ＩＳＳＮ　　0386－5878
土木研究所資料　第3606号

土　木　研　究　所　資　料

平成９年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成10年10月

建設省土木研究所

Copyright © (1998) 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3606号　1998年10月

平成９年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部　下水道研究室　三次処理研究室
汚泥研究室　水質研究室
環境部　緑化生態研究室
河川部　都市河川研究室
材料施工部　土質研究室　化学研究室
建設マネジメント技術研究センター　建設システム課
耐震技術研究センター　動土質研究室

要旨

本報告書集は、平成９年度に土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてまとめたものである。報告は、全35編297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９年度に建設省土木研究所が実施した下水道関係の調査，研究の成果をとりまとめたものである。

土木研究所における下水道関係の調査研究は，試験研究費，下水道事業調査費，河川事業調査費，建設技術研究開発経費，測量及び試験費，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９年度における新規課題は，①下水管の堆積物の特性に関する研究，②病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究（以上，試験研究費），③有機物資材の融合化と利用に関する調査，④下水道施設の液状化対策に関する調査（以上，下水度事業調査費）⑤水質事故対策技術に関する調査（河川事業調査費）であり，いずれも当面する重要な課題である。

一方，平成９年度に終了した課題には，①塩素消毒技術の高度化に関する研究（試験研究費），②窒素の超高度除去に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査，④小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査，⑤管渠の整備効果に関する調査，⑥塩素消毒技術の高度化に関する研究，⑦再生水の消毒に関する調査，⑧再生水供給施設における水質管理手法に関する調査，⑨移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査，⑩下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査，⑪下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査，⑫超過降雨を考慮した都市雨水排除システム等の計画に関する調査，⑬小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査，（以上，下水道事業調査費），⑭原虫による水質汚染実態調査（測量及び試験費），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汚水管の機能改善に関する調査（下水道事業調査費），②下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査，（下水道事業調査費），③汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査（下水道事業調査費），④水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究（試験研究費）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水系リスクマネジメントへの下水道の対応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９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10年10月

下水道部長　佐　藤　和　明

目　次

頁

序文

概要約集……1

Ⅰ　試験研究費による研究

1. 下水管の堆積物の特性に関する研究……(下水道研究室)…… 37
2. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究……(下水道・三次処理研究室)…… 43
3. 塩素消毒技術の高度化に関する研究……(三次処理研究室)…… 55
4. 下水処理水の安全性向上に関する研究……(三次処理研究室)…… 67
5. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究……(汚泥研究室)…… 73
6. 水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究……(水質研究室)…… 81

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 窒素の超高度除去に関する研究……(三次処理研究室)…… 89
2. 下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究……(水質研究室)……105

Ⅲ　地球環境研究総合推進費による研究

1. 温室効果ガス放出抑制のための
下水処理システム対策技術……(新下水処理研究官・汚泥・三次処理研究室)……119

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査……(下水道研究室)……135
2. 小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査……(下水道研究室・建設システム課)……141
3. 管渠の整備効果に関する調査……(下水道研究室)……147
4. 汚水管の機能改善に関する調査……(下水道研究室)……155
5. 再生水の消毒に関する調査……(三次処理研究室)……161
6. 再生水供給施設における水質管理手法に関する調査……(三次処理研究室)……171
7. 移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査……(三次処理研究室)……177
8. 下水処理・資源回収のための
最適システムの開発に関する調査……(三次処理研究室)……183
9. 下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査……(汚泥研究室)……197
10. 汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査……(汚泥研究室)……203
11. 中小都市における広域的な
汚泥処理システムの開発に関する調査……(汚泥研究室)……209
12. 有機質資材の融合化と利用に関する調査……(汚泥研究室)……217

13. バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査……(水 質 研 究 室)……223
14. 下水道での有害化学物質の管理に関する調査……(水 質 研 究 室)……229
15. 生態系からみた下水処理水の評価法に関する調査……(水 質 研 究 室)……235
16. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査……(水 質 研 究 室)……245

V 下水道事業調査費による他部の研究
1. 下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査……(緑化生態研究室)……251
2. 下水道管渠の変形防止に関する調査……(土 質 研 究 室)……257
3. 下水道施設コンクリート防食材の
耐久性向上技術に関する調査……(化 学 研 究 室)……263
4. 下水道施設の液状化対策に関する調査……(動土質研究室)……265

VI 河川事業調査費による研究
1. 水質事故対策技術に関する調査……(水 質 研 究 室)……271

VII 建設技術研究開発経費による研究
1. 河川水質と水生生物相との関係の把握……(水 質 研 究 室)……278
2. 下水道工種の体系化に関する調査……(建設システム課)……283

