	96	87	96	56			29	99	98	
平均	5141	流入水質	201	79	60	26.5	16.6	0.04	43.1	12.1	7.0	
		標準偏差	35	22	51	24.3	2.5	0.01	24.8	20.1	10.3	
		処理水質	8.7	10	3	7.7	19.9	0.28	27.9	0.3	0.3	900
		標準偏差	3.4	0.7	4.2	1.1	3.0	0.16	3.0	0.2	0.2	260
		除去率	96	87	95	71			35	98	96	

D公共下水道

① 処理水のＢＯＤの平均は、１０ｍｇ／１程度である。

② 処理水のＳＳの平均は、７ｍｇ／１である。

③ 処理水のＴＮのうち、８月はＮＨ4-Ｎの割合が高く、１１月はＮＯＸ-Ｎの割合が高い。
ＴＮの除去率は、８月が４割、１１月が７割であり、硝化が進んだ１１月の方が高い。

④ ＴＰの除去率は、８割程度と高い。（処理水質の平均は、０．３～０．４ｍｇ／１）

E公共下水道

① 処理水のＢＯＤの平均は、１０ｍｇ／１未満である。

② 処理水のＣＯＤは、１０ｍｇ／１程度で安定している。

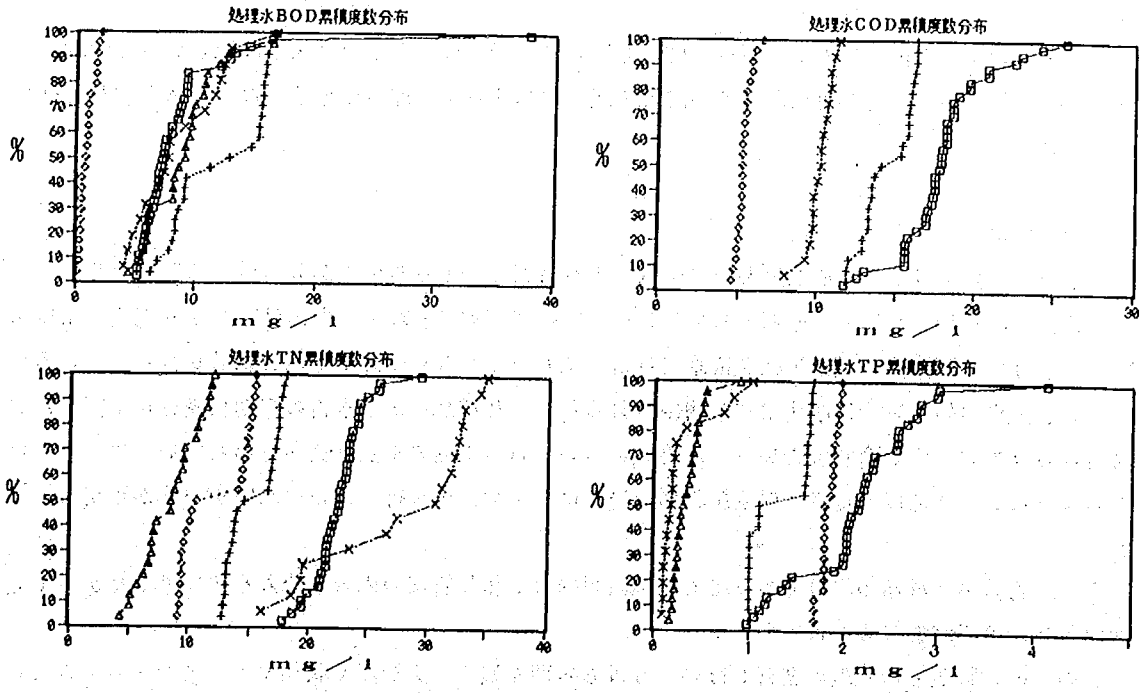
③ 処理水のＳＳの平均は、２～４ｍｇ／１と低い。

④ ＴＮ、ＴＰとも流入水質はある時刻に非常に大きくなっているため（汚泥処理からの返流水の影響と思われる）、平均値を引き上げている。

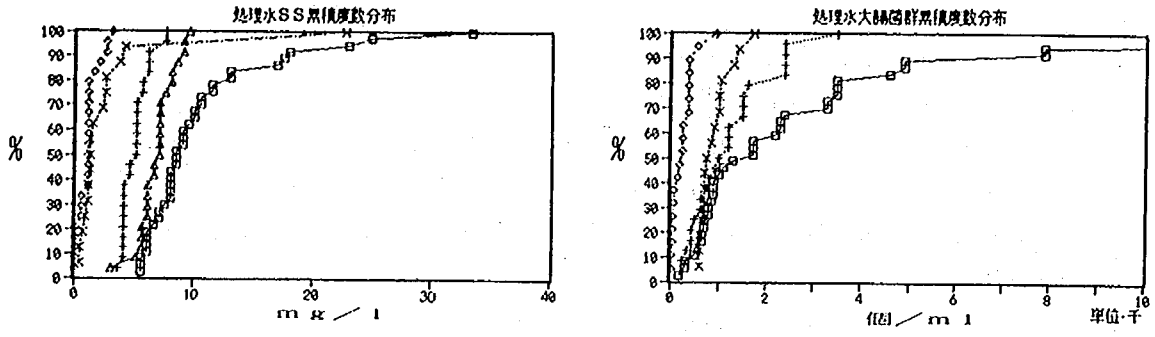
⑤ ＴＮの除去率は３～４割であるが、流入水質が高いため処理水質も高くなっている。
処理水のＴＮのうち、ＮＨ4-Ｎの割合が高く、硝化はあまり進んでいない。

⑥ 処理水のＴＰの平均は、０．２～０．４ｍｇ／１で非常に良好である。

図－１に各処理水質の累積度数分布を示す。Ａ農集排については３回、その他については２回の通日調査のスポットサンプルによるものであり、データ数が十分とは言えない。また、Ａ農集排の他は冬のデータがないため、その点で不公平な比較になっている可能性がある。



図－１　処理水質累積度数分布



□ A農集排　＋ B農集排　◇ Cコミプラ　△ D公下　× E公下

図－１　処理水質累積度数分布

全体をまとめると、各処理施設とも、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳについては平均的に十分な除去を達成している。窒素、リンについては、各施設とも除去を目的としていないため、一部に高い除去が見られるが、この程度の結果でやむを得ないと思われる。Ａ農集排は、他と比較して処理水質のばらつきが大きく、一時的に悪い水質になっている部分がある。Ｃコミプラは、三次処理を行っているとともに処理能力に余裕があるため、良好かつ安定した処理水質になっている。公共下水道は２箇所ともＴＰの除去率が高くなっている。一方、流入水質については、規模の小さい施設ほど変動が大きい傾向が見られた。Ｅ公共下水道の流入水質についてＳＳ、Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐについて変動が大きいのは、Ｅ公共下水道の流入水採水位置が汚泥処理返流水が入った後であり、その影響を受けているものと思われる。

農集排、コミプラについては、汚泥処理はし尿処理施設、公共下水道終末処理場といった別施設において行われており、汚泥処理からの高濃度の返流水による水処理への影響がないため有利な条件になっている。

４．今後の課題

下水道については、下水道法において少なくとも毎月２回の水質検査が義務付けられている他、下水道維持管理指針において、原則として毎日の平常試験、週１回程度の中試験、月２回程度の精密試験、３ヶ月に１回程度の通日試験が位置付けられており、かなりの頻度で水質試験が行われている。一方、農集排の処理施設は浄化槽法が適用されるが、浄化槽法による水質の定期検査は年１回しか義務付けられておらず、今回調査を行った施設については月１回の水質試験が行われているにすぎない。このように、下水道以外の水質保全施設については、その評価を行うための水質データが不足している。

また、同じ事業種類の施設であっても、施設の内容、維持管理の内容、流入水の特性等によって処理水質特性は当然異なるものである。

このため、数多くの施設の調査を行い、今後も処理水質データを多く収集する必要がある。さらに、水質変動も考慮に入れた水質保全施設の信頼性評価の方法を明らかにしていく必要がある

5．下水処理水の水質変動に関する研究

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　高島英二郎

1．研究の目的

下水処理施設から放流される処理水の評価は、通常平均的な水質で表現されることが多いが、実際には処理水質は変動を示し、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。下水の処理機能を総合的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パターンについても考慮し、その特性を把握することが必要であり、さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析することが必要である。

2．日本及びヨーロッパ諸国における下水処理水の水質基準

2．1　日本における下水道終末処理場の放流水質基準

下水道法第８条により、下水道終末処理場の放流水質は、政令で定める技術上の基準に適合するものでなければならないことがうたわれている。これを受けて下水道法施行令第６条に、技術上の基準が表－１のように定められている。

表－１　放流水の水質の技術上の基準（抄）

区分＼項目	水素イオン濃度（水素指数）	生物化学的酸素要求量（単位　１リットルにつき５日間にミリグラム）	浮遊物質量（単位　１リットルにつきミリグラム）	大腸菌群数（単位１立方センチメートルにつき個）
活性汚泥法、標準散水濾床法その他これらと同程度に下水を処理することができる方法により下水を処理する場合	５．８以上 ８．６以下	２０以下	７０以下	３０００以下

また、下水の水質の検定方法に関する省令（厚生省令、建設省令）第２条により、表－１に掲げる項目について検定を行う場合においては、検定のための試料は、検定しようとする放流水の水質が検定を行う日の平均を示していると推定される時刻に、水深の中層部から採取しなければならないと規定されている。

また、下水道法第２１条、下水道法施行令第１２条により、下水道管理者は、放流水に関し、処理施設で処理されたものについては少なくとも毎月２回、水質検査を行うこととなっている。検査に供する放流水は、当該放流水の水質に対する雨水の影響の少ない日において採取しなければならない。ただし、下水道維持管理指針においては、ｐＨは平常試験の項目に位置付けられており、原則として

毎日、ＢＯＤ、ＳＳ、大腸菌群は中試験の項目として位置付けられており、週１回程度試験を行うものとされている。

このように、日本における放流水質の基準と試験値との照らし合わせは、「平均を示していると推定される時刻に」という表現に見られるように、統計的手法によらず、多少あいまいな検定方法になっている。

また、現況の放流水質基準は地域による違いはなく一律の値になっているが、放流水域の重要性、汚濁負荷の許容受け入れ量等によって放流水質を表－１より高度なものにすべき場合もある。この場合必要とされる放流水質は、流域別下水道整備総合計画や水質汚濁防止法による排水基準等によって決定されることになる。

２．２　ヨーロッパ諸国における下水処理水の水質基準[1)]

ヨーロッパ諸国における下水処理場の放流水質基準は、国によってまちまちではあるが、ＢＯＤについては１０～４０ｍｇ／ｌがほとんどである。また、処理場の規模、処理プロセス、放流水域により値が大きく異なる国がある。

放流水の分析結果が基準を満足しているかどうかの評価方法について、いくつかの国の例を次にあげる。

デンマークでは、管理期間の分析値の５０％以上が基準を満足しているか、あるいは８０％以上が満足しているかによって判定されている。２つの方法のどちらに準拠するかは、環境にとって平均負荷が問題となるのか、実際の放流水濃度が問題になるのかによって定められている。採水方法としては、２４時間の流量比例の採水を行うことになっており、一般的に、地方自治体が管理期間(１年間)に１０回、地区機関（地方自治体と国の中間）が２回採水する。

オーストリアでは、検査の８０％（５回のうち４回）以上が適合しなければならず、５回の検査のうち１回は、アンモニア性窒素を除く項目については基準値の５０％以下の超過、アンモニア性窒素については１００％の超過が許容されている。採水方法としては、施設の運転者による１日の混合試料による試験及び外部機関による検査があり、回数は施設の大きさにより異なっている。

西ドイツでは、２時間に２分以上の間隔で５試料を採取し、５試料のうち４試料が基準値以内で、かつ基準値を超えていても超過が１００％以内の場合、基準を満足しているとしている。試料採取の頻度は、対象試料の潜在的な影響の程度に従って定められている。

イギリスでは、１２ヶ月の試料数に対して基準値を超えてもよい試料数を定めた、検査表というものを用いることによって、期間内のＢＯＤの９５％が基準値内にあるかどうかが判定できるようになっている。また、常時超えてはならない上限も使用されている。採水方法としては、放流水質基準との照査にはスポット採水が用いられている。採水頻度は国の場所ごとに著しく異なっており、典型的な頻度は、下水処理規模により、１年につき４～５２回である。

３．研究内容

３年度は初年度であり、下水処理場から通日水質試験データを収集し、その変動特性としてどのようなものがあるかを調べた。各下水処理場の特性を表－２に示す。

表－２　各下水処理場の特性

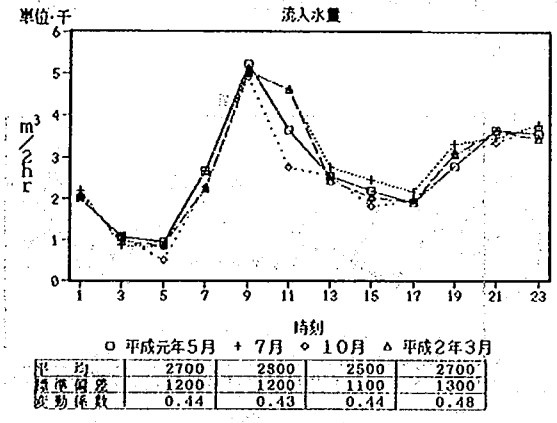
	A下水処理場	T下水処理場	N下水処理場
供用開始年	昭和５９年	昭和３５年	昭和４０年
排除方式	分流	分流（一部合流）	合流
処理方式	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
処理能力（m^3／日）	62,000	7,000	225,000
流入水量（m^3／日）	32,000	4,900	187,000

注）流入水量は平成元年度の４回の通日調査時の平均である．

①　A下水処理場

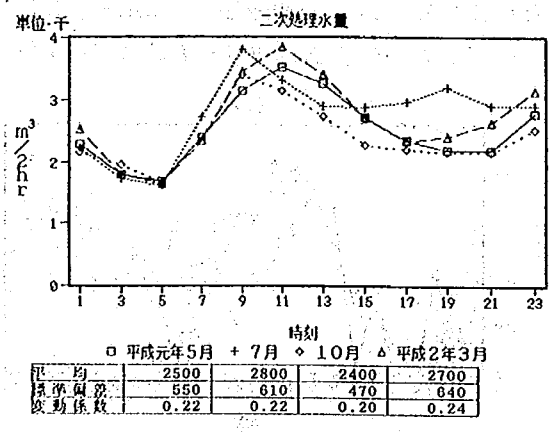
平成元年度に行われた４回の通日試験データをグラフにまとめた。（②、③も同様）

図－１は流入水量、図－２は二次処理水量（エアレーションタンクへの流入水量）である。また、最終沈澱池流出水の水質について、ＢＯＤを図－３に、ＳＳを図－４に、大腸菌群を図－５に示す。②、③の下水処理場も含め、ここでの水質データは塩素消毒前の値であり、放流水質とはやや異なることになる。



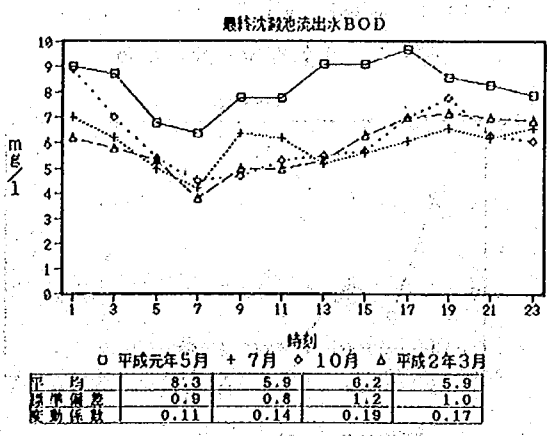
平均	2700	2800	2500	2700
標準偏差	1200	1200	1100	1300
変動係数	0.44	0.43	0.44	0.48

図--１　Ａ処理場－流入水量



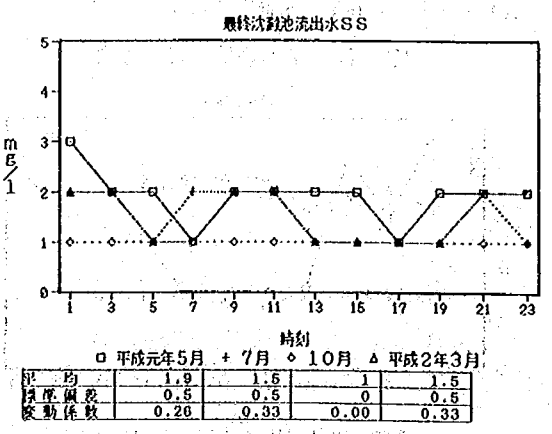
平均	2500	2800	2400	2700
標準偏差	550	610	470	640
変動係数	0.22	0.22	0.20	0.24

図－２　Ａ処理場－二次処理水量



平均	8.3	5.9	6.2	5.9
標準偏差	0.9	0.8	1.2	1.0
変動係数	0.11	0.14	0.19	0.17

図－３　Ａ処理場－ＢＯＤ



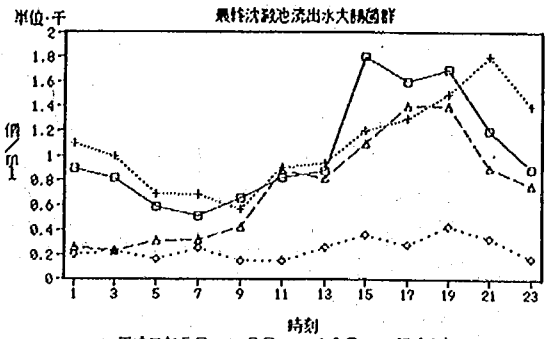
平均	1.9	1.5	1	1.5
標準偏差	0.5	0.5	0	0.5
変動係数	0.26	0.33	0.00	0.33

図－４　Ａ処理場－ＳＳ

流入水量は、季節にかかわらず、ほとんど同じ値、変動パターンを示している。二次処理水量は、流入水量にやや遅れた位相の変動パターンを示しているが、標準偏差は流入水量の半分程度になって

いる。

ＢＯＤについて見ると、二次処理水量にやや遅れるような変動パターンを示しており、７・１０・３月はほぼ同じ値であるが、５月は少し高い値となっている。ＳＳについては、二次処理水量の変動にいくらか近いパターンとなっている。大腸菌群についてはＢＯＤの変動パターンに近いが、全体的に変動が大きくなっている。大腸菌群、ＳＳについては１０月の値は低くなっているが、ＢＯＤについては１０月も７・３月と同程度である。

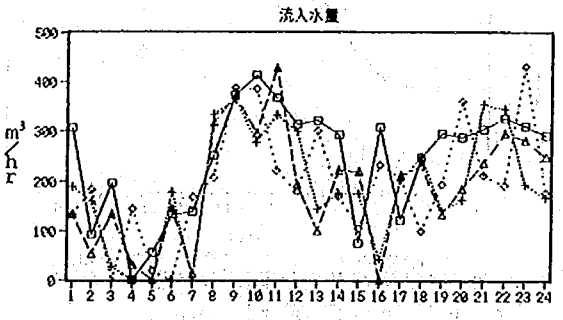


平均	1000	1100	250	730
標準偏差	430	350	86	410
変動係数	0.43	0.32	0.34	0.56

図－５　Ａ処理場－大腸菌群

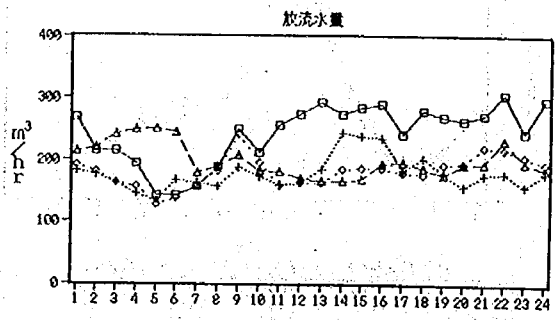
② Ｔ下水処理場

４回の通日試験データについて、流入水量を図－６に、放流水量を図－７に、最終沈澱池流出水のＢＯＤを図－８に、ＳＳを図－９に示す。ここの調査は午前９時から翌朝８時までの調査であるが、先のグラフとの対比のため１～８時のデータを前にもってきた。



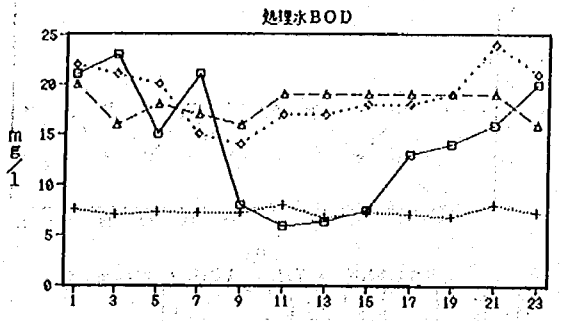
平均	240	190	200	190
標準偏差	110	110	110	110
変動係数	0.46	0.58	0.55	0.58

図－６　Ｔ処理場－流入水量



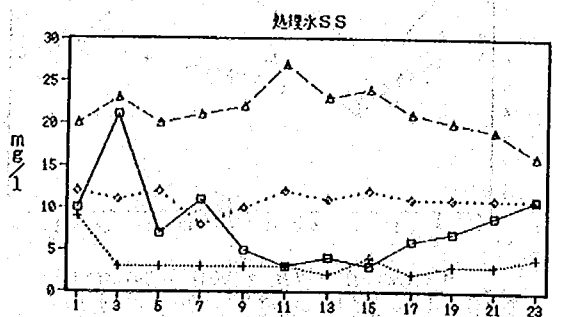
平均	240	180	180	200
標準偏差	48	27	25	26
変動係数	0.20	0.15	0.14	0.13

図－７　Ｔ処理場－放流水量



平均	14.2	7.3	18.6	18.1
標準偏差	5.9	0.4	2.8	1.4
変動係数	0.42	0.05	0.15	0.08

図－８　Ｔ処理場－ＢＯＤ



平均	8.1	3.5	11.0	21.3
標準偏差	4.8	1.8	1.1	2.7
変動係数	0.59	0.51	0.10	0.13

図－９　Ｔ処理場－ＳＳ

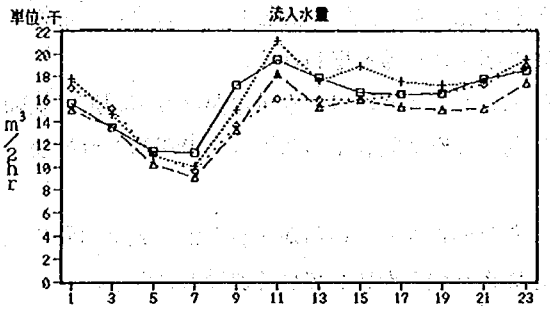
流入水量は、季節にかかわらずほぼ同じ変動パターンであり、８・１１・３月についてはほぼ同じ値となっている。６月の流入水量がやや高いのは、前日が雨であったためと思われる。放流水量については変動がかなり平滑化されており、８・１１・３月の標準偏差は、流入水量の１／４程度の値になっている。

ＢＯＤについて見ると、６月の他は変動が少ない。６月のデータが大きく変動しているのは、前日の雨により、調査開始日最初（９時以降）の水質が低くなった可能性がある他、６月の放流水量が他より変動が大きいことがその原因になっていると考えられる。１１月と３月の値はほぼ同じであるが、８月調査時の値はこれらよりかなり低くなっている。６月のデータを除いて見ると、時間的な変動より季節的な変化が卓越している。

ＳＳについても、６月を除いて時間変動より季節変化が卓越している点、８月の値が低くなっている点は同じであるが、１１月と３月の値は差があり、３月の方がかなり高くなっている。６月の変動パターンは、ＢＯＤに似たものになっている。

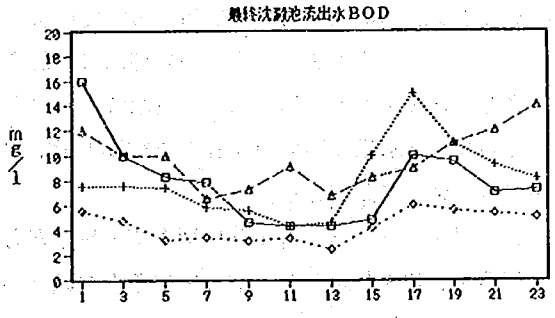
③ Ｎ下水処理場

同じく４回の通日試験データについて、流入水量を図－１０に、最終沈澱池流出水のＢＯＤを図－１１に、ＳＳを図－１２に、大腸菌群を図－１３に示す。



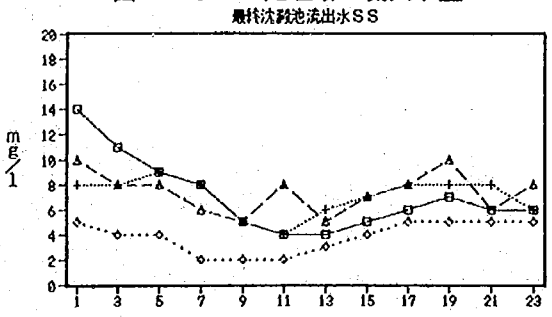
平均	16000	16000	15000	14000
標準偏差	2500	3200	2500	2500
変動係数	0.16	0.20	0.17	0.18

図－１０　Ｎ処理場－流入水量



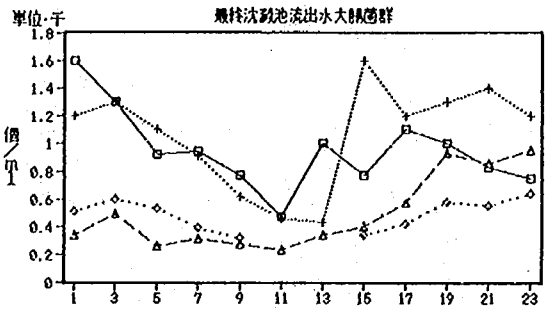
平均	7.8	8.0	4.3	9.6
標準偏差	3.2	2.9	1.1	2.2
変動係数	0.41	0.36	0.26	0.23

図－１１Ｎ処理場－ＢＯＤ



平均	7.1	7.1	3.8	7.4
標準偏差	2.9	1.4	1.2	1.6
変動係数	0.41	0.20	0.32	0.22

図－１２　Ｎ処理場－ＳＳ



平均	950	1100	490	500
標準偏差	280	360	110	260
変動係数	0.29	0.33	0.22	0.52

図－１３　Ｎ処理場－大腸菌群

流入水量については、４回とも同様な値と変動パターンを示しているが、２月については冬のため少し値が小さくなっている。

ＢＯＤについては、各月とも９～１３時頃に極小値となる変動パターンとなっており、これにはやはり水量の変動が影響しているものと思われる。Ｎ処理場の場合は、５・７月についてはかなり時間変動があり、季節的な変化より時間的な変動が卓越しており、５月の１時、７月の１５時のように一時的に値が大きくなる現象が見られる。これは、Ａ処理場、Ｔ処理場に比べ、Ｎ処理場は処理能力に対する流入水量の割合が高いことが関係している可能性がある。ＳＳについては、ＢＯＤと同様な変動パターンになっている。大腸菌群についても、ＢＯＤの変動パターンに近いものになっている。

以上、３箇所の下水処理場について年４回の２４時間の処理水質変動を見ることにより、時間的、季節的な変動がかなりあることを確認した。Ｔ処理場については季節変化が卓越し、Ｎ処理場については時間変動が卓越していた。Ａ処理場については、時間変動、季節変化が同じ程度に現れていた。

４．今後の課題

３年度においては、日本及びヨーロッパにおける下水処理水の水質基準について対比し、ヨーロッパにおいては、処理水の評価の際に統計的手法が用いられている場合が多いのに対し、日本においては処理水質評価に統計的手法は用いられていないことを確認した。処理水質と基準との照らし合わせの際には、統計的手法による方が処理水質の評価がより明確になると思われる。

また、３箇所の下水処理場の処理水質データから確認したように、処理水質はかなりの程度で変動しており、下水処理場の機能評価を行う上で、水質変動も考慮に入れた信頼性評価の手法を今後明らかにしていく必要がある。

３年度は、時間軸に対する処理水質の変動がどのような形になっているかを見たが、処理水質の変動特性を、確率分布がどうなっているかを調べることにより明らかにしていく必要がある。

＜参考文献＞

１）ヨーロッパ諸国における下水処理水の水質基準：下水道協会誌1991／4～9

Ⅱ．国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．下水処理水の高度処理技術の確立に関する研究

三次処理研究室　　室　長　高橋　正宏
研究員　南山　瑞彦

１．はじめに

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

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

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

２．臭気・色度・残存有機物に関する実態調査

2.1　調査対象

臭気・色度・残存有機物を処理対象とするにあたり、下水処理場におけるこれらの実態を把握する必要がある。平成元年度は、関東地方の下水処理場の中から表-1に示す26の処理場を選定し、臭気、色度、残存有機物に関する実態調査を実施した。処理場の選定にあたっては、表-1に示すように、汚泥処理プロセスの違いと処理水量に基く分類を考慮した。この実態調査により、以下に示す結果を得た。①調査を行った処理場の65％で、生物処理水（以下、処理水と記す）の臭気

表－１　実態調査対象処理場分類表

		汚泥処理プロセス						
		① 濃縮 薬品添加（ポリマー） 脱水（ベルトプレス、遠心脱水）	② 濃縮 薬品添加（塩鉄、石灰） 脱水（真空、加圧）	③ 濃縮 嫌気性消化 洗浄 薬品添加（塩鉄、石灰） 脱水（真空、加圧）	④ 濃縮 嫌気性消化 薬品添加（ポリマー） 脱水（ベルトプレス、遠心脱水）	⑤ 濃縮 系外搬出（濃縮返流水のみ）（16は返流水を受けず）	⑥ 系外から濃縮汚泥受け入れ（汚泥の集中処理を実施）	⑦ 好気性消化 濃縮 薬品添加（ポリマー） 脱水（ベルトプレス）
晴天時平均流入水量 10000m³/日以上	合流	2、3	4、5、6	7、8	9、10、11	12	13	無し
	分流	1、14	無し	15	無し	16、17	無し	無し
流入水量 1000～5000 m³/日	分流	19、20	21、22、23	24	25	26	無し	18

強度が60度以下であった。②返流水は、その臭気強度が10^4のオーダーまでは、処理水の臭気強度に影響を与えなかった。③住宅団地下水処理場のように、比較的処理量の少ない処理場では、一般的に、返流水の臭気強度が低かった。④色度成分は生物処理により、15度程度まで除去されていた。⑤処理水中に残存する有機物は、C-ＢＯＤで10mg/L以下、ＣＯＤ$_{Mn}$で10～20mg/L、ＴＯＣで７～12mg/Lであった。

２年度は、表-1の中のNo. 7およびNo. 13の二つの処理場について、24時間調査及び冬期実態調査を行った。なお、処理場No. 7は処理場が東系、西系に分かれている。西系汚泥は東系内にある汚泥処理工程で処理され、汚泥処理工程からの返流水は、すべて東系で受け入れている。このうち、東系の処理水を調査対象とした。この実態調査により、以下に示す結果を得た。①流入水は、個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きく、一般的な臭気強度・色度の変化形式を見いだすことができなかった。②処理水の示す臭気強度は50～100度、色度は30～40度、ＴＯＣは５～10mg/Lであり、流入水の水質変動にさほど影響を受けず、比較的安定していた。

上記の結果をふまえ、２年度の冬期実態調査の対象であった処理場No. 7およびNo. 13の夏期実態調査、および、返流水を受けない処理場（以下、処理場Ａ）を対象とした冬期実態調査を行った。また、処理場の各処理単位における臭気等の発生・除去の実態を把握するため、２ヶ所の処理場（以下、処理場Ｂ、処理場Ｃ）を対象として処理過程詳細調査を行った。これは、汚泥系からの返流水による臭気の負荷に関する知見を得ることが目的である。なお、処理場Ｂは汚泥系に消化槽を有する処理場であり、処理場Ｃは分離濃縮を行っている処理場である。両処理場とも、流入水量が10,000m^3/日を越える分流式処理場である。

分析項目と分析方法を表-2に示す。冷時臭気強度は、上水試験方法に定められたものではないが、人が通常感じ得る臭気強度を評価する方法として導入した。今回は、臭気に関しては臭気強度、色に関しては色度、残存有機物に関してはＴＯＣの値に基づいて報告する。

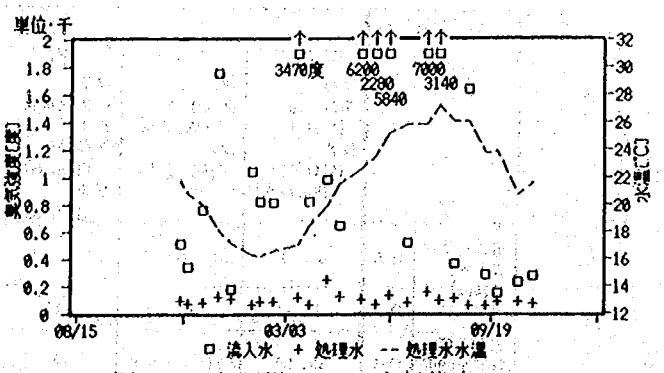
表－２　分析項目と分析方法

評価対象	分析項目	分析方法
臭気	臭気の種類	上水試験方法(1985)、表－24参照
	臭気強度	上水試験方法(1985)、臭気強度（ＴＯＮ）
	冷時臭気強度	臭気強度測定のうち、40℃への加温を行わない
色	色度	上水試験方法(1985)、白金・コバルト法
残存有機物	ＴＯＣ	下水試験方法(1984)、燃焼-赤外線分析法
	ＣＯＤ$_{Mn}$	下水試験方法(1984)、100℃における$KMnO_4$法

2.2　調査結果と考察

2.2.1　夏期実態調査

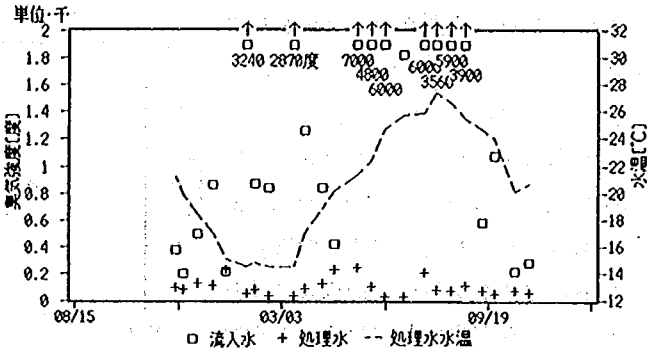
図-1,2に臭気強度の経日変化を、２年度の冬期実態調査結果とあわせて示す。流入水の臭気強度は、両処理場とも、１月後半から３月にかけては800～1,000度程度であり、５月中旬から８月にかけて、頻繁に3,000～7,000度を示すようになる。春期から夏期にかけての流入水の臭気強度値上昇は、水温の



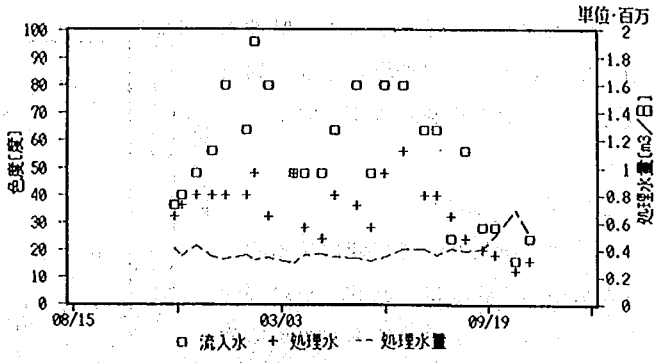
図－１　処理場No. 7 －臭気強度

上昇にともなう生物活動の活発化等による管渠内での変質に原因があると考えられる。流入水の臭気強度は、個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きいと考えられるため一般化することは困難であるが、処理場No.７、処理場No.13 における年間の臭気強度変化の概略は、冬期 1,000度以下、夏期3,000度以上とまとめられるようである。処理水の臭気強度は、両処理場とも、流入水の臭気強度変化の影響をあまり受けることはなく、年間を通して 50～130度である。ただし、処理場No.７では４月中旬、処理場No.13では、１月上旬、４月下旬から５月中旬、７月中旬に、処理水の臭気強度が200度を越えている。臭気の除去に関する生物処理の効果は明確ではなく、また、流入水の臭気強度の影響も無視しきることができないが、臭気強度が200度を越えるという現象が処理水水温の低温期および高温期への移行期に発生している場合が多いことから、温度による生物の処理能力の変化に主な原因があると考えられる。

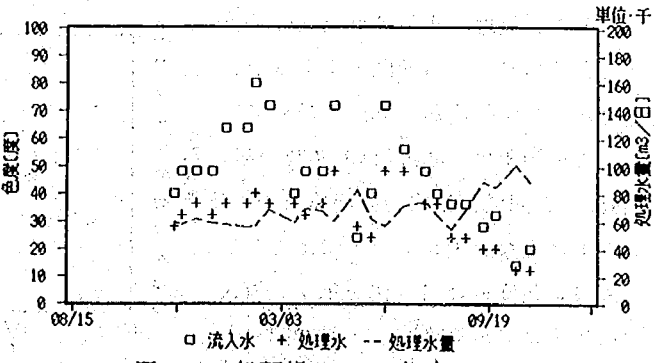
図-3,4に色度の経日変化を、２年度の冬期実態調査結果とあわせて示す。流入水は両処理場とも色度40～80度で推移している。特に２月から６月にかけては70度を越える傾向にある。この時期に色度が上昇する理由については把握できていない。また、９月以降、流入水の色度が下降傾向にある。この原因は、台風等の降雨による流入水の希釈であると考えられる。処理水の色度は両処理場とも20～40度で比較的安



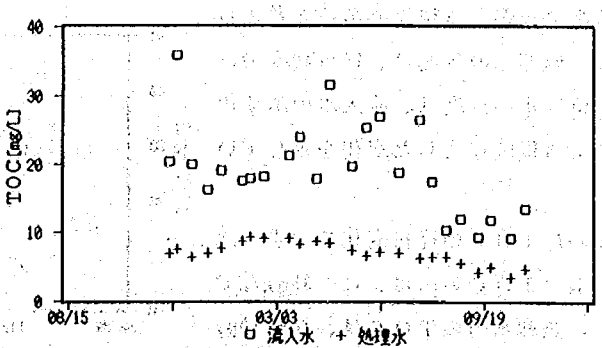
図－２　処理場No.13－臭気強度



図－３　処理場No.７－色度



図－４　処理場No.13－色度



図－５　処理場No.７－ＴＯＣ

定しているが、流入水の示す色度にある程度呼応した変化も示している。

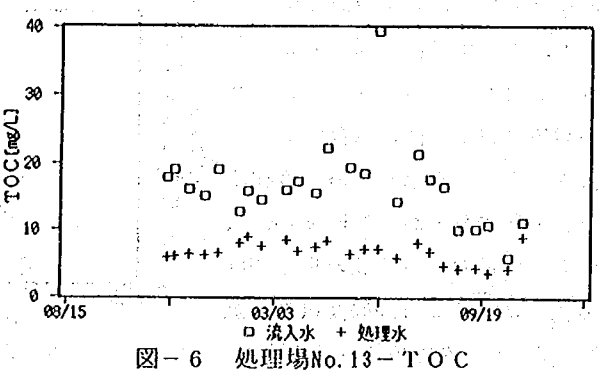
図-5,6にＴＯＣの経日変化を示す。流入水中のＴＯＣは、処理場No.７で10～30mg/L、処理場No.13で10～20mg/Lであり、年間を通して比較的安定している。ＴＯＣも色度と同様に、９月以降、減少傾向を示している。この原因も、台風等の降雨による流入水の希釈が原因であると考えられる。処理水中のＴＯＣは、両処理場とも５～10mg/Lで、大きな変化を示さず、安定している。

2.2.2　冬期実態調査

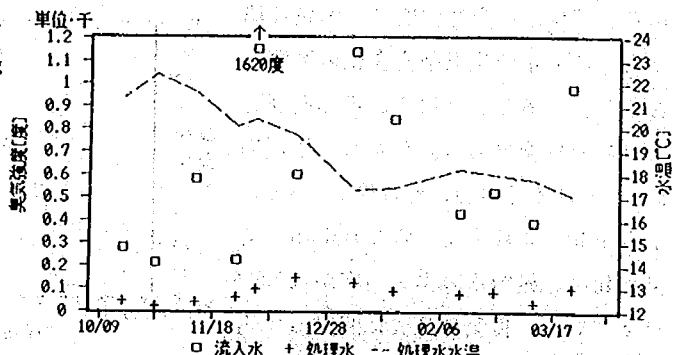
図-7に臭気強度の経日変化を示す。流入水の臭気強度は、200度から1,600度まで分布している。処理水の臭気強度は、50～100度である。処理場Ａにおいても、処理水水温の低温への移行期である12月に、短期間ではあるが、処理水の臭気強度が 100度を越えている。この現象は、処理場No.７及び処理場No.13と同様、生物の処理能力の一時的低下に主な原因があると考えられる。

図-8に色度の経日変化を示す。流入水の色度は30～80度で、上昇傾向にある。これは、10月の降雨による流入水の希釈に起因する現象であると考えられる。処理水の色度は、15～40度である。処理水の色度は、流入水の示す色度にある程度呼応した変化を示している。

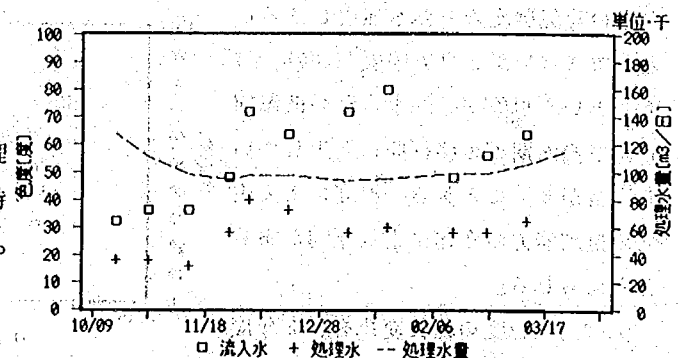
図-9にＴＯＣの経日変化を示す。流入水中のＴＯＣの値は、15～35mg/Lである。処理水中のＴＯＣは、５～10mg/Lで安定している。



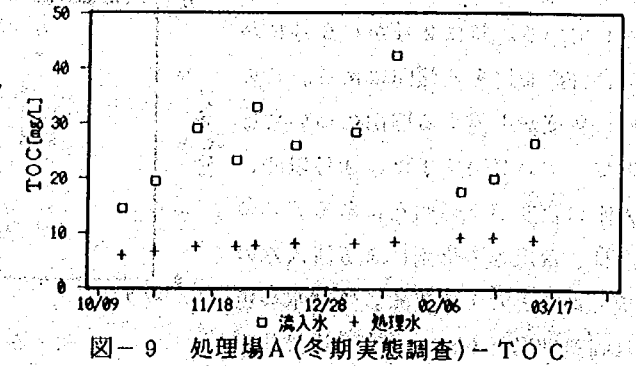
図－６　処理場No.13－ＴＯＣ



図－７　処理場Ａ(冬期実態調査)－臭気強度



図－８　処理場Ａ(冬期実態調査)－色度

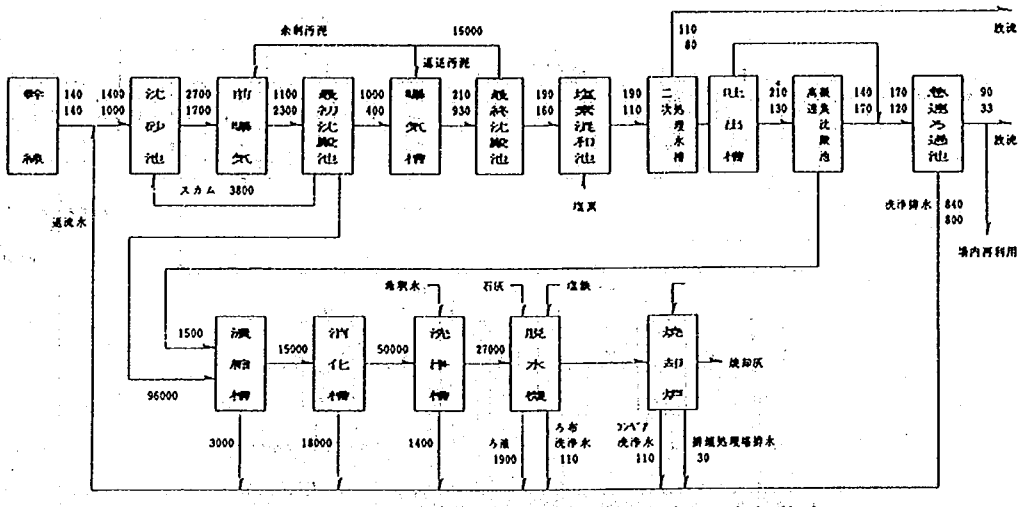


図－９　処理場Ａ(冬期実態調査)－ＴＯＣ

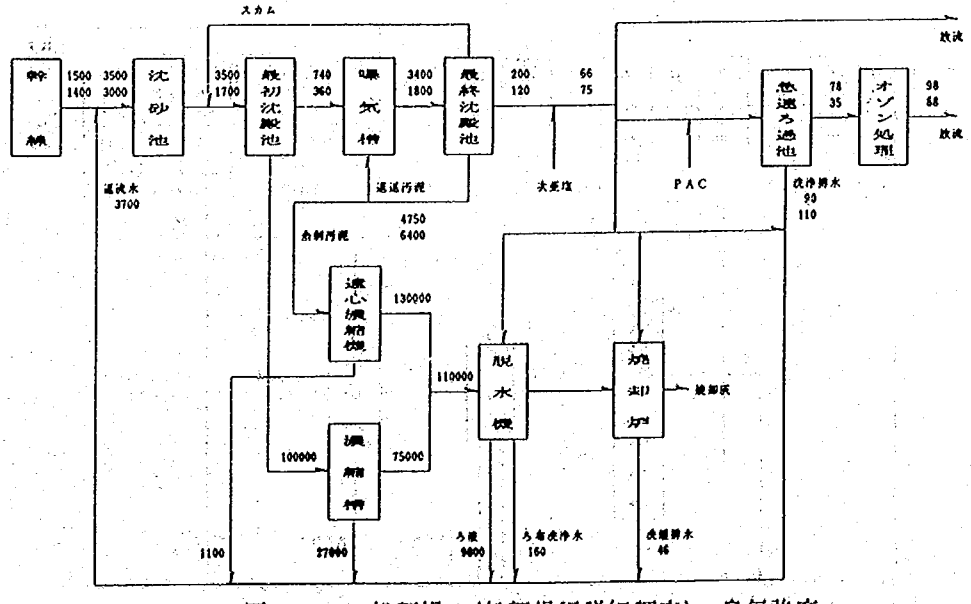
これらの結果は、個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きいと考えられる。特に処理場Aは、処理場への流入水量の日変動が大きく、30倍近い流量差が生じる場合があるとされている。このため、本調査では、流入水量の多い時間帯と少ない時間帯の試料を混合して分析している。しかし、試料採取の統一性を図ることは非常に困難である。そのため、流入水の臭気強度等の値が不安定になったと考えられる。一方、処理水の臭気強度、色度、ＴＯＣの値は、ほぼ安定している。これは、処理場が地下式で温度変化あまり大きくなく、比較的安定した処理が行われていることに加え、汚泥処理系からの返流水が無いことも一因であろうと思われる。

2.2.3　処理過程詳細調査

処理過程詳細調査は、11月下旬から12月上旬の降雨の無い日に行った。図-10,11に処理場Ｂ、



図－１０　処理場Ｂ(処理過程詳細調査)－臭気強度

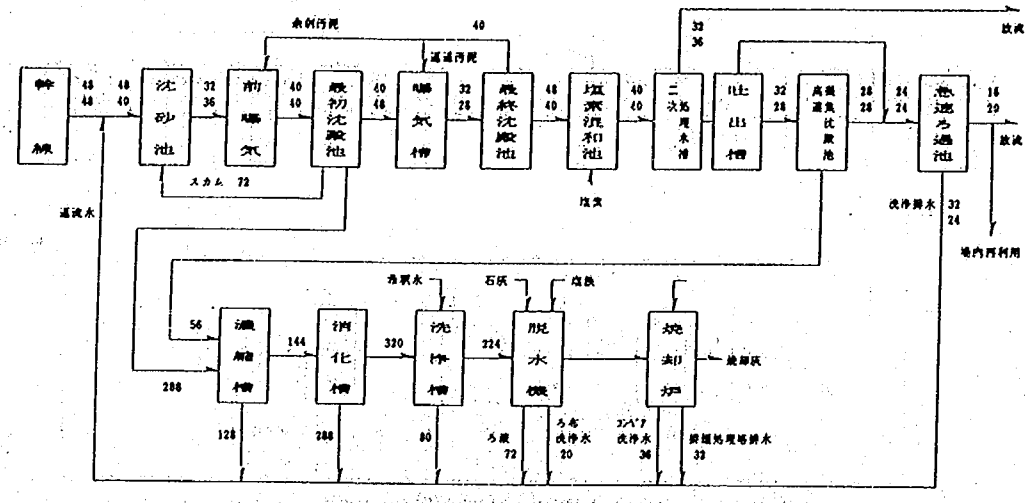


図－１１　処理場Ｃ(処理過程詳細調査)－臭気強度

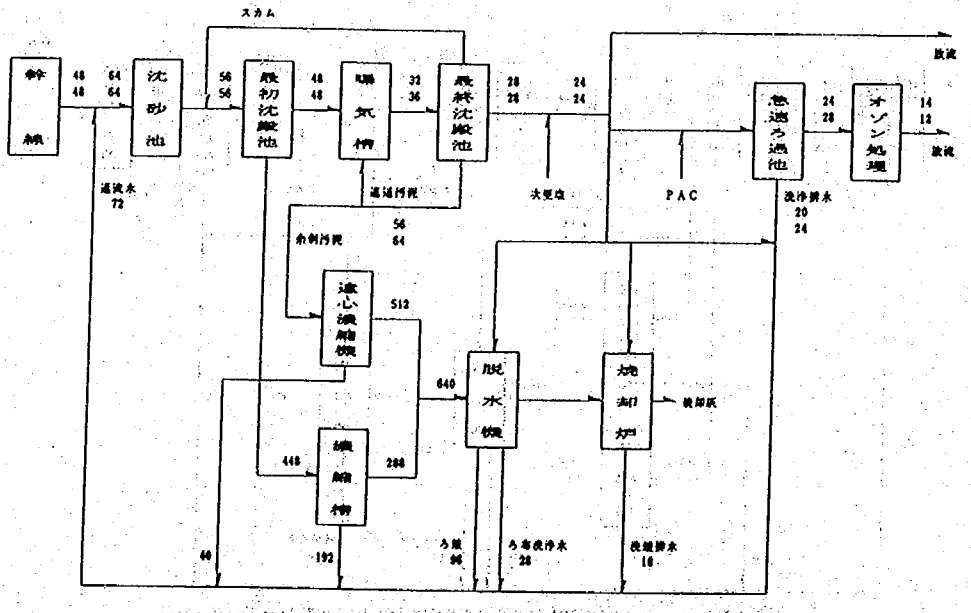
処理場Cの各処理過程における臭気強度を示す。水処理系の臭気強度が二段にわたって記載されているのは、各々午前（上段）と午後（下段）の調査結果である。処理水の臭気強度120～200度という値は、元年度の実態調査（26ヶ所中65%の処理場で60度以下、12月中旬～2月中旬に実施）、2年度の冬期実態調査（50～100度）、3年度の夏期実態調査（50～130度）・冬期実態調査（50～100度）と比較して大きな値である。また、別の調査では、処理場Bで

表－3　水処理過程における臭気の変化

過　程	返流水流入	沈砂池	前曝気	最初沈殿池	曝気槽	最終沈殿池	塩素混和	急速ろ過池
処理場B	↑	↑	↓	↓	↓	↓	↓	↓
	下水臭、ちゅうかい臭					かび臭、土臭		
処理場C	↑	↓	－	↓	↑	↓	↓	↓
	下水臭、ちゅうかい臭、腐敗臭				かび臭、土臭		塩素臭	



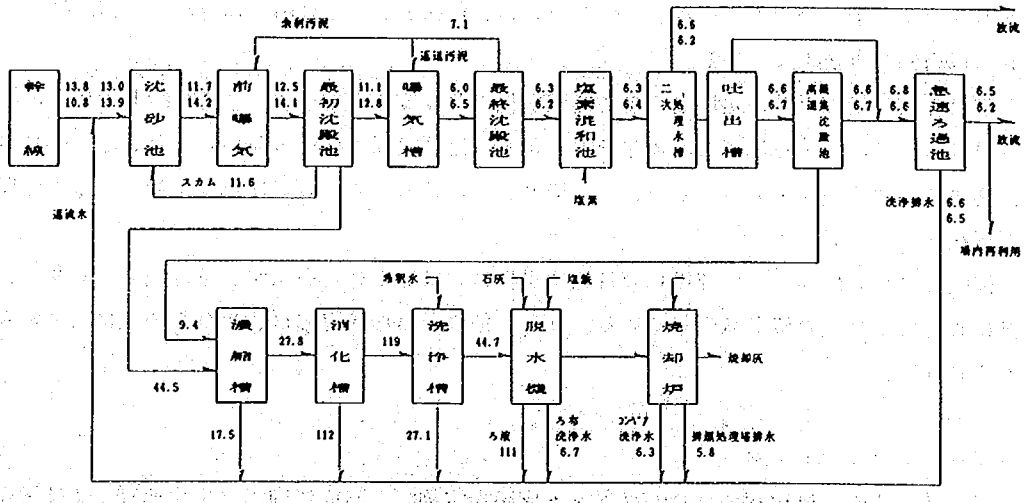
図－12　処理場B（処理過程詳細調査）－色度



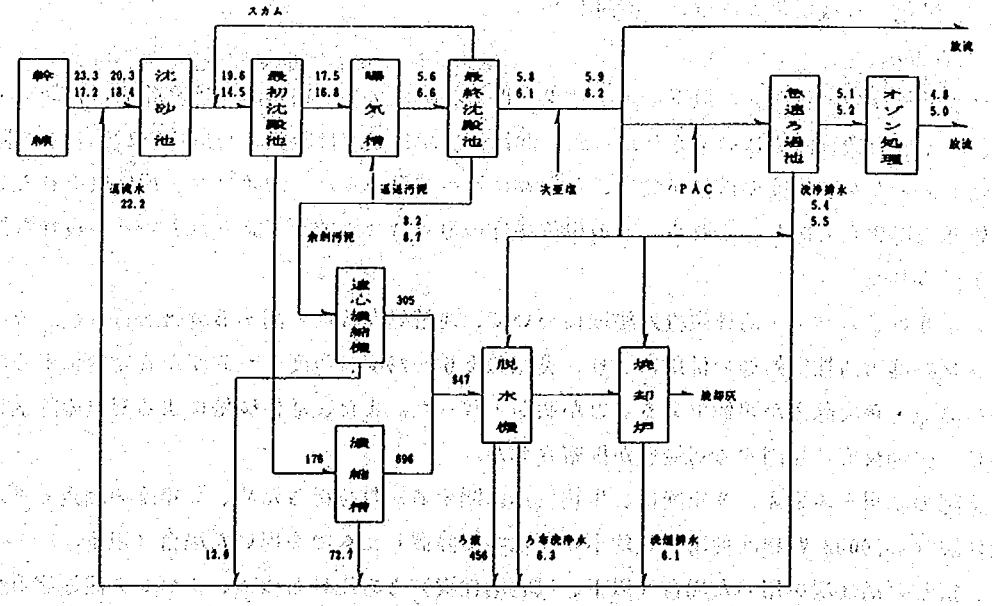
図－13　処理場C（処理過程詳細調査）－色度

38度、処理場Cで37度という結果を得ている。これらのことから、本調査で得られた結果が、一般的な実態より、やや高い値を示している可能性がある。

各水処理過程における臭気強度の変化及び臭気の種類を表-3にまとめる。水処理系における臭気の種類は、曝気槽以前が下水臭・ちゅうかい臭、曝気槽以後がかび臭・土臭となる。臭気強度に関しては、最初沈殿池、最終沈殿池において低くなっている。一方、曝気槽では、臭気が強くなる場合がある。これらのことから、官能試験で把握することができる範囲での水からの臭気の除去は、主に沈殿池等の固液分離過程によって行われている。曝気槽では、下水臭は除去されるものの、活性汚泥に由来すると考えられる土臭が着臭することがわかる。これは、各試料の臭気が、試料中の固形分が発する臭気の影響を受けていることを示している。



図－１４　処理場Ｂ(処理過程詳細調査)－ＴＯＣ



図－１５　処理場Ｃ(処理過程詳細調査)－ＴＯＣ

元年度の調査では、汚泥系からの返流水の臭気強度が10^4のオーダーまでは、処理水の臭気強度に影響を与えないという結果を得た。本調査では、両処理場とも、返流水の臭気強度が10^3のオーダーにとどまっており、かつ、処理水の臭気強度もきわだって異常な値であるとは考えにくいため、元年度の調査結果とは矛盾していないと考えられる。本調査は、返流水からもたらされる臭気の負荷が、どの水処理過程における臭気除去に影響を与え、処理水への臭気残存を引き起こすのかという点を把握することが目的の一つであったが、返流水からの臭気強度が低く、この点に関する知見を得ることができなかった。一方、各汚泥処理プロセスが返流水の臭気に影響を与える可能性については、臭気強度に関して負荷量が定義できると仮定すると、初沈汚泥濃縮槽越流水が最大の負荷源であることがわかる。臭気強度に関しては、濃縮槽越流水、消化槽脱離液の臭気が強いが、消化槽脱離液の水量が少ないため、負荷としては濃縮槽越流水の3.7%程度（処理場Bの場合）にとどまっている。

図-12,13に処理場B、処理場Cの各処理過程における色度を示す。色度に関しては、汚泥系からの返流水の混入を除けば、顕著な増大を示す水処理過程が存在しない。また、曝気槽において色度が低下する傾向があるものの、処理場B、Cに共通して、顕著に色度が低下する水処理過程も存在していない。

図-14,15に処理場B、処理場Cの各処理過程におけるＴＯＣを示す。処理場B、C共に、曝気槽においてＴＯＣの値が減少している。また、他の水処理過程では、ＴＯＣの値に大きな変化がみられない。

3．パイロットプラント実験

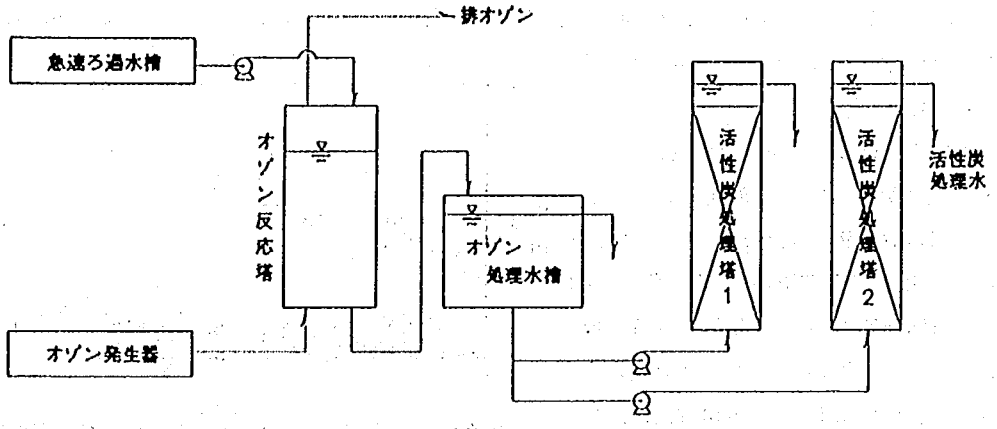
オゾン・活性炭直列処理パイロットプラント実験を実施し、高度処理水（生物処理＋急速ろ過）からの脱臭、脱色、有機物除去について検討した。

3.1　調査方法

平成元年度の調査から、以下に示す結果を得た。①オゾン単独処理は色度除去に有効であったが、臭気、有機物除去には適さなかった。②活性炭単独処理は色度、臭気、有機物各々の除去に有効であったが、色度の破過が臭気、有機物に比べて早かった。③オゾン、活性炭それぞれの単独処理の得失を考慮し、これら二つの単位操作の組み合せ処理を実施したところ、良好な処理水質が得られた。

２年度は、オゾン・活性炭直列処理について、連続処理特性に関する調査を行った。その結果、オゾン処理と活性炭処理の併用により、臭気強度５～20度、色度１～５度が安定的に得られ、長期の臭気・色度除去が可能であることが明かとなった。また、活性炭塔による臭気の除去については、生物反応に起因する可能性が推察された。

上記の結果をふまえ、３年度は、生物反応に関する知見を得るため、２年度の調査で使用した活性炭（20,000B.V.程度使用）を約半年間水中で静置したものを用いた場合（以下、「旧」活性炭）と、新しい活性炭を用いた場合（以下、「新」活性炭）とを比較しつつ、オゾン・活性炭直列処理の長期連続処理特性に関する調査を実施した。プラントの処理フローを図-16に示す。プラントは、

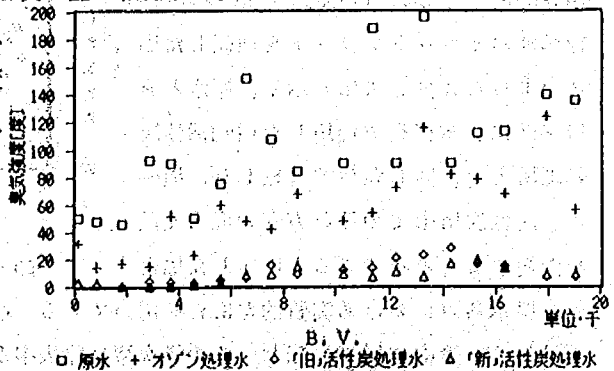


図－１６　オゾン・活性炭処理パイロットプラント

表-1のNo.9の処理場に設置し、この処理場の高度処理水（生物処理＋砂ろ過）を原水として用いた。高度処理水は、オゾン処理を受けた後、活性炭処理を施される。オゾン反応塔の反応部の容積は4.5L、活性炭処理塔の内径は0.107m、塔内の活性炭（三菱化成ﾀﾞｲﾔﾎｰﾙ106を使用）の層高は0.55mとした。活性炭処理塔１には「旧」活性炭を、活性炭処理塔２には「新」活性炭を充填している。実験は、オゾン濃度2.5mg-O_3/NL、送気流量２NL/min、オゾン反応塔への原水の流入量1.5L/minという条件で行った（オゾン注入率3.3[mg-O_3/L]）。このオゾン注入率は、元年度までの実験により、臭気除去には不十分であるが、色度除去に関しては、色度25～30度の高度処理水を、10～15度にすることが期待できる注入率である。また、活性炭塔への流量は、0.5L/minとした（線速度3.3[m/hr]、空塔速度6.1[hr^{-1}]）。なお、実験中、活性炭層の目詰り等により活性炭層が浮いた場合は、活性炭層を洗浄した。２年度は、活性炭処理塔を下向流で用いていたが、３年度は上向流とし、重力ではなくポンプによりオゾン処理水を供給した。このため、ある程度活性炭層の圧力損失が大きくなった場合でもオゾン処理水を供給することができるようになり、活性炭層の逆洗回数は減少した。

3.2　調査結果と考察

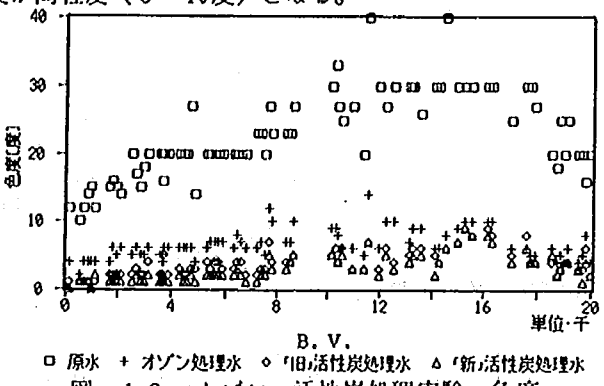
図-17に実験期間中の臭気強度を示す。B.V.とは活性炭層と累積通水容量の比であり、（活性炭層への通水量）／（活性炭層容積）で得られる値である。本調査で設定したオゾン注入率は、オゾン処理による臭気除去が期待できない程度の量に相当する。そのため、オゾン処理水の臭気強度は、原水の臭気強度にある程度依存し、15度から115度程度（平均約50度）まで変動している。活性炭処理後の臭気強度は、５～30度（「旧」活性炭平均約10度、「新」活性炭平均約７度）の範囲で、通水量及びオゾン処理水の臭気強度にある程度依存しつつ変動している。「旧」活性炭による処理水の臭気強度は、1,000B.V.程度まで「新」活性炭処理水の呈する臭気強度よ



図－１７　オゾン・活性炭処理実験－臭気強度

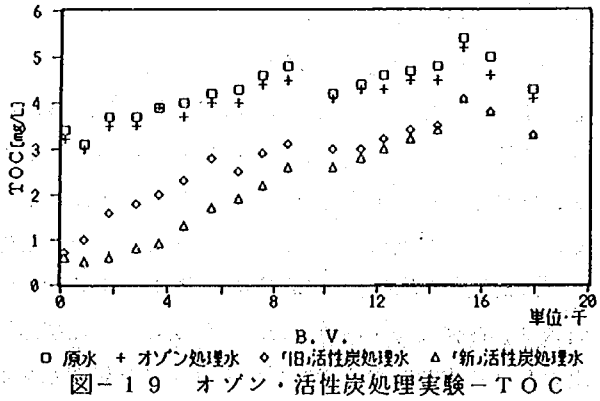
り低い。しかし、2,000B.V.以後逆転し、「旧」活性炭処理水の臭気が強くなる。16,000B.V.以後、「新」「旧」両活性炭処理水とも、臭気強度が同程度（５～15度）となる。

図-18に色度の変化を示す。オゾン処理後の色度は４～14度（平均6.5度）である。活性炭処理後の色度は、１～９度（「旧」活性炭平均3.8度、「新」活性炭平均3.0度）の範囲内にある。色度に関して四則演算を行うことができると仮定すると、活性炭によるオゾン処理水からの色度除去は、8,000B.V.までは「旧」活性炭で３～４度（平均3.2度）、「新」活性炭で４～５度（平均4.3度）である。そして、14,000B.V.以降は「旧」活性炭で１～２度（平均1.4度）、「新」活性炭で２度程度（平均1.9度）まで色度除去能力が落ちている。



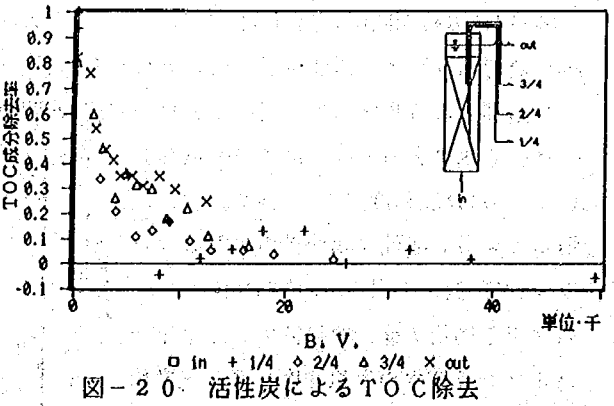
図－１８　オゾン・活性炭処理実験－色度

図-19にＴＯＣの変化を示す。本調査で設定したオゾン注入率では、ＴＯＣの低下がほとんど期待できない。一方、活性炭処理ではＴＯＣを低下させることができるが、処理が長期にわたるに従って、しだいに活性炭によるＴＯＣ除去能力が低下する。オゾン処理水中のＴＯＣ成分の除去率は、8,000B.V.程度までは「新」活性炭の方が大きいが、12,000B.V.以降は、「新」「旧」両活性炭とも、ほとんど差がなくなる。



図－１９　オゾン・活性炭処理実験－ＴＯＣ

活性炭塔におけるＴＯＣの除去は、累積通水容量が多くなるにしたがって除去能力が低下することから、主に活性炭への吸着によって起こっているものと考えられる。ただし、ＴＯＣの除去は、吸着のみによっているとは考えにくい。図-20に、高度処理水を原水（ＴＯＣ約５mg/L）とし、流量１L/minで活性炭単独処理パイロットプラントを運転した場合のＴＯＣ成分除去率を示す。原水と流量以外は、本調査で使用した「新」活性炭処理塔とほぼ同じ条件で運転した。横軸は、活性炭塔中での流れ方向の混合拡散を無視することができると仮定した場合の、採水各点における実質的なB.V.を用いている。図-20によると、ＴＯＣ成分除去率が単調減少ではなく、途中で増加に転じ、その後次第に除去率が０に近づくことが分かる。これは活性炭層



図－２０　活性炭によるＴＯＣ除去

の1/4の高さ（1/4採水点）において特に顕著である。２年度の調査では、実験開始後14日目に相当する約4,500B.V.で、活性炭層の目づまりによる最初の逆洗を行った。この時期を生物活動の影響が顕在化する目安と仮定すると、1/4採水点における14日目は約15,000B.V.に相当する。これは、1/4採水点のＴＯＣ成分除去率の一時的な増加の時期とほぼ一致している。２年度の調査で流入部に近い位置で生物が発生したことから、３年度の調査に於ける上向流型の装置でも同様に、入口近辺から生物が発生したと予想される。このため、1/4採水点におけるＴＯＣ除去率に影響を与えたものと考えられる。また、ある程度生物が発生した後、生物相が定常になるため、ＴＯＣ除去率が０に接近するものと考えられる。この現象は、採水・分析誤差等の可能性等のため、明確に原因を把握することはできないが、生物活動によるＴＯＣの消費の効果も否定できない因子であると思われる。

活性炭塔における臭気の除去に関しては、２年度の調査により、生物反応に起因する可能性が指摘されている。３年度の結果からは、20,000B.V.にわたる実験期間を通じて、活性炭層の臭気除去能に大きな低下がみられない。ＴＯＣの除去能が通水と共に低下する傾向を示していることと、臭気の原因物質が主に有機物であると思われることから、活性炭層内において臭気原因物質が非臭気原因物質化に変化している可能性が高い。また、前述の通り生物活動の影響が顕在化する時期を実験開始から14日目と仮定すると、「新」活性炭処理塔における14日目は約2,000B.V.に相当する。３年度の調査では、初期は「旧」活性炭による処理水の臭気強度が「新」活性炭処理水の臭気強度よりも低めである。そして、2,000B.V.程度から、「新」活性炭処理水の臭気強度が低下し、以後「旧」活性炭処理水より低くなる。これらのことから、活性炭層中で増殖した生物が、臭気原因物質を代謝し、無臭化している可能性が強いと思われる。

活性炭塔における色度除去は、「新」「旧」活性炭処理水の比較から、主に活性炭による吸着除去によるものであると考えられる。

４．おわりに

３年度は、臭気、色度、有機物について、２年度の調査対象であった下水処理場２ヶ所で夏期実態調査、返流水を受けない処理場で冬期調査を実施した。また、処理場の各処理過程毎の詳細調査を行った。

臭気強度、色度は、個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きく、一般的な変化形式を見いだすことは困難である。調査対象とした処理場では以下に示す結果を得た。

① 流入水の水質は、臭気強度が冬期1,000度以下、夏期3,000度以上、色度が一年を通して40～80度、ＴＯＣが10～30mg/lであった。

② 処理水の臭気強度は、一年を通して50～130度、色度は20～40度、ＴＯＣは５～10mg/lであった。

③ 返流水を受けない処理場の処理水の冬期の水質は、臭気強度が50～100度、色度が15～40度、ＴＯＣが５～10mg/lであった。

④ 処理過程詳細調査により、官能試験で把握することができる範囲での水からの臭気の除去は、固液分離過程で行われており、曝気槽では臭気の種類が変化していることが明かとなった。また、

ＴＯＣの値は、曝気槽で減少しており、色度の値も曝気槽で減少傾向にあることが明かとなった。

⑤ 処理過程詳細調査により、返流水への汚泥処理系からの負荷は、主に濃縮槽越流水によるものであることが明かとなった。

オゾン・活性炭処理をパイロットプラントを用いて実施し、高度処理水に残留する臭気、色度、有機物の除去特性を検討した。その結果、オゾン処理と活性炭処理の併用により、臭気強度５～30度、色度１～９度の処理水が得られ、14,000B.V.程度の負荷に対して臭気・色度除去が期待できることが明かとなった。また、活性炭による臭気の除去は主に生物反応による除去であり、色度、ＴＯＣの除去は主に吸着による除去であると考えられる。

５．まとめ

本研究は、下水処理水を高度利用する場合に問題となる可能性のある、処理水中に残存している臭気成分・色度成分及び有機物に関して、その分析法の検討、現在の下水処理場における挙動の実態把握をはじめ、これら各成分の処理水からの効率的な除去技術を確立することを目的として実施したものである。これまでの研究成果の概要を以下にまとめる。

Ⅰ 下水処理水の残存有機物、臭気・色度成分の分析法に関する検討

臭気成分の定性、定量は、パージアンドトラップ法を抽出濃縮方法とし、ガスクロマトグラフ質量分析計により可能であることがわかった。しかし、下水処理水には多種の物質が混合しており、具体的な臭気原因物質は同定されなかった。このため、主に官能試験による臭気強度に基づき、本研究をすすめることとした。色度成分に関しても濃縮法等の困難さから、同定することができなかった。そのため、官能試験による色度に基づくこととした。残存有機物は、混合指標であるＴＯＣに基づくこととした。

Ⅱ 下水処理水中の残存有機物、臭気・色度成分の実態調査

1) 臭気成分の下水処理プロセスにおける挙動を、かび臭原因物質とされる特定の4成分について実態調査した。

① かび臭原因物質は、生物処理によりある程度除去されていた。

② 返流水中のかび臭原因物質濃度値に、汚泥処理方式の違いが影響を与えることが示唆された。

2) 関東地方の下水処理場の中から26の処理場を選定し、臭気、色度、残存有機物に関する実態調査を実施した。

① 調査を行った処理場の65％で、処理水の臭気強度が60度以下であった。

② 返流水は、その臭気強度が10^4のオーダーまでは、処理水の臭気強度に影響を与えなかった。

③ 住宅団地下水処理場のように、比較的処理量の少ない処理場では、一般的に、返流水の臭気強度が低かった。

④ 色度成分は生物処理により、15度程度まで除去されていた。

⑤ 処理水中に残存する有機物は、C-ＢＯＤで10mg/L以下、COD_{Mn}で10～20mg/L、ＴＯＣで７～12mg/Lであった。

3) 一般的な活性汚泥法を行っている下水処理場２ヶ所で通年調査、返流水を受けない処理場で冬期調査を実施した。臭気強度、色度は、個々の処理対象地域の特性に依存するところが大きく、一般的な変化形式を見いだすことは困難であった。調査対象とした処理場では以下に示す結果を得た。

① 流入水の水質は、臭気強度が冬期1,000度以下、夏期3,000度以上、色度が一年を通して40～80度、ＴＯＣが10～30mg/Lであった。

② 処理水の臭気強度は、一年を通して50～130度、色度は20～40度、ＴＯＣは５～10mg/Lであった。

③ 返流水を受けない処理場の処理水の冬期の水質は、臭気強度が50～100度、色度が15～40度、ＴＯＣが５～10mg/Lであった。

4) ２ヶ所の処理場の各処理過程毎の詳細調査を行った。

① 官能試験で把握することができる範囲での水からの臭気の除去は、固液分離過程で行われていた。曝気槽では臭気の種類が変化していた。

② ＴＯＣの値は、曝気槽で減少していた。

③ 色度の値は、曝気槽で減少する傾向にあった。

④ 返流水への汚泥処理系からの負荷は、主に濃縮槽越流水によるものであった。

Ⅲ 下水処理水中の残存有機物、臭気・色度成分の除去技術の開発

① 臭気、色度成分の除去法として、オゾン処理法を試みた。バッチ実験により、脱色に必要なオゾン注入量は10mg-O_3/L、脱臭に必要なオゾン注入量は50～80mg-O_3/L程度であることがわかった。

② 下水の高度処理水を用いた連続実験により、オゾン単独処理は色度除去に有効であったが、臭気、有機物除去には適さないことが明かとなった。

③ 下水の高度処理水を用いた連続実験により、活性炭単独処理は色度、臭気、有機物各々の除去に有効であったが、色度の破過が臭気、有機物に比べて早かった。

④ 下水の高度処理水に対して、オゾンと活性炭の直列処理を施すことにより、臭気強度５～30度、色度１～９度の処理水が得られた。また、活性炭による臭気の除去は主に生物反応による除去であり、色度、有機物の除去は主に吸着による除去であると考えられる。

一般に、処理水の臭気の種類は、土臭・かび臭と呼ばれるものであるが、原因物質の同定はできなかった。処理水の臭気強度は50～130度程度である。処理水の呈する色は淡黄～淡緑黄色であるが、原因物質の同定はできなかった。処理水の色度は20～40度程度である。処理場において、水処理系、汚泥処理系が共に良好であるならば、処理水の臭気・色度が異常な値を示すことは少ない。水温の季節変動等により、処理水の臭気強度・色度がやや高くなる場合がある。また、濃縮槽、消化槽の運転に不具合が生じ、返流水の臭気負荷が大きくなった場合、処理水の臭気強度が異常に高くなる場合がある。処理水から臭気・色度を除去するため、オゾン処理、活性炭処理を検討した。3.3mg-O_3/L程度のオゾン注入により、処理水の色度は４～14度（平均6.5度）となる。活性炭処理により臭気強度は５～30度（平均約７度）となる。臭気の除去は、生物反応による除去であると考えられ、実験期間中ほとんど除去能力は低下しなかった。実験では、ＬＶ6.7m/hrの場合14日程度で活性炭層の損失水頭が38cmを越

え、逆洗が必要となった。逆洗直後は臭気の除去率がやや悪くなるが、1週間程度で臭気強度は10度程度まで低下した。オゾンによる色の除去と活性炭による臭気除去を併用することにより、ある程度効率のよい除去が可能となることが明かとなった。

２．下水汚泥の資源化技術に関する研究

汚泥研究室　室　長　佐藤和明
主任研究員　岡沢邦明
研　究　員　白石　隆

１．調査の目的と必要性

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

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

２．平成２年度の調査結果

平成２年度の調査結果を以下に示す。

① 石灰系汚泥の塩基度調整材としてコンクリート廃材、建設残土を混合して溶融した溶融スラグの特性に関する基礎的検討を行った結果、コンクリート廃材を混合した場合に溶流点が低下する可能性が示唆された他、建設残土を混合した場合には細骨材として使用したモルタルの圧縮強度は大きくなる傾向を示した。

② 石灰系汚泥の塩基度調整材としてコンクリート廃材を混合して溶融する場合の物質収支、熱収支及び経済性を検討した結果、スラグ量は増加するがオイル量は削減されることがわかった。

③ コンクリート廃材を消石灰の代替として脱水時の凝集助剤の位置として利用する実験を行った結果、消石灰の添加量が低減できることがわかった。

④ 溶融スラグ中の金属元素の酸性溶液への溶出に関する実験の結果、ｐＨ３以下になるとｐＨの低下に伴って金属元素の溶出濃度も高くなる傾向が確認された。

３．平成３年度の調査

３．１　調査の概要

平成３年度に行った調査の概要を示す。

① 建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグ製造実験

石灰系汚泥に塩基度調整材として建設副産物のコンクリート廃材、建設残土を混合し溶融した場合に生成されるスラグの性状について、大型実験炉を用いた実験により調査を行い、建設副産物の塩基度調整材としての利用可能性について検討を行った。

② 建設副産物と下水汚泥の混合溶融システムの提案

石灰系汚泥に塩基度調整材として建設副産物を混合し溶融する場合の混合位置、必要となる設備について建設副産物と下水汚泥の物理的特性をもとに検討を行った。

③ 混合溶融スラグからの金属元素の溶出に関する研究

溶融スラグからの金属元素の溶出に関しての試験として、建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグの溶出試験と、高分子系溶融スラグ及び石灰系溶融スラグの粒径別の溶出試験とを行い利用時の安全性についての検討を行った。

3．2 建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグ製造実験

3．2．1 目的

石灰系汚泥に建設副産物を加え混合溶融する場合、従来から塩基度調整材として利用されているけい砂、砕石等を加えた場合と比較すると、汚泥の溶融特性、生成したスラグの性状等が変化することが考えられる。

そこで本調査は、石灰系焼却灰に塩基度調整剤として建設副産物の再利用プラントから発生したコンクリート廃材、及び建設現場から発生した残土を混合し溶融した場合の生成スラグの性状を調査し、建設副産物の塩基度調整材としての利用可能性について検討することを目的としている。

3．2．2 実験方法

平成元年度、2年度の報告において、建設副産物（コンクリート廃材、建設残土）と下水汚泥の混合溶融によって生成したスラグの性状については、各々実験用電気炉を用いて基礎的な評価を行った。3年度は、より実施設に近い大型実験炉（旋回溶融炉、1.2t／hr）での溶融実験を行い、生成スラグの特性及び溶融方法について調査を行い、建設副産物の塩基度調整剤としての有効性について検討を加えた。

焼却灰、コンクリート廃材、及び建設残土の化学成分組成を表－1に示す。焼却灰は、S県K下水処理場の流動焼却炉から発生したもので、塩基度は2.88である。粒度は50%通過重量百分率（以下D50と記す）で90μm程度であった。成分中のアルミニウム、リン濃度が一般の下水汚泥よりやや高いのは、同処理場が高度処理のために凝集剤を添加しているためである。また、これと混合するコンクリート廃材は、横浜市下の舗装材再利用プラントで処理したもので、下水汚泥との混合前に細かく破砕して使用した。なお、塩基度は0.14であり、焼却灰に比べナトリウム、カリウムが多く、鉄、リンが少ない。粒度は、原料がD50で6mm程度であったが、実験前にはD50で30μmにまで破砕して使用した。建設残土は、比較的粒度の細かな（D50は150μm）含水比の高い土であり、現場で加圧脱水したものを使用した。下水汚泥との混合前には、乾燥してさらに細かく破砕した（D50で23μm）。塩基度は、0.06と低く成分はコンク

表－1 試料の化学成分組成 (%)

項 目	焼却灰	ｺﾝｸﾘｰﾄ廃材	建設残土
CaO	40	8.4	3.6
SiO2	14	58	63
Al2O3	12	12	15
Fe2O3	13	5.1	5.6
MgO	1.7	2.5	2.4
P2O5	9.6	0.08	0.10
Na2O	0.20	2.3	2.2
K2O	0.33	1.4	1.9

リート廃材と比べるとアルミニウムがやや多く、カルシウムが少ないものであった。

以上の建設副産物と焼却灰を、塩基度が1.0になるように混合して実験に用いた。なお、比較のためにケイ砂（$SiO_2$97%）を混合したものについても実験を行った。

3.2.3　実験結果

試料の溶融温度に対する粘度を表－2に示す。粘度の測定は、振動型粘度計により行った。原理は、振動片を液体中に入れて振動させると、振動片は液体の粘性抵抗を受け、その振幅は液体の粘度に応じて変化することから粘度を測定するものである。従来のケイ砂を混合したものと、建設残土混合のものの粘度を比較すると1,300℃、1,250℃までは同程度であるが、けい砂混合の粘度が1,200℃で大きく増加して1,500poiseになっているのに対し、建設残土混合のものは、620poiseと大きな増加はない。また、コンクリート廃材混合のものは、1,250℃から増加し、1,200℃では前の２つに比べ2,900poiseと大きくなっている。このことから、コンクリート廃材を添加溶融する際には、溶融炉の出さい口付近でスラグが固まりやすくなることが考えられるため、温度が下がらないような何らかの工夫も必要と考えられる。しかし、溶融に関しては何ら問題のない粘度であった。

表－2　試験測定結果

試　料	粘度　η (poise)		
	1300℃	1250℃	1200℃
焼却灰＋けい砂	16	86	1500
焼却灰＋コンクリート回収材	24	230	2900
焼却灰＋建設残土	12	80	620

生成スラグの物理化学的特性を表－３に示す。３種類のスラグとも比重、吸水率、硫酸ナトリウムによる安定性試験の値は、ＪＩＳ規格、ＲＣ示方書の骨材の基準値を満足していた。各スラグ間の比較では、コンクリート廃材、残土混合のスラグの吸水率が、けい砂を添加したものに比べ小さくなった。

表－３　生成スラグの物理化学的特性

項　目	灰＋ｺﾝｸﾘｰﾄ	灰＋残土	灰＋けい砂	基準値
溶融前添加物粒度	45μm＞60%	45μm＞72%	44μm＞72%	－
真比重（絶乾）	3.08	3.12	3.06	ＪＩＳ細骨材 ＞2.5
吸水率（%）	0.029	0.031	0.092	ＪＩＳ細骨材 3.5＞
安定性試験（%）	0.5	0.2	0.3	ＲＣ示方書細骨材 12＞

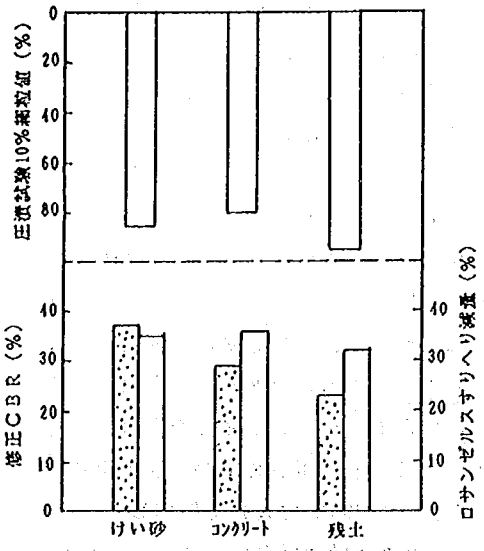
表－４には小型電気炉を用いて行った実験の結果から、冷却速度とＸ線回折試験による結晶化との関係を示す。下水汚泥に塩基度が1.0になるように、ケイ砂、コンクリート廃材、建設残土を混合した場合には、それぞれ結晶化速度に差が生じ、建設残土を混合したものは5℃／minで冷却したものでも結晶質が多く結晶化しやすい結果となった。この原因は明きらかではないが、残土に含まれるけい素、カルシウム以外の成分の影響によると思われる。

表－４　冷却速度と結晶化

塩基度調整材	冷却速度（℃/min）		
	1	5	10
けい砂	◎	△	－
コンクリート	◎	△	×
残土	◎	○	△

◎：結晶質　○：ほぼ結晶質
△：半結晶質　×：非結晶質

強度試験の結果を図－１に示す。10%細粒値[1]とは、試験に供したスラグの重量の10%が圧縮破砕されるときの強度のことで、骨材の強度を示す値の１つである。10%細粒値、及びロサンゼルスすりへり減量試験の結果は、建設残土混合のものがすりへり減量がやや低いが、あまり差のない結果となった。すりへり減量試験の値はアスファルト舗装要綱から、上層、下層への使用は可能であるが、表層、基層への使用は検討が必要であるといえる。修正ＣＢＲの値は、けい砂混合が37%と大きく次にコンクリート廃材、建設残土の順となっているおり、数値からは下層路盤材への使用が可能である。また、今回の試験は、粒度をクラッシャランＣ－20相当品に調整して行ったので、Ｃ－30やＣ－40に調整した場合には修正ＣＢＲ値は改善されると思われる。



図－１　スラグの強度試験結果

３．３　建設副産物と下水汚泥の混合溶融システムの提案

３．３．１　混合溶融設備の検討

石灰系汚泥に、コンクリート廃材あるいは建設残土を塩基度調整材として混合し溶融する場合の、混合位置、及び混合設備について建設副産物と下水汚泥との物理的特性をもとに検討を行った。

混合溶融設備は、旋回溶融炉、コークスベッド溶融炉、表面溶融炉の３タイプについて検討した。なお、想定した汚泥性状を表－５に、建設副産物及びけい砂の性状を表－６に示す。また、塩基度調整材は、10日間分の保管容量を見込むものとし、塩基度は1.0に調整し、1,340℃で溶融するものとした。また、建設残土は含水率の大きいものと小さいものの２種類に分け、前者を建設汚泥、後者を掘削残土とした。

表－５　汚泥の性状

項　目	数　値　等
種　類	加圧脱水汚泥
含水率	60%
有機分比	50%
塩基度	2
	CaO:40%、SiO_2:20%
処理量	30DSt／日

表－６　塩基度調整材の性状

種類	粒径（μm）	含水率（%）	CaO／SiO_2	添加量(t/ 日)
けい砂	40～50	20	5／65	6.3
掘削残土	＜20000	20	5／65	6.3
建設汚泥	＜500	80	5／65	25.3
ｺﾝｸﾘｰﾄ廃材	＜500	0	11.5／55.4	6.8

１）旋回溶融炉（図－２）

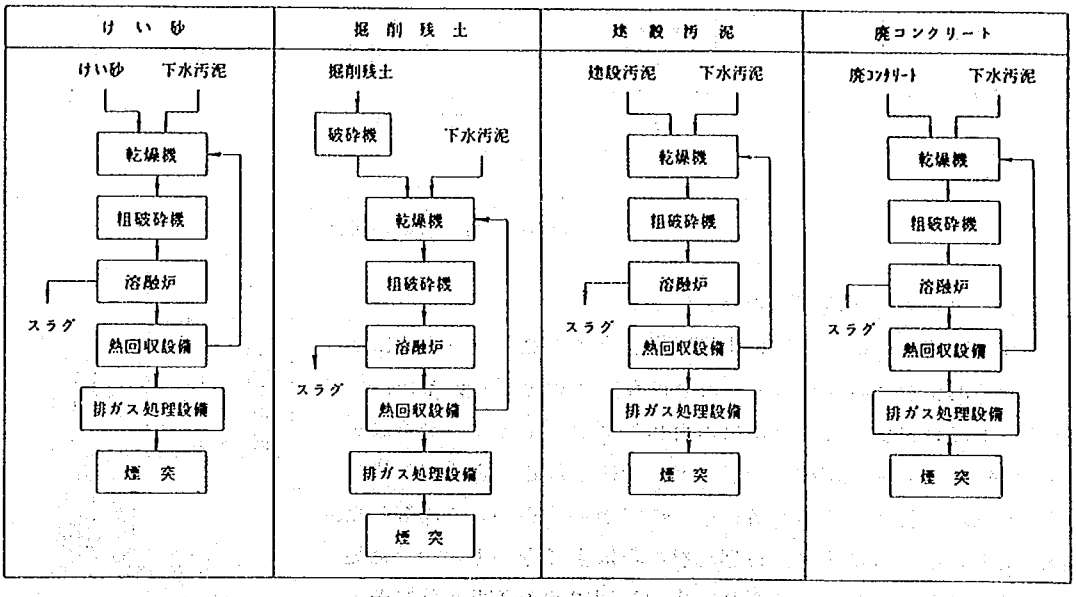
掘削残土の場合には、粗い粒径のものもあるために破砕機が必要となる。建設汚泥、コンクリート廃材は、粒径が500μm以下であり、粒度調整は不要である。しかし、建設汚泥の場合には、含水率が高いために大型の乾燥機が必要となり、これにかかる燃料量からランニングコストも大きくなる。このことは、以下のコークスベッド溶融炉、表面溶融炉についても同様である。

２）コークスベッド溶融炉（図－３）

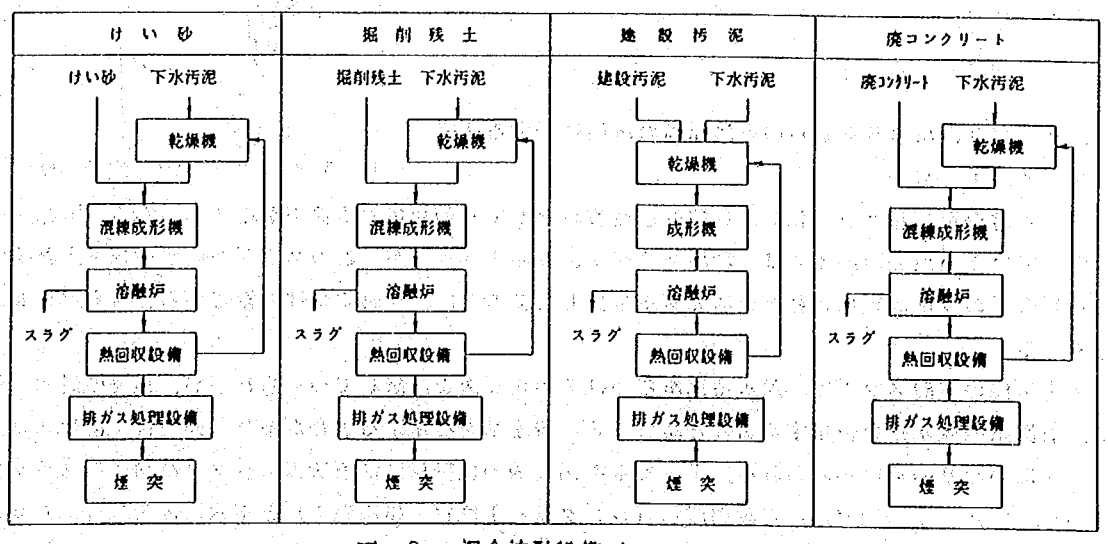
通常の塩基度調整材として砕石を使用していることから、掘削残土の場合の破砕機は不要となるが燃焼ガスの上昇流のために炉外に運ばれる可能性があるため、乾燥汚泥とともに混練成形してから溶融炉に投入する必要がある。

3）表面溶融炉（図－4）

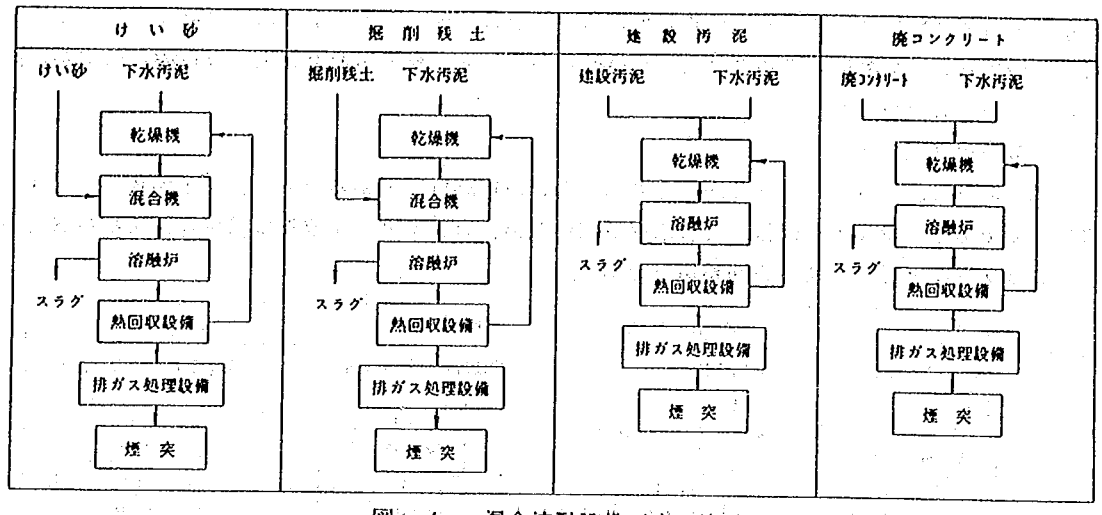
掘削残土の粒径は20㎜以下であるが、そのほとんどが10㎜以下であるために、ケイ砂添加と同様破砕機は不要である。建設汚泥は微細で含水率が高いため、コンクリート廃材は微細なために乾燥機の段階で脱水ケーキと混合させる方法が適当である。



図－2　混合溶融設備（旋回溶融路）



図－3　混合溶融設備（コークスベッド炉）

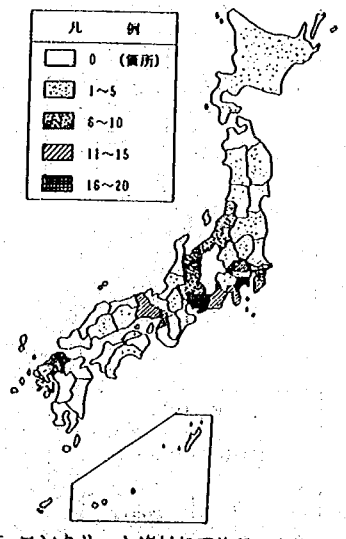


図－４　混合溶融設備（表面溶融炉）

３．３．２　混合対象建設副産物の発生状況

建設残土に関しては、全国の建設工事現場より発生するために地域的、季節的に発生量が変動することはないものと思われるが、コンクリート廃材に関しては、前出の再利用プラントのような施設がないと安定的な入手が困難となることが予想される。よって、建設副産物の処理を行っている業者を中心に処理施設について調査した。

調査結果を図－５に示す。処理施設の数は多くないものの、立地のない県はほとんどわずかであり、広い範囲での入手が可能であると考えられる。



図－５ コンクリート廃材処理施設の分布

３．４　混合溶融スラグからの金属元素の溶出に関する研究

３．４．１　目的

下水汚泥を溶融スラグ化し、各種の建設資材として有効利用する都市が増えつつある。汚泥中に含まれていた金属元素の多くは、溶融スラグ中に固定化されるが、このスラグが雨水や地下水と接触した場合どの程度固定化された金属元素が溶出してくるかは、なお安全性の観点から検討すべき問題と考える。

下水汚泥の溶融スラグは、脱水汚泥あるいはその焼却灰を溶融してつくられるが、汚泥の脱水工程では石灰系の脱水剤を使用する場合と高分子系の脱水剤を使用する場合があり、両者間で溶融スラグの性状にかなりの違いがみられる。よって本溶出実験の供試材には石灰系スラグと高分子系スラグを用いた。また、本研究では、建設副産物（コンクリート廃材、建設残土）と下水汚泥の混合溶融スラグ化に関する検討も行っているので、建設副産物や混合溶融スラグについての各金属元素の溶出についても検討する。

3．4．2　実験方法

溶融スラグからの金属元素の溶出試験は、高分子系溶融スラグ及び石灰系溶融スラグの粒径別溶出試験（溶出実験－1）と建設副産物との混合溶融スラグの溶出試験（溶出実験－2）の2通りについて行った。

1）　供試体

表-7　溶出実験－1の供試スラグ

高分子系溶融スラグ	石灰系溶融スラグ
0.149～ 0.250 mm	0.149～ 0.250 mm
0.250～ 0.420 mm	0.250～ 0.420 mm
0.420～ 1.000 mm	0.420～ 1.000 mm
1.000～ 2.000 mm	1.000～ 2.000 mm
2.000～ 4.700 mm	2.000～ 4.700 mm

表-8　溶出実験－2の供試スラグ

溶融前の供試体[1]	溶融後の供試体[2]
①　汚泥焼却灰	⑤汚泥溶融スラグ
②コンクリート廃材	⑥　①＋②スラグ
③　建設残土	⑦　①＋③スラグ
④　標準硅砂	⑧　①＋④スラグ

注1）　溶融前の供試体は、シルト質の粉体である。

注2）　スラグの粒径は、0.149～1.000 mm である。

2）　溶出試験方法　：

a）　米国の環境保護庁の方法（ＥＰ法）

スラグと抽出液を一定の割合で（スラグ 30g　：　抽出液 480 ml）で混合し、撹拌しながら24時間の抽出を行うが、その間のｐＨを0.5Ｎ－酢酸溶液で、4.8～5.2に保つ必要があるので、自動ｐＨ調節器付きの抽出装置を使用する。24時間後の抽出液に蒸留水を加えて全量を600 mlに調整し、GF/Bろ紙でろ過して各金属元素の測定試料とする。ただし、ｐＨ調整に使用出来る酢酸溶液の上限は、抽出終了後に蒸留水を加えた全量の（600ｍｌ）から抽出液量の（480ｍｌ）を差し引いた120ｍｌであり、それ以上必要とするサンプルのｐＨ値は5.2を越えて高くなるが、その分の補正はしない事になっている。

b）　環境庁の告示による方法（環告法）

スラグと抽出液を一定の割合で（スラグ 20g　：　抽出液 200 ml）で混合し、抽出開始時のpHを5.8～6.3に調整し、６時間振とう抽出を行う。抽出液をGF/Bろ紙でろ過して各金属元素の測定試料とする。

3）　分析項目と分析方法

溶出実験－１で調査した金属元素の種類は（Zn,Cu,Cd,Cr,Ni,Pb,Ca,Mg,Mn,Fe,NA, K）の12元素である。各元素の測定で、濃度が高い元素は通常のフレーム法の原子吸光法で測定し、濃度が低い元素はフレームレス原子吸光法で測定した。溶出実験－２で調査した金属元素の種類は(Zn,Cu,Cd,Cr,Pb)の５元素であり、使用した測定器は日本ジャーレルアッシュ社製の、ＡＡ－８５０型の原子吸光分析計を使用し、必要に応じてＤ$_2$ランプによるバックグランド補正を行った。

3．4．3　溶出試験の結果

1）　粒径別溶出試験の結果（溶出実験－１）

ＥＰ法による各元素の溶出濃度を表－９に示し、環告法による溶出濃度を表－10に示した。

ＥＰ法は、一定の範囲でｐＨをコントロール（4.8～5.2）しながら攪拌を継続し、24時間後の溶出濃度を測定する方法である。実験終了時のpH値は表－９に示してある様に4.8～5.2の範囲に保たれている。各元素の溶出傾向は、粒径が細かいほど溶出濃度が高くなる傾向があるが、表－11に示してある判定基準値の該当する元素の濃度を比較すると、どの元素も基準値を大幅にしたまわる濃度レベルであ。石灰系スラグと高分子系スラグからの溶出濃度の比較では、Ｃｕ，Ｎｉ，Ｃａ，Ｍｇ，Ｍｎ，Ｋの６元素は石灰系スラグの方が少し高い濃度であり、逆に、Ｚｎ，Ｃｄ，Ｐｂ，Ｆｅ，Ｎａの５元素は石灰系スラグの方が低い濃度であった。Ｃｒは、いずれのスラグからも溶出していなかった。

表-9　米国環境保護庁（EP法）の溶出試験結果

	粒径 (mm)	pH	Zn μg/l	Cu μg/l	Cd μg/l	Cr μg/l	Ni μg/l	Pb μg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Na mg/l	K mg/l
高分子系	0.149～0.25	5.14	554	101	1.84	0.0	15.4	0.28	10.9	0.70	0.10	0.36	1.76	0.87
	0.25～0.42	5.10	462	70	1.75	0.0	6.3	3.73	2.8	0.30	0.01	0.25	1.40	0.84
	0.42～1.0	4.96	268	55	1.23	0.0	4.1	0.25	1.1	0.35	0.01	0.23	1.43	0.50
	1.0 ～2.0	5.05	222	41	0.90	0.0	0.1	0.62	0.6	0.21	0.01	0.39	1.37	0.36
	2.0 ～4.7	5.02	160	45	0.56	0.0	0.0	0.46	0.5	0.21	0.00	0.14	1.03	0.35
石灰系	0.149～0.25	5.16	64	158	0.03	0.0	61.0	0.00	111.0	60.6	1.04	0.06	6.76	2.53
	0.25～0.42	5.19	68	118	0.08	0.0	44.4	0.00	86.9	44.8	0.72	0.10	9.92	2.12
	0.42～1.0	5.17	31	89	0.00	0.0	26.1	0.08	45.7	15.5	0.41	0.08	1.42	1.10
	1.0 ～2.0	5.12	12	48	0.06	0.0	8.0	0.00	20.3	5.2	0.20	0.08	0.69	0.75
	2.0 ～4.7	5.12	9	48	0.00	0.0	5.6	0.00	14.1	4.2	0.14	0.07	0.52	0.60

表-10　環境庁告示法（環告法）の溶出試験結果

	粒径 (mm)	pH	Zn μg/l	Cu μg/l	Cd μg/l	Cr μg/l	Ni μg/l	Pb μg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Na mg/l	K mg/l
高分子系	0.149～0.25	8.84	45.3	42.1	0.12	0.0	0.0	5.08	2.85	0.22	0.007	0.35	0.19	0.62
	0.25～0.42	7.63	80.0	41.2	0.24	0.0	0.0	4.74	1.17	0.18	0.007	0.49	0.07	0.53
	0.42～1.0	8.53	81.7	24.5	0.09	0.0	0.0	3.08	0.77	0.11	0.004	0.20	0.07	0.30
	1.0 ～2.0	8.08	91.3	32.0	0.23	0.0	0.0	4.38	0.55	0.14	0.009	0.26	0.12	0.24
	2.0 ～4.7	6.84	52.0	16.1	0.06	0.0	0.0	1.92	0.43	0.13	0.008	0.28	0.05	0.75
石灰系	0.149～0.25	10.2	0.0	13.2	0.00	0.0	0.0	0.12	3.38	1.21	0.001	0.05	0.40	0.52
	0.25～0.42	10.2	0.0	15.0	0.06	0.0	0.0	0.26	3.15	0.95	0.001	0.03	0.27	0.38
	0.42～1.0	10.1	0.0	5.6	0.00	0.0	0.0	0.98	2.99	0.68	0.001	0.05	0.17	0.28
	1.0 ～2.0	10.1	0.0	0.0	0.04	0.0	0.0	0.06	3.09	0.68	0.000	0.03	0.22	0.25
	2.0 ～4.7	10.2	0.0	0.0	0.03	0.0	0.0	0.00	3.05	0.56	0.000	0.02	0.20	0.20

環告法の試験操作は、抽出開始時にｐＨを5.8～6.3の範囲に調節後、６時間振とう抽出するが、振とう終了後の抽出液のｐＨ値は、高分子系は7.6～9.4であり石灰系は10.1～10.39となり石灰系のほうが高いｐＨ値である。高分子系の各元素の溶出濃度の傾向は、粒径が細かくなるほど高くなる元素はＣａ，Ｍｇ，Ｎａ，Ｋの４元素であり、逆に溶出濃度が低くなる元素はＺｎ，Ｃｕ，Ｃｄの３元素である。粒径差による溶出濃度変化がほとんどない元素はＰｂ，Ｍｎ，Ｆｅの３元素であり、溶出しなかった元素はＣｒとＮｉの２元素である。石灰系の方は、粒径が細かくなるほど溶出濃度が高くなる元素はＣｕ，Ｐｂ，Ｃａ，Ｍｇ，Ｎａ，Ｋの６元素であり、粒径に伴った濃度変化がみられない元素はＣｄ，Ｍｎ，Ｆｅの３元素である。全く溶出しなかった元素はＺｎ，Ｃｒ，Ｎｉの３元素であり、高分子系のものより１元素（Ｚｎ）増えている。高分子系スラグと石灰系スラグの溶出濃度を比較すると、高分子系の方が高い傾向を示す元素はＺｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｐｂ，Ｍｎ，Ｆｅの６元素であり、

表－11　　混合溶融スラグ実験用試材の溶出試験結果

	供試材の総濃度 (mg/Kg·DS)					ＥＰ法の溶出濃度 (mg/l)						環告法の溶出濃度 (mg/l)					
測定元素名	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｐｂ	ｐＨ	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｐｂ	ｐＨ	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｐｂ
①下水汚泥の焼却灰	785	582	2.89	45	47	11.4	0.004	<.03	<.002	<.005	<.005	12.0	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
②コンクリート廃材	100	40	0.11	35	22	6.5	0.046	<.03	<.002	<.005	<.005	11.2	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
③建設残土	68	30	0.00	12	13	5.2	0.092	<.03	<.002	<.005	<.005	9.2	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
④ケイ砂	6	1	0.00	0	4	5.0	0.076	<.03	<.002	<.005	<.005	8.6	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
⑤ ①のスラグ	786	49	1.50	42	32	5.2	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005	10.8	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
⑥ ①+②のスラグ	584	37	1.30	55	23	5.2	0.021	<.03	<.002	<.005	<.005	9.7	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
⑦ ①+③のスラグ	603	37	1.44	28	22	5.1	0.032	<.03	<.002	<.005	<.005	9.7	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
⑧ ①+④のスラグ	612	40	1.38	13	10	5.1	0.071	<.03	<.002	<.005	<.005	9.5	<.001	<.03	<.002	<.005	<.005
判定基準	－	－	－	－	－	－	－	－	－	5	5	－	－	－	0.3	1.5(6価)	3

逆に低い元素はＣａ，Ｍｇ，Ｎａ，Ｋの４元素である。ＥＰ法並びに環告法の比較では、Ｚｎ，Ｃｕ，Ｃｄ，Ｎｉ等の元素がＥＰ法で比較的高い値となった。

２）　建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグの溶出試験結果（溶出実験－２）

建設副産物と下水汚泥の混合溶融スラグの製造実験に用いた供試材からの溶出試験結果を表－11に示す。なお、各供試材のうち、①～④の供試材はシルト質以下の微粉体であり、⑤～⑧のスラグ化した供試材は、0.149～1.0ｍｍの細砂状のものを溶出試験に用いた。また、表－11には各供試材の各元素のTotal濃度も示してある。

ＥＰ法の溶出試験で明らかに溶出が認められた元素は、Ｚｎのみであり、その他の元素は定量限界以下であった。Ｚｎの溶出濃度の範囲は＜0.001～0.092 mg/lの範囲であるが、下水汚泥の焼却灰の濃度が他のものより１桁低いのは、抽出終了時のｐＨ値が11.4になったためと考えられる。各供試体のTotal濃度と溶出濃度の比較では、各供試体のTotal濃度に関係なく溶出濃度は、ほぼ一定の濃度を示している。また、供試焼却灰を溶融スラグ化したものは、溶出濃度が低くなる傾向が認められた。

環告法による溶出試験の結果は、５元素とも全て定量限界以下の値であった。

４．　まとめ

建設廃棄物と下水汚泥の混合溶融スラグ製造実験をまとめると以下のとおりである。

(1) 建設廃棄物と下水汚泥の混合溶融特性として、溶融時の粘性について調査した結果、ケイ砂に比べ建設残土は同程度かやや低い粘性であったが、コンクリート廃材はやや高粘度となった。

(2) 建設廃棄物混合溶融スラグの比重、吸水率、硫酸ナトリウムによる安定性試験の結果は、ＪＩＳ規格、ＲＣ示方書の骨材の基準値を満足するものであった。

(3) 建設廃棄物混合溶融スラグのロサンゼルスすりへり試験の結果はけい砂と同程度であった。修正ＣＢＲ値は、けい砂添加のものよりもやや低い結果となったが、数値から下層路盤材への使用が可能である。

建設廃棄物を下水汚泥と混合して旋回溶融炉に適用する場合には、建設廃棄物の粒度調整を適正に行う必要があると思われる。それは、建設廃棄物を溶融炉内へ旋回噴入させる際に粒度が焼却灰と同程度のものでないと均一な混合とならずにむらが生じ、また、これを溶融した際にも粘性などの溶融特性が異なりやすく品質の均一なスラグを製造することが難しくなることが予想されるためである。

建設廃棄物と下水汚泥の混合溶融システムの提案のための検討を行った結果をまとめると以下のとおりである。

コンクリート廃材、建設残土を下水汚泥と混合して溶融炉に投入する際には、炉形式によって含水率や粒度の調整が必要とされるものもあるが、従来のケイ砂添加と比べて設備上の大きな改造は必要ないと考えられる。ただし、塩基度調整材としてのコンクリート廃材、建設残土は、ケイ砂と比べ成分変動が予想されるため、含有成分には十分に注意する必要がある。

混合溶融スラグからの金属元素の溶出に関する調査をまとめると以下のとおりである。

(1) 下水汚泥溶融スラグについて、ＥＰ法と環告法の溶出濃度を比較すると、抽出液のｐＨを常時4.8～5.2に調整しながら抽出するＥＰ法の方がＰｂを除いて約１桁高い濃度であった。また、その溶出濃度のレベルは諸基準値より約２桁程低い濃度レベルであった。

(2) 下水汚泥の焼却灰及びコンクリート廃材並びに建設残土の溶融スラグ化は、重金属等の溶出を低下させる効果が認められた。

【参考文献】

1) Ｂ.Ｓ.812-1975, 工業材料規格便覧（ｾﾒﾝﾄ／ｺﾝｸﾘｰﾄ）日本材料学会編

Ⅲ．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　　京才　俊則
汚泥研究室　研究員　　水落　元之

１、調査の目的と必要性

地球の温度は日射エネルギーと地表面から宇宙に放散する放射エネルギーとのバランスによって決定されており、大気中に地表面から放射される赤外線を吸収する成分（二酸化炭素:CO_2、メタン:CH_4、亜酸化窒素:N_2O）が増加すれば地球は温暖化する。CO_2の増加による地球の温暖化の可能性が長い間検討されてきたが、最近では将来の地球の温暖化に対するCH_4、N_2O等のCO_2以外の温室効果気体の寄与の増大が指摘されている。これは、これらの大気中濃度がCO_2二酸化炭素に比較して低いのにも関わらず、1分子当たりの赤外線放射加熱量が二酸化炭素よりも高く、近年の増加割合も大きいためである。これまでCH_4,N_2Oの放出源および放出量については多くの見積がなされており、CH_4については人為的放出源からの放出割合が大きく、N_2Oについては自然放出源からの放出割合が大きいようである。しかし、いずれの見積についても範囲がかなり大きく振れており、精度の高い推定がなされていないのが現状である。また、これまで考慮されていない放出源の存在の可能性があるものと考えられ、今後、CH_4, N_2O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。

CH_4は嫌気性条件下で発生し、N_2Oは硝化及び脱窒過程で発生するが、特に硝化過程からの発生が重要であると考えられている。下水は多くの有機物を含んでおり、それらの酸素消費速度が大きいことから、下水処理プロセスのうち汚泥消化タンクはもちろんのこと、エアレーションを行わない沈殿池、汚泥濃縮タンクなどでは嫌気的雰囲気となりCH_4が放出される。また、下水に含まれる窒素の大部分はアンモニア性窒素と有機性窒素であり、条件によって、これらが好気性の生物処理プロセス内で硝化される。しかし、これら温室効果気体の下水処理場からの放出について、これまですべての処理プロセスにわたる系統的な測定例がなく、今後下水処理場からの放出量について精度の高い測定を行う必要がある。

２．前年度の調査結果

昨年度は今後の調査の方向性を探るために、2カ所の下水処理場についてエアレーション、汚泥濃縮等の下水処理における各単位プロセスからのCH_4の放出割合について検討した結果以下の点が明らかになった。

（１）本来、好気的条件で下水処理が行われている水処理施設からの放出量が比較的大きかったが、下水管中で放出し、下水中に溶存していたCH_4がエアレーションによって追い出されるためであると考えられた。

（２）汚泥処理施設からは濃縮タンクからの放出量が大きかったが、焼却炉からの放出は認められな

かった。

3．平成3年度の調査結果

3．1　調査目的

昨年度の調査で本来好気的条件下で運転されている水処理プロセスからのCH_4の放出割合が大きいことが示され、今年度は水処理プロセスから放出について詳細を検討した。また昨年度未調査のN_2Oの放出についても若干の検討を加えた。

3．2　調査方法

3．2．1　調査箇所

調査箇所はK処理場、Y処理場及びS処理場である。まずK処理場で水処理プロセスからの放出、特にエアレーションによる放出について検討し、その結果をもとにY処理場で通日試験を、S処理場で昨年同様に脱臭用の排気ダクトを利用した調査を行った。各処理場の概要を表1に示す。

表1　調査対象処理場の概要

	K処理場	Y処理場	S処理場
排除方式	分流（一部合流）	分流（一部合流）	分流（一部合流）
処理方式	生物学的硝化脱窒法 標準活性汚泥法	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
日平均下水量	34877m³/日(1990年度)	32097m³/日(1989年度)	44081m³/日(1990年度)
汚泥処理	重力濃縮→嫌気性消化 →脱水→焼却→処分 →ｺﾝﾎﾟｽﾄ→処分	分離濃縮→嫌気性消化 →脱水→処分	重力濃縮→嫌気性消化 →脱水→焼却→処分

K処理場では流入下水の約半分を好気槽から無酸素槽に循環する生物学的硝化脱窒法で処理し、残りの半分を標準活性汚泥法で処理している。

3．2．2試料の採取及び分析

KおよびY処理場の最初沈殿地(初沈)および最終沈殿地(終沈)では内容積約2l、底面積260cm²のフロート付きチャンバーを投入し、沈殿池の表水面上に一定時間浮遊させ、投入時および一定時間後のチャンバー内空気の一部をテドラーバックに捕集し、両者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）ではタンク表面に吹き上がってくるエアレーション空気をテドラーバックに捕集した。汚泥濃縮タンクは、上部に覆蓋が施されており、発生する気体（臭気）は臭気対策のため、外気で希釈して排気ダクトにより大気中に放出されており、これをテドラーバックに捕集した。また汚泥焼却炉では煙突出口付近の排ガスをテドラーバックに捕集した。S処理場ではすべての処理施設から発生する臭気はダクトで集められ脱臭処理されている。したがって、エアタン等のそれぞれの施設の排気ダクトの集合部分で試料を採取した。また焼却炉についてはK処理場同様、煙突の

出口付近で捕集した。生下水、エアタン混合液等の溶存濃度を求めるための試料はバイアル瓶に捕集後Hg^{2+}を100ppm添加して密栓後、ヘッドスペース法で測定した。

試料中のCH_4はFID付ガスクロマトグラフィー（ジーエルサイエンスGC-380型）で分析した。分離カラムには内径2mm、長さ3mのステンレスチューブに40/60メッシュのモレキュラーシーブ5Aを充填したものを用いた。またN_2OはECD付ガスクロマトグラフィー（島津GC14A）で分析した。分離カラムには内径3mm、長さ3mのステンレスチューブに80/100メッシュのポラパックQを充填したものを用いた。

3．3　調査結果

3．3．1　水処理プロセスからのCH_4の放出

K処理場およびY処理場の初沈および終沈の発生フラックスを表2に示す。

表2　最初沈殿池および最終沈殿池の発生フラックス

	測定日	測定期間	水温	発生フラックス（mg·CH_4/m^2·hr）	
			(℃)	最初沈殿池	最終沈殿池
K処理場	91.8.28	12:00～13:00	26	16.2	
		15:00～16:00	26	40.8	
		10:00～15:00	26		1.66
Y処理場	92.2.27～28	9:00～ 9:00	13	4.53	0.107

池の構造、運転条件および調査時期（特に水温）に違いがあるために、一概に両処理場の比較は出来ないが終沈に比較して初沈のフラックスが卓越している。

前年度の調査結果から水処理プロセスからの放出割合が高い理由は下水中に溶存するCH_4がエアレーションにより追い出されるためであると考えられたため、CH_4のエアタン内での挙動を調査した。図1にK処理場、図2にY処理場の測定結果を示す。

いずれの処理場ともエアレーション空気中には比較的高濃度のCH_4が存在しており、気中および液中濃度ともにエアレーションの進行に伴って減少しており、エアレーションによる溶存CH_4の追い出しが確認された。したがってこの結果よりエアタン流入水の溶存濃度からエアタンからの放出量を決定

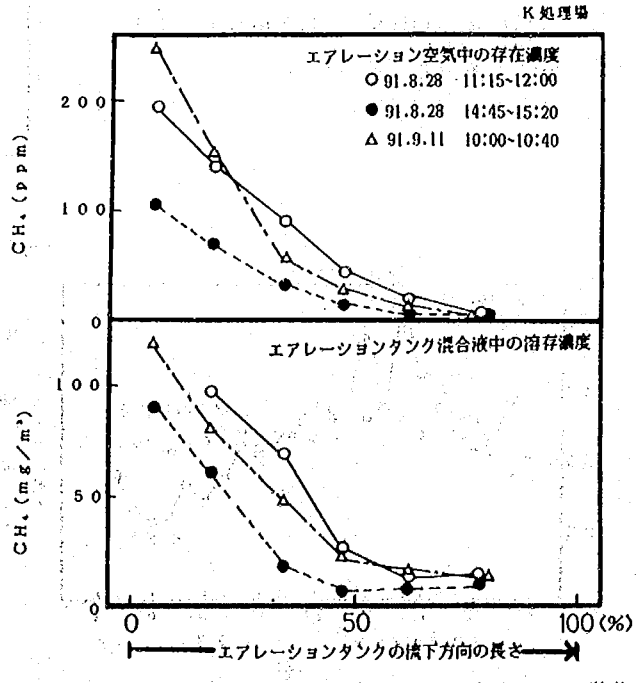


図1　K処理場におけるエアレーションタンク内のCH₄の挙動

することが可能である。次に図3に通日試験を行ったY処理場における生下水、初沈流入水およびエアタン流入水中のCH_4濃度、図4に流入下水量、図5に同時に測定したBOD濃度の経時変化を示す。初沈の滞留時間は約3時間であり、初沈流入水とエアタン流入水の間には3時間の時間遅れがある。生下水のCH_4溶存濃度とBOD濃度の経時変化には同様な傾向が認められた。また夜間には初沈の滞留時間を考慮すると、CH_4濃度に生下水＜初沈流入水＜エアタン流入水の関係がみられる。これは流入下水量が夜間に昼間の1/3程度となり、相対的に初沈流入水に加えられる汚泥処理返流水の影響を強く受けるためと考えられる。これは生下水とエアタン流入水のBOD濃度の関係からも推察できる。通日調査終了後に採取した汚泥処理返流水のCH_4濃度は330mg/m³であった。夜間のエアタン流入水と初沈流入水のCH_4の関係も流入下水量が減少し、初沈での生成の影響が明確に現れるためであると考えられる。終沈越流水にはエアレーション終了時点に比べ約10倍のCH_4が溶存しており、終沈の影響であると考えられた。

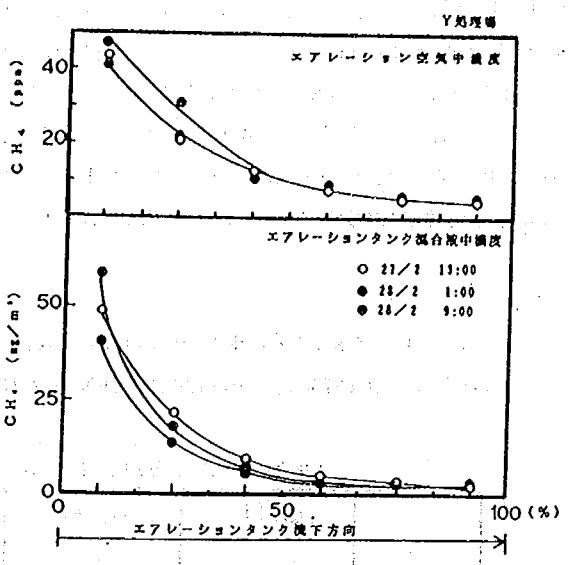


図2 Y処理場におけるエアレーションタンク内のCH_4の挙動

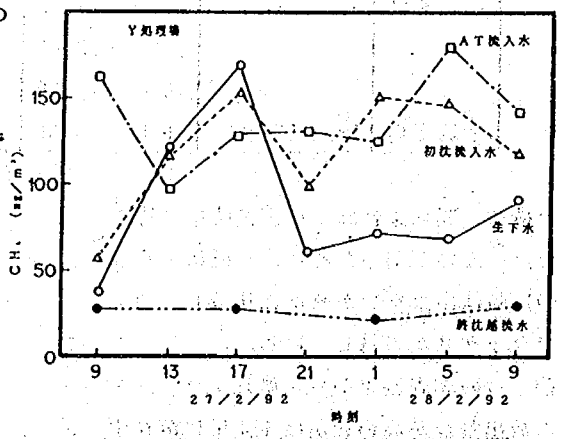


図3 下水中のCH_4濃度の経時変化（Y処理場）

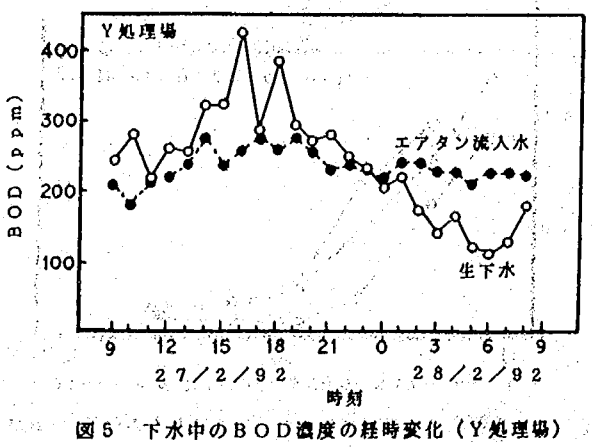


図5 下水中のBOD濃度の経時変化（Y処理場）

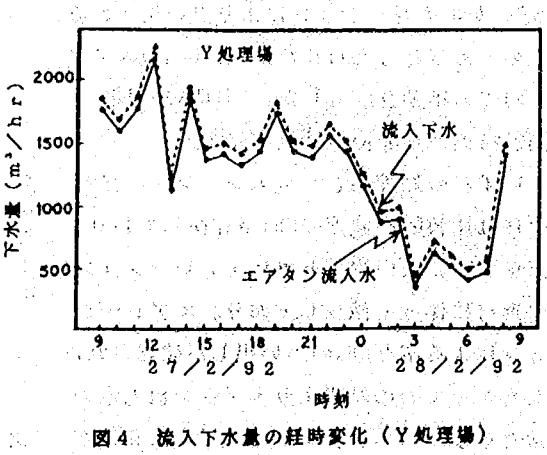


図4 流入下水量の経時変化（Y処理場）

3．3．2　流入下水1m³当たりのCH_4放出量

今回の測定結果からでは非常に不十分であるが、それぞれの処理場の測定を行った期間について処理場で測定・記録している流入下水量およびエアレーション風量等から流入下水1m³当たりの放出量を算出した。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た。結果を表3に示す。

表3　流入下水1m³当たりのCH_4放出量

施設 / 処理場	CH_4放出量　mg·CH_4/m³流入下水						
	水処理プロセス				汚泥処理プロセス		
	沈砂池	最初沈殿池	ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ	最終沈殿池	濃縮ﾀﾝｸ	脱水機室	焼却炉
K処理場	---	37	240	3	320	---	0
Y処理場	---	8	145	0.1	48	---	
S処理場	38	250	89	---	51	190	0

S処理場ではあらゆる施設に脱臭設備が付随しており、沈砂池および脱水機室からの放出量の測定が可能であった。今回調査したいずれの処理場とも消化プロセスを有しており、気液平衡が成立しているとして理論的には消化汚泥中には消化汚泥1m³中に約13gのCH_4が溶存しており、脱水過程で放出されることが予想さる。S処理場の結果は若干高めではあるが、脱水機投入汚泥量から算出されるCH_4量とほぼ一致している。S処理場の最初沈殿池からの放出量が他と比較して大きいが、沈殿池の形状（S:円形池、K,Y:長方形池）の違いによるものかもしれないが、水処理全体での放出量に大きな差はなかった。濃縮タンクからの放出量の違いは水温（K:27℃,Y:13℃,S:16℃）、滞留時間（K:13hr,Y:7hr,S:9hr）の違いによると考えられる。

3．3．3　N_2Oの放出

N_2OについてもCH_4と同様な検討をK処理場で行ったが、サンプル中のN_2O濃度が低く（おおよそ1ppm以下）、現在の分析手法では定量的な検討ができなかったが、定性的に放出量はCH_4の1/100程度ではないかと推定された。しかし返送汚泥中にはN_2Oがエアレーションタンク流入水等に比べ比較的高濃度に存在しており、これがCH_4同様にエアレーションにより空気中に追い出され、タンク内で起きる硝化過程での生成量が大きくないと考え、返送汚泥の返送率からエアレーションタンクからの放出量は3mg/m³と推定された。汚泥濃縮タンクからの放出については水処理プロセスの場合と同様な理由で定量的な検討ができなかったが、定性的には水処理プロセス同様CH_4の1/100以下程度であろうと推定された。

これまで汚泥焼却炉の排ガス中にゴミ焼却炉あるいは化石燃料を燃やすボイラー等に比べかなり高濃度のN_2Oが存在していることが指摘されているが、K処理場の焼却炉（多段炉）の排ガス中の濃度は20ppmであった。これより投入汚泥量、汚泥中の窒素含有率および排ガス量から投入汚泥中の窒素のN_2Oへの変換率が2～3%であると計算された。また流入下水量あたりの汚泥発生量から逆算すると流入

下水1m³当たり120mgの放出量となった。CH_4の放出量と同じオーダーとなったが、環境庁の見積によるとわが国全体からのN_2Oの放出量はCH_4の1/10以下であるので全体に対する寄与率はCH_4の10倍程度なる。また今回測定した焼却炉のタイプは多段炉であり、これまでの測定例ではわが国で最も採用台数の多い流動床炉の排ガスから50～300ppmのN_2Oが測定されており[1)2)]、わが国の発生汚泥の約60%が焼却処分されている現状を合わせて考慮していく必要がある。

4．まとめと今後の課題

CH_4およびN_2Oの下水処理プロセスからの放出について以下のことが明らかになった。

（1）下水処理プロセスの中でも滞留時間が長く、高濃度の有機物を扱う汚泥濃縮タンクからはかなり高濃度のCH_4の放出が予想されたが、好気的な運転が行われている標準活性汚泥プロセスからの放出量は少ないと考えていた。しかし、今回の調査結果はエアレーションによる溶存CH_4からの放出割合が大きいことを示した。

（2）測定時期等の違いはあるが、調査を行った3処理場の流入下水1m³当たりのCH_4放出量はオーダー的には、ほぼ同程度であった。

（3）分析精度の関係から亜酸化窒素について定量的な検討が不十分であったが、K処理場については水処理プロセスおよび汚泥濃縮タンクからの放出はCH_4に比べ非常に小さく、放出の大部分が汚泥焼却炉からであると推測された。

CH_4については下水処理プロセス別の放出量が大まかであるが特定されてきたので、全国規模での放出量の推定が可能なようにさらにデータの蓄積に努めるとともに、BOD･COD等の水質分析項目との関係についても検討していく。

N_2Oについては硝化過程（エアレーション）、脱窒過程（汚泥重力濃縮）からの放出について検討するとともに、汚泥焼却炉からの放出について焼却炉酸素濃度、排ガスNO_x濃度等の関係について重点的に検討する。

－参考文献－

1）岩崎：各種発生源におけるN_2O測定事例，化学工学会関東支部特別講演会「酸性雨と新しい窒素酸化物対策」講演要旨集，33-37(1991)

2）安田ら：廃棄物焼却におけるN_2Oの排出状況，第30回大気汚染学会予稿集，323(1991)

Ⅳ．下水道事業調査費による研究

１．下水道の効率的整備計画の策定手法に関する調査

下水道研究室　室　長　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
主任研究員　塩路　勝久

１．はじめに

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

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

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

２．平成２年度までの調査結果

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

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

② 圧送管に関する文献調査により以下の結果を得た。

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

イ、小口径管ほど破損しやすい。

ウ、破損は冬期に多い。

エ、破損は、地盤のＮ値、埋設深度等と関係しており特に埋設深度と関係が深い。

平成元年度は、上記課題のうち、(1)及び(3)に関する課題として、「汚泥圧送管による汚泥集中処理の維持管理費に関する調査」及び「下水道圧送管に関する実態調査」を実施し以下の結果を得た。

① 汚泥処理フローとして脱水・埋立処分を行っていて全維持管理費に占める汚泥処理費の割合が低い箇所については、汚泥の圧送による集約処理は維持管理費の低減という観点からはさほど効果がないと考えられる。

② アンケート調査により、下水道圧送管に関して計画数値、土被り、安全対策、竣工検査等の実態を明らかにした。

平成２年度は、上記課題のうち(2)に関する課題として、「下水道資源の多目的利用効果に関する調　査」を実施し、以下の結果を得た。

① 下水道の持つ資源量を処理場・ポンプ場のスペース、管渠、処理水、汚泥、熱に区分して、それぞれ他の公共施設等の資源量と対比した。

ア、全国の下水処理場の総面積は約5,000haであり、狭山市や尼崎市の市域面積に相当する。１処理場当りの面積は約65,000㎡であり、体育館の約30倍、陸上競技場面積の約3倍、市町村立都市公園の約7倍に相当する。

イ、下水管渠総延長は約15万kmであり、鉄道営業キロ総数の約6倍に相当するが、道路総延長、配電線亘長（配電線の支柱間の距離）、ＮＴＴケーブル長の約1/7程度に相当する。

ウ、全国の年間処理水量は約88億m3であり、工業用水量、生活用水量及び地下水汲み上げ量の約半分、農業用水量の1/6程度に相当する。１処理場当りの日処理水量は約3,5000m3であり、１事業場当りの平均使用工業用水量の約10倍に相当する。処理水の再利用水量は、場内利用分で約6億m3/年、場外で約1.2億m3/年であり、全処理水量の1/12程度でしかなく有効利用の余地が十分に残されている。

エ、全国の汚泥発生量は固形分ベースで約120万ｔ/年であり、レンガ生産量の1/2、肥料出荷量の1/6程度に相当する。

オ、下水からヒートポンプにより得られる熱量（利用可能温度差を5℃と仮定）を計算すると、全国の流入下水の持つ廃熱賦存量は44,000Tcal/年であり、全国のゴミ処理場の焼却廃熱賦存量（単位ゴミ重量当りの廃熱量を2,000kcal/kgと仮定）の約2/3に相当し、１施設当りにすればゴミ焼却場の1.5倍以上となる。

② 下水道以外の公共施設等の整備効果事例の文献調査の結果、評価項目、評価方法は現在下水道関係者が実施している評価方法等と同様であった。

③ 下水道資源の多目的利用効果の評価を行う際の評価フレームの１次案を作成した。

３．平成３年度の調査結果

平成３年度は前年度に引き続き、調査課題の(2)に関して「下水道資源の多目的効果に関する調査」を実施した。

３．１　多目的利用効果に関するアンケート調査

３．１．１　調査目的

平成２年度の調査では、下水道資源の多目的利用のメニュー及び特徴の整理を行い、多目的利用の評価フレームの１次案を作成した。平成３年度は、この評価フレームをもとに、下水道施設を保有す

る自治体を対象としてアンケート調査を行った。アンケート対象の自治体の抽出は多目的利用の実績に関係なく行うこととした。アンケート内容は、基本的には2年度の検討内容をふまえたもので、下水道事業者の多目的利用に関する意識、評価フレームの原案等に対する幅広い意見の把握を目的とするものである。

3．1．2　アンケート対象の選定

対象とした自治体は、以下の視点に従って200自治体を選定した。

① 流域下水道実施都道府県（ただし、和歌山県は未供用のため除く）（39都道府県）。

② 供用開始が昭和55年以前の処理場を持つ公共下水道実施市町村（223市町村）から、各県ごとの分布、計画処理人口規模等を考慮し161自治体を抽出した。

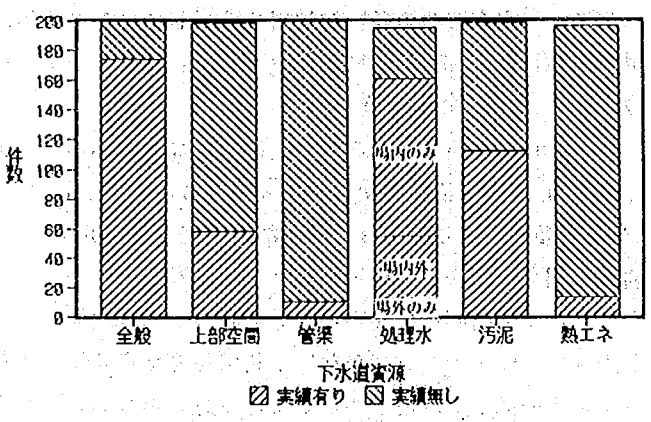
3．1．3　アンケートの実施

アンケート調査は、平成3年6月から7月にかけて実施し、回収率は100％であった。

3．1．4　アンケート調査結果

(1)下水道資源の多目的利用状況

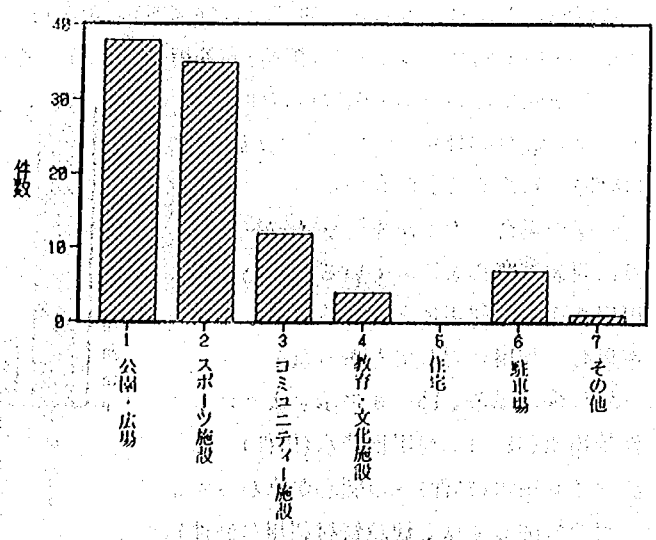
図－1に示すように、なんらかの形で多目的利用を実施している自治体数は174箇所(87％)あり、かなりの自治体が多目的利用と関わりを持っていることがわかる。個々の下水道資源別に見ると、処理水の多目的利用を実施している自治体が一番多く(161箇所、83％)、次に汚泥(112箇所、57％)、上部空間利用(58箇所、29％)が続く。しかし、管渠、熱エネルギーの利用が具体的に進んでいる自治体数は少なく、各々10箇所(5％)、13箇所(7％)にとどまっている。処理水の多目的利用は、場内での再利用が多く(場内のみ＋場内外：152箇所、77％)、場外での利用は、場外のみが12箇所(6％)で場内外を合わせて54箇所(27％)であった。



図－1　下水道資源の多目的利用の実績

以下に、各下水道資源ごとの具体的な利用法を述べる。

上部空間では、図－2に示すように、公園・広場に利用されているケースが最も多く(38件)、次にスポーツ施設の35件、コミュニティー施設の12件、駐車場、教育・文化施設と続き、住宅としての利用



図－2　上部空間の利用法

実績はなかった。

管渠の利用は大都市で多く、光ファイバーを敷設しポンプ場の監視等を行う内部利用が5件あった。その他の利用法として流雪溝としての利用があった。

処理水は大半が場内での再利用であった(152件)。しかし、件数的には各々10～20件と少ないものの、農業用水、水洗トイレ用水、洗浄水、修景用水、融雪用水、樹木散布等の場外での再利用もあった。また一部で、し尿の希釈水、ゴミ焼却炉の冷却水等での利用があった。

汚泥では、消化ガスの燃料利用(51件)、コンポスト化による利用(47件)が多く、次いで脱水汚泥の緑農地還元(25件)、建設資材(14件)が続く。

処理水の熱エネルギー利用は、処理場内での空調利用が9件で大半を占める。その他、周辺の地域冷暖房、公民館のヒートポンプ用熱源、場内の消融雪用熱源、処理場上部の温水プールの熱源利用があった。

今後、下水道資源の多目的利用を計画している自治体は170箇所(85%)あり、処理水が142箇所、汚泥が124箇所、上部空間が102箇所と多く、熱エネルギー23箇所、管渠18箇所となっている。

(2)多目的利用への関心度

多目的利用全般に対する関心度は、かなり関心があるが96箇所、少し関心があるが82箇所と約90%(計178箇所)の自治体が関心を持っていることを示している。また、都道府県の方が市町村より関心が高い傾向にあり、さらに、大都市ほど、供用開始年が古いほど、下水道普及率が高いほど多目的利用に関する関心が高かった。

逆に、多目的利用に関心がないと回答した自治体の理由として、経費や人手に対して得られる効果が少ない、住民のニーズがない、利用可能な資源量が少ない、検討したことがない等が主な理由であった。その他、下水道事業として行う意義がない、普及率向上に全力を傾注しており多目的利用まで関心が回らない、地理的に不便だから等の理由があった。

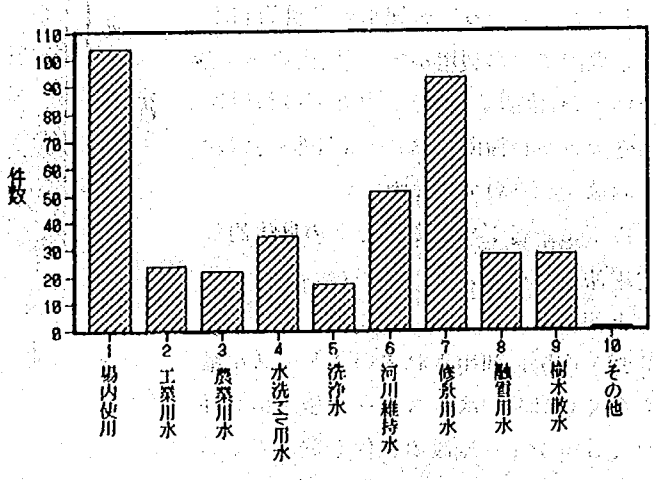
各資源ごとに見てみると、処理水(170箇所)、汚泥(156箇所)、上部空間利用(124箇所)への関心が高く、次いで熱エネルギー(82箇所)、管渠(53箇所)の順であった。

上部空間では、公園・広場(112件)、スポーツ施設(106件)、コミュニティ施設(48件)に対する関心が高い。

管渠の場合、大半が光ファイバーの敷設に対する関心を持っているが、その利用用途は内部利用にとどまらず下水道関連以外の利用に対してもあった。

処理水の場合、図－3に示すように、修景用水(93件)、河川維持水(51件)、水洗トイレ用水(35件)への関心が高かった。

汚泥に関しては、建設資材利用(103件)、肥料利用(87件)、消化ガスの燃料利用(57



図－3　関心のある多目的利用法（処理水）

件)に対する関心が高かった。

処理水の熱エネルギーでは、処理場への空調利用(66件)、周辺地域への熱供給(42件)に対する関心が高く、消雪熱源、温水プール熱源等に対する関心もあった。

関心のある理由を下水道資源ごとに整理すると以下のようになる。

上部空間では、下水道事業のＰＲ(106件)、空間・土地の有効利用(101件)、住民ニーズ(88件)、社会的意義(46件)が多く、経費節約・収益を理由にしたものは5件と少なかった。しかし、管渠の場合は、経費節約・収益を理由にしたものが29件あり、資源の有効利用(47件)、下水道事業のＰＲ(35件)、社会的意義(18件)と合わせて理由の大半を占め、住民ニーズを上げたものは少なかった。

処理水の場合、資源の有効利用(149件)、下水道事業のＰＲ(129件)を上げたものが多く、経費節約・収益を上げたものも43件あった。

汚泥の場合、処理水と同様に資源の有効利用(154件)、下水道事業のＰＲ(101件)が多く、経費節約・収益を上げたものも61件あった。

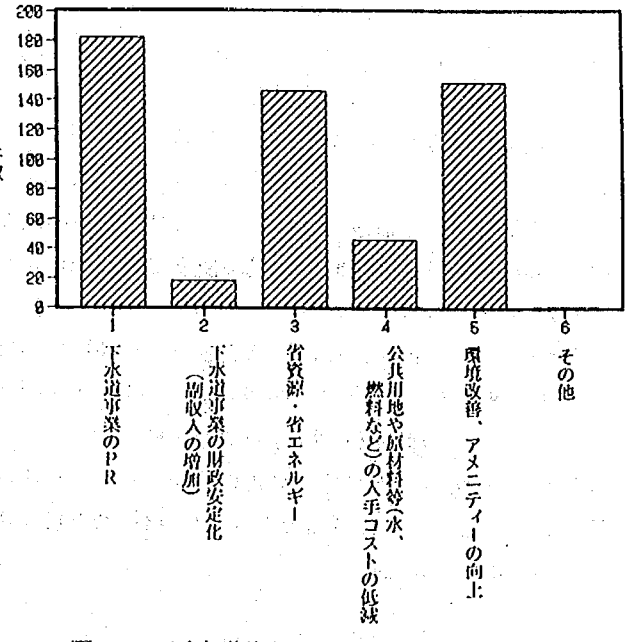
処理水の熱エネルギーの場合、熱エネルギーの有効利用(83件)、下水道事業のＰＲ(52件)が多く、管渠と同様に経費節約・収益を上げた割合が他の資源に比べて高かった。

(3)多目的利用の効果

多目的利用全般で見た場合、図－４に示すように、下水道事業のＰＲ(162件)、環境改善・アメニティ向上(152件)、省資源・省エネルギー(146件)に対する効果への期待は大きい(全体の88%)ものの、財政安定化(18件)、コスト低減(46件)等の経済的効果への期待は少ない。

個々の下水道資源毎に見た場合、上部空間に対しては、土地の有効利用(165件)、下水道事業のＰＲ効果(157件)を考える自治体が80%程度を占め、地域住民の生活環境改善、アメニティ向上を期待するものも多い。

管渠の場合、都市景観を損なわない高度情報化社会の確立(147件)、下水道事業のＰＲ効果(135件)、に対する期待が大きく、通信網敷設コストの低減化(108件)を期待するものも多い。また、財政安定化という経済的効果に対する期待が他の資源よりも高かった(44件、9%)。



図－４　下水道資源の多目的利用の効果

処理水の場合、下水道事業のＰＲ(154件)を期待する意見が他と同様に多いが、資源の有効利用に対する効果(省資源・節水(141件)、水源確保(86件))及び、地域住民の生活環境改善効果(住環境の向上(66件)、環境回復(51件)、都市景観向上(40件))への期待も大きい。

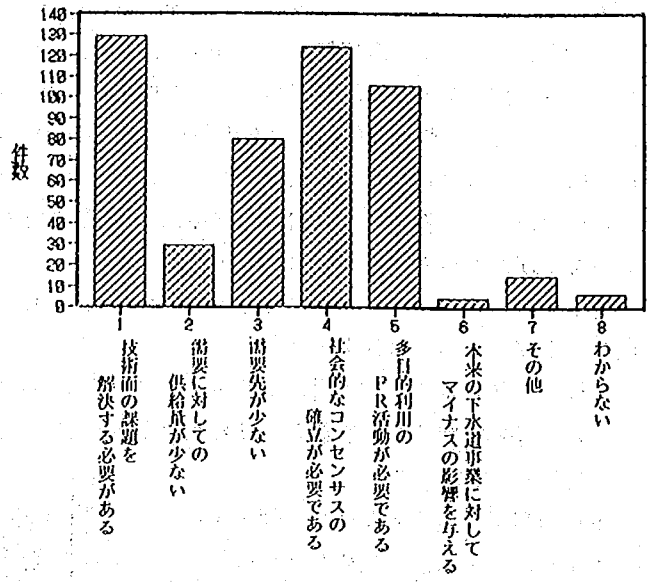
汚泥の場合には、埋立処分地の延命効果に対する期待が最も高く(162件)、次いで下水道事業のＰＲ効果(146件)、省資源効果(100件)、安価な資材の提供(90件)に対する期待が多かった。

処理水の熱エネルギーでは、省エネルギー効果(175件)を期待する意見が最も多く、次いで下水道事業のＰＲ効果(151件)が続く。

(4)多目的利用の課題

多目的利用全般で見た場合、図－５に示すように、技術面での課題が129件と最も多く、次いで社会的コンセンサスの確立(124件)、ＰＲ活動の促進(106件)が続く。一方、供給量不足、下水道事業に対するマイナス要因等に対する懸念は少なかった。

各資源別に見た場合、上部空間では、ＰＲ促進(120件)、社会的コンセンサスの確立(97件)といった課題が中心である。また、ニーズ(需要量)の少なさも56件と相当多かったが、これは地価が安くスペースの豊富な地方都市で多く見られる傾向にある。



図－５　下水道資源の多目的利用の課題

管渠の場合には、敷設・維持管理における技術的課題(153件)、需要先の開拓の必要性(107件)が大きな課題である。一方、直接住民が使うことが少ないためか、ＰＲの促進、コンセンサスの確立等の課題のウェイトは高くなかった。

処理水では、高度処理技術の確立といった技術面の課題(139件)、水質基準・料金体系の確立といった法制度面での課題(129件)が中心であり、次いで社会的コンセンサスの確立(88件)、ＰＲ促進(68件)、ニーズの低さ(55件)等の課題が続く。

汚泥の場合では、安全性・品質の確保といった技術面での課題(152件)、既存製品にコスト的に対抗できるかといった経済面での課題(130件)及び製品供給を誰が行うのかといったシステム上の課題(80件)が中心である。

３．２　評価フレームの修正

３．１で述べた200箇所の自治体のアンケート結果及び10箇所の事後ヒアリング結果に基づき、平成２年度に作成した評価フレーム１次案の検討を行い修正を行い、表－１－１及び表－１－２に示すような評価フレーム修正案を作成した。。主な修正点は以下のとおりである。

３．２．１　対象とする下水道資源及びその主な利用法

(1)処理場・ポンプ場の上部空間利用

公園・広場、スポーツ施設（公的）、教育・文化施設は、評価項目がほとんど同じであるため、上

部空間の「公的利用」として一つにまとめた。現行法制度では実施困難であるが、将来的に有望な利用法である「収益事業（住宅、駐車場等）への利用」を新たに加えた。

(2)管渠利用

光ファイバーを管渠内に敷設して情報通信に用いる際に、用途によって評価フレームが異なってくるもんと思われるので、以下の３つの利用法を想定することにした。

① 下水道事業内利用（監視、遠隔操作、雨量データ転送等）
② 公的利用（各種行政情報、災害時緊急情報等の通信）
③ 収益事業への利用（情報・通信事業）

(3)処理水利用

実績及び関心の多い「処理場内利用」を追加した。また、直接再利用（場外）には工業用水、業務用水に加えて農業用水を、間接再利用（場外）には修景用水に加えて融雪用水を含めることにした。

(4)汚泥利用

消化ガス、下水汚泥の燃料化を合わせて、汚泥の「エネルギー源」としての利用を追加した。

(5)処理水の熱利用

地域冷暖房熱源としての場外利用に、処理場内の空調等の熱源として場内利用を追加した。

３．２．２　下水道資源及びその利用法の評価フレームにおける優先度

評価フレームの１次案では、５つの下水道資源及びその利用法について並列的に表記していたが、アンケート結果によると、多目的利用の実績や関心度が資源やその利用法により異なっているため、評価フレームの検討対象として優先度の高い下水道資源及びその利用法として以下の４項目を抽出し、多目的利用効果評価の実施可能性及び具体的評価手法について詳細な検討を加えた。

	＜優先度の高い下水道資源＞		＜優先度の高い利用法＞
(1)	処理場・ポンプ場の上部空間	→	公的利用
(2)	〃　　〃	→	収益事業への利用
(3)	処理水	→	間接再利用（場外）
(4)	汚泥	→	建設資材としての利用

３．２．３　評価主体及び評価項目

評価フレーム一次案で示した多目的利用効果の評価主体について、アンケート結果に基づき以下のように変更した。

・行政サイド（国・自治体）：①下水道担当部局
　　②他部局
・③下水道利用者
・④下水道資源利用者
・⑤周辺住民
・⑥地域社会・国民全体

また、個別評価項目についてもアンケート及び事後ヒヤリング結果をふまえ、評価項目の追加修正を行うとともに、優先度の高い評価項目を分別した。たとえば、処理場・ポンプ場の上部空間の公的利用について優先度の高い評価項目は以下に示すものである。

(1)下水道担当部局

・下水道事業への認識度・イメージアップ度

・現実的に提供可能な下水道施設数・面積

(2)他部局

・上部空間の公的利用へのニーズ

(3)周辺住民

・利用者のニーズ・満足度

・下水道施設に対する受容性の変化度

3．3　評価の実施可能性と評価手法の整理

3．2で検討した優先度の高い4つの下水道資源利用法及びそれぞれについての優先度の高い評価項目について的を絞って検討を加えた。まず多目的利用効果の評価を行っていくにあたって、その実行可能性を以下に示す項目について検討し整理を行った。

・定量化の実現可能性の検討

・実現可能な客観的指標

・評価可能な副次的項目

また、以下に示す関連評価手法の整理をおこなった。

・全国ベースでの数値（金額）試算

・全国の個別処理場を対象とした適地調査

・モデルケースでの数値（金額）試算

・既実施地区での事業前後の比較検討

・有識者・専門家へのアンケート調査

・自治体関係者へのアンケート調査

・一般市民へのアンケート調査

3．4　詳細な評価フレームの作成

前節までの検討結果をふまえ、優先度の高い4つの下水道資源の主な利用法別に詳細な評価フレーム（主な利用法、考えられる効果、評価主体・評価項目、評価方法）を作成した。その概要を示したのが表－2である。

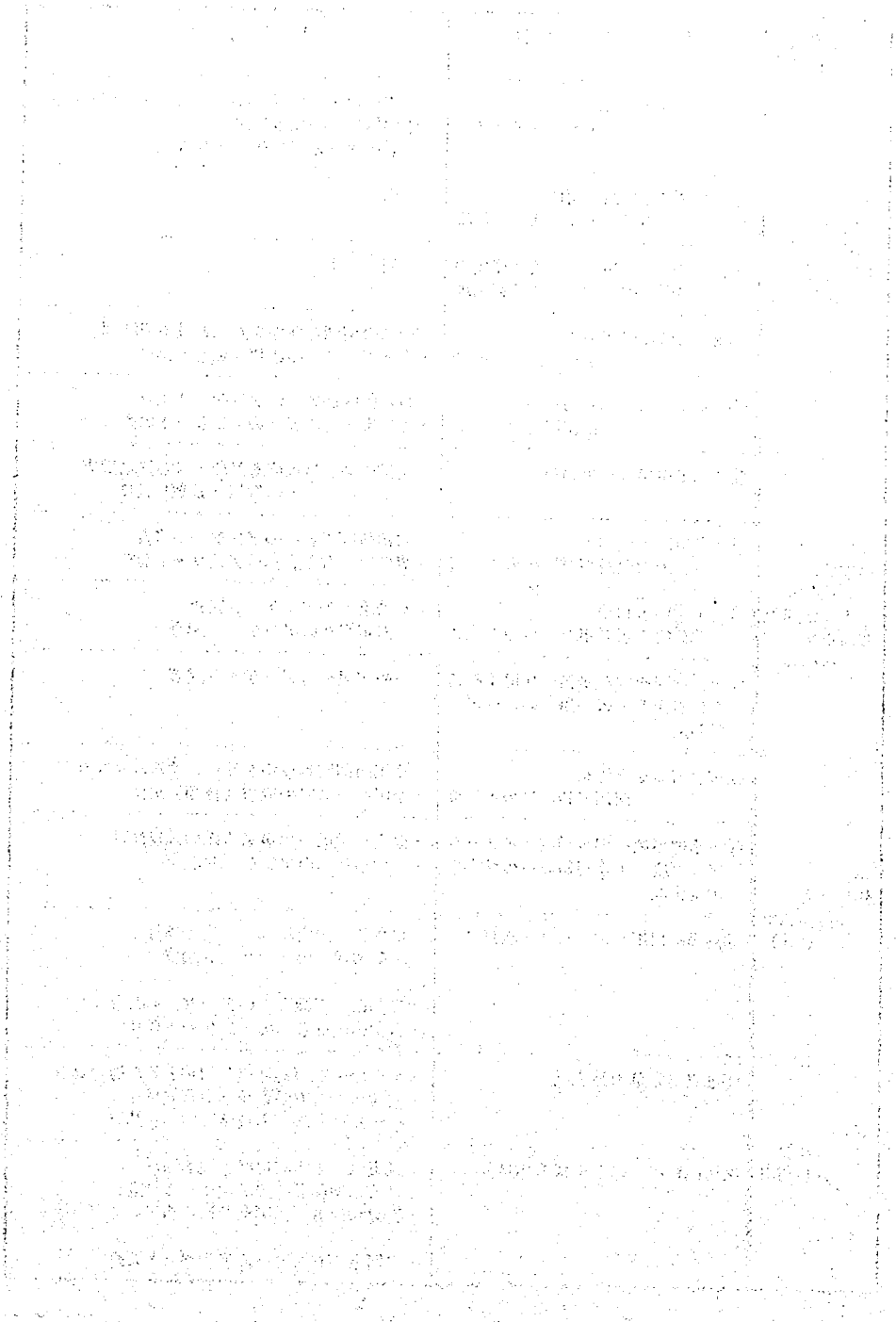
4．おわりに

アンケート調査により、各自治体における下水道資源の多目的利用の現状、将来計画、関心度、期待する効果、課題等を把握することにより、評価フレーム1次案の修正を行い修正案を作成するとと

もに、実施可能な評価手法を整理して多目的利用効果の評価フレーム修正案を作成した。今後の調査として、評価フレームの検討対象として優先度の高い4つの下水道資源の主な利用法別に詳細な評価フレームを作成した。今後、この評価フレームに基づいて具体的な多目的利用効果の計測・評価を行っていく必要があると考えられる。

表－2　下水道資源の多目的利用効果の詳細評価フレームの概要

下水道資源の多目的利用法	重要な評価項目	評価方法
(1) 処理場、ポンプ場の上部空間の公的利用	①下水道事業への認識度・イメージアップ度	・既実施地区での事業前後の比較検討／既実施・未実施地区の比較検討 ・一般市民へのアンケート調査
	②上部空間の公的利用に対する利用者のニーズ・満足度	同　上
	③上部空間の利用に伴う周辺住民の下水道施設への受容性の変化度	同　上
	④現実的に提供可能な下水道施設数・面積	・全国の個別処理場を対象とする適地調査 ・全国ベースでの数値（金額）試算
	⑤上部空間の公的利用への他部局等のニーズ	・自治体関係者へのアンケート調査 ・専門家・有識者へのアンケート調査
(2) 処理場、ポンプ場の上部空間の収益事業への利用	①下水道事業費の低減額	・全国の個別処理場を対象とする適地調査 ・モデルケースでの数値（金額）試算
	②上部空間の利用（公的な収益事業）へのニーズ	・自治体関係者へのアンケート調査 ・専門家・有識者へのアンケート調査
	③上部空間の利用（非公的な収益事業）へのニーズ	・専門家へのアンケート調査 ・一般市民へのアンケート調査
	④上部空間を収益事業へ利用することに対する一般利用者のニーズ・満足度	・一般市民へのアンケート調査
(3) 処理水の間接再利用（場外）	①提供可能な資源量、河川維持水等の不足度	・全国の個別処理場を対象とする適地調査 ・全国ベースでの数値（金額）試算
	②下水道事業への認識度・イメージアップ度、下水道施設への受容性の変化度	・既実施地区での事業前後の比較検討 ・一般市民へのアンケート調査
	③処理水利用へのニーズ・満足度	・既実施・未実施地区の比較検討 ・一般市民へのアンケート調査 ・専門家・有識者へのアンケート調査 ・自治体関係者へのアンケート調査
(4) 汚泥の建設資材利用	①埋立処分量の減少量	・全国の個別の処理場を対象とした適地調査 ・全国ベースでの数値（金額）試算 ・モデルケースでの数値（金額）試算
	②汚泥利用へのニーズ・満足度	・既実施・未実施地区の比較検討 ・自治体関係者へのアンケート調査 ・資源利用者（民間業者）へのアンケート調査 ・専門家・有識者へのアンケート調査



２．合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査

下水道研究室　室　長　　宮原　茂
研究員　　榊原　隆
櫻井真一

１．はじめに

下水道における雨水対策の一手段である雨水貯留施設は、浸水対策および合流式下水道の越流水対策に用いられている。特に大都市においては、道路、通信などの都市基盤が高度に発展するなか、情報の中枢管理機能の集中がみられている。これらの施設を浸水から守るためにはより安全度の高い浸水対策施設が求められている。一方下水道整備が着実に進行するなかで、下水処理場においても高度処理がかなり普及してきた。このことは公共用水域に対する合流式下水道の越流水による負荷の占める割合が相対的に増加することを示すものであり、より良好な水環境が求められる現在、緊急な対策が望まれている。

このような状況において、雨水貯留施設は浸水対策および合流式下水道の越流水対策に確実な効果が期待できることから全国各地で建設が進んでいる。特に雨水貯留施設の建設には多額の費用を要することから、浸水対策と合流式越流水対策の両方を目的とした貯留施設とすることが望ましいと考えられる。しかし、前者がピーク流量を問題とするのに対して後者は初期流出分が問題となり、対象とする部分が異なるため、両方の目的を効率よく満足させることは容易ではない。

本調査では、雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流汚濁負荷削減効果を発揮させるための施設計画、設計手法および運転管理手法を確立することを目的とする。

２．降雨予測に関する検討

２．１　目的

昨年度の研究成果より、雨水貯留施設の運転においては、浸水対策（ピークカット）を対象とする降雨と合流改善（初期貯留）を対象とする行う降雨をあらかじめ分類しておけば（例えば、10mm/hr以下なら合流改善、以上なら浸水対策など）有効であるという結論を得た。そこで平成3年度では、降雨予測について検討を行った。

２．２　気象台による警報発令状況と実降雨量

降雨予測の中で、浸水対策と関連が深いものに、気象台による注意報、警報がある。各気象台では、注意報、警報の発令を判断する基準値をもっている。注意報、警報は、1時間雨量、3時間雨量、24時間雨量の予測のいずれかが基準値をこえた場合に発令される。注意報の1時間雨量予測の発令基準は20～30mmが多く、警報の1時間雨量は40～50mmが多い。

ここで大雨警報実施回数と実降雨の状況について調べた文献から要約を行なう。平成2年1月から10月までの大雨警報の発表回数は945回であり、うち発令基準に達した降雨の回数は362回であった。この362回のうち事前発表ができたのは332回、事後発表は30回であった。事前発表の行われた時刻から雨量が基準値に達した時刻までの時間は、1時間雨量の基準値に対しては0分から30分以内が多かった。一方基準値に達しない降雨の回数（空振り）は583回であった。しかし空振りになったときの雨量が基準値の80%以上に達したものは、空振りの43%を占めた。また、基準に達したが警報を見送った回数（

見逃し）は4回であった。気象じょう乱の種類毎の警報発表数は、前線によるものが最も多く（事前発表596回中178回）、ついで台風・熱帯低気圧（同147回）、雷雨（同49回）となっていた。雷雨は空振り回数が160回と多かった。

これらの結果より、大雨警報、洪水警報が発令された場合には、降雨基準に達するまでの時間が短い場合が多いため直ちに浸水対策運転を行うことが望ましいといえるが、空振りも多いため他の予測手法で補い精度を高める必要がある。

２．３　統計的降雨予測手法の検討

降雨予測の手法としては、レーダ雨量計や地上雨量計を用いて雨域を追跡する手法など様々な方法があるが、統計的降雨予測もその１つである。これは、数多くの過去の降雨データおよび直前の降雨量から今後の降雨量を予測するものである。平成3年度は統計的手法の１つとして、①過去の降雨の時系列を４次関数で近似したものを予め用意しておき、②予測時点の直前の降雨量パターンと最も近似している関数を捜し、それを予測に用いるという方法を試みた。結果を図１、２に示す。総降雨量では予測値は実績値のおおむ±10%の範囲内にあった。しかしピーク雨量では予測値は実績値を下回る場合が多く、誤差率も大きかった。また、的中率（実績降雨がある値以上のときに予測降雨もその値を上回ると予測した率）を図３に示すが、5mm/30分で72%、10mm/30分で61%と、大雨警報の的中率（362/945=0.38）と比べて高かった。

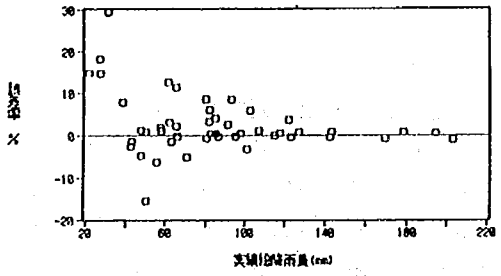


図１　統計的手法による
予測値の誤差率（総降雨量）

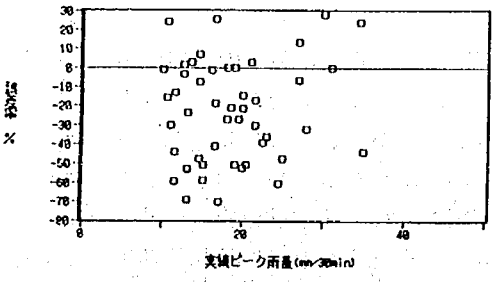


図２　統計的手法による
予測値の誤差率（ピーク降雨量）

２．４　降雨予測を用いた併用利用型貯留施設の運転

昨年度調査した併用利用型貯留施設の運転方法に降雨予測を行った場合を加えて検討を行った。対象地区はＫ排水区（排水面積1,070ha、不浸透面積率70%）であり、貯留施設は、貯留管を想定し、施設Ⅰ（容量69,000m³、排水ポンプ能力85m³/s）と施設Ⅱ（容量137,500m³、排水ポンプ能力70m³/s）を想定した。計画ハイエトグラフは10年確率中央集中型波形とし、修正RRL法および土研モデルを用いて流出量、負荷量計算を行った。用いた降雨データは、Ｙ気象台の1973年から1981年までの737降雨であった。

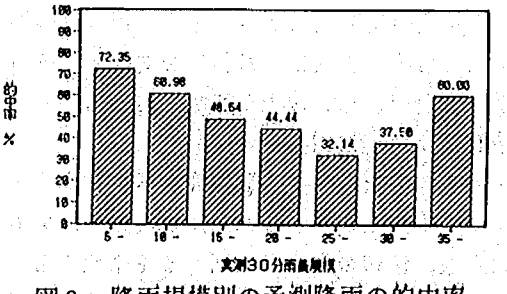


図３　降雨規模別の予測降雨の的中率

貯留管の運転方法は、①初期カット運転（貯対策容量までは貯留し、この容量を越えたら越えた分をポンプ排水する。貯対策容量分はその後の水と混合させない。）、②併用利用１（貯対策容量までは貯留し、この容量を越えたら貯留水全量ポンプ排水を行いその後貯留は行なわない）、③併用利用２（貯対策容量までは貯留し、この容量を越えたら貯留水全量ポンプ排水を行い、再び貯対策容量までは貯留するというパターンを繰り返す）、④併用利用３（貯対策容量までは貯留し、この容量を越

えたらその後の流入量を全量ポンプ排水し、常に貯対策容量を確保する）、⑤予測運転（併用利用２の運転に対し降雨予測に基づく流入量予測を行い、30分後の貯留量が貯対策容量を上回ると予測された場合にはポンプ排水を行う。また貯留を続けても満水にならない場合には貯留を続行する）の５通りを想定した。貯対策容量としては満水の2割、4割、6割、8割、10割を設定した。

貯対策容量をパラメータとしたときの運転方法別貯留負荷量を図４に示す。これは施設Ⅰの例であるが施設Ⅱも同様の傾向であった。貯留負荷量は初期カット運転が最も大きく、併用利用３、併用利用２、予測運転、併用利用１と続いた。

次に降雨規模別貯留負荷量を図５、６に示す。20mm/hr以下の降雨を対象とすると、初期貯留運転では全貯留負荷量の約90%が貯留可能であり、併用運転では全貯留負荷量の約98%が貯留可能であることがわかった。

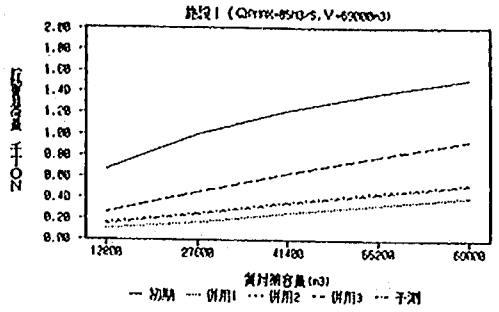


図４　運転方法別貯留負荷量

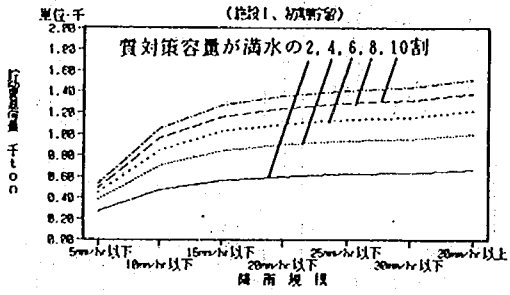


図５　降雨規模別貯留負荷量（初期貯留）

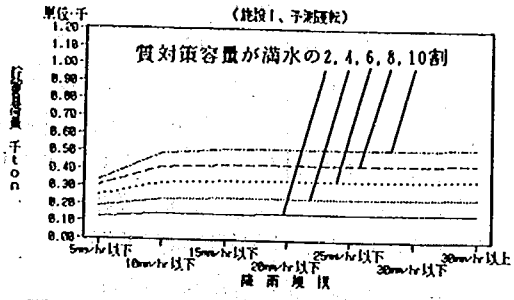


図６　降雨規模別貯留負荷量（予測運転）

次に浸水の危険性による評価を行う。各降雨の最大貯留量が貯留管容量を越えた降雨数（満水降雨数）および溢水量の合計を貯対策容量をパラメータとして運転方法別に図７、８に示す。これより、貯対策容量が増えるに従い満水降雨数および溢水量が増加することが分かった。また、予測運転では、他の運転方法に比べて飛躍的に満水降雨数および溢水量が小さくなることが分かった。施設Ⅰ、Ⅱの比較では、ポンプ能力の大きいⅠの方が満水を超える降雨数ならびに溢水量が小さく、浸水に対して安全と言える。

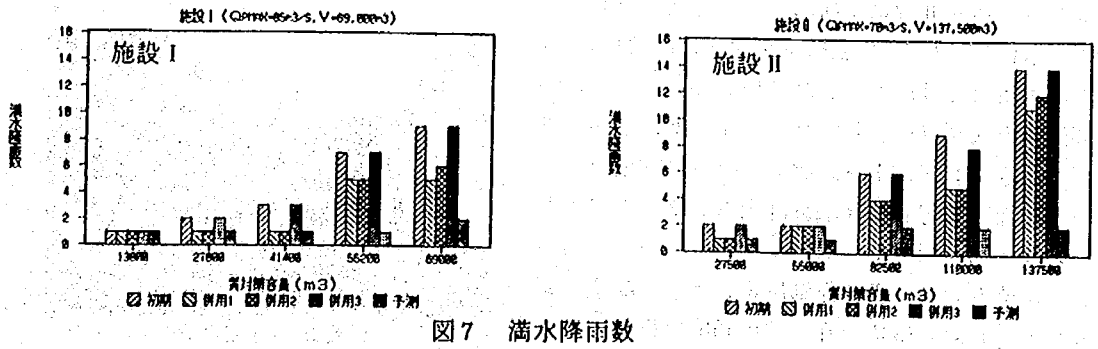


図７　満水降雨数

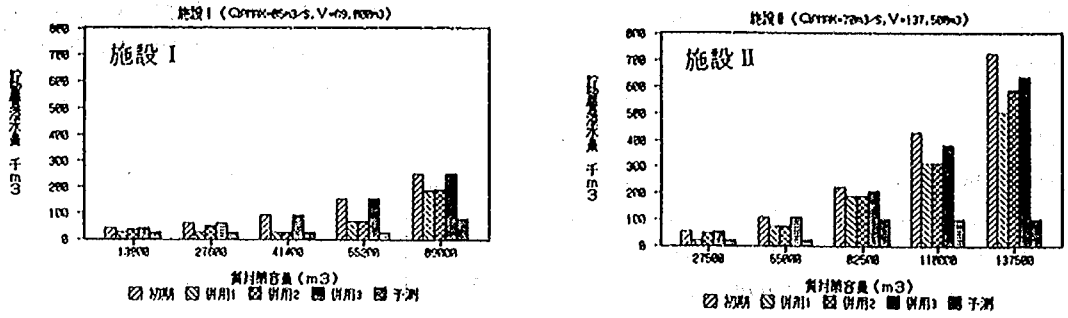


図8　溢水量

3．合流式下水道雨天時流出負荷量自動計測システムの開発と観測

3．1　観測の概要

A市の合流式排水区(133ha)の流末近くに設置した標記については、昨年度報告したように図9のようなシステムの構成をもつ。写真1、2に観測施設と分取ポンプを示す。今年度の観測は、5月27日から6月27日までレベルⅠとして雨量、水位の自動観測を行った。次に7月15日から1月14日までレベルⅡとして、水質項目（水温、pH、電気伝導度、濁度）の自動計測を追加した。計測頻度は30分間隔とし、5分間に0.5mm以上または15分間に1.0mm以上の降雨があった場合には5分間隔とした。最後に1月15日から現在までレベルⅢとして雨天時下水の自動採水を追加した観測を行なっている。雨天時の自動採水の判断基準としては、当初10分間に2mm以上の降雨があった場合に開始するとしたが、3月まで採水がみられなかったので、3月からは5分間に0.5mm以上の降雨があった場合に採水するように変更した。これにより、3月10日、3月16日、3月30日の3回採水を行なった。

なお、レベルⅡでは主採水ポンプの空回りを防ぐため、水位5cm以下では主採水ポンプは始動せず、従って水質項目の計測も行われない。また、観測と同時に保守点検を行い、制御コンピュータ、主採水ポンプ、分取ポンプ、水質計測センサー、雨量センサーの正常作動確認および水質計測センサーの清掃と校正を週一回の頻度で、水位センサーへの付着物の除去、水位センサー正常作動確認、下水内配管、配線の以上の有無の確認を月一回の頻度で行なった。これにより1月に濁度計の交換を、2月に主採水ポン

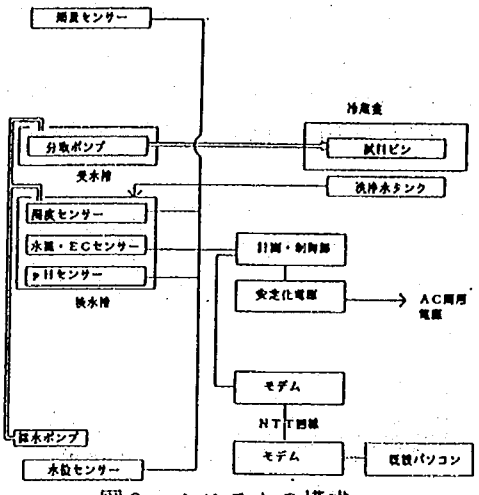


図9　システムの構成

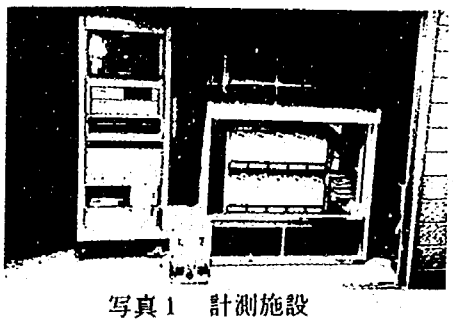


写真1　計測施設

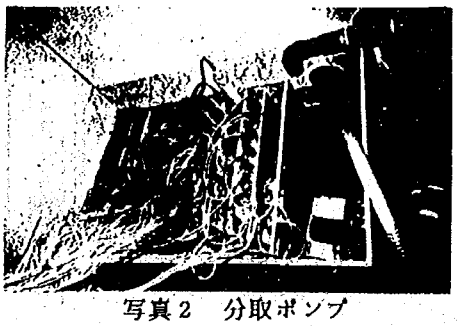


写真2　分取ポンプ

プの交換を行なった。

3．2　データの取得

観測されたデータは毎日24時前にコンピュータのハードディスク上にファイル化される。ファイルはR（雨量と水位）、S（水質）、A（雨天時採水の試料ビン番号と採水時間）の3種類からなる。ファイルは適宜フロッピーディスクにバックアップし、土木研究所に持ち帰り、グラフ化した。

3．3　結果と考察

得られたデータのうち、豪雨、台風の例を図10、11に示す。雨量については、観測小屋が家屋の谷間にあり、平地にくらべ少ないものと推定される。また水質については、電気伝導度が常時300～600μS/cmから雨水による希釈を受けて0～100μS/cmまで減少することや、濁度は初期汚濁により100度前後から200度付近に上昇することがわかった。これらは他の降雨においても共通していた。しかし初期汚濁の下水はかなりの高濃度であるにもかかわらず、濁度が頭打ちとなったのでさらに調査が必要である。

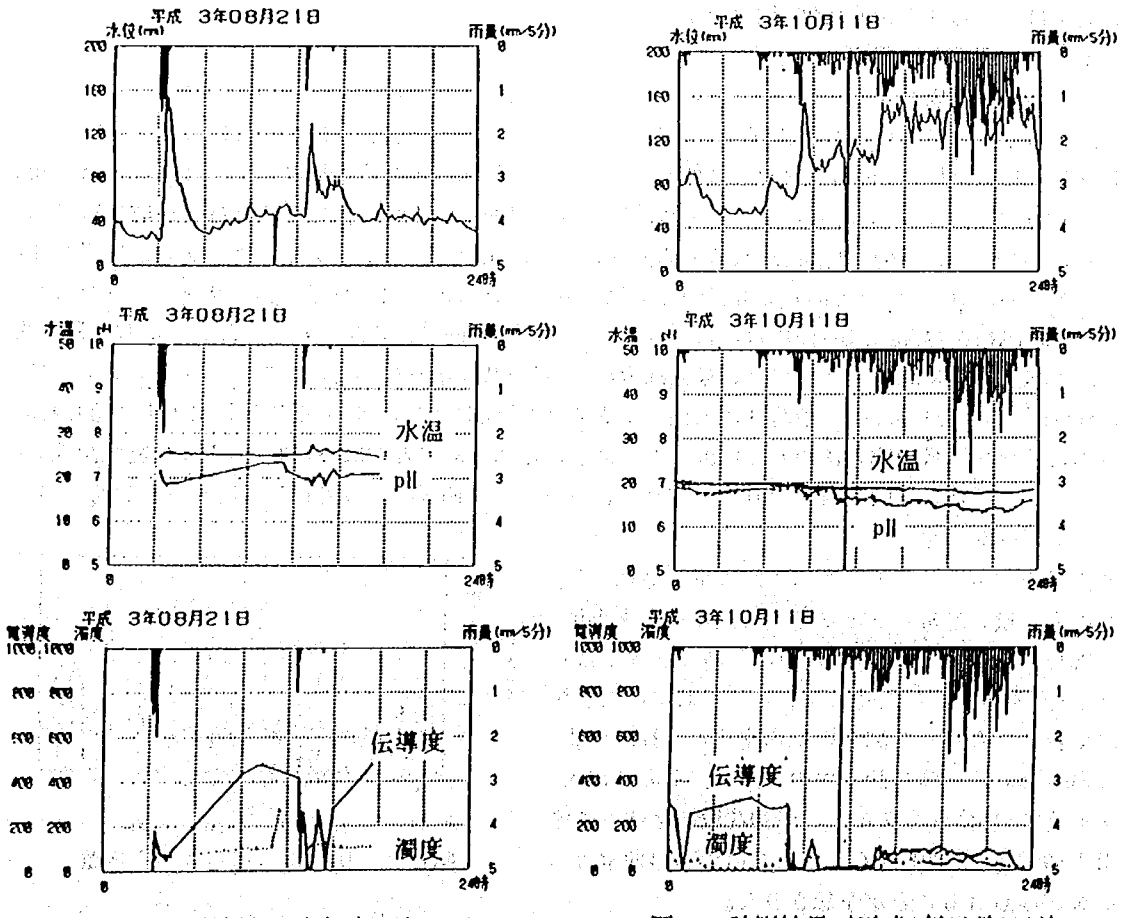


図10　計測結果（平成3年8月21日）

図11　計測結果（平成3年10月11日）

3．4　今後の課題

レベルⅢの計測が軌道に載り、今後は採水下水の手分析のデータが加わり信頼性も高まることが期待される。しかし機器の校正などの計測上の問題点も未解決で残っている。今後は修正RRL法、土研モ

デル等による流量、水質の計算値から実測データの裏付けを行なうと共に、濁度とSSとの相関について詳しく調べることとする。一方、雨天時汚濁水の汚濁ではBODやSSといった古典的指標に加え、色やゴミなど、従来の指標にのりにくい要素が問題となることが多いため、これらの指標化も併せて検討したい。

4．雨天時における下水処理場の機能調査

昨年度の研究結果より、6mm程度の量対策あるいは質対策の貯留施設をもつ合流式下水道地区において、３Ｑｓを遮集し、２ＱＳを沈殿放流、１ＱＳを高級処理した場合、総放流負荷量に占める沈殿処理からの負荷量の割合が大きいので、沈殿放流量を減少し、高級処理量を増加させれば負荷削減に効果的であることがわかった。しかし、高級処理量の増加には限界があると考えられ、また、最初沈殿池や、エアレーションタンクの機能も雨天時には変化すると考えられる。そこで下水処理場において、最初沈殿池の処理水、エアレーションタンクの活性汚泥性状、最終沈殿池からの処理水の水質を調査した。調査対象は、Ａ処理場、Ｂ処理場とした。

4．1　Ａ処理場での調査

Ａ処理場は、平成２年度末現在2,280haの処理区域面積のうち、177haの合流地区を抱えている。この合流地区からの処理場への流入量を平成元年度実績でみると、雨天日日最大が35,530m^3/sであった。これは晴天日日平均13,000m^3/sの2.7倍にあたる。一方処理場への全流入量の日平均は晴天日34,000m^3/s、雨天日37,000m^3/sであった。また、合流地区流入量の全流入量に占める割合は晴天時38%に対し、雨天時46%であった。調査は最初沈殿池の流入水および流出水、エアレーションタンクの活性汚泥性状、最終沈殿池の越流水の4箇所において自動採水機を用いて15分毎に採水を行い、２サンプルを混合し6時間分の12試料を得た。なお採水は、各プロセスでの水理学的滞留時間を考慮した。すなわち最初沈殿池流入水を17時に開始させた場合、最初沈殿池出口は3時間遅れの20時、エアレーションタンクはさらに6時間遅れの翌日の2時、最終沈殿池出口はさらに3時間おくれの5時にそれぞれ採水を開始した。分析項目は最初沈殿池流入流出水のBOD、SS、VSS、汚泥のMLSS、MLVSS、SV30、および最終沈殿池のBOD、SSとした。調査は晴天時（11月21日17時～22日11時）、雨天時（12月18日20時～19日14時）のそれぞれ１回行なった。

調査日の雨量、合流地区からの流入量、最初沈殿池への流入量を通常時とみなせる時期のデータと併せて図12に示す。流量の単位は10m^3/時間、雨量は0.1mm/時間である。晴天時は調査日の午前中に大きな流量変動がみられたが調査中は通常時と同程度の流量であった。雨天時は調査中の合流地区からの流入量が通常時の2倍近くを示し、最初沈殿池全体への流入量も通常時の1.5倍近くを示したので、処理水質への影響がみられることが予想された。

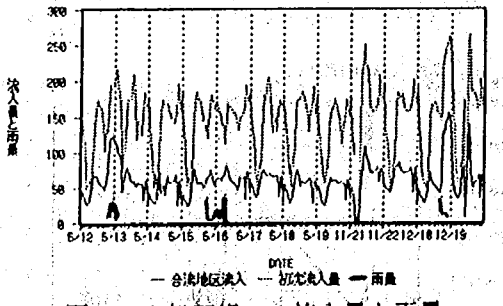


図12　Ａ処理場への流入量と雨量

晴天時と雨天時の調査結果の比較を行なう。はじめに最初沈殿池の流入流出水の水質の推移を図13および14に示す。図の横軸は採水開始からの経過時間を示す。BODは晴天時、雨天時とも、また流入水流出水とも安定した値を示した。SSは晴天時の流入側で大きく変動がみられたがその他での変動は小さかった。従って以下は平均値で考察を進める。BODでみると、流入の雨天時が200mg/lと晴天時の130mg/lに比べ高い値を示したが、流出の雨天時の78mg/lは晴天時の71mg/lより若干高いだけであった。

一方SSでみると流入の雨天時の127mg/lは晴天時の109mg/lより若干のみ高い値であったが、流出では雨天時が57mg/lと晴天時の36mg/lよりかなり高い値となった。これらの結果は通説（雨天時の最初沈澱池ではSSの除去に比べBODの除去は期待できない）と異なるので、さらに調査を重ねる必要がある。

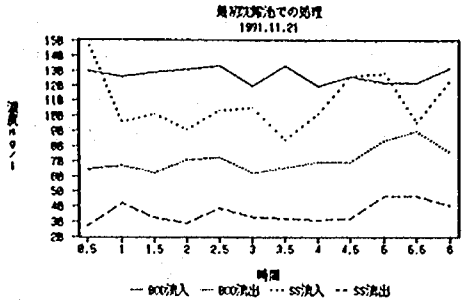


図13　晴天時の最初沈澱池流入流出水質

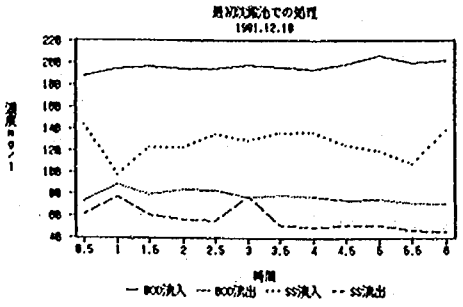


図14　雨天時の最初沈澱池流入流出水質

次に最終沈澱池の越流水の水質を図15、16に示す。BOD、SS共に晴天時にはほとんど変動がなく、雨天時の変動が大きかった。また平均値も晴天時BOD3.1mg/l、SS2.4mg/lに比べ雨天時BOD11.2mg/l、SS4.2mg/lと大きな値を示した。これらの結果より、雨天時の二次処理は晴天時と比べ不安定かつ処理性能も悪化したといえるが、データ数に乏しくさらに調査を進める必要がある。

なお、エアレーションタンクの活性汚泥性状は、平均値からの変動が殆どなく安定した値を示した。

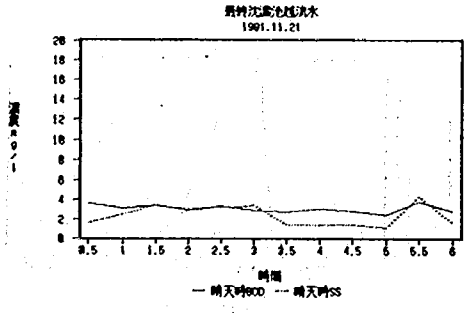


図15　晴天時の最終沈澱池流出水質

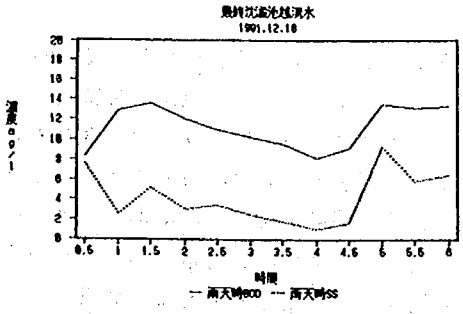


図16　雨天時の最終沈澱池流出水質

4．2　B処理場での調査

B処理場は全流域（2,000ha）が合流式であり、雨天時には簡易放流が始まるまでは現有処理能力の2倍、簡易処理放流開始後は1.5倍の水量が2次処理へ送水される。調査は11月28日12時から11月30日18時にかけて行われた。調査日は早朝より降雨が始まり、調査開始までの累積雨量は14mmであった。また、降雨終了(28日22時30分)までの雨量は86.5mmであった。簡易放流は累積雨量が10mmを越えた28日7時から29日2時まで行われ、ピーク時には高級処理と同程度量に達した。調査結果のうち、最初沈澱池からの流出水の水質を図17に示す。図の単位は放流

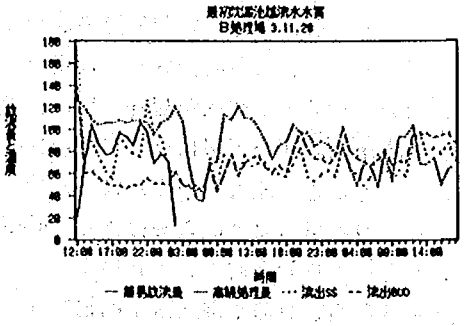


図17　最初沈澱池流出水質

量100m³/時間、濃度mg/lである。流出水のSS、BODの値は、通常時に比べ格段大きい値ではなかったが、SSは簡易放流量の増減に影響を受けたと考えられる。

次にエアレーションタンクの性状を図18に、最終沈殿池越流水の水質を図19に示す。単位は流量1,000m³/時間、MLSS100mg/l、濃度mg/lである。これらには雨水の影響は特段見られなかった。29日3時ころから高級処理量が低下し返送汚泥の比率が高まったため、MLSS濃度が上昇し、エアタンからのSBODや越流水水質が処理が安定したことが読み取れた。なお、調査開始時の初沈流出SS、BOD、終沈流出がそれぞれ172、139、11、7.7mg/lと通常より高い値を示したため、次回以降は簡易放流の初期の段階での水質を捕らえることとしたい。また、D滞水池からの送水が11月30日0時から8時まで行われたが、最初沈殿池の処理への影響の有無は今回の結果からは不明であった。

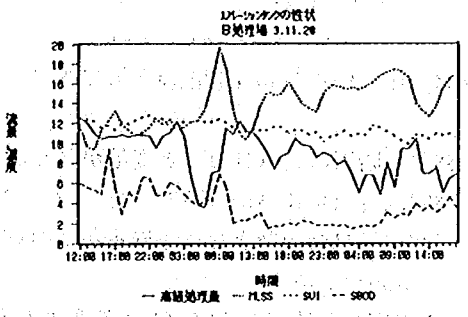


図18　エアレーションタンクの性状

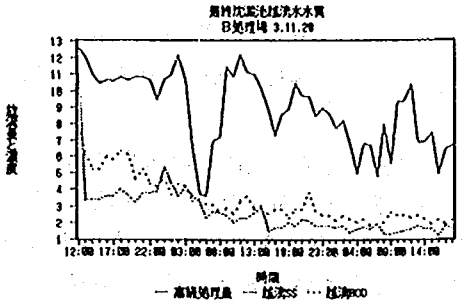


図19　最終沈殿池流出水質

5．雨水滞水池の効率的利用に関する検討

5．1　雨水滞水池の流入流出水質調査

雨水滞水池は、従来無処理で放流されていた雨天時下水を貯留、あるいは沈殿放流させることで雨天時越流負荷の削減を図るものである。図20はC雨水滞水池（排水面積41ha、容量317×2m³）の流入水流出水SS濃度の測定結果例である。数百～数千mg/lの高濃度の流入水に対しては高い除去率を示したが、流入水濃度が低下すると流出水濃度が流入水質を上回る逆転現象がみられた。

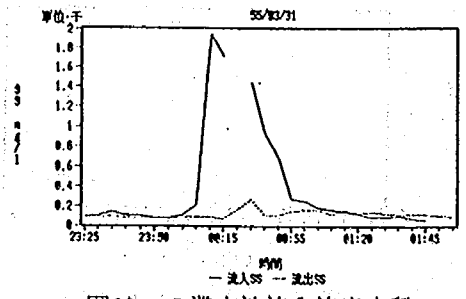


図20　C滞水池流入流出水質

図20の例では滞留時間一定(45分)の運転を行なった。他例をみると、滞留時間60分では逆転はなかったが、30分、45分では逆転が起きていた。逆転が起きた際の流出水濃度の下限はSSで100mg/l程度であった。このことから、流入SS濃度が100mg/lを下回る状態が長くつづく場合には流入を停止し、貯留水を沈殿させた方がより効率的であるといえる。このことを検証するため、D滞水池（排水面積386ha、容量10,500m³）において昭和63年度から平成3年度まで流入流出水の水質調査を行なった。なおD滞水池ではポンプの運転調整ができず、滞留時間を一定とすることはできなかった。また流入水質もポンプ運転に左右されたと考えられ、初期汚濁のピークの後

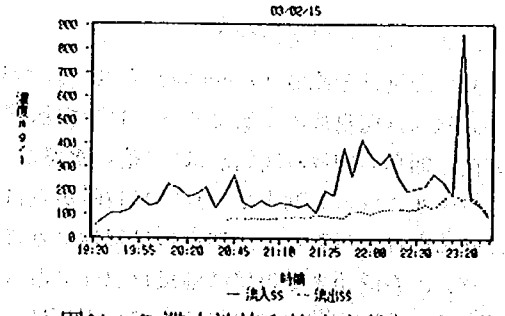


図21　D滞水池流入流出水質(H3.2.15)

は水質が逓減するという典型的なパターンのみならず、図21のように流入水質のピークが中後半に現れる例も多くみられた。また、流入SS濃度が100mg/lを下回るケースは殆ど見られなかった。流出SS濃度は、平均滞留時間9分の例（図22）などを除けば、平均滞留時間を30分以上とれば流出SS濃度がおおむね100mg/lを下回った。今後は、引続き自然流下により流入が行われる滞水池での調査を行い上記の検証を行う予定である。

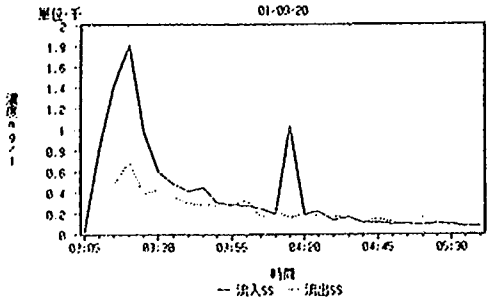


図22　D滞水池流入流出水質(H元. 9. 20)

5．2　濁度計による雨水滞水池流入水の自動測定

上述の雨水滞水池の運転操作の判断のためには、流入SS濃度を連続的に測定する必要があるが、これを機器を用いた自動計測で行うことが便利である。濁度計はSSとの相関も高いとされており、自動計測の有力な候補と考えられる。そこで昭和63年度から平成３年度まで上記Ｄ滞水池の流入渠またはＤ滞水池へ雨水を放流するＥポンプ場の汚水沈砂池から雨天時下水をポンプで水槽に汲み上げ、水槽に濁度計を設置し、計測を行なうと共に採水を行いSSを分析した。用いた濁度計は積分球式であった。測定結果より濁度とSSの相関を図23、24に示す。相関係数は63年度0. 90、元年度0. 86であった。ところで濁度計は測定中検出部に夾雑物が付着すると測定値に大きな影響を与える。そこで平成２年度に改良を加え、装置を自動洗浄シャワーやインペラ型ワイパーを備えたラグビーボール型容器にいれ、夾雑物の付着を防ぐ形とした（写真３）。この改良型濁度計による測定結果を図25に示す。今回の調査はSS濃度の低い下水を対象としたため、相関係数は0. 94と前年度に比べかなり向上した。今後SS濃度の高い下水を対象とした測定を行なう予定である。

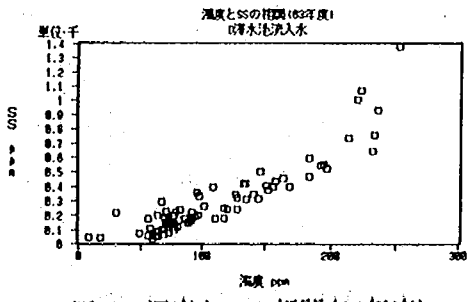


図23　濁度とSSの相関(63年度)

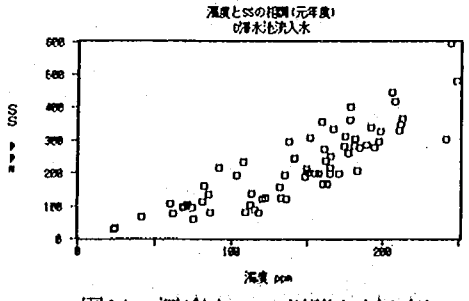


図24　濁度とSSの相関(元年度)

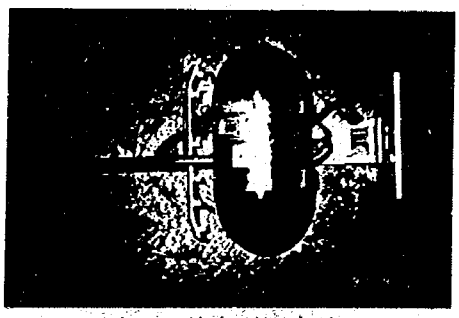


写真３　改良型濁度計

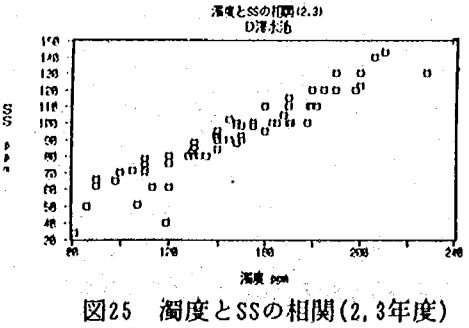


図25　濁度とSSの相関(2,3年度)

３．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　　宮原　茂
主任研究員　塩路勝久
研究員　　榊原　隆

１．はじめに

近年、新しい下水輸送方式として、圧力式下水道、真空式下水道が開発されてきている。また下水の一部圧送方式も多数採用されてきている。このうち下水の一部圧送方式については、多数実施されているものの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はなされていない。また圧力式下水道、真空式下水道については実用化の段階にあるものの今後実施設によりさらにデータを蓄積し、より合理的な設計内容とする必要がある。本調査は以上の点を踏まえ、これらの下水輸送システムの統一的な開発調査を実施するものである。

２．真空式下水道システムの適用範囲に関する調査

２．１　目的

モデル地域において真空式下水道システムを設計し、既に実施済みの自然流下方式との費用比較を行うことにより真空式下水道システムの適用範囲に関し、知見を得ることを目的とする。

なお、この調査は真空発生装置として真空ポンプを用いる方式（Ａ方式）とエジェクタ・ポンプを用いる方式（Ｂ方式）の２通りを対象とした。

２．２　モデル地区の設定

人口密度と家庭数（人口規模）を基本的なパラメータとし、Ａ方式では表１に示す13ケース、Ｂ方式では表１のうち675軒2700人の２ケースを除く11ケースをモデル地区とした。１家庭当りの人口を４人とした。また、モデル地区は平坦地とした。各々のモデル地区につき、地下水がない（以下「普通土」）場合と地下水がある（以下「軟弱土」）場合（GL－1.5mとした）の２ケースを設定した。

モデル地区は、まず基本となる道路形状を設定し、家屋を配置したうえで縮尺を変更することにより40人／ha～５人／haの人口密度となるようにした。モデル地区の例を図１に示す。

表１　モデル地区の設定条件

	人口密度(人/ha)			
家庭数と人数	40	20	10	5
23軒(92人)	－	4.6	－	18.4
46軒(184人)	4.6	－	－	－
100軒(400人)	－	20	40	80
225軒(900人)	22.5	45	90	180
450軒(1800人)	45	－	－	－
675軒(2700人)	－	135	270	－

棚内は対象面積(ha)

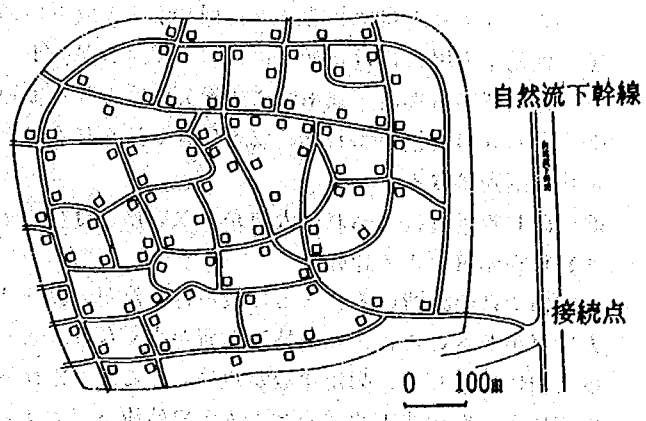


図１　モデル地区の例（100軒、10人／ha）

２．３　設計条件

真空式下水道では真空式下水道システム技術指針（案）を、自然流下式下水道では小規模下水道計画・設計指針およびﾏﾝﾎｰﾙ形式ﾎﾟﾝﾌﾟ場設計指針（案）を適用基準とした。計画水量は、日平均汚水量を250ﾘｯﾄﾙ／人とし、時間最大汚水量をGiffiの式により日平均より算出した。真空管の土被りは1.0mで一定とし、自然流下管の最小土被りを1.0mとした。管種はVP管とした。積算は真空弁ユニット以降とし、接続管は対象としなかった。中継ポンプ場の設置位置は区域のなるべく中央に設置することとした。真空式下水道システムに関し、設計の簡略化のため、概ね半径40mにある家屋については、一つの真空弁ユニットにまとめた。埋設条件はすべての道路とも同一とし、中継ポンプ場まで最短距離となるよう設定した。

２．４　積算条件と使用単価

直接工事費の積算には、現在下水道施設施工方法として一般的な工法及び機械を用いた。維持管理費は電力料のみとした。使用単価は、標準歩掛、物価版等に従い、積み上げ計算によって求めた。また、間接工事費は直接工事費の50％および真空試験工とした。

２．５　工期の算定

工期は、各工種の標準的な施工能力をもとに実際に工程表を組むことにより求めた。但し、対象は管渠施設であり、工区割り等については考慮していない。求めた工期は実際に工事を施工する場合とは異なるものであるので注意が必要である。従って、以下では主として真空式下水道システムと自然流下式下水道の工期の比が重要である。

２．６　考察

１）建設費による比較

積算結果より、Ｘ軸に管渠延長を、Ｙ軸に人口をとり、各ケースをグラフ上の１点として表示し、合わせて各ケースにおける自然流下式下水道の建設費に対する真空式下水道システムの建設費の割合を表示したものが図２、３である。ただし、同じケースであっても、管渠延長が真空式下水道システムと自然流下式下水道とで異なっている。これは、自然流下式下水道を設計する際には最長管路長（各枝線管路の起点からシステムの下流の接続点までの長さのうち最長のもの）を最も短くし、できる限り下流管渠の土被りを浅くしたのに対し、真空式下水道システムにおいては総管路延長をできる限り短くするように設計したためである。そこで、考察にあたっては自然流下式下水道の管路長と真空式下水道システムの管路長の平均をそのケースの代表管路長としている。

図２、３より考察できることを列挙すると以下の通りである。

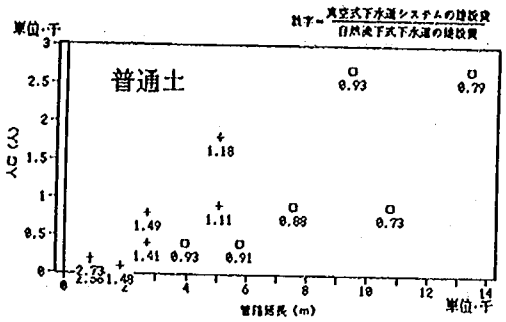
①　軟弱土の場合には普通土に比べ、建設費が低下しており、ケースによっては真空式下水道システムの建設費が自然流下式下水道の半分程度となっているものもある。

②　同じ人口規模であれば、管渠延長が長くなるほど真空式下水道システムの建設費が自然流下方式に比べ割安になる。

③　同じ管渠延長であれば人口が少ないほど真空式下水道システムの建設費が割安になる。

２）現在価値による比較

前節では建設費のみによる比較を行ったが、真空式下水道システムは自然流下システムに比べ、電力費がかかることにより維持管理費が高くなる。また、ポンプ等電気、機械類が多く、これらは土木構造物に比較して、耐用年数が短い。そこで、維持管理費を考慮に入れ、50年間にかかる費用の現在価値により真空式下水道システムと自然流下システムの比較を行った。現在価値を算出する前提として、土木構造物の耐用年数を50年、電気、機械類の耐用年数を20年とし、利子率は平成２年４月現在



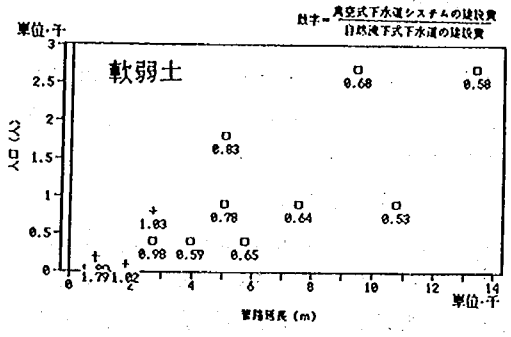
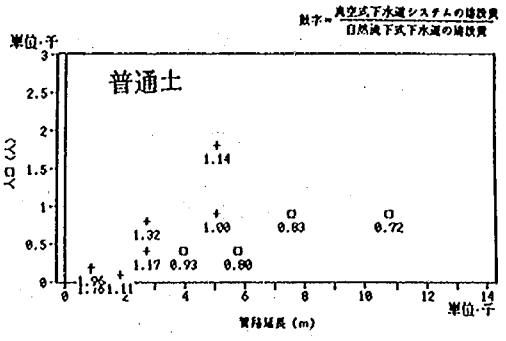