VIII 測量及び試験費による研究
1. 原虫による水質汚染実態調査……(三次処理研究室)……289
2. 毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査……(水 質 研 究 室)……291
3. 利根川水系水質実態調査……(水 質 研 究 室)……293

付録
付録1. 平成9年度 下水道関係刊行報告書一覧……295
付録2. 平成10年度 下水道関係調査研究課題表……297

概　要　約　集

下水管の堆積物の特性に関する研究		本文37ページ	平成９年度
全体計画	行政部費　平成９～11年度	下水道研究室	

（目的）

下水管渠内の堆積物は、流下阻害や悪臭発生、腐食性物質による管渠損傷等、維持管理上の様々な問題を引き起こすと考えられる。よって、より効率的な維持管理のため、堆積を生じさせない設計法および堆積物発見･除去手法の確立が必要である。ここでは、堆積物を考慮した管きょ設計法および堆積物防止対策技術の確立を目指して、我が国における下水管渠内の堆積物の性状や堆積場所といった基本特性を明確にし、さらに水理実験や各種試験により、堆積原因や堆積物が及ぼす影響について検討を行うものである。

（結果）

初年度となる平成９年度は、我が国の堆積物の実態を把握するため、約100自治体を対象としたアンケート調査を行った。アンケート対象としたのは、政令都市と分流式を採用する維持管理年数の長い自治体、既存統計資料の解析により堆積物が多いと判断される自治体であり、有効回答数86を得た。アンケートの結果、堆積物の特徴として、以下に示す３項目が挙げられた。

（１）堆積物除去（清掃）基準

堆積物を除去する際の判断基準に清掃基準がある。自治体で採用している清掃基準としては、堆積率（管きょ断面積に対する堆積物断面積の割合）が総自治体数の３割以上を占め、続いて苦情、経験、周期が多かった（図－１参照）。

（２）堆積箇所

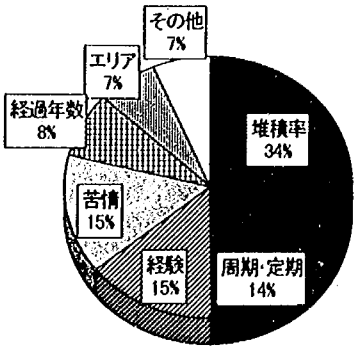
堆積物が多く存在する箇所は、たわみや伏越であった。また全体的な堆積箇所の傾向を見ると、伏越や人孔内、勾配変化点といった設計上問題のない箇所で堆積が多く発生していることが分かった。

（３）堆積物の種類

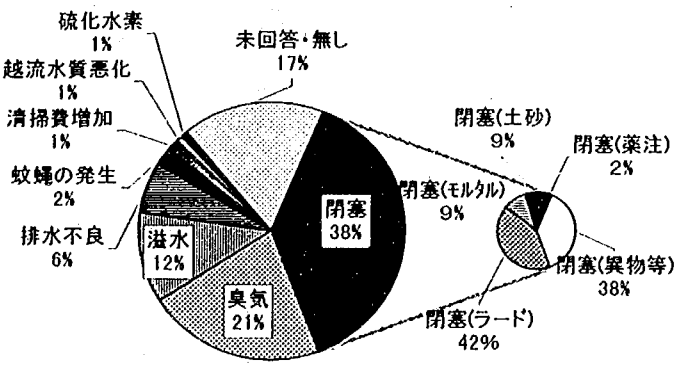
堆積物の種類としては、土砂や油が突出して多かった。また、全体的な堆積物の種類の傾向としては、通常下水に含まれているものが多く堆積していることが分かった。

（４）堆積による問題点

堆積物に起因する問題点としては、閉塞と臭気が多く回答された（図－２参照）。



図－１　清掃基準



図－２　堆積物に起因する問題点

研究担当者：笹部　薫、深谷　渉

キーワード	下水管、堆積物、流下障害

熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究		本文43ページ	平成９年度
全体計画	試験研究費　平成８～12年度	下水道研究室・三次処理研究室	

（目的）

政府開発援助（ＯＤＡ）において、環境分野の重要性が増大しており、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国の下水道施設の計画・建設に関する援助への期待が高まっている。わが国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、これをそのままこれらの開発途上国に適用することは、自然条件、社会条件、費用、要求水準等からみて、必ずしも最適はならない場合が多い。このため、熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国の状況に適した下水道技術の確立を目的として研究をおこなうものである。