図２　建設費の比較（A方式）



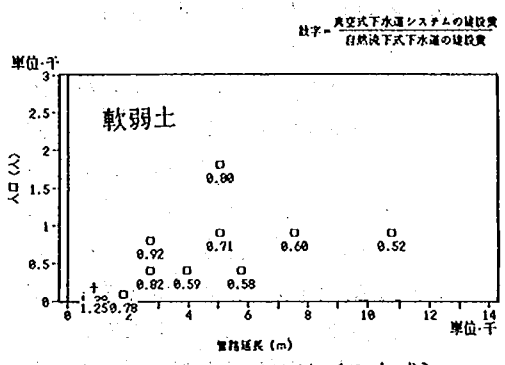
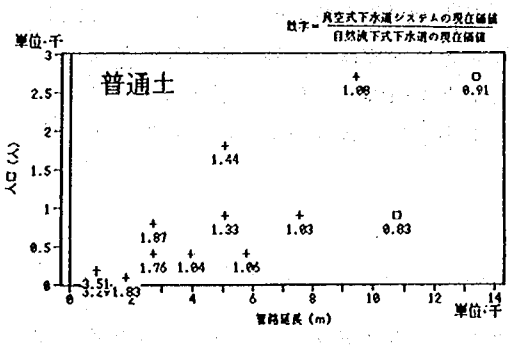


図３　建設費の比較（B方式）



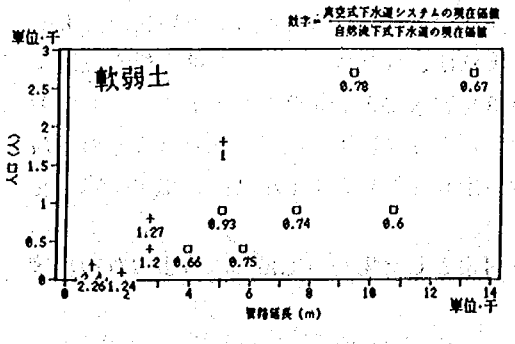
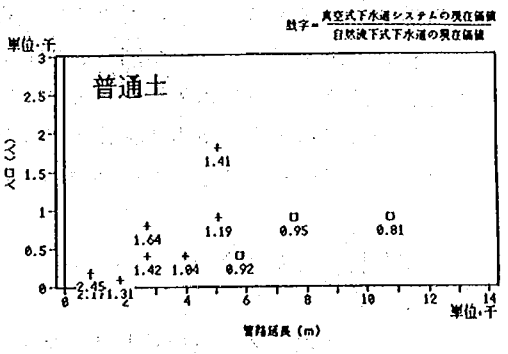


図４　現在価値の比較（A方式）



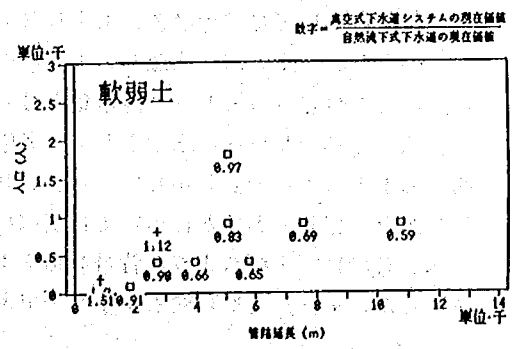


図５　現在価値の比較（B方式）

の地方債の政府資金の利率である6.2%とした。また、物価上昇は考慮していない。計算式は以下の通りである。

$$\text{あるケースの現在価値（千円）} = \{\text{土木建設費（千円）} \times \frac{i(1+i)^{50}}{(1+i)^{50}-1} + \text{機械建設費(千円)} \times \frac{i(1+i)^{20}}{(1+i)^{20}-1} + \text{維持管理費（千円／年）}\} \times \frac{(1+i)^{50}-1}{i(1+i)^{50}}$$

但し　$i = 0.062$

得られた現在価値を用いて前節と同様の図を作成したものが図4、5である。これらの図より得られる考察は以下の通りである。

① 維持管理費と耐用年数を考慮した結果、自然流下式下水道の方が経済的となるケースが増加した。

② それにもかかわらず、軟弱土の場合には多くのケースで真空式下水道システムの方が経済的という結果になった。

次に、真空式下水道システムが経済的となる条件を更に明らかなものとするため、真空式下水道システムの現在価値を算出するための回帰式を求めた。すなわち、真空式下水道システムでは現在価値は主として管路長及び人口（真空弁ユニット台数に影響する）によって決定されると考えられるため、独立変数を管路長及び人口、従属変数を現在価値とした。また、この回帰式より、真空式下水道システムの現在価値が自然流下式下水道の現在価値の０．９及び１．１となる範囲を図示したものが図6、7である。図のようにその境界を直線で表示することは、必ずしも適当と言えないかも知れないが、各々の条件の下で真空式下水道システムが経済的となる範囲、自然流下式下水道が経済的となる範囲及び慎重な検討を要する範囲の大まかな目安が得られたものと考える。

3）工期による比較

自然流下式下水道の工期に対する真空式下水道システムの工期の割合を各々のケースについて図2と同様の表示を行ったものが図8、9である。真空式下水道システムでは土留めは素掘りとしたのに対し、自然流下式では木矢板や建て込み簡易土留としたことなどが原因で、真空式下水道システムの建設工期は自然流下式下水道に比べて非常に短く、直接コスト表示はできないものの、真空式下水道システムの重要なメリットの一つであることがわかる。

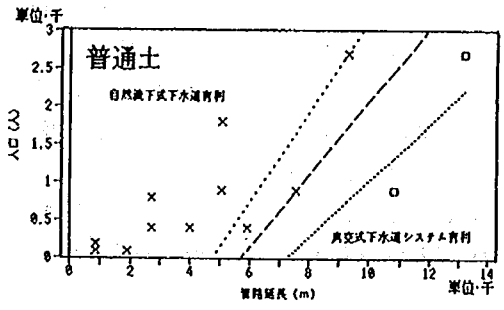
3．風呂排水実態調査

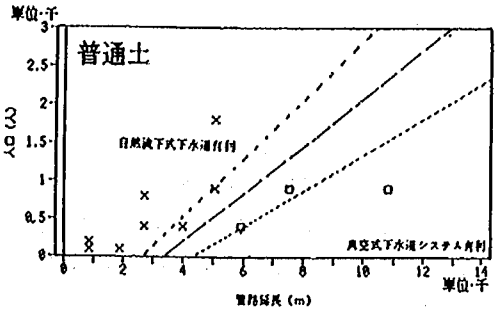
3．1　目的

圧力式下水道システムのＧＰユニット、真空式下水道システムの真空弁ユニットは１戸～数戸の家庭を対象とした施設である。これらの施設を合理的に設計するためにはこのような少数の家庭を対象とした場合の排水の実態、特に排水量の変動の様子を明らかにする必要があるが、従来の自然流下方式の設計においてはその必要はあまりなく、十分なデータが蓄積されているとは言い難い状況である。

このうち、「圧力式下水道システム技術指針（案）」によれば、ＧＰユニットの予備容量を設計する際には、想定されるピーク汚水量とＧＰ吐出量との差分量を貯水できる容量を有することとしており、想定されるピーク汚水量としては浴槽の残り湯を排水したとき（以下、風呂排水と言う）が一般的であるとしている。しかしながら、ＧＰユニットが複数の家庭を対象とする場合に、風呂排水の重なりがどの程度であるかについては明確に記述されていない。

本調査では、上記のような背景を踏まえ、少数の家庭を対象とした場合の風呂排水の重なりの程度を明らかにすることを目的とするものである。





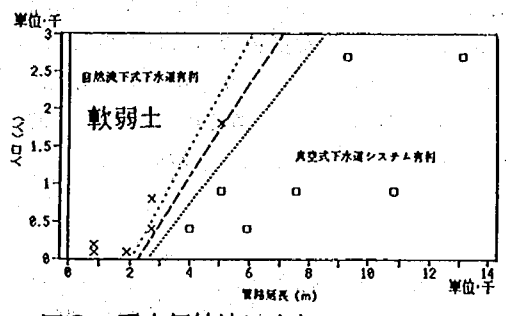


図6　現在価値法により
真空式下水道が有利となる条件（A方式）

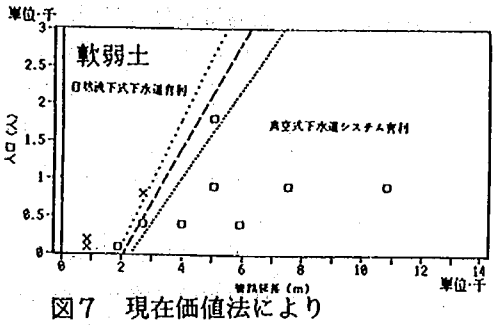
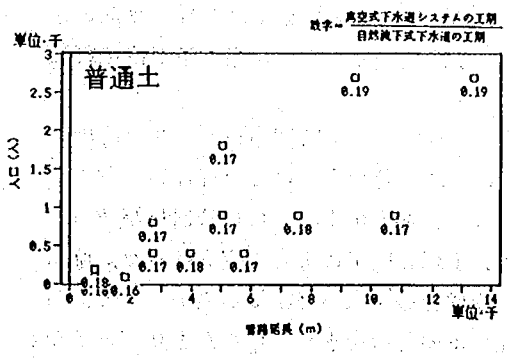
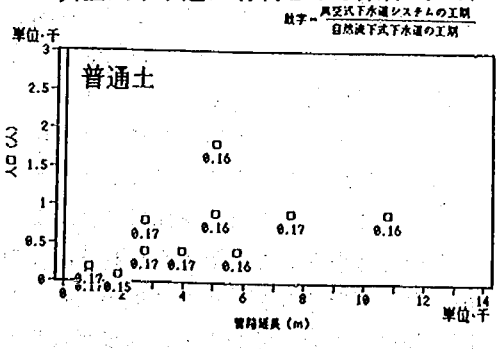


図7　現在価値法により
真空式下水道が有利となる条件（B方式）





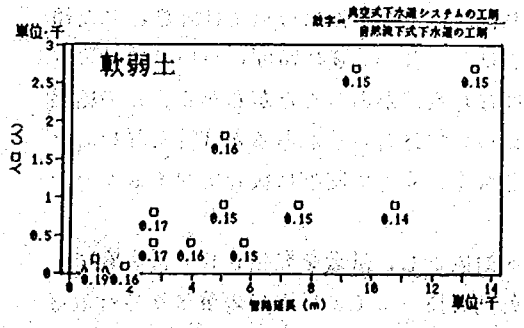


図8　建設工期の比較（A方式）

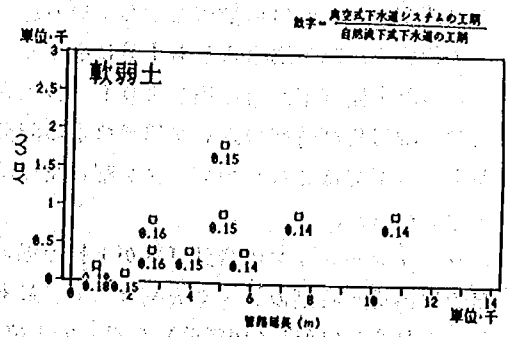


図9　建設工期の比較（B方式）

3．2　調査方法

調査は、アンケート調査とその結果をもとにしたシミュレーションからなる。

アンケート調査は100軒の一般家庭を対象に夏、秋、冬の各々の期間に1週間づつ、計3週間にわたって実施した。アンケートの内容は、風呂排水の時刻及び洗濯を開始した時刻（5分刻み）と、浴槽の大きさと洗濯機の容量であった。アンケートは埼玉県H市において実施された。

シミュレーションは、アンケート調査で得たデータをもとに、乱数を発生させることにより対象家庭数が1軒～20軒の場合に年に1回程度の割合で風呂排水の重なる軒数を求めた。その手順については後述する。

3．3　結果と考察

1）アンケート調査

1世帯当りの平均の浴槽の容量は315ﾘｯﾄﾙであり、仮に風呂排水の量が浴槽の容量の半分であると仮定すれば、1回の風呂排水は158ﾘｯﾄﾙとなった。また、1世帯当りの平均の洗濯機の容量は35ﾘｯﾄﾙであり、1回の洗濯で3回排水すると仮定すると1回の洗濯の排水量は105ﾘｯﾄﾙとなった。洗濯の排水はこの量が20分程度の間に生じ、また、瞬間の量としては最も多くても平均35ﾘｯﾄﾙであるのに対し、風呂排水は瞬間の量として158ﾘｯﾄﾙ（風呂排水の継続時間は概ね3分程度である）であり、瞬時のピーク水量としては通常風呂排水を考えれば良いことがわかる。

2）シミュレーション

アンケート調査によって2,100個のデータ（100軒×3週間）を得たが、乱数シミュレーションを行うにあたって、これらのデータをすべて同等に扱って良いかどうかの問題がある。冬期は夏期に比べ風呂にはいる回数が少ないおそれがある。ウィークエンドはウィークデイに比べ風呂にはいる回数が多い可能性がある。例えば、夏期が秋期、冬期に比べ風呂にはいる回数が多いのであれば、夏期のみのデータを用いて乱数シミュレーションを夏期の3ヶ月程度の期間実施し、その結果の第1位の軒数を持って年最大の重なりの軒数とするのが妥当である。

そこで、アンケート結果を時期（夏期、秋期、冬期）、曜日及び時刻（1時間単位）の3つを因子として再集計した。その結果を表2～5に示す。表5によれば、曜日毎の合計はそれ程違いはなく、また、表2～4によれば季節毎の合計もそれ程違いない。従って、風呂排水の回数は時期及び曜日による影響は小さいものと考えられる。このことの確認のため、上記3因子による検定を行った。曜日の効果の不偏分散を求めた結果が表6である。時期の効果の不偏分散を求めた結果が表7である。時間の効果の不偏分散を求めた結果が表8である。また、誤差の不偏分散を求めた結果が表9であるが、誤差の計算に当たっては要素の数が多いため、この表には自由度と不偏分散の計算値のみを示している。これらの結果を基に、F検定を実施した結果が表10である。表には併せて各々の自由度の場合の上側確率0.05と0.01の数値を示している。この結果よりすれば曜日及び時期については計算された値が上側確率0.05の場合よりも十分に小さく、有意差があるとは言えない。逆に時間については計算された値が上側確率0.01の場合よりも十分大きく、非常に高度な有意差があることがわかる。この結果より、曜日及び時期の違いが風呂排水の回数に与える影響については有意差があるとは言えないことから、以下ではこれらのデータを曜日及び時期の違いに関係なく、すべて同等に扱ってシミュレーションを行った。

シミュレーションは合計軒数が1軒の場合～20軒の場合を対象とし、乱数を発生させて各家庭に1日の風呂排水時刻のデータを割り当て、最も多く重なった軒数を持ってその日1日の重なりの軒数とし、これを3,650日（10年分）記録して上位より10番目の軒数をもって平均して年に1回程度の割合で

表2　風呂排水の分布（夏期）

夏

	月	火	水	木	金	土	日	合計
0 - 1	1	2	1	0	1	1	1	7
1 - 2	0	0	0	0	0	0	1	1
2 - 3	0	0	0	0	0	0	0	0
3 - 4	0	0	0	0	0	0	0	0
4 - 5	0	0	0	0	0	0	0	0
5 - 6	1	0	0	0	1	0	0	2
6 - 7	5	1	4	2	3	3	2	20
7 - 8	6	6	7	5	10	8	2	44
8 - 9	7	4	2	4	5	2	6	30
9 -10	10	10	13	12	6	7	6	64
10 -11	6	4	3	4	1	4	7	29
11 -12	1	2	6	2	2	2	5	20
12 -13	1	0	1	0	0	1	4	7
13 -14	3	3	1	1	0	2	2	12
14 -15	1	0	3	0	2	2	0	8
15 -16	1	3	1	3	3	2	5	18
16 -17	2	0	4	3	4	6	5	24
17 -18	12	7	6	6	10	11	9	61
18 -19	8	8	12	4	6	5	9	52
19 -20	4	2	2	3	2	3	2	18
20 -21	5	7	11	5	9	5	4	46
21 -22	5	5	3	4	2	3	7	29
22 -23	8	3	6	4	9	6	4	40
23 -24	2	3	4	4	4	7	1	25
合計	89	70	90	66	80	80	82	557

表3　風呂排水の分布（秋期）

秋

	月	火	水	木	金	土	日	合計
0 - 1	0	0	0	0	0	1	1	2
1 - 2	0	0	0	0	0	0	0	0
2 - 3	0	0	0	0	0	0	0	0
3 - 4	0	0	0	0	0	0	0	0
4 - 5	0	0	0	0	0	0	0	0
5 - 6	1	1	0	0	0	0	0	2
6 - 7	2	2	4	4	5	2	1	20
7 - 8	7	5	6	9	5	7	5	44
8 - 9	6	6	5	5	7	6	8	43
9 -10	9	9	6	6	4	8	5	47
10 -11	3	4	6	5	3	7	5	33
11 -12	4	0	2	2	2	2	4	16
12 -13	1	1	0	0	1	0	0	3
13 -14	1	3	1	1	1	1	2	10
14 -15	1	0	0	0	0	1	0	2
15 -16	3	2	2	2	3	4	5	21
16 -17	5	4	8	6	5	5	1	34
17 -18	8	11	5	8	8	7	14	61
18 -19	10	7	9	9	5	9	6	55
19 -20	6	2	3	4	2	4	4	25
20 -21	3	7	7	4	5	6	4	36
21 -22	6	3	6	8	4	5	7	39
22 -23	6	6	5	8	5	5	5	40
23 -24	3	3	5	1	4	1	2	19
合計	85	76	80	82	69	81	79	552

表4　風呂排水の分布（冬期）

冬

	月	火	水	木	金	土	日	合計
0 - 1	1	0	0	0	0	0	1	2
1 - 2	0	0	0	0	0	0	0	0
2 - 3	0	0	0	0	0	0	0	0
3 - 4	0	0	0	0	0	0	0	0
4 - 5	0	0	0	0	0	0	0	0
5 - 6	0	0	0	0	0	0	0	0
6 - 7	3	5	4	6	4	2	0	24
7 - 8	5	5	3	7	3	7	0	30
8 - 9	6	4	9	6	4	7	13	49
9 -10	5	6	7	3	5	8	5	39
10 -11	4	4	2	4	4	1	8	27
11 -12	3	2	3	3	2	2	6	21
12 -13	1	2	1	0	1	1	1	7
13 -14	0	0	1	2	1	0	1	5
14 -15	1	2	1	1	2	0	0	7
15 -16	2	3	2	3	0	4	2	16
16 -17	3	4	4	9	5	7	5	37
17 -18	7	12	4	4	7	9	9	52
18 -19	9	9	8	10	8	10	9	63
19 -20	2	3	4	3	2	8	1	23
20 -21	5	8	7	8	5	5	5	43
21 -22	7	5	3	7	6	3	8	39
22 -23	5	5	6	2	3	5	4	30
23 -24	2	2	3	6	4	5	2	24
合計	71	81	72	84	66	84	80	538

表5　風呂排水の分布（合計）

合計

	月	火	水	木	金	土	日	合計
0 - 1	2	2	1	0	1	2	3	11
1 - 2	0	0	0	0	0	0	1	1
2 - 3	0	0	0	0	0	0	0	0
3 - 4	0	0	0	0	0	0	0	0
4 - 5	0	0	0	0	0	0	0	0
5 - 6	2	1	0	0	1	0	0	4
6 - 7	10	8	12	12	12	7	3	64
7 - 8	18	16	16	21	18	22	7	118
8 - 9	19	14	16	15	16	15	27	122
9 -10	24	25	26	21	15	23	16	150
10 -11	13	12	11	13	8	12	20	89
11 -12	8	4	11	7	6	6	15	57
12 -13	3	3	2	0	2	2	5	17
13 -14	4	6	3	4	2	3	5	27
14 -15	3	2	4	1	4	3	0	17
15 -16	6	8	5	8	6	10	12	55
16 -17	10	8	16	18	14	18	11	95
17 -18	27	30	15	18	25	27	32	174
18 -19	27	24	29	23	19	24	24	170
19 -20	12	7	9	10	6	15	7	66
20 -21	13	22	25	17	19	16	13	125
21 -22	18	13	12	19	12	11	22	107
22 -23	19	14	17	14	17	16	13	110
23 -24	7	8	12	11	12	13	5	68
合計	245	227	242	232	215	245	241	1647

表6　曜日の効果の不偏分散の計算

	月	火	水	木	金	土	日
合計	245	227	242	232	215	245	241
平均	3.40	3.15	3.36	3.22	2.99	3.40	3.35
総平均	3.27						
曜日の効果	0.13	0.12	0.09	-0.05	-0.28	0.13	0.08
自由度	6						
曜日の効果の不偏分散 V1	1.753						

表7　時期の効果の不偏分散の計算

	夏	秋	冬
合計	557	552	538
平均	3.32	3.29	3.20
総平均	3.27		
時期の効果	0.05	0.02	-0.07
自由度	3		
時期の効果の不偏分散 V2	0.577		

出現する重なりの軒数とした。さらにこれを10回繰り返し、上記の重なりの軒数の最頻値をもって結果とした。1軒～20軒につき、3650回繰り返した結果（10回繰り返したうちの7回目の結果）を表11に示す。表中、○で囲んだ数字の欄の重なり軒数が上位第10位が属する重なり軒数である。この軒数を10回繰り返した各々について示したものが表12である。表には併せて最頻値を示した。この最頻値と対象軒数を書き改めたものが表13であり、対象軒数毎に年1回程度風呂排水の重なる軒数を示している。これは、圧力式下水道の設計に於てE/One社が示した値より若干少ない数値を示している。

表8　時間の効果の不偏分散の計算

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
合計	11	1	0	0	0	1	44	118	122	130	69	57	17	27	17	55	95	174	170	66	125	107	110	44
平均	0.52	0.05	0.00	0.00	0.00	0.19	3.05	5.62	5.81	7.14	3.83	2.71	0.81	1.29	0.81	2.62	4.52	8.29	8.10	3.14	5.95	5.10	5.24	2.24
総平均	3.27																							
時間の効果	-2.74	-3.22	-3.27	-3.27	-3.27	-3.08	-0.22	2.35	2.54	3.88	0.57	0.55	-2.46	-1.98	-2.46	-0.65	1.26	5.02	4.83	-0.13	2.68	1.83	1.97	-0.03
自由度	23																							
時間の効果の不偏分散 V3	153.9																							

表9誤差の不偏分散の計算

自由度	472
誤差の効果の不偏分散 V4	2.584

表10　検定結果

F値		自由度	上側確率0.05	上側確率0.01
F14 = V1 ／ V4	0.679	6/472	2.12	2.84
F24 = V2 ／ V4	0.223	2/472	3.01	4.65
F34 = V3 ／ V4	59.595	23/472	1.55	1.85

表11　シミュレーション結果（一部）

軒数＼重り	7回目 0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	823	(2827)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	184	3443	(23)	0	0	0	0	0	0	0	0
3	38	3555	(52)	0	0	0	0	0	0	0	0
4	9	3514	(126)	1	0	0	0	0	0	0	0
5	2	3445	(199)	4	0	0	0	0	0	0	0
6	0	3329	(315)	6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	3268	371	(11)	0	0	0	0	0	0	0
8	0	3141	497	(12)	0	0	0	0	0	0	0
9	0	3002	632	(16)	0	0	0	0	0	0	0
10	0	2826	801	(22)	1	0	0	0	0	0	0
11	0	2738	881	(29)	2	0	0	0	0	0	0
12	0	2586	1026	(35)	2	1	0	0	0	0	0
13	0	2366	1222	(59)	3	0	0	0	0	0	0
14	0	2166	1393	(68)	3	0	0	0	0	0	0
15	0	2081	1489	(74)	5	1	0	0	0	0	0
16	0	1951	1588	(106)	5	0	0	0	0	0	0
17	0	1712	1792	128	(18)	0	0	0	0	0	0
18	0	1594	1904	(145)	6	1	0	0	0	0	0
19	0	1439	2018	183	(10)	0	0	0	0	0	0
20	0	1250	2185	205	(10)	0	0	0	0	0	0

表12　各回のシミュレーション結果の第10位の重なり軒数

軒数＼回目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	最頻値
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
5	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
6	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
7	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
8	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
9	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3
10	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
11	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
13	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
14	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
15	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
16	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
17	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3
18	4	4	4	3	4	4	3	4	3	3	4
19	3	4	4	4	4	3	4	4	4	3	4
20	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4

表13　年1回程度の割合で風呂排水の重なる軒数

軒数	重なる軒数
1	1
2- 7	2
8-17	3
18-20	4

4．まとめと今後の課題

真空式下水道の適用範囲調査を行い、建設費、工期の面から自然流下式下水道との比較を行った。また、風呂排水実態調査とシミュレーションを行い、年1回程度風呂排水の重なる軒数を示した。

今後の課題としては、真空式下水道の実施設における追跡調査などを行う予定である。

参考文献

柏谷衛　新しい下水の輸送システム、システム／制御／情報　VOL.3, NO.2, 1992

4．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　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

1．はじめに

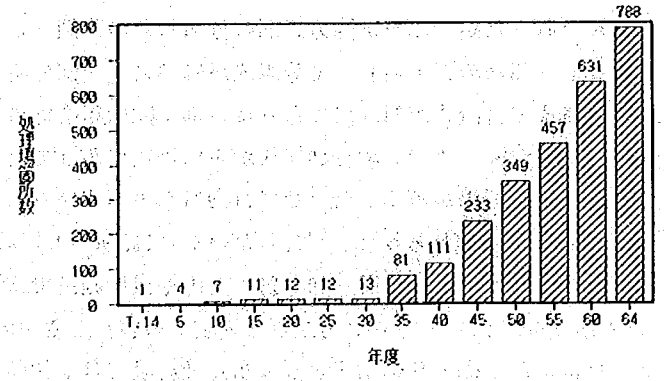
下水道の普及と既存施設の経年化に伴い、劣化あるいは腐食等によって補修・更新を必要とする施設が増加している。そのために、劣化状態の適切な診断方法及び補修・更新方法の整備と開発が望まれている。本調査は、下水道施設の劣化・腐食等の原因解明を行い、既存施設の耐用年数の増加を図るとともに、適切な劣化状態の診断方法と補修・更新方法の整備と開発を行なうことを目的とする。

2．平成３年度の調査内容

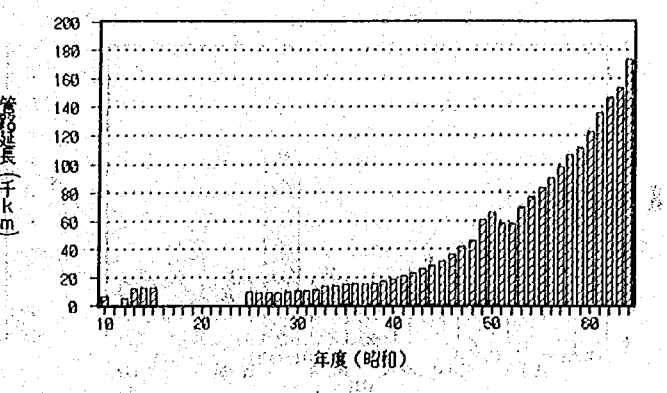
平成元年度末現在の下水道人口普及率は42％で、全国で788箇所の処理場と約17万km管渠を有している。図－１と図－２は、処理場数と管渠延長の経年変化を示したものである。管渠延長に関しては統計の取り方の相違により多少の凹凸が出ている。この二つの図で示すように土木構造物の耐用年数と一般に言われている50年を経過している施設もあり、今後ますます増加していく傾向にある。また、経年変化に伴う通常の劣化と比較して、硫化水素によるコンクリート構造物の腐食は、劣化速度が大きく、管渠、処理場に共通して最近各地で大きな問題となっている。平成３年度は、この硫化水素腐食に関連した以下の調査を実施した。

(1)下水処理施設の硫化水素腐食に関するアンケート調査

(2)汚泥貯留による硫化水素生成に関する実験調査



図－１　処理場箇所数の経年変化



図－２　管路延長の経年変化

３．平成３年度の調査結果

３．１　下水処理施設の硫化水素腐食に関するアンケート調査

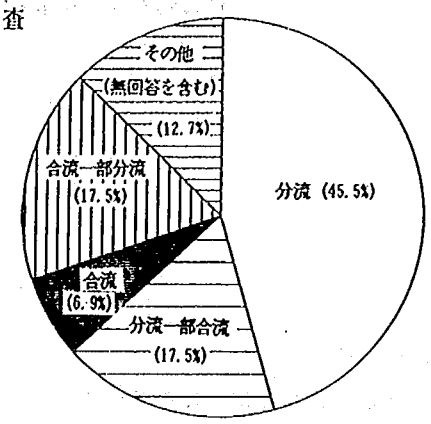
３．１．１　調査概要

全国の流域下水道及び公共下水道の終末処理場について、下水処理施設の硫化水素による腐食状況を把握するためにアンケート調査を行なった。対象とした自治体は、昭和63年度以前に供用開始した処理場を有する自治体で、公共下水道については各都道府県から4市町村を限度として、全国から200自治体（流域下水道36自治体、公共下水道164自治体）を選定した。さらに、各自治体で主要な処理場を1箇所選択してもらい、その水処理施設と汚泥処理施設について回答してもらった。調査は、平成4年2月に実施し、有効回答数は189で、回収率は流域下水道が94％、公共下水道が93％であった。

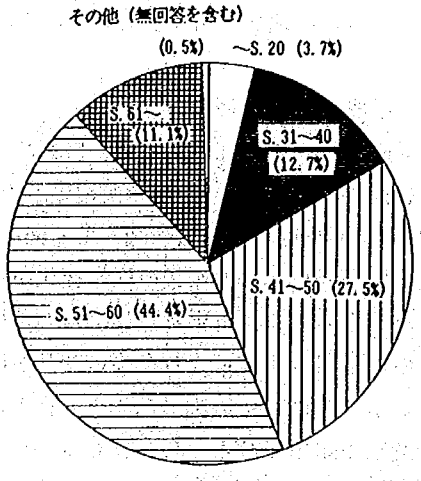
３．１．２　調査結果

回答のあった処理場を排除方式別に分類したのが図－３である。一部合流式を合わせて分流式が63.0％、一部分流式を合わせて合流式が24.4％であった。供用開始年度別に分類したのが図－４で、昭和40年代から50年代にかけて供用開始した処理場が多く、合わせて71.9％を占めている。

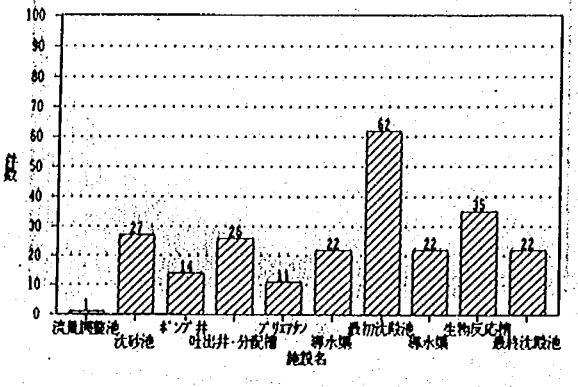
処理施設で腐食があったと回答したのが139箇所(73.5％)で、水処理施設では95箇所（50.3％）、汚泥処理施設では114箇所（60.3％）であり、汚泥処理施設での腐食がやや多かった。また、図－５に示すように水処理施設では、沈砂池から最終沈澱池に至るまで腐食が発生しているとの回答が



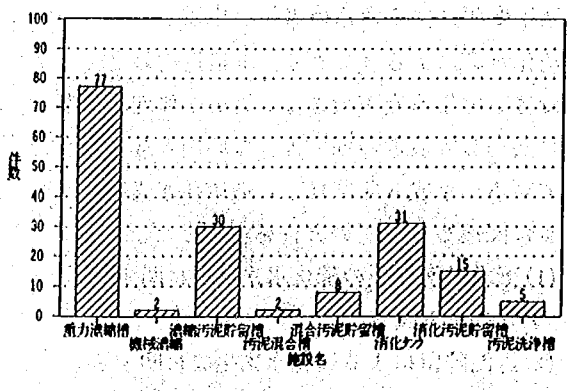
図－３　排除方式による分類



図－４　供用開始年代による分類



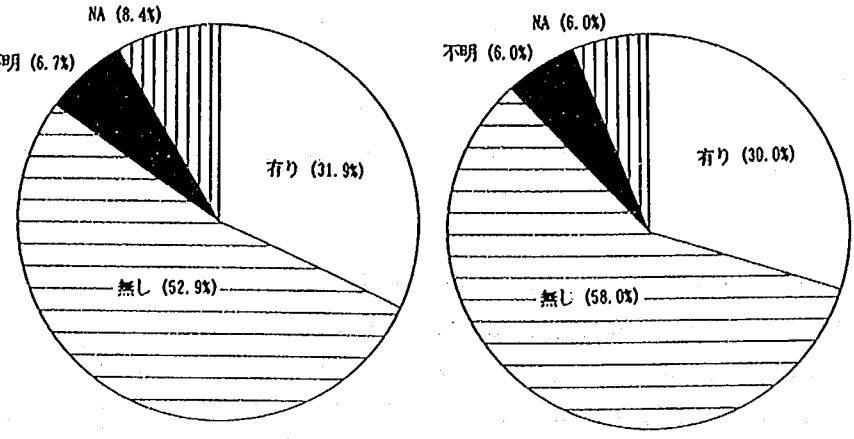
図－５　水処理施設における腐食発生件数



図－６　汚泥処理施設における腐食発生件数

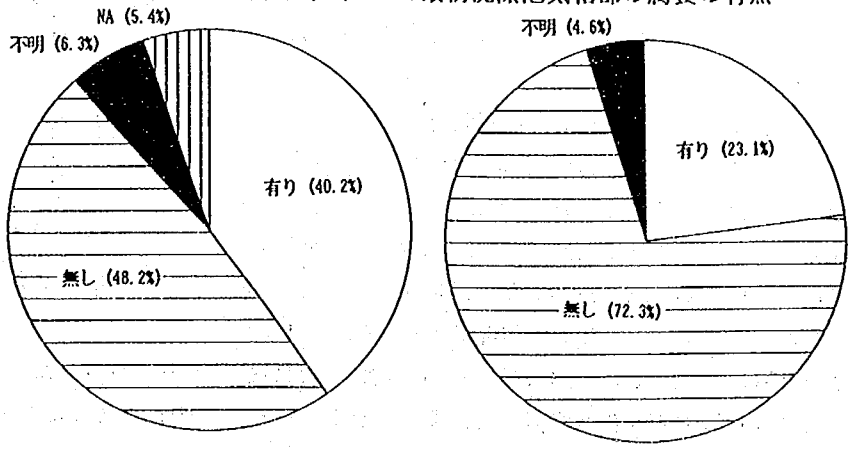
あったが、最初沈澱池での腐食が最も多かった。汚泥処理施設では図－６に示すように、重力濃縮槽、消化槽及び各種貯留槽での腐食が多く、特に重力濃縮槽の腐食が最も多かった。

最初沈澱池での気相部の腐食は、管路施設で生成した硫化物に起因すると考えられ、排除方式による相違を調べたが、図－７に示すようにやや分流式で多いもののほとんどその差はなかった。また、最初沈澱池の覆蓋の有無による影響を調べたのが図－８で、覆蓋施設の気相部では40.2%が腐食され、覆蓋のない施設の23.1%と比較してその割合が高い。重力濃縮槽での気相部の腐食は、汚泥の滞留に伴い処理施設内部で生成した硫化物に起因すると考えられるが、図－９に示すように覆蓋施設では47.6%が腐食され、覆蓋のない施設の23.1%と比較して最初沈澱池と同様にその割合が高い。



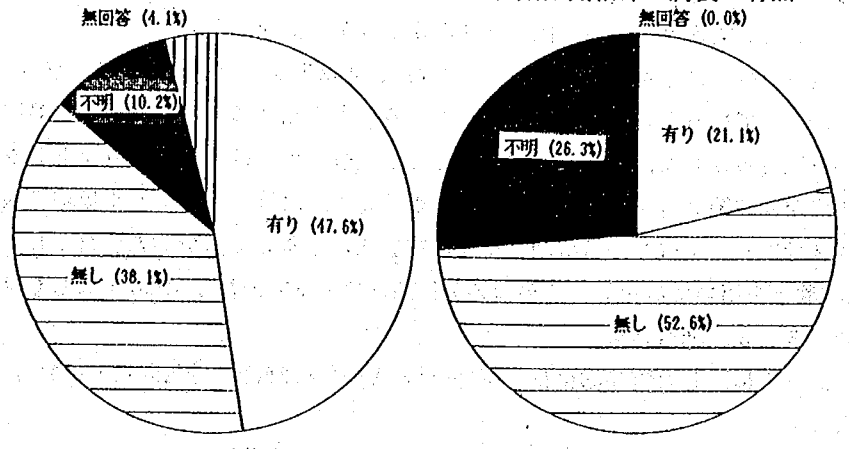
分流式（一部合流式を含む）　　合流式（一部分流式を含む）

図－７　排除方式による最初沈澱池気相部の腐食の有無



覆蓋有り　　覆蓋無し

図－８　覆蓋の有無による最初沈澱池気相部の腐食の有無



覆蓋有り　　覆蓋無し

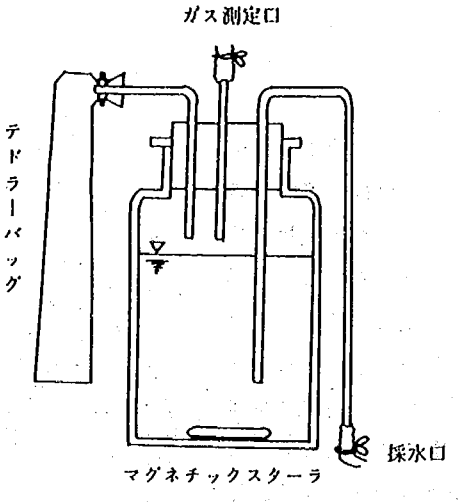
図－９　覆蓋の有無による重力濃縮槽気相部の腐食の有無

３．２　汚泥貯留による硫化水素生成に関する実験調査

３．２．１　調査概要

アンケート調査からもわかるように、重力濃縮槽や汚泥貯留槽で、汚泥の貯留にともない汚泥が腐敗し硫化物が生成して、硫化水素による腐食が多く見られる。このため、種々の汚泥処理プロセスで処理された汚泥を貯留した場合にどの程度の硫化水素が生成されるのかを明らかにするために実験調査を行った。

実験に用いた汚泥は、H市Ｉ処理場の初沈汚泥、濃縮（余剰）汚泥、消化汚泥（加温）、脱水汚泥（真空ろ過機）ならびにH市Ｔ処理場の濃縮（混合）汚泥、消化汚泥（無加温）、脱水汚泥（ベルトプレス）の計7種類である。これらの汚泥を図－10に示すような容量５１のガラス製広口ビンに約４１充填し、窒素ガスで10分間脱気した後、密栓し、20℃の恒温室で64日間貯留し実験を行った。生成ガスはテドラーバッグに収集できるようにした。実験は、平成3年9月17日～11月20日及び平成4年1月13日～3月17日にかけて2回行なった。1回目の実験開始前の試料の温度は25.5～28.0℃であり20℃の室温になるまでに2日程度要し、2回目の実験では採取試料温度13.8～21.0℃が室温になるのに約1日を要した。サンプリングは、実験開始前及び1、2、4（2回目は3日後）、8、16、34（2回目は32日後）、64日後にそれぞれ行った。その手順は、まずガス検知管により気中の硫化水素濃度を計測し、テドラーバッグ内にたまったガス量を調べた後、空にしたテドラーバッグに窒素ガスを500ml程度充填し、マグネチックスターラで撹拌しながら真空ポンプで約400ml採水し分析を行った。ただし、脱水汚泥については広口ビンの栓を開けスパーテルでサンプリング後、窒素ガスでビン内ガスを置換しながら密栓した。



図－１０　実験装置

試料の分析は、温度、pH、ORP、TS、VTS、全硫化物、溶解性硫化物、硫酸イオン、硫酸塩還元細菌数について行った。硫化物はメチレンブルー吸光光度法により分析し、溶解性硫化物についてはGFBろ紙でろ過した試料について分析した。硫酸イオンはイオンクロマトグラフィにより分析した。硫酸塩還元細菌数は下水試験方法の硫酸塩還元細菌用培地を用いた平板培養法により嫌気ジャー内で培養後計数した。残りの分析項目は下水試験法に準拠して分析した。ただし、脱水汚泥の場合、pHはpH試験紙を用いて測定し、その他の分析値は含水量で換算してmg/１もしくは個/mlで表示した。

３．２．２　調査結果

表－１に示した実験結果は、第1回目の実験では2日後、第2回目では3日後のサンプリング時の値である。

Ｉ処理場初沈汚泥の場合、1回目は16日後の1,650ppm、2回目は32日後の2,100ppmをピークとして64日後の各々1,000ppmと1,400ppmまで継続して高濃度の硫化水素ガスが検出された。硫酸塩還元細菌

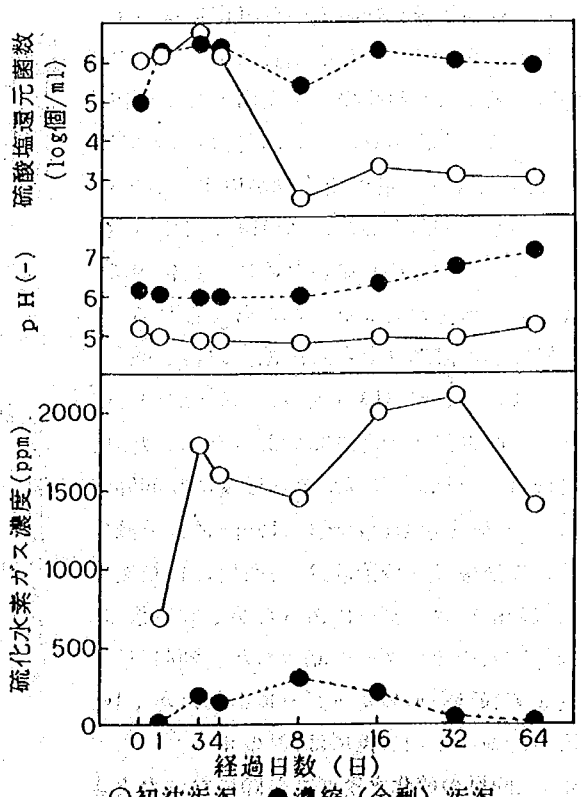
表－1　汚泥貯留による硫化水素実験結果

汚泥の種類		硫化水素濃度(ppm)	硫酸塩還元細菌数 (個/ml)	pH (-)	ORP (mV)	硫酸イオン(mg/l)	溶解性硫化物 (mg/l)
I処理場	初沈汚泥	900 1,800	$1.9*10^7$ $6.3*10^6$	4.9 4.9	-164 -86	ND ND	- 3.3
	濃縮汚泥	1.7 200	$4.1*10^5$ $3.5*10^6$	6.6 6.0	-214 -169	ND ND	- 0.5
	消化汚泥	ND ND	$7.0*10^4$ $1.8*10^4$	7.2 6.9	-240 -210	7.2 7.6	- 0.6
	脱水汚泥	ND ND	$0*10^4$ 0*10	10-11 9-10	- -	6.5 4.2	- 0.7
T処理場	濃縮汚泥	800 450	$1.5*10^6$ $6.2*10^6$	5.2 5.4	-181 -154	ND ND	- 1.8
	消化汚泥	0.2 105	$9.0*10^3$ $1.3*10^5$	7.0 6.7	-248 -218	5.5 3.0	- 0.4
	脱水汚泥	135 200	$5.9*10^5$ $6.6*10^6$	7-8 6-7	- -	9.3 0.7	- 3.0

注）上段は第1回目(2日後)、下段は第2回目(3日後)の分析結果を示す。

数は、1回目の4日後の$2.9*10^7$個/mlをピークとして、2回目は3日後の$6.3*10^6$個/mlをピークとして徐々に減少し、64日後に1回目は$0*10^3$個/ml、2回目は$9*10^2$個/mlとなった。これは、基質となる硫酸イオンが2日目以降ほとんど検出されていないためと思われる。ただ、1、2回目ともpHが4.7～5.1と低く、2回目に測定した溶解性硫化物も1.3～3.3mg/lを示し、この溶解性硫化物が遊離の硫化水素として多く存在し、気相中で高濃度に検出されたと考えられる。また、図-11に示すように濃縮（余剰）汚泥よりも高濃度の硫化水素ガスが継続して検出された。

I処理場濃縮（余剰）汚泥の場合、硫化水素ガス濃度は、1回目は4日から8日後にかけて8ppmのピーク値を示し32日後にNDとなった。2回目も8日後に350ppmのピークとなり、64日後にはほとんど0ppmとなった。この間硫酸塩還元細菌数はやや減少傾向にあるものの、1回目は10^5個/ml、2回目は10^5～10^6個/mlのオーダーであった。また、硫酸イオンは、2回目は



○初沈汚泥　●濃縮（余剰）汚泥

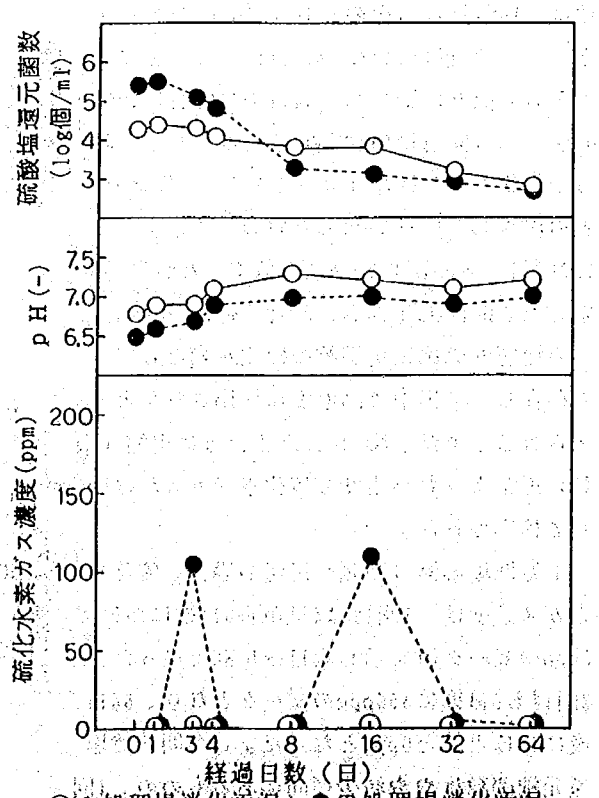
図－11　I処理場初沈汚泥と濃縮（余剰）汚泥の実験結果（2回目）

ずっとNDであったが、1回目は一旦NDになった後再び検出され16日後には6.0mg/lとなったが、この理由は不明である。この間pHは、1回目は6.6～7.0、2回目は6.0～7.1と初沈汚泥よりも高い値を示した。

I処理場消化汚泥の場合、図－12に示すように、1、2回目とも硫化水素ガスは0.3ppmを上限としてほとんど検出されなかった。硫酸塩還元細菌数は、1回目は4日後の$1.9*10^3$個/mlをピークとして減少し、64日後には$3*10^3$個/mlになった。2回目も3日後の$1.8*10^4$個/mlから時間経過とともに減少し、64日後に$6*10^2$個/mlになった。pHは1回目7.1～7.4、2回目6.9～7.3と余剰汚泥よりもやや高い値を示した。2回目の実験で分析した溶解性硫化物濃度は、4日後の1.0mg/lをピークとして減少し、64日後には0.27mg/lになった。硫化水素ガスがほとんど検知されていないことから、この溶解性硫化物中に溶存硫化物が含まれていなかったと考えられ、今後溶存硫化物として分析する必要があると思われる。また、2回の実験とも硫酸イオンが検出され1.7～11.2mg/lの値であったことから、メタン生成細菌との基質競合関係の結果であったのか硫酸塩還元細菌数も少なく、硫酸塩還元反応がほとんど生じていなかったと考えられる。

I処理場脱水汚泥の場合、1、2回とも硫化水素ガスは検出されなかった。硫酸塩還元細菌数もほとんど0であった。これは汚泥が消石灰により調質されているために、pHが2回とも概ね9～10以上の値を示し、硫酸塩還元細菌の生育阻害になっていると考えられる。また、調質に用いられた塩化第二鉄により硫化物は金属塩として固定されていると考えられたが、2回目の結果では0.1～0.7mg/lの溶解性硫化物が検出されている。しかし、pHが高いために遊離の硫化水素としてほとんど存在しないために、気相中でガスとして検出されなかったと考えられる。

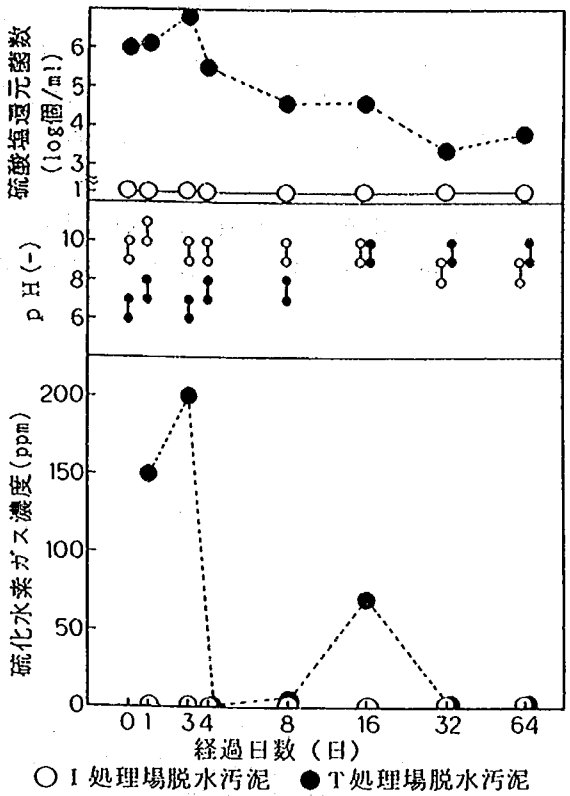
T処理場の濃縮（混合）汚泥の場合、硫化水素ガスは、1回目は8日後の1,600ppmをピークとして64日後まで高濃度であったが、2回目は4日後に一旦NDとなった後16日後に2,000ppmのピーク値を示し64日後には2ppmにまで減少した。硫酸塩還元細菌数は、1回目は16日後まで10^6個/mlのオーダーにあったが、32日後以降10^4個/mlのオーダーに減少した。2回目は8日後まで10^6個/mlのオーダーにあったが、16日後以降減少し64日後には10^2のオーダーとなった。2回目の硫化水素ガスがNDになったときと64日後の2ppmのときに硫酸イオンが検出されているために、何らかの原因で酸化雰囲気



○I処理場消化汚泥　●T処理場消化汚泥
図－１２　I処理場加温消化汚泥とT処理場無加温消化汚泥の実験結果（２回目）

が形成されたと考えられるが、1回目の実験で硫化水素が1,600ppmと1.350ppmが検出された16日後と64日後に各々3.6mg/lの硫酸イオンが検出されているので、酸化雰囲気の形成と硫化水素ガスの消失との関係は不明である。

T処理場消化汚泥の場合、1回目の硫化水素ガス濃度は16日後まで増加し45ppmのピークのあと64日後に7ppmになった。2回目の実験では、濃縮汚泥と同様に3日後の105ppmから4日後に一旦NDとなり16日後に110ppmのピーク値を示しその後減少して64日後にはNDとなった。硫酸塩還元細菌数は、1回目は4日後の$4.2*10^4$個/mlをピークに減少し64日後に$1*10^3$個/mlになった。2回目は3日後の$1.3*10^5$個/mlから時間経過とともに減少し、64日後には$6.6*10^2$個/mlとなった。図－12に示すように、I処理場の消化汚泥と比べて高い硫化水素ガス濃度を示しているが、これはI処理場が加温消化を行なっているのに対してT処理場では無加温消化を行なっていることに関係していると思われる。また、1回目の高温期の実験で硫化水素ガス濃度が比較的低いのは、高温期で消化反応が相当進んでいるためで、2回目の低温期のガス濃度が高いのは低温期で消化反応があまり進んでいなかったためと考えられる。



○ I処理場脱水汚泥　● T処理場脱水汚泥
図－13　I処理場石灰系脱水汚泥とT処理場高分子系脱水汚泥の実験結果

T処理場脱水汚泥の場合、硫化水素ガスは、1回目は16日後の450ppmをピークとして64日後にはNDとなった。2回目は4日後に一旦NDとなった後16日後に65ppmのピーク値を示し64日後には0.1ppmにまで減少した。硫酸塩還元細菌数は、1回目は4日後の$1.1*10^6$個/mlをピークに減少し、16日後以降は10^4個/mlのオーダーであった。2回目も3日後の$6.6*10^6$個/mlをピークに減少し、64日後に$5.9*10^3$個/mlとなった。図－13に示すように、I処理場の脱水汚泥でほとんど検出されなかった硫化水素ガスが相当高濃度で検出されたのは、汚泥の調質が高分子凝集剤で行われているためにpHが概ね7～8の中性付近にあり、硫酸塩還元細菌の活性が阻害されなかったためと考えられる。

4．おわりに

3年度の調査結果をまとめると以下のとおりである。

（1）アンケート調査の結果、硫化水素起因と思われる腐食はおおむね3/4に相当する73.5%の処理施設で発生し、最初沈澱池と重力濃縮槽で多く見受けられた。最初沈澱池の気相部における腐食は、分流式、合流式を問わずいずれの排除方式の処理場でも発生し、覆蓋をかけた施設で多く発生する傾

向にあった。また、重力濃縮槽の気相部においても覆蓋をかけた施設で多く発生する傾向が見られた。

（2）汚泥貯留実験の結果、硫化水素は余剰汚泥よりも初沈汚泥から多く発生した。

（3）消化汚泥の貯留に伴う硫化水素は、十分な消化が行われていると考えられる加温消化汚泥からはほとんど発生しないが、無加温消化汚泥からは発生し、特に消化が不十分と思われる冬期に高濃度になった。

（4）消石灰と塩化第二鉄で調質された脱水汚泥では硫化水素の発生はなく硫酸塩還元細菌も生息していなかったが、高分子凝集剤で調質された脱水汚泥からは硫化水素の発生が見られた。

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　高橋正宏
研究員　滝沢　智
奥井　淳

１．まえがき

全国の市町村は、何らかの形でし尿、浄化槽汚泥の処理処分を行っているがそのための財政負担は小規模な自治体ほど厳しいものとなっている。近年、これらの自治体においても下水道が続々と供用開始されており、し尿処理と下水処理の二つの事業を行うことにより、財政的負担は更に増加するものと考えられる。このため、し尿等を下水処理場で処理することによって、経費の削減を図りたいという要望が強くなっているが、下水処理場を適正に運転するためには慎重な対応が必要となろう。なお、昭和４７年８月７日の厚生省環境衛生局長、建設省都市局長通達により処理区域内のし尿は全量下水処理場に受け入れるよう処置するものとされ、五箇年計画の整備予定区域内のし尿については処理場を先行整備することにより受け入れ可能とされている。

本研究はこのような全国的要望に対処するため、下水道としての技術的受け入れ指針、適正な受け入れ方法を確立するため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おり、以前のし尿の性状との隔たりが大きくなっていると考えられるため、最近の汲み取りし尿、浄化槽汚泥の性状を把握しなければならない。

これらの基礎的情報を整理した後、し尿等投入の影響を実験的に評価するものとする。我が国の下水処理方法の殆どは、標準活性汚泥法であるが、小規模な処理場においてはオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、回分式活性汚泥法の採用が増えている。このため、各処理法の運転条件ごとにし尿等の受け入れ限界負荷量を把握する必要がある。また、処理施設の簡易な改造によって循環式硝化脱窒法、嫌気好気法、更には固定化担体を利用した硝化脱窒法なども適用の可能性があり、これらの限界負荷量も明らかとする必要があろう。

水質汚濁防止法の総量規制を受ける地域ではＣＯＤの、湖沼法の規制地域ではリン、窒素、ＣＯＤ等への対応が必要であるが、し尿等の投入によりこれらの負荷は大幅に増加するため、処理方式の見直しが必要であろう。し尿等投入は永続的なものではないため、施設の簡易な変更で対応できる処理方式の開発が要求される。

３．平成２年度までの研究成果

本調査は平成元年度より開始された。元年度および２年度の成果をまとめると以下のとおりである。
(1)し尿などの性状の取りまとめを行い、最近の値としてBOD 8,000mg/L, NH_4-N 2,000mg/L, アルカリ度 9,000mg/L等の値を得た。
(2)し尿などの嫌気性消化脱離液は BODは 1,000～3,000mg/Lに減少するが、アンモニア、アルカリ度などは元し尿とほとんど変わらない。
(3)人工的に調整したし尿混合下水を用いた実験により、標準活性汚泥法では低水温期にはアンモニア過多による処理水窒素性BOD（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うる事が示された。
(4) 人工下水を用いた結合固定化好気性流動床による難分解性COD、着色成分の生物学的除去を試みたが、効果は少なかった。
(5)実際のし尿、下水を用いて、標準活性汚泥法と、同法の曝気槽に担体を投入した結合固定化活性汚泥法の比較を行った。１５℃以下の水温で、処理水BOD、CODを２０mg/L 以下にする負荷条件を求めたが、結合固定化法が1.3～1.6倍の負荷に耐えられた。硝化能力に関しては、活性汚泥法は低水温、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、結合固定化法は安定した硝化能力を示した。ただし、装置の形状のため沈降性は後者が劣った。

４．平成３年度の調査内容

①人工下水と実し尿とを用いた、し尿受け入れ負荷に対する担体の添加効果に関する室内実験
②し尿中の難分解性有機物資化性細菌のスクリーニングと有機物除去活性試験
③実下水を用いた、標準活性汚泥法および結合固定化活性汚泥法での処理可能負荷量の把握

５．平成３年度の調査結果

５．１　人工下水と実し尿とを用いた、し尿受け入れ負荷に対する担体の添加効果に関する室内実験

５．１．１　実験方法

本年度は人工下水と１ｍｍ篩を通過した実し尿を用いて、担体投入による窒素および有機物の除去効果についての検討を行った。図-１に実験装置の構成を示す。実験装置は２系列用意し、２０℃恒温室内に設置した。１系は硝化液循環法で、実験開始当初は担体無添加であり、処理状況が悪化した後に好気槽に担体を投入した。結合固定化担体はポリプロピレン製で長さ５ｍｍ、外径３．５ｍｍ、内径１．５ｍｍの中空状である。２系は担体投入型の嫌気・無酸素・好気法で、担体は好気槽体積の３０％まで充填した。実験装置の運

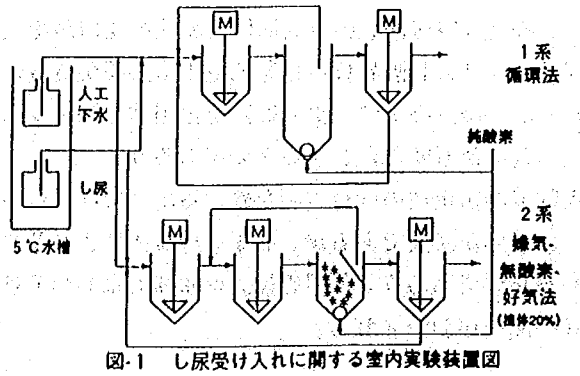


図-１　し尿受け入れに関する室内実験装置図

転条件は表-１に、人工下水の組成を表-２に示す。実験に用いたし尿は１ｍｍ篩でろ過後、７０℃で６０分間低温滅菌を行い、５℃で冷却保存しながら供給した。担体付着生物量は、担体を蒸留水で３回静かに洗浄し浮遊性の成分を取り去った後、超音波発信器により３００Ｗ＊１０分間剥離させたものについて測定した。窒素、リンの測定はﾃｸﾆｺﾝTraccs800による自動分析を、他の指標については下水試験方法（1984年版）に準拠した。

表-１　し尿受け入れに関する室内実験条件

項　　目	１　系	２　系
処理方法	硝化液循環法	Ａ２Ｏ法
実験装置の構成	無酸素槽（10 L）	嫌気槽　（10 L）
	好気槽（19.5 L）	無酸素槽（10 L）
		嫌気槽　（10 L）
ＨＲＴ	８時間	８時間
硝化液循環比	150 %	150 %
汚泥返送比	50 %	50 %
ＯＲＰ管理目標	+ 100 mV	+ 100 mV
※MLSS管理目標	2000 mg/L	2000 mg/L
担体投入率	---	30 %（硝化槽）

※MLSSは、浮遊汚泥についてのみ考慮した。

有機物除去活性試験及び硝化活性試験は、２０℃恒温室内で２Ｌイムホフコーン中に基質と汚泥を投入して行った。有機物除去活性試験に用いた基質は、連続実験で用いた人工下水に実し尿を１％添加したものであり、供試汚泥はし尿処理場活性汚泥、２系担体付着汚泥、２系浮遊汚泥である。イムホフコーン中に汚泥及び基質を投入し、全量を２Ｌとした後に曝気を開始して３０分もしくは１時間おきに５０ｍＬずつ採水し分析した。硝化活性実験に用いた基質は塩化ｱﾝﾓﾆｳﾑであり、緩衝剤の炭酸水素ナトリウムとともに水道水に溶解し、担体汚泥（１系および２系）、２系浮遊汚泥とともに２Ｌイムホフコーンに投入したのち曝気を開始した。イムホフコーン内の汚泥と基質が完全に混合し、ｐＨが所定の値（７．５～８．０）に維持されていることを確認した後に採水を開始し、以後３０分から１時間おきに３０ｍＬずつ採水・分析した。

表-２　基質組成

Composition:A		Composition:C	
デキストリン	90	NH4Cl	115
ペプトン	40	KH2PO4	4.39
酵母エキス	40	NaHCO3	100
牛肉エキス	120		
NH4Cl	57	Composition:D	
KH2PO4	14	実し尿	
カオリン	0.5	(1mmふるい通過分)	
		項目	水　質
Composition:B			
KCl	10	BOD5	5000～ 7000
NaCl	5	CODcr	9000～13000
MgSO4	3	CODmn	2100～ 2600
NaHCO3	200	TOC	1600～ 2100
		T-N	2000～ 2700
		NH4-N	1700～ 2100
		T-P	130 ～ 160
		PO4-P	100 ～ 150

連続運転	A+B+D(0～1.5%)
有機物除去活性試験	A+B+D(1.0%)
硝化活性試験	B+C

（単位：[mg/L]）

５．１．１　実験結果

図-２（ａ）、（ｂ）に流入水および処理水のＢＯＤの経日変化を示す。処理水総ＢＯＤは両実験系列とも常に１０[mg/L]以下であり、循環法においては１％、結合固定化嫌気・無酸素・好気法では１．５％のし尿添加率まで耐えられることがわかった。

図-３には流入水および処理水の形態別窒素濃度変化を示す。１系（循環法・担体なし）ではし尿投入率０．５％までは完全硝化が行われているが、１．０％にしたところで処理水中に１５[mgN/L]程度のアンモニア性窒素が残留するようになった。そこで好気槽体積の３０％の割合で担体を投入し実験を継続したところ、処理水中のアンモニア性窒素濃度は徐々に低下し、２０日後には完全硝化となった。２系（嫌気・無酸素・好気法・担体投入）では好気槽容量が１系の半分であるにも係わらず、し尿投入率１％まで完全硝化がおこなわれた。しかし、投入率１．５％に引き上げた段階で、一時的に高濃度のアンモニア性窒素が流出し、その後は３[mgN/L]程度のアンモニアが処理水中に残留した。

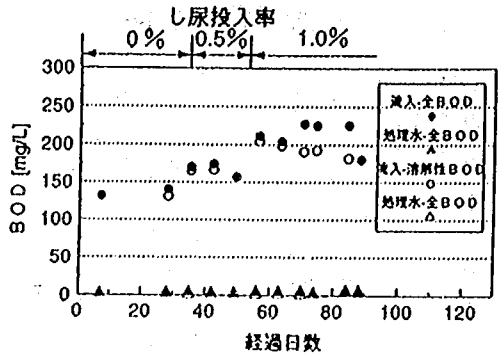


図-2（a）　BOD経日変化
（1系：循環法）

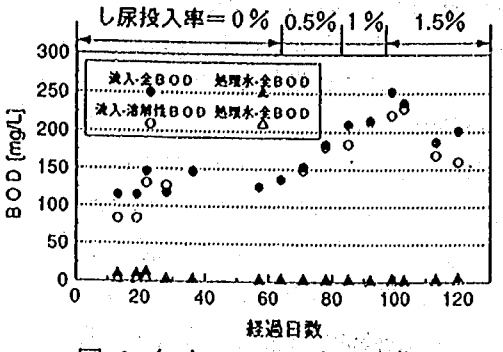


図-2（b）　BOD経日変化
（2系：担体添加A2O法）

図-4は2系の浮遊汚泥および担体付着汚泥濃度であり、担体付着汚泥は担体みかけ充填体積（空隙を含む）当たりのSS量で示した。浮遊汚泥濃度はし尿投入を開始したあたりから2000[mg/L]で安定した状態にあったが、担体汚泥はし尿投入率の上昇とともに高濃度となり、実験終了時には約7000[mg/L]に達した。担体充填率30%を考慮して、反応槽内の存在量で比較すると、浮遊SS2000[mg/L]に対して担体SSは2100[mg/L]であった。

表-3及び表-4に回分式活性試験の結果を示す。有機物除去活性は、CODCr除去活性、TOC除去活性とも同じ傾向を示し、2系の浮遊汚泥が最も高く、ついでし尿処理場活性汚泥、2系担体汚泥の順であった。本研究で用いた嫌気・無酸素・好気法実験装置により馴養された活性汚泥がし尿処理場の活性汚泥よりも高い有機物除去能力を示したのはBOD-SS負荷が高い条件で培養されたためであると考えられる。硝化活性については、アンモニア性窒素酸化速度をNOx-Nの生成から、亜硝酸性窒素酸化速度をNO3-N生成速度から求めた。これらの硝化活性は、担体汚泥が浮遊汚泥の5倍程度（2系）の能力を持つことがわかった。比較のために行った1系担体については、反応槽投入後20日しか経過してないために亜硝酸酸化菌の生育が不十分であり、アンモニア酸化活性が高く亜硝酸酸化活性が低い結

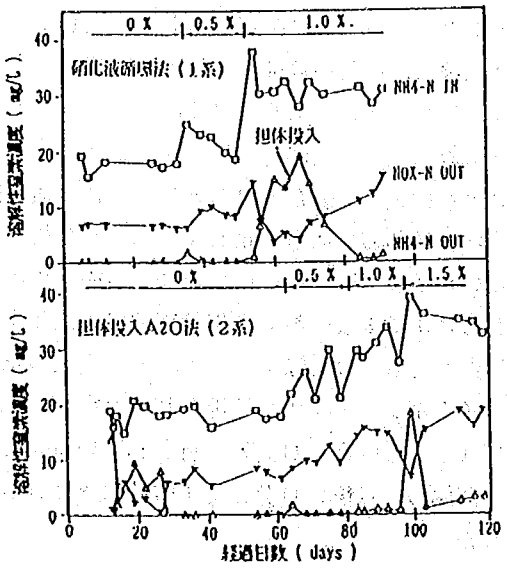


図-3　流入・流出水の形態別窒素濃度変化

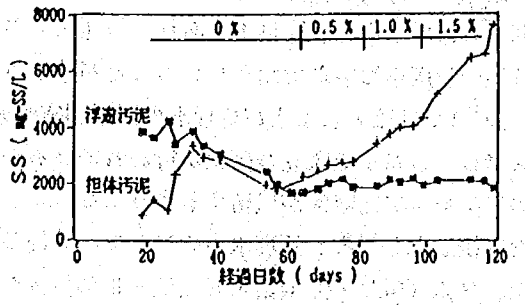


図-4　浮遊汚泥及び担体汚泥濃度の変化

果となった。これらの回分実験の結果から、本実験の２系（嫌気・無酸素・好気法）では、浮遊汚泥が有機物除去を、担体付着汚泥が硝化反応を担っていることが明かとなった。

表-３　有機物資化活性試験結果

有機物除去活性	mgCODcr/(mgVSS･day)	mgTOC/(mgVSS･day)
し尿活性汚泥	0.92	0.60
担体汚泥（２系）123※	0.78	0.22
浮遊汚泥（２系）123	2.53	1.03

表-４　硝化活性試験結果

硝化活性	mgNO3-N/(mgVSS･day)	mgNOX-N/(mgVSS･day)
担体汚泥（１系）　20	0.03	0.38
担体汚泥（２系）113	0.15	0.15
浮遊汚泥（２系）113	0.02	0.03

※サンプル名の後ろに示した数字は 運転経過日数である。
尚、１系の担体汚泥については担体投入後の経過日数を示した。

５．２　し尿中の難分解性有機物資化性細菌のスクリーニングとＣＯＤ除去活性試験

し尿中のＣＯＤ成分を高速に除去し、低濃度まで分解可能である細菌を選択的に固定化することができれば、放流水のＣＯＤ規制がきびしい地域においてもし尿の受け入れ可能範囲が広がる。また、各種細菌のＣＯＤまたはＴＯＣで表される有機物分解能力を比較することによって、活性汚泥のもつ潜在能力を評価することができる。そこで、し尿処理場活性汚泥より細菌を単離し、し尿由来の有機物除去活性試験を行なった。

５．２．１　実験方法

（１）し尿処理場活性汚泥からの難分解性有機物資化性細菌のスクリーニング

Ｔ市し尿処理場処理水をＧＦ／Ｂｸﾞﾗｽﾌｧｲﾊﾞｰﾌｨﾙﾀｰでろ過後、更に０．２μｍﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰでろ過し、５５℃温水浴上でﾛｰﾀﾘｰｴﾊﾞﾎﾟﾚｰﾀｰにより１０倍に濃縮した。同じ尿処理場の活性汚泥０．２ｍＬを、ここで作成した１０倍濃縮液１０ｍＬに植種して１週間培養し、培養液の０．２ｍＬを更に新鮮培地に植え次ぐ作業を６回繰り返し、し尿資化性の細菌を集積した。

次ぎに、０．２μｍﾒﾝﾌﾞﾚﾝﾌｨﾙﾀｰでろ過滅菌済みのし尿処理水１０倍濃縮液９００ｍＬに、寒天１５ｇを蒸留水１００ｍＬに加えて１２１℃，２０分間高圧蒸気滅菌した溶液を添加し、合わせて１Ｌとしたものをシャーレに注いで寒天培地を作成した。この寒天培地に、さきに培養した液体培地中の細菌を、白金耳を用いて塗沫し、ここで生育するコロニーが単一であることを確認した。再度液体培養と寒天培地によるコロニー形成を行い、さきに生成したコロニーと同一形状であることを確認し、純粋培養菌が得られたものとした。

（２）ＣＯＤ除去活性試験

単離細菌の集積培養溶液の作成に当たっては、Ｔ市し尿処理場生物反応槽溶液を遠心分離し、上澄液をＧＦ／Ｂｸﾞﾗｽﾌｧｲﾊﾞｰﾌｨﾙﾀｰにてろ過後、ﾛｰﾀﾘｰｴﾊﾞﾎﾟﾚｰﾀｰにより３倍濃縮した。更に０．２μｍろ過後、標準寒天培地と同じ栄養成分（酵母エキス２．５ｇ，ﾍﾟﾌﾟﾄﾝ５ｇ，ブドウ糖１ｇ、ただし寒天は加えない）を添加し、高圧蒸気滅菌（１２１℃、２０分）にかけた。ここに（１）で得られた１２種類の細菌およびし尿処理場活性汚泥を植種し、３０℃恒温室内で１週間培養を行った。

このようにして得られた菌体を遠心分離（3000rpm、５分間）後、ホモジナイズ(10000rpm、３分)し、基質（し尿をＧＦ／Ｆろ過後、蒸留水で１０倍希釈）中に投入した。ここで用いた回分実験装置

は、図-５に示すように気体透過チューブ内に空気を送ることにより酸素供給を行うもので、曝気による発泡を防いでいる。

菌体投入後約１０分で活性試験の開始とし、実験開始直後は１時間おきに、その後は徐々に採水間隔を延ばしながら４８～７２時間後まで分析試料を採取した。１回の採取量は２５ｍＬで、高速遠心分離（11,500rpm、５分）後、上澄みのＣＯＤCr，ＣＯＤMn，ＴＯＣの分析を行なった。また、初回の試料については、遠沈残査につきＳＳの測定を行なった。

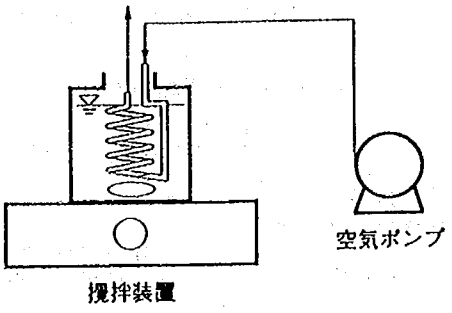


図-５　回分式し尿処理実験装置

５．２．２　実験結果

単離した１２種類の細菌を用いたＣＯＤ除去活性実験の結果を表-５に示す。全有機物の酸化速度をしめすＣＯＤCr除去活性は、実験に用いた単離細菌のほとんどがし尿処理場の活性汚泥よりも高い値を示した。ＣＯＤMnの４８時間後濃度は、ＣＯＤMn成分をどこまで分解しうるかの指標になるが、実験開始時のＣＯＤMn濃度がばらついてしまったためあまり信頼性のおける指標とはならなかった。しかし、活性汚泥は、より低濃度までＣＯＤMn成分を分解し得る細菌のグループに含まれているといえよう。また、ＣＯＤMnの除去活性は１２種中８種類の細菌が活性汚泥よりも高い値を示した。

以上に述べた３種類の有機物除去指標（ＣＯＤCr除去活性、４８時間ＣＯＤMn濃度、ＣＯＤMn除去活性）の間の関連性についてみると、全指標において優れた能力を示したものが単離菌No.９であり、ＣＯＤMn除去能力の優れたものがNo.３とNo.４、４８時間ＣＯＤMn濃度は高いものの、ＣＯＤCrとＣＯＤMnの除去速度の早いものがNo.５であった。これらの中でし尿処理場の活性汚泥は比較的ひくい活性しか示さなかった。

表-５　単離細菌によるし尿処理活性テスト

供試細菌	ＭＬＳＳ [mg/L]	ＣＯＤCr		ＣＯＤMn [mg/L]			ＣＯＤMn	
		＊除去活性＊＊		初期	＊48時間後		＊除去活性＊＊	
1	990		79	153	4	84		70
2	1100		44	185		112		66
3	628		107	189	5	86	1	164
4	856		95	162	1	71	3	106
5	456	1	219	164		117	4	103
6	990		109	158	2	74		85
7	666	4	152	148		120		42
8	186	5	150	136		128		43
9	528	3	188	137	4	84	5	100
10	564		57	177		107	2	124
11	668		115	185		116	4	103
12	848	2	206	177		98		93
活性汚泥	696		73	132	3	75		82

＊：活性の高い、または処理水濃度の低い順位

＊＊：[mgCOD/gSS/h]

５．３　実下水を用いた、標準活性汚泥法および結合固定化活性汚泥法での処理可能負荷量の把握。

平成２年度に行った実下水および実し尿を用いた処理実験と比較するために、本年度は同じ実験装置を用いて、し尿を添加しない場合にどこまでのＢＯＤおよび窒素負荷に耐えられるのかを調べた。

５．３．１　実験方法

図-６に示した実験装置（Ａ系およびＢ系）を霞ヶ浦湖北処理場内に設置し、同処理場の最初沈澱池流出水を供給した。返送汚泥率は５０％、水理学的滞留時間（ＨＲＴ）は始め８時間から徐々に下げてゆき、最終的には１．５時間とした。実験装置の曝気槽は１０槽に区切られ、Ｂ系の曝気槽には体積比で２０％の割合で結合固定化担体を投入した。担体は室内実験で用いたものと同じくポリプロピレン製で、長さ約５ｍｍ、外径約３．５ｍｍ、内径約１．５ｍｍの中空状をしている。実験の中ごろで担体比重を1.02から1.00に変更するため、反応槽内の担体をすべて入れ換えた。汚泥濃度の管理目標は２，０００mg/Lとしたが、ＨＲＴを低くするとともに汚泥がバルキング状態となり汚泥濃度の維持が困難となったために、ＨＲＴ１．５時間の時、Ａ系で1500[mg/L]、Ｂ系で1,100[mg/L]程度になった。

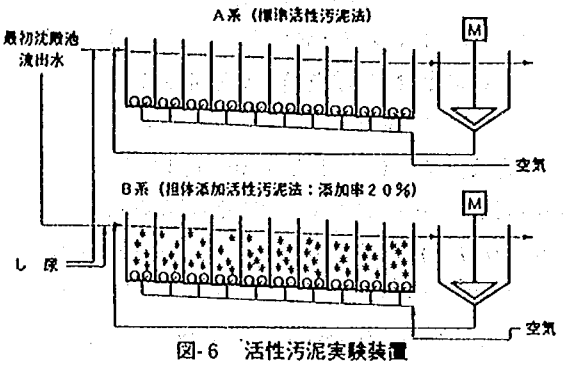


図-６　活性汚泥実験装置

５．３．２　実験結果

（１）流入水および処理水ＢＯＤの経日変化

図-７（ａ）、（ｂ）に流入水および処理水ＢＯＤの経日変化を示す。流入水ＢＯＤは始め約５０mg/Lであったものが、ＨＲＴを３時間から２時間に短縮する過程で最初沈澱池低層の懸濁成分を吸い込んで上昇した。この時期の処理水ＢＯＤは、RUN-A（担体なし）で急激に上昇したが、RUN-B（担体あ

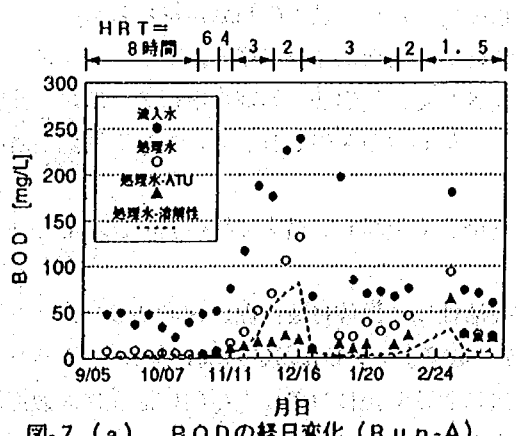


図-７（ａ）　ＢＯＤの経日変化（Ｒｕｎ-Ａ）

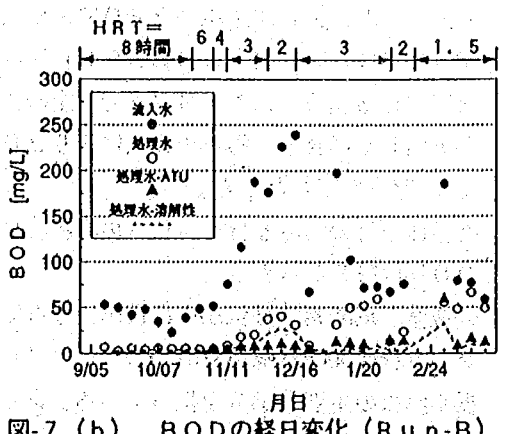


図-７（ｂ）　ＢＯＤの経日変化（Ｒｕｎ-Ｂ）

するもののＨＲＴを２時間から１．５時間に短縮する過程で再び増大した。ＨＲＴの変動に伴う処理水ＳＳの変化は最終沈澱池での水面積負荷の変動に起因するものであり、系内に存在する沈降性の悪いＳＳが流出した後には一定の値に落ち着くものと考えられる。ＨＲＴ担体の有無による処理水ＳＳの差はあまり明確ではないが、ＨＲＴ短縮に伴って上昇した後、一定の値に安定化するのに要する時間は担体を投入したRun-Bの方が短かった。

（４）ＴＮ-ＳＳ負荷と処理水アンモニア性窒素

図-１０にT-N容積負荷と処理水アンモニア性窒素濃度との関係を示す。Run-Ａ、Run-ＢともにT-N容積負荷が０．２[kgN/(m³·d)]を越えたあたりから処理水中にアンモニア性窒素が検出されるようになり、負荷の上昇にともなって処理水アンモニア性窒素濃度も上昇していった。昨年の調査結果では、T-N容積負荷０．１[kgN/(m³·d)]でアンモニア性窒素の流出が始まっており（担体投入系）、本年度の調査結果は、下水単独で処理した場合にはし尿投入時よりも高い窒素負荷にまで耐えられることを示唆している。

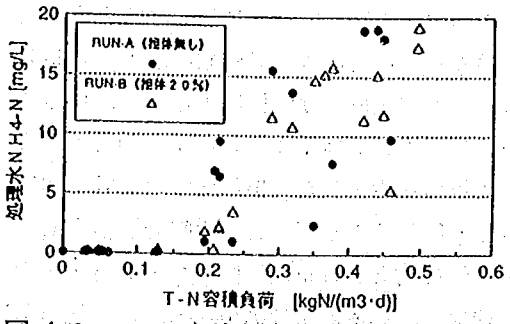


図-１０　T-N容積負荷と処理水ＮH4-N

また、昨年度の調査結果では、処理水アンモニア性窒素は担体投入系の方が明らかに低くなっており、今年度の結果とは異なっていた。今年度の実験においては、水温の最も低くなった１月１４日にRun-Bの担体を全て入れ換えており、このことが増殖の遅い硝化細菌の担体表面への付着を妨げたものと考えられる。実験は３月末まで継続されたが、担体投入による硝化促進効果はみられなかったことを考えると、水温１５℃以下となる低水温期には３カ月以上の馴致期間を要するといえる。

６．まとめ

（１）人工下水と実し尿を用いた２０℃恒温室内実験の結果から、以下の知見が得られた。

①ＨＲＴ８時間、ＭＬＳＳ約２０００[mg/L]の条件で、循環法ではし尿投入率０．５％まで、結合固定化循環法では１．０％まで完全硝化が達成された。循環法で処理水中にアンモニア性窒素が流出した場合も、担体の投入により２０日間で硝化能力が発現され、アンモニア性窒素濃度は１[mgN/L]以下となった。

②担体の付着汚泥量は好気槽への有機物負荷に比例して上昇し、最大で担体充填体積あたり７０００[mg/L]となった。

③嫌気・無酸素・好気法の浮遊汚泥の有機物除去活性は、担体付着汚泥の３倍（ＣＯＤCr基準：２，５[mgCODCr/(mgVSS·d)]）または５倍（ＴＯＣ基準：１．０[mgTOC/(mgVSS·d)]）であり、有機物除去の主要な部分を担っている。また、同法における担体付着汚泥の硝化活性は浮遊汚泥の５倍（１５０[mgN/(gVSS·d)]）であり、硝化反応を担っている。

（２）し尿処理場処理水で培養・単離した１２種類の細菌およびし尿処理場活性汚泥を用いて、し尿

中の有機物除去活性試験を行った。その結果、３種類の有機物除去指標（ＣＯＤCr除去活性、４８時間ＣＯＤMn濃度、ＣＯＤMn除去活性）について比較すると、全指標において優れた能力を示したものが単離菌No.９であり、ＣＯＤMn除去能力の優れたものがNo.３とNo.４、４８時間ＣＯＤMn濃度は高いものの、ＣＯＤCrとＣＯＤMnの除去速度の早いものがNo.５であった。ここで単離された細菌の多くはし尿処理場の活性汚泥よりも高い活性を示した。

（３）下水処理場においてし尿受け入れ可能量を推定するための基礎データとして、し尿投入がない条件下でのＢＯＤおよびＴＮ-ＳＳ負荷と処理水ＢＯＤ、ＮH4-Ｎとの関係を調べた。

①処理水ＢＯＤ２０[mg/L]を基準とした場合の許容容積負荷は、標準活性汚泥法（担体無し）でし尿を投入した昨年の調査結果と同じ０．４[kgBOD/(m³·d)]、標準活性汚泥法（担体２０%投入）で０．８[kgBOD/(m³·d)]であった。

②処理水中にアンモニア性窒素が流出し始めるＴ-Ｎ容積負荷は０．２[kgN/(m³·d)]であり、昨年の値よりも高かった。このことは、し尿を投入せずに下水単独で処理した場合の方が高い窒素負荷に耐え得ることを示唆している。

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　高橋正宏
研　究　員　滝沢　智
奥井　淳

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が、現在、一般的な栄養塩類除去技術のうち、窒素除去のための循環式硝化脱窒法等は、比較的容量の大きな反応槽を必要とし、処理場の敷地面積に余裕の無い箇所においてはその適用が困難である。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、建設省、総合技術開発プロジェクト「バイオフォーカスＷ．Ｔ．」にて開発された種々の微生物の固定化法を用いこれらの課題を解決しようとするものである。

2．研究の目的

微生物の固定化は、固定化の対象となる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、対象微生物の濃度が高く維持され、反応速度の向上、処理の安定性等が期待できる。

本調査は、窒素、りん、あるいは窒素・りんを同時に除去する高度処理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、菌体を固定化するのに適した材料、環境条件を検討するとともに、その固定化微生物を用いたリアクターに関する開発検討を行なうものである。調査は、平成２年度を初年度として開始した。

結合固定化法の導入においては、従来法に比べて経済性において、また技術的にも優位性が無ければならない。この優位性の一つとして反応槽容積、滞留時間が従来法より縮小できることが挙げられる。そこで、調査２年目である本年度は、高度処理プロセスとしては、嫌気－無酸素－好気法及び循環式硝化脱窒法を対象プロセスとし、結合固定化担体を添加した場合の生物反応槽滞留時間の短縮効果について調査した。

自己固定化法はバイオフォーカスで新たに開発されたプロセスであり、３種類のリアクターが開発されている[1)]。この内、土木研究所でその原理を独自に開発した多段反転流式バイオリアクターは最初沈殿池、最終沈殿池を省略できるなど、省面積型リアクターとして有望であり、凝集剤の添加によ

って、効率的にりん除去を行なうことができる。ただし、酸素供給の方法に限界がある、装置の構成が若干複雑である等、改良すべき点もあるため、本調査のなかで、高度処理技術としての完成を図るものである。

3．平成2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。2年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

(1)高度処理プロセスへの結合固定化担体の適用に関する調査では、硝化・内生脱窒法と嫌気-無酸素-好気法、及び循環式硝化脱窒法を対象プロセスとし、従来の浮遊状態の活性汚泥で処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行った。その結果、定流量時には硝化・内生脱窒法は、生物反応槽滞留時間8時間程度までは固定化担体を用いる事無く、生物処理水全窒素濃度10[mg/L]を達成する事が可能であった。嫌気-無酸素-好気法、及び循環式硝化脱窒法については、硝化細菌の増殖に必要なSATが低水温期に確保できれば、8時間程度の生物反応槽滞留時間で窒素除去が可能な事がわかった。

また、高度処理プロセスでは、嫌気あるいは無酸素槽が生物反応槽中に含まれるため、好気時間が短く、活性汚泥の凝集性が悪化するため、水温及び曝気時間と活性汚泥の凝集性に関する調査が必要である。

(2)多段反転流式バイオリアクターの改良に関しては、エアーリフト循環の導入により、酸素供給量を増加させ得る事を示し、この結果を、パイロットプラントの改良に適用する事とした。また、曝気槽における有機物除去を促進することで、酸素供給量の限界を緩和し得る見通しが得られた。

4．平成3年度の調査内容

(1)高度処理プロセスへの結合固定化担体の適用に関する調査では、平成元年度の調査結果を元に以下の実験を行った。

①循環式硝化脱窒法では、担体添加系と無添加の対照系とを運転し、生物反応槽水理学的滞留時間を8時間から6時間に短縮し、さらに流量変動をかけ、処理水水質への影響を調べた。

②嫌気-無酸素-好気法では、好気槽体積の10%の割合で結合固定化担体を充填し、その他は平成元年度と同じ条件で運転し、担体の添加効果を調べた。

(2)多段反転流式バイオリアクターを用いた自己固定化法に関する調査では、以下の実験を行なった。

①ベンチスケール実験

②パイロット実験

5．平成3年度の研究結果

5．1　循環式硝化脱窒法における担体添加実験

5．1．1　実験方法

図-1に実験装置を示す。装置は同一構成のものを2系列準備し、1系列は通常の活性汚泥循環変法、2系列は活性汚泥循環変法の好気槽に体積比で20%の割合で結合固定化担体を投入した。生物反応槽は無酸素槽および好気槽から構成され、無酸素槽ははじめの1ヵ月間は100L、その後は50L

とした。好気槽は１００Ｌで、担体を投入した１系の流出部には担体分離用の目開き１．５ｍｍのｳｪｯﾁﾞﾜｲﾔｰｽｸﾘｰﾝが取り付けてある。両系列共に好気槽にＯＲＰ計が投入してあり、好気槽の曝気量は設定ＯＲＰになるように自動制御した。

設定ＭＬＳＳ濃度は4,000mg/l、生物反応槽内の滞留時間（ＨＲＴ）は、はじめの１カ月は８時間で、無酸素槽容量を５０Ｌにおとした段階で６時間とし、１．５カ月間運転の後、ＨＲＴ６時間のまま図-２に示す流量変動をかけた。この条件で水温のもっとも低くなる１２月～２月の間運転した後、流量変動パターンは図-２のままでＨＲＴを８時間にした。

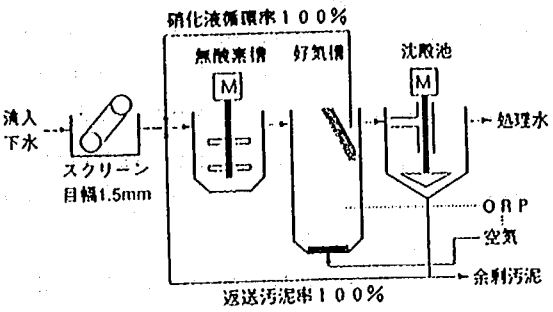


図-１　実験装置

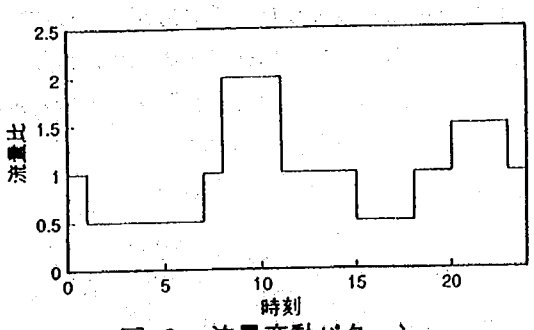


図-２　流量変動パターン

５．１．２　実験結果

（１）水温変動とＯＲＰ制御

水温は図-３に示すように実験開始直後から低下し、１１月のおわり以後は１５℃以下となり実験終了まで１５℃を越える事はなかった。

設定ＯＲＰと実測ＯＲＰの経日変化を図-４に示す。設定ＯＲＰは当初の100mVから、水温の低下とＨＲＴの短縮にしたがって120mV、140mVと段階的に上げていった。これに対して反応槽内のＯＲＰは、最大限の曝気を行っても酸素供給が間に合わず、特に２系では設定値よりも低い値を示した。２系の好気槽は鋼板製で水深が５０ｃｍであり、１系のアクリル製好気槽の半分の水深しかなかったことが酸素供給速度に影響したものと考えられる。

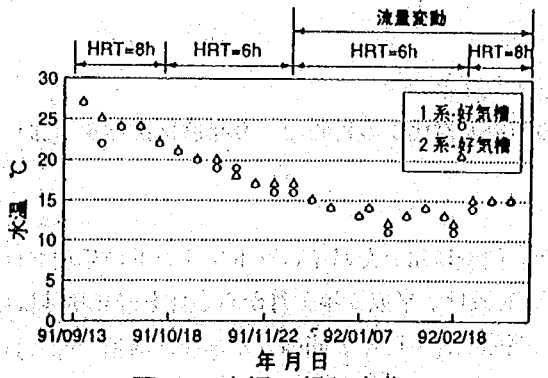


図-３　水温の経日変化

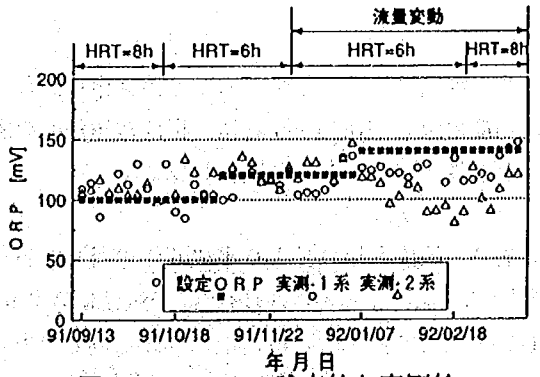


図-４　ＯＲＰの設定値と実測値

（2）ＢＯＤの経日変化

図-５に流入水及び各系列処理水のＢＯＤ経日変化を示す。流入水ＢＯＤははじめ１３０[mg/L]程度であったものが１１月半ばから上昇し、２００[mg/L]となった。処理水ＢＯＤは、ＨＲＴを６時間とした頃から２系の値が上昇し、１系の方が安定した処理を行える事がわかった。この傾向は流量変動をかけた期間は特に顕著となり、２系ではＢＯＤ２０[mg/L]を守れなかった。しかし、ＨＲＴを再度８時間にのばした場合、処理水ＢＯＤは安定し、両系ともに２０[mg/L]以下となった。

（3）窒素除去の経日変化

図-６に流入水および処理水窒素濃度の経日変化を示す。流入水総窒素濃度はＢＯＤと同じ傾向で３０[mg/L]から４０[mg/L]へと上昇し、溶解性窒素もまた２０[mg/L]から２５[mg/L]へと上昇した。処理水窒素濃度はＨＲＴ８時間であった始めの１カ月は１系と２系で差がなかったが、ＨＲＴを６時間とした以後は担体を投入した１系の方が３～６[mg/L]低くなった。しかし、ＨＲＴ６時間で流量変動をかけた期間の中盤以降は担体投入の効果が余り見られず、両系の処理水窒素濃度の差は小さかった。これは、１系の無酸素槽でのＢＯＤ除去が充分に進まず、好気槽の担体上に従属栄養細菌が繁殖した結果、硝化細菌の活動が抑えられたこと、設定ＯＲＰを140mVに上げたため好気部脱窒が抑えられた事などが原因しているものと考えられる。

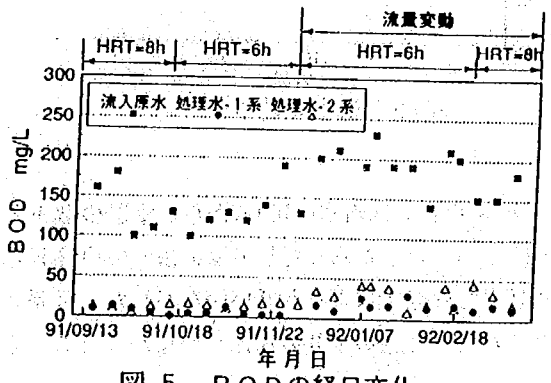


図-５　ＢＯＤの経日変化

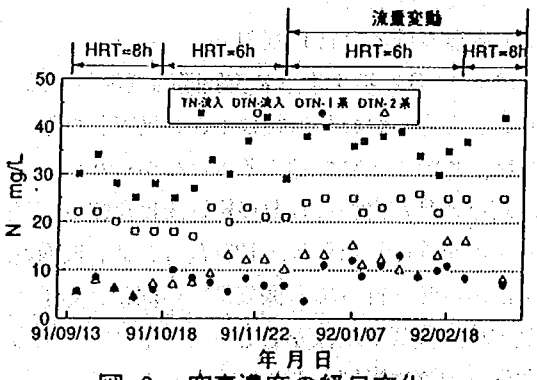


図-６　窒素濃度の経日変化

５．２　嫌気-無酸素-好気法おける担体添加実験

昨年度の嫌気-無酸素-好気法（担体無添加）の実験結果と対比する目的で、今年度は担体を添加したこと以外は同一の条件で運転した。

５．２．１　実験方法

調査は、平成３年９月より平成４年３月まで行った。調査に用いたパイロットプラントの処理フローを図-７に示す。本装置の構成は好気槽にスクリーンを設け、平成４年１月から担体を好気槽体積の１０％の割合で充填した事の他は昨年と同じである。運転条件も昨年と同様、水理学的滞留時間（ＨＲＴ）８時間、反応槽内ＭＬＳＳ4,000[mg/L]、返送汚泥率５０％、硝化液循環率１５０％、曝気量は２２[m^3/h]で一定であった。原水は団地下水を対象とした下水処理場の最初沈殿池処理水であり、1.