（結果）

(1)　下水道データベースの作成

下水道関係の調査、計画、設計、運転管理の支援を目的としたデータベースを作成した。資料としてJICA 開発調査報告書等を用い、これを国名、対象範囲、項目、資料の４つの分類基準により分類した。作成されたデータベースは 55ヶ国、138 地域に及んだ。処理方式は 31ヶ国 274 処理場のものが判明し、安定化池法が地域を問わず広く用いられており、次いで活性汚泥法、散水ろ床法、ＯＤ法、エアレーティッドラグーン法であることが分かった。建設費については、一人当たりＧＮＰと一人当たり給水管布設費または取付管布設費との関係はいずれの場合も分散しており相関が薄い。下水道の取付管布設費は一般に水道の給水管布設費よりも 30～60 %高く（中南米を除く）、西太平洋地域は 2.7 倍となっている。下水道料金は水道料金を基礎に設定されている場合が多かった。その水道料金と一人当たりＧＮＰの関係は、東アジアではわずかに相関がみられたが、南西アジアでは相関はみられなかった。今後はデータベースの情報に基づいて地域特性に適した汚水収集・雨水排除方式等を検討していきたい。

(2)　下水処理法の検討

沖縄県具志川浄化センター内に設置されたラグーン実験施設を用いて、沖縄県との共同研究により 10 月から通性池システムおよび曝気式ラグーンシステムについての実験を開始し、通性池における処理効率改善手法、曝気式ラグーンにおける適正な MLSS 濃度について検討した。また、昨年度に引き続き湖北総合実験施設においても通性池についての実験を行った。

実験から得られた知見は次の通りである。

① 通性池における処理効率改善手法については、池内に阻流板を設置し上下３回の流れとすることにより、下向流のセルにおいて好気部分を拡大することができた。阻流板の設置は、上向流のセルの水面積は小さくし、その分、下向流のセルの水面積を大きくした方が効果的だと考えられた。今後さらに、阻流板設置の適切化を図ることにより、処理性向上について検討する必要がある。

また、BOD 面積負荷 19g/m2/d では過負荷となり処理は沈殿池程度の除去にとどまり、処理水の水質（平均値）は溶解性 BOD47mg/L、大腸菌群数 6,900 個/mL、NH4-N14mg/L となった。

② 曝気式ラグーンにおける適正な MLSS 濃度については、滞留時間５日程度の流入条件において、良好な処理水を得るための下限値は 300mg/L 程度であった。

今後さらに処理条件の適切化について検討するとともに、より広範な条件でデータを取得する必要がある。

研究担当者：笹部薫、山下洋正、鈴木　穣、小越真佐司、与儀和史

キーワード	ODA、熱帯・亜熱帯、下水道、計画、データベース、処理方式、原単位、ラグーン

塩素消毒技術の高度化に関する研究		本文55ページ	平成９年度
全体計画	試験研究費　平成６～９年度	三次処理研究室	

（目的）

塩素消毒は、放流水の衛生学的安全性を保つため、日本のほとんどすべての処理場で行われている消毒法である。しかしながら、近年、水道水中の微量汚染物質に関心が持たれ、また、自然界の生物保護の動きが高まる中、放流水の水質についても今後要求が厳しくなることが考えられる。本研究では、生物処理レベルと消毒効果の関係、および、消毒方法が消毒副生成物の生成および水生生物に与える影響を明らかにすることにより、塩素消毒技術を高度化することを目的とする。

（結果）

本年度は、塩素消毒水の急性毒性について評価を行うとともに、消毒水が放流先生物相に与える影響、および、塩素と処理水の混合程度と消毒効果の関係について検討した。

①急性毒性評価：　生物処理後の塩素消毒水について発光細菌を用いた簡易な急性毒性評価試験を行い、残留塩素濃度、脱塩素操作が急性毒性に及ぼす影響について以下の結果を得た。

・塩素無添加の生物処理水には、急性毒性は認められなかった。

・急性毒性（TU(=100/EC_{50})，ただし EC_{50}: 50%発光阻害濃度(mg/L)）の大きさには、全残留塩素濃度と正の相関が見られた（図－１）。