5mm細目スクリーンを通過後、実験装置に供給した。

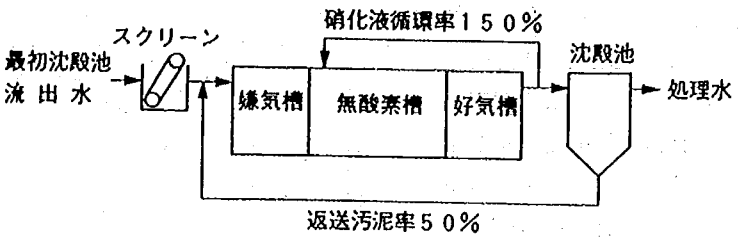


図-7　嫌気-無酸素-好気法パイロットプラント処理フロー

５．２．２　実験結果

（1）ＢＯＤ

ＢＯＤの経日変化を図-８に示す。９月～１０月にかけての流入水ＢＯＤは、雨水の混入などにより低い値を示すことがあったが、その後は１５０[mg/L]程度で安定した。しかし、３月になってからは２００[mg/L]程度と高い値を示すことがあった。このように流入水ＢＯＤは変動があったが、処理水ＢＯＤは最大でも１３[mg/L]と安定した処理状況を示した。

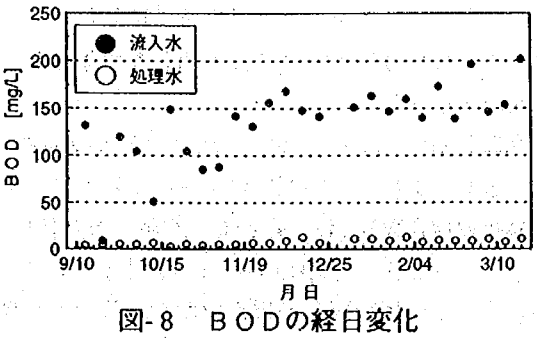


図-8　ＢＯＤの経日変化

ＢＯＤ容積負荷と処理水ＢＯＤの関係を図-９に示す。ＢＯＤ容積負荷の上昇にともなって処理水ＢＯＤも高くなる傾向にあったが、最大負荷０．６[kgBOD/(m³·d)]においても処理水ＢＯＤは２０を越えていない。本年度、「し尿等受け入れの影響に関する調査」で行ったＢＯＤ容積負荷と処理水ＢＯＤとの関係を調べる目的で行った実験では、処理水ＢＯＤの管理目標を２０[mg/L]以下とした場合、許容されるＢＯＤ容積負荷は０．４[kgBOD/(m³·d)]であった。このような違いが生じたのはＭＬＳＳの運転管理目標が本実験では4,000[mg/L]と高い値であったのに対して、「し尿等・・・」での実験では2,000[mg/L]であったためである。

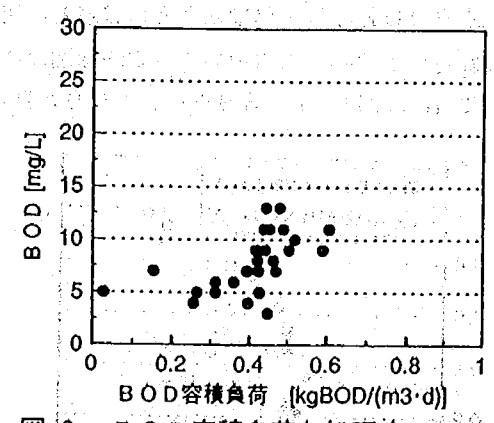


図-9　ＢＯＤ容積負荷と処理水ＢＯＤ

（2）窒素除去

流入水及び処理水全窒素（T-N）と、処理水アンモニア性窒素の経日変化を図-１０に示す。実験

の開始から１１月の半ばまではほぼ完全硝化の状態にあったのに対して、その後は徐々に処理水中のアンモニア性窒素濃度が上昇した。これは図-１１に示すとおり水温の低下する時期と一致しており、さらに同じ時期に流入水の窒素濃度が上昇することから１２月以後の処理水窒素濃度は２５[mg/L]と高い値であった。１月の半ばには好気槽体積の１０%の割合で結合固定化担体を投入したが、硝化反応の促進効果はみられなかった。「し尿等受け入れの影響に関する調査」で行った同様な実験では、水温２０℃の場合、担体投入後２０日で完全硝化状態を回復するという結果が得られており、本調査のように水温が１５℃以下となる条件下では硝化能力の発現に２カ月以上という長期間を要することが明かとなった。

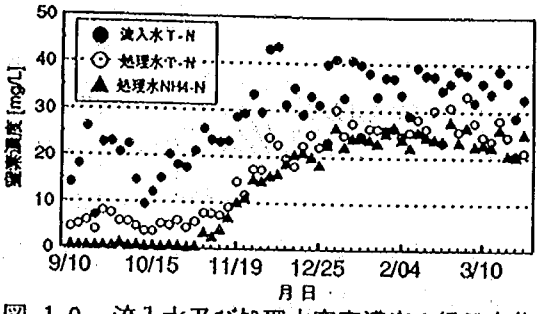


図-１０　流入水及び処理水窒素濃度の経日変化

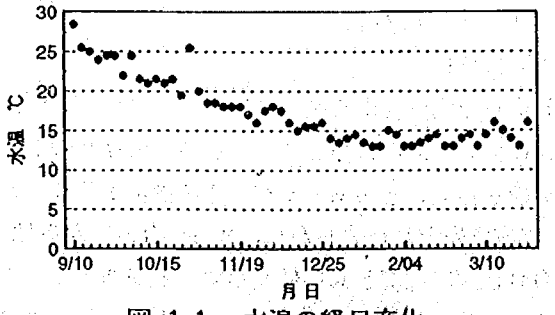


図-１１　水温の経日変化

水温と硝化速度との関係を図-１２に示す。水温１３℃～１８℃の範囲では水温の上昇とともに硝化速度定数K_Nも上昇しているが、水温２０℃以上では流入下水中のアンモニア性窒素は１[mg/L]以下にまで硝化が進んでおり、このような条件ではアンモニア性窒素が律速となって硝化速度が頭打ち状態となっている。

流入水ＢＯＤと流入・処理水全窒素濃度との相関を図-１３に示す。流入水ＢＯＤとT-NはＢＯＤ５０[mg/l]以下の場合をのぞいて直線的な関係にあり、同図から次式で現される。

T-N[mg/l]＝１．３９＋０．１９９×ＢＯＤ[mg/l]

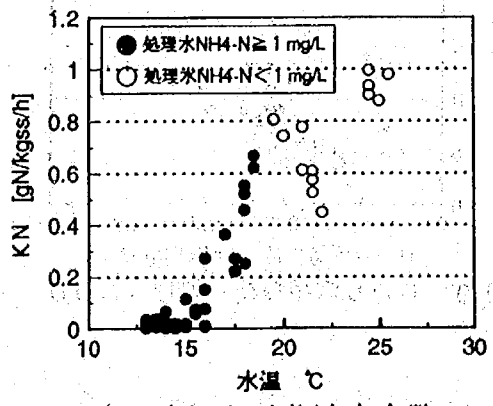


図-１２　水温と硝化速度定数K_N

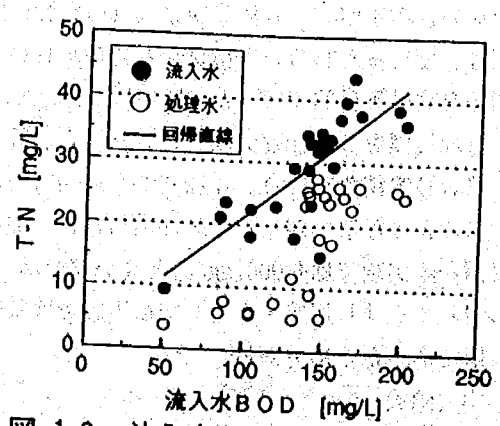


図-１３　流入水ＢＯＤとT-Nの相関

（3）リン除去

全リン濃度（T-P）の経日変化を図-１４に示す。流入水T-PもＢＯＤやT-Nと同様な傾向を示し、実験開始当初は２．５[mg/l]前後であったものが、１１月半ばから上昇し、１月始めには４．５[mg/l]となった。これに対して処理水T-P も始めは１[mg/l]以下であることが多かったが、１２月頃からは１．５[mg/l]程度となった。

流入水ＢＯＤと流入および処理水T-Pの関係を示したのが図-１５である。ＢＯＤ ５０[mg/l]以上の場合、窒素と同様に流入水T-PもＢＯＤと直線的な相関を示した。台風の影響で流入ＢＯＤが９[mg/L]となった場合を除いて直線回帰すると、次式のようになった。

T-P[mg/L]＝-0.361＋0.0272×ＢＯＤ[mg/L]

これに対して処理水T-Pは、流入水ＢＯＤが１５０[mg/l]以下の場合には１[mg/l]以下であったが、流入水ＢＯＤが１５０[mg/l]を越えると処理水T-Pも上昇した。

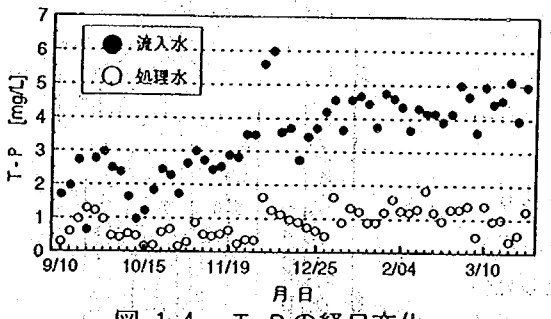


図-１４　T-Pの経日変化

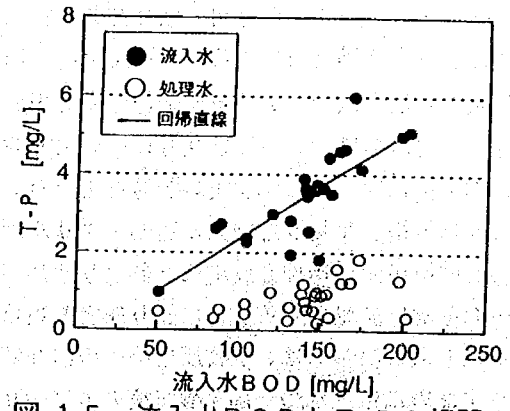


図-１５　流入水ＢＯＤとT-Pの相関

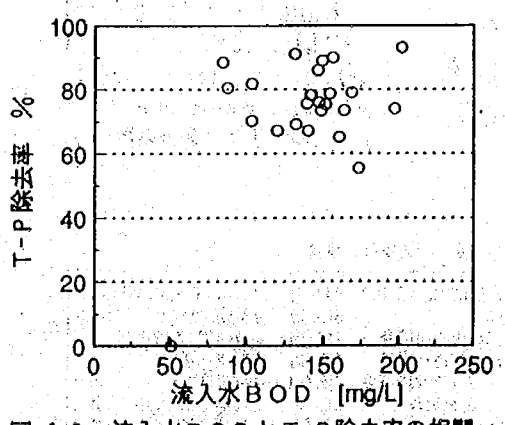


図-１６　流入水ＢＯＤとT-P除去率の相関

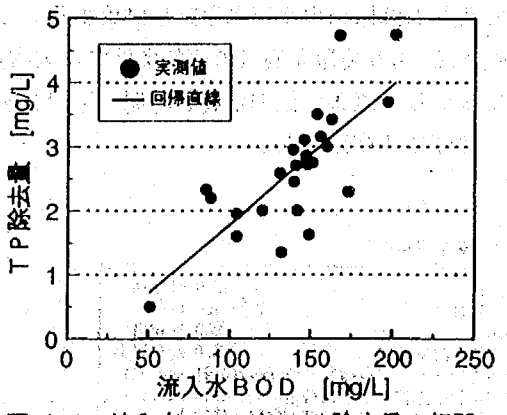


図-１７　流入水ＢＯＤとT-P除去量の相関

流入水ＢＯＤとリン除去率との相関を示したものが図-１６である。リン除去率は流入水ＢＯＤとは関係なく、６５～９０％の範囲であった。これに対して、流入水ＢＯＤとリン含有率[mg/l]の関係は、図-１７に示すように直線的であり、次式で回帰された。このことは流入水の有機物濃度が高いほどリン除去量が多いことを裏付けている。

リン除去量[mg/L]＝-0.378＋0.0216×流入水ＢＯＤ[mg/L]

６．自己固定化法を用いた高度処理プロセスの開発

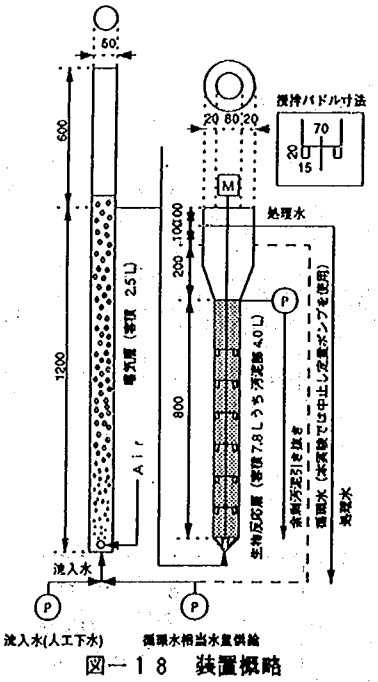
自己固定化法を用いた下水処理プロセスとして、多段反転流式バイオリアクターが開発され、平成２年度に、その改良のためのエアーリフト循環を取り入れた室内実験装置による実験を行った。３年度は、室内実験による好気性自己造粒汚泥の処理性能、汚泥性状の確認を行うとともに、既存のパイロットプラントをエアーリフト循環を取り入れて改良し、その処理の特徴を検討した。

６．１　ベンチスケール装置を用いた負荷条件別処理実験

本実験は、室内実験装置による自己造粒汚泥を用いた人工下水の好気性処理実験を行い、自己造粒汚泥を用いたリアクターの性能、処理の特性、汚泥性状等について検討したものである。本実験には図-1に示す実験装置を用いた。

本装置は曝気槽、生物反応槽共に透明アクリル製であり、また生物反応槽汚泥の撹拌を反応槽上部より撹拌パドルにて行い、汚泥を常に流動させることにより圧密と短絡流の発生を防いだ。本来この装置は、生物反応槽への溶存酸素の供給量を増やすために処理水の一部を曝気槽のエアーリフト効果によって循環させ再曝気した後に生物反応槽へ再流入させている[2)]、本実験においては実験条件を一定とするためポンプを用いて循環水量相当の水道水を定量供給することとした。

本実験は図-18の装置を表-1の運転条件で流入有機物負荷を段階的に変更し、流入、処理水質、汚泥の性状とを表-2の分析項目、頻度にて測定した。



図－１８　装置概略

表－１　装置運転条件

流入水量	32.0 ml/min
流入水ＢＯＤ	100~400 mg/l
循環率	900 %相当
曝気槽溶存酸素濃度	8.0 mg/l以上
反応槽撹拌速度、（G値） 8 rpm	(0.91 sec^-1)
反応槽生物反応部水理学的滞留時間	2.08 hours
反応槽固液分離部水理学的滞留時間	1.93 hours
反応槽生物反応部水面積負荷	92.0 m／日
反応槽固液分離部水面積負荷	46.0 m／日

表－２　測定項目、頻度

BOD, CODCr, SS, TOC	2回/週	流入水, 曝気槽, 処理水
DO	5回/週	曝気槽, 処理水
系外搬出汚泥量	2回/週	引抜汚泥, 処理水SS
反応槽汚泥容積	5回/週	生物反応槽
汚泥界面沈降速度	1回/週	生物反応槽
MLSS, MLVSS	2回/週	生物反応槽上, 中, 下層
汚泥粒径分布	1回/週	生物反応槽上, 中, 下層
汚泥酸素利用速度	1回/週	生物反応槽上, 中, 下層
汚泥単粒子沈降速度	1回/週	生物反応槽上, 中, 下層
汚泥比重	1回/週	生物反応槽上, 中, 下層

本装置の流入水は表-3で示される組成の人工下水を20℃の貯留水道水で希釈し供給した。流入有機物負荷の変更は、人工下水の希釈率を変更して行った。

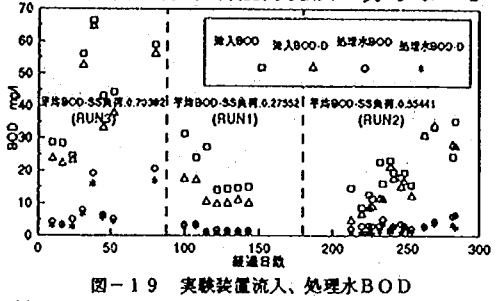
表－３　人工下水の組成

Beef Extract	13440 mg/l
Yeast Extract	4000 mg/l
Peptone	4000 mg/l
Dextrin	1840 mg/l
$NaHCO_3$	16000 mg/l
NaCl	400 mg/l
KCl	800 mg/l
KH_2PO_4	1120 mg/l
$MgSO_4$	240 mg/l

本実験においては従来より一般に供用されている標準活性汚泥法に比べかなり高い流入有機物負荷（BOD-SS負荷0.107～1.234kg-BOD/kg-SS･日、標準活性汚泥法においては0.20～0.40程度が標準）で装置の運転を行った。

図-19に実験装置の流入処理水質の経時変化と実験区分を示す。

表-4は各RUNの流入、処理水質、汚泥性状のまとめである。各RUNとも処理水質は良好であり、BOD除去率は80%程度と標準活性汚泥法に劣らないものである。

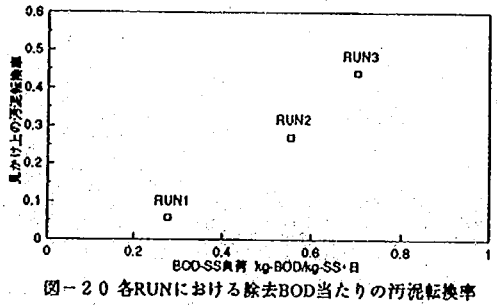


図－１９　実験装置流入、処理水ＢＯＤ

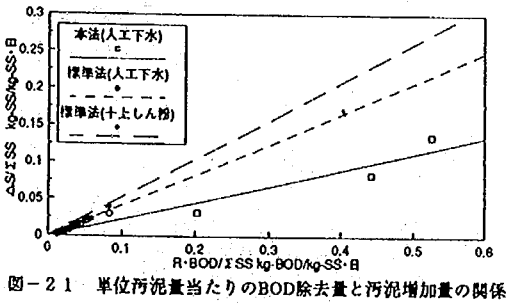
表－４　平均水質一覧

	RUN－1		RUN－2		RUN－3	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	19.28 (13.69)	2.59 (1.46)	28.04 (23.20)	4.37 (3.05)	38.20 (34.44)	8.81 (6.90)
CODCr	32.56 (21.83)	11.33 (7.98)	44.35 (31.17)	14.45 (10.06)	69.53 (57.93)	26.26 (20.56)
SS	8.43	1.48	6.43	2.81	6.43	3.30
TOC	(8.66)	(4.05)	(13.01)	(4.93)	(15.70)	(7.81)

（）内は溶解性



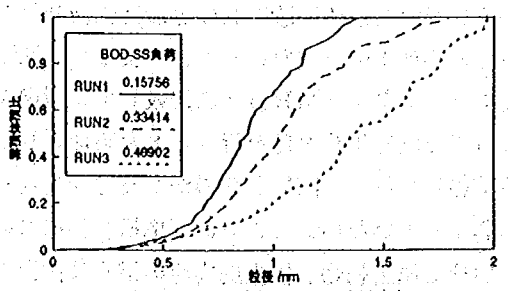
図－２０ 各RUNにおける除去BOD当たりの汚泥転換率



図－２１　単位汚泥量当たりのBOD除去量と汚泥増加量の関係

図-20に各RUNにおける除去BOD量当りの汚泥転換率の関係を示す。ここに汚泥転換率は１日当たりの引き抜き汚泥量、流出汚泥量、槽内汚泥量の増減分の和である見かけ上の汚泥発生量を１日当たりのBOD除去量で除したものである。またBOD-容積負荷は装置に１日に流入するBOD量を生物反応槽の容積で除したものである。図-20において反応槽BOD容積負荷が大きくなるにつれて除去BOD当りの汚泥転換率は増加傾向にあり、等量のBODを除去した場合の汚泥発生量は負荷が高いほど増加するという傾向が見られる。今回の実験と同じ組成の人工下水を用いた活性汚泥処理の実験[3]より求めた見かけ上の汚泥転換率と本装置の汚泥転換率の比較を図-21に示す。単位汚泥当たりの除去BOD量は本装置の方が５倍程度大きいが、汚泥転換率は標準活性汚泥法の0.414に比べ0.20程度と低い。

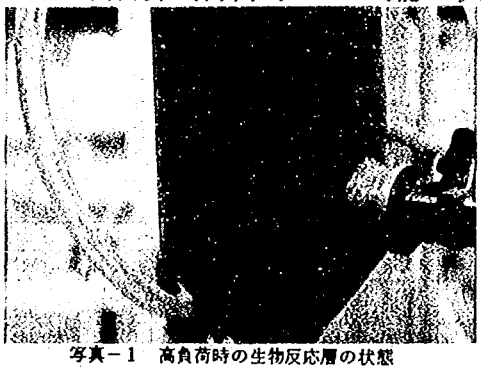
本装置における負荷条件毎の粒径分布を図-5に示す。この図において、粒状汚泥の粒径は0.8～1.3mmの範囲に分布しており、反応槽BOD-SS負荷



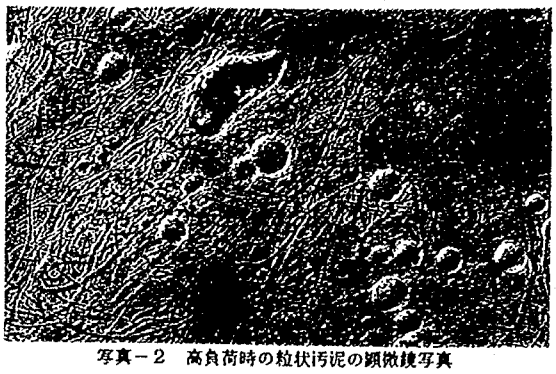
図－２２ 生物反応層中層の粒径分布

が高いほど大きくなる傾向がある。これは流入基質濃度に比例して生物汚泥の増殖が活発化したものと考えられるが、運転日時によっては必ずしもそうではなく、負荷と粒径の関係に関しては上層、下層の粒径データ、単粒子沈降速度、界面沈降速度等のデータと合わせて検討が必要である。

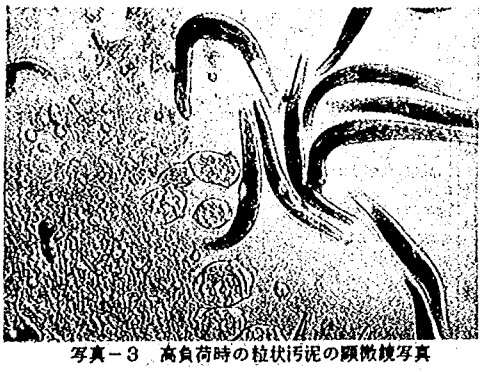
この自己造粒汚泥は上向流速92m／日で反応槽より流出、沈積することなく滞留、造粒し、また好気性汚泥を高密度に保持することが可能である。



写真－1　高負荷時の生物反応層の状態



写真－2　高負荷時の粒状汚泥の顕微鏡写真



写真－3　高負荷時の粒状汚泥の顕微鏡写真



写真－4　低負荷時の粒状汚泥の顕微鏡写真

写真-1は高負荷時（BOD-SS負荷0.70程度）における生物反応槽の状態であり造粒汚泥の層が形成されているのが確認できる。また写真-2, 3は同じく高負荷時の粒状汚泥の顕微鏡写真である。粒状汚泥が糸状細菌及び原生動物により形成されている状態が観察される。写真-4は低負荷時（BOD-SS負荷0.15程度）に下層汚泥の表面に細菌等を捕食する原生動物及び後生動物（ミミズ等）が出現した状態を示している。これらより、本法における生物反応槽においては粒状汚泥として固定された種々の細菌によって溶存、浮遊有機物の除去を行い、下層においては原生動物、後生動物等の補食者によって汚泥自体の減量が行われているものと考えられる。

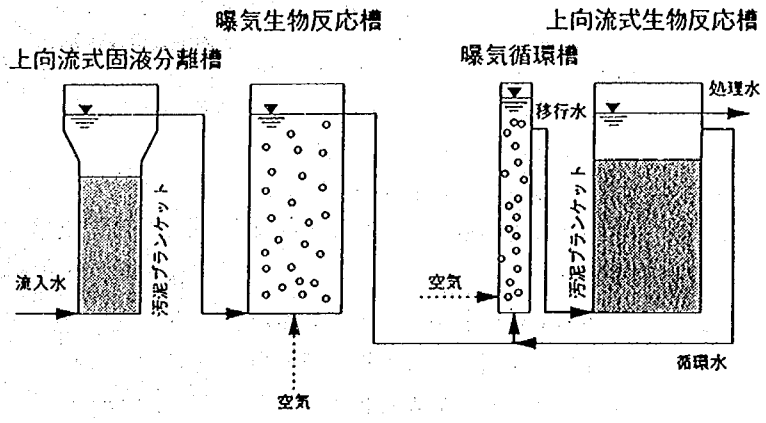
本法は、標準活性汚泥法における最終固液分離プロセスである最終沈殿池に比べ４倍近い水面積負荷で汚泥と処理水の分離を行うことによって、沈降性の優れた汚泥を選択的に高密度に滞留させている。またプロトタイプＭＲＢ[4]に比較して、循環を採用することにより曝気槽における十分な酸素供給によって好気性生物処理を行うことを可能とした。この自己造粒汚泥汚泥は前述の処理法と比較して高負荷運転を行った際にも多彩かつ高等な生物相を維持し、汚泥の膨化や処理水水質の悪化などの弊害も発生していない。ここでは反応槽全槽において高密度な細菌類が効果的に有機物の除去を行い、下層における原生動物、後生動物等の捕食は汚泥の減量に寄与している。

本法は水中の有機物の確実な除去と発生汚泥量の減量を兼ね合わせた新しい処理法の可能性を示すものであり、高度処理プロセスとしての微生物の固定化に関して、自己固定化法が有効であることを示すものである。

6．2　パイロットプラント実験

平成3年度に種々の改良を行ったが、最終的なフローシートは、図-23 に示すものとなった。流入水は上向流式固液分離槽でＳＳの除去を受け、曝気生物反応槽にて曝気される。この槽では溶解性有機物をおもに固形性有機物（生物体）に変換することを目的としている。変換された固形性有機物を上向流式生物反応槽の汚泥ブランケットにて除去することにより、有機物の除去が行われる。本方式のねらいは以下のとおりである。

図－２３　パイロットプラントのフローシート



① 曝気生物反応槽では、有機物の変換のみを行うため、活性汚泥のように大量の生物を保持する必要がなく、汚泥の自己酸化に要する酸素が不要で、管理が容易である。硝化細菌を固定化した担体を用いることにより、硝化の促進をはかることができる。

② 曝気循環槽では、平均流入水量の十倍以上の循環水量を確保できるため、上向流式生物反応槽に十分な酸素を供給でき、汚泥ブランケットを好気的に保つことができるとともに、流入水量の変動に対しても安定した汚泥ブランケットを形成することができる。

③ 上向流式生物反応槽では、汚泥ブランケットによる固液分離を主な目的とするため、汚泥ブランケットを必要以上に高濃度に保つ必要はない。供給する酸素量は汚泥の

表－５　パイロットプラントの諸元と運転条件

主要諸元			運転条件　流入水量　2.5m³/時間
上向流式固液分離槽			
汚泥ブランケット部	直径	0.85m	上向流速　7.3cm/分
	容積	2.0m³	滞留時間　0.8時間
固液分離部	直径	1.40m	上向流速　2.7cm/分
	容積	0.82m³	滞留時間　0.33時間
曝気生物反応槽	水深	4.67m	送気量　5.0Nm³/時間
	容積	5.64m³	滞留時間　2.26時間
曝気循環槽	水深	4.28m	送気量　5.0Nm³/時間
	容積	1.93m³	滞留時間　0.77時間
上向流式生物反応槽			
汚泥ブランケット部	直径	1.20m	循環水量　10.5m³/時間
	容積	4.0m³	上向流速　19.2cm/分
			滞留時間　1.60時間
固液分離部	直径	2.0m	上向流速　6.9cm/分
	容積	1.64m³	滞留時間　0.66時間
			攪拌速度　2rpm

自己酸化に必要な量で足りるため、汚泥を好気的に保つことが容易である。硝酸塩が流入する状態では、汚泥ブランケット内で脱窒することが可能と考えられる。

以上のねらいを達成するために、パイロットプラントによる運転を行った。プラントの仕様、代表的な運転条件を 表-５に示す。本年度は曝気生物反応槽の性能を確認するため、同槽に担体等を投入、充填せず、下水中の微生物の働きのみでどの程度溶解性有機物の不溶化が進行するかを調査した。調査は、週２回の各処理槽（ユニット）でのコンポジットサンプル分析と、３回の２４時間連続採水を行った。

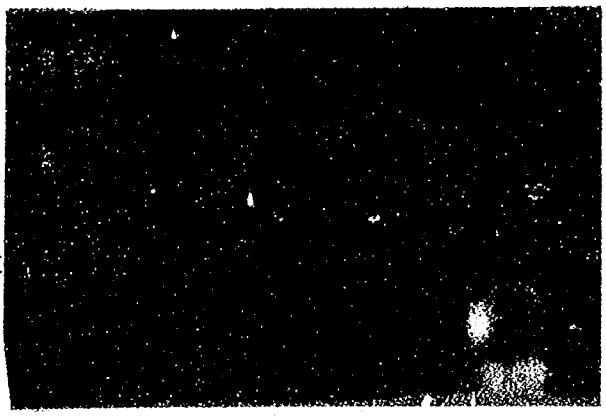
本パイロットプラントの運転を通じて、 写真-５にしめす茶色の自己造粒汚泥が観察された。処理水中の 溶解性BODが十分除去されている状態においては、写真-６ に示すように、エピスチリス等の柄を有する原生動物が多数見られ、これが自己造粒汚泥をまとめる働きをしていると思われた。処理の状況が悪化したときにはベギアトアが出現した。

図-２４ は、運転条件は若干異なっているが、実験期間（平成３年１１月～平成４年１月）のコンポジットサンプルの平均値から各ユニットのBOD･SSの除去性能を求めたものである。SSは上向流式固液分離槽で 125mg/lから34mg/lへと 73%除去されるが、曝気反応槽で47mg/lに増加する。溶解性 BODは曝気反応槽で23mg/l減少するため、ここでの溶解性BODのSSへの転換率は 0.57である。

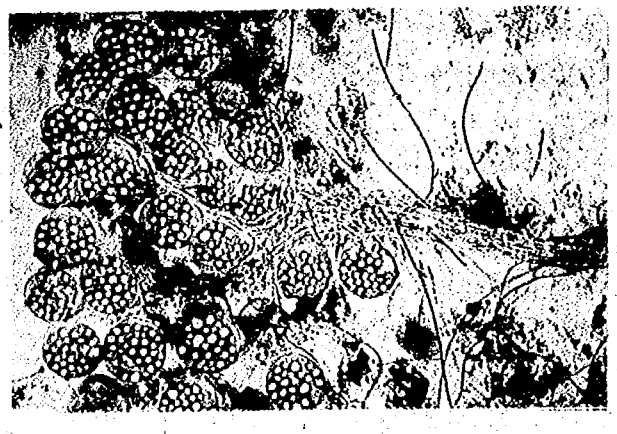
曝気循環槽では、おおむね曝気反応槽流出水と循環水（処理水）が混合された水質となっており、BOD,SSに関しては主たる除去、転換反応は起きてないようである。上向流式生物反応槽における溶解性、固形性BOD,SSの除去はそれぞれ、7,4,10mg/lであった。

今年度の運転では、運転初期の１０、１１月には活性汚泥法に匹敵する良好な処理水を得ることができたが、それ以降の処理結果は不十分

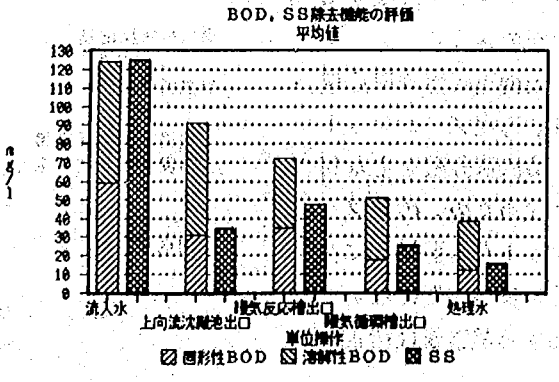
写真－５ 自己造粒汚泥の写真（装置窓より）



写真－６ 自己造粒汚泥の顕微鏡写真



図－２４ 各ユニットのBOD･SSの除去性能



なものとなった。冬季に向かい水温が低下し、 溶解性BOD濃度が上昇したため、曝気反応槽における溶解性BODの除去が不十分となり、上向流式生物反応槽で 除去しきれななくなったものである。また、上向流式固液分離槽にて生汚泥を貯留しすぎて、ここでかえって溶解性有機物が溶出する現象がみられた。溶解性CODCrは、 ここで平均２０mg/l上昇している。このような観察結果をふまえ、今後の改良をはかる予定である。

なお、この項の調査の一部は（社）日本下水道施設業協会との共同研究によった。

７．まとめ

（１）循環式硝化脱窒法のパイロットプラントにおいて、好気槽への担体投入の効果を比較検討した結果、以下の知見が得られた。

①担体投入の効果は硝化のみならずＢＯＤ除去に関しても認められ、高負荷条件で最も顕著である。

②窒素除去に関しては定流量でＨＲＴ６時間までは担体の投入効果が認められるが、最大で２Ｑの流量変動を加え、水温が１５℃程度に低下した場合、担体無添加系との差は小さくなった。

（２）嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラントにおいて、好気槽への担体投入の効果を比較検討した結果、以下の知見が得られた。

①水温が１５℃以下となった１月中旬に担体を添加したところ、２カ月半後も担体投入による硝化促進効果は現れなかった。このことから担体の馴用は高水温期に行う必要がある事がわかった。

②水温１３℃～１８℃の範囲で水温と硝化速度は直線的関係を示したが、２０℃以上では原水中のアンモニアが完全硝化されたため正確な硝化速度を求めることができなかった。

③流入水ＢＯＤが５０[mg/L]以上の場合、流入水ＢＯＤとT-N、T-Pの関係は次式で現された。

T-N[mg/l]＝１．３９＋０．１９９×流入水ＢＯＤ[mg/l]

T-P[mg/L]＝-0.361+0.0272×流入水ＢＯＤ[mg/L]

④リンの除去率は６５～９０%の範囲であり、流入水ＢＯＤとリン除去量との関係は次式で現された。

リン除去量[mg/L]＝-0.378+0.0216×流入水ＢＯＤ[mg/L]

⑤ＢＯＤ容積負荷は最大で０．６[kgBOD/(m3･d)]となったが、このときも処理水ＢＯＤは１３[mg/L]と安定した処理を示した。

（３）自己固定化法を用いた高度処理プロセスの開発については以下の結果を得た。

①ベンチスケール装置を用いた負荷条件別処理実験

微生物の固定化法として自己固定化法を用いたバイオリアクターを負荷条件を変えて運転を行なった。その結果、標準活性汚泥法に比較して高負荷運転を行った際も多彩かつ高等な生物相を維持し、汚泥の膨化や処理水水質の悪化などの弊害もなく、確実な有機物の除去と発生汚泥量の減量を兼ねた処理が可能であり、自己固定化法が高度処理プロセスとしての微生物の固定化に関して有効であることを示した。

②パイロットプラント実験

今年度は、上向流式固液分離槽、曝気生物反応槽、上向流式生物反応槽からなる処理フローで下

水処理実験を行った。その結果、運転初期の１０、１１月には活性汚泥法に匹敵する良好な処理水を得ることができたが、それ以降の処理結果は不十分なものとなった。冬季に向かい水温が低下し、溶解性BOD濃度が上昇したため、曝気反応槽における溶解性BODの除去が不十分となり、上向流式生物反応槽で除去しきれななくなったものである。また、上向流式固液分離槽にて生汚泥を貯留しすぎて、ここでかえって溶解性有機物が溶出する現象がみられた。

<参考文献>

１）建設省、「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）」平成３年２月、pp227～244
２）建設省土木研究所、「平成２年度下水道関係調査研究年次報告書」平成３年１０月、pp151～161
３）建設省土木研究所、「昭和５６年度下水道関係調査研究年次報告書」昭和５７年８月、pp69～78
４）建設省、「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）」平成３年２月、pp256～277

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　　高橋　正宏
主任研究員　　小越　真佐司
奥井　淳

１．まえがき

下水処理場の水処理ﾌﾟﾛｾｽの維持管理において最大の問題点は、しばしば発生する固液分離障害である。これを解決するため、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、現実は沈殿池設計時に想定した沈降性に及ばない状況にあり、なお、沈殿池機能の抜本的な改善が切望されている。そのため、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に対しても十分に安定した固液分離機能を有する沈殿池とするための改善手法を開発し、抜本的な解決策を得ようとするものである。

２．前年度までの成果

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、本年度は２年目にあたる。前年度までの調査結果の概要は以下の通りである。

沈殿池機能及び沈殿池内の流況等について実態調査を行い、以下の知見を得た。

(1)　沈殿池流入部から沈殿池の中央部分にかけて流下方向に速い流れを生じる場合があり、流入部に近いところでは流入水量の変化に応じて変化した。

(2)　沈殿池流入部から中央部にかけて表層に近い部分では、しばしば流下方向とは反対向きの流れが観測された。

(3)　沈殿池内部に形成される汚泥界面は、流入側から流出側に向かって界面高さが低くなるように形成される。流入水量の増減による界面の変動は流出側の界面高さを流入側と同じ高さに上昇させるような変動となって表れる。

(4)　浮遊物の流出による水質の悪化は、汚泥界面より上部に存在する比較的浮遊物濃度が高い層が界面と共に変動し、水面に達することによって生じるものと推定された。

(5)　沈殿池内部の水温の違いは最も大きな差が観察された場合で、0.6℃程度であった。

(6)　トレーサー調査の結果によると、流出端においてピーク濃度に達するまでの時間は水理学的滞留時

間の５分の１以下であり、かなり速い短絡流のあることが示唆された。

３．平成３年度の調査結果

３．１　最終沈殿池の実態調査

３．１．１　調査方法

(1)調査対象処理場の概要：本年度は沈殿池機能が良好なＡ、Ｂ２ヶ所の処理場を調査対象として選定した。２ヶ所の最終沈殿池の概要を表－１に示した。

(2)調査項目及び方法：本年度の調査項目は前年度とほぼ同一の、水温、流速、汚泥界面位置および浮遊物等の分布とした。また、別途、トレーサー調査も行った。

調査に使用した計測機器等を表－２に示した。池中央の流速測定に二成分電磁流速計（東京計測㈱製 SF-5212型　検出下限流速2mm/sec）、水温測定に熱電対（銅・ｺﾝｽﾀﾝﾀﾝ）温度計を用いたほかは前年度と同一である。

測定点は前年度とほぼ同様の配置とした。即ち、流入側から流出側に向かってＡ、Ｂ、Ｃの３つの調査断面を設定し、１断面につき３ヶ所の界面位置と各断面内の９点での流速、水温及び浮遊物濃度を測定した。測定間隔も前年度と同じ４時間とした。

トレーサー調査は流速等の調査の翌日に前年度と同様にリチウムをトレーサーとして実施した。トレーサーの注入点は沈殿池流入水路または沈殿池流入部阻流壁付近とした。トレーサーの濃度は池中央の３つの測定点で各点で３段階の深度から採取した試料と、流入水、処理水及び返送汚泥の計１２サンプルについて分析した。

表－１　調査対象沈殿池の概要

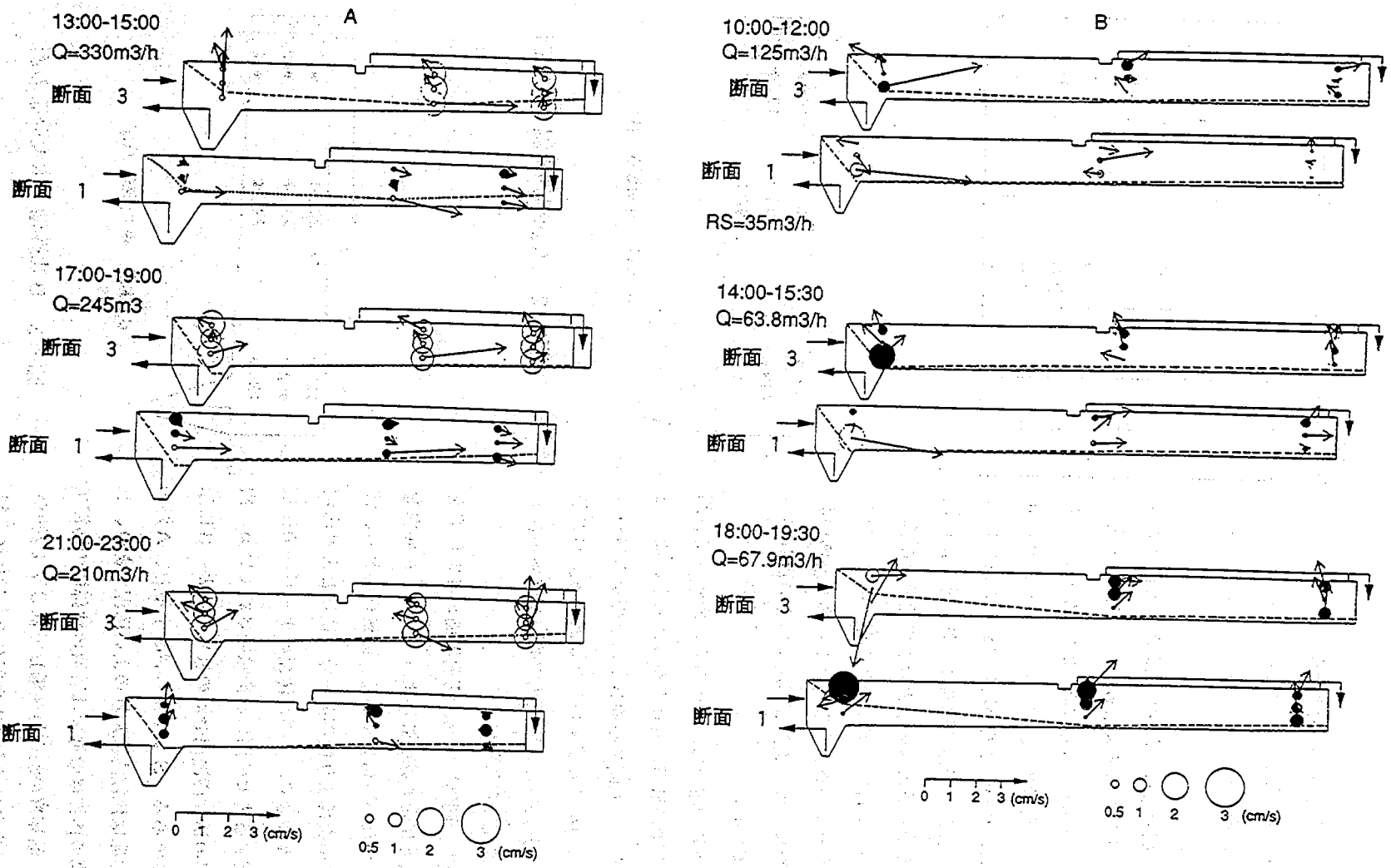
項　　目	A	B
形状(m)	幅11.8長さ32.4 深さ3.3	幅3.8長さ40.6 深さ3.2
実容積(m^3) 水面積(m^2)	1152.9 349.4	493.7 154.3
汚泥かき寄せ	リンクベルト	リンクベルト
設計処理水量	6750m^3/d	3000m^3/d
滞留時間	4.1h	3.9h
水面積負荷	19.3m^3/m^2/d	19.4m^3/m^2/d

表　－　２　　調　査　方　法

調査項目	現場計測器具等
流速・流向	電磁流速計 XY成分型(東京計測SF5112型) XYZ成分型(東京計測SF2013型)
温度	熱電対(銅・ｺﾝｽﾀﾝﾀﾝ型)温度計 (横河・ＨＰ製)
汚泥界面	超音波界面計 (海上電気KL101型　200kHz)
分析試料採取	界面測定筒による
汚泥比重	重液法(ｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ水溶液)
気温	水銀温度計

３．１．２　流速等分布調査結果

流速：　図－１はＸＹＺ３成分の流速計によって測定したＡ、Ｂ処理場の流速分布の例である。図中の矢印は流下方向（Ｘ方向）と鉛直方向（Ｚ方向）の合成ベクトルを表し、流下方向に垂直な池を横断する方向（Ｙ方向）の流れの



図－1　流速分布測定結果の例

大きさは各測点の円の大小で表されている。Y方向流れの向きは、○が紙面に垂直な方向であることを、●がその反対の向きであることを示している。

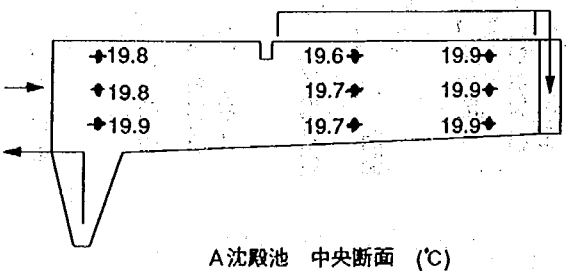
本年度調査を行った沈殿池における流下方向の計算上の流速は流入水量によってA処理場で0.8—2.3mm/sec、B処理場で0.8—3mm/secまで変化する。実測では、図—1に示したように計算上の値よりかなり速い流れが観測されている。図—1によれば両処理場共に、特に流入部に近いA断面から流出堰の最上流端に近いB断面にかけての下層部で、流下方向の速い流れが頻繁に観測されている。また、B処理場A断面中層部と上層部では、流入部へ戻る向きの流れが多く現れている。

又、A処理場では、流下方向に向かって右側の断面1では紙面の奥に向かう流れが、流下方向に向かって左側の断面3では紙面から向かって来る方向の流れが多いことがわかる。B処理場ではA処理場のような固定的なY方向の流れの傾向は認められない。

界面：　同図には又、汚泥界面の推定位置を各測点で超音波界面計によって検知した界面を破線でつないで示している。両処理場とも、沈殿池の中央部より後半の部分にはほとんど汚泥界面は存在せず、大半の汚泥はホッパーの後端部に達するまでの間に沈殿除去されている。両処理場の活性汚泥混合液のSVIは表—3に示す通りである。SVIから判断すると、A処理場の汚泥は比較的沈降性のよい汚泥であり、B処理場の汚泥は最近では普通の沈降性の汚泥である。前年度の調査処理場BではSVI200から300であり、沈殿池中央部分でも常に汚泥界

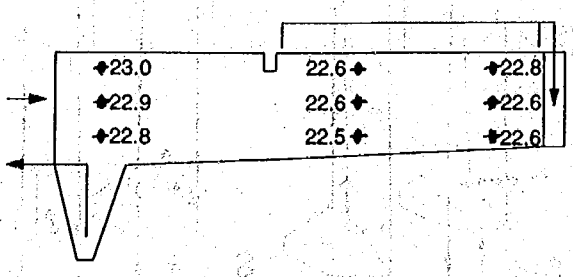
表　—　3　　流　入　汚　泥　の　S　V　I

測定回	A	B
1	140	168
2	119	200
3	119	180
4	123	181
5	136	166
6	133	172



A沈殿池　中央断面　(℃)

図—2　A沈殿池水温分布の例

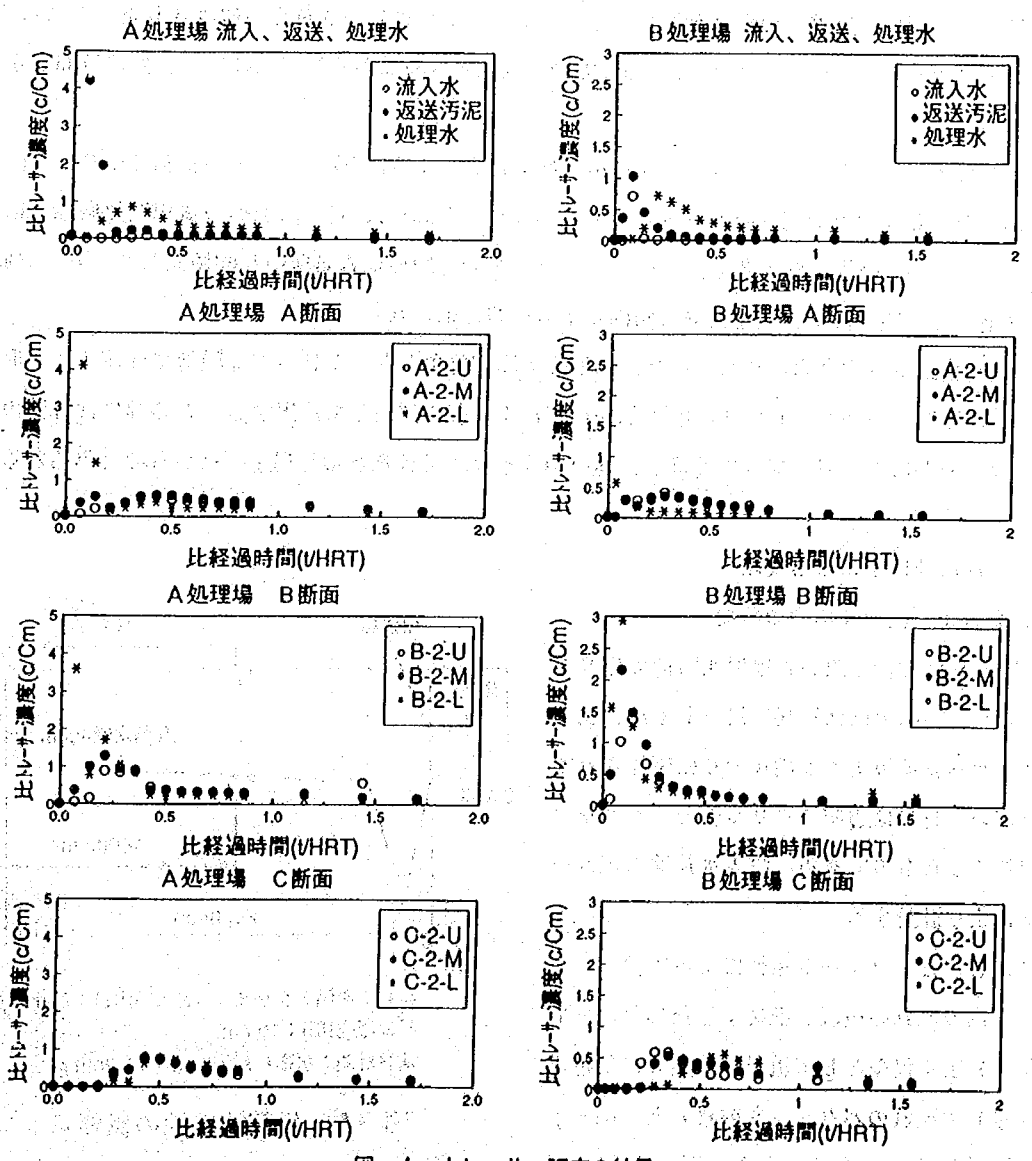


B沈殿池　中央断面　(℃)

図—3　B沈殿池　水温分布の例

面が認められ、かつ、その位置が流入水量の変動と共に変化したが、本年度の調査処理場では沈殿池中央部での汚泥界面の変動は認められなかった。

水温：　図－２はＡ処理場沈殿池の、図－３はＢ処理場沈殿池の水温分布測定結果の例である。Ａ処理場の同時刻の池内温度分布は、０．３から０．５℃の温度差の範囲内にあった。２４時間の変動幅は最大１℃程度であった。気温と水温との差は最大で約７℃水温が高かったが、流下方向への水温の低下は少なかった。一方、Ｂ処理場では同一時刻の池内温度分布は第１回目の計測時を除き０．３から０．５℃の温度差の範囲にあり、Ａ処理場と同程度の分布であった。しかし、２４時間の変動幅は最大０．５℃程度と小さかった。気温と上層部水温との差は最大で約１７℃水温が高かったが、流下方向への水温の変化はＡ処理場同様少なかった。



図－４　トレーサー調査の結果

３．１．３　トレーサー調査結果

A、B両処理場におけるトレーサー調査の結果を図－４に示した。

A処理場で処理水中にトレーサーが検出され始めたのは投入後０．１３HRTからでピークは０．２７HRT経過後であった。検出され始めた時点は越流堰上流端に近いB断面上層部でトレーサー濃度が上昇し始めた時点と一致する。また、返送汚泥中のトレーサー濃度は、A断面下層部とほぼ同じ０．１HRT以下でピークに達した後、急激に減少している。流出端に近いC断面ではトレーサーの到達は０．２７HRTで上層・中層に先に達した後下層部に到達している。ピーク到達は上・中層では０．４２HRT、下層では０．５HRTであった。B断面ではトレーサーは下層部に最も早く達した後中層、上層へと順次到達している。ピーク濃度は下層で最大であった。更に流入部に近いA断面ではB断面同様下層部への到達が最も早く、中層・上層ではピークが２つ観測された。これら２つのピークのうち後ろのピークは０．４HRTで最大濃度となっており処理水のピーク到達時間より遅れている。

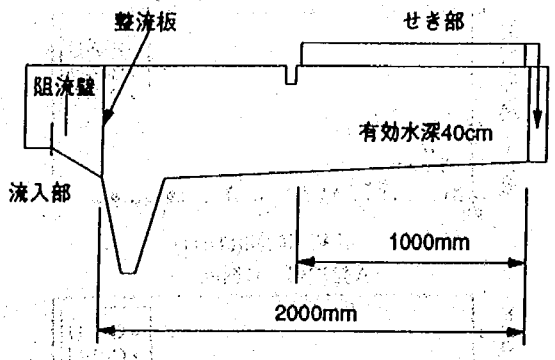
B処理場では処理水中へのトレーサーの出始めが０．１５HRT経過後、ピーク到達が０．２HRT後であった。B断面上層部へのトレーサーの到達は０．１HRTで、処理水中への流出開始時点とは一致していない。返送汚泥と各断面へのトレーサーの到達順序はA処理場と同傾向であった。C断面の各層への到達状況はA処理場での傾向がより明瞭な形になっている。

以上の調査結果から総合的に判断すると、本年度の調査対象となった２つの沈殿池では流入した混合液は速やかに池の下層部を流れて池の中央部から漸次上層部に移行して流出する。この間に沈降性の良好な汚泥は速やかにホッパー部分に沈降し、池の中央部分まではほとんど到達しないものとみられる。

３．２　沈殿池模型による実験

３．２．１　沈殿池模型の概要

図－５に実験に用いた模型沈殿池の概要を示した。実物のほぼ1/10縮尺であるが、流入部分から整流板までは縮尺通りに製作されていない。材料は透明アクリル板で、これを接着加工したものである。流入水量は水道メータにより計量する。



材料：透明アクリル　流入部内径：50mmφ
板厚(主要部)：15mm
流量計測：水道ﾒｰﾀｰ(50mmφ、13mmφ)

図－５　模型沈殿池の概要

３．２．２　フルード相似による実験

池内の流れの概況を把握するためフルード相似による模型として流量を決定し、着色水を流して流れのパターンを観察した。図－６(a)に観察結果の例を示した。図－６(a)に示

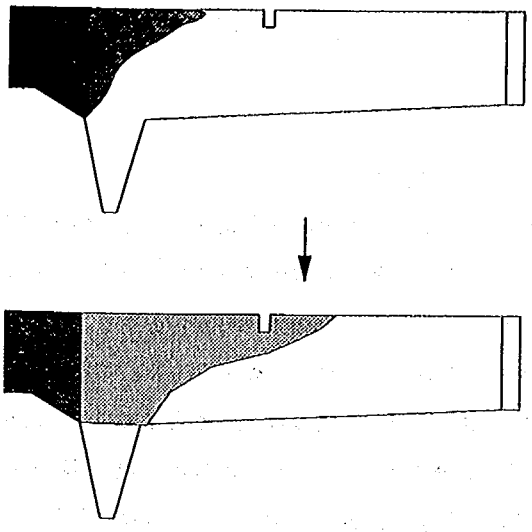
した例では着色水は池の上層部を通過して流出している。この実験では、流入水の水温が実験室内の気温より高く、周辺からの冷却により池内部の水温は実験開始の時点で流入水温より低下していた。その差は0.2℃ であったが実験中に更に開いて0.3℃程度に達した。別の実験で池内の水温が高かった場合には着色水は下層部分を流れることが観察されたので、図の流れは水温差に基づく密度差に支配された流れであると推察される。

図－６(a)の実験時の水温は約１０℃であり、温度差0.3℃で生じる密度差は0.000037である。この程度のわずかな密度差でも流れの状態が変わることから、実際の沈殿池では流入する活性汚泥混合液と池内の上澄水との密度差によって、流れが支配されていることは十分考えられる。Ａ処理場の活性汚泥フロックの比重を重液法で測定した結果によれば、その比重は、1.035程度である。このような粒子を1500mg/l含む混合液の密度は1.0000507と算定される。従って、上澄水との密度差は実験時の温度差0.3℃に対する密度差より大きいことになる。

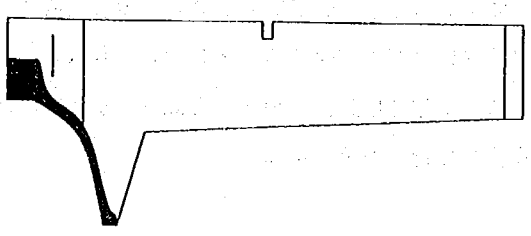
別途に行った、実際に活性汚泥混入液を模型に流す実験では、図－６(b)に示すように、池内に流入した活性汚泥は直ちに池底部に達し、その後は池底部をはう様に流れる現象が観察された。

ここで観察された模型沈殿池での現象と、現地調査結果とを対比させると、沈殿池流入部付近の下層部の早い流れは、活性汚泥混合液と上澄水との密度差によって生じた流れであるとみることができる。

図－７は、本年度の現地調査結果と模型実験

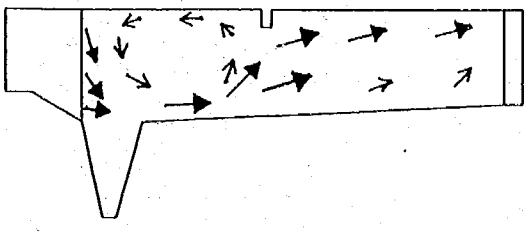


(a)温度差による密度流



(b)活性汚泥の場合

図－６　模型実験における流れの例



図－７　沈殿池内の流れ（推定）

の結果から、沈殿池の流下方向の縦断面内の流れの様子を推定して描いたものである。

4．まとめと今後の課題

比較的良好な沈降性の汚泥が流入する２つの沈殿池の実態調査と模型実験の結果から、沈殿池の流入部付近では上澄水と流入水の密度差に基づく流れが重要な要素であることが推察された。また、この流れの中で、流入した汚泥の大部分が汚泥ホッパー部分を通過するまでに沈降し、池の中央部分には常時は汚泥界面が存在しないことが判明した。これら２つの処理場では処理水の浮遊物濃度は常に10mg/l以下で常に透視度の高い清澄な処理水を得ている。前年度調査のＢ処理場では活性汚泥混合液のＳＶＩが300である。仮にＭＬＳＳ濃度を1500mg/lとし沈殿池流入後の撹拌混合が無視できると仮定すると、この汚泥は３０分後には流入時の４５％の容積になり、ホッパー容量がこれより大きく、返送率が45%以上であれば池の中央部への汚泥界面の進出は生じないと思われる。従って、このような沈降性の悪い汚泥を効率よく沈殿分離させるためには、汚泥ホッパーの容量や流入部付近の池の構造について抜本的な改良が必要であることが予想される。また、密度差に基づく流れの実態について更に調査を行い、これを制御して実滞留時間を確保することについても検討を加えることが沈殿効率を高める上で重要であると考えられる。来年度以降、このような点を踏まえて、模型実験を中心に必要に応じて実態調査を加えて調査を実施して行く予定である。

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　高橋　正宏
研究員　南山　瑞彦

１．はじめに

都市部における下水道の普及にともない、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。

小規模な処理場とは、処理の対象となる人口が比較的少ない処理場または計画流入水量が比較的少ない処理場である。「小規模下水道計画・設計指針（案）」[1]では、２戸以上、5,000人未満の集落に適用できる規模としている。また、「下水道維持管理指針」[2]では、計画処理人口がおおむね10,000人以下の下水道施設としている。一般に、小規模な下水道で採用される処理方法には、運転管理が簡易で、運転費用が安価であることが要求される。運転管理・運転費用に関しては、小規模処理場に限られた要件とは言い難いが、小規模処理場を有する自治体にとっては、専門技術者の確保が困難であるため、特に簡易な運転管理が求められる。小規模な処理場において高度な処理を行う場合にも、処理の安定性、簡易な運転管理、建設・運転費用が安価であることが求められる。しかしながら、従来の高度処理技術は、微生物の管理や薬品、水質の監視等、比較的熟練した技術者が常駐管理する必要があり、小規模施設にそのまま適用し、安定した処理水質を得ることは困難であると思われる。小規模処理場は、小規模であるが故に、比較的大規模な処理場では使用が困難な処理法の採用が可能となる場合があり、積極的な新技術の開発・導入が必要であると考えられる。

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。

２．平成３年度の調査

平成３年度は、りん除去に関しては、二次処理水を安価な吸着剤を用いて高速処理する手法の調査、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・脱窒運転のための条件を得るための調査を開始した。

2.1　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

2.1.1　調査内容

建設廃材は、建築物の建て替え等により増加する傾向にあり、その適切な再利用方法が検討さ

れている。建設廃材の内、コンクリート廃材の排出量は、昭和63年度の東京圏（一都三県）で年間約760万トン（推計）であり、その内42%（推計）が再生利用されている（土木研究所の調査より）。再生利用方法としては、敷石、床固め材、コンクリート用骨材等としての利用が主に挙げられる[3]。下水道分野においても、下水汚泥の脱水助剤としての利用の可能性等、石灰の代替物としてのコンクリート廃材の再利用方法が検討されている[4]。

一般にコンクリート中にはセメントが10～17wt%程度[5]含まれている。セメントの構成要素はカルシウム、けい素、アルミニウムおよび鉄の酸化物である（普通ポルトランドセメントの化学成分の例、CaO:63.8%、SiO_2:21.8%、Al_2O_3:5.1%、Fe_2O_3:3.0%）[6]。これらの中には、水処理分野において、凝集剤等として用いられる物質が含まれている。コンクリート中にも存在することが知られている水酸化カルシウムは、りんを含む水に添加されると、pHの上昇とともに、難溶性の化合物（ヒドロキシアパタイト等）となる。代表的な反応の一つを以下に示す。

$$5Ca^{2+}+4OH^-+3HPO_4^-\rightarrow Ca_5(OH)(PO_4)_3\downarrow+3H_2O$$

この反応は、石灰凝集沈殿法、晶析脱りん法等、水中からのりん除去を行う場合に用いられる[7]。また、アルミニウムイオンや鉄イオンもりん酸と反応し沈殿を生成するため、水中からのりん除去を行う場合に用いられる[7]。さらに、アルミニウムの酸化物である活性アルミナは、水中のりんを吸着する能力を持っている[8]。これらの反応は適正pH域等がそれぞれ異なるため、同時に起こることはないが、いずれかの反応によりりん除去（吸着または沈殿による除去）が可能であろうことが予想される。

コンクリート廃材は1,500～2,000円/トンとされていることから、安価なりん除去剤としての利用が可能であると考えられる。ただし、大気中に長くさらされたセメントでは、水酸化カルシウムが大気成分の一つである二酸化炭素との反応により、中性化している場合がある[9]。

$$Ca(OH)_2+CO_2\rightarrow CaCO_3+H_2O$$

また、その使用環境によっては、セメント構成成分が、酸、塩等により変質している場合がある[10]。したがって、水酸化カルシウムを用いたりん除去と、コンクリート廃材を用いたりん除去の間で相違点が出る可能性が高い。また、石灰から供給される水酸化物イオンは、排水中に存在するアルカリ度の原因となる物質（炭酸水素イオン等）と反応する[7]。

$$Ca^{2+}+OH^-+HCO_3^-\rightarrow CaCO_3\downarrow+H_2O$$

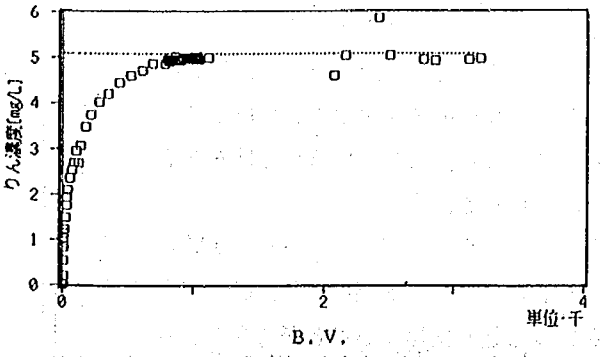
水酸化カルシウムとりん酸との反応は高pH域で進むが、炭酸化反応により、排水のpH上昇が抑えられることとなる。したがって、処理のために必要となるpHに調整するために、余分の水酸化カルシウムの添加が必要となる。また、炭酸化反応により、カルシウム自体も消費される。炭酸水素イオンは、アルミニウムイオン及び鉄イオンとも反応する[7]。この反応により、アルミニウムイオン及び鉄イオンが消費される。コンクリート廃材を用いたりん除去においては、炭酸イオンによる妨害に関する検討も必要である。

本年度は、コンクリート廃材によるりん除去の可否に関する確認を行うために、カラム実験およびバッチ実験を行った。

2.1.2　調査結果

<u>カラム実験</u>　コンクリート廃材の持つりん除去能力を把握するための連続カラム実験を行った。実験に用いた試料は、コンクリート廃材中間処理場（K社,埼玉県）のストックヤードから採取した再生砂（0～7mm）をふるい分けた後、蒸留水で洗浄したものである。この試料に関しては、示差熱分析において脱炭酸ピークが現れていなかったため、中性化が進んでいなかったものと考えられる[6]。また原水は、K_2HPO_4を5.0mg-P/Lとなるように秤量し、蒸留水に溶解したもの用いた。りん濃度は、検水をろ過（ガラス繊維ろ紙,粒子保持能1.0μm）した後、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法によりもとめた。

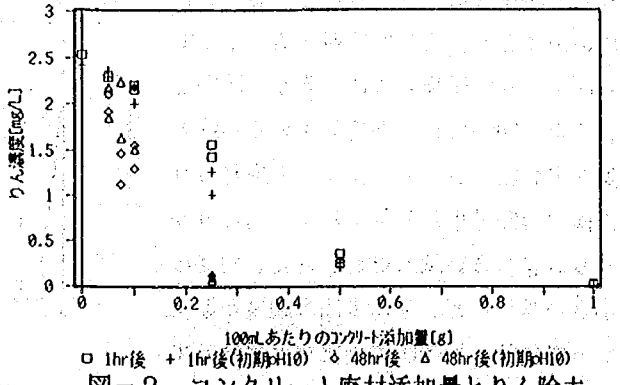
実験は、内径約7.6mmのガラスカラムに、ふるい目0.5mm上、0.84mm下（以下、粒径0.5～0.84と表記する）の試料12gを充填して行った。原水の流量は2.4mL／分とした。図-1にカラム流出水中のりん濃度変化を示す。B.V.とは粒子層容積に対する累積通水容量の比であり、（累積通水容量）／（粒子層容積）で得られる値である。図より、約1,000B.V.でりんの除去ができなくなっていることがわかる。破過曲線からは、コンクリート廃材によるりん除去量が、1,000B.V.までで約8.8mg（約0.73mg-P/g-充填）であることがわかる。なお、実験期間中の流出水のpHは、8.5～9.5であった。



図－1　りん酸濃度経時変化（カラム実験）

<u>バッチ実験</u>　20℃恒温条件下でバッチ実験を行った。コンクリート廃材としては、市販の園芸用コンクリートブロックを破砕した後ふるい分け、蒸留水で洗浄したものを使用した。また原水は、KH_2PO_4を2.5mg-P/Lとなるように秤量し、蒸留水に溶解したもの用いた。りん濃度は、検水をろ過（ガラス繊維ろ紙,粒子保持能1.0μm）した後、モリブデン青（塩化すず(Ⅱ)）吸光光度法によりもとめた。

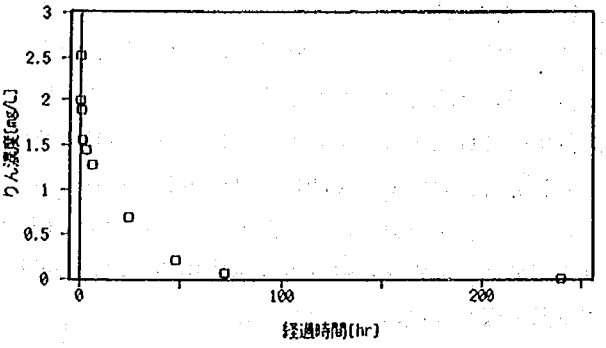
実験を行うための試料量を把握するため、りん溶液100mLに対するコンクリート廃材添加量をパラメータとした実験を行った。反応1時間後及び48時間後のりん濃度を図-2に示す。添加試料量に比例したりん除去が行われている。pHの影響を調べるため、初期pH未調整のりん溶液と初期pHを10に調製したりん溶液を用いた場合のりん除去を比較したところ、あまり大きな差は見られなかった。



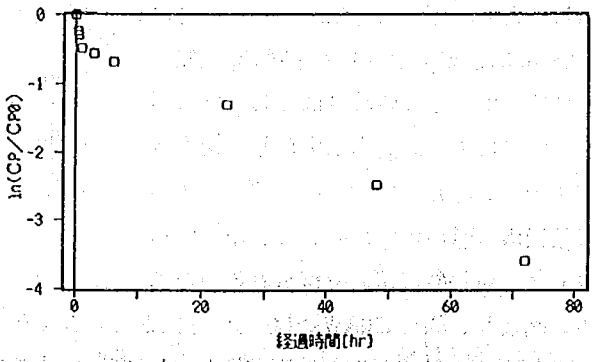
図－2　コンクリート廃材添加量とりん除去

りん溶液100mLに、0.25gのコンクリート廃材を添加した場合の、りん濃度の経時変化を図-3に示す。使用したコンクリート廃材は、粒径0.105～0.25の試料である。また、初期pHは10に調製した。実験中のpHは10程度で、あまり大きな変化を示さなかった。りんの除去反応が、りん濃度

に関する一次反応であるとすると、りん濃度をC_P、りんの初期濃度をC_{P0}、経過時間をtとおくとき、$\ln(C_P/C_{P0})-t$のグラフは直線となる。図-4に示すとおり、今回の実験結果は実験開始後1時間を結節とした二本の直線となる。これは、りん濃度の一次反応であるという仮定に則る限りにおいては、りんの除去機構が反応時間約1時間で終了する速い反応と、それ以後顕在化する遅い反応のふたつの反応に由来している可能性があると考えられる。

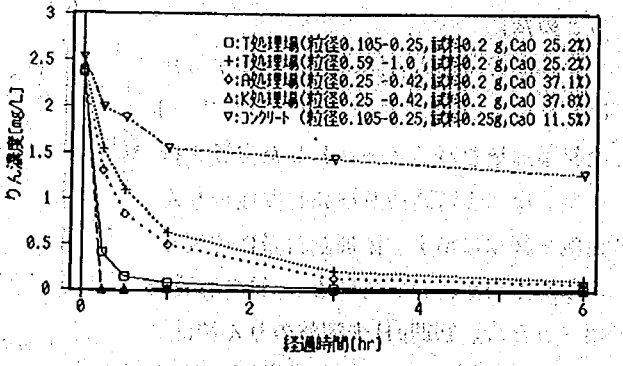


図－３　りん酸濃度経時変化（バッチ実験）



図－４　りん酸濃度経時変化（一次反応を仮定）

考　察　カラム実験及びバッチ実験により、コンクリート廃材がりん除去能力を持つことを確認することができた。しかし、りん除去の機構は確認できていない。りん除去機構として考えられるのは、液相側からの移動の後、固液界面において反応する、①カルシウムに由来する吸着・晶析、②活性化アルミナに由来する吸着、および、固相側からの移動の後、液相において反応する、③カルシウムの溶出に由来する沈殿、④金属イオンの溶出に由来する沈殿等の機構が考えられる。りん除去反応が高pH域で起こっていることから、②、④の可能性は低いと考えられる。コンクリート廃材を用いたりん除去が、カルシウムとりんとの反応によっているとすると、試料が含有するカルシウム量が、りん除去に対してある程度の影響を与える可能性がある。そこで、石灰系下水汚泥焼却灰によるりん除去を試みた。図-5に石灰系焼却灰のりん除去速度実験結果を、コンクリート廃材のりん除去実験結果とともに示す。添加カルシウム量の多い試料ほど、また、粒径の小さい試料ほど、りんの除去速度が速くなっている。平衡論的な実験とはなっていないためカルシウムの量とりん除去量の関係を示すことはできないが、速度に関する限りは、添加カルシウム量がりん除去速度決定の主因子であるように思われる。



図－５　石灰系焼却灰によるりん酸除去

コンクリート廃材と同様に比較的安価なりん除去材であると考えられる土壌の場合、測定方法に違いがあるため単純な比較は危険であるが、りんの除去量は概ね今回の結果より一桁高い値を

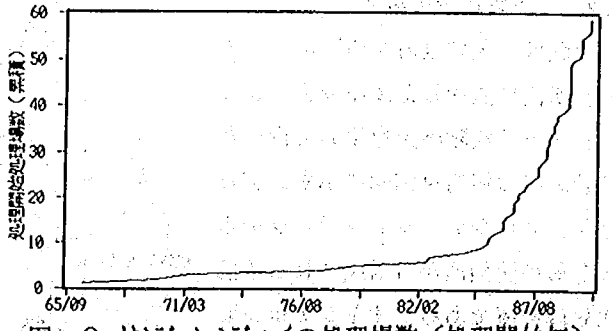
示している[11]。ただし、土壌の場合、その構成成分によってりん除去能力に大きな差があるのに対し、コンクリート廃材は、セメントの中性化を除き、大きな能力差はないものと考えられる点で有利であると思われる。単純に、りん除去量0.73[mg-P/g-充填]という数値を利用し、平衡論および速度論を無視して、りん除去に必要となるコンクリート廃材容量を概算する。5,000人規模の処理場で、家庭汚水量を300L/人・日[12]とし、処理水中のりん濃度を2.5mg-P/Lとすると、りんの負荷量は3,750g-P/日となることから、コンクリート廃材の必要量は約5.1kg/日となる。コンクリートのかさ比重にカラム実験時の1.2kg/Lという値を用いると、1年で1.6m^{3}必要となる。実際には、平衡および速度に基づく考察が必要であり、この数値よりも多くの量を要することとなる。コンクリート廃材によるりん除去への炭酸の妨害に関する考察も必要である。なお、コンクリート廃材を用いたりん除去は、生物処理の後に行うこととなるであろうことから、放流水のpHの上昇に対処する必要がある。また、反応後のコンクリート廃材の処分に関しては、一般のコンクリート廃材の処分と同様、解決すべき問題点が多いと考えられる。

2.2 オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

2.2.1 調査内容

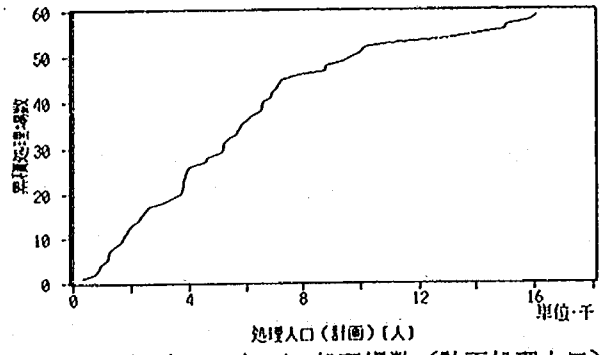
オキシデーションディッチ（酸化溝）は、円形、楕円形等の形状をした無終端水路を活性汚泥反応槽として用いる二次処理施設である。一般に、オキシデーションディッチ法では最初沈殿池を設けず、回分式運転の場合は最終沈殿池も設けない。また、酸素供給及び活性汚泥の無終端水路内循環を機械式曝気装置によって行う。機械式曝気装置としては、横軸型機械式、縦軸型機械式、軸流ポンプ式、スクリュー式等が挙げられる。オキシデーションディッチ法は、BOD-SS負荷を0.03～0.07kg-BOD/kg-MLSS・日程度、ディッチ内ＭＬＳＳを3,000～5,000mg/L程度、汚泥日令を15～30日程度として運転されることが多い[13]。したがって、運転面からは長時間曝気法に相当する。

オキシデーションディッチ法は、近年、比較的小規模な処理場に多く採用されている処理法の一つである。「下水道統計」[14]に基づき、処理開始年とオキシデーションディッチ法の処理場数（累積）を図-6に示す。昭和41年(1966年)の湯元下水終末処理場（日光市）の処理開始以来、オキシデーションディッチ法を用いた処理場は平成元年度末で北海道等全国59ヶ所にのぼる。特に、昭和60年(1985年)以降急激な増加を示している。また、農業集落排水事業等に関する資料[15]によると、昭和63年度までに、北海道、滋賀県等21地区でのオキシデーションディッチによる処理が採択されている。また、計画処理人口と処理場数（累積）を図-7に示す。小規模処理場を処理人口5,000人未満の処理場とすると、オキシデーションディッチ法の処理場の約半数が小規模処理場に分類される。また、小規模処理場全国79ヶ所中、28ヶ所がオキシデーションディッチ法を



図－６ ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁの処理場数（処理開始年）

採用していることになる。このように小規模処理場においてオキシデーションディッチ法が多く取り入れられている理由は、オキシデーションディッチ法が比較的面積を必要とする反面、流入水量、水質の変動に対しては比較的寛容であり、汚泥発生量が比較的少なく、維持管理が比較的簡易であるため、小規模処理場の要件にかなうと考えられていることに由来している。

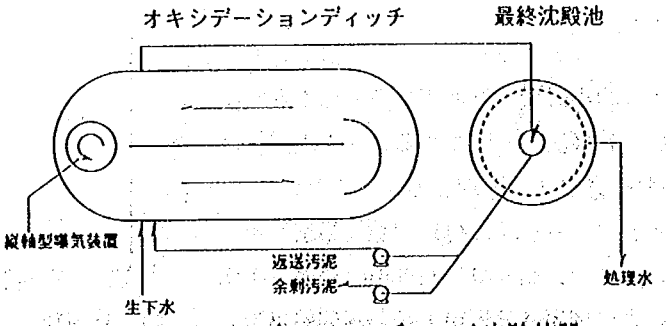


図－７ ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁの処理場数（計画処理人口）

一般に、オキシデーションディッチ法を用いた処理場において、比較的容易に行うことが可能である高度処理は、曝気装置の間欠運転、又は曝気量制限運転による、生物学的窒素除去である。生物学的窒素除去法とは、微生物を用い、アンモニア性の窒素を硝酸性の窒素へと変換（硝化過程）させ、さらに硝酸性の窒素を不活性な窒素ガスにまで変換（脱窒過程）することにより、水中から窒素を除去させる方法である。オキシデーションディッチ法は汚泥滞留時間（ＳＲＴ）の長い運転を行うことが多いため、硝化細菌（アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）を保持し易い。そのため、硝化反応には有利である。また、曝気装置の制限運転により、比較的容易に無酸素状態を作り出す事ができる。すでに、実処理場においても曝気装置の間欠運転による窒素除去が試みられている[16]。本調査は、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生物学的窒素除去運転を行うための条件を得ることを目的とし、制限曝気時の硝化能力、汚泥ため込み運転時の問題点抽出及び脱窒能力を把握するため、調査を開始した。

2.2.2 実験施設の概要

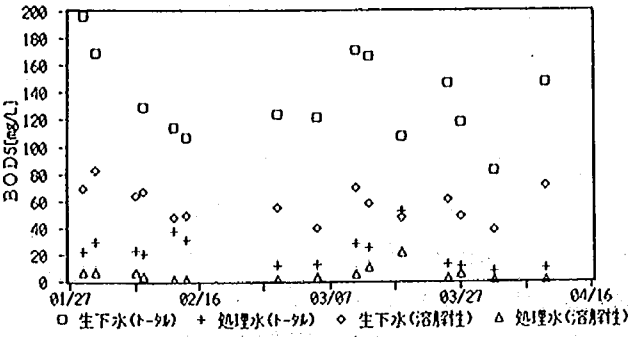
実験は、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所内に設置したオキシデーションディッチ実験施設を用いて行った。実験施設の概略を図-8に示す。実験施設はオキシデーションディッチ本体と最終沈殿池から構成される連続式処理装置である。オキシデーションディッチは、鋼板製であり、長さ8.7m、幅３mの直線水路２本を、半径３mの半円形水路２本で接続している。一方の半円形水路には縦軸型機械式曝気装置が据えられており、もう一方には整流用のコーナーガイドが設置されている。流出口は越流式となっており、水深を調節することができる。流入水及び返送汚泥は曝気装置の下流側に流入し、最終沈殿池へ向かう流出水は曝気装置上流側から越流する。最終沈殿池は直径５m、水深２mの中央流入型円形沈殿池である。



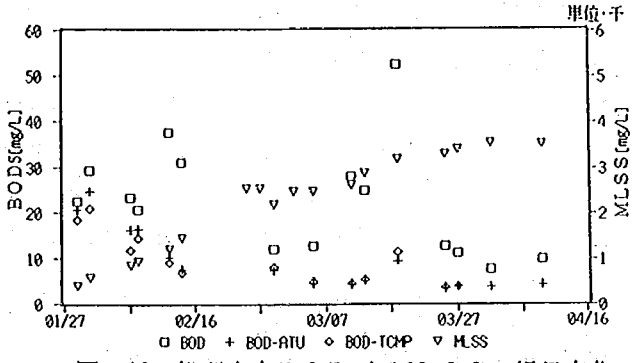
図－８ オキシデーションディッチ実験施設

2.2.3　調査

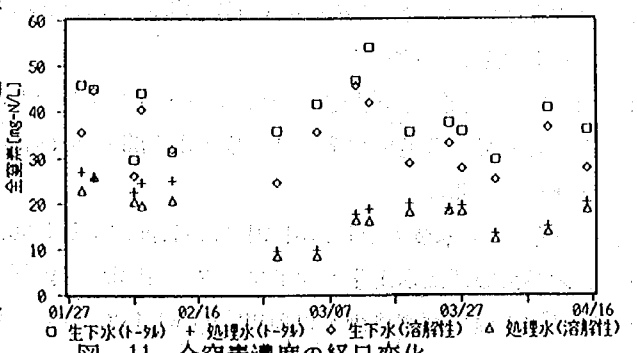
３年度は、活性汚泥の馴致を行った。実験施設への流入水には、馴致初期の一時期を除いて、上記下水道事務所が管理する処理場から供給される生下水を使用した。また、オキシデーションディッチは水深2.7m（容量216m³）の設定で使用した。生下水の流入量は、流入ポンプが停止しない限り、200m³／日とした。また、期間中、汚泥の引き抜きは行わず、汚泥返送率は50～75％とした。初期は上記処理場の最初沈殿池流出水を曝気し、ＭＬＳＳを200とした後、生下水を投入し（１月27日）、馴致を開始した。図-9,10に馴致期間中のＢＯＤ$_5$、ＭＬＳＳの推移を示す。処理水に関してはN-ｱﾘﾙﾁｵ尿素（ＡＴＵ）、2-ｸﾛﾛ-6-(ﾄﾘｸﾛﾛﾒﾁﾙ)ﾋﾟﾘｼﾞﾝ（ＴＣＭＰ）を添加した場合のＢＯＤ$_5$も図示した。生下水投入開始後約２週間でＭＬＳＳは1,000mg/Lを越え、硝化抑制ＢＯＤが安定的に10以下となった。また、ＡＴＵを用いた場合とＴＣＭＰを用いた場合では、ほとんど同程度の値を示した。馴致期間中の窒素濃度、処理水中の窒素の形態別濃度、およびりん濃度をそれぞれ、図-11～13に示す。処理水中の窒素濃度は生下水投入後約１ヶ月以降13～20mg-N/Lとなり、ある程度の窒素除去が行われていた。この現象は硝化・脱窒速度の均衡がとれたことによる現象である可能性があり、今後、実験に基づく確認を要すると考えられる。また、生下水投入後約２ヶ月以降、アンモニア性窒素濃度が減少し、硝酸性窒素が主となった。これは、硝化細菌の増殖およびオキシデーションディッチ内



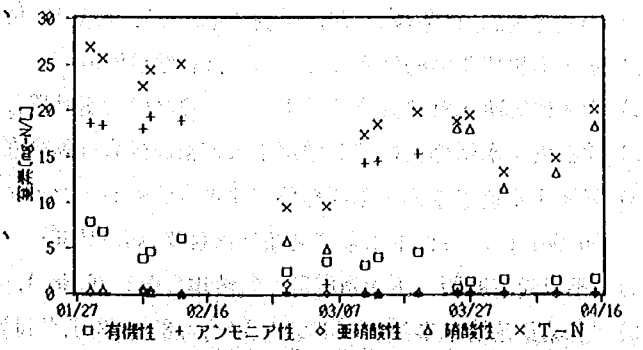
図－９　ＢＯＤ$_5$の経日変化



図－10　処理水中ＢＯＤ$_5$とＭＬＳＳの経日変化

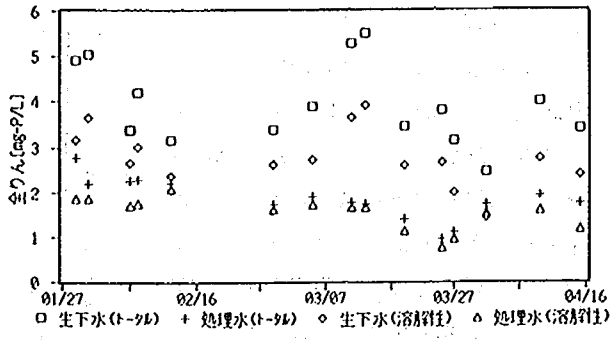


図－11　全窒素濃度の経日変化



図－12　処理水中形態別窒素濃度の経日変化

の水温が15℃以上となったことの二点に原因があると思われる。



図－13　全りん濃度の経日変化

3．まとめ

小規模下水道の処理施設は、維持管理の簡素化を主目的とした処理技術が採用されることが多く、その地域の持つ特性に応じた高度処理技術の確立が求められている。3年度は、安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査及びオキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査を開始した。

安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

○　りん濃度5.0mg-P/Lの溶液を用いたカラム実験を行ったところ、コンクリート廃材によるりん除去量は、1,000B.V.までで約0.73[mg-P/g-充填]であった。

オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

○　硝化・脱窒速度の均衡がとれることにより、間欠運転を必要としない窒素除去の可能性が示唆された。

参考文献

1）"小規模下水道計画・設計指針（案）", p.4, 日本下水道協会(1984)

2）建設省・厚生省監修:"下水道維持管理指針　ポンプ場・処理場施設編　1991年度版", p.633, 日本下水道協会(1991)

3）福士勲, 飛坂基夫, 高橋泰一:セメント・コンクリート, No.480, Feb., 10(1987)

4）土木研究所下水道部:"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No.3030, pp.61-83(1991)

5）小林茂敏:土木技術資料, Vol.31, No.11, pp.16-17(1989)

6）土木学会編:"土木工学ハンドブック　第四版", pp.160-167, 技報堂(1989)

7）栗林宗人編:"高度処理と再利用", pp.64-117, 山海堂(1989)

8）浦野紘平:水質汚濁研究, 11, 623(1988)

9）和泉意登志, 喜多達夫, 前田照信:"中性化", pp.1-19, 技報堂(1986)

10）水上国男:"化学的腐食", pp.9-45, 技報堂(1986)

11）土木研究所水質研究室:"下水二次処理水の土壌処理", 土木研究所資料No.2231, pp.20-28(1986)

12）建設省下水道部監修:"流域別下水道整備総合計画調査指針と解説", p.31, 日本下水道協会(1990)

13）日本下水道事業団技術開発部:"オキシデーションディッチ法の技術資料", 技術開発部技術資料60-007, pp.1-11, 下水道事業団業務普及協会(1986)

14）"平成元年度版　下水道統計　行政編", Vol.46, No.1, pp.238-303, 日本下水道協会(1991)

15）"農業集落排水事業ハンドブック", pp.87-123, 公共投資ジャーナル(1990)

16）中島里司, 大椋広昭, 南山晴一:第26回下水道研究発表会講演集, p.190, 日本下水道協会(1989)

９．下水汚泥のエネルギー利用に関する調査

汚泥研究室　室　長　佐藤和明
研究員　落　修一
研究員　水落元之

１．調査の目的と必要性

日本は世界最大のエネルギー輸入大国であり、かつエネルギー多消費型国家である。しかし日本は国内にエネルギー資源をほとんど有しないことから日本のエネルギーは外的要因、特に産油国の影響を受け易い。つまり日本の最大のアキレス腱はエネルギーの供給問題であり、この負担を少しでも軽くするためには、今後社会システムの一層の省エネルギー化及び未利用エネルギーの有効利用を推進していく必要がある。

下水汚泥の成分の約70%は有機物であり、多くのエネルギーを保有しているが、そのエネルギー価値は汚泥自身が受ける処理プロセスの違いにより変化することから、汚泥のエネルギー利用を考える上ではエネルギーの取り出し形態が非常に重要である。下水汚泥発生量は今後下水道の普及にともなって増加してくるものと考えられる。したがって、下水道における有力なエネルギー資源である汚泥の多面的な利用を推進していく必要がある。

下水汚泥のエネルギー利用を大別すると以下の3点となる。

（１）消化ガスの利用
（２）汚泥焼却等の熱プロセスでの熱の有効利用
（３）有機肥料としての利用

（１）、（２）は汚泥を燃料として考え、汚泥内に有機物として蓄えられた内部エネルギーの熱エネルギーとしての利用である。特に（２）はプロセス全体での熱の有効配分による利用である。（３）は汚泥内の有機物を生物の有機体の生産材料に利用するもので広い意味でのエネルギー利用と考えられ、物質循環の観点からも非常に重要である。

２．平成２年度の調査概要

平成２年度は、汚泥のエネルギー利用を検討していく上での前提として、既存の下水処理場の汚泥処理プロセスについて、エネルギーの消費状況及び濃縮、脱水等の単位プロセスに投入されるエネルギーと処理にともなう汚泥の保有するエネルギーの変化について検討し、以下の点が明らかになった。た。

（１）固形物収支には明確な季節変動が認められなかった。
（２）処理汚泥量あたりのエネルギー消費量には投入される汚泥の種別あるいは処理方式による差

異が認められた。

（3）汚泥処理プロセスに投入される電力について有効発熱量との関係について評価した結果、既存の脱水プロセスの範囲で機械的な水分除去が熱的除去に比較して明らかに有利であった。

（4）消化ガス発電において、プロセスに投入されるエネルギーと発電量の関係は消化タンクの投入汚泥量あたりのガス発生量と外気温に影響されていると考えられた。

3．平成3年度の調査結果

3．1　汚泥の発熱量と下水処理プロセスのエネルギー収支に関する調査

3．1．1　調査目的

下水汚泥の発熱量については、脱水汚泥についてはかなり研究が進められてきているが、脱水に至る濃縮・消化プロセスから出てくる汚泥を一連のものとして測定した例がなく、また経月変化が検討された例が少ない。そこで本研究では、3ヶ所の下水処理場について濃縮・消化等の処理プロセス別の汚泥の発熱量と汚泥の主要構成成分である炭素(C)、水素(H)、窒素(N)、酸素(O)の含有率および強熱減量(VS)との関係について検討した。さらに、実測された発熱量から下水および汚泥が保有する化学エネルギーを求め、電気エネルギー等を包含した下水処理プロセスにおけるエネルギーの収支を検討した。

3．1．2　調査方法

調査を行った処理場およびその概要を表1に示す。

表1　調査対象処理場の概要

	S処理場	K処理場	Y処理場
排除方式	分流式	分流式(一部合流)	分流式
処理方式	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
晴天時日平均下水量	44,801m³(1990年)	34,877m³(1989年)	32,097m³(1990年)
流入BOD (mg/l)	180	171	334
流入SS (mg/l)	190	128	229
汚泥処理フロー	濃縮→消化→脱水	濃縮→消化→脱水→焼却	濃縮→消化→脱水
濃縮	混合重力	混合重力	初沈：重力 余剰：遠心
消化(温度、日数)	35℃、30日	30℃、30日	37℃、28日
脱水機（凝集剤）	ベルトプレス(高分子)	遠心(高分子)	フィルタープレス(無機)
焼却炉		多段炉	

3処理場ともほぼ同規模であり、下水の処理方式も同じであるが、K処理場では一部を生物学的脱窒・脱リン法で処理している。またY処理場の流入負荷が他と比較して非常に高くなっている。汚泥処理はいずれも嫌気性消化を行っており、K処理場では焼却を行っている。濃縮、消化、脱水汚泥は月に1回採取し、蒸発乾固後、微粉砕して分析用試料とした。発熱量は自動ボンブ熱量計（島津社製）で、C・H・N・Oの各元素は元素分析計（カルロエルバ社製）で分析した。またVSは下水試験方法によって分析した。

下水処理プロセスのエネルギー収支は上記の分析結果をもとに各処理場の1990年度の運転および水質に関する日報等から必要なデータを抽出し、1990年度の平均として求めた。収支を求めるにあたって流入下水等の分析も月別ではないが汚泥と同様に行った。

3．1．3　調査結果

3．1．3．1　汚泥の発熱量と成分の関係

図1にY処理場の各汚泥のVS割合およびVS当たりの高位発熱量の経月変化を示す。

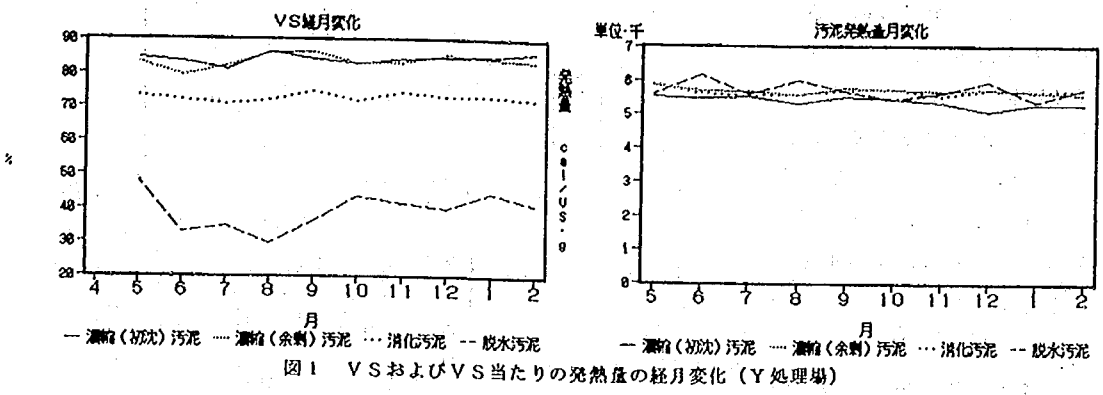


図1　ＶＳおよびＶＳ当たりの発熱量の経月変化（Ｙ処理場）

一般的にVS割合は夏期に低く、冬期に高くなる傾向があるといわれているが、今回の測定からはこのような傾向は認められなかった。VS当たりの高位発熱量の汚泥種による差異および経月変化も認められなかった。また他の処理場についても同様な結果が得られた。Y処理場では初沈汚泥と余剰汚泥を独立に濃縮しているためにそれぞれについて分析したが、図1からも分かるように余剰汚泥のVS当たりの発熱量が初沈汚泥の発熱量より常に6%程度高い傾向を示している。これは両者の元素成分の構成割合の違いに起因すると考えられる。表2に両者のVSに占める元素成分比の平均値を示す。初沈汚泥では余剰汚泥に比較してOの割合が大きく、余剰汚泥ではその分、NとCの割合が高くなっている。固体の発熱量と元素成分比の関係は以下に示すDulongの式で表される。

表2　初沈汚泥と余剰汚泥の元素成分比(%)

	C	H	N	O
初沈汚泥	49.1	7.1	5.1	38.6
余剰汚泥	50.8	7.6	9.8	31.8

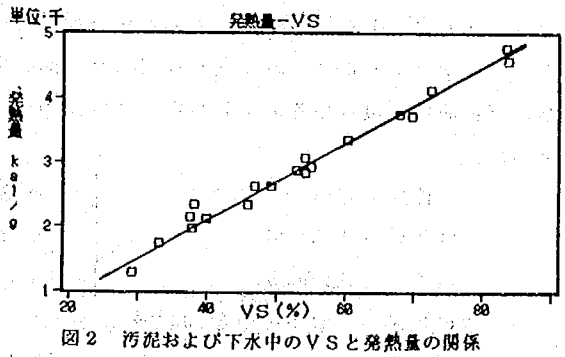


図2　汚泥および下水中のＶＳと発熱量の関係

$$H=8100C+34250(H-O/8)+2250S$$

ここでNは発熱量に関係せず、Cは増大方向にOは減少方向に作用することからY処理場の余剰汚泥と初沈汚泥の発熱量の差異は主としてOの存在割合の差によるものと考えられる。図2に今回調査した3カ所の処理場のすべての汚泥、流入下水、初沈流入水、エアタン流入水の高位発熱量とVSの関係を示す。下水を含めて非常に良い相関関係が存在している。

3．1．3．2　下水処理プロセスのエネルギー収支

上記の発熱量の測定結果をもとにそれぞれの処理場の1990年度の処理実績からエネルギー収支を検討した。田井[1]は活性汚泥法のエネルギーの流れをエクセルギーの流れとして検討している。エ

クセルギーとは、あるエネルギーから取り出すことのできる力学的仕事量に相当するものである。エネルギーを仕事に変換する場合の変換率は、エネルギーの種類によって異なり、化学エネルギー、電気エネルギーは、質が高いエネルギーで、熱エネルギーは、質の低いエネルギーである。こういったエネルギーの質を考慮したエクセルギーを用いることで、エネルギーを同列に比較することができる。田井は処理場に流入する下水中に含まれる有機物のみに注目し、これを一種の固体燃料と考え、この化学エクセルギーが水処理プロセスでどのように消費されていくかを調べているが、今回は同様な考え方で汚泥処理プロセスを含めて化学エクセルギーの収支を検討した。図3にK処理場の収支の例を示す。ここで固体燃料、液体燃料（重油）、電気の各エクセルギーは以下のRantの近似式より求めた。

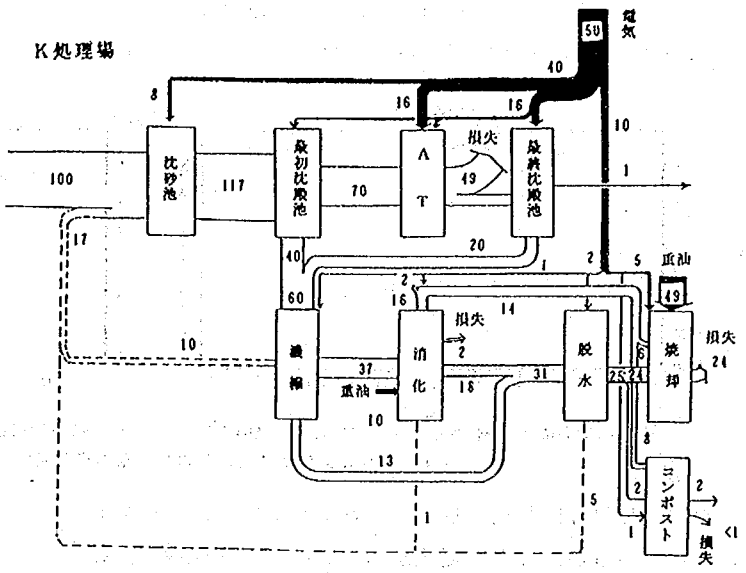


図3　下水処理のエクセルギー収支（K処理場）

固体燃料=Hl+rw

液体燃料=0.975Hh

電気　　=Elcos 0

Hl：低位発熱量　　r：水の蒸発熱
w：水分含有率　　Hh：高位発熱量
El：電力量

流入水の化学エクセルギーを100とし、エアレーションタンク等で化学エネルギーが他のエネルギーに変換される場所では、化学エクセルギーの減少分を損失として表している。K処理場の場合、流入した化学エクセルギーはエアレーションタンク、消化タンク、焼却炉で消費されている。

ここで、水に担われた位置、運動、熱のエクセルギーを無視し、処理に投入された電気および重油のエクセルギーおよび有機物質のエクセルギーの流れから下水処理プロセスの熱力学的効率を以下の効率で検討した。表3に各処理場の効率を示す。

$$効率＝\frac{（処理場に流入する化学エクセルギー　－　流出する化学エクセルギー）}{投入エクセルギー}$$

処理場に流入する化学エクセルギーは、流入水の化学エクセルギーとし、流出する化学エクセルギーには、汚泥処理の最終生成物の化学エクセルギーも含むものとする。また、投入エクセルギーは、流入水の化学エクセルギーと処理のために使用された電気及び重油のエクセルギーを合わせたもので

ある。今回調査を行った処理場においては、処理場内に流入してきた下水の化学エクセルギーの３～５割が水処理の過程で消費されている。汚泥処理においては、化学エクセルギーの消費はあるものの、脱水汚泥中に、流入した化学エクセルギーの2～3割程度が残されている。いずれの処理場とも消化を行っており、発生した消化ガスのエクセルギーを処理に再投入しているため効率が高くなっている。消化を行っていないと仮定すると処理効率は　30～40％になると推測される。

表３　処理場の熱力学的効率

	投入ｴｸｾﾙｷﾞｰ(A)	流出ｴｸｾﾙｷﾞｰ(B)	100-(B)	効率(%)
S処理場	145 電(45) 重(<1)	35	65	44.8
K処理場	209 電(50) 重(59)	3	93	46.4
Y処理場	134 電(33) 重(1)	23	77	57.4

ここで下水処理プロセスの化学エクセルギーの収支を検討したが、エクセルギーによる評価が最も一般的に行われているのは熱プロセスにおける熱エクセルギーについてである。前述したようにエクセルギーとは、あるエネルギーから理論的・可逆的に取り出すことのできる最大の有用な力学的仕事に相当する量であり、熱エネルギーの場合、この割合を有効比といって、環境との温度差が大きいほど大きくなる。例えば、環境温度20℃の場合、800℃の比熱一定の物質の有効比は0.512であるが、250℃の場合は0.258と減少する。

S処理場では昨年の7月から焼却炉の運転が行われており、わが国の下水汚泥焼却炉では最も新しいものの一つと考えられることから、この評価を試みた。焼却炉の能力は50t/日で、方式は間接加熱式乾燥機付流動床式である。図4に焼却システムにおけるエクセルギー収支および熱量収支を示す。ここでは自燃焼却が達成されており脱水汚泥の化学エクセルギーおよび発熱量を100とした。

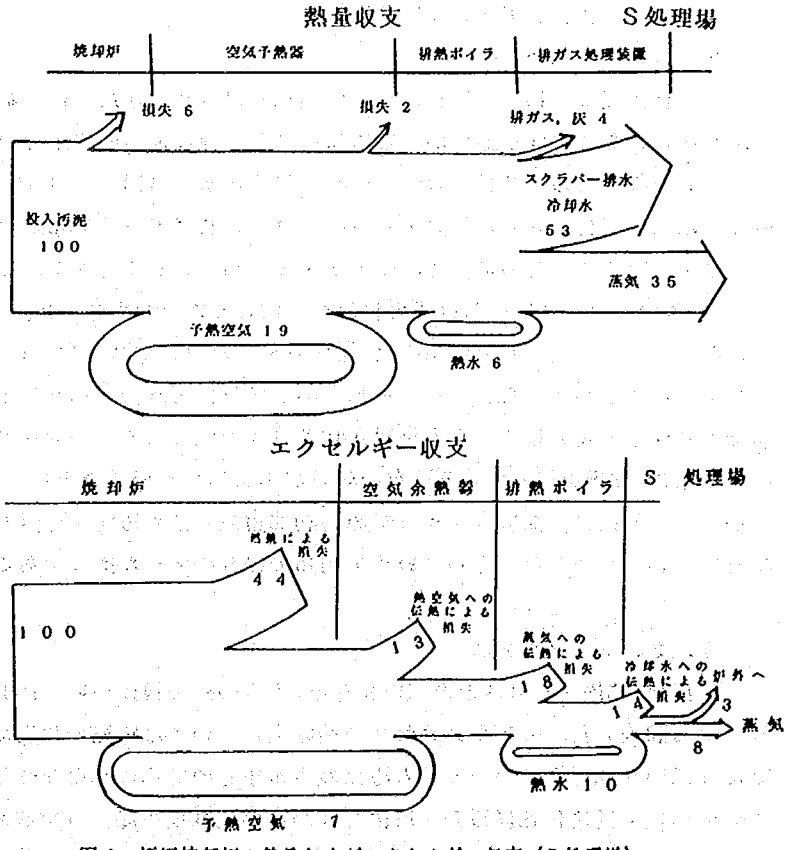


図４　汚泥焼却炉の熱量およびエクセルギー収支（S処理場）

焼却炉に流入するエクセルギーは、脱水汚泥の化学エクセルギーと予熱空気の持つ熱エクセルギーの和で、

1,758,565+129,595=1,888,160 (kcal/H)

となる。図4からわかるように燃焼によるエクセルギー損失が44.2%、予熱空気への伝熱によるエクセルギー損失が12.9%、蒸気への伝熱にともなうエクセ

ルギー損失が17.7%となっている。排熱ボイラにおいて蒸気に移るエクセルギーは143,282kcal/Hで、残りの300,880kcal/Hが、排ガスによって持ち出される。この排ガスは、排煙処理塔で冷却され、その際、冷却水への伝熱の損失が13.9%ある。熱量から収支をとっていくと、上記の条件で1時間当たり焼却炉に投入される脱水汚泥の燃焼熱は、 1,758,565 kcal/H

一方、焼却炉の外に持ち出される熱量は、凝縮水および冷却水による持ち出し熱量947,908 kcal/H、排ガスによる持ち出し熱量 39,790 kcal/H、灰による持ち出し熱量 16,419 kcal/H、
合計で 1,004,117 kcal/H となり、燃焼によって生じた熱量の約57%を排出している結果となったが、エクセルギーで計算すると焼却炉から捨てられるエクセルギーは、55,638 kcal/H であり、脱水汚泥の化学エクセルギーが 1,759,288 kcal/H であるから仕事として有効に使うことができず、捨てられるエクセルギーの割合は、3.2%となりエクセルギー的には非常に効率の良い運転が行われていることが分かる。つまりこの焼却炉での有効な排熱の利用方法は機械的なエネルギーの取り出しではなく、スクラバー排水の温熱の利用ということになる。またこの焼却システムでは、余剰蒸気が生じており、投入される脱水汚泥の化学エクセルギーの約2.5%に相当する。損失なく電気エネルギーに変換されたと仮定すると、実際に焼却炉に供給されている電力量約15%に相当する。

3．2　下水汚泥の消化乾燥に関する調査

3．2．1　調査目的

消化汚泥はこれまで肥料として緑農地利用されてきた実績があり、その評価も概ね良好である。しかし肥料の需要には季節性が非常に強いこと、緑農地への施用時の取扱性を考えると、消化汚泥を肥料として扱うためには長期の保存に耐え得る含水率（10～20%）にする乾燥操作が必要となる。この場合、嫌気性消化プロセスで発生する消化ガスを利用する加熱乾燥が一般的であり、消化ガスを利用し汚泥を肥料化するために、汚泥のエネルギー利用としても非常に重要である。しかし、これまでこの消化-乾燥プロセスは同じ緑農地利用を目的としたコンポスト化プロセスに比べ多くの検討がなされていない。この一因としては消化-乾燥プロセスがコンポスト化プロセスに比較し、非常に単純なプロセスであることが考えられるが、単純であるが故に再評価されるべきプロセスである。また、地球規模でのリサイクルの観点からも検討されるべき課題である。今回はこのような状況を踏まえて、まず第一に消化-乾燥を行っている既存の処理場の実態について調査し、次に窒素含有率の高い余剰汚泥を生かし、より高品質な製品を得るために初沈汚泥と余剰汚泥を分離して処理した場合のプロセスの熱収支について検討した。さらに緑農地利用の場合の大きな問題である臭気について調査した。

3．2．2　調査方法

消化-乾燥プロセスの方式の異なる2カ所の処理場について1990年度の運転状況について運転日報等から調査した。モデルプロセスの熱収支については汚泥の乾燥に関してわが国で最も実績のある直接熱風回転乾燥機について投入汚泥の含水率等の計算に必要な数値を代表値として与えて計算した。臭気については消化乾燥汚泥、消化を行わない生乾燥汚泥、コンポスト化汚泥について臭気強度と悪臭成分濃度を測定した。

3．2．3　調査結果

3．2．3．1　既設の消化-乾燥プロセスの調査

（1）調査対象処理場の概要

調査を行った処理場の概要を表4に示す。H処理場では発生汚泥の全量を消化-乾燥しており消化ガスを乾燥機の熱源に用いている。SA処理場では消化-乾燥-焼却の一連のシステムを採用している。消化タンクの加温を乾燥排熱で、乾燥を焼却炉の排熱で行っており、システム全体に必要な熱量を消化ガスおよび汚泥の熱量で賄っている。

表4　調査対象処理場の概要

	H処理場	SA処理場
排除方式	分流式	分流式
処理方式	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法
晴天時日平均下水量	12028m³/日	21089m³/日
汚泥処理		
濃縮：初沈汚泥	重力濃縮	
余剰汚泥	遠心濃縮	混合して重力濃縮
消化：消化温度	36℃	43℃
消化日数	34日	30日
加温方法	蒸気吹き込み	乾燥機排熱で連続加温
脱水：脱水機	ベルトプレス	遠心
凝集剤	高分子	高分子
乾燥：乾燥機	直接熱風回転	気流
脱臭方法	脱臭炉	焼却炉
入口、出口温度	700℃、200℃	420℃、115℃
焼却：焼却炉	― ― ―	無砂式流動床

3．2．3．2　消化-乾燥(焼却)プロセスの運転状況

図5に消化タンクへの投入汚泥量当たりの消化ガス発生倍率の経月変化を示す。H処理場では余剰汚泥を遠心濃縮しており、消化タンクへの投入汚泥は常に4%以上であり、消化ガスの発生倍率も18～26倍と非常に高倍率であった。反対にSA処理場では混合濃縮のため投入濃度が2%程度とそれほど高くはなく発生倍率も5～9倍程度にとどまっている。H市の投入VS当たりの発生量はVSの測定結果が不明のため、VS比を84%として図中に年平均値として示したが、0.58m³/kgVSと比較的高い値を示した。表5に処理汚泥量当たりの消費エネルギーを示す。SA処理場は消化-乾燥-焼却が一連のシステムのため両者を合わせて示した。

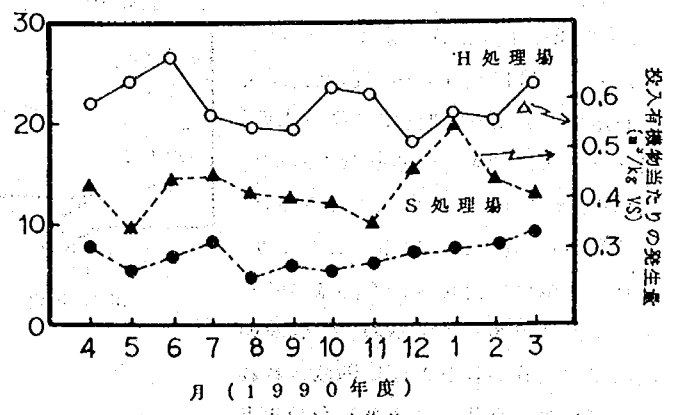


図5　消化ガスの発生倍率

表6　処理汚泥量当たりの消費エネルギー（電力kWh/DSt，A重油l/DSt，消化ガスm³/DSt）

処理ﾌﾟﾛｾｽ / ｴﾈﾙｷﾞｰ	濃縮	消化			脱水	乾燥（焼却）		
	電力	電力	A重油	消化ガス	電力	電力	A重油	消化ガス
H処理場	152	51.7	125	60.0	82.1	269	86.3	1020
SA処理場	40.8	119	0	0	420	906	0	604

乾燥機の熱的評価を乾燥に用いた実際の熱量と脱水汚泥からの水分の蒸発に必要な理論的な熱量の比である乾燥効率で表現できる。図6にH処理場の乾燥効率の経月変化を示す。

H処理場では脱臭炉を用いて脱臭を行っているが、脱臭炉へ供給される燃料と乾燥機へ供給される燃料の案分が明確でないため、ここでは脱臭炉への熱量を含めた形での効率を総合乾燥効率として示した。カタログ値で行けば真の乾燥効率は図に示した値の1.5倍程度となる。一定の割合で脱臭を行っているとして、夏期に効率が高くなる理由として気温および投入脱水汚泥のVS比の変化等が考えられるが不明である。

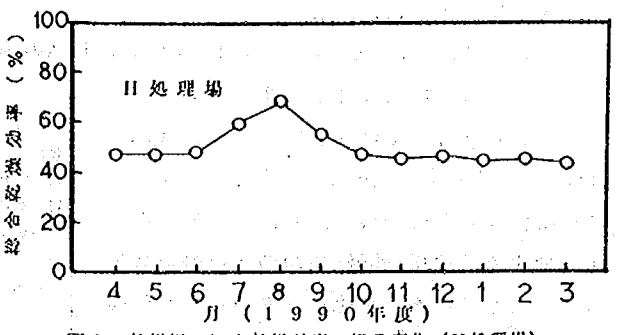


図6　乾燥機の総合乾燥効率の経月変化（H処理場）

図7にSA処理場、図8にH処理場の消化-乾燥プロセスの年平均の熱収支を示す。前述したようにH処理場では乾燥機と脱臭炉の燃料の配分が不明確なので、運転の温度条件から燃料の配分を決定し、図に示した。

H処理場のように乾燥までのプロセスにおいては脱臭は必須であり、脱臭炉を用いているH処理場では脱臭に乾燥プロセスに投入される熱量の32%が、消化-乾燥プロセスに投入される熱量の約27%が消費されている。ここではプロセス全体で消費される熱量の69%を消化ガスで賄っているので、脱臭の段階での消費熱量が大幅に削減されれば、プロセス全体の必要熱量を消化ガスで賄うことがほぼ可能である。SA処理場では焼却炉で脱臭を、脱水汚泥の水分の蒸発潜熱を含む乾燥排熱で消化タンクの加温を行っているために熱収支的には非常に優れた結果となっており、消化プロセスでそれほど高倍率でガスが発生していないにも関わらず余剰の消化ガスが生じている。H処理場では脱臭排ガスの持ち出し熱量が大きいが、これは排ガス中に比較的多量の水分が含まれており、排ガス温度を白

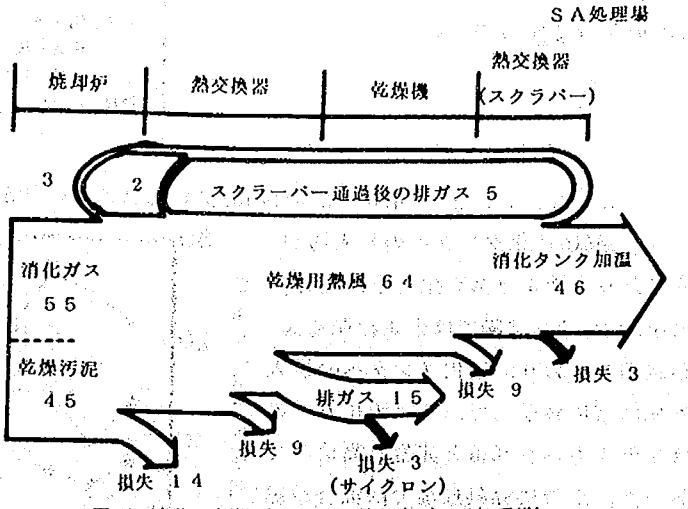


図7　消化－乾燥プロセスの熱収支（SA処理場）

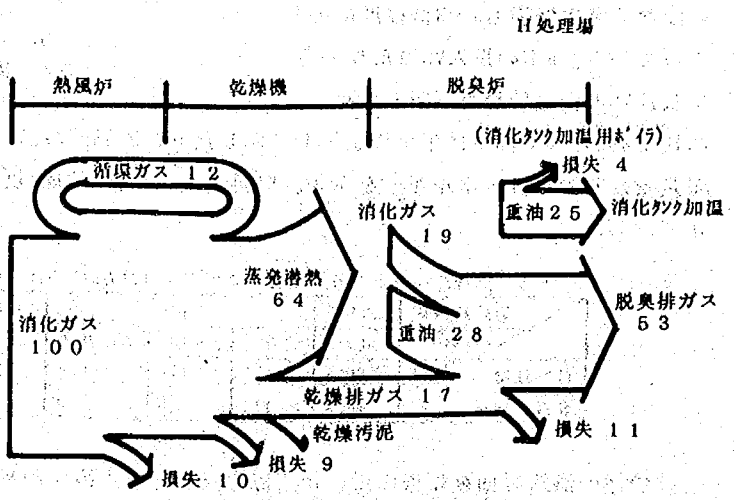
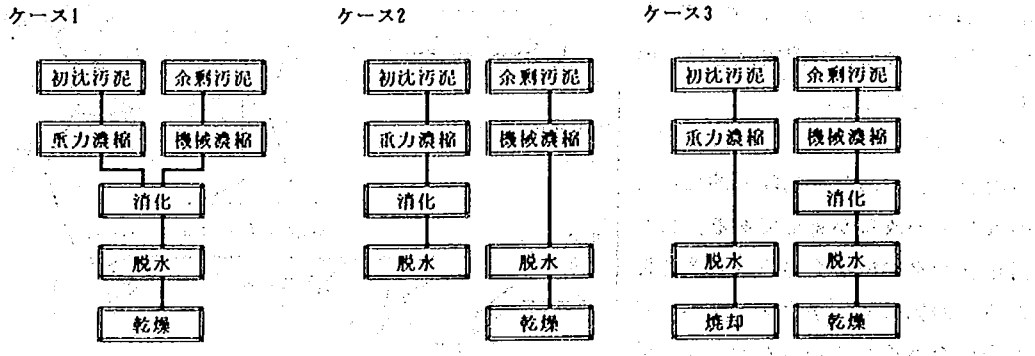


図8　消化－乾燥プロセスの熱収支（H処理場）

煙防止温度以下にできないためである。SA処理場では濃縮汚泥を媒体とした湿式スクラバーで排ガスを洗浄し、かつ汚泥の加温を行うためにこの段階で水分除去が行われているために白煙防止温度を低く設定することが可能で、持ち出し熱量も小さくなる。さらにこの部分で脱水汚泥の水分の蒸発潜熱が回収されている。SA処理場は消化-乾燥-焼却が一体となったシステムであり熱源として汚泥の熱量が投入されているが、この部分に汚泥を投入せずに余剰の消化ガスのみを投入すると全体に占める熱量の23%が不足する。つまり発生する消化ガスをすべて投入すると乾燥汚泥の約半分を取り出すことが可能である。

（2）モデルプロセスの熱収支

今後の消化-乾燥プロセスの高度化および乾燥汚泥の高品質化を目指すために以下の3ケースについて熱収支上のモデル計算を行った。



ケース1は従来の消化-乾燥プロセスであり、対照ケースである。ケース2は有機物当たりのガス発生率の大きい初沈汚泥を消化し、N,Pの含有量の大きい余剰汚泥の乾燥肥料化を狙ったものである。ケース3は脱水性に優れた初沈汚泥を脱水、焼却し、焼却熱と余剰汚泥からの消化ガスで消化余剰汚泥の乾燥肥料化を狙ったものである。ケース2,3は初沈・余剰汚泥を個別に処理し、それぞれのエネルギー的特質を利用することを目的としている。表6に熱収支計算を行うにあたって用いた設定値を示す。濃縮・脱水・乾燥の各プロセスはほぼH処理場と同様である。ただし、脱臭炉の出口で廃熱ボイラーを用いて消化タンク加温用の蒸気を回収している。乾燥機の入口温度は700℃に、出口温度は200～250℃に設定した。また乾燥機出口での排ガス中の水分含有率を脱臭炉出口での白煙防止のために0.35以下に抑えている。図9,10に乾燥機への投入熱量を100とした熱収支を示す。また表7に時間当たりの消費熱量を示す。ケース1,2は絶対的な熱量には違いがあるが、相対的

表6　モデル計算の主な設定値

全体	消化	脱水
下水量：20000m³/日 発生固形物量：40St/日 初沈：余剰＝1:1 汚泥有機物比：75%	消化日数：30日 消化温度：35℃ 消化減率：有機物の50% 消化汚泥濃度：2.5% 分離液の引抜：なし 消化ｶﾞｽ発生率 初沈汚泥：0.5Nm³/kgVS 余剰汚泥：0.3Nm³/kgVS 混合汚泥：0.4Nm³/kgVS ﾀﾝｸ加温方式：蒸気吹き込み 消化ｶﾞｽ発熱量：5100cal/Nm³	機種：ベルトプレス 脱水汚泥含水率 消化　余剰:82% 初沈、混合:80% 生　余剰:82% 初沈:78% 凝集剤：高分子
濃縮		乾燥
初沈汚泥 重力濃縮、濃度4% 余剰汚泥 遠心濃縮、濃度4.5%		機種：直接熱風回転乾燥機 脱臭：熱風炉
		焼却
		機種：流動床炉

には消化タンクの加温必要熱量を除くと同じ収支となるのでケース1の場合のみを示した。

表7　消化－乾燥モデルプロセスの時間当たりの消費熱量

	時間当たりの消費熱量 (10^3kcal/hr)								
	熱風炉（焼却炉）		脱臭炉		消化タンク加温用ボイラ		合計		
	消化ガス	重油	消化ガス	重油	消化ガス	重油	消化ガス	重油	計
ケース1	255	156	---	182	---	77	255	415	670
ケース2	159	216	---	164	---	32	159	412	571
ケース3	159	174	---	274	---	0	159	448	607

表7に示したようにケースの違いによる消費熱量の差は認められず、特に重油の消費量はほぼ同じとなった。今回のモデルケースは従来の消化-乾燥システムに基づいており、熱収支図から今後の問題点を以下のように抽出できる。

ケース1,2では脱臭に大量の熱量が消費されており、熱収支的にはこの部分での改善が重要である。また消化タンク加温必要熱量は余剰汚泥を遠心濃縮して、消化タンクへの投入濃度を高くしているので、相対的にはそれほど大きくならなかった。このケースで脱臭に大量の熱量が必要な理由の一つとしては乾燥排ガス中の乾き空気に比べ比熱の大きい水分が大量（34%）に含まれていることが挙げられる。ここで乾燥機の出口で何らかの凝縮器を用いて排ガス中の水分を除去するとこの時点で排ガス温度は環境温度付近まで低下するが排ガス中の水分が低下したことにより、脱臭炉に必要な熱量を計算上は約2割削減可能である。また最終的な白煙防止温度を低く設定でき、蒸気回収の増大が見込める。また水分含有率が低下するために、水分凝縮後の乾燥排ガスを熱風炉に循環し、熱風炉で脱臭を行うことも可能になると考えられる。さらにSA処理場のように凝縮の段階で得られる熱量（大部分は凝縮潜熱）が消化タンクの加温用に回収できればさらに熱収支の改善が見込

ケース1

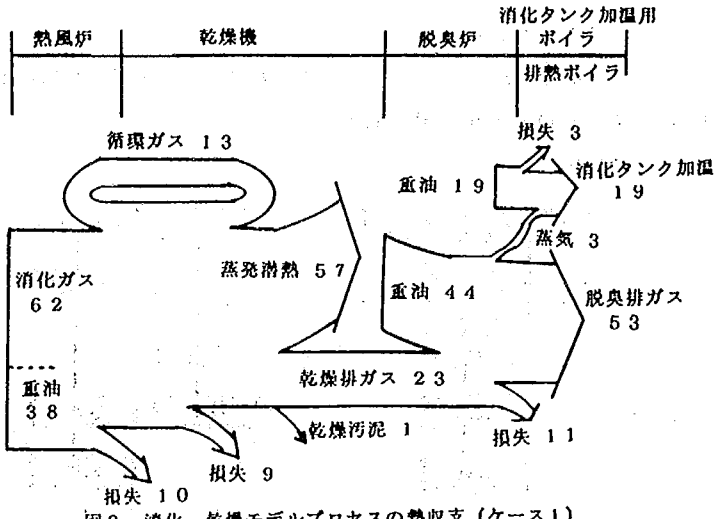


図9　消化－乾燥モデルプロセスの熱収支（ケース1）

ケース3

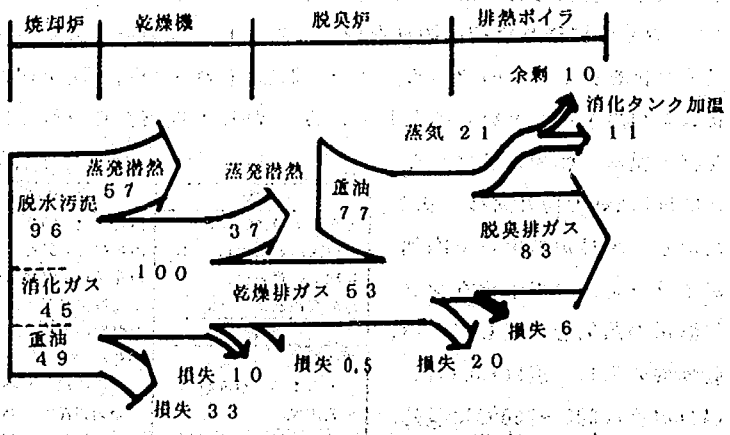


図10　消化－乾燥モデルプロセスの熱収支（ケース3）

まれる。

初沈汚泥を焼却するケース3で乾燥過程での蒸発潜熱の割合が小さくなっているが、これは焼却ガスに含まれる水分のため、乾燥排ガスの水分が大幅に制限されるためで、ここでは必要量の空気を導入して排ガス中の水分を35%に抑えており、この導入空気のために脱臭炉での必要熱量が増加している。この場合もケース1,2と同様に凝縮器の導入によりかなりの熱収支の改善が見込まれる。

（3）乾燥汚泥の臭気成分濃度

測定した消化乾燥汚泥、生乾燥汚泥、コンポスト化汚泥のいずれも脱水には高分子凝集剤が用いられている。コンポスト化汚泥は消化汚泥からコンポスト化したものである。測定は140gの汚泥を200lのバック内に密封し、30℃恒温室内に24時間放置し臭気濃度を測定した。表8に測定結果を示す。

表8　臭気成分の測定結果（単位 ppm、臭気濃度単位なし）

試料 / 成分	ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥	生乾燥汚泥	消化乾燥汚泥	消化乾燥汚泥（水1:1添加）
臭気濃度	5400	1700	5400	41000
アンモニア	187	0.2	517	507
ﾒﾁﾙﾒﾙｶﾌﾟﾀﾝ	0.0624	0.0039	0.0708	2.00
硫化水素	0.013	0.0197	0.0020	0.0781
硫化ﾒﾁﾙ	0.0004	0.0003	0.0023	0.0033
二硫化ﾒﾁﾙ	0.295	0.0073	0.0337	0.0199
スチレン	<0.005	<0.005	0.009	0.102
ｱｾﾄｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ	<0.002	0.771	0.006	0.003
ﾌﾟﾛﾋﾟｵﾝ酸	0.0001	0.208	0.0220	0.0155
n-酪酸	0.0001	0.0705	0.0072	0.0064
n-吉草酸	<0.0001	0.0142	0.170	0.139
iso-吉草酸				
含水率(%)	22	13	30	---
VS (%)	52	72	65	---

今回の測定結果はそれぞれ違う処理場からの汚泥についてのもので、またそれぞれの含水率が異なるために一概に比較は出来ないが、消化を経た汚泥はアンモニアの発生が大きく、そうでないものは有機酸の発生が大きい傾向にあった。乾燥汚泥は水を含むと臭気が強くなると言われているが、今回消化乾燥汚泥に等量の水を加えて測定した今回の測定結果からも確認され、今回の測定成分の範囲ではメチルメルカプタンおよびスチレンの濃度増加が起因している結果となった。

4．まとめと今後の課題

汚泥の発熱量と元素成分の関係、下水処理プロセスのエネルギー収支および汚泥の消化-乾燥に関する調査を行った結果、以下のことが明らかになった。

（1）調査を行った3カ所の汚泥ともVS当たりの発熱量には汚泥処理プロセスによる大きな差異は認められず、また大きな経月変化も認められなかった。

（2）実測された発熱量をもとに下水処理プロセスの化学エクセルギーの収支を求めた結果、化学エクセルギーの3～5割程度が水処理過程で消費されていた。

（3）既存処理場の消化-乾燥プロセスを調査した結果、従来型の熱風乾燥機では脱臭に消費されるエネルギーが乾燥に消費されるエネルギーの約1/2とかなり大きいことが判明した。一方乾排熱を用いて消化タンクの効率的な加温が可能であることも判明した。

（4）より高効率な消化-乾燥プロセスを目指し、初沈汚泥と余剰汚泥の分別処理を行うモデルプロセスの熱収支を検討した結果、従来の消化-乾燥方法では分別処理のエネルギー的メリットは見いだされなかったが、それぞれの熱収支から現状の問題点および今後の改善点が抽出された。

（5）今回調査した生乾燥汚泥、消化-乾燥汚泥、コンポスト化汚泥の臭気濃度には大きな差異は認められなかったが、消化-乾燥汚泥に水を加えると臭気濃度は大きく増大した。

今後は乾燥汚泥の臭気の問題を含めた高効率の消化-乾燥プロセスの完成を目指すとともに、汚泥処理プロセスにおける消化プロセスそのものの意義について検討する必要がある。

－参考文献－

1）田井：水のエントロピー学，海鳴社（１９８５）

10. 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　佐藤　和明
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に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２年度の調査結果

平成２年度の調査結果を以下に示す。

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、成形圧力をはじめとする成形方法により焼成時の体積収縮率は管理できる可能性があることがわかった。

② 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。よって、溶融スラグの構成成分や結晶物質を調べることにより利用時の強度をある程度予測することは可能であることが考えられた。

③ 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。

④ 溶融スラグの着色化に関する調査の結果、着色結晶化スラグを製造するためには、Fe_2O_3含有率を0.5%程度以下まで下げる必要のあることと、鉄の除去方法としては、還元溶融、沈降分離による方法が有効であることがわかった。また、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-CaO３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。

3．　平成３年度の調査

3．1　調査の概要

平成３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

下水汚泥溶融スラグの利用時の品質判定方法を確立するために、溶融前に下水汚泥中の化学成分と溶融後のスラグの結晶状態、及び強度との関係についての調査を行った。

②　溶融スラグの破砕方法に関する調査

下水汚泥溶融スラグのより効率的な利用を行うために、スラグの破砕方法に着目し、破砕粒度と利用時の品質に関する調査を行った。

③　溶融スラグの着色化に関する調査

下水汚泥溶融スラグの着色に影響する因子を制御し、着色スラグを製造することによって製造システムについて検討した。

④　高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

高分子系焼却灰の焼成製品の品質管理指標を検討するために、焼成時の収縮特性に関する調査を行った。

3．2　溶融スラグの強度特性に関する調査

3．2．1　目的

下水汚泥溶融スラグ（以下、スラグと記す）を路盤材、コンクリート骨材として利用する場合には各利用用途毎にＪＩＳ等で規定されている品質に適合しなければならない。その品質管理は今後の重要な課題となっている。

現在、汚泥成分と溶融温度等の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品質についての調査は希少である。本調査は、化学成分組成の異なるスラグを対象とした強度試験を行い、化学成分組成と強度の関係を明らかにするとともに、利用時のスラグの品質判定方法を提案することを目的としている。

表－1焼却灰の化学成分組成

成　分	割合（％）
SiO_2	34
CaO	31
MgO	1.8
Fe_2O_3	12
Na_2O	0.23
K_2O	0.22
P_2O_5	4.1
Al_2O_3	10
SO_3	3.2

表－2　　ＤＴＡ結果

試料	塩基度	Al_2O_3添加濃度（％）	溶融温度（℃）
①	0.5	5	1,110
②		10	1,160
③		15	1,110
④	1.0	5	1,230
⑤		10	1,220
⑥		15	1,200
⑦	1.5	5	1,530
⑧		10	1,510
⑨		15	1,500

3．2．2　成分と結晶化及び強度の関係

Ｋ市Ｏ下水処理場（流入水量4.2万m^3／日、合流式）の流動焼却炉より発生した下水汚泥焼却灰（以下、焼却灰と記す）を試料とした。成分組成を表－１に示す。この焼却灰を表－２に示す塩基度なるように$Ca(OH)_2$、SiO_2を添加し、さらに各塩基度毎にAl_2O_3を加えAl_2O_3の濃度を３段階に調整した。この成分の異なる９種類の焼却灰を用いて各試験を行った。

焼却灰の示差熱分析（以下、ＤＴＡと記す）の結果、

溶融と考えられる吸熱のピークを表－２に示した。

この結果、Al_2O_3添加の効果は明確な傾向が見られなかったが、塩基度が大きく、カルシウム成分の割合が大きい方が溶融温度が高くなる傾向にあることが確認できた。

表－３　X線回折試験結果

同定した物質	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨
α-CaSiO3 (Pseudowellastonite：偽珪灰石)	++	-	-	+++	-	-	-	-	-
CaSiO3 (Wollastonite：珪灰石)	(+)	(+)	-	(+)	-	-	-	-	-
SiO2 (Cristobalite：ｸﾘｽﾄﾊﾞﾙ石)	-	+	(+)	-	-	-	-	-	-
SiO2 (α-Quartz：石英)	-	(+)	-	-	-	-	-	-	-
CaSO4 (Anhydrite：硬石膏)	-	(+)	(+)	-	-	-	-	-	-
β-Ca2SiO4 (Larnite：ﾗｰﾅｲﾄ)	-	(+)	(+)	-	-	-	-	-	-
CaAl2Si2O8 (Anorthite：灰長石)	-	-	(+)	-	-	-	-	-	-
CaAl(Al,Si)2O7 (Gehlenite：ｹﾞｰﾚﾅｲﾄ)	-	-	-	+	(+)	+	-	-	-
α-Fe (Iron：鉄)	-	-	-	-	(+)	-	-	-	-
Ca4Al2Fe2O10 (Brownmillerite：ﾌﾞﾗｳﾝﾐﾗｰﾗｲﾄ)	-	-	-	-	-	-	(+)	+	+
Ca2Al2SiO7 (Gehlenite：ｹﾞｰﾚﾅｲﾄ)	-	-	-	-	-	-	+++	+++	+++

相対強度：　++++ 非常に強い　　+++ 強い　　++ 中位　　+ 弱い　　(+) 非常に弱い

前述の成分調整した焼却灰を実験用電気炉で1,400℃で溶融して作製したスラグを用いてX線回折試験を行った結果を表－３に示す。溶融条件は、20℃／minで1,400℃まで昇温し30分間保持した後に１℃／minの速度で冷却した。

X線のピーク強度としては試料①、④、⑦、⑧、⑨で強く、結晶化が進行していた。また、生成した結晶物質は各塩基度によって異なり、塩基度1.5でゲーレナイト（$Ca_2Al_2SiO_7$）が多く析出していた。このことから、過去の調査結果[1]からも明らかなように、結晶化にはケイ素成分の割合が少なくなると結晶化しやすくなることが確認された。また、塩基度1.5になるとAl_2O_3の添加率が異なっても生成した結晶物質の種類は異ならずにゲーレナイトを主としたものであった。

表－４　Ｐ－Ｍ残分試験と圧縮強度試験の結果

塩基度	冷却条件	ＰＭ残分（%）	圧縮強度（kg/cm2）
0.5	徐　冷	94.5	443.7
	急　冷	98.3	411.2
	急　冷	99.7	348.9
1.0	徐　冷	18.1	331.0
	急　冷	4.1	488.0
	水　砕	3.4	429.0
1.5	徐　冷	27.4	351.2
	急　冷	15.4	662.5
	水　砕	4.8	707.4

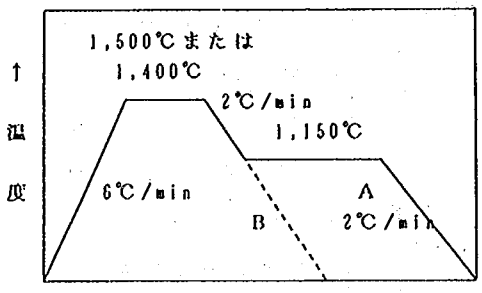
成分調整した焼却灰を溶融し冷却条件を徐冷、急冷、水砕の３条件に分けて作製したスラグを用いたＰ－Ｍ残分試験と圧縮強度試験の結果を表－４に示す。

圧縮強度は、すべて300kg／cm²以上であった。塩基度0.5では、徐冷スラグが440kg／cm²と大きく、次に急冷、水砕の順となった。しかし、塩基度1.0、1.5で急冷スラグ、水砕スラグを用いた場合に同塩基度の徐冷スラグの圧縮強度よりも大きい値を示しており、700kg／cm²を超えるものもあった。これは、Ｐ－Ｍ残分試験の結果で塩基度1.0、1.5の急冷スラグ、水砕スラグの値が他と比べて小さい値

になっていることとをあわせて考えると、2年度の報告書中に記述した圧縮強度に影響を及ぼすとされるSi、Ca、Alの3成分を主とした物質がピクリン酸と反応した結果と考えられる。

表－5焼却灰の化学成分組成

成　分	割合（%）
SiO_2	13
CaO	38
MgO	1.7
Fe_2O_3	11
Na_2O	0.12
K_2O	0.11
P_2O_5	10
Al_2O_3	15
SO_3	2.4



図－1　溶融条件

3．2．3　溶融条件の検討

滋賀県湖南中部浄化センター（流入水量3.7万m^3／日、分流式）の流動床炉より発生した焼却灰を試料とした。成分組成を表－5に示す。これにSiO_2を添加して各々塩基度が2、1.5、1、0.5になるように調整し、実験用電気炉で図－1に示す溶融条件で溶融して作製したスラグを用いて試験を行った（表－8参照）。

表－6　X線回折試験結果

固定化した物質	A-①	A-②	A-③	A-④	A-⑤
Ca2Al（Al,Si）2O7　(Gehlenite：ゲーレナイト)	++	++	++	-	-
Ca5（PO4）3（OH）　(Hydroxyl-apatite：水酸リン灰石)	+	(+)	+	(+)	(+)
Fe3O4　(Magnetite：磁鉄鉱)	(+)	(+)	(+)	(+)	-
CaMg（SiO3）2　(Diopsite：透輝石)	-	-	(+)	+	-
CaAl2Si2O8　(Anorthite：灰長石)	-	-	-	(+)	-

相対強度：　++++ 非常に強い　+++ 強い　++ 中位　+ 弱い　(+) 非常に弱い

表－7　X線回折試験結果

固定化した物質	B-①	B-②	B-③	B-④	B-⑤
Ca2Al（Al,Si）2O7　(Gehlenite：ゲーレナイト)	++	++	++	(+)	-
Ca5（PO4）3（OH）　(Hydroxyl-apatite：水酸リン灰石)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
Fe3O4　(Magnetite：磁鉄鉱)	(+)	(+)	(+)	(+)	-
CaMg（SiO3）2　(Diopsite：透輝石)	-	(+)	(+)	+	-
CaAl2Si2O8　(Anorthite：灰長石)	-	-	-	(+)	(+)

相対強度：　++++ 非常に強い　+++ 強い　++ 中位　+ 弱い　(+) 非常に弱い

X線回折試験の結果を表－6、7に示す。

A、B両ケースとも試料a、b、cで$Ca_2Al(Al,Si)_2O_7$（ゲーレナイト）が主成分であり、試料dになると$CaMg(SiO_3)_2$（透輝石）や$CaAl_2Si_2O_8$（灰長石）が主成分となっている。また、試料cは、無定形部が多くピークも小さいものであった。

P－M残分試験の結果を表－8に示す。

試料c、dで値がやや低くなったが、これは2年度の報告中に記述したSi、Ca、Alの3成分を主とした結晶物質（例えばゲーレナイト）がピクリン酸と反応して溶け出したためと推測される。よって、ピクリン酸との反応量が圧縮強度に影響することを考えれば、塩基度1.0、1.5への調整が有効と考えられる。また、溶融方法の異なるケースA、Bを比較すると全体的にはあまり差は見られなかったも

ののの、試料cでAの方がピクリン酸との反応量が多くなっており、塩基度1.5前後では溶融方法はケースAの方が有効と思われる。

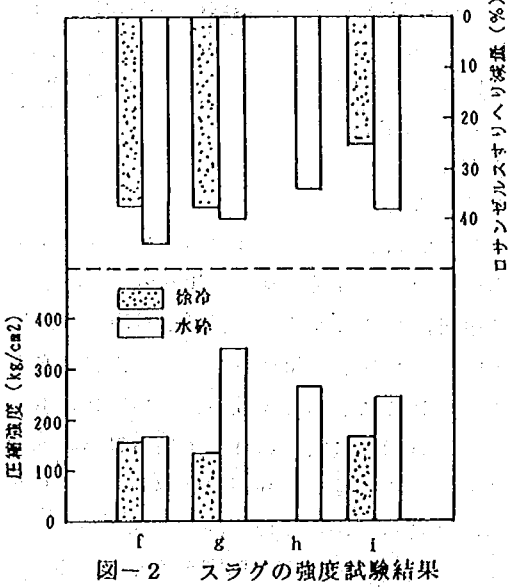
3．2．4　実溶融炉スラグの強度特性

実際に下水処理場で稼働中の溶融炉より発生したスラグを用いてロサンゼルスすりへり減量試験、コンクリートの圧縮強度試験を行った。結果を図－2に示す。炉形式は、図中fがコークスベッド溶融炉、gが旋回溶融炉、h、iが表面溶融炉である。

スラグ自体の抵抗性をすりへり減量試験の結果から見ると、各スラグとも水砕スラグよりも徐冷スラグの方が強い結果となっているのに対し、利用時の強度を圧縮強度試験の結果より見ると、水砕スラグの方が徐冷スラグよりも一部を除きすべて200kg／cm²以上という結果になった。この水砕スラグの圧縮強度が大きくなるという現象は、3.2で記述した現象と同様の現象が実溶融炉で発生したスラグにおいても起こっていることが推測されるが、現在のところ確認はできていない。また、図のとおりすりへり減量と圧縮強度の試験結果の間には明確な関係は認められなかった。

表－8　P－M残分試験結果（単位：%）

塩基度	冷却条件	P－M残分
2.7	徐　冷	66.1
	空　冷	66.5
2.0	徐　冷	69.1
	空　冷	74.3
1.5	徐　冷	48.1
	空　冷	54.5
1.0	徐　冷	55.2
	空　冷	58.0
0.5	徐　冷	93.7
	空　冷	92.4



図－2　スラグの強度試験結果

3．3　溶融スラグの破砕方法に関する調査

3．3．1　調査目的

一般に下水汚泥溶融炉から発生する徐冷スラグは大塊状をしており、これを建設資材へ利用する場合には、各利用用途に適した粒径に破砕する必要がある。

本調査は、スラグの破砕方法がスラグの利用時の品質に及ぼす影響について検討することを目的として実施したものである。

3．3．2　調査方法

S県K処理場の石灰系焼却灰とけい砂を大型実験炉により溶融した徐冷スラグを破砕機を用いて、破砕粒径40mm以下、30mm以下、20mm以下程度（各々クラッシャランC-40、C-30、C-20に相当）に破砕し、修正CBR試験等を行い路盤材としての適用性について検討を行った。なお、スラグの破砕は、1次破砕はジョークラッシャーで40mm以下に、2次破砕はコーンクラッシャーで12mm以下に破砕した。

3．3．3　調査結果

生成スラグの化学成分組成を表－9に、物理化学的特性を表－10

表－9　スラグの化学成分組成

成分	割合（%）
SiO2	37
CaO	30
MgO	5.8
Fe2O3	11
Na2O3	0.13
K2O	0.12
P2O5	6.0
Al2O3	8.5

に示す。

スラグの比重、及び吸水率は、JIS規格中の道路用砕石の基準を十分に満足していた。

スラグの粒度特性を表－11に示す。均等係数で見るとC-20の9.2がやや低いほかは、ほぼ良い粒度であることがわかる。

表－10　スラグの物理化学的特性

項目	測定値	ＪＩＳ（道路用砕石）
真比重	3.00	<2.5
吸水率	0.091%	3%>
安定性	0.9%	12%>

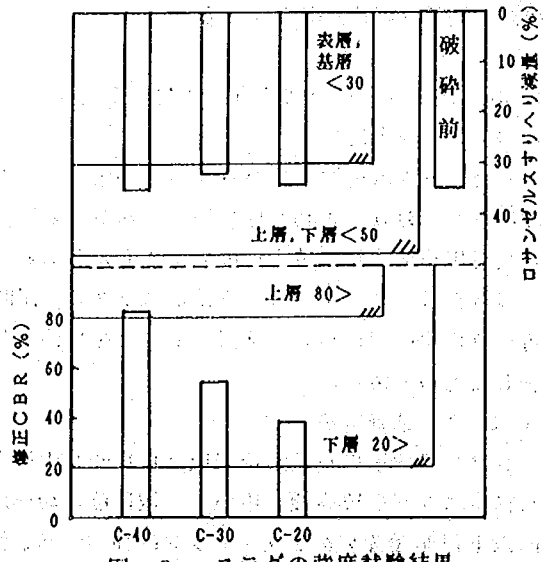
ロサンゼルスすりへり試験の結果、及び修正ＣＢＲ試験の結果を図－３に示す。すりへり減量は、破砕前と比べると大きくなっているものは見られず、破砕による品質の悪化はないものと考えられる。

表－11　破砕スラグの粒度特性

スラグの種類	粒径	60%粒径 D60(ミリ)	30%粒径 D30(ミリ)	10%粒径 D10(ミリ)	均等係数 Uc ※1	曲率係数 'Uc ※1	良い粒度の条件 Uc≧10 ※2
湖南原料	C-40	18.2	6.0	1.0	18.2	1.98	'Uc= 1～4
	C-30	15.8	5.8	1.0	15.8	2.13	'Uc= 1～4
	C-20	9.2	3.5	1.0	9.2	1.33	'Uc= 1～3
灰＋砕砂	C-20	8.8	3.5	1.0	8.8	1.39	'Uc= 1～3

※1　Uc=D60/D10
　　'Uc=(D30)2/D60×D10
※2　日本統一土質分類による

また、C-40、C-30、C-20すべてアスファルト舗装要綱[2]の道路用骨材の基準と比べると上層、下層へは使用可能な値であるが、表層、基層への適用基準を上回っており、適用にあたっては検討が必要である。修正ＣＢＲは、均等係数の大きいC-40のものが修正ＣＢＲ値82と最大であり、上層路盤への適用も可能である。これは、C-40が粒度幅が大きく粗粒と細粒の組み合わせが良く締め固まりやすかったことが考えられる。このような粒度をつくるためには、今回のように１次破砕が単粒子破砕で比較的角ばった粒子ができやすいのを２次破砕の層状破砕によって角をとり粒度に幅が増す方法が有効であることが確認できた。



図－３　スラグの強度試験結果

3．4．溶融スラグの着色化に関する調査

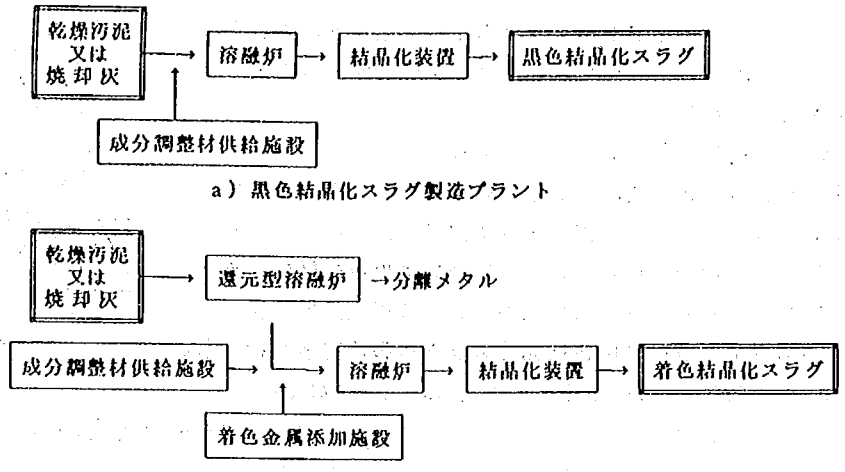
3．4．1　調査目的

スラグの有効利用用途としては、現在、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、より安定な利用を進めるためには、利用用途の多様化、高負荷価値化を図ることが重要と考えられる。高負荷価値化の一つとしては、スラグの着色化が考えられる。そこで、本調

査は、着色化に影響を及ぼす因子を把握し、着色結晶化スラグの製造可能性を検討することを目的として実施するものである。

3．4．2　スラグ着色化プラントの概念

2年度までの調査により、実施設におけるスラグ着色化の概念は図－4のようになった。3年度は、このスラグ着色化プラントの概念を室内実験によって様々なスラグで確認したうえで、実規模に近い形の大型実験炉において着色スラグの製造実験を行った。



a）黒色結晶化スラグ製造プラント

b）着色結晶化スラグ製造プラント

図－4　スラグ着色化プラントの概念図

3．4．3　黒色結晶化スラグ製造実験

表－12に示す汚泥脱水時の薬注方式、焼却方式の異なる4種類の焼却灰を試料として表－13に示す3成分の比率になるように調整した後、実験用電気炉で溶融して生成スラグの色について検討した。また、溶融条件は図－5に示す条件で行った。

表－12　焼却灰試料

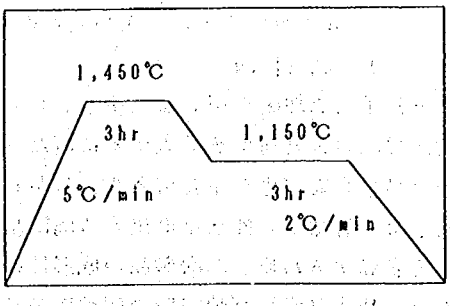
処理場	脱水添加剤	焼却方式
a	石灰系	流動炉
b	高分子系	流動炉
c	石灰系	多段炉
d	高分子系	多段炉

SiO_2-Al_2O_3-CaO3成分の比率と生成スラグの色の関係を示した概念図を図－6に示す。

表－13　焼却灰の成分比率

試　料	SiO_2	Al_2O_3	CaO	組成名称
a，b c，d	44	22	34	A
	50	20	30	B
	40	20	40	C

結果は、Aの組成のものは4サンプル全部が、Bは4サンプルのうち3サンプルまでが、Cは1サンプルのみが黒色結晶物を生成した。このことは、黒色結晶化スラグの製造方法として、2年度までの報告と同様にSiO_2-Al_2O_3-CaOの比率が44：22：34付近に存在することが条件となることを示している。



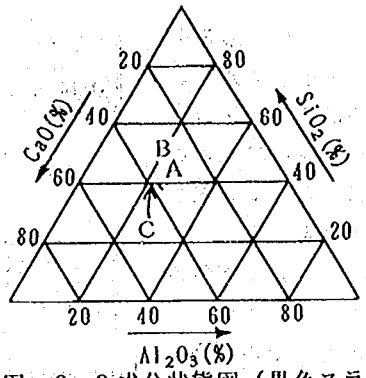
図－5　溶融条件

以上の結果をふまえて、表－12中のd処理場の下水汚泥焼却灰を図－6中の3成分比率（SiO_2：Al_2O_3：CaO＝44：22：34）に調整して大型実験溶融炉（旋回溶融炉）による黒色結晶化スラグ製造実験を行った。溶融温度条件は、電気炉の実験と同様とし溶融物をスラグ受容器（SS製容積約50l、内側に耐火断熱材を有する）に受けスラグの保有する熱により約1,150℃で3時間保持して結晶化を促進させる方式をとった。結果は、溶融時の湯流れ（粘性）の状態も良く黒色の結晶物を持つ良好なスラグが得られた。しかし、電気炉実験

では見られなかった気泡がスラグ中に残ったことから、今後はスラグの脱気泡や結晶化容器（スラグ受容器）の工夫が必要であると思われる。

3．4．4　白色結晶化スラグ製造実験

表－14に示す成分組成のｅ下水処理場の溶融炉より発生した水砕スラグ（石灰系汚泥、アーク溶融炉）を用い、これを乾燥後粉砕（約50μｍ）したものについて黒色結晶化スラグ製造実験と同様の成分比率に調整後、実験用電気炉、及び大型実験溶融炉を用いて白色結晶化スラグの製造実験を行った。Fe_2O_3が0.15％と一般の下水汚泥の組成に比べ少なくなっているのは、アーク溶融炉であるために溶融時に溶融物中の鉄分等が炉内下部のメタル層へ移動分離するためである。よって、白色結晶化スラグの原料としては適当と考えられる。

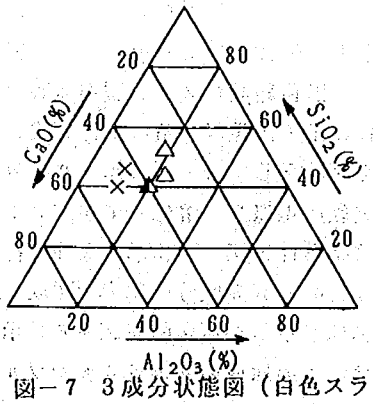


図－6　3成分状態図（黒色スラグ）

表－14　水砕スラグの化学成分組成　（単位：％）

試　料	SiO_2	CaO	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	MgO	Na_2O	P_2O_5
焼却灰	18.3	59.3	12.9	0.15	<0.02	2.3	<0.02	1.1

電気炉実験の結果、スラグのSiO_2-Al_2O_3-CaO３成分の比率を状態図にしたものを図－７に示す。図中の△印は白色結晶物が得られたもの（Ｘ線回折試験の結果から確認）、▲印は一部に乳白色の結晶物が見られたがほとんどは薄緑色のガラス質であったもの、×印はガラス質であったものを示している。この結果からも、スラグの色や結晶化に対する３成分の影響が大きいものと考え大型実験炉による溶融実験も黒色結晶化スラグの場合と同様に３成分比率を調整して行った。その結果は、結晶化スラグが製造できたが、色については炉内の残存物のために薄茶透明なものとなった。

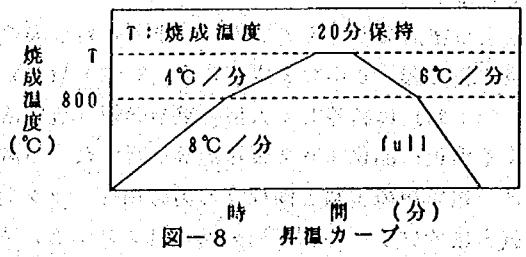


図－７　３成分状態図（白色スラグ）

3．5　高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

3．5．1　調査目的

高分子系焼却灰を用いたタイル、レンガ等の焼成二次製品の有効利用を拡大するにあたっては、その製品品質の安定化が重要である。しかしながら、原料となる焼却灰の性状は発生する場所及び季節によって変動するため、二次製品の成形性に差異が生じたり、焼成温度及び焼成時の収縮率の管理が複雑となる。そこで、本調査では、前年度までに高分子系焼却灰を二次製品として利用する場合の、焼却灰の特性と二次製品の品質との関係を把握し、品質の安定化を図ることを目的として実施してきた。その結果、焼成二次製品の品質向上には焼成時の収縮



図－８　昇温カーブ

率が大きく影響することがわかった。よって、3年度はレンガ製造における品質管理指標を検討する際の基礎的なデータの集積を行うために焼成時の収縮特性について定量的な調査を行ったものである。

表－15　焼成前後の変位量　　上段：焼成前　下段：焼成後

試料	重量 (g)	厚さ (mm)	直径 (mm)	焼成物密度 (g／cm³)
1	0.2957 0.2862	3.710 3.40	8.20 7.30	1.51 2.01
2	0.2953 0.2842	3.792 3.45	8.20 7.50	1.48 1.87
3	0.2946 0.2839	3.75 3.40	8.20 7.90	1.49 1.70
4	0.2929 0.2831	3.85 3.50	8.20 7.85	1.44 1.67

3．5．2　実験条件

焼却灰単体を錠剤成形器によって直径8.20mm、厚さ3.8mm程度の円柱状に加圧成形し、それを熱機械分析装置（ＴＭＡ）で加熱焼成して焼成による収縮量を測定した。成形圧力は、すべて1 cm²当たり1 tとし、焼成温度は、1,000℃、1,035℃、1,050℃の3段階とした。図－8に焼成時の昇温カーブを示す。

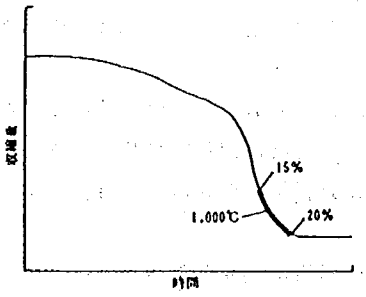
3．5．3　実験結果

表－15に成形物の焼成前後の物理的な変化量を示す。

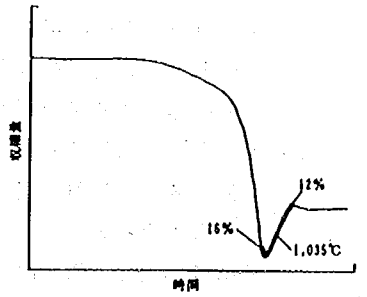
前述の焼成カーブに基き各焼成温度で焼成した際の収縮カーブを図－9～11に示す。また、これと比較のために、980℃より一定温度で徐々に昇温し、各温度域での収縮量を調査した結果を図－12に示す。

図－12より試料の一般的な変位のパターンとしては、昇温とともに体積収縮が進んだ後に体積の膨張が起こることが考えられる。これは、試料表面が溶け始めた後に内部のガスが外に出ようとして起こる発泡現象ではないかと推測される。

焼成温度1,000℃の場合には、1,000℃付近に時間当たりの収縮量が増大する点が見られた他、以降1,000℃で20分間保持している間にも収縮率（各温度での収縮量の焼成前の試料厚さに対する割合）が、15%から20%へと増加することが確認された。このことは図－12からもわかるように、1,000℃という温度が温度上昇にともなう収縮現象の中で、最も時間当たりの収縮量が増大する時期に位置しているために昇温速度に対して大きな収縮の遅れが生じ、図－9に示すように一定温度に保持した状態において収縮の遅れを取り戻そうと収縮が進んだものと考えられる。

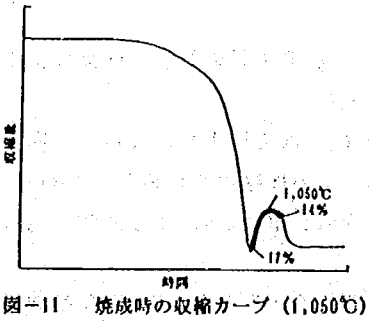


図－9　焼成時の収縮カーブ（1,000℃）

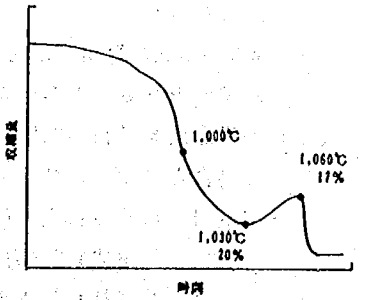


図－10　焼成時の収縮カーブ（1,035℃）

焼成温度1,035℃の場合には、図－12中の収縮域の次の膨張域の最初に位置しており、1,000℃の場合と同様図－10に示されるように一定温度で保持している間に昇温速度に対する



図－11　焼成時の収縮カーブ（1,050℃）



図－12　温度と収縮の関係

膨張の遅れを取り戻すために試料が膨張したものと考えられる。

焼成温度1,050℃の場合には、図－12の膨張域の中で時間当たりの膨張量が小さくなる膨張域の終わりに位置しており、図－11に示すとおり一定温度での保持の間に昇温速度に対する変位量の遅れを取り戻すために、膨張から収縮への変化が起こったと考えられる。

4．まとめ

溶融スラグの強度特性に関する調査をまとめると以下のとおりである。

（1）溶融温度は、カルシウム成分の割合が影響すること、また、結晶化にはケイ素成分の割合が影響することを各々ＤＴＡ、Ｘ線回折試験により確認した。

（2）塩基度1.0、1.5で溶融したスラグは、Ｐ－Ｍ残分試験の値が低く、ピクリン酸と反応した物質が圧縮強度との関係があるとすると、本試料では塩基度1.0～1.5に調整することが利用時の強度改善のためには有効と考えられる。また、その際の溶融方法は、溶融後に1,150℃で再加熱する方法が有効と思われる。

（3）実溶融炉で発生したスラグのすりへり強度試験結果と圧縮強度試験結果との間に相関はなく、圧縮強度においては、徐冷スラグよりも水砕スラグが大きい結果となった。

溶融スラグの破砕方法に関する調査をまとめると以下のとおりである。

（1）ロサンゼルスすりへり減量は、C-40、C-30、C-20とも破砕前とあまり変わらず、数値からは道路用砕石の基準で上層、下層への使用が可能であった。

（2）修正ＣＢＲ値は、均等係数の大きくなるC-40の粒度のものが最高で82を示した。よって、ＣＢＲ値改善のためには、均等係数が大きくなるような破砕を行う必要がある。

溶融スラグの着色化に関する調査をまとめると以下のとおりである。

（1）黒色結晶化スラグの製造には、SiO_2-Al_2O_3-CaOの３成分の比率を44：22：34付近に調整する必要があることを確認した。また、生成スラグ内に気泡が残っていたことからスラグの結晶化容器の工夫も必要であるといえる。

（2）白色結晶化スラグの製造においても、３成分の比率が結晶化へ影響する傾向が見られた。

（3）大型実験溶融炉において、黒色及び白色結晶化スラグの製造を行い、良好な結果を得た。着色結晶化スラグにおいても成分調整－還元溶融－沈降分離－結晶化のフローにより製造できることが考えられる。

高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査をまとめると以下のとおりである。

（1）昇温に伴う体積変化のパターンは、一定温度までの収縮域とその後の膨張域とが存在することがわかった。

（2）4℃／minの昇温速度では、温度上昇に対する体積変化の遅れが生じるために、保持時間の確保が重要となることがわかった。

（3）焼成温度を試料の収縮域（1,030℃以下）に設定した場合と膨張域（1,030℃以上）とに設定した場合とでは、保持時間内での体積の変化のしかたが異なることがわかった。

【参考文献】 1)建設省土木研究所："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，平成3年10月

2)（社）日本道路協会：" アスファルト舗装要綱"，昭和53年6月

11. 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　佐藤　和明
主任研究員　岡沢　邦明
研　究　員　落　　修一

１．まえがき

下水道の整備・拡充にともない、下水処理場から発生する汚泥の量は増加の一途をたどる。全国レベルでみた場合、過去の統計[1]からは人口普及率が１％上昇する毎に新たにおよそ7.2百万 m^3 の液状汚泥が発生することが予測され、今世紀中までに人口普及率を70％近くまで上げることを目標としている我々にとっては、今後、急激に増大するであろう汚泥発生量に対して安全、且つ安定的な手段を以て対処して行かなければならない。

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。そして、下水道整備に先進的に取り組んできた大都市部では、処分汚泥量の減量化と処分地の延命化のために汚泥焼却プロセスが導入されてきた。しかし、昨今の廃棄物処分地をめぐる社会情勢には逼迫したものがあり、新たな処分地の確保は全国的に困難な状況となってきている。このような状況下で、大都市部では、焼却灰の有効利用方法や溶融プロセスの導入による有効利用方法の検討が精力的に行われ、実用化が図られつつある。また、地方の下水道先進都市や自治体では緑農地還元を主体とした有効利用が進められてきている。しかし、それでも全国レベルでみたときの有効利用に資された発生汚泥の割合は、嫌気性消化プロセスによる消化ガスの利用を考慮しなければ、昭和63年度時点で全体の15％にすぎず[1]、これからは、下水汚泥のより一層の有効利用に努めて行く必要がある。

本調査は、下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために、現在稼働中の汚泥処理施設やこれから新たに建設される施設を対象として、そこでの処理のさらなる効率化と、より付加価値の高い汚泥製品の生産を目指すものである。そこでは、水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目し、主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより、これらの汚泥の特性を生かした汚泥製品を既存の汚泥処理プロセスの中で効率的に生産する手法について調査、研究するものである。

２．研究目的

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。反面、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、ひとつは、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年度は、分別嫌気性消化法を採用している下水処理場の調査と、高品質コンポスト化を目指した実験を行った。

3．調査結果

3．1　分別嫌気性消化法による実施設の調査

現在、最初沈殿池を有する下水処理場の汚泥処理プロセスにおいて、最初沈殿池汚泥（以後、初沈汚泥とする）と余剰活性汚泥（以後、余剰汚泥とする）を分離して別々に処理する（以後、分離又は分別処理とする）手法を取っているプロセスには汚泥濃縮プロセスがあるのみであり、他のプロセスを分別処理法で行っている事例はなかなか聞き及ばない。しかし、唯一と思われる事例として嫌気性消化プロセスに分別処理法を採用している所がK市H下水処理場に有ったので、そこでの処理成績に関する調査を行った。

表－1　H下水処理場の概要（H2年度末現在）

処理区域（ha）	計画（認可）	5，050
	実績 合流	1，726
	実績 分流	2，563
	実績 計	4，289
区域内人口　（人）		381，853
処理人口（人）	計画（認可）	396，600
	実　績	358，330
人口普及率　（%）		93．8
処理能力　（m³/日）		307，800
処理実績　（m³/日）		206，600
汚水処理方式		標準活性汚泥法
汚泥処理方式		嫌気性消化法

3．1．1　嫌気性消化槽運転法の概要

K市H下水処理場の概要を表－1に示した。当処理区域の下水道整備率は非常に高く、ここ数年来流入水量、水質ともに安定してきている。

当処理場では、以前より初沈汚泥は重力濃縮、余剰汚泥は機械濃縮による分離濃縮法を採用してきているが、昭和62年10月から分離嫌気性消化法についても試みてきている。当処理場は二段消化法による4系列の嫌気性消化プロセスを有し、その運転経過は表－2に示す通りである。

表－2　嫌気性消化槽の運転経過概要

消化槽		処理系列	1系	2系	3系	4系
		容積（m³）	6，700	6，700	6，700	16，900
運転経過	～S.62.10	投入汚泥	混合汚泥	混合汚泥	混合汚泥	混合汚泥
		消化温度	36℃	36℃	36℃	36℃
	S.62.11～H.3.5	投入汚泥	初沈汚泥	初沈汚泥	初沈汚泥	余剰汚泥
		消化温度	36℃	36℃	36℃	36℃
	H.3.6～	消化温度	52℃	々	々	々
	H.3.8～	消化温度	々	々	52℃	々
	H.3.9～	消化温度	々	———	々	々

3．1．2　調査方法

調査は、分別嫌気性消化法による処理成績を調べるための処理実績調査と、分別処理に供された汚泥の組成、成分に係わる精密調査を行った。

処理実績調査は、過去6年間の運転管理データを基に、各処理系列毎の処理成績を1年間の平均処理成績としてとりまとめ、それに基づき分別嫌気性消化法による処理成績を評価することとした。

汚泥の精密調査は、平成4年2月に投入汚泥と消化汚泥をグラブサンプルとして採取し、一般項目、有機物組成、肥効成分、重金属等を分析した。これらの分析方法は、表－3の通りである。

表－3　調査汚泥の分析方法

分析項目			分析方法
一般項目		TS，VS SS，VSS	下水試験方法（1984年版） 〃
有機物組成	炭水化物	分解性糖	硫酸分解・アンスロン法
		内、分解性多糖	単糖類除去後、硫酸分解・アンスロン法
		内、セルロース	サウスゲート法準拠
		難分解性糖	分解性糖残渣・重量法
	脂質	水溶性脂質	水蒸気蒸溜・滴定法
		非水溶性脂質	クロロホルム－メタノール抽出・重量法
		内、脂肪酸	ケン価測定法
		内、遊離脂肪酸	酸価測定法
	蛋白	蛋白性物質	加水分解・ニンヒドリン法
		内、遊離アミノ酸	ニンヒドリン法
肥効成分		NH_4－N，PO_4－P	テクニコンオートアナライザーによる
		K－N，T－P	硫酸－過塩素酸分解後、テクニコンオートアナライザーによる
		Mg，K，Ca	硝酸－過塩素酸分解・原子吸光光度法
重金属		Hg	加熱気化・原子吸光光度法
		As	硝酸－過塩素酸分解・ジエチルジチオカルバミン酸銀吸光光度法
		Cr，Pb，Cd，Mn Cu，Ni，Zn，Fe	硝酸－過塩素酸分解・原子吸光光度法 〃

3．1．3　調査結果

（1）　分別嫌気性消化法の処理成績

混合処理と分別処理による消化率とガス発生率の結果を消化日数との関係から図－1と2に示した。また、これらの処理法による平均的な処理成績を表－4にまとめた。

混合処理時点の消

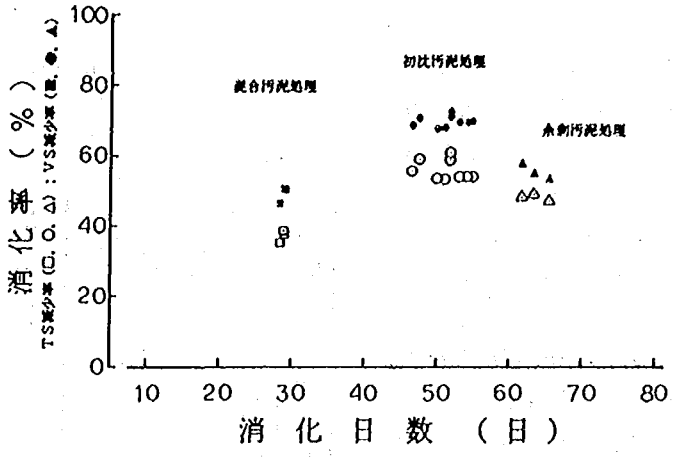
表－4　嫌気性消化槽の処理法別による平均的な処理成績

処理方法		混合処理		分別処理			
				初沈汚泥系		余剰汚泥系	
項目		投入汚泥	消化汚泥	投入汚泥	消化汚泥	投入汚泥	消化汚泥
余剰汚泥・混入率	（％）	45		2		99	
消化温度	（℃）	36		36		36	
消化日数	（日）	29		51		64	
投入量	（m^3／日）	232		131		266	
TS	（w／v－%）	2．52	1．59	4．92	2，18	4．28	2，23
VS／TS	（－）	0．73	0．59	0．77	0．54	0．79	0．68
消化ガス発生量	（m^3／日）	2，740		4，180		3，080	
ガス濃度（v／v－%）	CH_4	61．3		58，9		62．5	
	CO_2	36．4		39．0		37．0	
	H_2S	0．14		0．14		0．09	
消化率（％） TS・減少率		36．9		55．7		47．8	
消化率（％） VS・減少率		49．0		69．3		54．9	
ガス発生率	（全ガス-m^3／投入汚泥-m^3）	11．8		31．3		11．4	
	（CH_4-m^3／投入VS-kg）	0．393		0．487		0．211	
	（CH_4-m^3／減少VS-kg）	0．813		0．701		0．378	

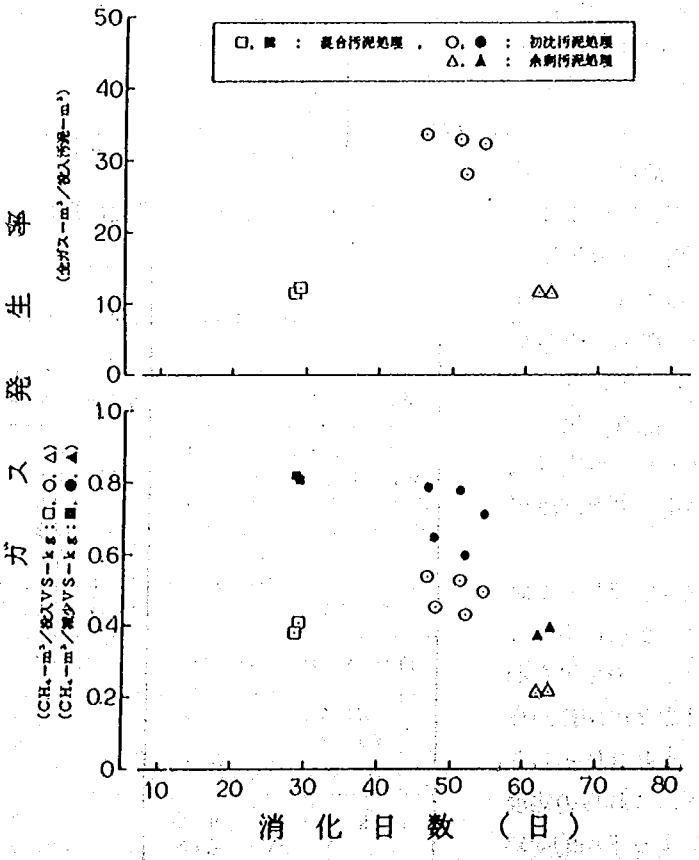
化日数が分別処理時点よりも短くなっているのは、当時、初沈汚泥の濃縮成績が悪かったことによるものである。しかし、その後の改善により、分別処理時点では結果的に長い消化日数を取ることができるようになっている。

分別処理による消化率は、消化日数が長くなったことにより非常に高くなっている。これらは、混合処理時点での結果から察するに、限界（ｍａｘ）近くまでの消化率に達しているものと思われる。そして、分別処理における余剰汚泥系の処理成績は、初沈汚泥系よりも悪いものとなっている。これは、ガス発生率の成績に顕著に現われており、特に、混合処理時と比べると、余剰汚泥系では２倍近い消化日数があるにもかかわらず、ガス発生に関してはそれ以下の成績である。

一方、初沈汚泥系のガス発生倍率は、混合処理時と比べて約３倍と非常に高いものとなっている。これは、投入汚泥濃度が約２倍濃くなったことと、それにより消化日数が長くなったことによる効果である。また、分別処理時における消化の進行状況については、まだ約半年間しか経過していなかったが、初沈汚泥を消化温度：５２℃，消化日数：４５日で処理したときの消化率が、ＴＳ減少率：５２％，ＶＳ減少率：６６％であったことからも消化が限界近くまで達していたことが想像できる。



図－１　混合処理時と分別処理時における消化率



図－２　混合処理時と分別処理時におけるガス発生率

以上の結果より、一般的に言われてきていることであるが、初沈汚泥は嫌気性消化に向き、逆に余剰汚泥は向かないことが当処理場の運転実績からも顕著に現われた。このことから、初沈汚泥の分別嫌気性消化法は、一般的な方法として非常に有効な手段と成り得る可能性があり、今後は、その処理機能を消化日数や消化温度の関係から詳細に調査して行く必要があるものと思われる。

現地技術者のコメントによると、初沈汚泥を高温消化したときの消化汚泥は分離性が良く、高濃度消化でも脱離液が得られると同時に、濃い消化汚泥が得られるとのことであった。一方、余剰汚泥のそれは非常に悪く、且つ脱水も困難であるとのことであり、また、既存の３６℃の消化温度でも脱水性が悪いことから初沈汚泥系での良好さが相殺され、再度、混合消化法に戻す可能性も示唆された。

（２）　汚泥の有機物組成と無機成分

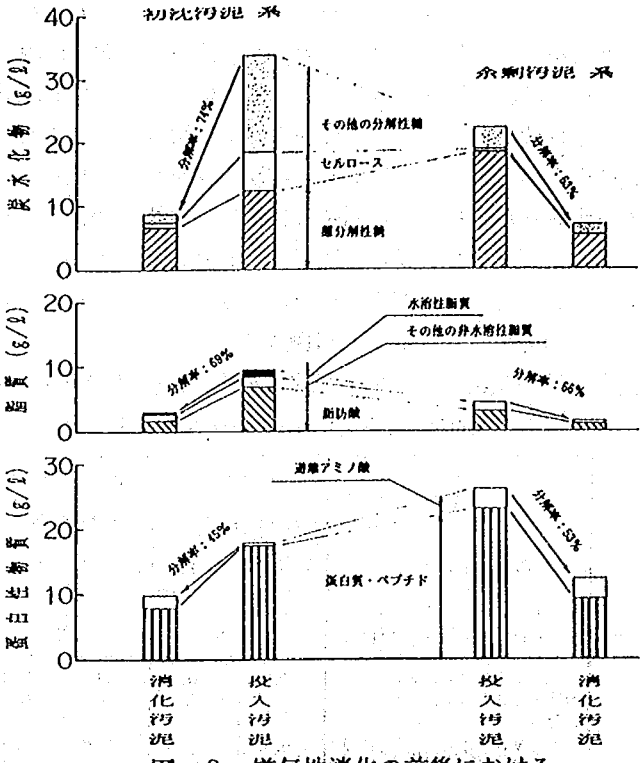
分別嫌気性消化法による投入汚泥と消化汚泥の精密分析結果を表－５にまとめた。

表－５　分別嫌気性消化法汚泥の精密分析結果

試料 / 項目		液状中濃度 (mg／ℓ)				乾物中濃度 *			
		初沈汚泥系		余剰汚泥系		初沈汚泥系		余剰汚泥系	
		投入汚泥	消化汚泥	投入汚泥	消化汚泥	投入汚泥	消化汚泥	投入汚泥	消化汚泥
運転条件	消化温度 (℃)	52		36					
	消化日数 (日)	45		62					
一般項目	TS (g／ℓ)	66.7	27.1	43.1	19.06				
	SS (g／ℓ)	63.5	22.9	40.9	16.42				
	VS／TS (－)	0.80	0.60	0.80	0.69				
	VSS／SS (－)	0.81	0.57	0.81	0.71				
有機物組成	分解性糖 (グルコース換算)	21,300	2,200	3,740	1,717	320	81	87	90
	内、分解性多糖 (λ)	21,200	2,130	3,470	1,691	318	79	80	89
	内、セルロース (λ)	6,080	810	478	143	91	30	11	8
	難分解性糖	12,210	6,530	18,230	5,110	183	241	423	268
	水溶性脂質 (酢酸換算)	1,134	325	134	61	17	12	3	3
	非水溶性脂質	8,400	2,630	4,310	1,468	126	97	100	77
	内、脂肪酸 (オレイン酸換算)	6,800	1,734	3,060	1,105	102	64	71	58
	内、遊離脂肪酸 (λ)	3,540	705	1,164	191	53	26	27	10
	蛋白性物質 (グルタミン酸換算)	17,940	9,810	26,200	12,260	269	362	609	643
	内、遊離アミノ酸 (λ)	534	1,924	3,100	3,130	8	71	72	164
肥効成分	Mg	143	123	240	108	2.15	4.55	5.57	5.67
	Ca	506	414	310	448	7.59	15.30	7.19	23.5
	K	250	250	650	504	3.75	9.24	15.07	26.4
	K－N, <Org－N>	2,780	2,470	3,450	2,600	41.7	<50.8>	80.0	<59.9>
	NH_4^+－N		1,096		1,454				
	T－P, <Par－P>	693	633	1,400	848	10.40	<21.1>	32.5	<22.8>
	PO_4^{3-}－P		61		414				
重金属	Hg (λg／ℓ)	82.0	45.5	43.2	32.4	1.23	1.68	1.00	1.70
	As (λg／ℓ)	71.8	159	135	117	1.08	5.88	3.13	6.12
	Cr	2.74	2.46	0.90	0.60	41.1	90.9	20.9	31.5
	Pb	0.46	0.94	0.78	0.46	6.90	34.7	18.1	24.1
	Cd	0.10	0.15	0.07	0.05	1.50	5.69	1.72	2.52
	Mn	9.90	9.10	12.10	6.50	149	336	281	341
	Cu	12.8	11.6	8.6	6.8	192	429	199	357
	Ni	1.36	1.30	1.14	0.86	20.4	48.0	26.4	45.1
	Zn	49.4	47.0	28.4	22.0	741	1,740	659	1,150
	Fe	486	538	404	240	7,290	19,900	9,370	12,600

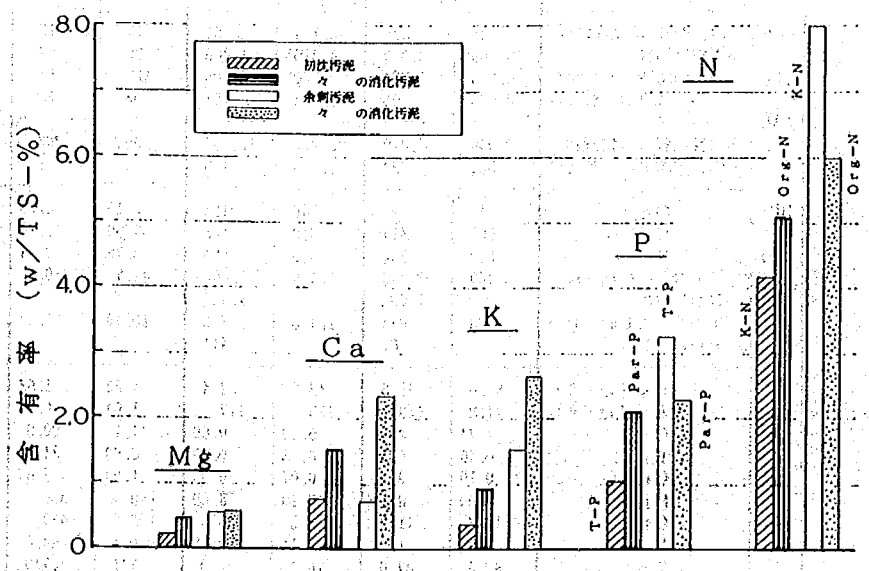
＊　：　乾物中濃度の単位は、重金属類がmg／TS－kgであり、他の項目はg／TS－kgである。

図－３は、消化前後における汚泥中有機物組成の変化である。これらの結果は、双方の系とも消化日数や消化温度からみて消化が限界に近い所まで進んでいる条件下での結果とみて良く、その結果として炭水化物や脂質、蛋白性物質等の分解率は、双方の系において大差が無いものとなっている。しかし、余剰汚泥には分解しずらい糖や蛋白性物質が多く含まれており、この系が通常行われているような消化日数（２０～３０日）で運転された場合には、これらの成分の影響による分解率の減少は免れないものと思われる。また、前述の実施設での消化成績における余剰汚泥系でのガス発生率が低く、消化率の結果を反映する成績を示さなかったのは、難分解性の糖や蛋白性物質の分解によるメタンガスへの転換の効率が非常に低かったことを示している。そして、これらの結果は、前述の実施設の処理成績で示されたように、余剰汚泥は分別消化に向かないことを示している。



図－３　嫌気性消化の前後における汚泥中有機物組成の変化

図－４は、下水汚泥の緑農地利用を想定して、汚泥中の肥効成分の含有率を示したものである。余剰汚泥では、肥料の３元素と言われているN，P，Kの含有率が初沈汚泥に比べて高く、そして、これらは、汚泥中の有機物が嫌気性



図－４　汚泥中の肥効成分の含有率

消化による分解、液化、ガス化を受け減少したことにより、その消化汚泥では更に含有率が高くなっている。このことから、余剰汚泥は、含有有機物の安定化を図りさえすれば、有機土壌改良材としての地力の維持・保全と合わせて、肥料としての用途価値も高いものと思われる。ここでは、余剰汚泥が嫌気性消化されていたために、リンや窒素の約５０％が液相に移行してしまっていたが、これを脱水後に有機物の安定化を図る操作を取れば、少なくともリンやカリウムは、そのまま汚泥中に保持でき、また、窒素も液状汚泥での安定化処理の場合よりも高い割合で保持できるものと思われることから、更に肥料価値は高まるものと思われる。

一方、初沈汚泥でも、消化した汚泥では余剰汚泥には劣るものの相当分の量が保持されており、また、図－３にも見られたように嫌気性消化による有機物の安定化が図られていることから、用途に応じて液状や脱水汚泥で、或いは更に水分調整して、土壌改良材としての十分な利用価値があるものと思われる。

緑農地利用に資すためには、最低、肥料取締法に定められた有害物質含有量の許容限度を遵守しなければならない。本調査で行った重金属の結果（表－５）は、いずれの汚泥も許容限度を満足していた。

３．２　高品質コンポストの製造に関する調査

３．２．１　目　的

現在、国庫補助を受けて稼働しているコンポスト化施設を有する自治体数は全国で26である[2)]。これらの自治体で製造されている汚泥コンポストの原料は、最初沈殿池汚泥（初沈汚泥）と余剰活性汚泥（余剰汚泥）の混合脱水汚泥、又は、混合濃縮後消化脱水したものを使用している所が大部分であり、箇所によっては、モミガラやオガクズを添加して、含水率の調整や通気性の改善を行っている所もあるが、原料として用いる下水汚泥は初沈汚泥と余剰汚泥の混合物であることに、かわりはない。

最近、多くの下水処理場でかかえている問題の一つに汚泥の濃縮性が悪いことがあるが、その原因は、余剰汚泥にあり、初沈汚泥のみの単独濃縮は従来の方法で良好な結果を得ている所が多い。従って、初沈汚泥と余剰汚泥を別々に処理する発想が生まれ、新しい汚泥処理システムの開発が望まれる所であり、本研究テーマの主目的となっている。ここで、初沈汚泥と余剰汚泥の組成で大きな違いがあるのは、Ｔ－ＮやＴ－Ｐが余剰汚泥の方が多いことであり、この汚泥で、汚泥コンポストを作れば従来のものより肥効成分が多く含まれた製品が得られると同時に、重金属の含有量の面でも、多少改善される可能性がある。

そこで、本調査では、現在、汚泥コンポストを製造しているＹ市で次の項目の調査を行った。①汚泥発生量の調査。②初沈汚泥及び余剰汚泥の肥効成分と重金属の含有量調査。③余剰汚泥のみの汚泥コンポスト化と、混合消化汚泥のコンポスト化の比較実験。以上の調査は、肥効成分が多く、重金属含有量が少ない、汚泥コンポストの製造（高品質コンポストの製造）方法について検討することを目的としている。なお、本報告では紙面数の都合で汚泥発生量に関する報告は割愛させていただくこととする。

３．２．２　調査及び実験方法

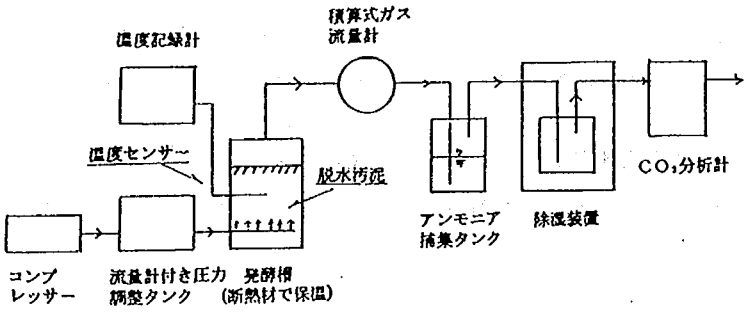
（１）　初沈汚泥及び余剰汚泥の肥効成分と重金属含有量の調査

Ｙ市の下水処理場の概要：下水集水方式は分流式、下水処理方式は標準活性汚泥法（ステップエアレーション方式）、Ｈ３年度処理人口81,510人、Ｈ３年度の日平均流入水量34,000m³／日である。

調査期間は平成３年７月～平成４年２月まで、毎月１回初沈汚泥と余剰汚泥のサンプルの測定を行った。肥効成分の調査項目は、Ｔ－Ｐ，Ｔ－Ｋ，Ｔ－Ｎ，Ｔ－Ｃの４項目であり、重金属についてはＨｇ，Ｃｄ，Ａｓ，Ｚｎ，Ｃｕ，Ｃｒ，Ｐｂの７項目である。

（２）　コンポスト化実験

実験装置の概略を図－５に示す。本装置の概要と実験条件は、次の通りである。発酵槽は塩ビ性で、内径40cm，高さ60cmの内容量は約75ℓである。槽の外側（側面、底面、上面）はすべて厚さ５cmの断熱材で保温し、外気温の影響を受けないようにした。給気はコンプレサーから流量計付き圧力調整タンクに送り、流量を調節して発酵槽に送る。発酵ガスは、積算式のガス流量計を通ってアンモニア捕集タンク内で、希硫酸溶液中を通過するときにアンモニアガスが希硫酸に捕集された後、除湿装置内に入り、０～５℃に冷却されてガス中の水分を除去してから赤外散乱光式CO_2分析に入り、CO_2濃度を測定してから外気に放出する。なお、発酵槽の中央に温度センサーを固定し、槽内の温度変化を記録するようになっている。



図－５　コンポスト化実験装置の概要図

なお、実験装置は、２台使用し、１台は余剰系のコンポスト化に使用し、もう一方は、コントロールとして消化混合系のコンポスト化に使用する。

実験条件は以下の通りである。

供試汚泥：①余剰系脱水汚泥：余剰汚泥に高分子系脱水剤を添加して多重円盤式脱水機で脱水後、風乾して含水率を40～60%程度にしたもの。②消化混合系脱水汚泥：混合濃縮汚泥を消化処理後、高分子脱水剤を添加して脱水し、余剰汚泥系と同様に風乾して含水率を40～60%程度にしたもの。

供試種汚泥：余剰系種汚泥は、あらかじめ余剰系脱水汚泥を10日間以上発酵（好気性発酵）させて得たものを種汚泥とした。また、消化系種汚泥も同様に消化系脱水汚泥を10日間以上好気性発酵させたものを使用した。

実験回数：夏期、秋季、冬季に各１回実施した。

発酵条件：発酵日数：30日間；切り返し：10日目までは１回／日とし、その後は２～３日に１回とした。種汚泥との混合比：（１：１,DS）とする。投入汚泥量：50～60ℓ（ＤＳで12～16kg），スタート時の含水率：50～60%，給気量：0.05～1.2ℓ／分の範囲で調節する（目安は発酵温度が65℃以上を維持できる給気量とする）

3．2．3　調査及び実験結果

（1）　初沈汚泥及び余剰汚泥の肥効成分と重金属含有量の調査

初沈汚泥と余剰汚泥の肥効性成分と重金属の含有量について平成３年７月から平成４年２月までの各月に１回測定した結果を最大値，最小値，平均値，標準偏差，余剰濃度／初沈濃度等にまとめて表－６に示す。同表の結果から肥効性成分のＴ－Ｐ，Ｔ－Ｋ，Ｔ－Ｎは余剰汚泥の方が初沈汚泥のものより高く、重金属については、Ｈｇ，Ｃｕ，Ｃｒ，Ｐｂの４元素は肥効性成分と逆に余剰汚泥の方が低い傾向がある。重金属のＣｄとＺｎは両汚泥とも同じ程度の濃度であり、Ａｓは、余剰汚泥で初沈汚泥よりも高い濃度であった。これらの結果から、余剰汚泥は、初沈汚泥より肥効性成分が多く、多くの重金属の項目でその含有量が少ない傾向が見られた。

従って、余剰汚泥単独のコンポスト化は、従来のものより肥効性成分の含有量が多くかつ重金属含有量が少ないコンポスト製品が出来る可能性を有している。

表－６　最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の成分調査結果

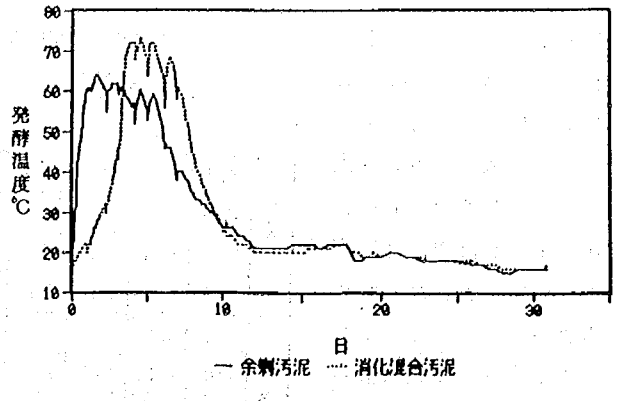
		温度	pH	TS	VS	肥効成分（%）					重金属（mg／kg・DS）						
						T-P	T-K	T-N	T-C	C／N	Hg	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Pb
初沈汚泥	最大	24.4	6.3	6.36	87.1	1.37	0.50	11.0	52.7	11.88	1.91	1.5	3.6	900	900	40	31.0
	最小	12.5	5.3	2.70	79.7	0.10	0.20	4.41	44.0	4.97	0.76	0.6	0.5	480	96	16	5.3
	平均	18.2	5.8	4.15	85.1	1.04	0.32	5.87	48.2	8.80	1.25	1.1	1.2	610	220	26	21.0
	標準偏差	5.0	0.4	1.18	2.6	0.43	0.10	2.25	3.8	2.06	0.47	0.3	1.1	149	295	8	8.9
余剰活性汚泥	最大	25.4	7.4	4.00	86.0	2.91	1.62	9.89	49.2	8.41	1.11	1.9	11.0	1000	290	40	24.0
	最小	14.3	6.7	3.00	81.8	2.30	0.75	4.15	34.9	4.48	0.37	0.8	0.8	450	110	11	5.3
	平均	20.5	7.0	3.60	84.1	2.67	1.01	7.85	40.8	5.40	0.62	1.3	3.1	610	160	23	14.0
	標準偏差	4.9	0.2	0.37	1.38	0.28	0.28	1.90	5.52	1.32	0.26	0.4	3.6	184	67	9	7.0
余剰／初沈		—	—	0.86	0.99	2.57	3.16	1.34	0.85	0.61	0.5	1.18	1.72	1.00	0.73	0.88	0.67

（2）　コンポスト化実験の結果

コンポスト化の実験は、夏季、秋季、冬季に余剰系、消化混合系の２ケースを同時に行い、両者の比較検討を行うこととした。

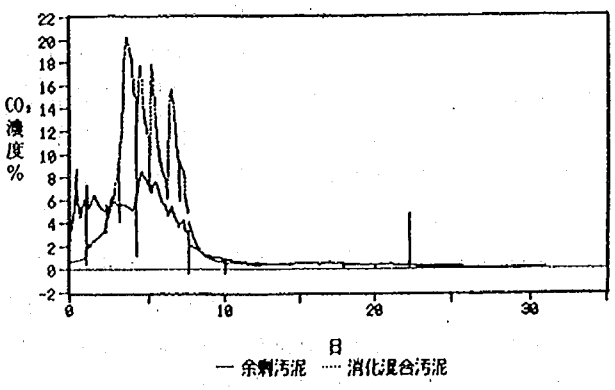
コンポスト化の発酵状況の傾向として、発酵温度とCO_2濃度の経時変化の一例を秋季のものについて図－６と図－７に示した。

図－６は発酵温度の経時変化であるが、実線で示した余剰汚泥の方が点線で示した消化混合汚泥のものより温度の立ち上がりが早い傾向を示しているがこれは、余剰汚泥の方が易分解性の有機物を多く含有しているためと



図－６　コンポスト化における
発酵温度の経日変化（秋季）

考えられる。発酵温度のピークは、10日目位で室温に近い値を示しており、その後の発酵温度の上昇はほとんどなく１次発酵が終了した目安となる。10日目までの発酵温度の高低変化は、切り返しによるものである。切り返し直後は温度が低下するがすぐに上昇している様子が示されている。５日～７日を過ぎると切り返しを行っても温度の上昇はなくなり、安定化する。一方、図－７に示した発酵ガスの中のCO_2濃度の変化も温度の変化と同様の傾向を示しており、汚泥の発酵状況の把握の目安として用いることが出来る。



図－７　コンポスト化における排ガス中のCO_2濃度の経日変化（秋季）

なお、夏季及び冬季の発酵温度とCO_2濃度変化も秋季のものと同様の傾向であるが、給気温度は夏季のほうが高いので、その分発酵温度の立ち上がりが早くなり、逆に冬季では秋季のものより遅れて発酵温度が立ち上がる傾向が見られる。このことから、コンポスト化の発酵温度の立ち上がりは給気温度（外気温度）の影響を受けているものと思われる。

次に、３回行ったコンポスト化実験の発酵前後（コンポスト化前後）の肥効成分の変化を表－７に示す。同表の上段にコンポスト化前（混合物０日目）として、余剰汚泥と余剰汚泥の種コンポスト化汚泥を重量比で１：１の割合で混合し、発酵槽に納めた直後のもの（余剰汚泥）及び、同様に消化汚泥と消化種汚泥の混合物０日目のもの（消化混合汚泥）並びに、余剰汚泥の濃度を消化混合汚泥の濃度で割った値を（余剰／消化混合）として示した。

下段にはコンポスト化後（混合物30日目）のものを同様に示してある。各成分のコンポスト化前後の比較で重要なことは、本実験の目的である余剰汚泥単独のコンポスト化が、従来から行われている混合汚泥のコンポストに較べ肥効成分ならびに重金属項目についてどの様な特性を有するかを検討することである。

まず表－７でコンポスト化前後の値を比較するとＴ－Ｎ，Ｔ－Ｃ，Ｔ－Ｋは約10%コンポスト化後の方が低くなっているが、Ｔ－Ｐは逆に10%高くなっていることが認められる。

コンポスト化後（混合物30日目）の余剰汚泥と消化混合汚泥の傾向を平

表－７　コンポスト化前後の肥効成分等の比較

		余剰汚泥（%）				消化混合汚泥（%）				余剰／消化混合			
		T-N	T-C	T-P	T-K	T-N	T-C	T-P	T-K	T-N	T-C	T-P	T-K
混合物0日目	夏季	7.63	39.0	2.61	1.10	4.67	30.2	2.38	0.20	1.63	1.29	1.10	5.50
	秋季	7.14	34.7	2.37	0.98	6.18	36.1	2.47	0.17	1.16	0.96	0.96	5.76
	冬季	7.58	39.3	2.76	1.04	4.07	23.8	2.47	0.19	1.86	1.65	1.12	5.54
	平均	7.36	37.7	2.58	1.04	4.97	30.0	2.44	0.19	1.65	1.30	1.06	5.58
混合物30日目	夏季	6.18	30.7	2.70	0.83	4.20	26.3	2.65	0.17	1.47	1.17	1.02	4.88
	秋季	6.23	33.9	3.35	0.84	4.36	25.4	2.68	0.17	1.43	1.33	1.25	4.94
	冬季	7.84	38.4	3.33	1.62	5.88	32.0	2.75	0.24	1.33	1.20	1.21	6.75
	平均	6.75	34.3	3.13	1.10	4.81	27.9	2.69	0.19	1.41	1.23	1.16	5.52

均値で比較（余剰／消化混合）すると、その傾向は、各肥効成分とも余剰汚泥の方が高く、T－Nは４１%、T－Cは23%、T－Pは16%T－Kは 552%（5.52倍）となっている。

一般的に汚泥コンポストの肥効成分でT－N，T－Pに対してT－Kは１桁低い含有率であることが 知られている。ここで消化混合汚泥のものが、一般的な汚泥コンポストの肥効成分含有率を表していると考えられる。本実験の余剰汚泥のコンポストは、T…KもT－N，T－Pと同じオーダーの含有率に改善されており、このことが余剰汚泥単独コンポストの大きな特性といえる。

一方、重金属の濃度についての結果を表－８に示す。肥効成分と同様に上段にコンポスト化前を示し、下段にコンポスト化後の値を示した。また余剰汚泥と消化混合汚泥の比較を各々の平均値の比として（余剰汚泥の平均値／消化混合汚泥の平均値）示した。

重金属濃度の傾向は、肥効成分の傾向とは逆に余剰汚泥のコンポスト化汚泥の方が消化混合汚泥のコンポスト化汚泥より、全ての元素とも低い濃度であった。これは消化処理を行うと汚泥中の易分解性有機物が分解して固形物濃度（ＴＳ）が減少するが、重金属は分解せずそのまま汚泥中に残っているので、見かけ上消化処理後の汚泥中の重金属の濃度は高くなることが一つの原因である。また、もう一つは前段に示したように余剰汚泥が初沈汚泥に比較し、多くの項目でその濃度が低いという理由によるものである。

各元素の傾向を、コンポスト化後（混合物30日目）の平均値の比較（余剰汚泥の平均値／消化混合汚泥の平均値）で見ると、ＨｇとＣｒは消化混合汚泥の１／２以下で40%台の濃度であり、Ｚｎ，Ｃｕ，Ｐｂの３元素は消化混合汚泥の約60%の濃度である。ＣｄとＡｓは消化混合汚泥の約70%の濃度であり、全元素の平均は約60%の濃度であった。

表－８　コンポスト化前後の重金属濃度の比較

		余剰汚泥（mg／kg）							消化混合汚泥（mg／kg）						
		Hg	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Pb	Hg	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Pb
混合物0日目	夏季	0.55	1.7	1.8	770	180	35	8.1	0.79	2.5	8.5	1300	300	64	29
	秋季	0.66	1.3	3.0	580	130	8	9.5	1.21	2.6	2.8	1200	260	74	12
	冬季	0.73	1.2	0.8	570	130	19	5.1	1.25	2.0	1.3	1000	220	44	6
	平均	0.65	1.4	1.9	640	150	21	7.6	1.08	2.4	4.2	1200	260	61	16
		余剰汚泥の平均値／消化混合汚泥の平均値							0.61	0.59	0.63	0.55	0.56	0.37	0.63
混合物30日目	夏季	0.72	1.8	3.2	840	210	42	7	1.78	2.7	4.5	1400	350	77	33
	秋季	0.87	1.9	3.9	810	190	24	7	1.99	3.0	3.7	1400	340	74	12
	冬季	0.91	1.8	1.5	850	180	31	17	2.31	2.5	3.9	1300	300	56	8
	平均	0.83	1.8	2.9	830	190	32	10	2.03	2.7	4.0	1400	330	69	18
		余剰汚泥の平均値／消化混合汚泥の平均値							0.41	0.67	0.72	0.59	0.58	0.46	0.56

以上の結果から、余剰汚泥単独のコンポスト化により、従来のものより肥効成分が多くN，P，Kの３要素含有量のバランスも良くなり、かつ重金属の含有量の少ない高品質コンポスト汚泥の製造が可能であることが分かった。

3．2　まとめ

3年度の調査結果を以下にまとめた。

分別嫌気性消化法による実施設の調査結果

① 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。

② 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。

③ 調査した余剰活性汚泥は、N，P，K等に代表される肥効成分の含有率が高く、且つ肥料取締法に定められた有害物質含有量の許容限度を満足しており、有機質肥料の原料としての価値が高いことが示された。

高品質コンポストの製造に関する調査結果

① 一つの下水処理場を対象とした最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の肥効成分及び重金属濃度の調査より次の結果を得た。肥効成分のN，P，Kは余剰活性汚泥の方が高い含有率であり、重金属のうちHg，Cu，Cr，Pbの4元素は逆に余剰活性汚泥の方が低い濃度である。CdとZnは両者とも同じ程度であり、Asは余剰活性汚泥の方が少し高い濃度であった。

② コンポスト化実験の結果から、余剰汚泥単独のコンポスト化汚泥は肥効成分のN，P，Kとも含有率が消化混合汚泥のコンポストよりも高く、しかもカリウムの含有率は1％を超えて他のN，P等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、重金属の濃度は消化混合汚泥のコンポストの約60％程度の濃度であり、肥効成分が高く、且つ重金属含有量が少ない高品質コンポストの製造の可能性が大きことが分かった。

今後は、最初沈殿池汚泥が分別嫌気性消化に適していることが示されたことから、この処理機能を詳細に調査して行く必要がある。また、余剰活性汚泥の分別コンポスト化の効果を引き出す更なる調査が必要であると思われる。

最後に、本調査に快く協力して下さったK市ならびにY市の関係者の皆様方に心より御礼申し上げます。

【参考文献】

1) 「下水道年鑑」，第2部：統計・資料編，水道産業新聞社，1992

2) 「日本の下水道」，建設省都市局下水道部監修，平成3年

12. 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　佐藤　和明
研究員　白石　　隆
研究員　松原　　誠

１．調査の目的と必要性

近年の下水道整備の進捗や高度処理の推進、流入水質強度の高まり等により、下水汚泥の発生量は増加の一途をたどっている。汚泥の処分地の確保も年々困難になる中で、安定した汚泥の処理処分法の確立は重要かつ緊急の課題である。この課題を解決する方策の１つとして注目されているのが、名古屋市、横浜市、あるいは下水汚泥広域処理事業（エースプラン）に代表される、汚泥の集約処理である。集約処理においては、汚泥処理施設がスケールメリットを有するので、処理施設の大規模化により汚泥処理コストを低減することができ、また汚泥を資源として有効利用する場合にも、汚泥量が確保されているので有利である。

集約処理を実施する際には、汚泥輸送という新たな問題が生じる。汚泥の輸送量や輸送距離の増加に伴い輸送コストも増加するため、集約処理のスケールメリットを活かすためには、汚泥輸送計画について十分に考慮する必要がある。汚泥の輸送方法についてはいくつかの方法が考えられるが、わが国では主に脱水汚泥のトラック輸送と混合汚泥の管路輸送が用いられている。しかし、トラック輸送は臭気、汚泥の飛散及び交通公害による周辺環境の悪化が懸念され、混合汚泥を輸送した場合は、汚泥の腐敗の問題、また集約先において生ずる多量の返流水の問題がある。よって、これらの問題点を解決できる新しい汚泥輸送方法の開発が望まれている。

このような汚泥輸送方法の１つとして、濃縮汚泥、消化汚泥、脱水汚泥といった高濃度汚泥の管路輸送を考えることができる。汚泥の管路輸送については、汚泥濃度の低い余剰汚泥や混合汚泥を対象として、すでに多くの実施例があるが、高濃度の汚泥についての検討は十分であるとはいえない。そこで本調査では、汚泥輸送実験装置を製作し高濃度汚泥の輸送実験を行うことにより、汚泥の輸送特性についての基礎的な知見を集積し、効率的な汚泥輸送の可能性を模索すると同時に、高濃度汚泥の集約先での処理・有効利用方法についても検討を行い、汚泥集約処理の効率化を図ることを目的として平成３年度より実施するものである。

２．平成３年度の調査結果

２．１　汚泥輸送技術の現状と課題

汚泥輸送は、液状汚泥輸送と脱水汚泥輸送の２つに大別される。ここで、液状汚泥は脱水工程前の汚泥を意味し、一般的には濃度５％以下である。これに対し脱水汚泥は20％以上であることが多い。

これらのうち、どちらの輸送方法を採用するかは、集約後の汚泥処理方法に依存する。すなわち、各下水処理場での汚泥処理工程を省略する目的で集約処理を行う場合は液状汚泥が輸送され、各処理場では脱水まで処理を行い、さらに高度な汚泥処理、即ち焼却、溶融やコンポスト化を行う目的で汚泥を集約する場合は脱水汚泥が輸送される。各汚泥輸送方法について代表的なものをまとめると表－1のようになる。脱水汚泥の輸送技術のうち、車両輸送以外は全て処理場内でのみ用いられている方法であり、長距離輸送の実績はないものと考えられる。

本調査において着目している汚泥の長距離管路輸送技術について、日米の主な事例についてまとめたものが表－2である。これによれば、輸送距離及び管径については両者に大きな差はないが、流速は日本の方が大きく、また輸送汚泥の濃度も日本の方が低いことがわかる。汚泥性状等の違いから一概に論ずることはできないが、日本では、汚泥の管内閉塞や沈殿堆積を避けるために、管路輸送システムの設計値が、かなり安全側になっているものと考えることができ、管路輸送における管径、流速等の最適値の決定方法については、低濃度汚泥の場合についても研究の余地があるといえる。また、日本が生汚泥の輸送が主であるのに対し、米国は多種多様な汚泥に対し実績があり、今後研究を進めていく上で、これらの輸送例について検討することは有用であると考えられる。

表－1　既存の汚泥輸送技術の概要[1)]

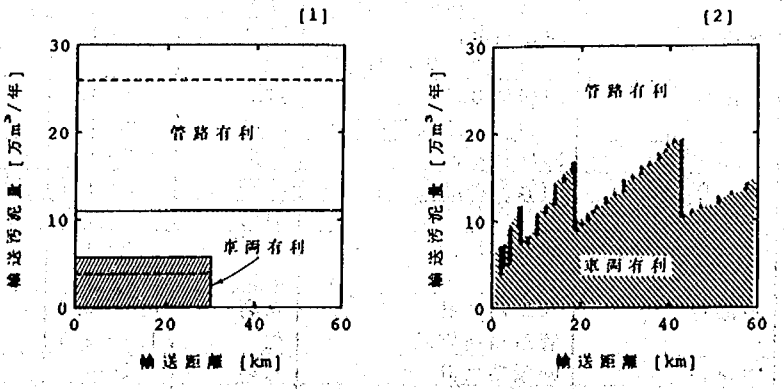
輸送方法		特長	備考
液状汚泥	1.車両輸送	・輸送経路、集約先の変更に対し柔軟に対処可能 ・初期投資額が小さくてすむ	・環境衛生及び交通問題に配慮が必要 ・タンクローリ
	2.管路輸送	・最も単純で効率的な方法 ・大量の汚泥輸送に適する	・主に渦巻ポンプ
	3.鉄道の利用	・汚泥単位量当たりの輸送エネルギーコストが低い ・大量の汚泥を長距離輸送する場合に適する	・一般的な方法ではない ・脱水汚泥の場合も輸送可能
	4.船舶の利用（はしけ）	・長距離輸送に適する	・最終処分地までの輸送に用いられる（海洋還元、海面埋立） ・脱水汚泥の場合も輸送可能
脱水汚泥	1.車両輸送	（液状汚泥の場合と同様）	・トラック
	2.管路輸送	・配管自在のため処理場内でも柔軟に対応可能 ・環境衛生面の問題が少ない	・主に1軸ねじポンプ ・長距離輸送についての実績なし ・管壁の摩耗の問題あり
	3.ベルトコンベヤ	・単純かつ確実な方法 ・低含水率の汚泥も輸送可能 ・粒径の大きな場合にも輸送可能	・急勾配がとれない ・臭気、こぼれの問題あり
	4.フレキシブルコンベヤ	・勾配、方向を輸送途中で変えられる ・急勾配でも輸送可能	・ベルトコンベヤに比べ機械の摩耗、腐食が激しい
	5.スクリューコンベヤ	・静穏で確実、経済的な方法 ・輸送方向の転換が可能	・輸送距離は6m程度まで ・粗大物質は輸送困難