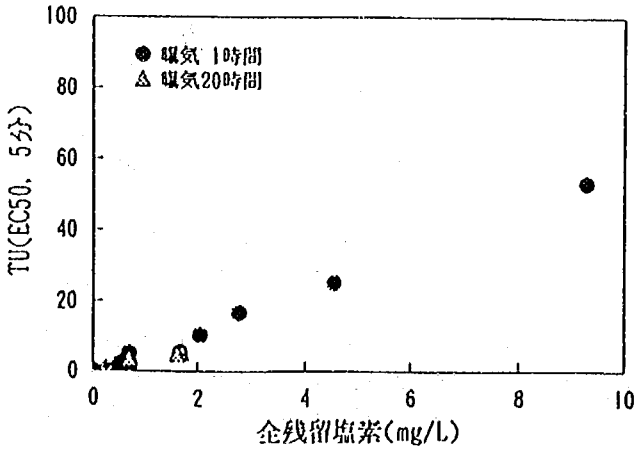
・最高 100 μg/L のﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝが測定された塩素消毒水も、脱塩素後は急性毒性を示さなかった。このため、このような濃度レベルの消毒副生成物は急性毒性がないことがわかった。

②放流先生物相に与える影響：　塩素消毒処理水とその脱塩素処理水を、直列配置のセラミックボール充填槽に供給し、槽内に形成される生物相について調査した。昨年度の原水（窒素・りん除去活性汚泥法＋砂ろ過の高度処理水）では生物出現数が少なかったため、本年度は、処理時間８時間の固定化担体添加窒素・りん除去法の処理水を使用した。

塩素無添加の対象系においては、ワムシ類が動物プランクトンの優占種であったのに対し、塩素添加系（脱塩素系も含む）では、線虫類の出現数が多かった。また、塩素添加系（脱塩素系も含む）においては、原生動物のうち肉質鞭毛虫類の出現数が多いのが特徴であった。

③混合程度と消毒効果：　ジャーテスターおよび上下迂回流方式の塩素混和実験槽を用いて、塩素添加後の撹拌強度が消毒効果に与える影響を調べた。

その結果、撹拌強度が強いほど消毒が効果的に行われること、および、その時間は塩素添加後の混和初期の段階に短時間で良いことが明らかになった。また、上下迂回流の回数と塩素消毒効果の関係についても把握した。



図－１　残留塩素濃度と急性毒性の関係

研究担当者：　鈴木　穣，　吉沢　正宏，　安井　孝行

キーワード	塩素消毒、高度化、消毒副生成物、水生生物

下水処理水の安全性向上に関する研究		本文67ページ	平成９年度
全体計画	試験研究費　平成８～11年度	三次処理研究室	

（目的）

下水処理水の衛生学的安全性を確保するために塩素消毒を強化すると、トリハロメタン等の微量有害物質の生成が促進される。このため、環境水の安全性を確保するには、有害物質の生成を抑制することができ、かつ消毒効果の高い紫外線、オゾンなどの代替消毒方法の検討が必要である。本研究では、代替消毒方法の紫外線やオゾンなどの消毒効果を判定し、実用化に向けた検討を行うとともに、副生成物の観点から安全性について検討を加え、下水処理水の安全性を向上させることを目的とする。

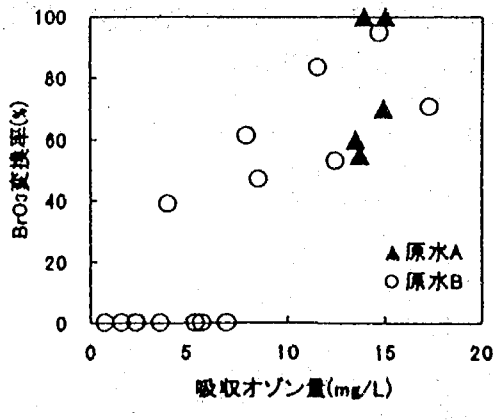
（結果）

９年度は下水処理水のオゾン処理実験を行い、これら消毒副生成物の生成量の把握を行った。実験結果を以下に示す。

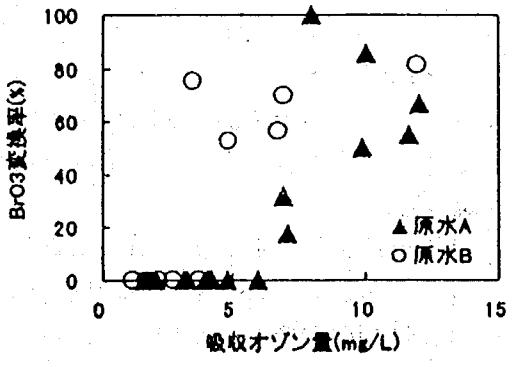
①臭化物イオンは吸収オゾン量が一定量以下では酸化されないが、それ以上では酸化され、臭素酸イオンが生成することが明らかとなった(図－１,２)。今回の実験において生成された臭素酸イオンの最大濃度は 0.2mg/L であり、世界保健機構が定めた飲料水基準の 0.025mg/L を上回る値であった。ただし、この濃度は人のだ液中に含まれる SH 化合物で分解できる濃度であった。