表－２　汚泥の長距離管路輸送の例[1),2)]

都　市　名	延長[m]	管径[mm]	流速[m/s]	汚泥の種類	濃度[%]
・東京都　落合→小台	10,600	350	1.0	生汚泥	2.0
・川崎市　等々力→入江崎	13,745	300	1.0	生汚泥	1.0
・横浜市　栄第一→南部汚泥処理	12,600	500	1.0	生汚泥	1.0
・名古屋市　打出→宝神	6,200	300	1.0	生汚泥	1.0
・大阪市　十八条→大野	10,000	350	0.6	生汚泥	0.7
・兵庫東エース（計画中）尼崎市東部→武庫川下流	7,800	250	1.0	生汚泥	1.0
・Cleveland, OH	21,120	305	0.30	生汚泥	3.0～3.5
・Kansas City, MO	10,560	305	0.84	初沈汚泥	0.4～1.0
・Philadelphia, PA	8,000	203	0.90	初沈＋スカム	2.5～5.0
・Chicago, IL	2,720	406	0.62	ラグーン汚泥	13
・Denver, CO	3,200	203	0.60	初沈消化汚泥	4～7
・San Diego, CA	12,000	203	1.05	初沈消化汚泥	～7.5

次に、汚泥の長距離管路輸送の経済性について、液状汚泥の場合に車両輸送と比較した例[1),3)]から検討を加える。文献 1）によれば、汚泥輸送距離が 30km 以下でかつ汚泥の年間輸送量が38,000～57,000 m³ より少ないような場合には車両輸送が、また年間輸送量が 110,000～260,000 m³を越えるような場合には管路輸送が、それぞれ経済的であるとしている（図－１,[1]）。文献 3）では、車両輸送及び管路輸送の各費用関数が与えられており、文献中に明記されていない幾つかの条件を設定して両者を比較すると、図－１,[2]のようになる。２つの図は、同様な傾向を示しており、管路輸送は輸送汚泥量が多い場合に経済的であることが容易に読み取れる。このことから、汚泥の濃度を高くして輸送量を減少させた場合には、管路輸送の大きなメリットの１つを活かすことができなくなる恐れがある。特に脱水汚泥の管路輸送を考えた場合、液状汚泥と脱水汚泥の単位体積当たり輸送コストが同じであると仮定しても、脱水汚泥の体積は液状汚泥の約1/20であるから、脱水汚泥の管路輸送が経済的に有利であるような汚泥量は、液状汚泥に換算しておよそ 2,000,000m³/年 以上となる。しかし、これほどの大量の汚泥が発生する処理場は、わずかしか存在しない。

このように、高濃度汚泥の長距離管路輸送における諸数値は、単に閉塞、沈殿を防止するという観点からだけではなく、最も経済的に、効率よく汚泥を輸送できるように決定する必要がある。



図－１　管路輸送と車両輸送の経済性の比較[1),3)]

2．2　汚泥の流動特性調査

2.2.1　既存の研究

下水汚泥は含水率のごく高い場合を除いて非ニュートン流体として挙動するとされている[4]。非ニュートン流体とは、層流の場合の速度勾配とせん断応力との関係が正比例しない流体で、流動曲線の形状から容易に判別できる。従来より下水汚泥の解析に用いられてきた流動特性は次の２つである。

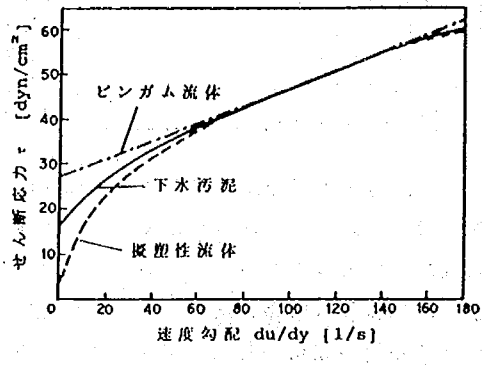
(1) ビンガム流体（塑性流体）　　$\tau = \tau_y + \eta\,(du/dy)$

(2) 擬塑性流体　　$\tau = k\,(du/dy)^n$

ここで、τ：せん断応力[Pa]，du/dy：速度勾配[1/s]，τ_y：降伏値，

η：塑性粘性係数，k：擬塑性粘性係数，n：構造粘度指数（$n<1$）

実際の下水汚泥の流動特性は、厳密には、このどちらにも当てはまらない[5]。しかし、図－２に示すように、速度勾配の小さい領域を除けば、下水汚泥の流動曲線を、ビンガム流体または擬塑性流体の流動曲線によって近似することが可能である。



図－２　下水汚泥の流動特性[5]

既存の研究において、下水汚泥の流動特性がどのように扱われてきたかをまとめたものが表－３である。これによれば、下水汚泥をビンガム流体として扱った研究が多いようであるが、同一研究者でも流動特性の扱いを変更した例もあり、統一性がない。また、粘性

表－３　既存の研究における汚泥の流動特性の扱い方

研究者名	粘性測定方法	汚泥種類	供試汚泥濃度(%)	境界濃度 非ニュートン	境界濃度 チキソトロピー	流動特性
吉田ら[6]	回転粘度計	消化	4～7	－	－	ビンガム
吉田ら[7]	回転粘度計（一定速度勾配）	消化 初沈濃縮	～7 ～12	約 1.0 約 2.0	3～4 7～8	ビンガム
高田ら[8]	回転粘度計（一定，履歴曲線）	初沈	～12	－	7	ビンガム
高田ら[9]	回転粘度計（一定速度勾配）	初沈 消化	9～15 9～14	－	－	擬塑性
川島[10]	回転粘度計	消化	1～15	約 4	－	ビンガム
大垣ら[11]	細管型粘度計	余剰	0.3～3.3	－	－	ビンガム
Chou[12]	－	消化	～15	4	－	ビンガム
Rose-Innesら[13]	回転粘度計	余剰 消化	1～7 2～9	－	－	擬塑性
遠藤ら[14]	回転粘度計 管路輸送実験	余剰 生	0.2～3.5 1.2～3.0	0.4	－	擬塑性
東京都[15]	回転粘度計	余剰	1～7	－	－	ビンガム
東京都[16]	回転粘度計 管路輸送実験	生	2～7	－	－	擬塑性

測定時に遭遇する汚泥のチキソトロピー性についてもその扱い方は様々であり、結果として、汚泥の粘性の測定結果は大きくばらついたものとなっている。これらのことをふまえて、管路輸送における重要な因子である粘性の測定方法、及び流動特性の扱い方については十分に検討する必要がある。

2.2.2 調査方法

共軸二重円筒型回転粘度計(Haake Rotovisco RV12)を用いて下水汚泥の粘性を測定した。粘度計の諸元について表－4に示す。ローターの最大回転数及び回転数変速パターンは、清水における予備実験において、その粘性を最もよく測定することのできた値を採用した。さらに、汚泥のチキソトロピー性を考慮して、最大回転数において、せん断応力が平衡値を示すまでその回転数を保持した後、減速した。これらの測定パターンについて表－5にまとめた。また、本方法による流動曲線の測定例を図－3に示す。汚泥の粘性の解析は、減速時の流動曲線を用いた。なお、測定中汚泥の液温は恒温槽で20℃に保った。

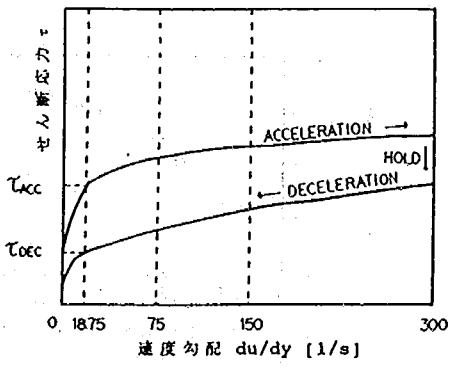
表－4 回転粘度計の諸元

ｾﾝｻｰｼｽﾃﾑ	MV1
内外筒半径比	1.05
ｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞ	0.96 [mm]
ﾛｰﾀｰ高さ	60 [mm]
ﾛｰﾀｰ半径	20.04 [mm]

表－5 粘性測定パターン

ﾛｰﾀｰ最大回転数 (速度勾配)	128 [rev/min] (= 300 [1/sec])
加速	6 [min]
最大回転数保持	せん断応力が平衡に達するまで
減速	6 [min]

供試汚泥は茨城県霞ヶ浦浄化センターの混合濃縮汚泥及び消化汚泥である。汚泥の固形物濃度と粘性との関係を調べるために、汚泥を遠心分離し、これを原汚泥で希釈して濃度を調整した。実験期間中（各1ヶ月程度）の汚泥性状はほぼ一定であった。汚泥性状の平均値を表－6に示す。これらのうち、乾比重は、乾燥させた汚泥を乳鉢ですりつぶしたものを試料として用い、ピクノメーターにより測定した。測定時の水温はほぼ20℃であった。50%径と体積平均径は、レーザー回折・散乱式粒度分析計(Microtrac SRA)により測定した。



図－3 流動曲線の測定例

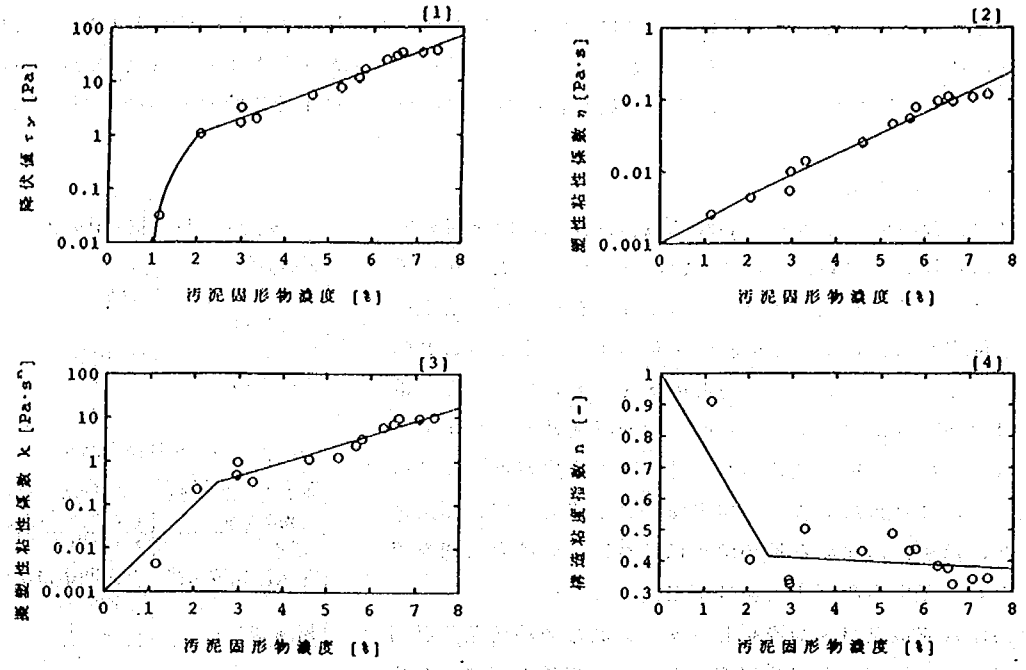
2.2.3 調査結果

得られた流動曲線をビンガム流体、擬塑性流体の両者で近似して、粘性の解析を行った。ビンガムとした場合は普通軸上で、擬塑性とした場合は両対数軸上で、最小自乗法を用いることにより各係数を決定した。なおこのとき、速度勾配が75 [1/s] 以下のデータは除外した。2つの近似曲線と下水汚泥の流動曲線の形状を比較すると、擬塑性流体の方が下水汚泥の流動曲線に近いと判断された。

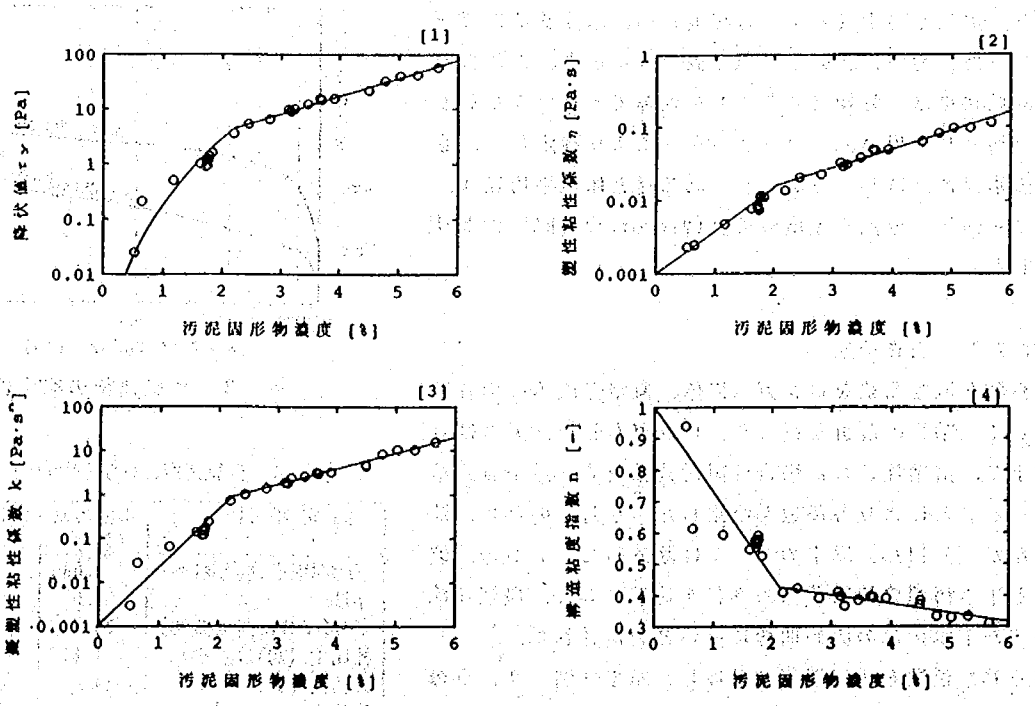
得られた係数を汚泥濃度で整理した結果は図－4，5のようになり、濃度約2%以上で、τ_y, η, kは片対数軸上

表－6 供試汚泥の性状(平均値)

測定項目	濃縮汚泥（2月）	消化汚泥（12月）
原汚泥固形物濃度[%]	3.08	1.75
pH	6.0	7.4
VS[TSに対する%]	79.6	61.6
乾比重（20℃）	1.61	1.81
50%径[μ]	54	45
体積平均径[μ]	72	55



図－4　各粘性係数と汚泥濃度との関係（濃縮汚泥）

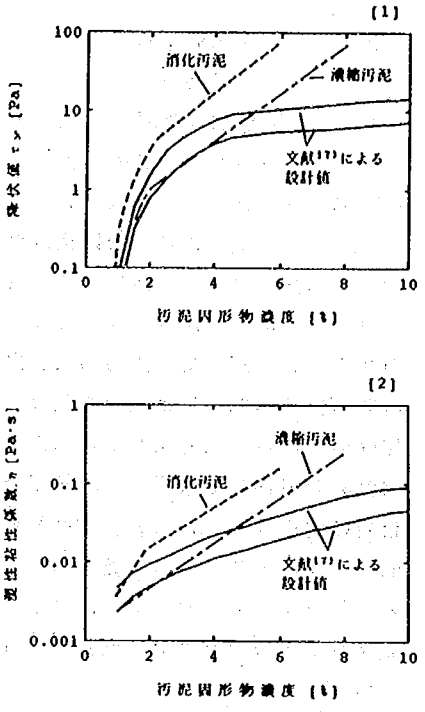


図－5　各粘性係数と汚泥濃度との関係（消化汚泥）

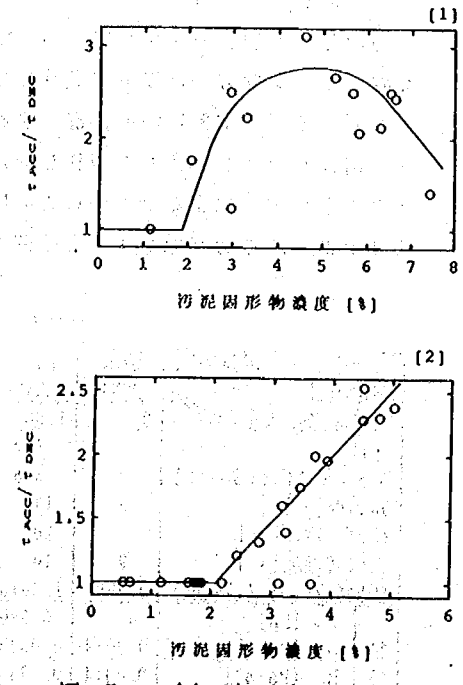
で、nは普遍軸上で直線近似できた。２％以下については20℃における水の粘性係数から、汚泥濃度０％の時にτ_y＝0 [Pa], $\eta = k$ ＝0.001[Pa·s], n＝1 となることを考慮して、直線もしくは曲線によって表すことができる。濃縮汚泥と消化汚泥を比較すると、濃縮汚泥の方がデータのばらつきが大きい。これは、濃縮汚泥中の粗大固形物の影響により、流動曲線が正確に測定されなかったためであると考えられる。また、流動特性について比較すると、擬塑性流体とした場合の構造粘度指数nのデータのばらつきが大きかった。nと濃度との関係は数式で表現することが不可能であったという報告[13]もあり、濃度と粘性との関係を表すには、流動特性をビンガム流体で近似した方がよい結果が得られると考えられる。

測定結果を、我が国でもよく引用されている文献17）のデータと比較したものが図－６である。これによれば、濃度の低い部分を除いて今回の測定値の方が大きな値を示している。また、汚泥を消化しＶＳを減少させると、粘性が低下するといわれているが、今回の調査では、同一濃度で比較した場合、消化汚泥の方が濃縮汚泥よりも粘性が大きいという結果となった。このことから、ＶＳを汚泥の粘性の指標とするのは不適切であると考えられる。

次に汚泥のチキソトロピー性について検討する。チキソトロピーの指標には、測定開始直後（低回転速度）において大きなせん断応力が測定されることを考慮して、回転数 8[rev/min] (du/dy＝18.75 [1/s])における、加速時のせん断応力τ_{ACC}と、減速時のせん断応力τ_{DEC}の比を用いた[13]（図－３）。これを汚泥濃度で整理したものが図－７であり、濃縮汚泥、消化汚泥ともチキソトロピーの境界濃度は約２％であった。チキソトロピーによるせん断応力の低下は無視できない大きさであり、濃度８％以下であればチキソトロピーを問題にする必要はないとする報告[17]結果を異にするものであった。濃縮汚泥と消化汚泥を比較すると、濃縮汚泥の方がせん断応力の低下が速く、最大回転数で保持する時間も短かった。このことは、濃縮汚泥の方が有機分が多く、粒径も大きいことに関係すると考えられる。供試汚泥は均一な濃度を得るため粘性測定前に撹拌しているが、このことによる影響は無視できる程度であると考えられる。



図－６　既存の粘性データ[17]との比較

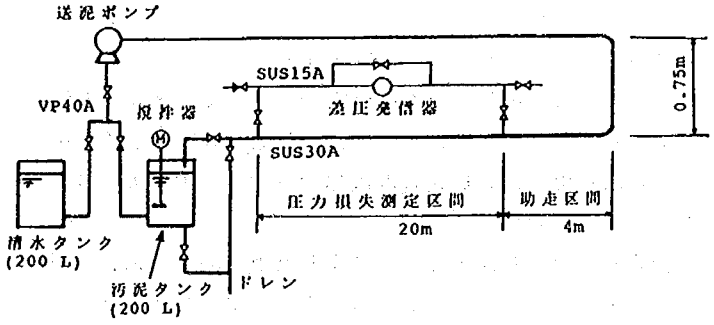


図－７　チキソトロピーと汚泥濃度との関係

2．3　汚泥の管路輸送実験

2.3.1　実験装置の概要

下水汚泥の管路輸送特性を把握するために、図－８に示す汚泥輸送実験装置を茨城県霞ヶ浦浄化センター内に設置した。この装置は、汚泥タンク、清水タンク、送泥ポンプ、長さ約 55 m の循環管路、差圧測定用側管などで構成されている。汚泥タンクには、供試汚泥を均質化するための撹拌器を付置した。清水タンクには、管路洗浄用の水道水を貯留する。送泥ポンプは、１軸ねじポンプ(ﾍｲｼﾝ ﾓｰﾉﾎﾟﾝﾌﾟ 2NE40PA, ﾘﾝｸﾞｺｰﾝ無段変速機付)を用いた。循環管路は内径 36.8mm のステンレス鋼管で、圧力損失測定区間（直管部20m)には側管を設け、側管中央に電子式差圧発信器（山武ﾊﾈｳｴﾙ JTD220）を設置した。差圧発信器は測定スパンが 250～10000 mm H_2O で連続可変である。循環管路は末端部を除いて水平であり、また汚泥タンクへの戻り部分は開放になっている。



図－８　汚泥輸送実験装置の概要

2.3.2　実験方法

汚泥輸送実験装置を用いて、汚泥の種類、濃度、管内平均流速を変えて、直管部 20mの圧力損失を測定した。実験方法は以下の通りである。

まず、差圧発信器に汚泥が混入するのを防ぐために、側管部に清水を封入する。その後、汚泥タンクに汚泥を投入し、汚泥を撹拌しながら循環圧送する。これは、汚泥を均質化させるためだけでなく、チキソトロピーによるせん断応力の低下を十分におこさせるため、及び汚泥温度を平衡に保つために必要である。この状態を１～２時間保った後、測定に移る。測定項目は、流量、汚泥温度、及び圧力

表－７　　供試汚泥の性状

測定項目＼供試汚泥		清水 RUN1	消化 RUN2	消化 RUN3	消化 RUN4	消化 RUN5	濃縮 RUN6	濃縮 RUN7	濃縮 RUN8
汚泥固形物濃度[%]		0	1.60	0.80*	2.01**	2.72**	2.55	4.24**	5.52**
pH		-	8.2	9.2	8.5	8.1	6.5	6.6	6.5
VS[TSに対する%]		-	64.5	64.4	68.3	69.8	80.5	75.4	73.2
50%径[μ]		-	17	16	27	27	28	24	22
体積平均径[μ]		-	20	20	33	36	43	33	28
実験時温度[℃]		9	10	11	9	20	16	30	27
密度[g/cm³] (各温度)		0.9998	1.0075	1.0039	1.0113	1.0062	1.0084	1.0099	1.0073
粘性	τ, [Pa]	0	0.990	0.064	2.087	3.026	1.928	8.130	16.32
	η [Pa·s]	0.0014	0.0095	0.0039	0.0144	0.0160	0.0120	0.0293	0.0508
	k [Pa·sⁿ]	0.0014	0.133	0.0065	0.309	0.545	0.315	2.033	4.608
	n [-]	1	0.584	0.920	0.528	0.464	0.499	0.367	0.333

注)
* 濃度調整のため清水で希釈
** 濃度調整のため脱水汚泥を投入

損失である。流量は汚泥戻り部分で汚泥をメスシリンダーで受けて測定した。圧力損失は差圧発信器からの出力をレコーダーで自動記録した。測定は、まずポンプの回転数を最大とし最大流量の場合を測定した後、順次回転数を下げて、合計12通りの流量について測定を行った。この間、汚泥タンクに設置した温度計で汚泥温度を数回測定した。実験中の温度変化は最も大きいときで4℃であり、通常は1℃以下であった。実験時温度はこれらの平均値とした。測定終了後、汚泥戻り部分から汚泥を採取し、これを性状分析及び粘性測定用のサンプルとした。

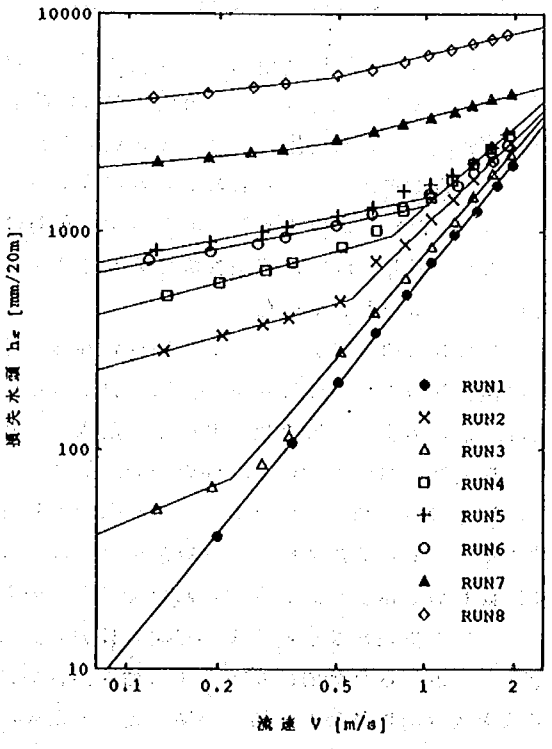
供試汚泥は、霞ヶ浦浄化センターの濃縮汚泥及び消化汚泥であり、これを清水で希釈、または同浄化センターの脱水汚泥（含水率83%前後、一部生脱水含む）と混合して濃度調整を行った。供試汚泥の性状を表－7に示す。これらのうち、密度は実験時温度における各汚泥の湿潤密度であり、20℃における比重をピクノメーターで測定し、これを各温度での密度に換算した。また粘性の測定は、恒温槽を実験時の温度に設定して行った。他の項目については 3.2と同様である。

2.3.3　実験結果と考察

本測定装置は温度管理ができないため、測定時の汚泥温度は外気温や撹拌、圧送による温度上昇の影響を受け、各実験毎の温度差は最大20℃にも達した。よって、圧力損失と汚泥濃度とを直接比較することはできないが、粘性との関係は把握できる。輸送実験後の汚泥は、粒径がかなり小さくなることが表－6と表－7の比較からわかる。これは、十分に撹拌が行われていたことを示すもので、粘性測定時にもチキソトロピー性がほとんど現れず、また濃縮汚泥の場合でも粘性測定が困難となるような場合がなかった。

実験時の流速は、汚泥濃度に関係なく 0.1～2 [m/s] であり、これは一般に推奨されている汚泥輸送流速(1.0～1.5 m/s)[2] を含んでいる。この範囲において、実験中に管路が閉塞するようなことはなかった。

図－9は、管内平均流速V[m/s] と直管部 20m の損失水頭 h_f[mm/20m] との関係を両対数軸で示したものである。両者の関係は、勾配の異なる2種類の直線によって表され、勾配のゆるやかな部分が層流、急な部分が乱流に相当する。乱流に遷移する流速は、粘性（濃度）の増加につれて大きくなる。また、乱流部分の直線の勾配は粘性が大きいほど小さく、清水(RUN1)の直線に漸近する形状となっている。同一流速における汚泥と清水の損失水頭を比較すると、両者とも乱流の場合は、



図－9　流速と損失水頭との関係

数倍程度の差であるのに対し、汚泥が層流の場合は10倍以上にもなる。よって、従来から用いられている汚泥倍率[1]や、Hazen-Williams式の係数C_Hを補正する考え方[2]は層流となる可能性の高い場合、つまり汚泥の粘性の大きい場合、もしくは管径の小さい場合に適用することは危険であると考えられる。

以上のようなことから、実験結果をレイノルズ数を用いて整理することとした。非ニュートン流体のレイノルズ数については、既にいくつかの形が提案されているが、今回は次の3つについて解析を行った。

(1) $$Re1 = \frac{\rho D V}{\eta + (\tau_y \cdot D)/(6V)}$$

(2) $$Re2 = \frac{\rho D V}{\eta}\left[1 - (4/3)a + (1/3)a^4\right]$$

$$a = \tau_y / \left[\eta (8V/D) + (4/3)\tau_y\right]$$

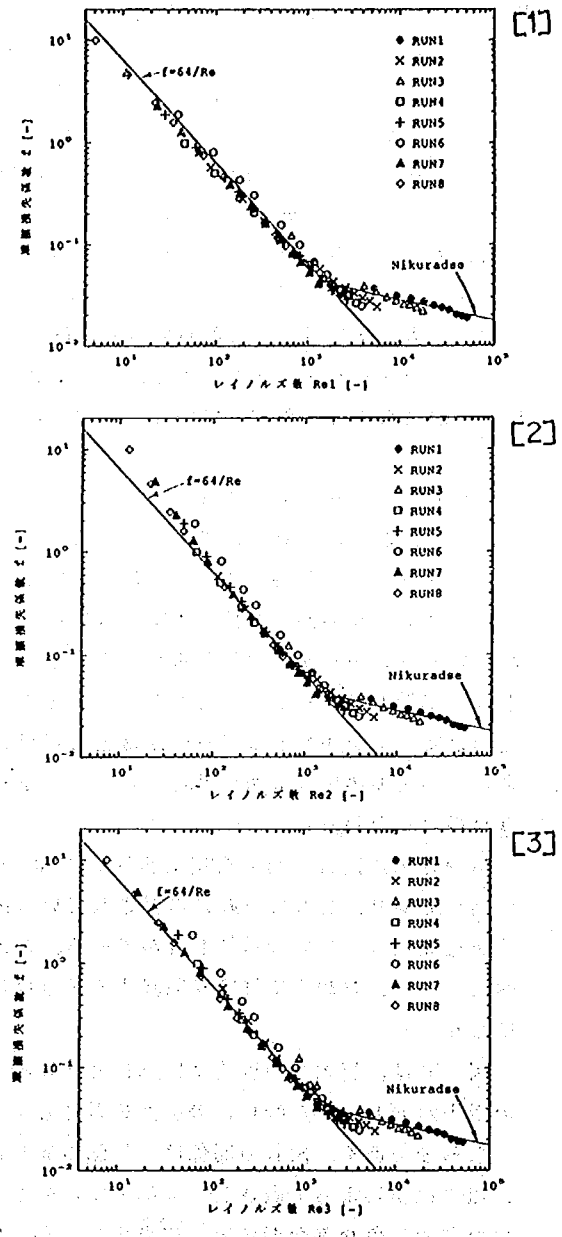
(3) $$Re3 = \frac{8\rho V^{2-n} D^n}{k\left[(6n+2)/n\right]^n}$$

ここで、ρ:汚泥密度[kg/m³]，D:管径(= 0.0368m)

a:比栓半径[-]，その他の記号は前と同じ

Re1とRe2はビンガム流体のレイノルズ数であり、Re2はaを求める式が$a \ll 1$のもとでの近似式である。またRe1は、Re2において$a^4 = 0$と近似したものである。これに対し、Re3は擬塑性流体のレイノルズ数であり、近似は行われていない。

これら3つのレイノルズ数で、Darcy-Weisbach式の摩擦損失係数fを整理したものが図－10である。図中には、清水の場合の層流域における理論式 $f = 64/Re$ と、乱流域における Nikuradseの滑管実験公式 $f = 0.0032 + 0.221/Re^{0.237}$ を実線で示した。これらを比較すると、レイノルズ数が大きい乱流域では3つともほぼ同じ値を示すが、層流域においては多少の差が生じ、Re3が実験結果を最もよく理論式にのせることができた。Re1は全体的にレイノルズ数を小さめに、Re2はレイノルズ数が100以下の場合にレイノルズ数を大きめに見積もる傾向があった。また今回の汚泥の実験における限界レイノルズ数は約1500であり、清水における値よりわずかに小さかった。



図－10 各レイノルズ数と摩擦損失係数との関係

2．4　高濃度汚泥の嫌気性消化実験

2.4.1　目的

下水汚泥の嫌気性消化は、従来より汚泥の安定化及び減容化を目的として広く用いられているが、最近では、発生するガスを利用して消化ガス発電を行う等、汚泥燃料化プロセスとしても注目を集めている。現在、全国の下水処理場のうち約40％が嫌気性消化を採用しているが、臭気対策、脱離液対策、ガス回収効率の改善等、今後検討すべき課題も残されている。本調査では、脱水汚泥を含む高濃度汚泥を嫌気性消化プロセスに適用した場合の脱離液の処理の解決、及び施設のコンパクト化の可能性について検討を加えるために実施したものである。

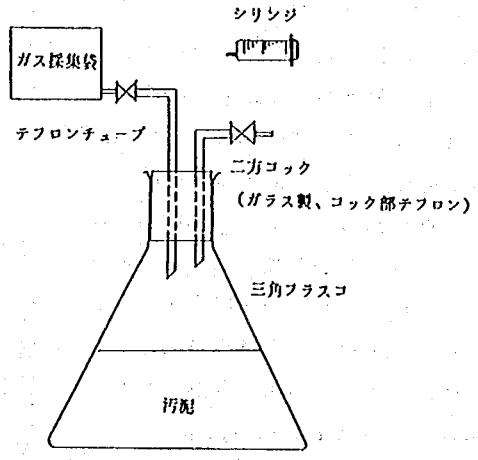
表－8　供試汚泥の性状

分析項目	種汚泥		投入汚泥	
	消化脱水	消化	濃縮脱水	濃縮
pH	8.0	7.0	6.1	6.0
M7Aｶﾙ度（mg/g）	10.2	1040	14.0	350
ＴＳ（％）	18.8	2.26	20.2	2.76
ＶＳ（％）	10.5	1.29	15.3	2.11
全炭素濃度（％）	28.1	26.9	39.1	37.1
全窒素濃度（％）	4.59	4.25	4.92	4.48

2.4.2　実験方法

試料は、茨城県霞ヶ浦浄化センター（2.8万m^3、分流式）より採取した消化脱水汚泥（遠心脱水）を種汚泥として、これに東京都新河岸処理場（51.6万m^3、合流式）より採取した脱水汚泥（初沈汚泥と余剰汚泥を混合し遠心脱水）を混合して実験を行った。また、比較のために各処理場から採取した消化汚泥と濃縮汚泥とを混合したものについても実験を行った。供試汚泥の性状を表－８に示す。

図－11に示す装置を用い、表－９に示す条件で実験を行った。装置内の汚泥濃度（ＴＳ濃度）は、ケーキ状で20％程度、半液状で10％程度、液状で2％程度の３段階とした。また、各汚泥濃度毎に投入汚泥の量を全体の10％、20％、30％になるように混合した。実験は開始前に種汚泥と投入汚泥をよく混合して装置に供給し、空隙部を窒素ガスで置換して嫌気状態としたのち開始した。なお、本実験は回分式で温度は30℃の条件で行った。汚泥の分析は、高濃度のためイオン交換蒸留水でＴＳ濃度約2％に調整したのち下水試験方法（1984年版）に準じて行い、発生ガスの分析はＴＣＤ－ＧＣで行った。



図－11　実験装置

表－９　汚泥の混合条件

ケース		汚泥濃度	汚泥投入率	基質汚泥量
Ⅰ	① ② ③	ケーキ状 （約20％）	１０％ ２０ ３０	２５０ｇ
Ⅱ	① ② ③	半液状 （約10％）	１０％ ２０ ３０	１２５ｇ
Ⅲ	① ② ③	液状 （約1.5％）	１０％ ２０ ３０	２５０ml ５００ml 〃

2.4.3　実験結果

（1）含水率

汚泥性状の変化を表－10に示す。

表中の増加水分量は、実験期間28日間に増加した含水率（%）であるが、ケースⅠで約2～3%、ケースⅡで約1～2%、ケースⅢでは0.5%程度の増加であった。

（2）有機物減少率

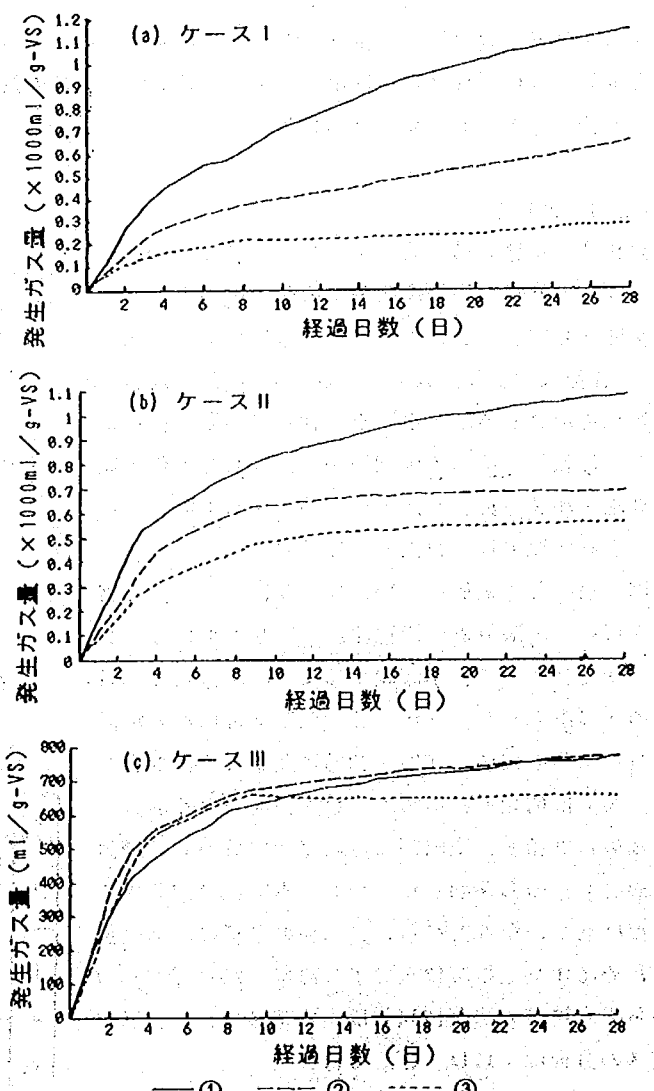
有機物減少率は、全体のＶＳ減少量と、投入した基質のＶＳ減少量とに分けて示した。全体のＶＳ減少率はケースⅠで20%前後のものが、ケースⅡ、Ⅲで20～35%と大きな値となったことから、ＴＳ濃度が10%までは有機物減少率はＴＳ濃度1.5%のものと変わらず、濃度が高くなることによる阻害は起きないと思われるが、ＴＳ濃度20%になると全体の分解率が幾分低下している。また、基質のＶＳ減少率は全体のＶＳ減少量と種汚泥のＶＳ減少量の差から計算により求めたものである。ＶＳ減少率は、ケースⅠで30～40%、ケースⅡで60～80%、ケースⅢで70%前後とケースⅡ、Ⅲに比べケースⅠの値が低くなった。以上の２つのことから、有機物の分解速度においては、ＴＳ濃度20%の汚泥の嫌気性消化は、ＴＳ濃度1.5%及び10%に比べやや劣っていることが確認された。

（3）発生ガス量

基質として投入した汚泥中のＶＳ1g当たりのガス発生量を図－12に示す。

表－10　汚泥性状の変化

項　　目	Ⅰ			Ⅱ			Ⅲ		
	①	②	③	①	②	③	①	②	③
増加水分量（%）	1.9	2.0	2.8	1.2	1.8	2.3	0.3	0.4	0.6
VS減少率（全VS当たり、%）	17	18	23	19	28	32	21	28	36
VS減少量（全VS当たり、g）	44	25	23	25	21	17	7	9	8
VS減少率（投入VS当たり、%）	32	28	39	57	77	70	71	67	68



図－12　投入VS当たりのガス発生量

28日間ではケースⅠ、Ⅱで基質汚泥投入率10%のものがガスの発生が顕著となった。また、ケースⅢで実験開始後1週間で全体の発生ガス量の7～9割が発生しているのに対し、ケースⅠ-①、②では約5割の発生に留まっている。このようにガス発生速度は、ケースⅠ、Ⅱ、Ⅲで大きく異なった。

表－11　投入VS1gからのガス発生量（ml／g-VS）

ケース		ガス発生量
Ⅰ	①	251
	②	253
	③	52
Ⅱ	①	366
	②	373
	③	373
Ⅲ	①	478
	②	623
	③	567

表－12　メタン発生割合（%）

ケース		経過日数（日）				
		1	3	6	9	28
Ⅰ	①	62	66	66	66	65
	②	47	63	64	64	62
	③	42	55	60	59	62
Ⅱ	①	-	69	69	69	68
	②	64	61	63	64	65
	③	51	55	60	63	64
Ⅲ	①	53	65	67	67	66
	②	65	65	66	66	66
	③	54	61	64	64	62

表－11に投入したＶＳ1ｇより発生したガス量を示す。これは、全体のＶＳ当たりのガス発生量と種汚泥中のＶＳ当たりのガス発生量の差から求めたものである。これから、ケースⅢ、Ⅱ、Ⅰの順に発生量が多く、有機物の減少率と同様にケースⅠにおいて低い値となった。

（4）発生ガス成分

発生ガス中に占めるメタンガスの割合を表－12に示す。

ケースⅠ-①、ケースⅡ-①、②、ケースⅢ-②はすべて実験開始直後からメタンガスが発生量の6割以上を占めていたように、ＴＳ濃度が20%の場合でも投入汚泥率10%のものは最初からメタンガスの発生が良好であった。

3．まとめと今後の課題

汚泥の流動特性調査及び汚泥の管路輸送実験より以下の項目が明らかとなった。

1）汚泥の流動曲線の形状は擬塑性流体に近いものであった。

2）汚泥の濃度と粘性との関係を表すには、汚泥の流動曲線をビンガム流体で近似した方がよい結果が得られた。

3）汚泥のチキソトロピーの境界濃度は約２％であった。

4）汚泥の粘性と管路輸送時の摩擦損失係数との関係を表すには、擬塑性流体のレイノルズ数が適していた。

今後は、汚泥の粘性に影響する因子の抽出、粘性の測定方法の確立、管路輸送実験供試汚泥の高濃度化、多様化、乱流域における管路輸送特性の解明等を目標に調査を続ける予定である。

また、高濃度汚泥の嫌気性消化実験より以下の項目が明らかとなった。

1）28日間の嫌気性消化における汚泥の含水率は、脱水汚泥を用いたもので2～3%増加した。

2）有機物減少率及び投入有機物からのガス発生速度は、ＴＳ濃度 1.5%及び10%の場合にはあまり差がないが、ＴＳ濃度が20%になると何らかの阻害を受け遅くなることが確認された。

今後は、汚泥濃度の上昇と嫌気性消化の効率の関係について調査を引き続き行い、高濃度消化時の阻害物質の抽出及び効率的な高濃度消化法の可能性について検討する予定である。

参考文献

1). Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal, Chap.14 "Transportation", EPA 625/1-79-011 (1979).
2). 下水道施設設計指針と解説 -1984年版-，日本下水道協会 (1984).
3). 下水汚泥処理総合計画策定マニュアル，日本下水道協会 (1991).
4). 水理公式集 -昭和60年版-，土木学会 (1985).
5). Annen, G. :Zur Berechnung der Reibungsverluste von Klärschlamm, GWF, 104, 12, 342～346 (1963).
6). 吉田倡之他 :下水汚泥の管路輸送特性，下水道協会誌，9 (92) 2～14 (1972).
7). 吉田倡之他 :下水汚泥の流動性に関する検討，下水道協会誌，9 (101) 16～23 (1972).
8). 高田 巌他 :下水汚泥のチキソトロピー挙動，下水道協会誌，11 (123) 21～29 (1974).
9). 高田 巌他 :下水汚泥の流動特性，下水道協会誌，13 (146) 54～59 (1976).
10). 川島 普 :下水汚泥の管内塑流動機構に関する考察，大阪工業大学紀要，理工篇，8 (2) 169～184 (1962).
11). 大垣真一郎他 :高濃度懸濁液の流動特性について，土木学会論文報告集，210, 21～32 (1973).
12). Chou, T. :Resistane of sewage sludge to flow in pipes, Proc. ASCE, 84, SA5 (1958).
13). Rose-Innes, I.H. et al. :The rheology and pumping of thickened activated sludge, Wat. Sci. Tech., 15, 59～76 (1983).
14). 遠藤郁夫他 :下水汚泥の摩擦損失係数に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，301, 71～82 (1980).
15). 東京都下水道局計画部技術開発課 :汚泥輸送に関する調査報告書 (1980).
16). 東京都下水道局計画部技術開発課 :汚泥輸送に関する調査報告書(その２) (1981).
17). Mulbarger, M.C. et al. :Pipeline friction losses for wastewater sludges, J. WPCF, 53 (8) 1303～1313 (1981).

13. 浄化槽等分散型処理装置の機能評価に関する調査

水質研究室 室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清

１．はじめに

都市域における雨水の速やかな排除により市街地の浸水を未然に防ぐことは勿論、公共用水域の水質汚濁を防止し、水洗化による生活環境の向上を図るものとして、下水道は重要な都市施設として位置付けられている。下水道整備の進行に伴い、一旦どぶ川化した河川に清流が蘇ったり、鮭が再び川に帰ってきたという報告も聞かれるようになった。しかしながら、下水道の整備が完了していない地域や、あるいは全くの未整備地域では、し尿浄化槽による水洗化を果たしたものの、却って地域内の河川の水質汚濁が進行してしまったという話も耳にする。この原因は、し尿浄化槽の放流水質が河川の水質を保全するに足らないという点もあるが、さらに大きな原因として雑排水の水質およびそれによってもたらされる負荷量が地域内の河川の水量・水質からみると非常に大きなインパクトを持つという点が考えられる。このため、最近ではし尿と雑排水とを同一の施設で処理する小型合併浄化槽(戸別合併浄化槽)も普及しつつある。また、極めて小規模な地域排水処理システムも下水道の代替施設として建設されている。このような分散型処理装置は、比較的最近になって普及してきたこともあって、処理の程度や安定性に関する公表データが乏しく、それらの施設の水質保全に果たす役割の不明確なものが多い。本調査は、浄化槽をはじめとした各種の分散型処理装置を対象に、①処理機能の把握、②問題点の把握、③経済性の把握等を行い、分散型処理装置の公共用水域への影響を明らかにし、水質保全上の位置付けを明確にすることを目的としている。

２．平成２年度までの調査結果

(1) 水路浄化施設１５箇所の実態調査を行った結果、①ＢＯＤの除去率と施設の水理学的滞留時間との間には正の相関があること、②エアレーションが多くの場合、ＢＯＤ除去率の向上をもたらしていること、③浄化対象水路に処理施設を直接設置したものは、雨天時の流入水量が制御できず、処理効率は極めて悪いことが明らかとなった。

(2) 豚舎からの排水を活性汚泥法によって処理し、処理水をさらに土壌によって処理する施設での水収支を調査した結果、土壌内のトレンチによって導いた原水のうち約２５％は蒸発散によって系外に出ていくことが明らかとなった。また、土壌槽自体でのＢＯＤ、ＣＯＤ、ｓｓ、Ｐ及びＮの除去率はそれぞれ９７、９３、９１、９８及び４４％であり、目詰り対策及び窒素の制御を予め講じれば、高度処理法になりうることが明らかになった。

(3) 戸別合併浄化槽の処理機能を調査するために、実際に各家庭に設置されている浄化槽の通日調査を実施した。この結果、処理水質は季節、時刻及び各家庭により大きく変動してい

た。処理水のＢＯＤを悪化させる原因としては、浮遊性固形物(ss)の流出に伴うC-ＢＯＢの上昇と、不完全な硝化に伴うN-ＢＯＤの上昇とが見られた。特に、流出水量のピーク時には、３０分で最大７００Ｌという水量を記録した浄化槽もあり、このような浄化槽では、瞬時的に接触曝気槽、沈殿槽のそれぞれの水理学的滞留時間は0.9、0.3時間と短くなるため、十分な処理時間がとれていない可能性が強い。

(4) 調査を実施した戸別合併浄化槽３０基(１７基のスポット調査を含む)の処理水質を統計学的に解析したところ、平均濃度としてＢＯＤ、ＣＯＤ、ＴＮ及びＴＰはそれぞれ31、22 25及び３mg/lであった。また、この時の平均排水量は300L/cap/dayであった。

(5) 窒素除去を目的とした循環法をモデル化して検討した結果、処理水中の形態別窒素濃度は、NO_x-Nでは循環率が、NH_4-Nでは水理学的滞留時間がそれぞれ大きく影響していることが明らかになった。

３．平成３年度の調査結果

3.1 戸別合併浄化槽の処理機能調査

3.1.1 調査対象と調査方法

戸別合併浄化槽の処理特性を調査するために、市販されている代表的な２社の浄化槽、沈殿分離接触曝気槽(ＳＳＣＯと略す)と嫌気ろ床接触曝気槽(ＡＦＣＯと略す)をＫ下水処理場に設置し、流入水量や流量変動を制御して調査をおこなった。

表１ 実験条件の概要

系列	型式	人槽	有効容量(m^3) 嫌気	曝気	Total	流入形式
1	AFCO	5	1.5	1.0	2.8	時間変動
2	SSCO	5	2.5	1.0	3.8	時間変動
3	AFCO	5	1.5	1.0	2.8	流量一定
4	SSCO	5	2.5	1.0	3.8	流量一定

供給原水は生下水とし、時間変動のケースの場合には、実態調査の結果から、早朝に600Ｌを夕方に400Ｌの計１m^3を毎日供給した。流量一定のケースの場合は、浄化槽の前段に流量調整槽が配置されているとの想定で、１m^3の原水供給量を１３時間の間で定流量で供給した。

3.1.2 型式による処理性能の比較

ＳＳＣＯの構造は前段に嫌気条件になるような沈殿分離槽を配置し、後段に接触曝気槽と沈殿槽を配置している。一方、ＡＦＣＯの構造は前段にろ材を充填した嫌気ろ床槽とし、後段はＳＳＣＯと同じである。市販されている合併浄化槽の９０％以上はＡＦＣＯであるのは、ろ材を充填した嫌気ろ床槽がＳＳＣＯの沈殿分離槽よりも処理効率が高いという理由から槽容量が表１のように小型になっていることによる。実験では、この処理形式の違いと原水の負荷条件の違いによる比較をするために、表１の実験条件を設定して運転した。

表２は1991年５月13日から12月１日までの期間のデータ数４７個について、原水と各系列ごとの処理成績を統計的に算出したものである。なお、これらの実験では、窒素除去の可能性も検討しているため、沈殿槽の処理水を嫌気槽に循環率２００％で返送している。また、１０月に原水供給用ポンプが故障したため、約１か月間、一次処理水（ＢＯＤ＝95、ＣＯＤ＝43、ＴＮ＝18.6、ＴＰ＝2.08）を代用した。

表２ 各系列ごとの処理成績(採水時刻は午前１０時)

項　目	原水	１系列	２系列	３系列	４系列
BOD_5	137±12	9.6±1.3	8.5±0.9	9.0±0.8	9.3±1.7
COD_{Mn}	71±6	17±3	16±2	16±1	19±2
ｓｓ	145±13	9±2	12±2	8±1	8±2
T-N	28.2±2.5	19.3±2.0	14.0±1.8	21.5±6.3	15.2±1.2
NH_4-N	15.6±1.7	10.0±1.7	2.0±0.5	9.4±1.6	2.3±1.0
K-N	27.8±2.6	14.1±2.2	4.4±0.7	13.1±2.0	5.1±1.3
NO_x-N	0.3±0.2	5.3±0.8	9.6 ±1.2	8.3±1.0	10.1±0.9
Ｔ－Ｐ	3.40±0.31	1.98±0.20	1.5±0.3	2.4±0.3	2.2±0.2
Alk	153±8	119±10	75±5	103±9	64±6

１）有機物の除去について

ＢＯＤ及びＣＯＤを有機物量を表す指標とした場合、図１に示す処理成績の結果から、運転条件の違い及び型式の違いによる性能の差はほとんどないといえる。これらの結果では、原水のＢＯＤ濃度が150 mg/l程度であっても除去率90％以上、処理水質１０mg/l以下を達成しているが、この結果が午前１０時の定時採水によるデータであること、使用した供給原水が終末下水処理場への流入水であること、定期的な汚泥引抜き及び毎日の維持管理がきちんと行われていての結果であり、実際の各家庭におけるかなりハードな使用条件の下で同様な結果を得るということは困難であろう。なお、浮遊性固形物(SS)の除去についても前述したような理由もあって、非常に高い除去率を示した。

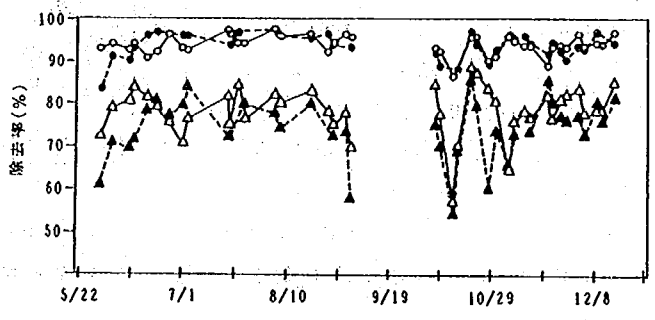


図１ 合併浄化槽の有機物に対する除去率
○：２系列のＢＯＤ●：４系列のＢＯＤ
△：２系列のＣＯＤ▲：４系列のＣＯＤ

２）栄養塩の除去について

本調査で使用している浄化槽は、窒素の削減を考慮して処理水を返送率２００％で嫌気槽に返送する循環法で運転している。また、鉄塩の供給によるリンの削減を目標にした実験についても実施した。

①鉄塩供給によるリン除去実験：

リン除去のための金属塩としては、アルミニウムやカルシウムと共に鉄塩が良く知られている。しかし、集約された汚水処理施設と異なり、各家庭に分散して設置されている施設の場合には、連続して試薬を供給することは実際的ではない。本調査においては、文献1)等の資料をもとに嫌気条件のもとでの鉄板からの鉄の供給原理を応用して、嫌気槽に鉄板を浸漬

させる方法を採用した。この原理は、嫌気性条件下での硫酸還元菌の働きにより鉄板表面のFeが腐食され、Feイオンが供給されるもので、次式に基づくFeの補給によって処理水中のリン酸イオンがリン酸鉄($FePO_4$)として沈殿除去される。

$$4Fe + 2H_2O + Na_2SO_4 + 2HCO_3 = 3Fe(OH)_2 + FeS + 2NaHCO_3 \quad \cdots\cdots(1)$$

この反応では、反応槽のpHやORPは異常な値を示さないが、鉄板表面に発生する水素ガス(H^0、H_2)が脱窒反応などの別の生物反応に悪影響を及ぼす危惧がある。

実験に使用した浄化槽は嫌気槽にろ材が充填していないＳＳＣＯタイプで、鉄板の全表面積は11.5m^2であり、鉄板の表面積当りのリン負荷量は0.17g/m^2/dである。

鉄板の浸漬前後のリン除去率の経時変化を図２に示す。鉄板の浸漬前における２系列と４系列でのリン除去は、原水濃度4.15mg-P/lに対して、処理水濃度はそれぞれ2.52と2.62mg-P/lであり、両装置の性能に大きな差はない。鉄板浸漬してから３０日目以降にリンの除去効果が発現しており、３か月目以降の安定したデータをもとに比較すれば表３のように８０％前後の比較的安定した除去結果となった。

また、鉄板浸漬開始後６か月目に定期の汚泥引抜きを実施した際に行った汚泥分析の結果では、TP=17.5mgP/g、T-Fe=536mgFe/g-dryモル比Ｐ/Ｆｅ＝0.06と極めて小さい値となっている。

表３ Ｆe板浸漬による脱リン効果

	処理水(mg/l)	除去率(%)
２系列	0.57±0.11	８０
４系列	1.77±0.28	３９

ただし、原水濃度＝2.95±0.41mg/l

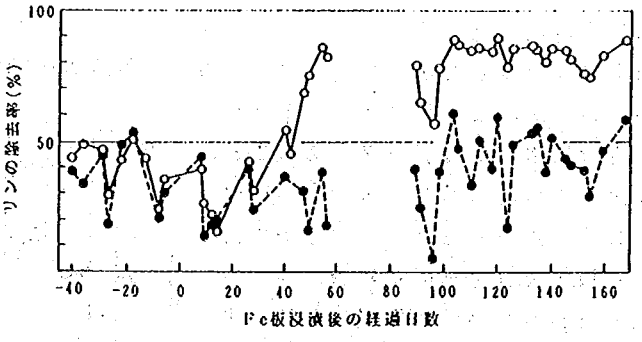


図２ Ｆe板浸漬法によるリンの除去率
○：２系列のＰ除去率、●：４系列のＰ除去率

西口ら[1]の研究によれば、鉄板の表面積当りのリン負荷量を0.52g/m^2/dで運転した場合、Ｐ/Ｆｅ＝0.744となっており、(1)式の右辺のFeのうちリン酸と反応できるのは水酸化鉄の成分だけであるので、存在する水酸化鉄がすべてリン酸鉄になったとすれば、Ｐ/Ｆeのモル比は0.75(=3/4)となる。鉄イオン量に比べリン酸イオン量が多く、リン酸鉄の溶解度積が非常に小さければ前述した0.75に近づくが、本調査の汚泥がリン量に比べ多量の鉄を含んでいる理由は、鉄板の表面積当りのリン負荷量が低いことによる可能性が高い。

また、対照とした４系列の汚泥のＶＳが約７０％であるのに対して６１％と低くなっていることも、汚泥の最終処分方法の選定において考慮すべき点である。

②鉄塩供給による窒素除去への影響：

図３に処理水中の窒素濃度の経時変化を示す。実験は、定常状態時期、鉄板浸漬影響時期、一次処理水供給時期、定常状態の４つの期間に区分して考察する。各期間ごとの処理水質を対照系列とした４系列と比較して算出したものを表４に示す。

表４　Fe板浸漬による窒素除去への影響(()内の値は除去率、%)

評価区分	原　水	処理水(２系列)	処理水(４系列)
定常状態時期	35.7±4.4	14.4±1.5(58.5)	16.7±2.6(52.2)
鉄板浸漬影響時期	31.2±4.2	20.8±4.7(33.3)	17.0±1.5(45.5)
一次処理水供給時期	18.6±3.7	7.8±0.5(56.0)	9.4±0.9(47.5)
定常状態時期	32.6±5.2	10.9±1.4(65.6)	14.8±1.7(53.3)

供給水が生下水の場合にはTNは約３３mg-N/lで、一次処理水の場合には18.6mg-N/lと約半分になっている。対照とした４系列では原水の種類に関わらず45～53%の範囲の除去率を示したが、２系列では、鉄板浸漬後に約33%まで低下しており、この時の主要な窒素形態は図３のように硝酸態窒素であり、嫌気槽での脱窒作用が阻害を受けていることを示した。

しかし、約３か月後の除去率は約65%とFe浸漬以前より高い除去率で回復している。このような現象は、pHやORPの値が異常を示さないことから、鉄板表面に発生する水素ガスが脱窒菌の代謝経路を阻害し、水素を水素受容体とする菌類の増殖が完結するまで進行しないと考えられる。

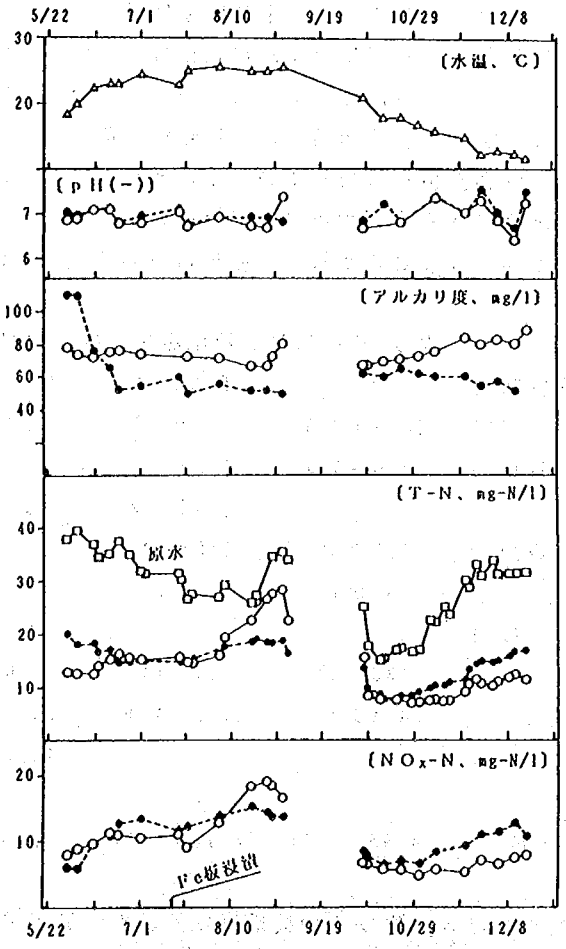


図３　窒素除去に対するFe板浸漬の影響
○:２系列の測定値、●:４系列の測定値

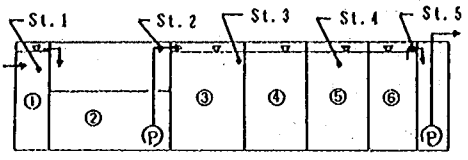
3.2 雑排水処理のための浄化施設の機能調査

下水道施設が未整備である地域では、雑排水による水質汚濁が深刻な問題となっている所もある。このような地域にあっては、合併浄化槽のような分散型処理装置と同様、比較的簡易な装置で、しかも維持管理が容易で浄化効果の高いシステムが各社によって検討されている。本調査の対象としたのは、リングレースと廃プラスチック材を各々充填材として利用している処理施設で、通日調査等を行って浄化機能を調べた。

3.2.1 旋回形リングレース(RL)接触曝気装置の浄化機能調査

本方式の特徴は、リングレースの径が髪の毛と同等の太さのもので、中心に対して螺旋状に旋回するようにしたもので、生物膜が付着しやすいように工夫している。調査は平成４年２月25～26日の２日間で、水温約１０℃の冬期調査である。

また、発泡現象のため、１月中旬に曝気ポンプを停止したため、処理槽全体が嫌気化し、十分に回復していない時期でもあった。施設の概要を図４に示す。本施設の特徴は、比較的容量の大きな流量調整槽を設置していることと、ｓｓ除去のための沈殿槽が配置されていないことである。処理工程ごとの水質調査結果について表５に示す。



寸法(m)	長さ	水深	幅	容積(m³)
①:沈砂池	1.40	2.75	3.50	13.5
②:流量調整槽	9.34	3.00	3.50	
③:第一曝気槽	8.20	3.00	3.50	86.1
④:第二曝気槽	6.20	3.00	3.50	65.1
⑤:第三曝気槽	5.84	3.00	3.50	61.3
⑥:第四曝気槽	6.28	3.00	3.50	65.9

図４　旋回形ＲＬ接触曝気施設の概要

表５　旋回形ＲＬ接触曝気装置の処理工程別処理水質(mg/l)

水質項目	Ｓｔ．１	Ｓｔ．２	Ｓｔ．３	Ｓｔ．４	Ｓｔ．５
水温(℃)	10.3±0.3	9.6±0.5	10.0±0.2	10.0±0.2	9.9±0.2
ｐＨ(－)	6.9～7.7	7.2～7.6	6.8～7.5	7.0～7.5	6.9～7.4
ＤＯ		2.6±0.2	7.5±0.1	9.2±0.3	9.3±0.2
ＢＯＤ	187±53	179±39	72±11	29±3	30±6
ＣＯＤ	85±15	79±11	45±5	24±2	24±2
D-ＣＯＤ				24±1	22±2
ｓｓ	123±47	94±14	80±22	48±3	52±4
Ｔ-Ｎ	24.4±5.5	27.3±4.9	24.5±1.8	20.7±0.8	19.5±0.7
NH_4-Ｎ			10.5±0.3	10.0±0.2	8.7±0.2
NO_3-Ｎ			0.14±0.02	1.54±0.10	2.87±0.18
Ｔ-Ｐ	4.55±1.05	5.16±0.17	4.15±0.35	3.65±0.12	3.70±0.17

本施設へは各家庭からの雑排水以外に魚の加工工場からの排水が流入しているため、流入濃度は極めて高くなっている。しかし、調査期間前後の３日間の平均流入水量は約１００m^3であり、計画水量４５０m^3に比べ非常に少ない結果となっていた。このことは、排水に占める割合が大きい魚の加工工場からの排水が、時間的にも季節的にも大きく変動するためであると考えられる。施設全体でのＢＯＤ、ＣＯＤ及びｓｓの除去率はそれぞれ84、72、58％である。各処理槽は仕切り板によって一応の区分がされており、汚水の流下に対するＤＯ分布調査結果によれば、各々の区間内においてはほぼ完全混合の状態になっていた。このような結果から、処理は第三曝気槽で主要な生物処理は終了しており、第四槽での処理はほとんどされていない。特に、末端部に沈殿槽が設置されていないため、剥離した生物膜の流出が著

しく、ｓｓの除去率の低下につながっている。また、硝酸態窒素の総窒素に占める割合は14.7%と低く、生物相の回復が十分でないことを示していた。

3.2.2 廃プラスチック缶充填施設の浄化機能[3)]

本施設は、汚濁の著しい小河川を対象に、下水道が整備されるまでの代替え施設として、簡易的施設を想定したものであり、施設の概要を図５に、５か月間の運転実績を表６にそれぞれ示す。施設容量は上部の水処理部分が4.1m^3、下部の汚泥堆積部2.2m^3、合計6.3m^3 の箱型の装置で、処理量は104 m^3/dであるので水処理部分の水理学的滞留時間は0.95時間と極めて短く、容量負荷も約25.4 m^3/m^3/dと極めて大きいのが特徴である。

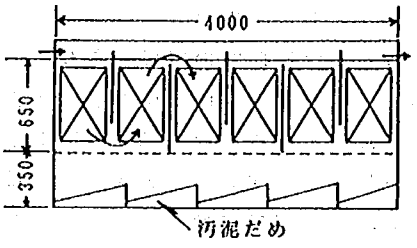


図５ 廃プラスチック缶充填浄化施設の概要

このような設計条件の考え方は、処理の対象とした河川[2)]の水質が、ＮとＰについては雑排水並みの濃度であるが、ＢＯＤとＣＯＤは5～6倍に希釈された程度の濃度であることと、河川空間に十分な用地が確保できないというケースを想定したものである。

装置の浄化能力は対象とする項目によって異なるが、全体として30～55%の範囲である。小河川であっても、汚濁物質の流入源に近いところに設置すれば、施設の処理効率はさらに高くなると考えられる。

表６ 廃プラスチック缶充填施設の処理実績

水質項目	流入水	処理水(除去率%)
ＢＯＤ	16.2	8.7 (46.3)
ＣＯＤ	13.0	8.5 (34.6)
ｓｓ	12.7	6.0 (57.8)
T-N	7.1	4.8 (32.4)
T-P	0.60	0.34 (43.3)

４．まとめ

1)合併浄化槽の有機物に対する除去能力は、浄化槽容量(人槽)の違いによる差はほとんどなく、維持管理と定期的な汚泥引抜きを実施したモデル浄化槽においては、ＢＯＤとＣＯＤに対する除去率はそれぞれ９０%と７５%を示した。しかし、各家庭における実際のハードな使用条件の下で、このような結果を期待することはできない。

2)合併浄化槽の嫌気槽に鉄板を浸漬させ、腐食現象によって供給される鉄イオンによりリンの除去を検討した結果、鉄板に対するリン負荷量を0.17g-P/m^2/dで運転した場合、除去率80%、処理水濃度がT-Ｐ＝0.6mg/lとなり、鉄板を浸漬していない対照浄化槽の除去率38%に比べて明らかに除去効果のあることが判明した。

3)また、鉄板浸漬後から数か月は、嫌気槽内での脱窒反応が阻害され硝酸態窒素濃度が増加するが、３ヶ月程度の順馴期間を過ぎると窒素の除去率は６５%まで改善された。しかし、汚泥引抜きによって回収される汚泥の成分は、有機物含有量が６０%と対照系列の汚泥７０%に比べ低いことと、鉄の含有量が高いことに注意する必要がある。

4)分散型処理施設にとって最も大きな課題は、流入変動が非常に大きいということである。このため、維持管理の容易さなどを考慮して、反応槽に生物を固定する接触曝気法を採用する例が多い。しかし、市販されている接触材の種類は多いが、接触材の性能や選択基準が確立していないのが現状である。接触材の選定基準としては、単価の安いもの、必要な強度と耐久性が得られるもののほかに、目詰りがしにくく、生物付着量の大きいものが良いといわれている。しかし、生物の捕捉性に優れているものは接触材の間隔を適度に保たないと、負荷量にもよるが短期間の内に目詰りを生じたり、死水域の増大につながる。

また、粒状タイプや成形型粒状タイプのものは、処理槽にランダムに投入するので適度な間隔を維持するのが一般的に困難である。一方、板状や紐状の接触材はその間隔を任意に設定できる利点を有する。このように、接触材の材質、形状などをその単体ベースの特性(比表面積m^2/m^3など)で評価するのは必ずしも適当な方法ではない。充填材ごとの最適水処理条件で得られるろ材の充填率、設定間隔などのデータを基にした評価をすべきである。

5)合併浄化槽など分散型処理装置の浄化機能に関する調査を昭和６１年度から実施してきた。

これまでに調査施設には次のようなものがある。①水路方式による生活雑排水処理施設、②豚舎排水の土壌処理施設、③戸別合併処理浄化槽、④Ｋろ材浄化槽などである。
また、合併浄化槽の処理性能向上を目的に⑤循環法による窒素除去の改善、⑥Fe浸漬によるリン除去の改善に関する実験的検討も実施した。

公共用水域の水質汚濁防止対策の基本は、汚濁源対策であり、下水道の整備が最も合理的な対策である。下水道の未整備地域においては、下水道施設が整備される間のつなぎとしての代替施設として何を選択するのかが問題としてある。一般論としては、建設費や維持管理費などの経済性、必要な用地の確保(用地費もある)の可能性、維持管理技術の難易度とそれに見合う技術者の確保、目標水質を確保するために必要な処理施設のチェックなど、汚水処理を進める上でクリアーすべき要因は多く、これらの評価項目の総合的評価によって判断することになる。しかし、各要因１つでもクリアーできなければ実施が不可能な場合も多いのが現実である。このように、分散型排水処理施設は一次的な代替え施設であると同時に、緊急な対応が必要である地域に限定して採用されるものであろう。

参考文献

1)西口猛「鉄接触材を用いたリン除去技術-鉄材利用による脱リンの原理-」用水と廃水 Vol.32 No.3 (1990)
2)建設省四国地建四国技術事務所『家庭汚濁負荷量原単位の調査方法』平成２年９月
3)建設省中部地建中部技術事務所『河川浄化施設の機能調査』(内部資料)平成３年１２月

14. 下水処理水の評価基準に関する調査

水質研究室　室長　　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明
主任研究員　高島　英二郎

１．まえがき

生活の中で使われてきている化学物質の種類は、増加の一途を辿ってきた。地球上で存在する化学物質数は１千万、そのうち１０万が地球規模で大量に使用されていると言われている[1]。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、公共用水域に出される可能性がある。下水中にどのような化学物質が含まれるかについては、研究されはじめてきているが、下水や下水処理水中に含まれる多種多様な物質を種別に分析し、定量していくことは非常に困難である。しかし、人や生態系、下水処理プロセスへの影響を考える上で、何が含まれるのかを化学的に物質レベルあるいは総括的な水質指標レベルで追求することは重要なことである。生物への影響を考える時、これらの物質の中には化学的な分析方法での検出限界以下でも人体や環境に影響を及ぼすものもある。また、物質相互間の相乗作用により毒性が増幅する可能性があるが、多種多様な物質の組み合わせを考慮してその人体や環境に対する影響を考えることはほとんど不可能である。一方、化学薬品物質等の安全性を評価する方法として、毒性試験が行われている。人体に対する影響を把握するため哺乳動物を用いる反復投与毒性試験や細菌や哺乳動物の増殖細胞を用いた変異原性試験等が行われている。特に哺乳類を利用した毒性の評価方法は動物に対する毒性を評価するのに有効であるが、２年の歳月と５億円以上もの費用が掛かると言われている[1]。また、環境で生起するよりも極端に高濃度で単一の物質について暴露を行うこと、さらに試験に要する時間が長い場合があるなど、必ずしも適用できる方法とは言えない。

以上のことから、本研究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の評価方法を化学的、生物的レベルから検討し、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。

２．３年度の調査内容と結果

３年度は、下水及び下水処理水に含まれる物質を総括的な化学的あるいは生物化学的有機物指標について分析するとともに、含有される個別の化学物質をＧＣ－ＭＳを用いて検索した。また、生物を用いた毒性評価方法のうちタマミジンコを用いる方法についての基礎調査を行った。

２．１　総括的・個別的な化学分析的アプローチ

２．１．１　対象とした下水処理場での試料

家庭下水他、一部工場排水を受け入れて処理しているＡ下水道、Ｂ下水道及び、主として工場排水

を受け入れているC下水道の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）を採水した。A下水道では、長時間エアレーション法を用いた処理を行っており、エアレーション時間が１５時間[2)]と長く、アンモニア性窒素の硝化を進めるプロセスが採用されている。また、B下水道では循環法を用いた窒素の硝化と脱窒を行うプロセスが採用されている。C下水道は標準活性汚泥法が採用されており、エアレーション時間は６時間[2)]であり、窒素の硝化は進んでいない。採水は４時間間隔で１日６回行った。

２．１．２　ＴＯＸとＴＴＨＭ及びそれらの生成能の測定

総括的な有機物の濃度を代表する水質項目はＢＯＤ，ＴＯＣ，ＣＯＤ等がよく用いられているが、有機ハロゲン化合物あるいはその中の一部であるトリハロメタンの総量も水道水等で測定されるようになってきている。ＴＴＨＭは、総トリハロメタン濃度と呼ばれる水質指標で、クロロホルム、ブロモジクロロメタン、ジブロモクロロメタン、ブロモホルムの合計として表現した濃度である。ＴＯＸは全有機ハロゲン化合物と呼ばれ、水中に存在する有機物のうちハロゲン化合物となっているものを燃焼して生成するハロゲン化水素を塩化物量で表現したものである。ＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸＦＰは、原水を水道水の浄水プロセスと同等な塩素消毒過程を加えたときに新たに生成する総トリハロメタン、有機ハロゲン化合物の生成能である。多くの有機ハロゲン化合物は生物に対する毒性が確認されているので、その濃度の大小が直接原水の毒性の大小と結びついている可能性がある。しかし、ＴＨＭＦＰやＴＯＸＦＰは原水そのものの持つ毒性を表しているわけでなく、むしろ水道という利水行為で塩素消毒により生じる毒性の潜在力の評価であると言える。しかし、未処理の下水や処理された下水が河川や湖沼の水の循環の一部をなし、それが水道水に利用される場合があるため、ＴＨＭＦＰやＴＯＸＦＰを指標とした下水処理水の評価を行うことは意義のあることである。

分析方法

ＴＴＨＭの分析方法は、ＪＩＳ０１２５　５．１に記述された方法により行った。使用したガスクロマトグラフィは島津社製ＧＣ１４Ａで、検出器はＥＣＤである。また、ＴＯＸは、ＴＯＸ計（三菱化成ＴＯＸ－１０型）を用いて分析した。ＴＨＭＦＰ及びＴＯＸＦＰの前処理方法は、塩素注入量、塩素処理時間、有機物濃度、ｐＨ条件により、塩素化合物生成量が大きく異なることが知られている。今回の実験に用いた方法は、ＴＯＣ５ｍｇ／Ｌ、ｐＨが７．０±０．２となるように希釈調整した未沪過試料１００ｍＬをフラン瓶に分取した後、２４時間後の残留塩素濃度が１から２ｍｇ／Ｌとなるように塩素を添加した。２４時間２０℃の遮光した恒温室に静置した後、ＴＴＨＭとＴＯＸを測定した。この他、これらの水質指標との相関性を調べるため、広く用いられている有機物水質として、ＪＩＳ０１０２に従ってＢＯＤ$_5$，ＣＯＤ$_{Mn}$，ＴＯＣを測定した。

分析結果

分析結果を表－１に各水質項目の算術平均値を示している。なお、この表には水質の変動性を変動係数（ＣＶ）つまり標準偏差に対する算術平均の比で評価した値も示している。この平均値を基にして二次処理までの水処理施設の除去率を表－２に示している。処理場ではＢＯＤ$_5$は、９７％以上、ＣＯＤ$_{Mn}$は８６％、ＴＯＣは７２％以上の除去が行われている。ＴＯＸＦＰとＴＴＨＭＦＰについてもＣＯＤ$_{Mn}$とほぼ同程度の除去が行われている。ＴＯＸとＴＴＨＭの下水中での存在量はＴＯＸＦＰや

ＴＴＨＭＦＰに比べ約１から２オーダー小さい値であった。Ｃ下水道のＴＯＸ除去率は極めて小さいが、ＴＴＨＭは７０％が除去されている。ＡとＢとの下水道でのＴＴＨＭとＴＯＸは５０～６０％の除去率であった。処理水の変動性を見てみると、Ａ下水道を除いて、COD_{Mn}，ＴＯＣ，ＴＯＸＦＰ，ＴＴＨＭＦＰ、ＴＯＸは二次処理水での変動性が小さくなっている。しかし、ＴＴＨＭは処理水でも変動性が大きくなっているとともにＡ下水道では全ての水質項目で二次処理水の変動性が一次処理水の変動性よりも大きい。下水処理水が下流で水道水に使われているとした時に、ＴＴＨＭＦＰの保存性を仮定するとＢおよびＣ下水道は放流水が無希釈の状況で取水され、水道水に使われたとしても９５％以上の信頼度(Reliability)[6]つまり非超過確率で水道水でのＴＴＨＭの制御目標値(100μg/l)を下回る。また、Ａ下水道の場合でも河川の流量が下水道の２／３あれば９５％の信頼度で水道の制御目標を下回る。

表－１　下水処理施設で測定された総括的有機物水質指標とその変動性

		水質 mg/l			水質 μg/l				変動係数（ＣＶ値）						
		C-BOD	COD	TOC	TOXFP	TTHMFP	TOX	TTHM	C-BOD	COD	TOC	TOXFP	TTHMFP	TOX	TTHM
A 下水道	流入下水	196	131	108	7229	553	51	4	.38	.42	.48	.38	.42	.53	.72
	一次処理水	147	98	66	6502	394	39	5	.20	.22	.19	.25	.32	.18	.18
	二次処理水	6.2	17	9	597	122	22	1	.50	.35	.37	.85	.50	.24	.31
B 下水道	流入下水	79	67	89	5073	235	64	7	.57	.56	.46	.70	.54	.21	.32
	一次処理水	77	56	64	6398	329	63	7	.29	.24	.20	.29	.29	.08	.35
	二次処理水	1.5	9.2	25	743	33	33	4	.12	.06	.01	.05	.06	.05	.36
C 下水道	流入下水	246	216	163	10881	596	653	40	.47	.38	.31	.46	.41	.19	.26
	一次処理水	276	200	153	8675	738	527	32	.35	.33	.29	.58	.57	.12	.14
	二次処理水	3.4	27	25	1327	66	599	11	.31	.03	.09	.26	.19	.13	.21

表－２　測定された下水処理場での有機物質の除去率

	除去率（％）						
	C-BOD	COD	TOC	TOXFP	TTHMFP	TOX	TTHM
A下水道	97	87	92	92	78	56	66
B下水道	98	86	72	85	86	49	47
C下水道	99	88	85	88	89	8	73

1. 除去率は、流入下水濃度と二次処理水の算術平均値から計算している。

２．１．３　微量化学物質の検索

検索方法

２．１で述べたＡ及びＢ下水道について６回採水されたサンプルを等量コンポジットとして流入下水、一次処理水、二次処理水の各サンプルを調整後、ＧＦＢ沪過し、ＸＡＤ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。この後、ｐＨにより酸性、塩基性、中性に分画した試料を島津社製ＧＣ－１４Ａ及びＱＰ－２０００ＡのＧＣ－ＭＳを用いて分析し得られたスペクトルをNBS/NIH/EPA MASS SPECTRAL DATA BASEを用いて化学物質を検索した。

検索結果

主要なスペクトルを基に検索された物質の一覧表を表－３に示す。この表は検出された全ての物質名を全て挙げているわけではないが、流入下水、一次・二次処理水で共通に検索されているもの中で共通に現れているものは少なく、１つまたは２つのプロセスでだけで検索されているものがほとんどである。しかし、官能基の一部だけが置換される中間生成物の発現や流入下水中では検索されず一次処理水だけから検索される有機酸等の場内負荷の流入も物質レベルの運命の追求を困難としている。ＴＴＨＭはｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰによる検出定量はされているが、表－３でＵＳＥＰＡ[3]またはＷＨＯ[4]での飲料水水質の規制項目に挙げられているものはｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝとｼﾞｴﾁﾙﾌﾀﾚｰﾄ(ﾌﾀｰﾙ酸ｴｽﾃﾙ)だけであった。下水中に含まれる多種で低濃度の微量物質をこの方法で追求していくことはかなり困難である。

表－３　　下水処理場で検索された主な化学物質

検索された物質名	検出されたサンプル場所		
	流入下水	一次処理水	二次処理水
Acetaldehyde, tetramer		A	
Acetic acid, methoxy-		B	
9(10H)-Anthracenone	B		
DL-Asparatic acid, N-acetl-		A	A
Benzenacetonitrile		B	B
1,2-Benzenedicarboxylic acid, butyl cyclohexyl ester			B
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 3-nitro-	A、B	A	A
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 4-nitro-	B		
Benzoic acid, 2-hydroxy, phenyl ester	A		
Butanoic acid, 2-hydroxy, ethyl ester		A	
Butanoic acid, 2-hydroxy, methyl ester			A
2-Butene, 1-bromo-	B		
Butane, 2,2,3,3,-tetramethyl-		A	
Butanoic acid, 2-hydroxy, ethyl ester			A
2-Butanol, 4-bromo-3,3,4,4-tetrafluoro-	A		
n-Butyl ether		A	
Caffeine	A、B	A、B	
Carbamic acid, phenyl ester		B	
Cyclopropane, (bromomethyl)-	A		
Diethyl phthalate		B	
Diisopropyl ether	A		
Dioxaborinane-4-methanol,5-(Acetyloxy)-2ethyl-,Acetate,trans-		A	
Dodecanoic acid	B		
Ethanedioic acid, dimethyl ester	A	A	A
Ethanamine, 2,2'-oxybis/N,N-dimethyl-		A	
Ethanol, 1-(2-butoxyethoxy)-	A		
Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-		A、B	
2,5,8,11,14,17-Hexaoxactadecane		A	
2-Imidazolidinone			B
Methane, dichloro-	A, B		
Octanic acid, methyl ester	A		
7-Octen-4-ol	A		
Oxirane, tetradecyl-	B		
Paraldehyde		A	
7-Oxabicyclo/4.1.0/heptane, 1-methyl-4-12-methyl oxiranyl)-			
2,5,8,11,14-Pentaoxapentadecane			B
Propane, 1-ethoxy-2-methyl-	A	B	
Propane, 1-methoxy-2-methyl-	B		A
Propanic acid,2-hydroxy		A	
2-Propenoic acid,1,4-butanediyl ester		A	
Propanic acid, 2,2-dimethyl-	A		
2-Propanol, 1-(2-methoxy-1-methylethoxy)-			A
2-Propanol, 1-/(2-methoxy-1-methylethoxy)-1-methylethoxy/		A	
2-Propanol, 1-/1-methoxy-1-(2-propenyloxy ethoxy)-		A	
1-Propanol, 2-(2-hydroxypropoxy)-			A
Pryidine,3-(1-methyl-2-pyrolidinyl)-,(s)-		A	
Silane, trichloroeicosyl-	A	B	A
2,5,8,11-Tetraoxadodecane	B		
2-Tridecanol	B		
6-Tridecene	B		
Zinc, di-3-butenyl-		A	

1，「Ａ」はＡ下水道で検出されたことを示す。「Ｂ」はＢ下水道で検出されたことを示す。

２．２．生物を用いた毒性試験方法の検討－タマミジンコを用いた下水処理水の生物検定試験－

水生環境で使われる毒性試験は、排水の毒性そのものを評価するだけでなく、下水処理効率の評価や排水基準の遵守の状況を把握するなど多くの目的に使われてきている[6]。Standard Methods[10]によると毒性試験は、試験期間、流れ系の設定方法（バッチ、循環、入れ替え、掛け流し）、試験目的によって分類される。試験期間の長さによって短期（高々９６時間）と中期間（通常１１から９０日）、さらに長期間（一世代以上を含む）に分けられるが、対象とする毒性評価が急性によるものを調べるのか、慢性毒性によるものを調べるのかで設定方法が異なる。急性毒性による方法は放流先の生息生物への影響の他、水質分析によるモニタリングの代用としても利用が期待される。慢性毒性については、蓄積性などの棲息生物への長期的な影響の他、人も含めた生物の遺伝毒性、催奇性、発ガン性、生殖性など広範囲の影響を評価することになる。下水処理水等の環境試料を対象とし日常的な水質管理の一環としてバイオアッセイを行うとすれば次のことに留意する必要がある[5]。①時間空間的に試料の内容が変動するので多数の試料が処理されうること②試料の評価結果が短時間に得られ、水質管理にフィードバックされうること③再現性があり結果が定量化されうること④多種の化学物質に対して高い感受性を持つ生物とその影響を敏感に検出できること⑤日常的な測定が行われ易いように過大な費用支出や特殊な施設や技能が不用なこと。これらの条件を細菌や藻類、甲殻類などのより単純な動植物を用いる方法で満足できるならば水質測定並みの簡易な試験方法の普及が可能かも知れない。

２．２．１．供試生物の選定

毒性試験に供される水生生物としては、動物プランクトンの他に植物プランクトン、原生動物、魚類等が考えられる。しかし、植物プランクトンは栄養塩類の濃度によって大きく影響を受けること、原生動物は下水処理水中にもともと含まれる原生動物・バクテリアによる影響を受けやすいこと、魚類の場合には実験施設が大型になるとともに生存期間が長いため手間が大きくなることから、これらを今回は棄却した。動物プランクトンの中で、比較的容易に手にはいること、生存期間が短期間（２０日前後）[13]等の理由から、タマミジンコ（Moina macrocopa）を今回の実験に用いることとした。

また、ミジンコは単為生殖を行い、一生のうちに数回産仔を行うため、生存日数とともに産仔回数、産仔数も生態的な影響を見る指標として用いることができる。

２．２．２．下水処理水の生物検定試験

試験方法

流入下水中に、化学工業が主体である工場排水を１割程度含む下水処理場の処理水（塩素注入前）について、タマミジンコを用いた生物検定試験を行った。試験条件は、水温２０℃（恒温水浴中）、照度3000Ｌｕｘ、明暗時間１２：１２時間とし、餌は緑藻類の Scenedesmus quadricauda を３６×１０^{6}細胞／１にして与えた。以上の条件は、予備試験及び既存文献[14]から決定した。試験水のケースは以下の４通りとし、１ケースにつき３検体用意した。

① 培養液で培養
② 水（水道水：蒸留水＝１：１）で培養
③ 処理水に２日間暴露させた後、培養液で培養
④ 処理水で培養

培養液は、Scenedesmusを餌として使用することから、藻類全般の培養液として用いられ、組成が比較的簡単なBenecke培養液を用いた。Benecke培養液の組成は表－４の通りである。

１Ｌクリアーボトルに試験水を５００ｍｌ入れ、Scenedesmusの濃度が３６×１０^{6}細胞／１になるように調整し、曝気後１日なじませてから使用した。ミジンコは増量培養したものの中から、生まれてから４８時間前後経過したものを用い、各ボトルに１匹ずつミジンコを入れた。試験に供した１２匹は、親が同一のものである。試験中はミジンコを２日毎に新しい試験水（餌を加えたもの）に移し替えた。

表－４　Benecke培養液の組成

Ｃａ(ＮＯ3)2	０．５ｇ
ＭｇＳＯ4	０．１ｇ
Ｋ2ＨＰＯ4	０．２ｇ
ＦｅＣｌ3	痕跡
蒸留水	1000ｍｌ

試験結果

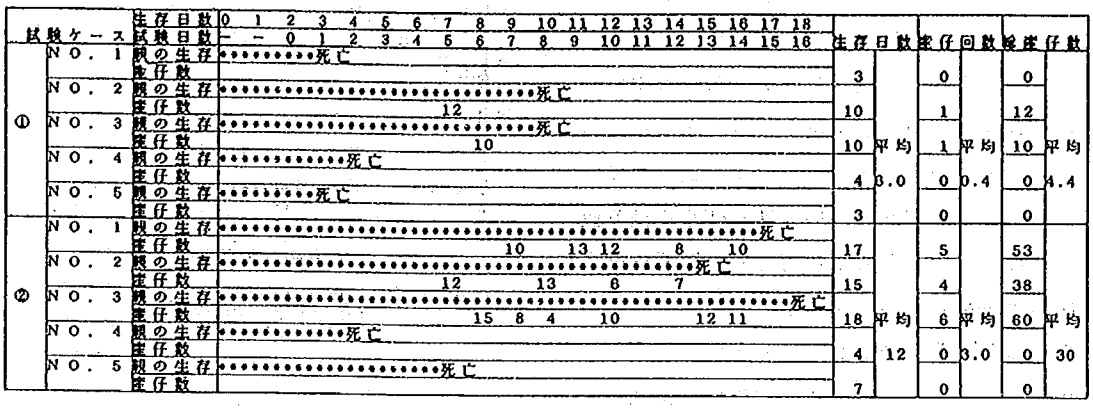
表－５に試験結果を示す。各ケースの平均生存日数の長いものから順に並べると、④処理水９．７日、②水９．３日、③処理水に暴露後培養液６．０日、④培養液３．３日となった。産仔したのは全１２検体のうち２検体のみで、ケース④のうち１検体が２回で２６匹、ケース②のうち１検体が１回で１５匹であった。同じ試験ケースの中でも、特にケース④、②は個体によって生存日数、産仔についてかなりの違いがある。

表－５　試験結果（１）

試験ケース		生存日数 / 試験日数	0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 － － 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13	生存日数		産仔回数	総産仔数
①	ＮＯ．１	親の生存	●●●●●●●●死亡	3		0	0
		産仔数					
	ＮＯ．２	親の生存	●●●●●●●●●●●死亡	4	平均	0	0
		産仔数					
	ＮＯ．３	親の生存	●●●●●●●●死亡	3	3.3	0	0
		産仔数					
②	ＮＯ．１	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	8		0	0
		産仔数					
	ＮＯ．２	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	12	平均	1	15
		産仔数	15				
	ＮＯ．３	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	8	9.3	0	0
		産仔数					
③	ＮＯ．１	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	8		0	0
		産仔数					
	ＮＯ．２	親の生存	●●●●●●●●●●●死亡	4	平均	0	0
		産仔数					
	ＮＯ．３	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	6	6.0	0	0
		産仔数					
④	ＮＯ．１	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●死亡	6		0	0
		産仔数					
	ＮＯ．２	親の生存	●●●●●●●●●●●●●●●●●●●

る。このため、水による培養においてミジンコの生存状態が平均的にどのような形となるかを調べるため、次の試験を行った。

表－６　試験結果（２）



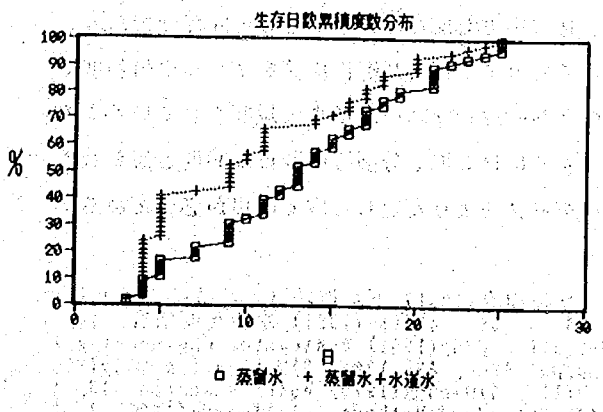
２．２．４．水による試験

コントロールとして水を用いた場合のミジンコの生存日数等がどのようなものであるかを知るため、検体数を５０以上として試験を行った。蒸留水だけと蒸留水：水道水＝１：１の２通りについて行い、蒸留水のケースは５６検体、蒸留水＋水道水のケースは５９検体実施した。また、検体数が多いため、液量は１検体当たり５０ｍｌとした。その他の条件は前と同じである。

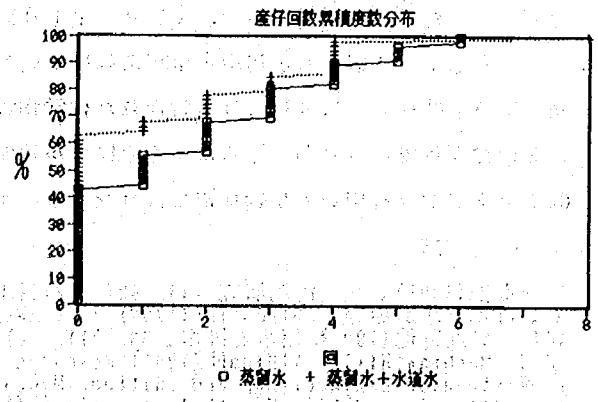
結果について、平均及び標準偏差を表－７に、累積度数分布を図－１～３に示す。

表－７　水による試験結果

項目 / 試験水	生存日数		産仔回数		総産仔数	
	平　均	標準偏差	平　均	標準偏差	平　均	標準偏差
蒸留水	１３．５	６．２	１．７	１．９	９．０	１０．５
蒸留水＋水道水	１０．５	６．４	１．１	１．７	６．２	９．６

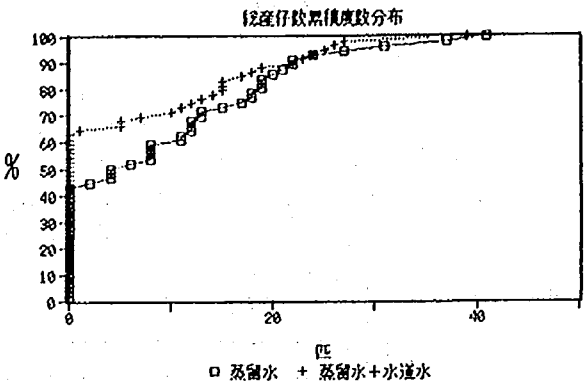


図－１　生存日数累積度数分布



図－２　産仔回数累積度数分布

これらから分かるように各項目ともばらつきが大きく、生存日数でも両ケースとも最小値が３日、最大値が２５日というように大きな幅をもっている。また、蒸留水では４３％が産仔せず、蒸留水＋水道水では６３％が産仔しなかった。各項目ともばらつきは大きいが、蒸留水＋水道水より蒸留水のみのケースの方がミジンコの生存状態が良好となっている。水道水についてはしばらく汲み置きをして使っているため、残留塩素の影響はほとんどないと思われるが、水道水がミジンコに対して何らかの悪影響を及ぼしていると思われる。



図－３　総産仔数累積度数分布

２．２．５　バイオアッセイ供試生物の課題

タマミジンコを用いたコントロールには蒸留水が最適であったが、個体差が大きくそのばらつきを含めて判定を行う必要がある。コントロールとして安定した結果を示す他の供試生物を探す必要がある。例えば細菌を用いた急性毒性の評価方法は迅速かつ容易であるため、注目される。活性汚泥を用いた毒性評価の方法は、過去に多く報告されている。この他、亜硝酸生成菌(Nitosomonus)[7]と硝酸生成菌(Nitrobactor)[11]の増殖速度は、有機物を利用する他栄養型の好気性細菌に比べるとかなり小さく、毒性物質に対する感受性も高いため、硝化菌を利用した水中に存在する毒性物質の定量化にこの細菌を利用する研究が報告されている。嫌気性毒性アッセイ（ＡＴＡ）は酢酸やプロピオン酸をメタンに変換するメタン生成菌を用いて、生成するガス発生量から求めた最大資化速度への影響度から化学物質の毒性を測定するものである[9]。発光細菌を利用する方法はMicrotoxと呼ばれるバイオアッセイ試験製品が米国において既に発売されている[7]。遺伝毒性についても細菌を用いたアッセイが行われている。Amesテストとして知られている変異原性試験にはサルモネラ菌が使われているほか大腸菌や枯草菌も使われてきている[5]。

３．まとめ

①調査された下水処理場でのＴＯＸＦＰ、ＴＴＨＭＦＰの除去率はＣＯＤやＴＯＣと同程度であり、少なくとも１．６倍の希釈河川水量があれば下流の水道でのＴＴＨＭ制御目標値を９５％の信頼度で満足する。②ＧＣ－ＭＳにより検索された化学物質のうちUSEPAやWHOの水道水で規制されているものは２種類だけであったが、さらに多くの検索が可能とするには濃縮、分画等の改良が必要と思われる。③タマミジンコを用いた生物検定にはコントロールのデータをより安定して取る改良が必要である。

４．参考文献

1)森本他(1991)、水質汚濁研究、14, 427.　2)日本下水道協会(1991)下水道統計、行政編、４６号の１、日本下水道協会.　3)Pontius(1992) J of AWWA 84, 3, 36.　4)真柄(1991) 水質汚濁研究, 14, 444.　5)浦野他(1991) 用水と排水、33, 711.　6)Metcalf & Eddy(1991) Wastewater Engineering, 3rded. MacGraw-Hill.　7)Blum他(1991) Research Journal WPCF, 63, 198.　8)Metcalf & Eddy(1991) Wastewater Engineering, 3rd edition, McGraw-Hill.　9)Owen他(1979) Water Research, 13, 485. 10)American Public Health Association他(1988), Standard Methods.　11)Tang他(1992) J of Environmental engineering, 118, 17.　12)Wang他(1990) J of Environmental Engineering, 117, 487.　13)畠山(1988)、水質汚濁研究 11, 676.　14)代田、水産飼料生物学、恒星社厚生閣.

15. 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　中村栄一
研究員　小森行也

１．はじめに

環境基準や排水基準にみられるようなｱﾙｷﾙ水銀、有機ﾘﾝ、PCBの例を除けば、これまで個々の有機物が規制されることはなかった。しかし、飲料水中のﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝが給水栓で平均0.1mg/l以下に抑える通達がだされたり、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の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、本調査はこれら微量化学物質の活性汚泥処理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２年度までの調査結果

本調査により得られたこれまでの結果は以下のとおりである。

１）2,5-ｼﾞｸﾛﾛｱﾆﾘﾝ(2,5-DCA)、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、四塩化炭素、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(TCE)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,4-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ(1,4-DCB)、2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4-DCP)、2,4,6-ﾄﾘｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2,4,6-TCP)の10物質について、それぞれの化学物質を流入水に添加し、活性汚泥処理におけるこれら化学物質の挙動と処理への影響について調査したところ以下の結果を得た。

① 2,5-DCAを添加した人工下水を用い活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、2,5-DCAが0.71～71.4mg/l程度の添加では、BOD除去は良好であり除去率はどのｹｰｽにおいても90%以上を示した。しかし、添加濃度が高くなるに従いCOD除去率は低下し、添加濃度1.43mg/lではCOD除去率は90%以上であったが、14.3mg/lで85%、71.4mg/lで65%となった。

② 2,5-DCAを5mg/l添加した一次処理水を用いSRTを10、20、30、40、50日に設定して活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、SRTを長くとるほど2,5-DCAは処理水中に残存し系外へ排出される割合が大きくなり、余剰汚泥として系外へ排出される割合が小さくなる傾向が認められた。

③ 2-CPを1、10、50mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。その結果、50mg/l添加のｹｰｽでは、実験開始当初においては2-CPが処理水中に残存し処理水質も悪化していたが、5ヶ月間連続運転した時点で2-CPは除去され、分解していることが確認された。

④ ｸﾛﾛﾎﾙﾑを0.16、1.6、9.7mg/l、四塩化炭素を0.0066、0.055、0.44mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、BOD及びCOD除去機能に対する影響はなかった。

⑤ TCEを0.186、1.56、14.3mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った。

その結果、14.3mg/l添加ではBOD、COD等の有機物除去に影響は見られなかったが硝化が抑制される傾向がみられた。

⑥ ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝを0.0947、0.977、7.34mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行った結果、7.34mg/l添加でもBOD及びCOD除去機能に対する影響はなかった。

⑦ 2,5-DCA(1.12 mg/l)、2-CP(1.29 mg/l)、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ(400μg/l)、四塩化炭素(280μg/l)、TCE(120μg/l)、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ(24μg/l)、1,1,1-ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾀﾝ(930μg/l)の7物質を同時に添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、除去率はそれぞれ 61%、98%、76%、93%、89%、89%、94 %であった。

⑧ 1,4-DCBを0.89mg/l添加した一次処理水を用い活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、SS、BOD、CODの除去機能には影響がなかった。また、窒素化合物もｺﾝﾄﾛｰﾙ同様十分硝化が起こっており、0.89mg/l程度の添加では活性汚泥処理に対する影響は認められなかった。

⑨ 1,4-DCBを1.45mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)を行い1,4-DCBの物質収支を求めた結果、処理水中に残存する割合、汚泥に吸着する割合は共に少なくｴｱﾚｰｼｮﾝによる揮散でほとんどが除去されていることがわかった。

⑩ 2,4-DCPを0.93mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、長いSRTの運転条件にもかかわらず処理水にNH_4-Nが残存することがあり硝化が抑制されていた。

⑪ 2,4,6-TCPを1.84mg/l添加した一次処理水を用い、活性汚泥処理実験(連続)を行った結果、BOD、COD除去及び硝化とも良好であり活性汚泥処理に対する影響は認められなかった。

2) 2,5-DCAを添加した人工下水を用いた活性汚泥処理実験(ｾﾐﾊﾞｯﾁ)において、活性汚泥中の原生動物の観察を行ったところ、2,5-DCAの添加濃度が14.3mg/lのｹｰｽで阻害の徴候が現れ、71.4mg/l添加のｹｰｽでは添加直後から総細胞数の著しい減少があった。

3) 有機塩素化合物の活性汚泥への影響を評価する一つの指標として原生動物を用いた方法について検討した結果、繊毛虫類の<u>Stylonychia mytilus</u>が一番敏感であり2-CPのLC_{50}が64.3mg/l(0.50 mM)、2,4-DCPのLC_{50}が13.0mg/l(0.08mM)であった。また、質量濃度 (mg/l) から見た場合の使用した化学物資の原生動物への毒性の強さは、2,4-DCP＞2-CP＞1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ＝TCEであった。

4) 下水処理場における全有機ﾊﾛｹﾞﾝ(TOX)の実態調査を行った結果、流入水中のTOXは98μg/lで、二次処理水中のTOXは67μg/lであった。

5) 種々の化学物質を添加した活性汚泥処理実験において硝化が抑制される傾向が認められたため、化学物質(2,5-DCA、2-CP、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、四塩化炭素、TCE、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ) の硝化菌に対する最小増殖阻止濃度(MIC)について調査した結果、どの物質についても硝酸菌より亜硝酸菌の方が低い濃度で影響を受け、高い感受性を示した。

6) 下水中の微量化学物質についてGC-MSによる検索を行った結果、工場排水が30%混入するB処理場では流入水から38種、一次処理水から35種、二次処理水から8種の化学物質が検出された。

7) 2,4,6-Trichlorophenol(2,4,6-TCP)を1.8mg/l含む下水の活性汚泥プロセスへの影響を調査した結果、BOD除去に対する影響は無く、また硝化への影響も認められなかった。処理水中の2,4,6-TCPの平均濃度は0.034mg/lであり、汚泥吸着と揮散による除去が進んでいた。

3．平成3年度の調査内容と調査結果

平成3年度は、(1)実下水を用いた活性汚泥処理に及ぼす3種の化学物質の影響調査、及び(2)人工下水を用いた生物学的硝化に及ぼす化学物質(トリクロロエチレン)の影響調査を実施した。

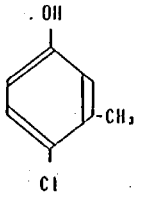
3．1 活性汚泥処理に及ぼす化学物質の影響に関する実験

本実験は、化学物質が活性汚泥処理に及ぼす影響を調査するために実施するものであり、BOD除去、COD除去、TOC除去、硝化率、汚泥特性をコントロール系と比較することにより化学物質の活性汚泥への影響を把握するものである。

3．1．1 供試化学物質の種類と特性

供試化学物質は、4-クロロ-3-メチルフェノール(4C3M)、1,2ジクロロエタン(DE)、1,2ジクロロプロパン(DP)の3種であり、化学物質の構造式、分子量、融点、沸点等を図－1に示す。

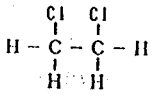
4-クロロ-3-メチルフェノール　C_7H_7ClO



m.w 143
m.p 64 ℃
b.p

流入水に対して5.0mg/ℓになるように添加する。

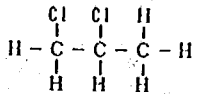
1.2 ジクロロエタン　$C_2H_4Cl_2$



m.w 113.0
m.p -100.42℃
b.p 06.4 ℃

流入水に対して5.0mg/ℓになるように添加する。

1.2 ジクロロプロパン　$C_3H_6Cl_2$



m.w 99.0
m.p -35.3 ℃
b.p 83.38℃

流入水に対して5.0mg/ℓになるように添加する。

図－1　供試化学物質の構造式及び特性

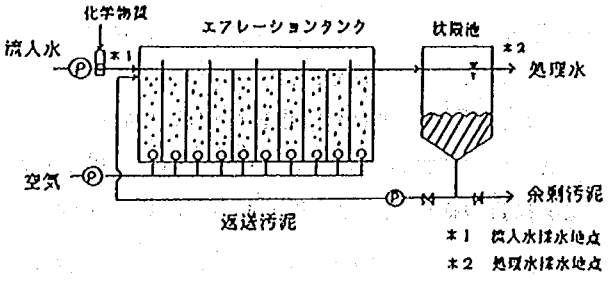
3．1．2 実験方法

実験は、エアレーションタンク（１００　L）と沈澱池（５０　L）からなる活性汚泥処理実験装置(連続)（図－２）を4台並列に運転し、1台をコントロールとし他の3台を化学物質添加の実験系とした。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内のパイロットプラントで行い、流入水として同処理場の一次処理水を使用した。実験系の化学物質は、それぞれの化学物質を水に溶解し小型定量ポンプを用い連続注入した。注入量は流入水量の約1 V/V%である。実験期間は、平成3年9月から平成4

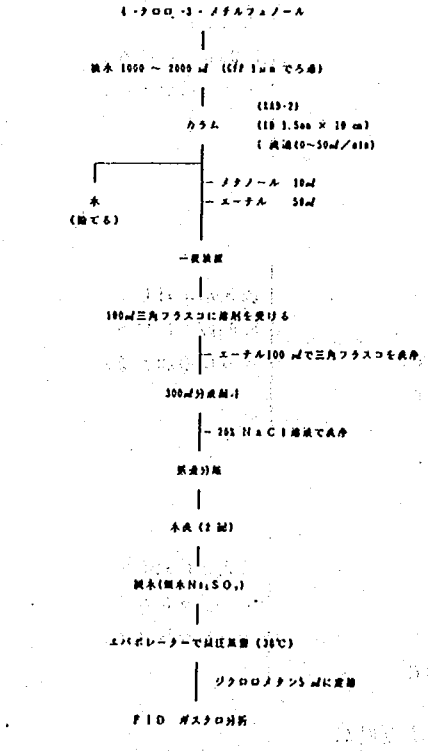
年２月までの６ヶ月間である。水質分析用試料の採取は定時のスポット採水とし、分析方法は下水試験方法[3]に従って行った。化学物質の分析は4-ｸﾛﾛ-3-ﾒﾁﾙﾌｪﾉｰﾙについてはXAD-2樹脂を用いた液-固抽出法(FID)により、1,2ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝと1,2ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝはﾍｷｻﾝ抽出法(ECD)により行った。各々の化学物質の分析フローを図－３，４に示す。

表－１　処理装置の運転条件

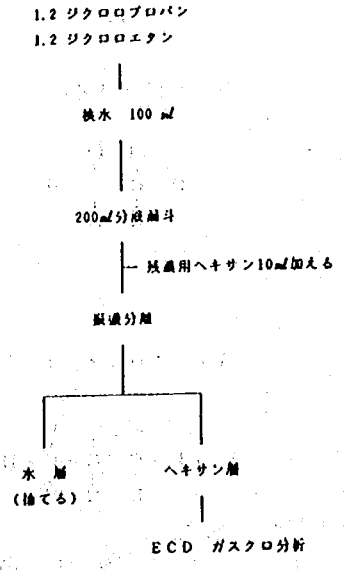
流入水量	288 l/d, 薬注量 2.9 l/d
ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間	8 hrs., 沈澱時間 4 hrs.
汚泥返送率	30～40 %
ＳＲＴ	10～14 d



図－２　活性汚泥処理実験装置（連続）



図－３　4-ｸﾛﾛ-3-ﾒﾁﾙﾌｪﾉｰﾙの分析フロー



図－４　1,2ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝの分析フロー

３．１．３ 実験結果と考察

実験期間中のｺﾝﾄﾛｰﾙ系及び実験系の水質分析結果を表－２に示す。BODやCODなどの有機物除去、及び硝化率において、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系と実験系との差異は認められず、実験を行った濃度範囲では化学物質の活性汚泥に対する影響はない。また、汚泥のSVIは80前後で２つの系に差はなかった。

表－２　ｺﾝﾄﾛｰﾙ及び実験系の水質分析結果　　単位：mg/l

	ｺﾝﾄﾛｰﾙ系		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	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(C)	14.5-24.8	5.3-27.2	14.5-24.8	5.3-27.3	14.5-24.8	6.4-27.1	14.5-24.8	6.0-27.0
pH	6.4- 7.2	6.7- 7.5	6.4- 7.2	6.6- 7.3	6.6- 7.2	6.8- 7.4	6.4- 7.2	6.6- 7.4
SS	36.2	6.8	43.0	6.7	36.6	6.8	35.6	7.0
BOD	94.2	10.7	92.7	13.4	96.5	10.5	80.8	6.9
SCOD(Cr)	64.3	21.1	65.9	21.7	66.4	19.9	68.9	20.5
STOC	35.7	8.1	36.5	8.5	35.6	8.1	36.1	8.1
NH4-N	15.9	4.4	16.4	3.2	16.7	5.4	16.4	3.0
NOX-N	0.4	11.3	0.3	9.5	0.3	9.4	0.3	12.1
T-N	20.1	17.0	20.7	14.3	20.1	16.1	19.5	16.4
4C3M			7.76	0.52*				
DE					1.316	0.316**		
DP							0.751	0.055**

*　0.05 MG/L以下の濃度は0.04MG/L と仮定した。

** 0.005MG/L以下の濃度は0.004MG/Lと仮定した。

処理水中の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濃度は、流入濃度に比較して各々約93、76、93％の減少となっている。1,2ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝは非常に高い揮発性を有しており、Ｇ／Ｑ比が約３０倍と大きな条件下では大半が揮散したものと推定される。

３．２　硝化に及ぼすトリクロロエチレンの影響に関する実験

３．２．１　実験方法

有機塩素化合物は、硝化に対する抑制作用が知られている[4]。ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝを供試化学物質として、活性汚泥による硝化の速度にどの程度の影響を与えるかを定量的に把握するため、CHEMOSTAT（完全混合反応槽）による実験を行った。反応槽は、容量5.6L の塩ビで作られている。実験条件及び用いた人工下水の組成を各々表－３，４に示す。ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの分析は、ﾍｷｻﾝ抽出／GC法によった。

３．２．２　実験結果と考察

CHEMOSTATによる実験の場合、定常状態が達成されれば、硝化速度Ｋｒは次のように表される。

$$Kr = Q \cdot (NOx - N_0 - NOx - N) / V \qquad (1)$$

表－3　実験条件

反応槽容積	5.6 l
流入水量	2.8 l／day
滞留時間	48hr
曝気量	300l (1.5m³／day)
水温	20℃
BOD容積負荷	0.1kg／m³・day
NH_4－N濃度	10, 15, 20, 25, 30, 50 mg／l
有機塩素化合物添加濃度	実験1．コントロール（無添加） 実験2．トリクロロエチレン 10mg／l 20mg／l

表－4　人工下水の組成

デキストリン	15	mg
肉エキス	33	mg
酵母エキス	37	mg
ペプトン	33	mg
NaCl	3.3	mg
KH_2PO_4	8.3	mg
KCl	6.7	mg
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	5.6	mg
NH_4Cl	60	mg
$NaHCO_3$	220	mg
$CaCO_3$	400	mg
蒸留水	1000	ml

ここに、Kr：硝化速度（mg/l-d）、Q：流量（l/d）、NOx－N_0：流入水の酸化態窒素濃度（mg/l）、NOx－N：処理水の酸化態窒素濃度（mg/l）、V：反応槽容量（l）

また、硝化の反応速度定数をkとし、硝化反応に阻害がないと仮定すると、反応速度定数kは、反応速度とは次のような関係にある[5]。

$$Kr = k \cdot \frac{NH_4-N}{K_N + NH_4-N} \cdot Xa - b \cdot Xa \qquad (2)$$

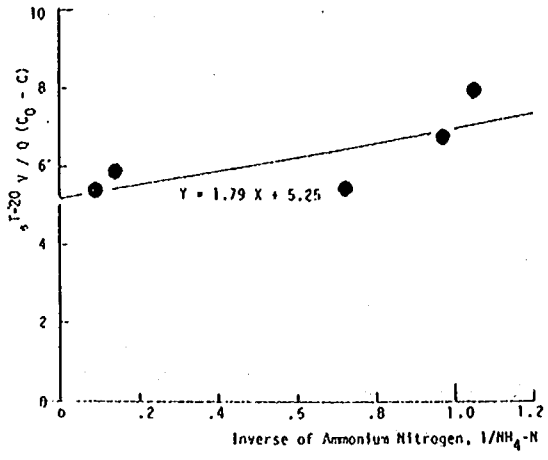
ここに、k：反応速度定数(1/d)、K_N：硝化反応の飽和定数(mg/l)、NH_4－N：処理水のNH_4－N濃度(mg/l)、Xa：汚泥濃度(mg/l)、b：死滅速度定数(1/d)

（1）、（2）式より、両辺の逆数を取り、温度補正を考慮すると次の関係を得る。

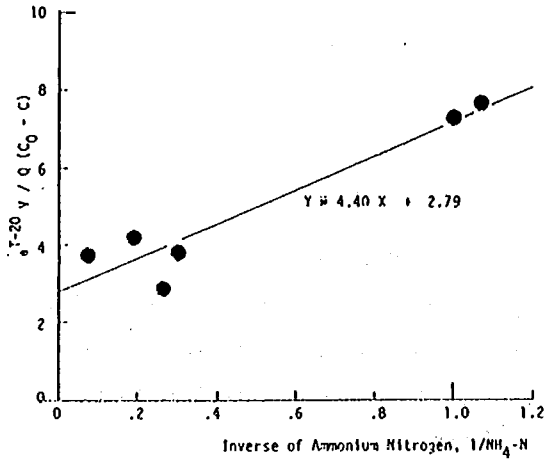
$$\frac{V \cdot Xa \cdot \theta^{T-20}}{Q \cdot (NOx-N_0 - NOx-N)} = \frac{1}{(k-b)} + \frac{K_N}{(k-b)} \frac{1}{NH_4-N} \qquad (3)$$

ここに、θ^{T-20}：T度における温度補正、$\theta = 1.045$

コントロール系及び実験系で得られたデータより、（3）式の左辺を縦軸に、処理水のアンモニア性窒素濃度の逆数を横軸に取ったLine-WeaverのPlotを作成すると、各々図－5，6のようになる。これらの図の直線のY切片は、見かけの反応速度定数、k－bの逆数として、また直線の傾きは飽和定数K_Nを見かけの反応速度定数、k－bで除した値である。死滅速度係数、bを0.05 (1/d)[5]と仮定してk，K_Nを、求めると表－5のようになる。処理水のﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ濃度は43～76 ug/l（平均 57 ug/l）であった。図－5，6からデータが相当にばらついていることが伺えるが、実験データのばらつきの原因としては、反応槽内のMLVSS(Xa）が平均的には100 mg/l前後の小さな値を示してい



図－５　コントロール系のLine-Weaver Plot



図－６　実験系のLine-Weaver Plot

るので、装置越流部に溜まった汚泥の影響が考えられる。

表－５に示した結果は、最小自乗法によるものであり、コントロール系よりも実験系のほうが、大きな反応速度定数となっている。飽和定数は、実験系のほうが小さいので、反応速度からみると優劣がつけがたい。そこで、コントロール系の反応速度定数、即ちＹ切片を実験系と同じにすると、コントロール系の飽和定数K_Nは、1.65 mg/l となり、実験系の 1.58 mg/l との差異はなくなる。即ち、平均 57 ug/l という濃度では、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ の硝化に与える影響は無いと言える。

表－５　反応速度定数と飽和定数

	コントロール系	実験系
反応定数*	0.140	0.308
変動係数	0.156	0.254
飽和定数**	0.340	1.576
変動係数	0.503	0.166
相関係数	0.755	0.949

* 1/day, ** mg/l

４，まとめ

今年度の調査結果をまとめると次のようになる。

１）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, 0.055 mg/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。流入水のｱﾝﾓﾆｱ性窒素濃度は 10～50 mg/l、また反応槽内のﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ濃度は平均で約 57 ug/l であったが、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、このような濃度範囲ではﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの硝化への影響は無いと言える。

全体の結果としては、平成３年度の実験結果は有機塩素化合物の影響を見出せるような濃度範囲で

はなかったということになる。実験がこのような結果に終わったのは、供試化学物質の高い揮散性にあり、とくに 1,2ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ のように高い揮散性を有するものについては、実際の下水処理場でも大半が大気中へ揮散してしまい、現実には大きな問題ではないのかも知れない。

＝参考文献＝

1)渡部、小森：下水の有機物組成と分解過程、 土木技術資料 Vol.21.No.4(1979)

2)篠原 他：下水中微量有機物の検索、第11回水質汚濁ｼﾝﾎﾟｼﾞｳﾑ講演集(1977)

3)日本下水道協会：下水試験方法(1984)

4)中村、小森：下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査、土木研究所資料第2787号 (1989)

5)Gaudy, A.F., E.T.Gaudy: MICROBIOLOGY FOR ENVIRONMENTAL SCIENTISTS AND ENGINEERS, McGraw Hill Comp., (1980)

16. バイオセンサーの実用化に関する調査

水質研究室　室　　長　　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明

１．調査の目的

下水道施設の維持管理にあたり、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水質，汚泥質センサーが用いられているが、その多くは物理量及び電気化学量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のセンサーについては、精度の高い計測値が得られているが、多くの水質センサーは、精度，感度や維持管理などの点において必ずしも満足のいく状態ではないのが現状である。

また、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、排水処理プロセス制御のための水質指標として重要度は高い。しかし、公定法によるＢＯＤの測定は５日間の日数を要し、実際に下水道の維持管理を目的としてその結果をリアルタイムに対応させることは困難である。

本調査は、このようなことを背景にＢＯＤを迅速に連続計測するバイオセンサーを用いた放流水の計測の手法の検討及び実用化のための調査を行い、排水処理プロセスの制御の向上を図るために実施するものである。

２．平成３年度調査の内容と結果

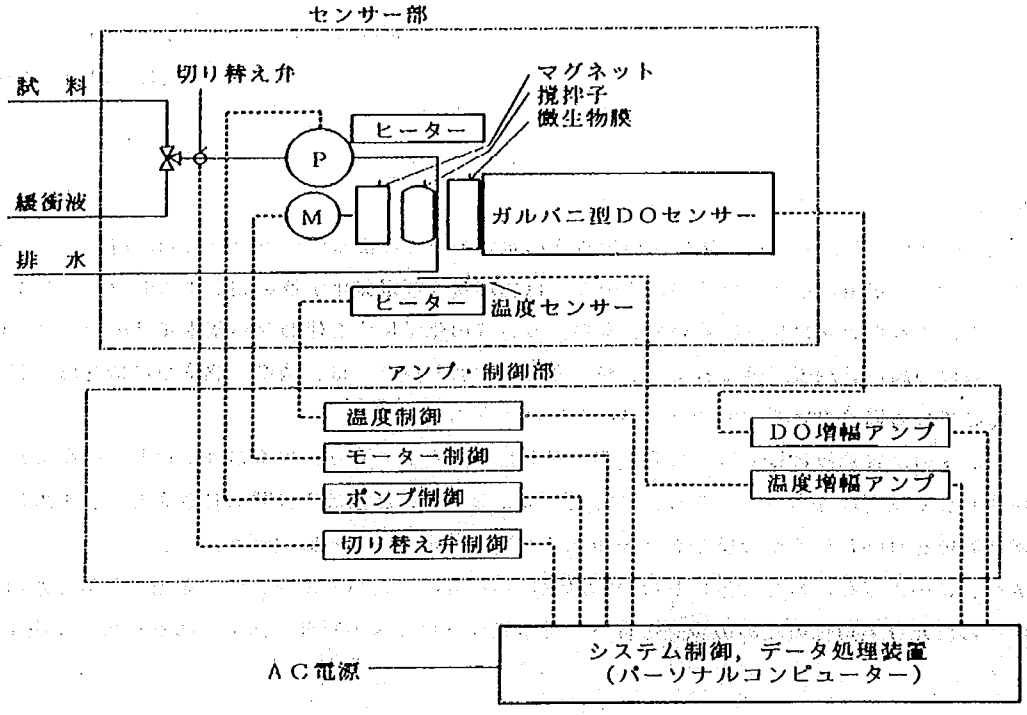
２．１　装置の概要

本調査に用いたＢＯＤセンサーは、改良された新しいシステムでありその構成を図－１に示す。システムは、フローセルを用いたセンサー部，リレー，アンプ，ＡＤ変換などの制御部で構成されており、温度や吸水の制御及びデータ処理はパーソナルコンピューター（９８ｎｏｔｅＮＶ）で行われる。また、本装置においては、一台のシステムにおいて３台のセンサー部が接続可能である。

計測対象の試料及びセル室の洗浄及び微生物のｐＨ環境を維持する目的で使用する緩衝液は、電磁弁により切り替え、チューブポンプによりセル室に導かれる。また、ポンプの稼働中は、セル内の試料水の拡散速度をあげる目的で、マグネットスターラーが自動的に回転する。水温の制御は従来のバイオセンサーでは恒温水槽により行われていたが、本装置においてはセル室を帯状ヒーターで囲い，温度センサーにより自動的に30℃に制御される。

微生物膜は、ＰＶＡ－ホウ酸固定化法により作成した微生物固定化ビーズ（φ約３㎜）を半分に

カットしたものを、ガルバニ型ＤＯ電極の隔膜とナイロンメッシュの間にサンドウィッチ状に保持した。膜の厚さは、ナイロンメッシュの押さえの圧力により約0.2mmとなる。



図－１　ＢＯＤセンサーシステムの構成

表－１　ＢＯＤセンサーシステムの主な計測条件

項　　目	条　　件	項　　目	条　　件
フローセル内部容量	0.5mℓ	セル室温度	30℃
移送チューブ内径	1mm	設定ｐＨ	7.0
試料移送速度	6mℓ/min	試料移送時間	分単位で任意に設定
緩衝液移送速度	6mℓ/min	緩衝液移送時間	分単位で任意に設定

2．2　センサー特性の検討

本年度は、再現性，安定性等のセンサーの基本特性についての室内実験を行い、センサー計測条件の検討を行った。

2．2．1　安定時間の検討

試料の移送時間，緩衝液の洗浄時間を設定するために、表－2の方法によりセンサー出力の安定時間を検討した。

表－2　安定時間検討の実験条件

検討内容 / 項目	試料移送時間の検討	洗浄時間の検討
微生物膜	処理場放流水より単離培養した活性度の高い菌株（Ｉ－１株）	
使用センサー	３台	
対象試料	グルコース・グルタミン酸標準液(JIS K0102準拠) ＢＯＤ値　50mg/ℓ	ＢＯＤ希釈水(JIS K0102準拠) pH7.0，ＤＯ飽和(タンク中でエアレーション)
データの取り込み	５分ピッチで30分	１分ピッチで30分

表－3　試料移送時間と出力値

移送時間	ケース１		ケース２		ケース３	
	ＤＯ出力電圧	ベースとの差	ＤＯ出力電圧	ベースとの差	ＤＯ出力電圧	ベースとの差
0分	3901	0	3406	0	3179	0
5	2959	942	1553	1853	1848	1331
10	2801	1100	1283	2123	1438	1741
15	2879	1022	1234	2172	1415	1764
20	2900	1001	1195	2211	1369	1810
25	2978	923	1214	2192	1314	1865
30	3038	873	1164	2242	1327	1852

（単位：mV）

実験の結果は、表－３及び表－４に示す通りであり、センサーによりやや出力に差はあるが、試料の出力の安定はほぼ10～15分で得られた。また、試料計測後の緩衝液による洗浄では、約５分でＤＯ出力電圧はベースまで復帰し、その後ノイズ100～200mVの範囲でほぼ安定した。

表－４　洗浄時間の検討結果

ケース	ベース出力までの復帰時間	復帰後の電圧出力範囲
1	５分後	3727～3815mV
2	６分後	3216～3410mV
3	５分後	3042～3205mV

以上の結果より、本装置においての試料移送時間を15分，洗浄時間を５分以上で設定した。

２．２．２　再現性の検討

センサー出力の再現性は、ＢＯＤの連続計測において、得られた結果の信頼性を高めるために重要である。ここでは、標準液を用いて同一センサーの活性度の時間変動，日変動を検討した。検討は表－５に示す条件により行った。

表－５　再現性の検討実験の条件

項　　目	実　験　条　件
微生物膜	Ｉ－１株
使用センサー	３台
対象試料	ＢＯＤ標準液 5,10,20,50mg/ℓの繰返し
試料移送時間	15分
洗浄時間	45分
連続測定時間	8時間連続
休止時間	16時間緩衝液による洗浄
計測期間	5日間

表－６にセンサー出力の結果を示した。センサーの出力は、同日における計測においては、感度の低下等あまり大きくは無いが、経日的には確実に低下しており、再現性についてはあまり良好な結果は得られなかった。

これは、実験内容が８時間の連続計測ののち、16時間緩衝液による連続洗浄を行っており、その間微生物膜に栄養補給がなされないための感度低下と考えられる。

また、一日の計測繰返しにおいても約100～200mVの出力の誤差があり、定量値の信頼性に不安が残る結果となっている。ケース３については、出力電圧が4095mVと振り切れる結果となり、アンプの増幅倍率についても検討を要する結果となった。

表－6　再現性検討の実験結果

ケース	経日	開始時	センサー出力（直前ベース値との差）（mV）							
			1回目				2回目			
		出力	50mg/ℓ	20mg/ℓ	10mg/ℓ	5mg/ℓ	50mg/ℓ	20mg/ℓ	10mg/ℓ	5mg/ℓ
ケース1	1日目	3718	2453	1262	969	482	2490	1389	912	556
	2日目	3732	2342	1244	858	381	2346	1259	866	401
	3日目	3722	2215	1251	644	355	2132	1176	593	332
	4日目	3725	2121	1297	376	240	2214	1019	390	181
	5日目	3822	1959	1146	332	155	2044	1124	339	173
ケース2	1日目	3691	2190	1296	1000	546	1910	1254	921	537
	2日目	3722	2044	1188	945	443	2033	1176	935	472
	3日目	3745	2032	1054	552	288	1977	1046	556	264
	4日目	3802	1722	977	387	201	1599	894	402	216
	5日目	3757	1689	832	334	160	1632	594	368	232
ケース3	1日目	3995	2342	1244	849	553	2246	1146	779	463
	2日目	4049	1543	1144	993	572	1433	994	782	440
	3日目	4095	1326	1120	930	552	1377	955	850	503
	4日目	4095	1447	1029	990	561	1427	963	793	442
	5日目	4051	1112	650	274	109	1047	510	247	129

2．2．3　検量線の回帰式の検討

ＢＯＤ定量時のセンサー出力は、ＤＯセンサーを用いたバイオセンサーの場合センサー出力の安定時のベース出力との差分を用いることが多い。表－７に移送時間（５分，10分，15分）の検量線の出力値の例を示した。

また、試料移送中のセンサー電圧の出力は、電磁弁切り替え後約５分までに急激に減少するため、電圧減少始めの接線勾配(0-3-5分)を（１）の式により計算したものを同じく表－７に示した。

$$y' = \frac{y_1 - y_2}{x_1 - x_2} - \frac{x_1 - x_2}{x_1 - x_3}\left(\frac{y_1 - y_2}{x_1 - x_2} - \frac{y_2 - y_3}{x_2 - x_3}\right) \qquad (1)$$

但し、y' ；(x_1-x_2-x_3分)のx_2分での接線勾配

y_1, y_2, y_3；x_1, x_2, x_3分のセンサー出力電圧（mV）

表－７　標準液のセンサー出力値の経時変化とデータ処理値

標準液の濃度	センサー出力値（mV）					出力値－ベース出力（mV）				接線勾配
	ベース	3分	5分	10分	15分	3分	5分	10分	15分	(0-3-5分)
5mg/ℓ	3545	3157	3105	3028	3063	388	440	517	482	-67.3
10mg/ℓ	3447	2713	2566	2422	2478	734	881	1025	969	-142.0
20mg/ℓ	3337	2156	2025	1991	2075	1181	1312	1346	1262	-196.8
50mg/ℓ	3746	2164	1429	1205	1293	1582	2317	2541	2453	-431.4

表－７のデータ処理値を各々直線に回帰した結果を表－８に示した。相関係数は、接線勾配によるものが最も高い直線性が得られた。

接線勾配による検量線の直線回帰の方法については他のケースについても回帰させた結果、相関係数はいずれの場合も0.99以上の高い相関が得られ、有効な手法である。

また、この手法ではセンサーの感度が低下した場合でもノイズの影響を受けにくく5mg/ℓの濃度までの直線性が得られ、定量下限値として5mg/ℓが示された。

表－８　検量線の回帰式の比較

処理法		回帰式(y=aX+b)		相関係数
		a	b	
電圧差分	3分	-11.95	0.0346	0.9272
	5分	-9.41	0.0248	0.9869
	10分	-10.23	0.0232	0.9894
	15分	-9.50	0.0238	0.9904
接線勾配		-5.47	-0.1276	0.9955

３．まとめと今後の課題

下水処理場への導入を目的とした新しい改良型ＢＯＤセンサーシステムの標準液によるセンサー特性の検討を行った。

（１）安定時間の検討の結果、試料移送時間として15分の安定時間が必要であり、緩衝液の洗浄後約５分でベースまで電圧が復帰する結果が得られ、安定状態での出力のノイズ幅は約100～200mVであった。

（２）再現性の検討の結果、同日での感度の低下はあまりみられなかったものの、計測休止後の感度の低下は大きく、休止中の微生物膜の活性維持の方法に課題を残した。

（３）検量線の回帰式の計算法として試料移送後３分の出力接線勾配を用いた手法で高い直線性が得られた。また、このデータ処理法により定量下限値として5mg/ℓが示された。

今後、下水処理場放流水による実試料による定量の精度検討及び微生物膜の活性維持の手法の確立が実用化に向けての課題である。

Ⅴ．下水道事業調査費による他部の研究

１．下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査

施工研究室　室　長　苗村 正三
研究員　市村 靖光
下坪 賢一

１．まえがき

近年、下水道管路において管接合部の施工不良や下水管の老朽化、過度の上載荷重などにより管接合部にひびわれや目地切れなどが発生し、管内への流入水（不明水）の増大をはじめ、周辺土砂の管内への堆積、流入土砂による管路の流下能力の低下などの事例が多く見られるようになってきた。また、管路への周辺土砂の流入により、周辺地盤の緩みや空洞が発生し路面の陥没などを引き起こす場合もある。

下水管の補修工法としては、管の種類や管の被害形態、損傷の程度などにより様々なものが開発されている。その中で、内径800㎜以下の小口径管の接合部周辺に局部的な空洞などが発生した被害箇所では、グラウティングが一般的な工法として採用されている。しかし、この方法は使用する材料の耐久性や補修効果などの面で疑問が残されている。それは、グラウト充填の対象領域を特定できるような下水管外周部の調査方法がないこと、さらにグラウティング工法の施工管理方法及び効果確認方法が確立されていないことによる。

本調査では、２年度までに、管外周部の空洞探査方法として下水管打撃時の振動解析から空洞の有無を推定する手法の適用性について室内試験を行っている。また、各種安定処理材料の物理特性や強度特性などについての調査、及びアスファルト乳剤系の材料開発を行い、空洞充填材としての適用性を明らかにした。さらに、パッカー工法の土槽実験を行い、各種補修材料の施工性及び固結性、止水性などを定性的に把握した。

３年度は、塩化ビニール管内部から管外周部の状況を非破壊で調査することを目的に、電磁波レーダによる探査の適用性を検討した。また、施工法としてのパッカー工法は、その施工原理から材料の供給を低圧力で行なわなければならないという制約条件があるため、その制約条件の中で材料を効果的に空洞充填するための圧力～流量管理方法について検討を行った。

２．調査目的

下水管外周部の地盤変状等を非破壊で調査する効果的な方法を検討する。また、各種安定処理材料を用いて管路周辺の空洞充填を行い、効果的な周辺地盤補強を行う方法を検討し、下水道管路の合理的な維持・修繕方法に寄与するものである。

３．調査方法

３年度は、以下の３項目について調査を行った。

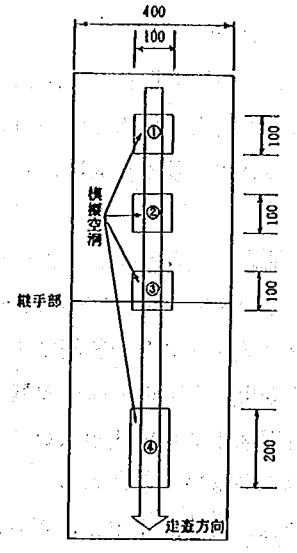
①塩化ビニール管外周部の地盤状況を把握するために、電磁波レーダを用いて管内部から管外周部を探査する手法について実験を行った。

②小口径管の補修工法の一つであるパッカー工法の信頼性を向上させるために、材料の粘度と空洞充填性、施工性などの関係について調べ、材料の粘度や管接合部の状況に合わせた圧力～流量管理方法について検討を加えた。

③比較的軽微な被害箇所に適用される注入工法を対象に、各材料の使用割合や現地における耐久性などを明らかにするために、全国88ヶ所の自治体に対して施工事例のアンケート調査を行った。

3．1　電磁波レーダによる空洞探査

下水管外周部の地盤状況の調査方法のうち電磁波レーダの適用性を調べるために、図．1に示すように内径 400㎜の塩ビ製の下水管を地盤中に半埋設し、管内で電磁波レーダを移動させる実験を行った。使用した電磁波レーダは、中心周波数が1GHzのもので、一般的に空洞探査に利用されているものである。また、その大きさは幅180㎜、長さ330㎜で、小口径管内に容易に入れることができる。レーダには管の形状に合わせた ｱﾀｯﾁﾒﾝﾄを取り付け、電磁波の透過を容易にしている。さらに、下水管の下部には3種類、合計4個（表．1参照）の模擬空洞を設置しており、地盤条件は表．2に示すような3種類のものとした。ここで、空洞内に食塩水を充填しているのは、純水よりも誘電率を低くして探査を容易にするためである。



図．1　電磁波レーダの実験方法

表．1　空洞条件

空洞NO	寸法（幅B×長L×深D）
①	10×10×10　cm
②	10×10×20
③	10×10×10
④	10×20×10

表．2　地盤条件

実験ｹｰｽ	地盤条件
1	砂　乾燥状態
2	砂　湿潤状態
3	砂　湿潤状態 空洞②、③にのみ食塩水を充填

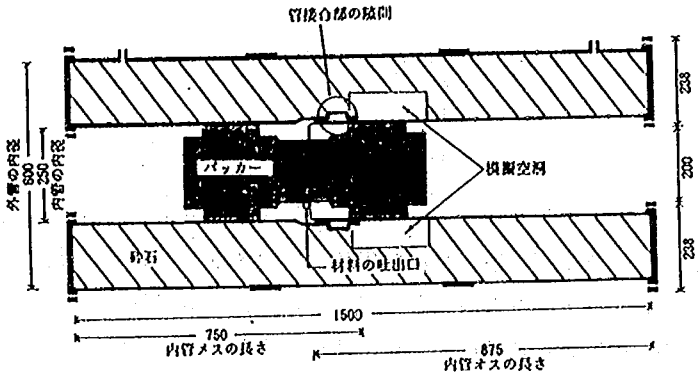
3．2　パッカー工法の施工管理方法に関する実験的検討

（1）パッカー施工実験の概要

パッカー工法は、パッカー（ゴム風船のように膨らんで、材料が補修箇所以外に逸脱しないように固定する装置）を用いて、パッカー間にある吐出口から補修材料を補修箇所に圧送して充填するものである。3年度は、図．2に示すような補修材料の注入状況及び固結状態を観察することができる模型装置を作製し、パッカー施工による圧力と注入量の関係を明らかにするための実験を行った。

模型装置の内管はφ250㎜の塩化ビニール管、外管はφ600の透明塩化ビニール管を用いた。実験に

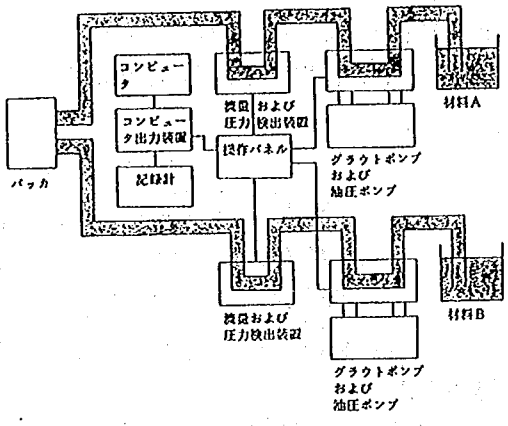
使用したパッカー装置は φ250専用のもので、材料吐出口を下側に向けて材料の注入を行った。管接合部には材料を通す隙間を設け、管接合部外周部に排水材を巻いて模擬空洞とした。また、内管と外管の間には7号砕石を投入し、水締めを行ってできるだけ密になるようにした。実験は表．3に示すように、模擬空洞の大きさを変えて行った。本実験の施工システムを図．3に示す。



図．2　パッカー工法の注入試験装置

表．3　補修材料の注入試験条件

項　目	内　容
1分当りの注入量	5ℓ
塩ビ管継手部の隙間	2.0㎜
模擬空洞の大きさ	幅 10㎝、高さ 6㎝
	幅 20㎝、高さ 6㎝
	幅 10㎝、高さ 6㎝（排水管付）
注　入　量	70～80ℓ



図．3　施工システム

（2）使用材料

パッカー施工に用いた材料は、表．4に示す3種類である。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系及びｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は、一般に下水道管の補修材料として実績のあるもので、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は新たに開発したものである。

（3）配合およびゲル化時間

各材料の配合を表．5～表．7に示す。また、施工時の各材料の性状は表．8に示す通りである。各材料の粘度は10～30cpsで、粘性は極めて低い。ゲル化時間はｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系が約50～80sec、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は110～150secである。

表．4　使用材料の種類

NO	材　　種
1	ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系
2	ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系
3	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系

表．5　ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系の配合

	材　料	重量配合比(%)	
A液	高炉ｾﾒﾝﾄ	31.6	78.9
	水	47.3	
B液	急硬剤	7.9	21.1
	水	13.2	
	凝結遅延剤*	1.43	

*：急硬剤に対する重量百分率

表．6　ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系の配合

	材　料	重量配合比(%)	
A液	硬化剤	20.6	55.6
	減水剤	0.2	
	SBR系ﾗﾃｯｸｽ	6.9	
	水	27.6	
B液	ｼﾘｶ剤	20.8	45.5
	凝結遅延剤	0.8	
	水	22.9	

表．7　ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の配合

	材　料	重量配合比(%)	
A液	ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤	12.4	48.8
	非ｳﾚﾀﾝ系樹脂	8.0	
	硬化剤	14.2	
	水	14.2	
B液	ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤	15.8	51.2
	添加剤	4.4	
	硬化剤	14.2	
	水	16.8	

表．８　施工時の材料性状

材　種	模擬空洞幅(cm)	粘度(cps)	ゲル化時間(sec)
セメント－セメント系	10	29	50
	20	32	62
セメント－シリカ系	10	14	77
	20	12	55
セメント－ゴムアスファルト乳剤系	10	20	145
	20	20	110
	10（排水管付）	25	147

３．３　下水道管補修材料の耐久性に関するアンケート調査

アンケート調査の対象として、下水道統計年報から不明水の割合が比較的高い自治体を抽出している。調査票の送付数及び回収数は表．９に示す通りある。また、本調査は平成２年度に注入工法により補修を行ったものを対象としており、調査内容は表．１０にまとめた通りで、特に補修材料の耐久性を把握することを目的としている。

表．９　調査票の送付及び回収数

分　類		件　数	割合(%)
回答あり	施工事例あり	33	38
	施工事例なし	45	51
回答なし		10	11
送付数		88	100

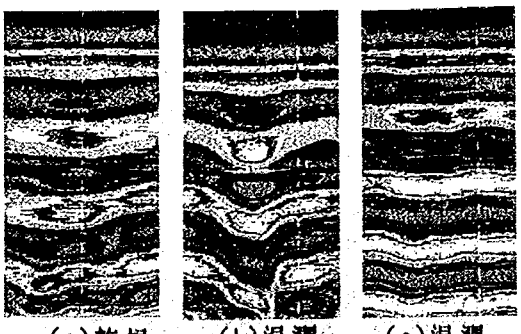
表．１０　アンケート調査の内容

項　目	内　容
管の属性	管の種類、管径、平均流入量、目地の種類
周辺状況	土被り、地盤の種類、地下水位の有無
履　歴	敷設・供用・補修時期、補修経歴
補修理由	管の破損状況、破損原因
補修方法	工法、使用材料、材料の選定理由、材料に対する要望
補修効果の確認	効果確認時期、方法、補修後の状況

４．調査結果

４．１　電磁波レーダによる空洞探査

各実験ケースで得られたレーダ画像を図．４に示す。同図から地盤の乾燥、湿潤の状態にかかわらず空洞内に何もない場合には、その位置が画像から明確に読み取れる。しかしながら、地盤が湿潤状態で、しかも空洞内に水が存在している場合には、確認することが難しい。これらの結果から管周辺の空洞が地下水位以下にある場合には、その位置をレーダでは探査できないと考えられ、したがって、レーダによる空洞探査は、渇水期を選んで実施する必要があると言える。



(a)乾燥空気空洞　(b)湿潤空気空洞　(c)湿潤水空洞

図．４　電磁波レーダの画像

４．２　パッカー工法の施工管理方法に関する実験的検討

（１）圧力－注入量（p-q）関係

パッカー施工時の材料の注入量管理を行うために、p-q関係を把握する実験を行った。空洞部への材料の充填完了とともに圧力が上昇することが確認できれば、実際の施工において p-q管理を行うことにより注入終了の判断ができる。

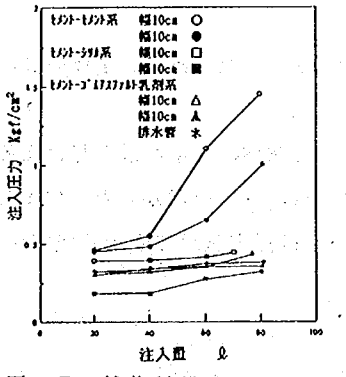
実験から得られた各材料のp-q曲線を図．５に示す。同図から全ての材料で注入量に比例して注入圧力が上昇する傾向がみられるが、空洞部への充填が終了したと予想される圧力上昇は確認できない。

また、図．６には各材料の圧力と粘性比の関係を示しており、２つの図から各材料の特徴として以下のことが挙げられる。

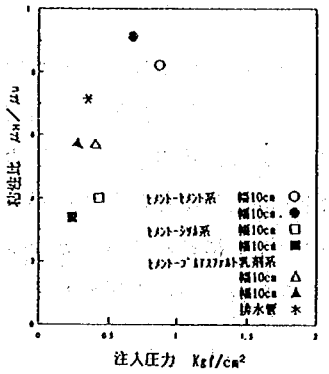
①ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系では、注入量40ℓまでは0.4～0.6kgf/cm²程度であったものが、40ℓを境に圧力上昇が急になり、特に空洞幅10cmの場合に約1.5kgf/cm²まで達している。これはｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系はゲル化したホモゲルの強度が大きく、新しい材料がゲル化した部分を押していく際に圧力が上昇していると推測される。したがって、比較的小規模の空洞補修には適用性が高いが、注入時間を要する場合には完全に注入されない可能性もあると思われる。

②ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系では、p-q曲線の勾配は比較的緩やかで、注入量の増加に伴う圧力上昇は最大で0.1kgf/cm²と非常に小さなものである。また、粘度も低く注入・浸透の容易な材料であると言える。

③ｾﾒﾝﾄｰｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系では、注入量が増加しても圧力はほとんど変化していない。加えて、他の材料と比較して空洞幅による差異は見られない。また、ある程度粘度が高くても注入圧力は上昇しないことがわかる。



図．５　補修材料のp-q曲線



図．６　補修材料の圧力と粘性比の関係

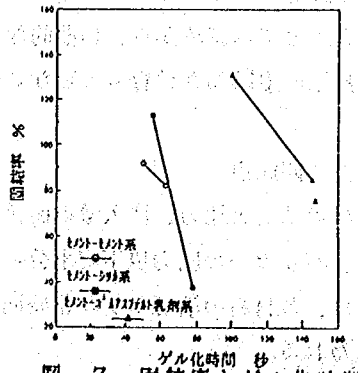
（２）材料の固結状況

①ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系で注入終了後約30分でバッカーを取り外したところ、止水性は良好で漏水は認められなかった。また、比較的模擬空洞の周囲がよく固化していた。さらに、注入後５時間経過したところで固化状態を調べてみると、ホモゲルの強度が弱くそれほど硬い固結体ではなかった。

②ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系では、注入後30分でバッカーを取り外したときに漏水が認められ、ホモゲルの強度が小さいために止水性があまりないことがわかった。

③ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系だけが注入終了後、若干の膨張が見受けられた。また、注入後15分での止水性は良好で、漏水は見られず、模擬空洞の周囲がよく固化していた。固結体は弾性があり比較的大きな塊が採取できた。

さらに、各材料の固結率とゲル化時間の関係を図．７に示す。各材料ともゲル化時間が長くなれば水に希釈される割合が増加するために固結率は小さくなっている。特に、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系はゲル化時間の増大に伴い極端に固結率が減少している。また、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の場合はゲル化時間が他の材料の２倍以上と長い割には固結率がそれほど減少していない。



図．７　固結率とゲル化時間

4．3　下水道管補修材料の耐久性に関するアンケート調査の結果

アンケート調査結果の概要を以下に示す。

①注入工法の種類は、パッカー方式が最も多く全体の63%を占め、次いでY字管方式、加圧循環方式と続き、これら以外の工法は見られなかった。

②使用材料は、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系が41%、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系が33%、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系、ｳﾚﾀﾝ系が各々12%、8%の順で、これら以外の材料は使用されていない。また、施工法との関係では、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系、ｳﾚﾀﾝ系は、いずれかの注入方法に偏って使用されているという傾向はない。ただ、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系についてはパッカー方式以外の方法ではほとんど用いられていない。

③ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系及びｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は耐久性、止水性で選ばれており、ｳﾚﾀﾝ系は施工性（浸透性）、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系は施工性（浸透性）、止水性で選定されている。また、どの材料もこれらの理由以上に過去の実績に基づき選定されている傾向があり、現場の状況により使い分けはされていないようである。

④補修効果の確認時期については、１ヶ月以内に確認したものが58%であり、全体の９割までが６ヶ月以内に確認を行っているが、長期的な追跡調査は行われていない。

⑤補修効果の確認方法は、目視またはＴＶカメラによるものが61%、注水試験だけによるもの、ＴＶカメラと注水試験を併用したものが各々18%で、圧気試験は行われていなかった。以上のことから、補修効果の確認は定性的に行われることが多いようで、今後は注水試験などの定量的手法の施工管理方法を充実させる必要があると思われる。

5．結　論

①塩ビ管周辺地盤の電磁波レーダによる空洞探査の可能性は、空気空洞の場合には高いと言えるが、空洞内に水が存在する場合には極めて難しい。

②ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系の材料は、注入量の増加に伴う圧力上昇が急となるため、小規模の空洞充填には使用できるが、注入時間を要する場合にはゲル化時間の調節が問題となる。

③ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系の材料は、粘度が低く非常に注入しやすい反面、水に希釈されやすく、またホモゲルの強度が弱く止水性に難があった。

④ｾﾒﾝﾄｰｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の材料は、注入圧力がほぼ一定で注入しやすく、ホモゲルの強度も最も大きく止水性は良好であった。

⑤これまでの室内試験から、長期的な材料の耐久性には難があるという結果が得られているが、現場では長期の追跡調査は行っていないのが実状のため、今後の調査が必要である。

6．今後の問題点

各材料の粘度と圧力、注入量の関係から、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系のどの材料でも、パッカーの圧力以下で十分に注入が可能であることがわかった。

今後は、各材料の最適なゲル化時間、止水効果、耐久性などを実際の現場で確認していく必要があると思われる。

２．下水道管渠の作用土圧に関する調査

土質研究室　　室　長　三木　博史
研究員　青山　憲明
持丸　章治

１．まえがき

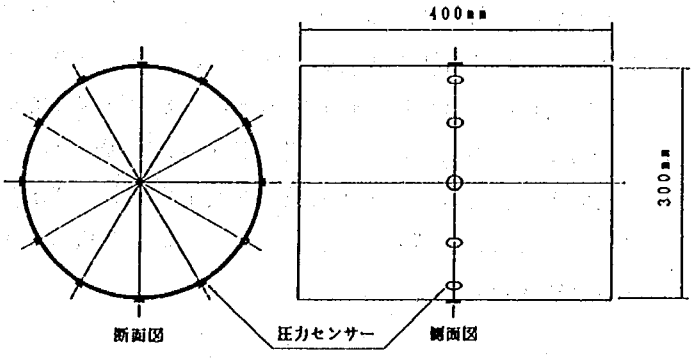
下水管渠に作用する土圧は、管種、地盤条件、埋設形態、施工条件及び埋設時からの経過時間によってその大きさが異なってくる。このように土圧への影響要因は数多く、これらの要因の影響度合いが十分に解明されているとはいえない面がある。このために、本研究では、これらの要因が作用土圧に及ぼす影響を正しく分析して、各要因の影響を考慮した設計法を確立することが重要である。

そこで、本年度はたわみ性管について、矢板引抜き時の作用土圧と管の挙動を解明するために、中型模型実験及び有限要素法による数値解析による検討を行った。

２．１　実験方法

（１）土圧測定方法

埋設管の土圧を精度よく測定するためには、埋設管に突出する形で土圧計を貼り付けると土圧が集中するために、できるだけ管表面と同一面に受圧板が設置できる構造とする必要がある。昨年度の剛性管の実験では、管と同一平面に受圧板を設置してロードセルで荷重を測定する方法をとったが、たわみ性管では、管自体が変形することにより隣接する受圧板どうしが干渉しあい、測定誤差が大きくなることが予測される。そこで、図－１に示すようにたわみ性管の表面に超薄型の圧力センサーを貼り付けることにより、土圧計の突出をできるだけ少なくした構造の土圧測定法を採用した。模型管は、直径30cm、長さ40cmとし、予想される模型実験の荷重に対して約5％程度のたわみ量が得られるように肉厚4mmの塩化ビニル管を用いた。



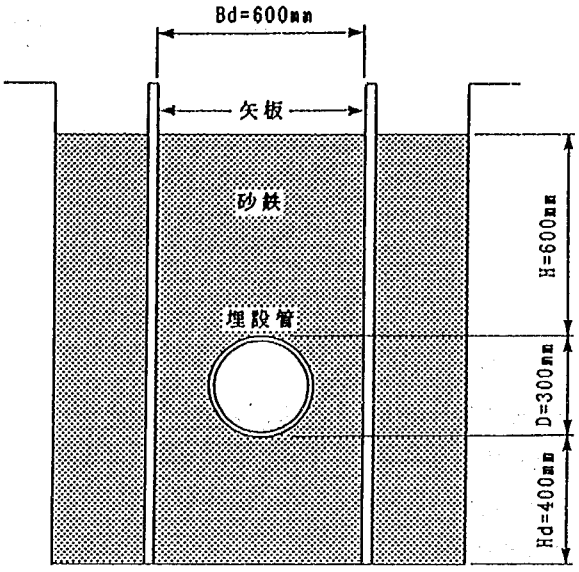
図－１　たわみ性管土圧測定装置

（２）実験方法

図－２に示すように、上記模型管を埋設し、矢板引き抜き時に管に作用する土圧等について測定を行った。実験に用いた土槽は、高さ2m、幅1m、奥行き 0.30mの２次元土槽である。矢板の模型は、厚

さ 2cmのベニヤ合板にビニールシートを被わせたものを用いた。

本実験では、土被り荷重をかせぐために、地盤及び埋戻し材料に気乾状態の砂鉄を用いた。地盤及び埋戻し部分の作製では緩詰め状態とするため締固めを行わなかった。なお、砂鉄の密度を測定し、平均密度は2.80g/cm³が得られた。今回の実験は、図に示すように管渠の土被りを60cm、矢板幅を60cmに設定して、矢板引抜きをクレーンにより、片方づつゆっくり引抜いて、作用土圧と管渠の変形を測定した。



図－2　模型実験概要

2．2　実験結果

（1）管周面に垂直に働く土圧

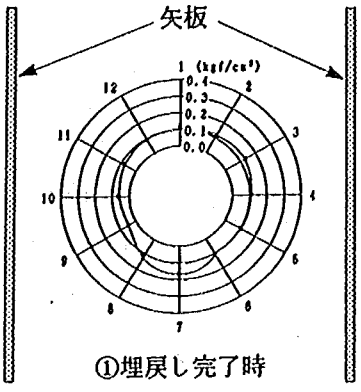
管周面に働く土圧σの分布を、矢板引抜き段階ごとにまとめたのが図－3である。この図より、次のような土圧の複雑な変化が認められる。まず、埋戻し完了時には、管全周にわたりほぼ等しい土圧が生じている。管頂での土圧はσ＝0.11kgf/cm²を示しているが、土被り圧γhが、0.17kgf/cm²に比べて小さな値となっている。次に右側矢板を管底部まで引き抜いた時には、管左側での土圧が多少小さくなり、さらに管頂部まで引き抜くと、管右側での土圧が小さくなり、土圧が0になる所もある。右側矢板引抜き終了時には、管側での土圧が多少回復してくる。

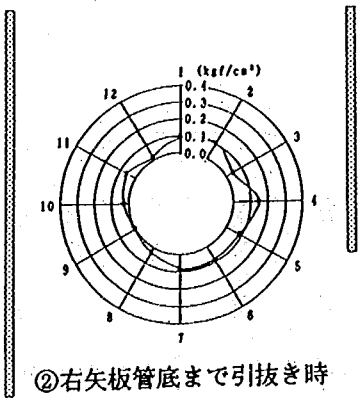
次に左側の矢板引抜き時も、右側を引き抜いた場合と同じように管頂部まで引き抜いた時は管側の土圧が減少する。そして、矢板引抜きが完了すると、埋戻し完了時と同じ様な全周に等しい土圧分布形状に戻る。なお、管頂および、管底の土圧は、矢板引抜き時には多少大きくなることもあるが、変化は顕著ではない。

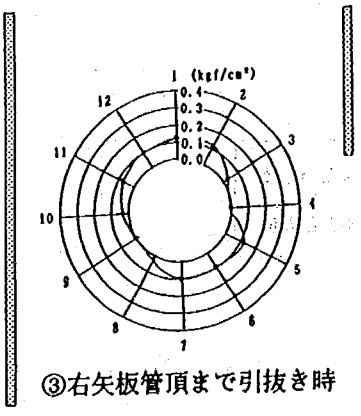
（2）管頂の鉛直土圧及び管側部の水平土圧の矢板引抜きによる変化

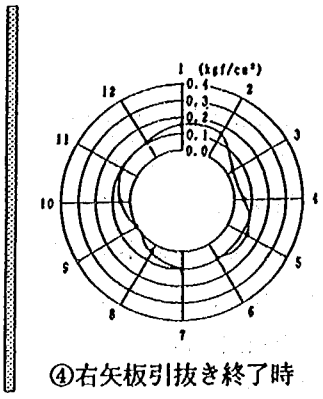
管頂部（測点１）における鉛直土圧と管側部（測点４、１０）における水平土圧の矢板引抜き段階毎の変位を図－４に示す。まず、管頂の鉛直土圧は埋戻しによって土圧が増加するが、先に述べたとおり土被り圧γhよりは小さな値となっている。さらに、矢板引抜き時には、土圧は多少増減するものの、大きな変位はなく、最大でも土被り圧γhよりも小さくなっている。管側部の水平土圧は、埋戻し時には、鉛直土圧とほぼ等しい値を示す。矢板引抜き時には、かなり複雑な変位を示し、矢板を管頂部まで引き抜いた段階では、引き抜いた側の管側部の土圧が大幅に減少し、引抜きが完了すると土圧が回復する。

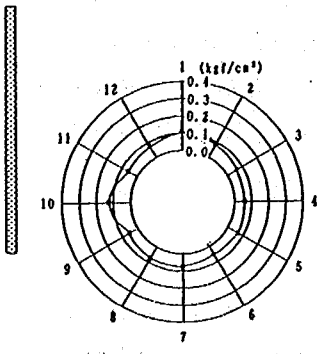
（3）管のたわみ

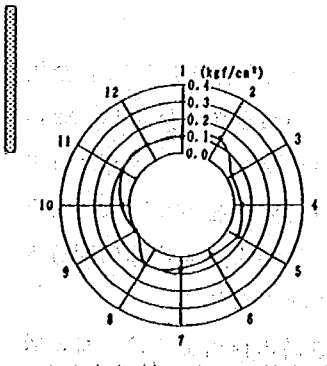


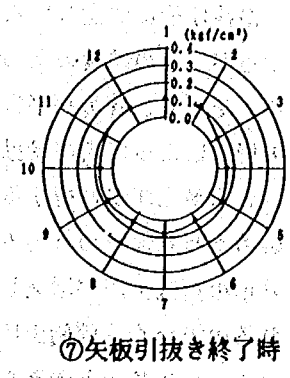






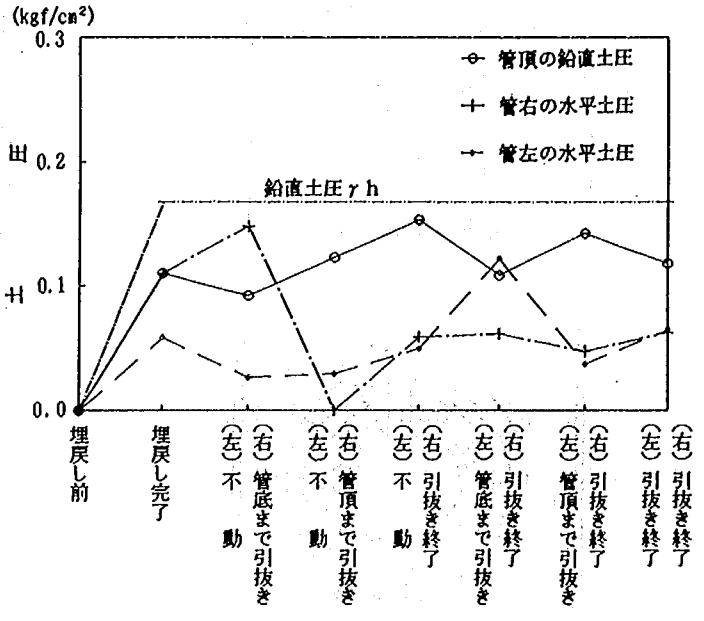




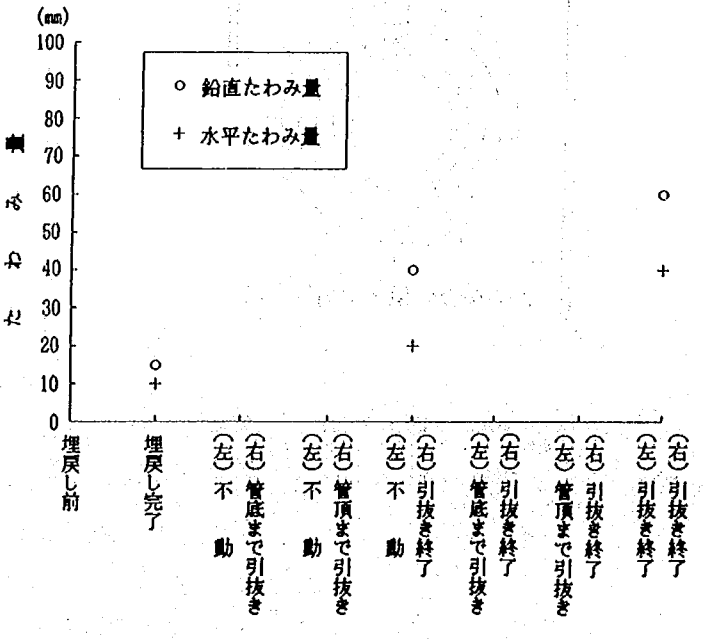


図－3　矢板引抜き時における垂直土圧の変化

管のたわみ量の変化を図－５に示す。まず、埋戻し完了時に鉛直方向に15mm、水平方向に10mmのたわみ量となる。これは、３～５％程度のたわみ率であり、設計で予測された値とほぼ同じである。次に、右側矢板を引抜く段階では、たわみ量は急激に増加し、鉛直たわみで40mmに達する。さらに、左側矢板を引抜く段階では鉛直たわみは60mmにまでおよぶ。以上のことから、管のたわみ量は、矢板引抜きによる影響をかなり大きく受けることが判明した。



図－４　管に作用する鉛直、水平土圧の変化



図－５　管のたわみ量の変化

（４）考察

これらの実験結果から、矢板引抜き時に管に作用する土圧と管のたわみとの関連について次のようなことが考察される。

①埋戻し完了時の作用土圧は、管全周にわたり等しい大きさで分布し、管頂土圧も土被り圧γhより小さくなっている。これは、管が埋戻しによってたわむことで土圧が全周に均等に配分されたためと考えられる。

②矢板引抜き時の作用土圧は、特に管側部で土圧の減少と回復といった複雑な挙動を示す。すなわち、矢板引抜き時に、埋戻し土が抜け後に流動して水平土圧が減少するが、この時管のたわみが大きくなる。そして、管の水平方向のたわみ量の増大によって再び受動土圧が発揮され、水平土圧が回復する。

③矢板引抜き時のたわみ性管のたわみ量の増大は、管頂の鉛直土圧が増大して引き起こされるのでなく、管側土圧の大幅な減少によって生じると考えら

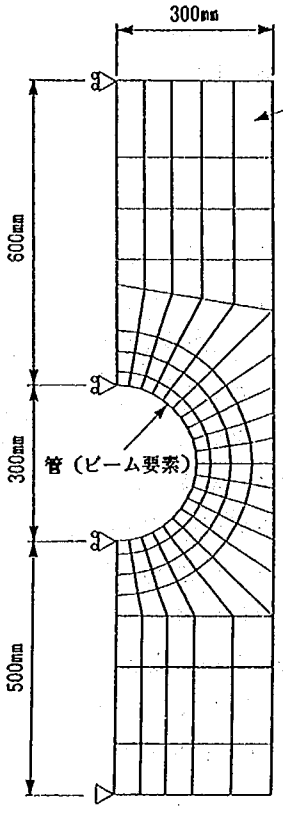
れる。

なお、今回の実験は、気乾状態の砂鉄を用い、また締固めを行わない施工をとるなど埋戻し土はかなりルーズな状態であった。このため、実際の施工条件よりもかなり極端な条件であると考えられる。

3．有限要素法によるたわみ性管の矢板引き抜き時の挙動に関する数値解析

3．1　解析方法

埋戻し土と管渠の相互作用により、管渠の変形や作用土圧が変化するような現象を解明するためには、有限要素法による数値解析が有効と考えられる。そこで、本年度はたわみ性管の模型実験をモデル化して、矢板引抜き時の解析手法の適用性について検討した。解析は、当研究室保有の２次元有限要素法プログラムを利用して、模型実験モデルについて、弾性解析で行った。解析モデル及び解析に用いた物性値を図－６に示す。解析モデルの範囲は、これまでの実験等で矢板外側の地盤の変形は、埋戻し土及び管渠に影響を及ぼさないと判断されることから、埋戻し部分に限定した。なお、管のモデル化にはビーム要素を用い、管と埋戻し土のすべりを考慮するために、管と埋戻し土間にジョイント要素を入れた。また、埋戻し土の物性は砂鉄の三軸圧縮試験結果のE_{50}弾性係数を採用した。



解析に用いた物性値

材料	地盤	管渠
弾性係数E (tf/m²)	1.0×10³	3.0×10⁴
ポアソン比 ν	0.4	
単位体積重量 γ (tf/m³)	2.8	2.0
断面2次モーメント I (m⁴)		5.0×10⁻⁹

管と地盤間のジョイント要素の物性値

ｼﾞｮｲﾝﾄ直角方向ﾊﾞﾈ定数Kn 10.0(tf/m²)
ｼﾞｮｲﾝﾄ方向ﾊﾞﾈ定数Ksの初期値 0.0(tf/m²)
すべり摩擦角φd 26°
比例定数C(Ks=C·Pn) 1.40

図－６　ＦＥＭ解析モデル

ジョイント要素の物性は、プラスチックとの一面せん断試験結果により諸定数を求めた。矢板引抜きの再現は、埋戻し土の境界条件の拘束を解除して、矢板抜け後に埋戻し土が、自由に変形できるようにした。

3．2　解析結果

図－７は、埋戻し完了時および矢板引抜きの各段階で管渠に作用する土圧を示したものである。解析結果と図－３の実験結果を比較すると、土圧の分布はいずれの段階においても定性的な傾向は、よく一致する。すなはち、埋戻し完了時の土圧は、全周に等しい大きさで分布しており、管頂部まで矢板を引き抜くと管側部の土圧は減少している。ただし、今回の解析で管のたわみ量は、模型実験より

かなり小さな値となった。これは、埋戻し土のモデルが完全弾性体であるので、矢板引抜きによる埋戻し土の抜け後への変形が十分でなく、管の変形を拘束したためと思われる。

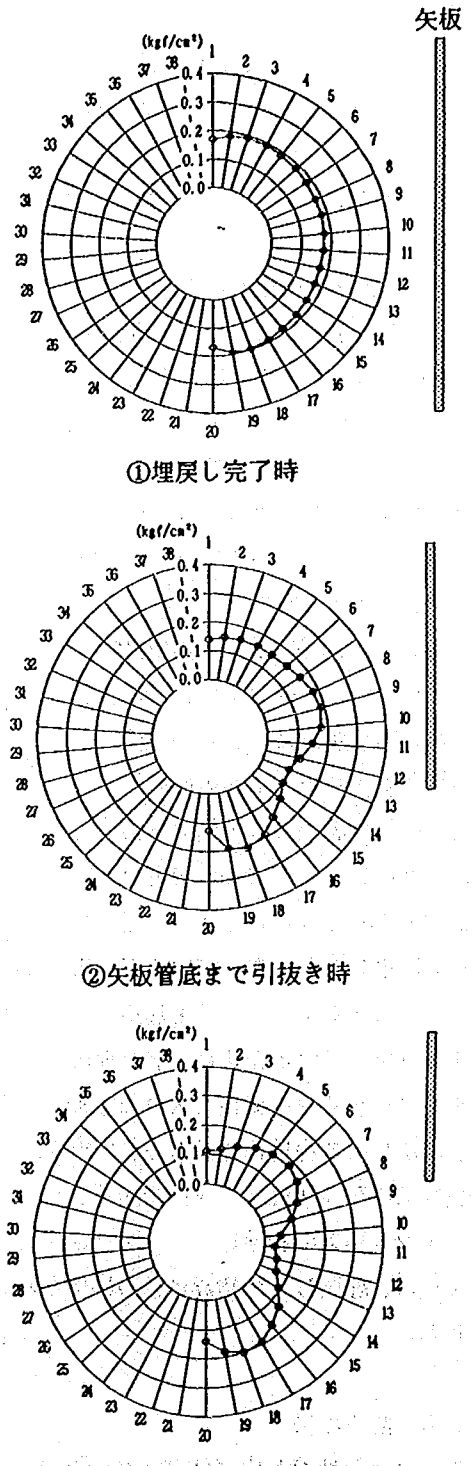
今回の結果から、矢板引抜き時の挙動について有限要素法適用性が認められた。しかし、管のたわみ量があまり一致していないので、たわみ性管と埋戻し土の相互作用を表現するには至らなかった。このため、埋戻し土のモデル化等を再度検討していく必要がある。

4．まとめ

今回の模型実験から作用土圧は、埋戻し完了時には管全周にわたり等しい大きさとなり、矢板引抜き過程の管側部の作用土圧は減少した後、水平方向の管のたわみ量の増加とともに回復するという複雑なメカニズムであることが明らかになった。

また、数値解析において埋設管をビーム要素とし、埋設管と埋戻し土との間にジョイント要素を用いてモデル化をした場合は、管に作用する土圧分布の傾向はよく一致し、作用土圧の予測の可能性が見いだせた。これより、たわみ性管の設計においては以下の方向性が得られた。①矢板を引き抜かない場合（埋戻し完了時）には、現行設計法の土圧分布や土圧の大きさが、模型実験や数値解析とよく合うことから、現行設計法が適用できそうである。②矢板引抜き時には鉛直土圧は現行設計法通り土被り圧γhで設計できるが、水平土圧は矢板引抜きにともない減少し、管のたわみ量の増大につながったので、現行設計法より多少小さくすることが望ましい場合もある。

ただし、水平土圧や管のたわみ量は、埋戻し土の種類や締固め等に大きく影響されることが予測されるので、今後は、埋戻し土の変形特性も考慮した水平土圧の算定方法を提示する予定である。



図－7　矢板引抜き時における土圧変化

３．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　常田　賢一
主任研究員　田村　敬一
研　究　員　松本　秀應
東　　拓生

１．　まえがき

下水道は自然流下が基本であるため、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となっている。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、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。

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、下水道施設の合理的な耐震点検手法とそ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．　研究方法及び研究結果

３．１　液状化地盤中の下水道管路に関する模型振動実験

液状化時に、地盤から下水道管路に作用する外力の発生特性を明らかにすることを目的に、模型振動実験を実施した。特に、地盤及び下水道管路のモデル化にあたっては、下水道管路が非液状化地盤と液状化地盤を横断するような地盤変化部を対象とすると共に、下水道管路については、マンホールと管路の地盤に対する拘束効果，振動挙動の違いをモデル化できるよう検討した。

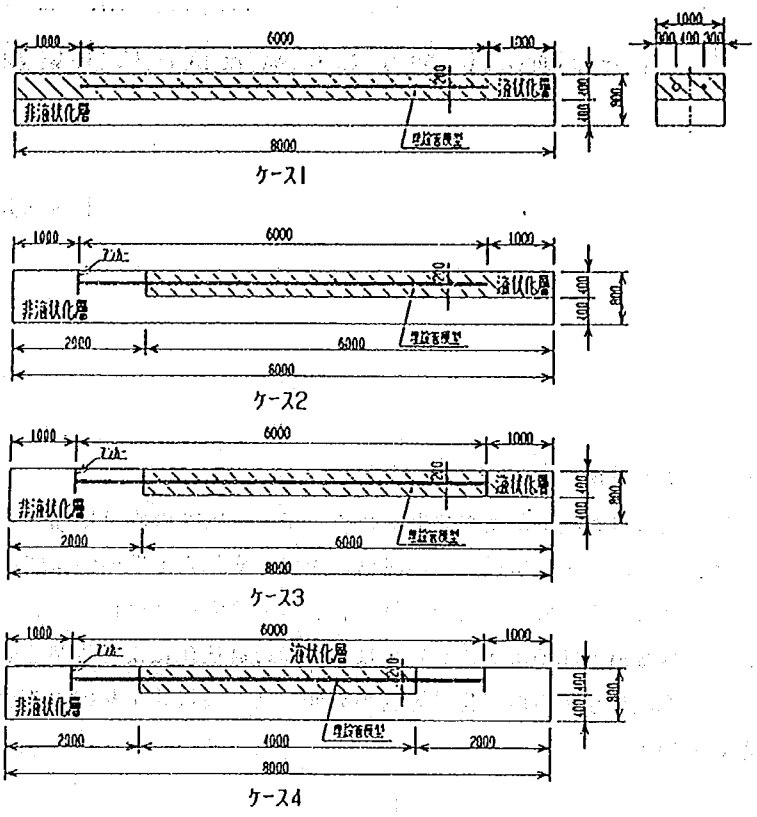
下水道管路の模型は、薄肉塩化ビニール管VU50（外径60㎜，肉厚 1.8㎜）と、VU100（外径114㎜，肉厚 3.1㎜）を用いて作製し、管路内を空気のみの状態としキャップにより密閉し地盤中に平行に埋設した。模型の概要は図－１に示すように管路の一部を取り出した場合を想定し、長さ６ｍの管路をそのまま地盤中に埋設し、マンホール等の地盤に対して拘束効果の高い状態を管路端部に設けた塩化ビニール製のアンカー（縦300㎜：横300㎜：厚さ10㎜）により模擬した。

ケース１は液状化地盤中にアンカー（マンホール等）を含まない管路全体が埋設され、液状化に伴い管路全体が浮上がりうる状態を、ケース２，３は、管路が非液状化地盤と液状化地盤の境界部を横

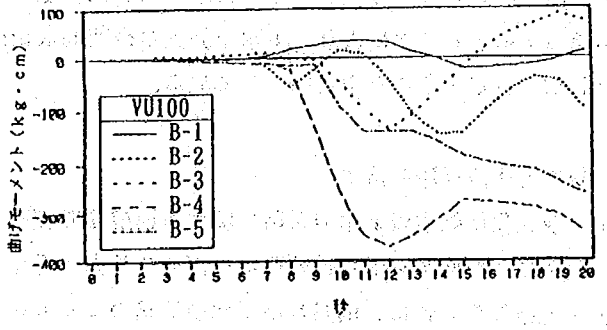
断する地盤の変化部に埋設された状態を想定し、液状化地盤内にアンカーを持たない場合（ケース２）とアンカーを持つ場合（ケース３）を想定した。また、ケース４は盆状に液状化地盤が存在し、管路の両端が非液状化地盤により支持され、管路中央部分が液状化地盤を横断する状態を想定した。

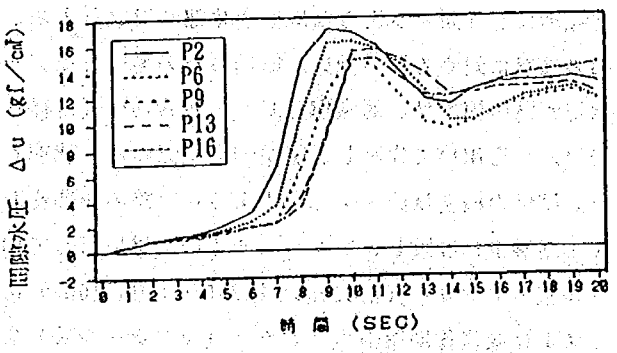
管体模型にはひずみゲージを張り付け、管体の軸力と曲げモーメントの計測を行い、管路両端部には管路の浮上がり量を計測するために変位計を取り付けた。地盤内部には加速度計と間隙水圧計を埋設し、地盤の液状化の程度や振動状況を計測した。実験では振動数２Hzの加速度一定の正弦波により20秒間加振を行い、加速度を50gal，75gal，100gal・・・と段階的に大きくしながら液状化の程度を変え実験を繰り返した。

図－２は液状化地盤中に管路全体が位置するケース１について、管路に浮上がりが生じたstep３（100gal）に対する曲げモーメントと間隙水圧の時間変化を示したものである。これより、加振開始８秒経過頃の間隙水圧の急増に対応して、曲げモーメントに変化が認められ始めている。また、図－３は、管路の浮上がり速度ｖと管路の埋設深度に位置する間隙水圧計P－９の測定値の関係を整理した結果である。間隙水圧は、加振時間中最大16gf/cm²と過剰間隙水圧比にして0.87程度まで上昇し、



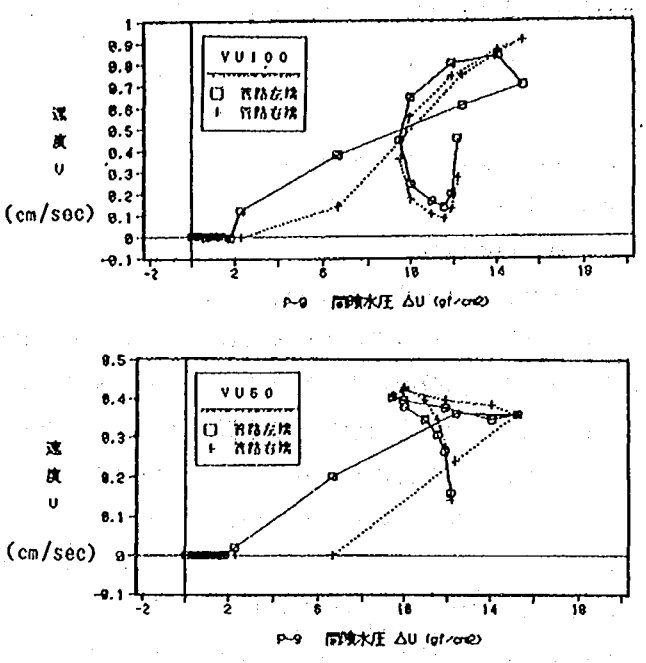
図－１　実験模型の概要





図－２　M及びΔｕの時間変化（ケース1，STEP3）

その後減少の傾向を示し振動しているが、その過剰間隙水圧の増減に比例するように管路の浮上がり速度ｖも変化していることがわかる。このことは、地盤の間隙水圧の変化を考慮することにより管路の浮上がり速度、ひいては管路の浮上がり量を推定することの可能性を示している。また、管径の違いに着目すると、VU100（外径114mm：見かけ比重が0.170）では最大浮上がり速度は 0.9cm/s程度、VU50（外径60mm：見かけ比重が0.184）では 0.4cm/s程度と大きく異なる。そのため、管路の浮上がり量もそれぞれVU100では61mm、VU50では39mmであった。そこで、これら２本の管路について共同溝の浮上がりの検討[1]にならって浮上がり安全率Ｆｓを計算すると（上載土のせん断抵抗Ｑｓ及び管体側面の摩擦抵抗Ｑｓは零とした）VU100の管路では0.8、VU50の管路では0.9と浮上がり量に対応した値となっている。



図－３　浮上がり速度ｖ～間隙水圧Δｕ（ｹｰｽ1, STEP3）

以上の結果や昨年度の実験結果から、液状化に伴い発生する間隙水圧は浮力として管体に作用しているが、液状化の発生程度が小さい状態では管体の浮力を支持する程度の剛性がまだ周辺地盤に残っていることから、管体を変形、あるいは変位させるような（浮き上がらせるような）状態とはならず、液状化の発生程度が相当大きくなってから（今回の管路模型においては、過剰間隙水圧比にして0.8程度以上）段階で初めて管体の変形，変位を生じ始め、管体の浮上がり安全率に対応した浮上がり速度と浮上がり量が生じることが明らかとなった。

３．２　速度応答スペクトルの距離減衰式の検討

下水道管路のように、地中に埋設される構造物の被害と密接な関係にある、地盤の地震時の変位振幅を推定する一手法として、強震記録から直接算出される速度応答スペクトルから推定する方法を取り上げ、任意の地震、任意の地盤に対して適用できるよう、速度応答スペクトルの距離減衰式について検討した[2]。

解析に用いた強震記録は、これまでにＳＭＡＣ型強震計により観測された２＊１９７組の水平成分であり、強震計の計器特性を補正し、水平２成分の合成を考慮した水平面内の最大速度応答スペクトル振幅を解析対象とした。解析は、固有周期Ｔ＝０．１～３秒とし、減衰定数はｈ＝０．１の場合について行った。

距離減衰式の式形として、各地盤種別GC、固有周期Ｔごとに式（１）の距離減衰式を仮定し、重回

帰分析により係数a(T,GC)、b(T,GC)、c(T,GC)を算出した。

$$Sv = a(T,GC) \times 10^{b(T,GC)M} \times (\Delta + 30)^{c(T,GC)} \qquad (1)$$

ここに、

Sv：速度応答スペクトル値[cm/s]

M：地震のマグニチュード

Δ：震央距離[km]

a(T,GC)、b(T,GC)、c(T,GC)：係数

図－4に固有周期1秒の場合の速度応答スペクトル値の距離減衰特性をⅡ及びⅢ種地盤について示す。図中には、重回帰分析によるM＝5、6、7、8に対する回帰曲線も合わせて示している。

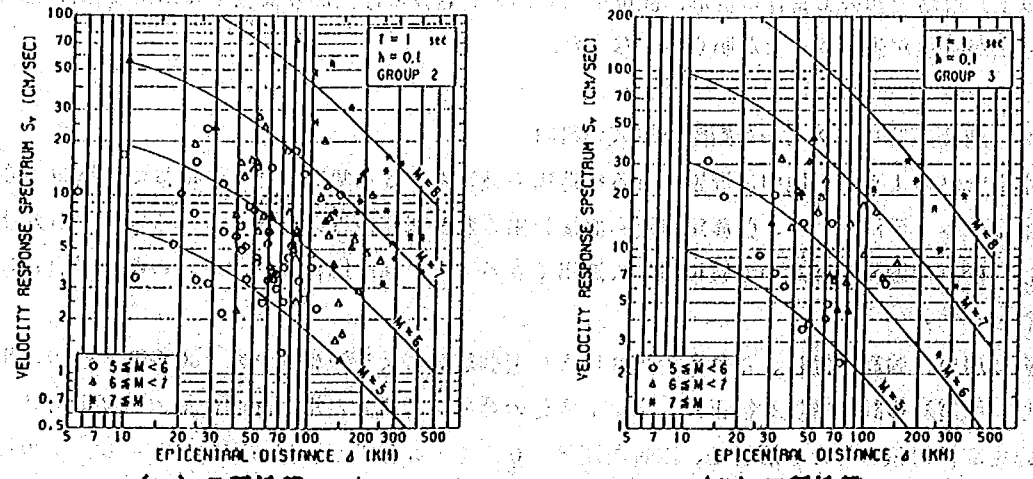
図－5は、各係数の固有周期による変動を示したものである。また、図－6は、本解析で用いた強震記録と同一のデータを使用し、式（1）同一の形式の距離減衰式を仮定して求めた減衰定数0.05の加速度応答スペクトルSAの距離減衰式の各係数を示したものである。

図－5と図－6を比較することにより、次の事項が指摘される。

a）固有周期Tが長くなるにしたがい係数b(T,GC)が大きくなるという傾向は、SvおよびSAのいずれについても共通であるが、同一のTについて比較するとSvの場合の方がb(T,GC)の値が小さい。また、Tの変化に伴うb(T,GC)の変動は、Svの場合の方がSAの場合よりも小さい。すなわち、Svの距離減衰式は、SAの距離減衰式に比較して、マグニチュードの影響が小さく、固有周期の違いによるマグニチュードの影響度合の差が小さい。

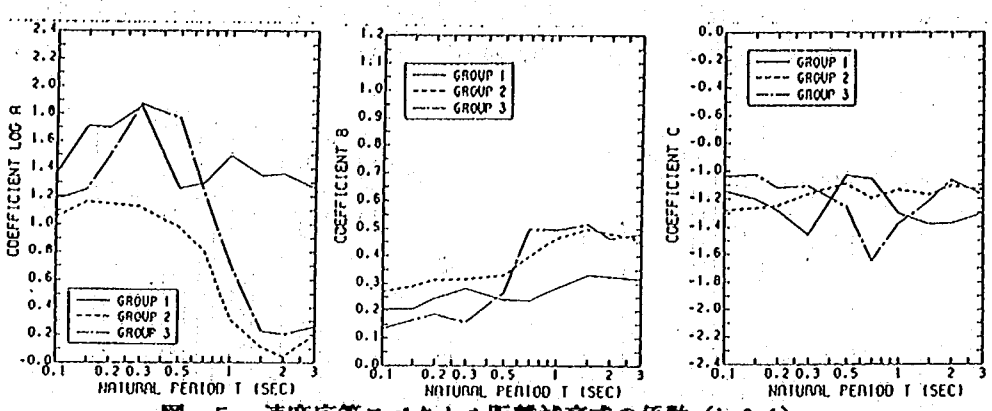
b）固有周期Tに対するSvの距離減衰式の係数c(T,GC)の変動の程度は、SAの場合よりも若干小さくなっているが、大略的には変動の状況は類似している。すなわち、距離減衰式に及ぼす震央距離の影響はSvとSAで同程度であるとみなせる。

実測データは、図－4に示したように回帰曲線の回りにばらついており、このばらつきを示すために強震記録から直接計算した速度応答スペクトルSv^{OB}と当該記録の得られた地震のマグニチュードM

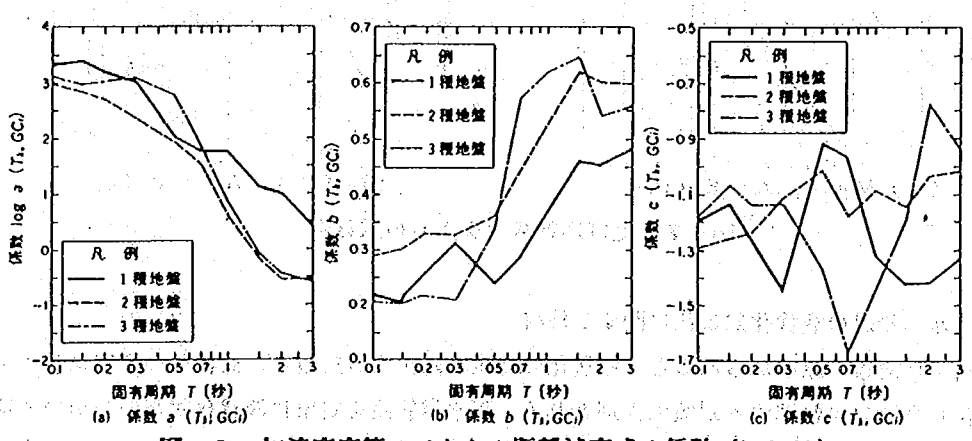


（a）Ⅱ種地盤　　（b）Ⅲ種地盤

図－4　速度応答スペクトルの距離減衰（固有周期1秒）



図－５　速度応答スペクトル距離減衰式の係数（h=0.1）



図－６　加速度応答スペクトル距離減衰式の係数（h=0.05）

および震央距離Δより推定した速度応答スペクトル Su^P との比Usuを次式で定義する。

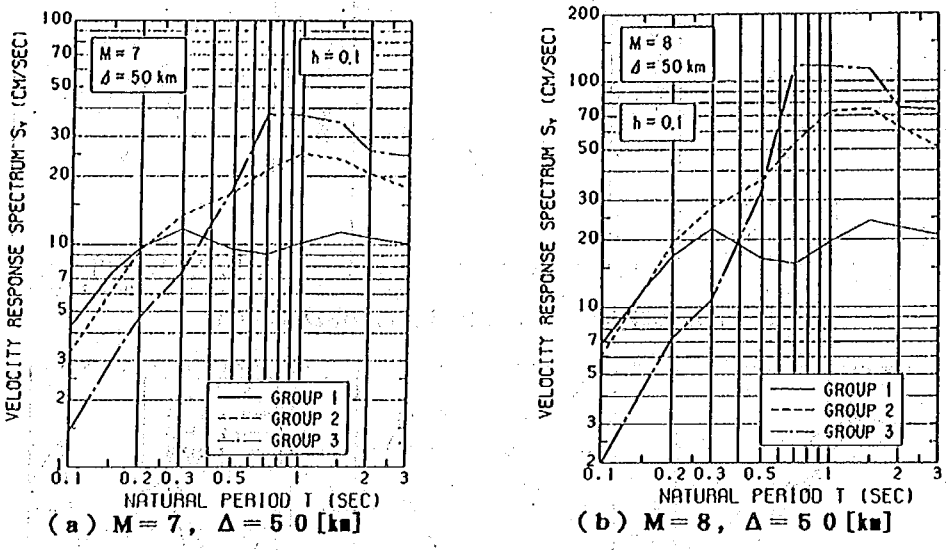
$$Usu = Su^{OB} / Su^P \qquad (2)$$

logUsuを求めたところ、logUsuは地盤種別および固有周期により大きくは変動しないことが明らかとなった。そこで、全地盤種別および固有周期に対してlogUsuを正規分布に当てはめると、平均値は０、標準偏差は0.25となる。すなわち、例えば、回帰式に標準偏差分のばらつきを見込む場合には回帰結果に $10^{0.25} = 1.78$ を乗ずればよいことになる。

ここで提案した速度応答スペクトルの距離減衰式の試算例としてマグニチュードM＝７、８、震央距離Δ＝５０[km]の場合を図－７に示す。

応答変位法における入力地震動は工学的な基盤面上における速度応答振幅として与えられているが、地中地震記録の解析によれば、せん断波速度300m/s程度以上、N値５０程度以上の工学的な基盤面上における強震記録のスペクトル特性はⅠ種地盤上よりもⅡ種地盤上の強震記録特性に類似していることが指摘されている。従って、本検討結果のうちⅡ種地盤に対する速度応答スペクトル値を、応答変位法における入力地震動の距離減衰式（表層地盤の減衰定数をh＝０．１とみなす）として用いるこ

とができる。ただし、実務的な適用にあたっては構造物被害と速度応答スペクトルの推定値との関連、既往の入力地震動との関連、推定値のばらつきの取扱い等について検討しておくことが必要である。



（a）M＝7，Δ＝50［km］　　（b）M＝8，Δ＝50［km］

図－7　速度応答スペクトルの試算例

3．3　下水道施設の液状化対策法に関する検討

液状化対策は対策の原理からみると、液状化の発生を防止する対策と、液状化の発生は許すが施設の被害を防止あるいは軽減する対策に大別される。下水道管路を対象に液状化対策法については、一般に開削により管路が敷設され埋め戻し作業を伴うことと、管路敷設に当たっては山留め等の仮設工事に大半の費用がかかっていることを考えると、埋め戻し作業時に、液状化を生じにくいシルト分を多く含む土に置換したり、埋め戻し土の転圧を十分行い、液状化の発生そのものを防止する工法の適用が考えられる。また、下水処理施設等の地中に大部分が埋設され大断面の構造物に対しては浮き上がりへの配慮を第一課題と考え、構造的に浮き上がりを阻止するアンカー工や、間隙水圧を消散させる様な工法が考えられる。

4．　今後の問題点

液状化に起因する構造物の変状程度の把握法については、模型実験により検討し、共同溝の浮上がり安全率と同様の考え方が適用できる可能性を得たが、定量的な安定度及び変状の予測法とすべく、種々の液状化の程度に対する下水道施設の変状程度の関係をさらに追加検討する必要がある。また、液状化に対する対策法についても、液状化の発生特性を考慮した合理的な対策についてさらに検討する必要がある。

参考文献：1）日本道路協会，PP. 64-68，1986.　2）建設省土木研究所：最大地震動および地震応答スペクトルの推定法（その9）速度応答スペクトルの距離減衰式，土木研究所資料，1992.

4．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

総合治水研究室　室　長　吉本　俊裕
研究員　木内　豪
川上　哲広

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、河川の氾濫による被害もさることなが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・浸透施設等の整備が行われているものの、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、都市低平地部に適用可能な流出・氾濫モデルの作成を行うとともに、このモデルの妥当性等を検証するために必要な入力データを実流域データに基づいて作成した。３年度では、本調査における検討を進めるためのケーススタディ地区として兵庫県西宮市の六湛寺川排水区(面積約110ha)を選定し、流出・氾濫計算に必要な下水管路・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、下水管路・排水路網データについては、下水道網統計則の検討を行った。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・家財資産の浸水被害の実態について草加市でヒアリング調査を行い、また、家屋・家財資産の対浸水性能と配置状況から浸水深に対応した浸水被害額を推定した。

3．流出・氾濫モデルの作成と下水道網統計則

本調査で作成している流出・氾濫モデルは、都市域の丘陵地から下流の低平地までの流出・浸水現象をシミュレートでき、さらに個々の治水施設が容易に組み込むことの出来るのもでなければならない。また、本モデルに限らないが、シミュレーションを簡便で正確に行う必要がある。そこで、前年度作成したモデルを改良し、上流域の丘陵地では下流条件を必要としないkinematic wave法による雨水流の追跡が可能なように、また、浸水はマンホールからのみとしていたところを、取付管を介して管路・排水路延長上で生起するとした。しかし、なお、マンホールなどにおける局所損失の扱いや有効降雨の見積り方など解決すべき問題がいくつか残っている状況である。

さて、渡辺らは、自然河川の河道網の統計則が下水管路についても成立し、モデルの集約化等に応

用できるものとして下水管路網のデータにより統計則の検討を行っている。当研究室においても、すでにいたち川の斜面流域（面積約46ha）と名古屋市港区の大手排水区（面積約180ha）において同様な統計則を適用しており、今回新たにケーススタディ地区とした六湛寺川排水区（図1）での検討結果とともに以下に示す。

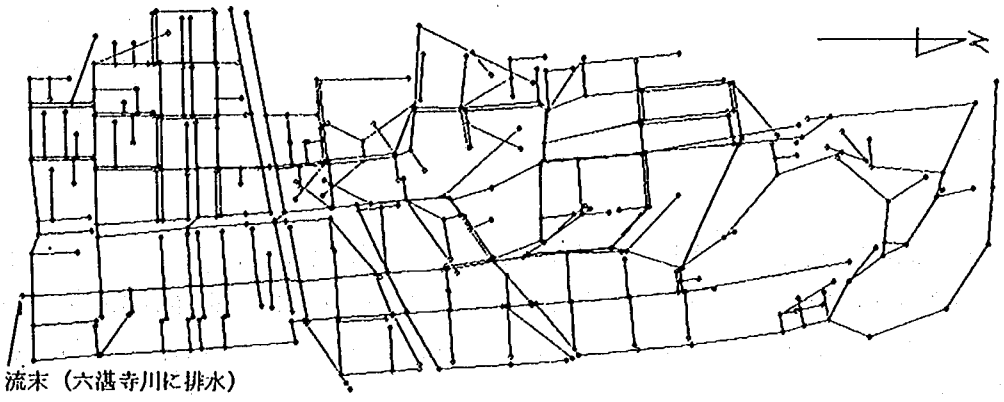


図1　六湛寺川排水区下水道平面図

今回用いた統計則はHorton-Strahler 型の河道次数の考え方(図2)に基づくもので、以下のように表わされる。

管路数則　：$N_i = R_b^{k-i}$　　$R_b = N_i / N_{i+1}$

管路長則　：$L_i = L_1 \cdot R_l^{i-1}$　$R_l = L_{i+1} / L_i$

管路勾配則：$S_i = S_1 \cdot R_s^{i-1}$　$R_s = S_i / S_{i+1}$

管径則　　：$D_i = D_1 \cdot R_d^{i-1}$　$R_d = D_{i+1} / D_i$

ここに、i：下水管路網次数、k：最高次数、N_i：次数iの下水管路数、L_i、S_i、D_i：次数iの下水管路の平均的な長さ、勾配、管径、R_b、R_l、R_s、R_d：分岐比、管路長比、勾配比、管径比である。図3～6に管路次数と次数別管路網数及び管路諸元の平均値を、表1に図3、5、6の回帰直線の傾きから求めた分岐比、勾配比、管径比の値を示す。これらの図によると、管路長則で法則性がみられず、管路勾配で統計則からのずれが大きかった。

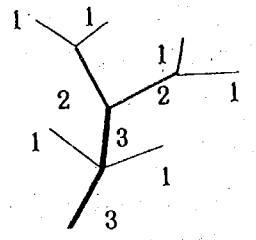


図2　次数の決定方法

表1　統計則のパラメータ

	六湛寺川排水区	大手排水区	いたち川大船住宅
分岐比	3.76	4.06	3.59
勾配比	1.82	1.49	1.73
管径比	1.44	1.67	1.65

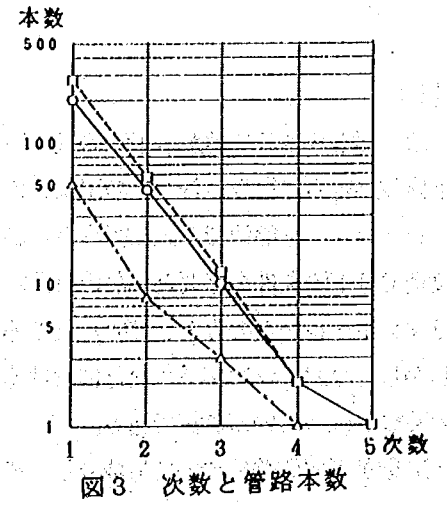


図3　次数と管路本数

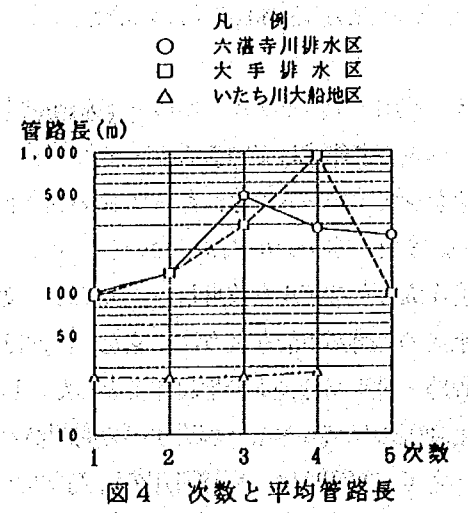


図4　次数と平均管路長

マンホールでの急拡、急縮、曲がり、分合流などによる損失で雨水の流下能力が減少したり、マンホール蓋の飛散事故が生じたりという問題があり、マンホールでの損失を適正に評価するのは重要な課題である。マンホールにおける局所損失に関する実験は、上下流接続管がサーチャージ状態のもとで行われている例がいくつかある[2)3)]。マンホールでの損失係数に影響を及ぼす因子としては、マンホールの形状、上下流管路の接続角度、上下流管路径、マンホール内水深などがある。形状について「下水道施設設計指針と解説」によると、接続する管路の径により標準構造が定められており、底部はインバートを施すこととなっている。上下流管路の接続角度（図7）について六湛寺川排水区の下水管路網（上流域は排水用の側溝になっている）のデータを用いて調べたところ、上流側と下流側の次数比が大きくなると直角に近い接続角度をもつ管路の割合が高くなる傾向があった（図8）。川崎市[4)]では、マンホールでの屈折等による損失係数について既往研究をもとに検討を行っており、それによると、60°と90°では、損失係数に0.3の差があることになる。したがって、接続角度や管路の合流などの条件を考慮して、局所損失を流出計算に取り入れる必要がある。

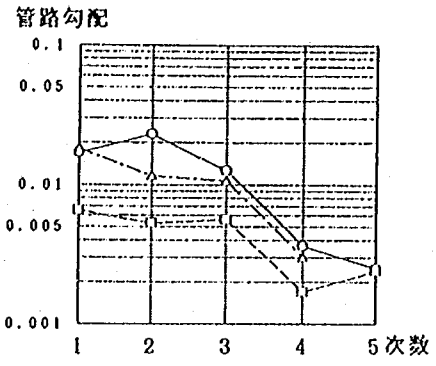


図5　次数と平均管路勾配

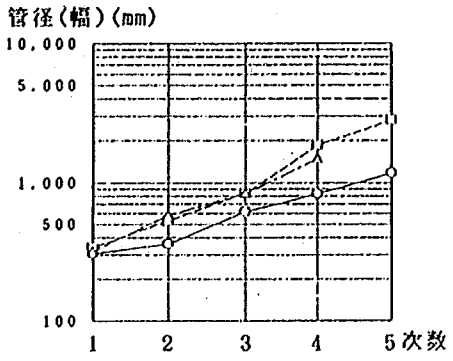


図6　次数と平均管径

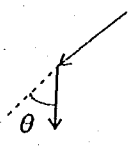


図7　接続角度

図8　次数比と接続角度

他に、次数比4（2本、av.113.5）
次数比5（1本、　93.0）

4，家屋・家財の浸水被害実態調査

4．1　調査の概要

平成3年台風18号で大きな被害を受けた草加市を実態調査の対象地区とした。草加市は埼玉県の南東部に位置する人口約20万の都市（雨水の下水道面積整備率11%、普及率28%）で、最近10

年間で床上・床下あわせて延べ約３万世帯が浸水被害を受けている。台風18号では、９月18日から19日にかけて埼玉県内全域に降雨があり、連続降雨量は２１０mmを越え、時間雨量は最大で約30mm近くに達した（図９）。草加市域を流下する綾瀬川では、東京湾の満潮と重なったこともあって、越水が生じ、市内では、床上浸水2,139世帯、床下浸水17,399世帯、浸水面積約3,300haに及ぶ被害が発生した。対象地区では、20日の昼まで水が退かない状態であった。

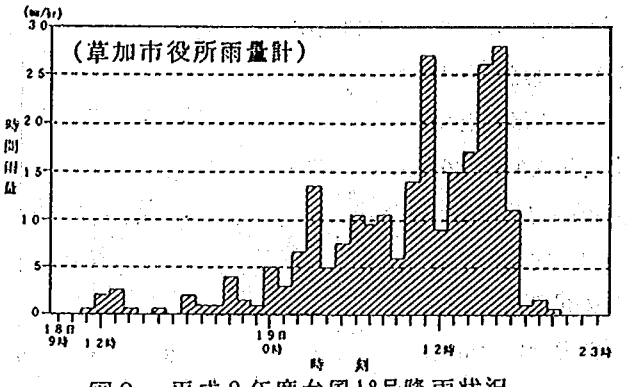


図９　平成３年度台風18号降雨状況

調査は、多種・多様化している家屋・家財の被害実態を把握するため、合計20の被害世帯を戸別訪問し、表２に示す項目についてヒアリングを行った。項目の中で、世帯によってはいくつか聞き漏らした項目があり後日、調査用紙を送付したが、回収率が悪く項目をすべて埋めることは出来なかった。また、住人が気付いていない被害が調査から漏れている可能性があり、特に家屋被害については、目につきにくい部位（小屋組、壁下地、床下地、軸部、基礎等）の被害が今回ヒアリングした以外に存在する可能性がある。

表２　調査項目

世帯の属性	家族構成、住居の建て方別・構造別区分、家財の保険の加入状況
被害概要	災害時の在宅人数、浸水深、床上浸水時間、清掃所要日数
被害状況	家屋被害（部位、建築資材、被害資材の浸水深、被害状況、修復方法） 家財被害（品名、被害家財の浸水深、被害状況、修復方法） 家財の退避（品目、数量、所要時間）

４．２　調査結果

調査を行った世帯の住居の建て方別、構造別軒数を表３に示す。

表３　建て方別、構造別の調査家屋軒数

建て方 / 構造	１戸建て 平家	１戸建て ２階以上	マンション	アパート	合計
木造	5	14	−	0	19
非木造	0	0	1	0	1
合計	5	14	1	0	20

今回の調査で確認出来た家屋被害の件数を材質別・建築資材別に分類したのが表４である。この内、ビニル床シートの被害は、シー

表４　材質別被害分類

材質	木材										紙				漆喰	畳	ビニル	石膏	繊物
建築資材	木製建具			内外装材				木材			木製建具			内外装材	左官材	内外装材		内外装材	
	和襖・量産襖	木製ドア	紙張り障子	普通合板等	木質系床材	天然木化粧合板	床柱	板材	正角材	正割材	ふすま紙	量産襖の下地	障子紙	壁装材紙系	しっくい塗り	畳	ビニル床シート	石膏ボード	壁装材系繊物
被害件数	6	5	2	9	4	1	1	6	2	1	6	6?	2	1	11	9	3	1	1

ト本体の被害ではなく接着剤が水に弱いために剥がれたものであった。また合板の被害が多く確認されたが、これはベニヤ自体もさることながら接着剤が水に弱いために表面のベニヤが剥離した被害であった。合板には接着剤の水に対する強度の違いから、特類、1類、2類、3類の区分があるが(JAS日本農林規格)、今回被害の確認できたベニヤが何類にに属するものなのか判別することは出来なかった。この他に風呂がまの故障が5件、コンセントが浸水したため漏電を起こした被害が2件見受けられた。なお、今回調査した家屋の最大湛水深は床上約50～60cmであったため、天井、小屋組、屋根の各部位の被害のサンプルは得られなかった。

家財被害については、家財を14区分に分類し、それぞれの分類について被害状況とその対処方法を整理した。主な被害について以下に述べる。

<木製家具>：木製家具の主要部材である合板自体が水に弱いため、ベニヤの剥離・ふやけ、立て付けの悪化等の被害が多く確認された。また、被害の対処方法は、被害確認できた内の約7割が「処分した」というもので、残りの3割はそのまま使用していた。「修理した」という世帯は無く、木製家具が浸水した場合の対処方法の特徴といえる。

<電気器具>：電気器具の被害は、冷蔵庫、洗濯機、ｴｱｺﾝの外付け熱交換機、こたつなどの故障が多く確認された。持ち運びの簡単な電気器具は浸水から守るために大部分を移動させているようであるが、上記の4点の電気器具は移動させにくいために浸水してしまったと考えられる。また、本調査区域はたびたび浸水が発生する地域で、その経験からｴｱｺﾝの外付け熱交換機を軒下や、台の上に設置している家も見受けられた。被害の対処方法では「修理した」が最も多く、被害が確認できたうちの約6割を占めた。

<石油器具・ガス器具>：石油器具及びガス器具では被害の対処方法として「処分した」が5割を占めている。処分した理由に「危険と思い処分した」を挙げたのが、処分したうちの6割を占めている。

<自動車等>：自動車とバイクについては、マフラーから浸水しエンジンが故障した被害が多く確認された。この被害の対処方法としては、すべて廃車となっている。これは修理するにはエンジンをオーバーホールしなければならず高価な修理となるためと思われる。

4．3　浸水時の家財等の移動

今回調査を行った20世帯全てが災害時に一人以上は在宅しており、浸水から家財や家屋を守るために、浸水の恐れのある低い所から高い所に移動させている事が分かった。そこでこの様な行動に着目し、どのような品目が移動され易く、また移動量がどのような因子に影響されるのかを検討した。（ただし、標本数が極めて限られているため、以下においては一般的な傾向を導くのではなく手法の説明にとどめる。）

まず、どのような品目が移動され易いかをみるため、次式により品目毎の移動指数を求め大きい順に並べた（図10）。

$$\text{品目}_i\text{の移動指数}\ e_i = (\text{該当標本数}_i) \,/\, (\text{標本数} \times \text{普及率}_i)$$

ここで、標本数：調査を行った世帯数（ここでは20世帯）、該当標本数」：品目」を移動した世帯数、普及率」：品目」の普及率である。品目別の普及率は全国消費実態調査より求め、それにより難いものは調査対象世帯の内、９世帯の所有状況について調査できたのでこれを基に算出した。

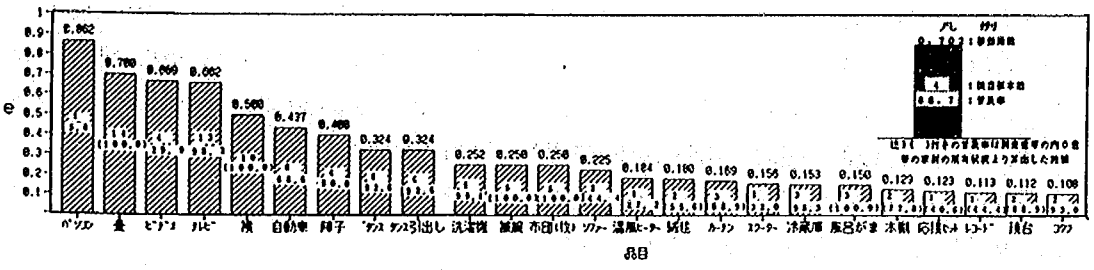


図10　移動品目別移動指数順位（上位24品目）

次に、移動量がどのような因子に影響されるかについて検討した。移動量に影響を与える因子としては表５に挙げた項目が考えられる。それぞれの因子について検討した結果の例を図11に示す。これは「移動総重量」と「作業時間」の関係を表わしたもので、図中の破線のような作業時間に対する移動総重量の上限値を設定することが出来る。この検討では、自動車・バイク等人間が手で持ち運ぶことがないと思われる品目は除いている。

表５　移動に係わる因子

品目に係わる因子	世帯に係わる因子
・価格	・作業人数
・重量	・作業時間
・体積	・移動先の空間量（家屋の建て方で代表させる）
	・災害経験（回答が得られた世帯全てに3～5回の浸水経験があり今回の調査だけでは解析できない。）
	・家財等所有量（世帯毎の所有量を把握するのは困難であるため解析できない）

以上検討した移動指数ｅと、移動量（例えば移動総重量）とその影響因子（例えば作業時間）の関係を用いれば浸水時の家財等の移動による被害可能軽減額を求めることができると考える。

家財等の移動の他には、通気口に栓をする、浴槽に水をはって逆流を防止する、家財に保険を掛ける、水中ポンプを保有する、なるべく床の上に直に家財を置かないようにする、コンセントをやや高い位置につける等の浸水による被害の軽減策が取られていた。

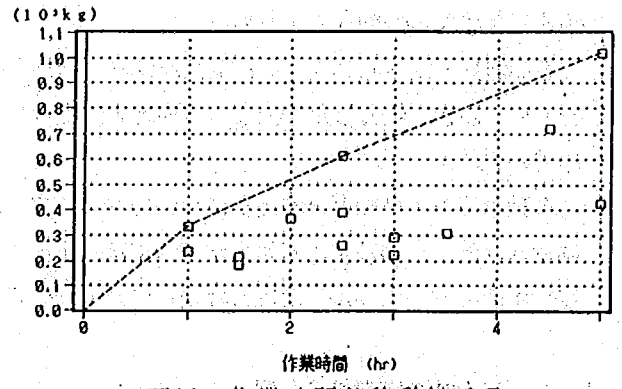


図11　作業時間と移動総重量

5．家屋・家財資産の浸水被害ポテンシャル

ある流域における浸水被害の発生しやすさ（浸水被害ポテンシャル）は、浸水（氾濫）の程度、資産の分布状況及び資産の対浸水性能により決定される。さらに、浸水の程度は流域の気象条件・地覆状況・治水施設の整備状況による出水の形態に左右される。都市域の内水型の浸水では、氾濫水に破壊的な力はないと考え、浸水深を浸水の程度を表わす指標として、これと資産に関する２つの因子から、一般の住宅における家屋・家財の浸水被害ポテンシャルを推定した。ここでいうポテンシャルと

は、浸水深に対応した一住宅の家屋・家財資産の平均的な被害額あるいは被害率（＝被害額／総資産額）のことを指す。本報告では、紙面の都合上、家財資産についてその結果を以下に述べる。

家財の対浸水性能は、水没の程度による被害の程度を製造元及び関係する社団法人へのアンケート、草加市での浸水被害実態調査により調べた。また、資産の分布状況については、家財の配置高さ等を松戸市・草加市・越谷市・横浜市（鶴見区）に住む世帯へのアンケートにより推定した。

製造元等へのアンケートでは、主要な耐久消費財が水没（下半分・全体）したときの被害の程度を「故障無し」「少々の修理が必要」「かなりの修理が必要」「買替え」に分類してもらい、商品価格に対する浸水による損害額の割合（損害率）をそれぞれ0,30,70,100%とした。分類にあたっては、製造元等へのアンケートの回答を尊重したが、草加市での実態調査で被害状況が明らかな家財についてはこちらの結果を重視した。例えば、実態調査では、ガス・石油機器の浸水後の安全性に対する不安感から処分するケースが見られた。製造元等へのアンケートを行っていない家具類・自動車等については実態調査の結果に基づくこととした。

家財の設置高さ、住宅の敷地面、一階床面の高さは、５００世帯に対するアンケート方式で推定した。アンケート回収率は、35.4% であった。回答の得られた世帯が住んでいる住宅の建て方別・構造別分類は表６のようになる。住宅の敷地面及び一階床面と周囲の道路面との相対的関係を図12に示す。

表６　住宅の建て方別・構造別分類

構造 / 建て方	木　造	ブロック造	鉄骨・鉄筋コンクリート造	その他・不明
一戸建て平屋	12	0	0	0
一戸建て二階以上	118	4	6	3
長　屋	3	0	0	0
共同住宅	6	0	24	1

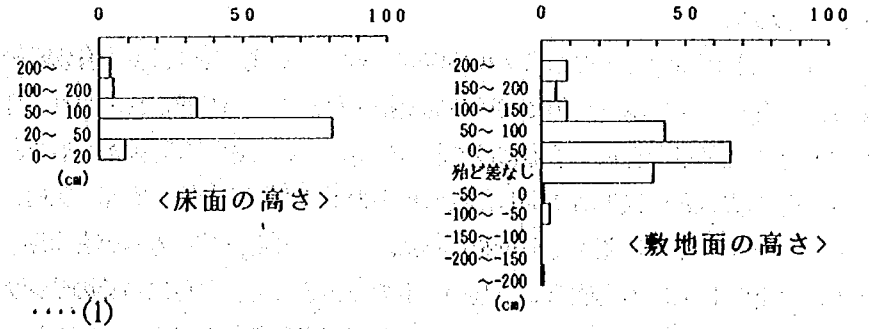


図12　道路面から敷地面と敷地面から床面までの高さ

以上の調査結果から浸水深と被害額・被害率の関係を式(1)により推定した。

$$D(h)=\sum_{j} n_j \cdot S_j \cdot P_j \cdot r_j(h) \quad \cdots(1)$$

ここに、D：被害額（浸水深hの関数）、j：家財の種別（表7）、n：一世帯あたりの平均所有数量、S：一階設置率、P：購入価格、r：損害率である。nとPは「全国消費実態調査報告（S59）」から引用した。二階の有無によって、一階に配置してある家財の構成・量に差が生じるため、戸建て二階住宅に住んでいる世帯が所有する家財の一階設置率をアンケートから算定している。また、家財のうち、下半分水没と全体水没で損害率が異なるときは、浸水深＜平均的設置高さ＋製品高さ×0.5 までを下半分、それ以上を全体水没として扱っている。なお、製品高さはカタログより求めた。

以上の方法により求めた戸建て住宅（二階有り）と戸建て住宅（平家）・集合住宅のそれぞれの浸水被害ポテンシャルすなわち浸水深別被害額を表８に示す。当然ながら、前者の方が相対的に約20%低い値となっている。

今回の検討では、世帯が所有している全ての家財を扱ったわけではないため、検討対象となった家財の総資産額に占める割合（カバー率）を把握しておく必要がある。家財の構成と総資産額は、世帯の構成人員、年収、住宅の広さなどにより異なるため、保険の分野では、それらに基づく家屋・家財の評価基準が作成されている。そこで、平均的な家族構成、世帯主の年齢に応じた家財総資産額（夫婦と子供二人、世帯主の年齢40才前後で約1400万円）を用いてカバー率を算定したところ、約26%であった。損害保険協会の資料によると、夫婦・子供2人の世帯では、今回考慮しなかった衣類、身回品、寝具類の家財総資産額に占める割合が約65%であり、これを総資産額から除いた場合には、金額で約73%の家財が評価できたこととなる。

表7　浸水被害額の積算（式1）で考慮した家財一覧

家事用耐久財	電子レンジ 炊飯器 冷蔵庫 掃除機 洗濯機 布団乾燥機 衣類乾燥機 風呂釜	冷暖房用器具	エアコン(室内部分) エアコン(屋外部分) 扇風機 温風ファンヒーター ストーブ 電気カーペット 電気こたつ	教養・娯楽用耐久財	ラジオカセット テレビ ビデオデッキ ステレオ パソコン カメラ ワープロ ビデオカメラ ピアノ オルガン カラオケ 電話機	一般家具	和ダンス 整理ダンス 洋服ダンス 食器戸棚 サイドボード ベッド
						自動車等	自動車 バイク 自転車

表8　湛水深別家財被害額（単位:万円）

	湛水深（床上）(cm)			
	50	100	150	200
戸建て2階	197.7	250.2	250.6	263.7
戸建て平家 集合住宅	240.2	305.6	305.8	329.6

6．おわりに

都市域における流出・氾濫モデルの作成にあたっては、等価粗度や有効降雨の同定、氾濫流における家屋の扱い、マンホール等における局所損失などの課題が残されており、今後、現在のモデルを用いて浸水防止効果を算定する際にはこれらの点について適切な評価が必要である。

都市域の実状と現代生活に即した浸水被害の推定を行うため、家屋・家財についての実態調査・浸水被害ポテンシャルに関する分析を行った。今回の分析は被害の内容を家屋・家財に限っており、また単一の地区における実態調査に基づくものであるので、さらに多くのサンプルで調査を行うことにより都市域の浸水被害の実態により迫ることが出来るものと考える。同時に、浸水被害ポテンシャルに関しても実態調査等により損害率の見直しやカバー率を高めることで精度を向上することができる。

＜参考文献＞

1)渡辺：都市下水道流域の流出解析と流出制御に関する基礎的研究(1989)
2)Marsalek,J. Head Losses at Sewer Junction Manholes,ASCE,Vol.110,No.8,pp1150-1154,1984.
3)Lindvall,G. Head Losses at Surcharged Manholes with a Main Pipe and a 90° Laterals. In:Proceeding of the 3rd Int. Conference on Urban Storm Drainage,pp 137-146,1984.
4)大都市における雨水整備研究会（川崎市）：浸水対策におけるDWMの適用例(1991)

5．下水汚泥の施用方法に関する調査

緑化研究室　室　　長　半田真理子
主任研究員　小澤徹三
吉永裕康

1．まえがき

近年の下水処理施設の急速な整備に伴い、下水処理の最終過程で発生する汚泥の処理処分の方法が重要な課題となってきており、汚泥には有機物が豊富に含まれていることから、これを肥料又は土壌改良資材として緑地に利用する試みがなされている。当研究室における昭和62年度までの調査においても概ねその効果が確認され、それらをもとに「都市緑化における下水汚泥の施用指針（案）」（昭和62年 3月、建設省都市局）が作成されている。しかし、下水汚泥は緑地利用を目的として製造されるものではないため、汚泥の品質、施用方法等によっては植物の生育に障害が現われることもあり緑地での利用はあまり進んでいないのが実情である。このためこれらの問題点についてより詳細な調査を行い使用者の不安を除く努力が求められており、昭和63年度より土壌改良資材として有効利用を図るための各種植栽試験によりデータの蓄積を行い、前述の「都市緑化における下水汚泥の施用指針(案)」を補足する形で、「土木研究所資料第2938号　都市緑化における下水汚泥の利用」（平成３年３月)として下水汚泥を利用する側からの考え方等に基づいて取りまとめを行ったところである。一方、緑化の分野においても、廃棄物としての剪定残滓（枝葉）をゴミ処理問題の一つとして、リサイクルを含めた検討を行ってきている段階であり、下水汚泥と混合し、有効活用していくことが望ましいとされていた。そこで、平成３年度においては前年度に引き続き、窒素分に富んだ下水汚泥と炭素分を含む剪定残渣という２種類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ものである。

2．調査目的

平成３年度においては、下水汚泥や植物性廃棄物を利用し、緑化で使用しうるコンポスト化汚泥等を試験的に製造し、植栽土壌に対する改良効果を検討することを目的とした。

3．調査方法

調査は、①コンポスト化汚泥の試験製造、②発芽試験、③各種成分分析等より構成される。建設省土木研究所の温室において平成３年10月から12月にかけて行われた。

3-1．コンポスト化汚泥の試験製造

図－１に示す堆肥製造装置を用い、次の①～⑦の組み合せの堆肥の試験製造を行った。原材料の成分を表－１に示す。なお、枝葉粉砕物ＡはＡ社のチッパーで落葉樹を粉砕し、枝葉粉砕物MはM社の

オガクズ製造機でマテバシイとクスノキを粉砕したものを利用した。

① A1　：乾燥した枝葉粉砕物Aと下水汚泥を１：１の容積比で混合したもの。

② A1c　：乾燥した枝葉粉砕物Aと下水汚泥と炭を１：１：0.5の容積比で混合したもの。

③ Ac　：炭と下水汚泥を１：0.5の容積比で混合したもの。

④ M1　：乾燥した枝葉粉砕物Mと下水汚泥を１：１の容積比で混合したもの。

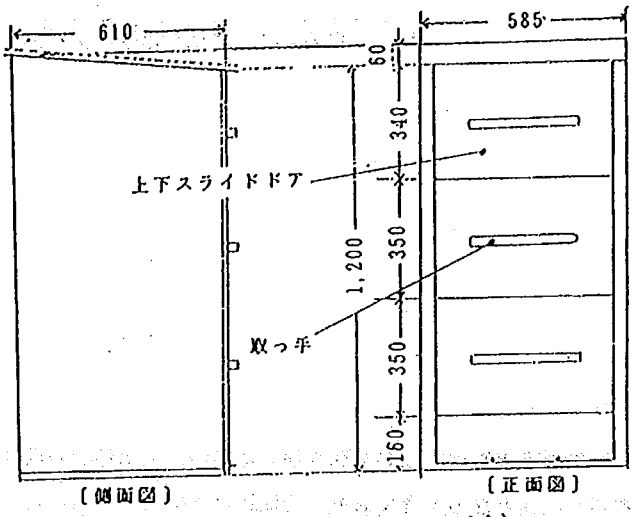
⑤ M1c　：乾燥した枝葉粉砕物Mと　下水汚泥と炭を１：１:0.5　の容積比で混合したもの。

⑥ Mc　：炭と下水汚泥を１：１の容積比で混合したもの。

⑦ Ax　：乾燥した赤土と下水汚泥を１：１の容積比で混合したもの。

発酵槽に①～⑦の組合せの混合物を約250ℓずつ調整し、適宜エアレーションを行いながら、必要に応じ、切返し（中身の天地返し）を行い、約６週間発酵させた。また、発酵をモニターするため、堆肥表面から20 cm下、発酵槽の底から20cm上の２個所について３時間間隔で温度計測を行った。

（単位：mm）



図－１　小型発酵槽（内容量：250ℓ）

表－１　材料成分一覧

項　目	汚　泥	枝葉 A	枝葉 M	炭	赤土(風乾)
含水率 (%)	81.9	52.6	69.7	9.6	40.3
かさ比重	0.79	0.26	0.24	0.56	0.81
pH	8.0	6.6	6.3	9.9	8.3
EC (μS/cm)	2,670	1,053	940	445	130
T-C (%)	27.83	45.05	46.13	—	—
T-N (%)	4.26	1.50	1.33	—	—
C／N比	4.5	30.0	34.7	—	—
CEC (me/100g)	72.07	34.03	30.43	6.41	33.18
T-P_2O_5 (%)	2.73	0.26	0.18	—	—
T-K (%)	0.28	0.90	0.81	—	—
T-Ca (%)	0.02	1.07	0.89	—	—
T-Na (%)	0.19	0.15	0.10	—	—
T-Mg (%)	0.42	0.19	0.24	—	—
NH_4-N (mg/100g)	77.01	—	—	—	—
NO_3-N (mg/100g)	ND	—	—	—	—
T-Pb (ppm)	1.1	ND	0.6	—	—
T-Cr (ppm)	25.7	—	—	0.2	—
T-Cd (ppm)	3.10	—	—	0.20	—
T-As (ppm)	8.0	—	ND	—	—
T-Cu (ppm)	260.1	—	—	19.8	—
T-Fe (ppm)	394.3	—	—	—	—
T-Ni (ppm)	71.8	—	—	—	—
T-Zn (ppm)	16.9	—	—	—	—
T-Hg (ppm)	0.34	—	—	—	—

（注）・全て実測値。ND：認められなかった（測定限界以下）。

3-2．発芽試験（簡易腐熟度判定）　風乾した堆肥に20倍量の湯(60℃)を加えて、60℃で３時間保持し、ろ過した液をシャーレに入れて、コマツナを播種して発芽状況を観察した。

3-3．成分分析等

成分分析等の種類・内容等について表－２に示す。

４．調査結果

表－２　分析項目等一覧

分析項目		内容
比重		見かけ比重を５ℓメジャーカップで測定
粒度		JIS Z8801に規定される標準ふるいを使用
水分		試料を100g以上を採取し0.1g単位で測定
pH(H_2O)		ガラス電極法(HORIBA-M8E)により測定
EC		ECメーター(HORIBA-ES-12)により測定
CEC		セミミクロショーレンベルガー法
全窒素・全炭素		CNコーダーにより測定
硝酸態窒素		コンウェイ法により測定
アンモニア態窒素		コンウェイ法により測定
金属類	P,K,Na,Ca,Mg,Cr,Fe,Ni,Cu,Zn,As,Cd,Hg,Pb	硝酸－過塩素酸により試料を分解し、原子吸光分光光度計により測定
衛生学的試験	病原大腸菌、腸球菌、真菌、結核菌、創傷感染菌、サルモネラ菌、黄色ブドウ球菌	試料中の病原細菌と疑われる菌の有無について、分離・培養試験等を中心に行い、コロニー等の確認を行う。

4-1．コンポスト化汚泥の試験製造・発芽試験

発酵開始約６週間後の各堆肥の性状を取りまとめたのが表－３である。この結果より、今回設定を行った代表的な組み合せ（Alc・Ml・Ax）についての発酵状況を把握するための温度の変化状況を図－２に示す。また、炭の混合量（Ac・Mc）による温度変化状況の相違を図－３に示す。

表－３　汚泥堆肥の性状

試料名	臭気	見かけの性状	総合評価
Al	弱い汚泥臭	褐色。ダマが多く、キノコなし。カビ有り。	弱未分解。水分を少なくし、二次発酵(キノコ等)を要する。
Alc	ほぼ感じない	黒褐色。ダマ少なく、キノコ有り。カビ多少。	良く分解し、白いカビ・キノコ有り。多少キノコ臭有り。
Ac	汚泥臭と弱カビ臭	黒褐色。ダマ多く、キノコなし。カビ多少。	発酵未熟。ベタツキ有り。
Ml	汚泥臭と弱カビ臭	薄～こげ茶色。ダマ多くカビ・キノコ有り。	弱未分解。水分を少なくし、二次発酵(キノコ等)を要する。
Mlc	ほぼ感じない	黒褐色。ダマ多少有り、キノコ多少有り。	弱未分解。二次発酵を要する。汚泥臭・弱キノコ臭多少有り。
Mc	汚泥臭	黒色。ダマ少なく、キノコなし。	弱未分解。一次・二次発酵不足気味。多少カビ有り。
Ax	汚泥臭と弱土カビ臭	赤土の色。ダマ多少有り、キノコなし。	ほぼ未分解だが、赤土と同じ。汚泥玉表面に多少カビ有り。

①Al（枝葉粉砕物A：消化脱水汚泥＝１：１）

65℃が１週間近くあり、発熱は十分であった。しかし、全体的に切り替えし後の温度の上昇が余り認められなかった。当初の各成分の水分量から計算した計算水分率は約74％であり、約２週間後の実測水分率でも約73％(70～75％)とあまり変化しておらず、水分が多いのではないのかと考えられた。取り扱い性には問題ないが、もう少し発酵を進行させる必要があった。②Alc（枝葉粉砕物A：消化脱水汚泥：炭＝１：１：0.5）

65℃以上が48時間という条件は満足しているが、発酵槽の上下においてかなりの温度差が見られ、株の温度低下状態が急であった。計算水分率は約61％であったが、約２週間後の水分率は約54％となり、水分的には最適な条件であると考えられた。取り扱い性もバーク堆肥なみで良好であった。白カビやキノコも見られ、今回の試作堆肥中では最良であった。発芽試験では養分過剰(アンモニア態窒素）かｐＨ異常(弱アルカリ性)と思われる発芽障害が見られた。

③Ac（枝葉粉砕物A：炭＝１：0.5）

65℃以上に達しておらず、発酵が不足気味であった。計算水分率は約63％で、約２週間後の水分率も約59％と水分率では問題なかった。取り扱い性は問題なかったが、多少汚泥臭があった。

④Ml（枝葉粉砕物M：消化脱水汚泥＝１：１）

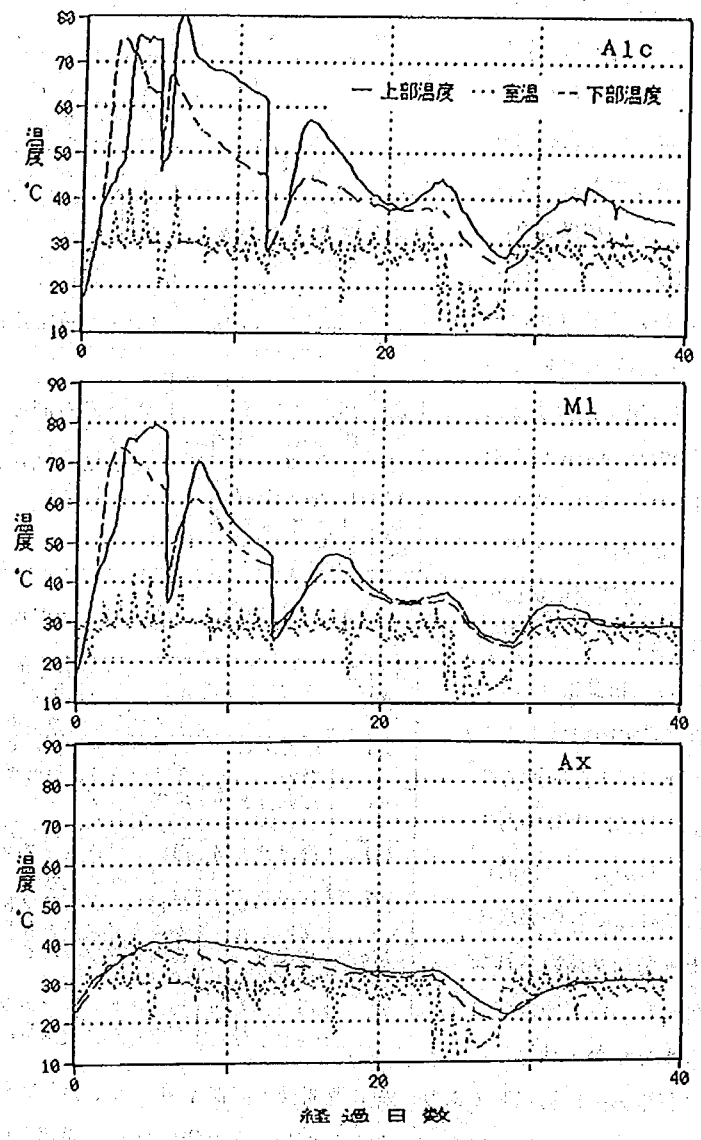
65℃が48時間という条件は満足しているが、上・下部とも温度の下降状態が急であり、M1c・Mcと同じような傾向を示していた。計算水分率は約74%のものが約２週間後には約 72%に変化していたが、多少水分が多い傾向が見られた。そのためか又は粉砕したものが常緑樹のためか多少発酵が不足気味と思われた。

⑤M1c(枝葉粉砕物M：消化脱水汚泥：炭＝１：１：0.5)

65℃が48時間という条件は満足しており、上・下部とも温度の下降状態が急であったが、M1と比べ緩やかになっていた。計算水分率は約60%であり、２週間後には約55%となり水分的には良好な条件であった。取り扱い性はバーク堆肥なみで良好であったが、粉砕した枝葉が常緑樹のものであるため多少分解が遅れているものと考えられた。

⑥Mc(消化脱水汚泥:炭＝１:１)

上部は65℃が48時間という条件を満足しているが、下部は温度・時間ともやや不足気味であった。計算水分率は約52%であり約２週間後に約47%となったが、全体的に水分不足気味であると考えられた。取り扱い性はパラパラしており極めて良好であるが、発酵はやや不足気味であると考えられた。発芽試験では極めて良好な結果を示した。炭の効果とも考えられるが、水分調整効果も含め効果を得るためにはある程度の量が必要であるものと考えられた(図－３参照)。



図－２　発酵に伴う温度の変化状況（A1c・M1・Ax）

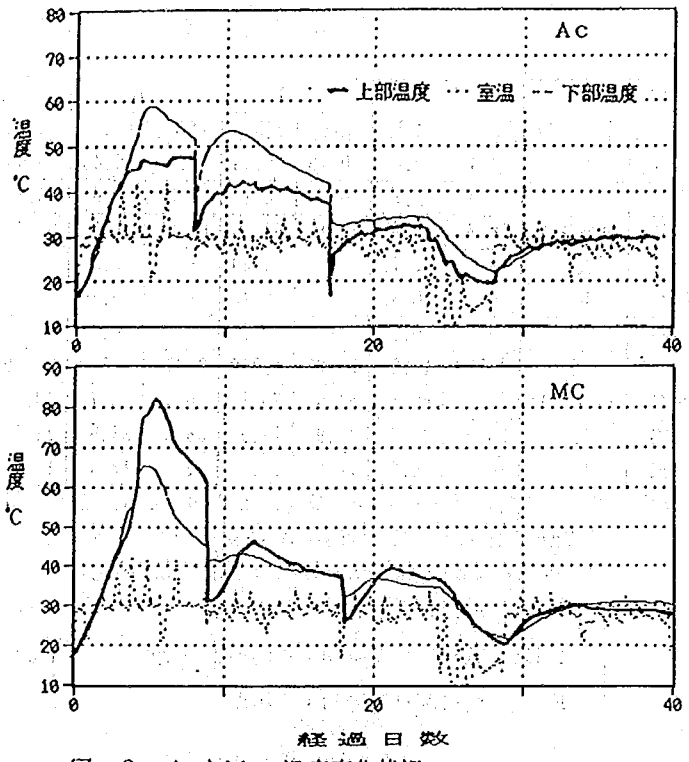
⑦Ax（乾燥赤土：消化脱水汚泥＝１：１）

堆肥とはいえないが、一応発酵槽の中に入れたところ僅かではあるが温度の上昇が見られた。計算水分率は約68%であり約２週間後に約55%となった。取り扱い性は赤玉土と変わらず良好であり、臭気も土カビ臭のみであった。発芽試験では養分過剰(アンモニア態窒素)かｐＨ異常(弱アルカリ性)

と思われる発芽障害が見られた。

4-2．分析結果一覧

今年度試作堆肥の各種分析結果の一覧を表－４に示す。重金属に関してはいずれも問題なかった。また、炭を添加したものは CECが全て低下していたが、炭本来の吸着能から考えると異なった傾向を示しており、吸着する物質の大きさのレベルの相違による分析手法の選択の相違かとも考えられたが明らかではない。また、消化脱水汚泥は嫌気醗酵させているため硝酸態窒素が少なくアンモニア態窒素が多いと思われた。粉砕機械の粒度による相違は今回認められな



図－３　AcとMcの温度変化状況

表－４　試作堆肥の成分一覧

項　目	A1	A1c	Ac	M1	M1c	Mc	Ax
含水率 (%)	72.3	54.3	61.4	69.8	49.6	44.9	56.5
かさ比重	0.63	0.58	0.79	0.50	0.50	0.65	0.77
pH	7.0	7.4	6.6	6.8	6.9	6.5	7.8
EC (μS/cm)	1,380	1,070	1,065	1,392	1,236	886	887
T-C (%)	26.88	56.88	58.91	28.13	51.88	63.41	—
T-N (%)	2.94	2.07	1.89	2.89	2.25	1.53	—
C／N比	4.5	30.0	34.7	9.7	23.1	41.4	—
CEC (me/100g)	71.67	44.04	36.44	77.68	53.65	31.63	—
T-P_2O_5 (%)	2.67	2.00	2.68	2.36	1.38	1.25	—
T-K (%)	0.71	0.80	0.69	0.63	0.77	0.61	—
T-Ca (%)	0.01	0.21	0.18	0.02	0.10	0.16	—
T-Na (%)	0.31	0.30	0.34	0.22	0.26	0.28	—
T-Mg (%)	0.44	0.23	0.21	0.42	0.27	0.12	—
NH_4-N (mg/100g)	85.66	86.54	24.05	68.97	71.03	26.75	—
NO_3-N (mg/100g)	9.03	5.82	13.87	12.38	31.17	35.89	—
T-Pb (ppm)	2.2	ND	ND	6.80	5.20	0.50	—
T-Cr (ppm)	23.60	13.80	8.80	18.60	11.70	5.70	—
T-Cd (ppm)	2.30	1.40	1.20	1.10	0.40	0.30	—
T-As (ppm)	ND	2.4	ND	2.4	1.8	ND	—
T-Cu (ppm)	182.70	114.00	89.20	165.10	101.90	56.00	—
T-Fe (ppm)	279.60	139.90	175.10	252.50	151.20	91.50	—
T-Ni (ppm)	58.5	32.41	38.10	47.60	45.50	19.50	—
T-Zn (ppm)	12.70	5.61	6.90	10.90	6.40	3.20	—
T-Hg (ppm)	0.19	0.10	0.03	0.13	0.29	0.17	—

（注）・全て実測値。ND：認められなかった（測定限界以下）。

表－５　平成２年度試作堆肥の経年変化一覧

試作堆肥名		Ld1		Lw1		Ld1c		Ld2		K1		Ax	
項　目	単　位	平成2年度	平成3年度	平成2年度	平成3年度	平成2年度	平成3年度	平成2年度	平成3年度	平成2年度	平成3年度	平成2年度	平成3年度
比　重		0.46	0.47	0.45	0.48	0.48	0.48	0.58	0.57	0.55	0.58	0.50	0.82
pH(H_2O)		6.3	5.1	6.4	6.1	6.5	5.6	6.3	5.8	6.2	4.8	6.0	4.8
水　分	含水率%	58.7	64.9	60.1	63.5	62.3	65.0	63.6	64.3	71.3	74.6	44.6	43.7
全リン酸	%	—	2.73	—	2.69	—	2.80	—	2.69	—	2.69	—	1.53
全カリウム	%	—	0.35	—	0.43	—	0.30	—	0.35	—	0.23	—	0.24
全カルシウム	%	—	0.02	—	0.21	—	0.33	—	0.32	—	0.17	—	0.52
E　C	μS	2,350	1.824	2.320	1,250	2.370	1.360	2.770	1,480	2,960	2,200	1,802	1,730
CEC	meq/100g	49.1	82.1	44.9	75.3	46.3	79.7	49.0	81.3	44.9	60.1	34.2	47.3
全炭素	%	33.9	30.0	34.9	27.9	36.6	38.9	32.2	27.8	32.9	33.4	4.2	5.6
全窒素	%	14.1	10.2	14.9	11.3	17.8	13.4	11.0	8.8	10.8	14.7	4.7	4.0

注）・平成３年度のデータのうち、比重、pH(H_2O)、水分、ＥＣは仕込みから６週間後のデータであり、その他の項目については仕込みから２週間後のデータである。

・試作堆肥名は略称の記号名であり、混合成分及び割合については次のとおりである。

Ld1 ：乾燥枝葉粉砕物１＋汚泥１　　Lw1 ：生枝葉粉砕物１＋汚泥１

Ld1c：乾燥枝葉粉砕物１＋汚泥１＋炭0.2　　Ld2 ：乾燥枝葉粉砕物0.5＋汚泥１

K1 ：建築廃材粉砕物１＋汚泥１　　Ax ：乾燥赤土１＋汚泥１

かった。枝葉のみを用い一般的な機械により粉砕する限り粒度の問題より水分の方が発酵に大きな影響を与えるものと考えられた。今回使用したヤシ殻炭では炭の効果が明確ではなかったが、ある程度の量を混入すればある種の害成分（発芽試験）を抑制する効果があるものと思われた。また、発酵による病原菌の死滅が見られコンポスト化の効果と考えられた。

4-3．前年度試作堆肥の経年変化

前年度作成した堆肥をビニル袋（有孔）で保管していたものの分析結果を表－５に示す。全般にカビ等があり悪臭等も感じられなかった。前年度のＡｘの水分がほとんど変化していないが、その他は多少水分率の上昇が見られた。ｐＨは酸性化、ＥＣ値が半減、ＣＥＣが倍増していたのは、アンモニア態窒素が酸化され硝酸化したことと関連があるものと考えられた。しかし、建築廃材（Ｋ１）を使用したものについては性状等についてほとんど変化が認められず、建築廃材の堆肥化には問題があり、炭化して炭として使用する方法が最良であると考えられた。

５．今後の課題

水分調整機能を持つとともに、消化脱水汚泥との反応を速めるような粒度を多く持つ粉砕物等の基本的な「粉砕」のあり方、炭の効果的な使用方法等に関する検討等緑化の立場から見た望ましいコンポスト化汚泥について試験等を行っていくことが必要であると考えられる。

6．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，下水中の有機物分解後の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。

本調査は，３年度から開始したもので，３年度はコンクリートの下地処理に関する問題として，防食材を塗布する場合の水分含有量や表面仕上げの影響等について，コンクリート表面に各種防食材を塗布して接着性や耐酸性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％に達するという報告もある[1]。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。防食対策としては各種の工法があるが[2]，本調査では，コンクリートの防食対策としてライニング防食を中心とした調査を実施して，材料選定や施工方法等を明らかにしていくことを目的とする。

3．調査方法

表－１に示すコンクリートの配合により，１５×１５×１５cm形状のコンクリート供試体を作製する。その表面に，表－２に示す防食供試体の作製条件によって防食材を塗布したのち，防食材とコンクリートとの接着性に関する試験を行った。試験は，防食材塗布後と５％及び１０％硫酸浸漬後の２水準について次の試験を行った。

表－１　コンクリートの配合

粗骨材の最大寸法 (mm)	スランプ (cm)	空気量 (%)	水セメント比 W/C (%)	細骨材率 s/a (%)	単位量 (kg/cm³) 水 W	セメント C	細骨材 S	粗骨材 G	混和剤
20	12	4～5	55	44.8	174	316	799	1,018	0.988

表－２　防食供試体の作製条件

ｺﾝｸﾘｰﾄの表面処理	ｺﾝｸﾘｰﾄ表面水分	プライマー	防食材	膜厚（mm）
①無処理	①乾燥面 *	①ｴﾎﾟｷｼ系（乾燥用）	①タールエポキシ系	0.45
②ワイヤーブラシ	②湿潤面 *		②エポキシ系	〃
③ディスクサンダー *			③エポキシ系	0.96
④ウォータージェット（50kgf/cm²）			④ビニルエステル系	〃
⑤ウォータージェット *（150kgf/cm²）		②ｴﾎﾟｷｼ系 *（湿潤用）	⑤タールエポキシ系 *	0.45
			⑥エポキシ系	〃
			⑦エポキシ系 *	0.96
			⑧ビニルエステル系	〃
		③ﾎﾟﾘｳﾚﾀﾝ系 *	⑨タールエポキシ系	0.45
			⑩エポキシ系	〃
			⑪エポキシ系	0.96
			⑫ビニルエステル系 *	〃

注）＊印は硫酸浸漬試験を合わせて実施。

１）防食材塗布後

①接着力：密着度試験（接着板の直径２０㎜）によってコンクリートと防食材との接着力を測定する。

２）硫酸浸漬後

①外観観察：所定の浸漬時間毎に防食材の損傷状況を目視により観察する。

②質量変化：所定の浸漬時間毎に供試体の質量変化を天秤で秤量する。

③接着力　：所定の浸漬時間毎に密着度試験を用いて防食材塗布後と同様コングリートと防食材との接着力を測定する。

４．調査結果

防食材塗布後及び硫酸浸漬後の接着力試験結果を図－１～７に示す。これらの図から調査結果をまとめてみると次の通りである。

４．１　施工直後

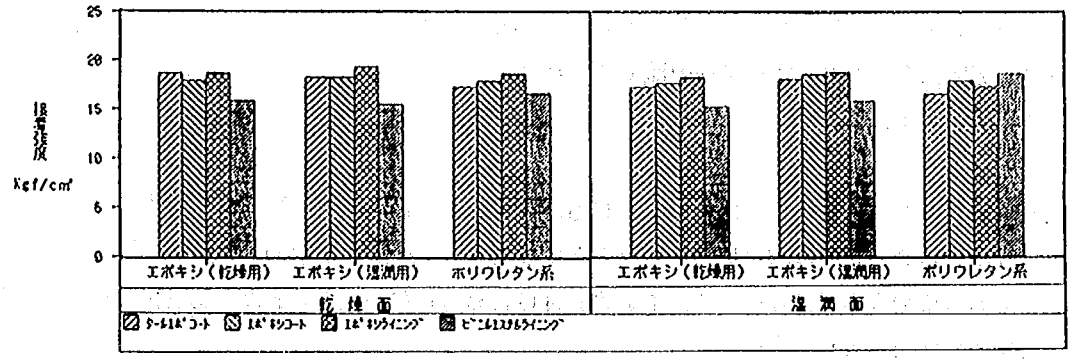
１）接着力

①エポキシ樹脂系プライマーとエポキシ樹脂系防食材の接着強度は，表面処理状態，施工時のコンクリート水分に作用されず良好な結果を示した。防食材の接着力試験後の破壊状態は，何れもコンクリートの凝集破壊であった。

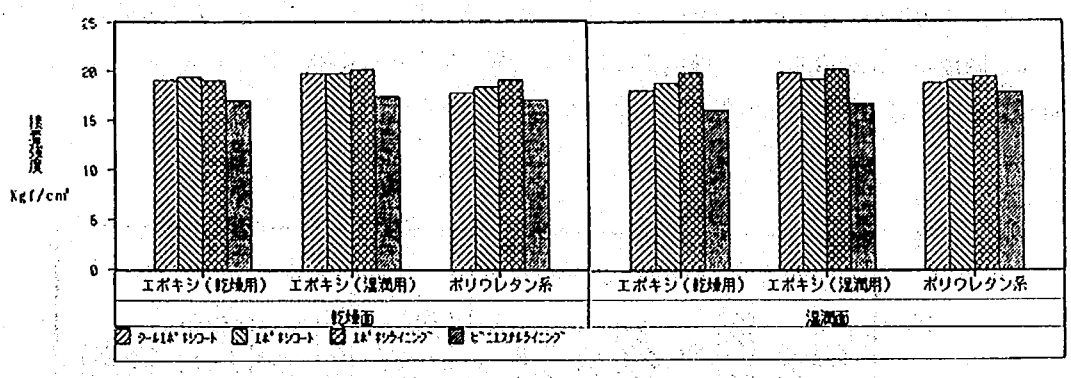
②エポキシ樹脂系プライマーとビニルエステル系防食材の接着強度は，エポキシ樹脂系防食材に比較して全般的に１０～１５％程度低下している。防食材の接着力試験後の破壊状態は，パテ層または

プライマーでの界面破壊であった。

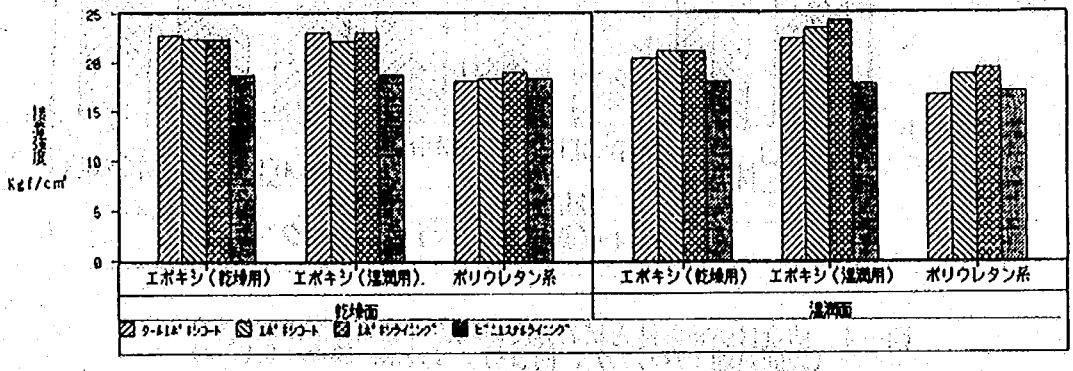
③コンクリートの水分有無による接着強度の差異は小さかった。この理由として，コンクリート供



図－1　防食材塗布条件と接着強度の関係（防食材塗布後）
（表面処理：無処理）



図－2　防食材塗布条件と接着強度の関係（防食材塗布後）
（表面処理：ディスクサンダー）



図－3　防食材塗布条件と接着強度の関係（防食材塗布後）
（表面処理：ウォータージェット，150kgf/cm²）

試体が１５×１５×１５cmと小さかったため，防食材塗布中に水分が飛散して水分含有量の条件が一定に確保できなくなっていたことが考えられる。

④コンクリートの表面処理方法による接着強度は，エポキシ系のプライマーとエポキシ系の防食材ではウォータジェット（150kgf/cm²）が一番大きく，次いでワイヤーブラシ，ウォータジェット（50 kgf/cm²），ディスクサンダー，無処理の順であった。

４．２　硫酸浸漬後

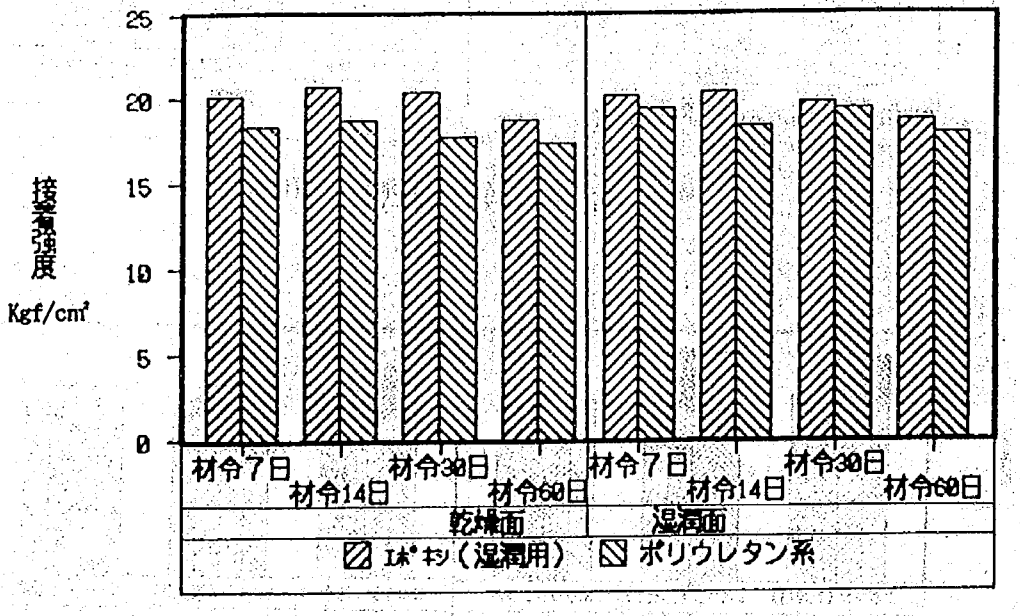
１）外観観察

硫酸５％及び１０％において，何れの防食材も浸漬材令１４日までは外観に全く変化は認められなかった。浸漬材令３０日では防食材の表面光沢が多少消失しているのが認められたが，浸漬材令６０日においても消失の度合いは変化なく，その進行性は認められなかった。また，防食材のわれ，ふくれ及びはがれは認められなかった。

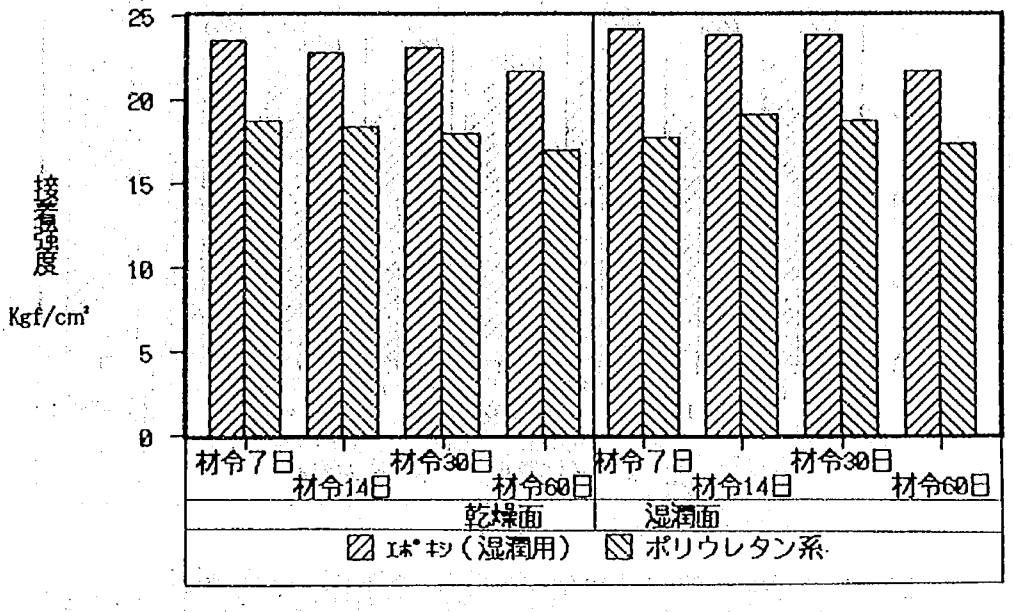
２）質量変化

防食した供試体の質量変化は，硫酸５％の浸漬材令７日で0.02%，１４日で0.03%，３０日で0.06%，６０日で0.1 %程度の増加が認められた。質量変化は，浸漬材令の経過とともに増加の傾向を示しているが，その値は極めて小さいものである。また，硫酸１０％においても，質量変化とその値は硫酸５％と同様の数値を得ており，酸の濃度による差異はほとんど認められなかった。

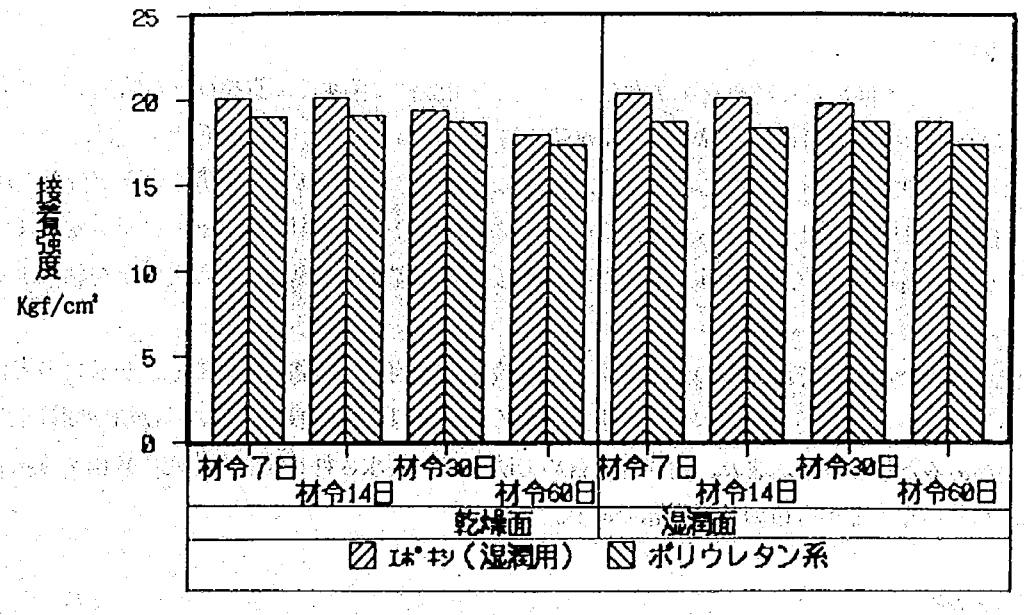
防食材の種類による質量変化の差異は，ほとんど認められなかった。



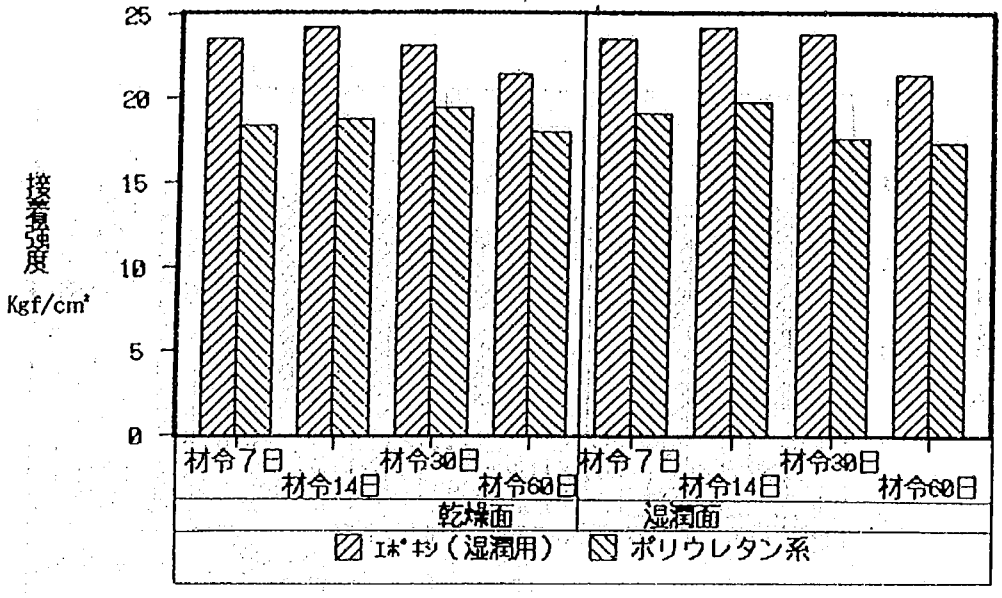
図－４　防食材塗布条件と接着強度の関係（硫酸5%溶液浸漬後）
（表面処理：ﾃﾞｨｽｸｻﾝﾀﾞｰ，防食材：ｴﾎﾟｷｼ系，膜厚：0.96mm）



図－5　防食材塗布条件と接着強度の関係（硫酸5%溶液浸漬後）
（表面処理：ウォータージェット，150kgf/cm²，防食材：エポキシ系，膜厚：0.96mm）



図－6　防食材塗布条件と接着強度の関係（硫酸10%溶液浸漬後）
（表面処理：ディスクサンダー，防食材：エポキシ系，膜厚：0.96mm）



図－7　防食材塗布条件と接着強度の関係（硫酸10% 溶液浸漬後）
（表面処理：ウォータージェット，150kgf/cm²，防食材：エポキシ系，膜厚：0.96mm）

3）接着力

硫酸浸漬後の接着強度は，浸漬材令によって差異が若干認められた。しかし，防食材の種類による差異及び接着強度の値は，施工直後の試験とほぼ同様の傾向を示していた。

5．今後の課題

コンクリート表面に各種防食材を塗布して接着性や耐酸性に関する調査を行った結果，防食材を塗布する場合の水分含有量は，差異がほとんど認められなかった。しかし，表面仕上げは，コンクリート表面を無処理で防食材を塗布した場合は，処理したものに比べて接着性が劣ることが分かった。さらに，接着力は処理したものでも処理程度によって差があり，その中でもウォータジェット（150kgf/cm²）が最も高かったが，作業性や経済性を考慮してどの程度まで処理したら良いかを判断する必要がある。

硫酸浸漬による試験では，酸の濃度を変えて浸漬したが何れの試験においても，防食材の劣化特性は認められなかった。防食材の劣化特性を評価するためには，酸の濃度あるいは浸漬期間等を考慮する必要があると思われる。また，耐酸性を含めて防食材に要求される性能を的確に評価する試験方法を見出していくことが今後の検討課題である。

参考文献

1）下水道事業団業務普及協会：ＥＰＡ設計マニュアル，下水道施設の臭気と腐食対策，1988年11月

2）坂本：下水処理場コンクリートの腐食・防食対策，月刊下水道，Vol.14, No.2, 1991年

Ⅵ．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　中村　栄一
主任研究員　長谷川　清
研　究　員　小森　行也
研　究　員　白崎　亮

１．まえがき

近年、河川流域の人口増加、社会活動の進展及び下水道の未整備等により河川に流入する汚濁負荷が増大し、河川において富栄養化が進行する場合がある。このような場合、ホテイアオイなどの水性生物の乱茂が生じたり、藻類の増殖が生じることによって河川管理の障害となっている。付着性藻類の増殖によっては、河床における有機物の合成、夜間の呼吸による溶存酸素の減少、剥離による水中の有機物の増大等が引き起こされる。また、特に湖沼等の停滞水域で問題になっているように、流況によっては浮遊性の植物プランクトンが増殖し、淡水赤潮、あおこ等の現象を引き起こしたり、臭気物質の生成などの影響を与えている。

本調査では、藻類の増殖に影響を与える河川の水理、水質的要因を把握するとともに、藻類増殖によって引き起こされる水質変化について調査を行い、富栄養化河川における水質管理に資することを目的としている。

なお、本調査は技術管理業務連絡会水質部会の共通テーマとして位置づけられており、土木研究所水質研究室と河川局河川計画課河川環境対策室、各地建技術事務所及び北海道開発局開発土木研究所との共同研究として実施している。

２．平成３年度の調査結果

２．１　江戸川における通日調査

２．１．１　調査目的

藻類が増殖、あるいは死滅した場合、水質にどのような影響が現れるかを把握することは河川管理上重要である。平成３年度は、藻類の増殖によって影響を受ける溶存酸素の収支に関する基礎的知見を得ることを目的として調査を実施した。

２．１．２　調査方法

調査地点は河川構造物として堰（行徳可動堰）がある江戸川を選定し、可動堰の下流３地点（図－１）において、７月３１日から８月１日にかけて２４時間の通日調査を行った。調査地点としては、可動堰から下流に約60m（地点①）、1350m（地点②）、2800m（地点③）の地点を選定した。地点①、②では流心、右岸、左岸でボートから、地点③では流心、右岸、左岸で橋梁の上からハイロート式採

水器を用いて２時間毎に採水した。採水は表層、２割、４割、６割、８割水深で行った。現場では気温、水温、照度、ｐＨ、ＤＯを測定し、他の項目は採水試料を土木研究所に持ち帰り分析を行った。現場で測定する項目については流心、右岸、左岸の試料で行い、持ち帰り分析する項目については流心の試料で行った。分析項目と分析方法を表－１に示す。また、補足調査を１１月に行った。この際には、地点②においてボートからハイロート式採水器を用いて、流心において表層、２割、４割、６割、８割水深で採水を行った。分析項目と分析方法を表－２に示す。

２．１．３　調査結果

河川の縦断方向の状況としては地点①が最も水深が大きく、地点②が最も水深が小さかった（図－２、３）。行徳可動堰下流における河川の自流はほとんどなく旧江戸川へ大部分が流れていたため、ボートの上から流速計を用いて流速を測定しようと試みたが満足なデータは得られなかった。調査時の潮の状況は小潮であり１ｍ強の水位変動を示した（図－２、図－３）。塩水の遡上状況としては図－２、図－３に示すように、地点①まで塩水は遡上していた。また、塩化物イオンの濃度から、可動堰下流の区域では海水が大部分を占めることがわかった。図－２（満潮時）と図－３（干潮時）とを比較してみると、満潮時と干潮時との間ではほとんど塩化物イオン濃度の分布に変化がない。これは、塩化物イオン濃度が、河川の自流量が小さいため干満の影響をほとんど受けないためである。

調査時の気象状況を表－３に示す。水温は28.3～33.4℃であった。水深方向に測定した照度のデータを用いて計算した結果、ＳＳが約35(mg/l)という条件で照度の減衰係数は0.02(1/cm)という値を得た（図－４）。この値を用いて計算を行うと、呼吸による酸素消費と光合成による酸素生成が等しくなる補償水深は約2mとなる。

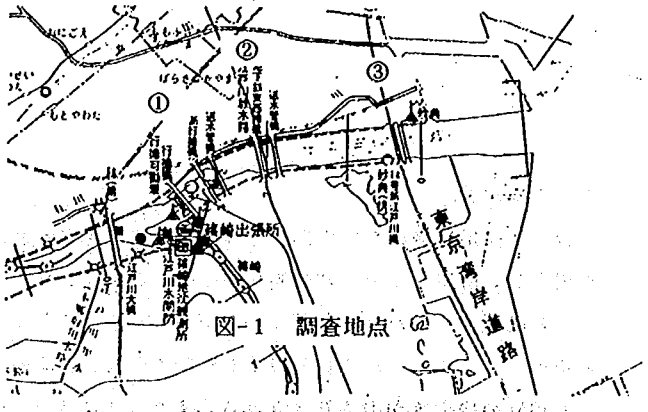


図-1　調査地点

表－１　分析（測定）項目と分析（測定）方法

分析（測定）項目	分析（測定）方法
気温	棒状温度計
水温	DO計
照度	照度計
pH	pH計
DO	DO計
導電率	導電率計
SS	河川水質試験方法（案）
BOD	河川水質試験方法（案）
Chl-a	吸光光度法
塩化物イオン	イオンクロマトグラフ

表－２　分析（測定）項目と分析（測定）方法

分析（測定）項目	分析（測定）方法
気温	棒状温度計
水温	ＤＯ計
DO	ＤＯ計
Chl-a	吸光光度法
I-N(NOX-N+NH-4-N)	テクニコン
T-N	テクニコン
PO4-P	テクニコン
T-P	テクニコン

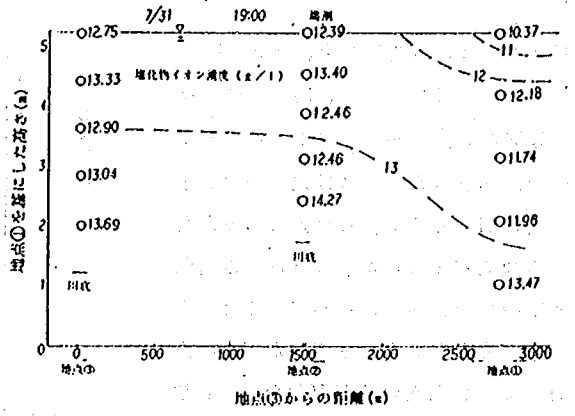
ＳＳの地点別経時変化を図－５、図－６に示す。かなり変動が見られる場合もあるが、際だった特徴は見られなかった。

ＢＯＤの地点別経時変化を図－７に示す。ＢＯＤに関しても際だった変動の特徴は見られなかった。

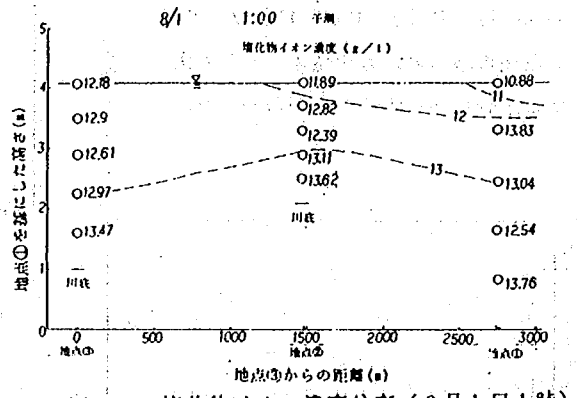
また、補足調査において脱酸素係数、最終ＢＯＤを傾斜法[1]により求めた結果、脱酸素係数、K_1は0.13(1/day)、最終ＢＯＤ、L_0は6.8(mg/l)となった。図－８には、脱酸素係数、最終ＢＯＤを求めるための酸素消費速度の実測値と、求めた数値（K_1、L_0）を用いた場合の酸素消費速度の計算値を示す。

表－３　気象条件

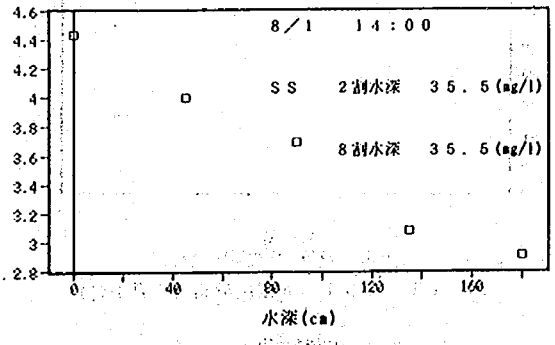
天気	晴
気温(℃)	27.8～36.1
日射量(Lux)	最高55,000



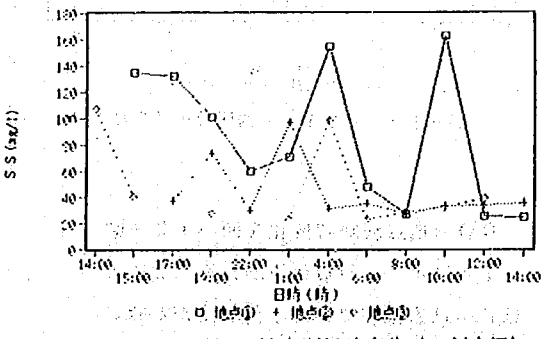
図－２　塩化物イオン濃度分布（７月３１日１９時）



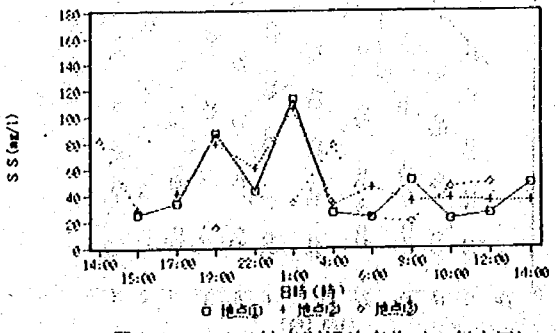
図－３　塩化物イオン濃度分布（８月１日１時）



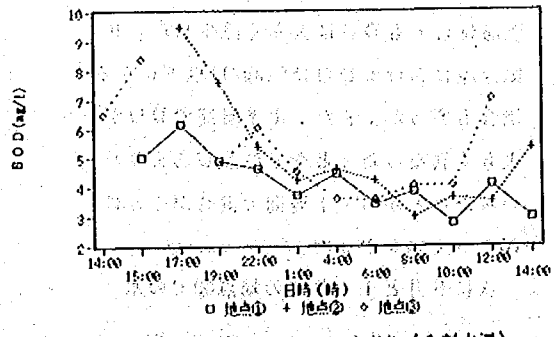
図－４　照度の水深方向減衰



図－５　ＳＳの地点別経時変化（２割水深）

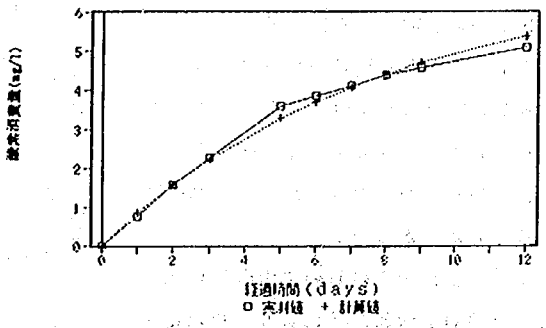


図－６　ＳＳの地点別経時変化（８割水深）

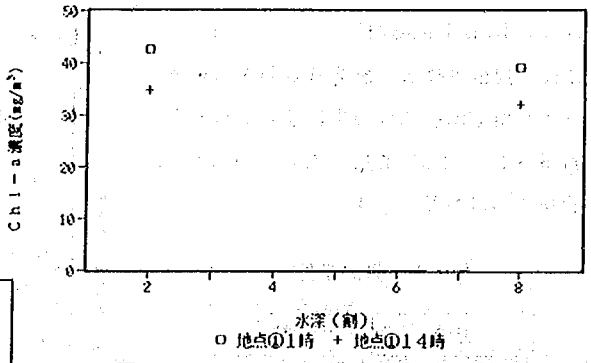


図－７　ＢＯＤの地点別経時変化（２割水深）

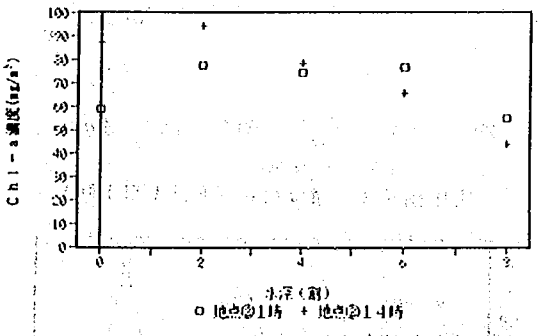
Ｃｈｌ－ａの濃度分布を図－９～図－１１に示す。Ｃｈｌ－ａに関しては、夜間と昼間の２回しかデータがとれていないので傾向を読みとるのは難しいが、水深方向に関して若干表層付近の濃度が高くなる傾向が見られた。これは、最適照度が表層付近にあったためであると考えられる。またＣｈｌ－ａ濃度が調査時点では、非常に大きいことがわかった。補足調査において、この地点ではＩ－Ｎが1.38(mg/l)、PO_4－Ｐが0.11(mg/l)であり、藻類の増殖のための窒素、リンの栄養塩は十分に存在することがわかった。



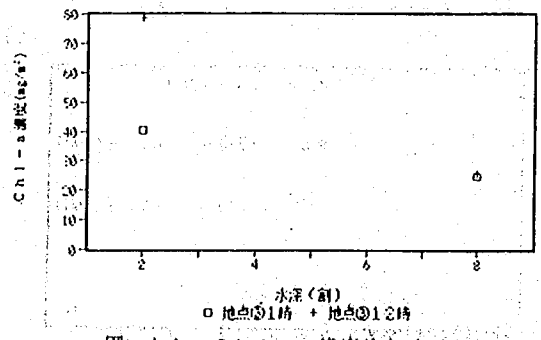
図－８　酸素消費量の経時変化



図－９　Ｃｈｌ－ａ濃度分布（８月１日）



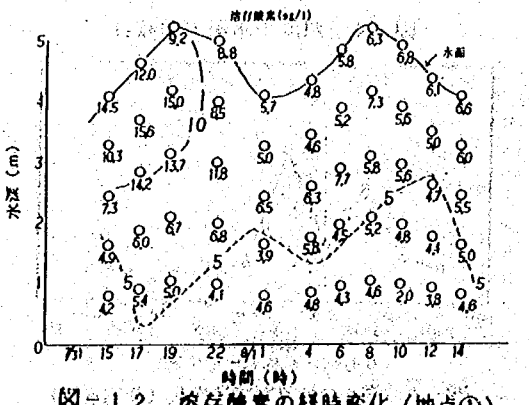
図－１０　Ｃｈｌ－ａ濃度分布（８月１日）



図－１１　Ｃｈｌ－ａ濃度分布（８月１日）

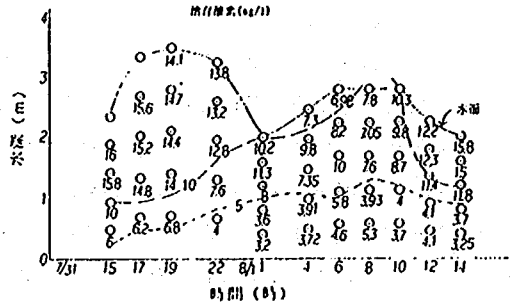
ＤＯの地点別経時変化を図－１２～図－１４に示す。ＤＯは表層付近においては日中は過飽和であり、飽和度が200%に達する場合もあったが、夜間においては表層付近でもＤＯは大きく減少した。８割水深におけるＤＯは5(mg/l)以下になる場合もあった。また、上下層間でＤＯが大きく異なったことや、流速があまりなかったことから上下層間で混合が十分に起こっていなかった。

次に８月と１１月での地点②での水

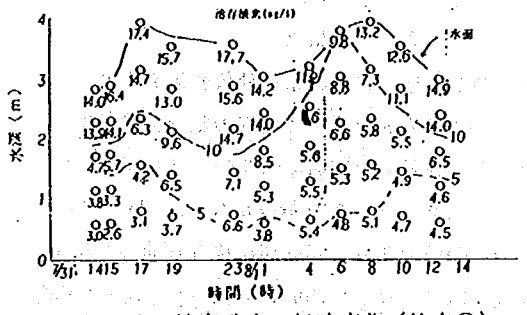


図－１２　溶存酸素の経時変化（地点①）

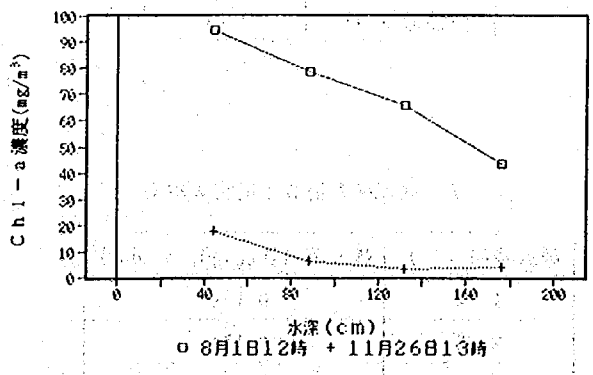
質変化をＣｈｌ－ａについては図－１５、溶存酸素飽和度については図－１６に示す。これらより、１１月においてはＣｈｌ－ａ濃度が８月の約１／９に減少することがわかった。栄養塩である窒素、リンが十分であり、流況にも大きな変化がなかったことを考慮すると、水温や日射等の気象条件が変わったために藻類は減少したと考えられる。また、１１月にはＤＯが上下層間でほぼ均一になり、かつ底層付近においても十分にＤＯが存在した。これは、ＢＯＤや流況には８月と１１月においてほとんど変化がなかったので、８月と１１月とで水温に差があるとしても、藻類減少によって酸素生成量、酸素消費量が減少したことが最も大きな要因であると考えられる。



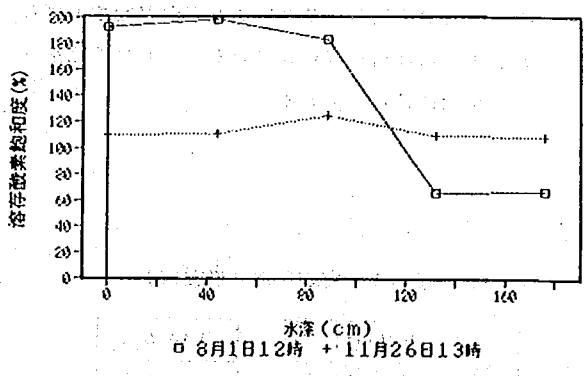
図－１３　溶存酸素の経時変化（地点②）



図－１４　溶存酸素の経時変化（地点③）



図－１５　水深別Ｃｈｌ－ａ濃度（地点②）



図－１６　水深別溶存酸素飽和度（地点②）

２．２　底泥調査

２．２．１　調査目的

調査対象河川の底泥の性状や、どの程度酸素を消費するのかということを把握することを目的として実施した。

— 293 —

２．２．２　調査方法

江戸川の行徳可動堰から下流に約1350mの地点において１２月１２日に底泥をエクマンバージ式採泥器を用いて採取し、土木研究所に持ち帰り恒温室で実験を行った。底泥の分析としては、含水率と強熱減量を下水試験方法に基づいて行った。酸素消費の実験は静置式と連続式の２種類を行った。静置式では試薬ビンに底泥を敷き、蒸留水でビンを満たした後、ＤＯ計を差し込んだシリコン栓で密封し、ＤＯ計でＤＯの経時変化を測定した。連続式では、栓に流入用と流出用のビニールホースを装着しポンプで一定量の水道水を送るようにした。また、過飽和の水道水を使用しないようにあらかじめ曝気等を行なった。測定方法は、流入水と流出水のＤＯを河川水質試験方法（案）に基づいて測定した。実験条件を表－４、５に示す。

２．２．３　調査結果

底泥の含水率、強熱減量の分析結果をを表－６に示す。この底泥を用いて底泥の酸素消費速度を測定した。連続式の実験結果を表－７に示す。底泥の酸素消費速度、Ｘは静置法(20℃)では0.110 (gO_2/m^2-day)であり（実験開始後５日間の平均値）、連続式(20℃)では、平均0.159 (gO_2/m^2-day)（実験開始後８日間の平均値）であった。ただ、平成３年度は、８月２１日～２４日、９月１９日～２２日及び１０月１２日～１５日にかけて、台風等により可動堰が開けられている。したがって、この際に流量が増加したことにより底泥が巻き上げられ、十分に堆積が行われていないうちに採泥を行った可能性は残っている。

表－４　実験条件（静置式）

水温(℃)	19.0
水量(cm^3)	5,765
底泥表面から測定位置までの距離(cm)	17.5
底泥表面積(cm^2)	340
泥厚(cm)	20

表－５　実験条件（連続式）

水温(℃)	19.7
槽内水量(cm^3)	5,820
滞留時間(days)	1.80
底泥表面積(cm^2)	340
泥厚(cm)	20

表－６　底泥の分析結果

含水率(%)	38.3
強熱減量(%)	1.81

表－７　底泥酸素消費速度実験結果

経過時間（日）	酸素消費速度(gO_2/m^2-day)
1～2	0.121
2～3	0.114
3～4	0.205
4～5	0.184
5～6	0.173
6～7	0.170
7～8	0.145
平均値	0.159

3．各因子のＤＯに対する影響の考察

夏期において下層部におけるＤＯの低下が見られたが、これに影響を与える因子として、ＢＯＤの分解による消費、底泥による消費及び藻類の呼吸をとりあげ、どの因子が最もＤＯの減少に寄与しているのかを２０℃を基準に算定した。

ＢＯＤの分解による単位時間当たりの酸素消費量は、最終ＢＯＤに脱酸素係数を乗じたものとして与えられる。最終ＢＯＤ、脱酸素係数は２．１．３で求めた数値を使用した。

ＢＯＤによる酸素消費：K1×L0=0.13×6.8=0.884(g-O_2/m^3-day)

底泥による単位時間当たりの酸素消費量（水深方向の平均）は、底泥の酸素消費速度を考慮すべき水深で除せば求められる。ここでは、酸素消費速度は、２．２．３の連続式の結果の平均値を用い、水深として地点②の平均水深を使用した。

底泥による酸素消費　：X(連続式)÷h(水深)=0.159÷2.7

=0.059(g-O_2/m^3-day)

藻類の呼吸量はクロロフィル1mg、１時間あたり1～2mgO_2とされている[2)]ので、１日あたりでは、24～48mgとなる。８月の調査では、地点②において８割水深でＣｈｌ－ａ濃度が約50(mg/m^3)で、１１月には約4(mg/m^3)であったので、クロロフィル1mg、１日当たりの酸素消費量を0.036gとして、呼吸による酸素消費量を計算すると次のようになる。

呼吸による酸素消費（　８月）：50×0.036=1.8(g-O_2/m^3-day)

（１１月）：4×0.036=0.144(g-O_2/m^3-day)

これらの３つの因子の比をとると次のようになる。

８月　藻類呼吸：ＢＯＤ：底泥=1.8:0.884:0.059

=30.5:15.0:1

１１月　藻類呼吸：ＢＯＤ：底泥=0.144:0.884:0.059

=2.4:15.0:1

水温等の影響を無視できるとすると、８月においては藻類が増殖し呼吸による酸素消費が卓越するが、１１月になると藻類が減少しＢＯＤによる酸素消費が卓越する。底泥の酸素消費は、上下層間で混合が生じておりこの程度の水深があれば、他の因子に比べて十分小さいが、混合が十分生じていないと考慮すべき水深が小さくなり下層の酸素消費にとっては無視できなくなる可能性がある。実際、夏期においてＤＯの水深方向の分布が一様ではなかったことから、上下層間では混合はあまり行われていない。しかし、１１月には、底層付近でも十分にＤＯは存在したことから底層部において底泥の影響が大きくなったとはいえ他の要因に比べれば無視できる。また、ＤＯを増加させる要因の１つに光合成があるが、補償水深が約2mであるので下層部においては呼吸による酸素消費が光合成による酸素生成よりも大きい場合がほとんどである。したがって、８月に堰下流部の下層部でＤＯの減少が観察されたのは、藻類が気象条件によって増殖し呼吸による酸素消費が増大したこと並びに、上下層間で混合が十分に生じなかったためである。

4．まとめ

平成３年度は、江戸川の行徳可動堰の下流を対象に調査を実施し以下の知見を得た。

①江戸川では堰の建設により堰の下流側では自流がほとんどなくなっている。また、上下層間での混合はあまり行われておらず、夏期には底層付近のＤＯが表層付近に比してかなり小さくなっている。

②栄養塩である無機体の窒素、リンは十分に存在するため、藻類の増殖を左右するのは主として気象条件である。

②底泥の酸素消費は、藻類の呼吸やＢＯＤの分解による酸素消費に比してかなり小さい。

最後になりましたが、真夏の厳しい条件のなかで、調査に参加して頂いた皆様に感謝の意を表します。

参考文献

１）中村、長谷川、小森、「河川の総合負荷量調査実施マニュアル（案）」、土木研究所彙報、第53号、1989

２）下水道研究室、「非感潮河川の汚濁解析および汚濁予測」、土木研究所資料、第367号、1967

Ⅶ. 建設技術研究開発経費による研究

１．下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究

下水道研究室　室　長　宮原　茂
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．はじめに

平成元年度末現在の下水道人口普及率は42％で、全国で788箇所の処理場と17万kmの管渠を有している。将来の普及率100％時点を外挿すると、約2,000箇所の処理場と約40万kmの管渠を有することになる。コンクリート構造物を主体として下水道施設の耐用年数を50年と見積もると、平均して毎年40箇所の処理場と8千kmの管渠を更新していくことになる。平成元年度には2.45兆円が投資され、52箇所の処理場が通水し1万3千kmの管渠が建設されたことから、更新費用を新設費用と同等とみなして大まかな類推を行なうと、将来下水道施設の更新事業として平成元年度価値で毎年約1.6兆円が必要になると見積もられる。もし、耐用年数を2倍の100年にすることができれば年間更新事業費は半分の8千億円になることから、耐久性のある材料、工法の開発と合わせて、適切な維持管理、耐久性を付加する補修更新技術が重要な課題になるといえる。本研究はこのような背景の中で、適切な維持・更新を行うために必要な計測・診断技術の開発を行なうものである。

２．平成３年度の調査内容

下水道施設は他の公共土木施設と同様に、コンクリートの中性化、塩害、凍害、疲労、降水等による経年的な劣化を生じるが、それ以外にも下水自体に起因する化学的な腐食や生物反応を伴う硫化水素腐食のような生物化学的な劣化が生じ、下水道施設特有の劣化対策を講じる必要がある。このような劣化構造を分類すると以下のようになる。

(1)物理的劣化
- ①外部力（軟弱地盤、地下水位、交通荷重、地震力等）による劣化
- ②内部力（水理力、土砂による摩耗等）による劣化
- ③構造的脆弱部（継手部、取付管部、人孔接続部等）の劣化
- ④侵入根による劣化

(2)化学的劣化
- ①腐食性（酸・アルカリ）廃水による腐食
- ②遊離炭酸による侵食
- ③高濃度二酸化炭素（覆蓋化曝気槽、酸素活性汚泥法）による中性化の促進

(3)生物化学的劣化

①硫化水素腐食

このような下水道特有の劣化構造の中でも硫化水素によるコンクリート腐食は、管路施設と処理施設に共通して発生し、その劣化速度も大きいことから、適切な下水道施設の維持・更新を行なって行くには、硫化水素が発生しコンクリート構造物を腐食させている箇所を抽出し、構造物の残存耐用年数を評価するための腐食速度を推定する手法を開発する必要があると考えられる。

また、管路施設の劣化診断は、目視またはＴＶカメラによる管内視覚調査、水密性試験、送煙・音響・染料等による誤接続調査等により個々の管路要素毎に行われているのが一般的であるが、今後も増大する膨大な量の管路施設のすべての区間について有効な頻度でこのような直接的な劣化診断を行なうことは不可能と考えられる。このため、適切な大きさの排水区もしくはその一部の流末で流量観測を行い浸入水量を把握することにより物理的な損傷状態を間接的に診断し、効果的に直接劣化診断調査を実施することが現実的で有効な手法と考えられる。また、水量と同時に水質（たとえば電気電導度・濁度等）のモニタリングを行うことにより浸入水量算定の精度を上げることができ、DO・pH・ORP・硫化物濃度をモニターできれば硫化水素腐食の管理も可能となる。このように下水管渠は下水だけではなく情報も輸送するという特性を生かした劣化診断手法が有効と考えられる。

このような浸入水調査及び硫化水素腐食調査を効果的に行なうには、浸入水調査のための簡易な水量・水質計測機器の開発及び硫化水素によるコンクリート腐食深さの計測・診断が容易に行える機器の開発が必要と考えられる。

以上で述べた計測・診断技術に関するハード面とソフト面での開発をもとに「下水道施設の計測・診断技術マニュアル」を作成するために必要な基礎資料を収集することが本調査研究の目的であり、平成３年度は以下の調査をおこなった。

(1)下水道施設の維持・更新手法に関する文献調査

(2)下水道管路施設の劣化状況に関するアンケート調査

３．平成３年度の調査結果

３．１　下水道施設の維持・更新手法に関する文献調査

米国における管路施設のリハビリテーション・ハンドブック[1]は、分流式下水道の汚水管を対象としている。これは、連邦補助金を受けて処理施設を増設しようとするものは、管路施設で過剰な浸入水（Excessive I/I）がないことを示す必要があったからである。また、合流式下水道の割合が20～25％であり、合流式の場合は越流水対策と合わせて論議されることにもよる。ただし、1987年に清浄水法の改正により、1990年をもって下水処理施設に対する連邦政府の建設補助は廃止となり、連邦資金8対州資金2で構成されるリボルビング・ファンドが創設され[2]、処理場建設が州政府主導型となり上述の浸入水調査は州によっては義務づけられていない。浸入水調査は、排水区の全域もしくは一部に対してその末端での流量観測データをもとににして行われ、管路の劣化状況を間接的に面的な情報として得ることができる。この調査では、少数の観測点で全排水区の状況を把握し、問題のない排水区を詳細な管内調査の対象から除外するが、発生汚水量の推定、末端での観測流量、降水量および地下水位の観測データの精度が重要となる。詳細な管内調査により、個々の浸入箇所毎に浸入地下水量

（Infiltration）と浸入雨水量（Inflow）を推定し、費用効果分析によって補修更新の優先順位を決定する主要な情報を得ることができる。物理的な損傷（管の破損、クラック、継手不良等）に関しては、上述の浸入水調査により効果的に把握することができるが、硫化水素腐食の場合には浸入水量の増加した時点では管路の劣化が相当進んでいると考えられるので、浸入水調査と合わせて流下水素腐食調査を行なう必要がある。以下にこの二つの調査について詳述する。

(1)浸入水調査（I/I Analysis）

過剰浸入水（浸入地下水＋浸入雨水）は、管渠の補修費用と浸入水の輸送及び処理費用を比較し、費用効果分析によって補修することが経済的と認められる浸入水量と定義されている。大まかな判定基準では、浸入地下水量が地下水位の高い時期に33%（家庭汚水量300ｌ/人･日に対して150ｌ/人･日の浸入水量）を越えない場合、また雨天時流量（家庭汚水＋浸入地下水＋浸入雨水）が1,050ｌ/人･日（家庭汚水量の3.5倍）を越えない場合は詳細な浸入水調査の必要がないとされている。平成元年度の下水道統計（財政編）によると日本全国の平均で不明水量は約26%であり、平均的には米国の基準では詳細な浸入水調査の必要がないが、不明水量を処理汚水量と有収水量の差として算定しているので上水使用量と汚水発生量の歩留まりを考慮し、地域的な条件を勘案すると浸入水調査が有効な箇所もあるといえる。1972年の公法による規定から約20年の歴史を経た浸入水調査で、浸入地下水と浸入雨水の箇所を補修除去したにもかかわらず予期した効果が上がらない事例が報告されている[2]。一つは、補修に伴い地下水位が変動し透水性の良い埋め戻し土が水みちとなって、補修以前には見られなかった箇所で浸入水が生じる現象で、浸入水の移動（Migration）と呼ばれている。いま一つは、地表から浅い部分に埋設された管渠やマンホールの損傷箇所から浸透雨水が浸入する現象で、降雨起因浸入地下水（RII; Rainfall Induced Infiltration）と呼ばれ全浸入水量の60～90%を占める例が報告されている。また、このRIIは地下水位より上部で起きるので、未処理下水の地下浸透（Exfiltration）が生じ得る箇所でもある。Migrationに対しては、地形、土質を考慮し地下水位の観測を行なうことも必要である。RIIに対しては、個別のマンホール内または管内調査及び送煙調査等を基本として、人工降雨調査が必要な場合も考えられる。

(2)硫化水素腐食調査

1985年にＥＰＡより刊行された「下水道施設の臭気と腐食対策」[3]により、硫化水素に起因するコンクリート腐食についてその機構と制御方法について概ね明らかにされ、米国土木学会より発行されたマニュアル「自然流下式汚水管の設計と施工」[4]および「下水道施設における硫化物」[5]にその内容が盛り込まれたところであるが、最近になって腐食速度について大きな変化があることが報告された[6]。ＥＰＡのマニュアルのもとになったロサンゼルス郡衛生区において、1975年に腐食速度が0.01インチ/年と見積もられていた箇所において1983年から87年にかけて0.17インチ/年と17倍となることが観測された。この原因は、1975～77年に施行された工場廃水除害施設基準（海洋排水基準）と1983年にＥＰＡから出された業種別除害施設基準により、下水中の重金属とシアン濃度が減少し、硫酸還元細菌の活性阻害が解消されるとともに金属塩として固定されていた硫化物が解放されたためと言われている。このように下水性状の変化が腐食速度に影響を及ぼすので、腐食深さを供用年数で除して腐食速度を算定したり残存耐用年数を推定する場合に大きな過ちを犯すことになる。

３．２　下水道管路施設の劣化状況に関するアンケート調査

３．２．1　調査目的

終末処理場を有する全国の流域下水道及び公共下水道について、管路施設の劣化状況を把握するためにアンケート調査を行った。

３．２．２　アンケート対象の選定

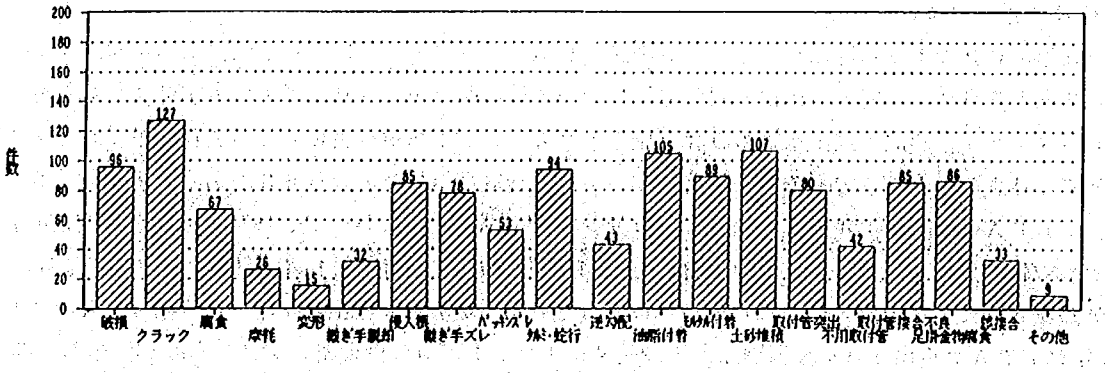
対象とした自治体は、昭和63年度以前に供用開始した処理場を有するもので、公共下水道については各都道府県から4市町村を限度として、全国から200箇所（流域下水道36箇所、公共下水道164箇所）を選定した。さらに、各自治体で主要な処理区を1箇所選択してもらい、その管路施設について回答してもらった。ただし、流域下水道の管路施設は遮集幹線のみを対象とした。

３．２．３　アンケートの実施

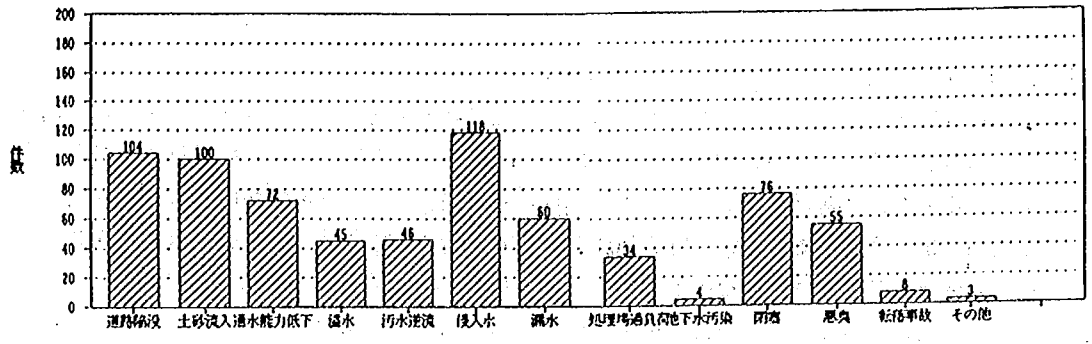
アンケート調査は、平成4年2月に実施し、有効回答数は189で、回収率は流域下水道が94％、公共下水道が93％であった。

３．２．４　アンケート調査結果

管路施設で劣化が生じていると回答したのが91％を占め、大半の自治体で何らかの破損・劣化が発生している。図－１は損傷の種類別に件数を累積したものであるが、破損・クラック、腐食、侵入根、タルミ・蛇行、油脂・モルタル付着、土砂堆積、取付管突出し・接合不良、足掛金物の腐食がその症状として回答したのが多かった。また、劣化・損傷に伴う異常事態が発生したと回答したのが85％で、図－２は項目別に分類したものである。道路陥没、土砂流入、侵入水が過半数の自治体で発生し、管の閉塞、通水能力の低下、漏水、悪臭、汚水の逆流、溢水、処理場の過負荷を挙げた自治体も多かった。これらの劣化箇所で腐食以外の症状が生じた箇所の付帯状況を示したのが図－３で、軟弱地盤、交通荷重大、他事業の影響、地下水位が高いという回答が多かった。また、腐食が発生した箇所の状況を示したのが図－４であるが、落差工、合流点、圧送管出口及びピルピット排水流入口のように水流が乱れ硫化水素が揮散しやすい状況、下水の滞留及び汚泥・土砂の堆積箇所のように嫌気性になり

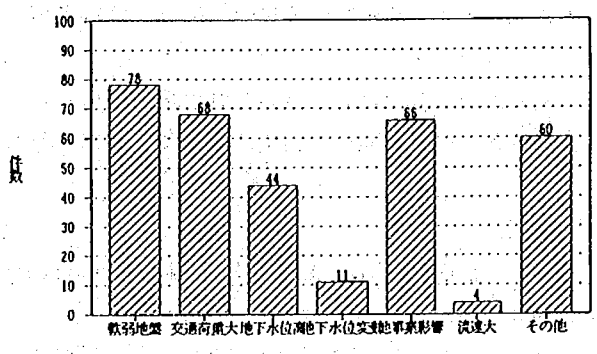


図－１　管路施設の劣化・損傷の種類

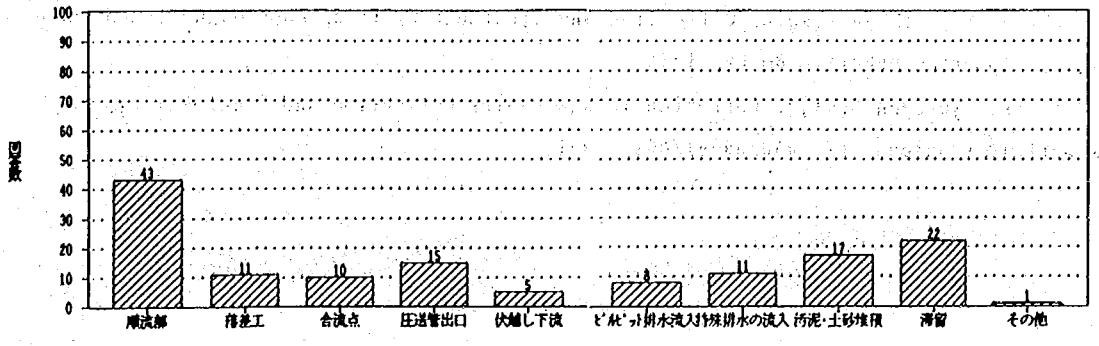


図－２　劣化・損傷により発生した異常事態

やすく硫酸塩還元細菌が生息しやすい状況ならびに特殊排水の流入といった状況以外にも下水が通常の状態で流れている順流部でも腐食が発生したという回答も多く、どのような状況であったのか今後詳しく調査する必要があると考えられる。



図－３　腐食以外の劣化・損傷箇所の付帯状況



図－４　腐食発生箇所の状況

4．おわりに

平成3年度の調査結果をまとめると以下のようになる。

(1)文献調査の結果、浸入水調査によって管路施設の補修計画をたてることは有効であるが、補修に伴う浸入水の移動（Migration）や降雨起因浸入地下水（RII）といった現象に留意する必要がある。

(2)また、硫化水素腐食調査では、工場排水規制に伴い管路施設の腐食速度が増大した例があり、下水の性状の変化が硫化水素の生成や腐食速度に大きな影響を及ぼすので、腐食深さを供用年数で除して腐食速度を算定したり残存耐用年数を推定する場合に過ちを犯すことがある。

(3)アンケート調査の結果、91%の自治体で、管路施設に何らかの劣化・損傷が発生し、その症状として破損・クラック、腐食、侵入根、タルミ・蛇行、油脂・モルタル付着、土砂堆積、取付管突出し・接合不良、足掛金物の腐食が多かった。

(4)また、劣化・損傷に伴う異常事態が発生したと回答したのが85%で、道路陥没、土砂流入、侵入水が過半数の自治体で発生していた。

(5)腐食以外の劣化発生箇所の付帯状況は、軟弱地盤、交通荷重大、他事業の影響、地下水位が高いという回答が多かった。

(6)腐食箇所の状況では、水流の乱れた箇所、嫌気性になりやすい箇所および特殊排水の流入箇所以外に順流部で腐食が発生した箇所も多く、今後詳細な調査が必要と考えられる。

＜参考文献＞

1)U.S.EPA: Handbook for Sewer System Infrastructure Analysis and Rehabilitation, EPA/625/6-91/030, 1991

2)建設経済研究所訳著：社会基盤の再建、開発問題研究所、1991

3)U.S.EPA: Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants, EPA 625/01-85/018, 1985

4)ASCE & WPCF: Gravity Sanitary Sewer Design and Construction, ASCE manuals and reports on engineering practice No.60, WPCF manual of practice No.FD-5, 1982

5)ASCE: Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems, ASCE manuals and reports on engineering practice No.69, 1989

6)U.S.EPA: Hydrogen Sulfide Corrosion in Wastewater Collection and Treatment Systems, Report to Congress, EPA 430/09-91/009, 1991

付　　録

付録1. 平成3年度 下水道関係刊行報告書一覧

真空式下水道システム 技術指針（案）

土木研究所資料 第3025号 1991年8月 下水道部下水道研究室

要 旨

本技術指針（案）は従来の研究の成果をふまえ，新しい下水収集システムとして期待される真空式下水道システムの技術的な考え方を取りまとめたものであり，今後日本における同方式の適用に際し，技術的な参考とするものである。

キーワード：真空式下水道システム，技術指針，小規模下水道

管内貯留に関する調査

土木研究所資料 第3060号 1992年3月 下水道部下水道研究室

要 旨

下水道における浸水対策，合流式下水道越流水対策の一つである管内貯留方式について，その形式と分類，貯留/排水方式の比較，貯留堰方式の検討，併用利用方式の検討，管内堆積物の洗浄実験等について述べられている。また，全国雨水貯留施設実態調査結果や計画外力の不確実性に関する検討，貯留による水質経時変化実験，貯留管方式と貯留池方式の比較等も合わせて述べられている。

キーワード：下水道，管内貯留，雨水貯留，浸水対策，合流式下水道越流水

小規模下水処理場における汚泥の処理処分に関する調査報告書

土木研究所資料　第3024号　1991年9月　下水道部汚泥研究室

要　旨

現在，我が国の下水道事業は，大・中都市から小都市や小集落へと移行し，拡充してきている段階にあり，これから新規に建設される下水処理場の多くは小規模下水処理場となり，建設数も相当の数にのぼることが予想されている。

本報告書は，小規模下水処理場における汚泥の処理や有効利用，処分の円滑化に寄与するために，維持管理課の効率化を前提とした計画上の留意点や処理プロセスの選定，個々のユニットプロセスの特徴等について調査，検討したものである。

キーワード：汚泥処理，小規模下水処理場，汚泥貯留，好気性消化，嫌気性消化

二酸化炭素還元型メタン発酵機構の解明に関する共同研究報告書（二酸化炭素還元型リアクターの開発）

共同研究報告書　第64号　1991年9月　土木研究所　汚泥研究室
株式会社　タクマ

要　旨

下水道が整備・拡充されて行くなかで，下水処理場におけるエネルギー収支の改善が強く望まれてきている。下水汚泥の嫌気性消化法は，これに寄与するエネルギーの生産手段として重要視される。

本報告書は，下水汚泥の嫌気消化法においてメタンガスの生産量を増加させる二酸化炭素還元型リアクターの開発を行ったものである。

キーワード：下水汚泥，嫌気性消化，メタン発酵，膜，二酸化炭素

付録2. 平成4年度　下水道関係調査研究課題表

担当研究室	課　　題
下水道	1. 下水中での硫化水素の生成に関する研究 2. 下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究 3. 合流式下水道雨水貯留施設の効率的利用に関する調査 4. 新しい下水輸送システムの開発に関する調査 5. 下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 6. 新しい役割に対応した計画手法に関する調査
三次処理	1. 膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究 2. りんの超高度除去に関する研究 3. し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査 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. 下水処理プロセスの固液分離機能の改善に関する調査 6. 小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査
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. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 5. 焼却灰及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査 6. 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 7. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査
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. 河川における藻類増殖機構に関する調査
施工	1. 下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査
土質	1. 下水道管渠の作用土圧に関する調査
振動	1. 下水道施設に対する地盤液状化の影響及び対策に関する調査
総合治水	1. 都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査
緑化	1. 下水汚泥の施用方法に関する調査
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

平成３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3146号
平成４年９月（1992）
下　水　道　部

要旨

本報告書集は，平成３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32編265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

41円切手をはって下さい。

3 0 5 -□□

茨城県つくば市大字旭一番地
建設省土木研究所
下水道部 御中

No.

配布先氏名

配布先住所

No.

土木研究所資料第3146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　＊＊