②アルデヒド類の生成量はオゾン注入量が増えるとともに増加するが、残留オゾン濃度が一定値を越えるとアルデヒド類の生成とさらなる酸化とが平衡に達し、それ以上では減少する傾向を示した。今回の実験でのホルムアルデヒドの生成量は、水道法の指針値である 0.08mg/L 以下であった。

③大腸菌群数を消毒指標とした今回のオゾン処理実験では、3 $\log_{10}$程度の不活化率を達成させるためのオゾン注入量は、原水Ａの場合に約 4.7mg/L、原水Ｂの場合に約 6.5mg/L であった。



図－１　吸収ｵｿﾞﾝ量に対する臭化物ｲｵﾝから臭素酸ｲｵﾝへの変換率(ﾊﾞｯﾁ)



図－２　吸収ｵｿﾞﾝ量に対する臭化物ｲｵﾝから臭素酸ｲｵﾝへの変換率(連続)

研究担当者：鈴木　穣、諏訪　守、安井　孝行

キーワード	消毒、オゾン消毒、副生成物、

病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究		本文73ページ	平成９年度
全体計画	試験研究費費　平成９～１２年度	汚泥研究室	

（目的）

クリプトスポリジウム原虫による集団下痢の発生が大きな社会問題となっている。こうした病原性微生物は、下水道施設に流入してくることが懸念されるが、下水処理過程での病原性微生物の挙動は十分に解明されていないため、その挙動の解明、制御と対策に関する研究を行う必要がある。本年度は、下水汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストの検出方法を密度勾配遠心法、免疫磁気ビーズ法、ふるい分離法から検討した。

（結果）

（１）密度勾配遠心法

初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥を用いてオーシストの添加回収実験を行った。初沈汚泥は、汚泥とオーシストの分離は比較的良好であった。しかし、余剰汚泥や消化汚泥は、汚泥とオーシスト分離は不良であった。そのため、オーシストは回収できなかった。初沈汚泥は、汚泥とオーシストとの比重差が明確であるのに対し、余剰汚泥や消化汚泥は、オーシストと汚泥の比重が似通っているためである。また、最初に採取する汚泥濃度は、低いほど高い回収率が得られることがわかった。

表－１　密度勾配遠心法による添加回収実験の結果（初沈汚泥）

汚泥濃度（g/L）	0.29	0.58	1.17	2.34	4.69	9.38	18.76
平均回収率(%)	51.2	50.3	40.7	44.6	45.2	31.1	16.8

（２）免疫磁気ビーズ法

初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥を混合した汚泥を実験に供した。本方法の回収率は、汚泥の濃度が増加するに従って、顕著な低下を示した。汚泥濃度 500mg/L 以下にすることにより、40%以上の回収率が得られることがわかった。しかし、汚泥処理施設中の高濃度汚泥には適用不可能であった。

表－２　免疫磁気ビーズ法による添加回収実験の結果

汚泥濃度（g/L）	0	0.186	0.529	1.26	2.64	4.85
平均回収率（%）	58.4	45.3	39.1	26.3	18.3	8.8

（３）ふるい分離法

初沈汚泥(濃度 2.3%)、余剰汚泥(濃度 1.5%)、消化汚泥(濃度 1.8%)を用いてオーシストの添加回収実験を行った。本方法は、いずれの汚泥においても回収率は 29%以上あった。本方法は、汚泥処理施設中の高濃度汚泥からオーシストを検出できる可能性があった。

表－３　ふるい分離法による添加回収実験の結果

汚泥の種類	初沈汚泥(22.75g/L)	余剰汚泥(14.52g/L)	消化汚泥(17.96g/L)
平均回収率（%）	29.4	39.8	36.1

研究担当者：尾崎正明、落　修一、北村友一

キーワード	病原性微生物、クリプトスポリジウム、下水汚泥

水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究		本文81ページ	平成9年度
全体計画	試験研究費　平成7～10年度	水質研究室	

（目的）

「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する基本方針」が求めているような、トリハロメタン生成能(THMFP)濃度での指定水域の水質予測を行うためには、単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず、流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要があるが現在十分にはわかっていない。このため、モデル化を行うために、THM や TOX などの消毒副生成物の原因となる生成能の、水域での消長の把握を行っている。

（結果）

平成９年度は土壌由来、生活排水由来、藻類由来の THMFP、TOXFP の生物分解実験を、緩速撹拌、暗所、２０℃の条件下で行った。

１）土壌由来の THMFP、TOXFP の生物分解実験

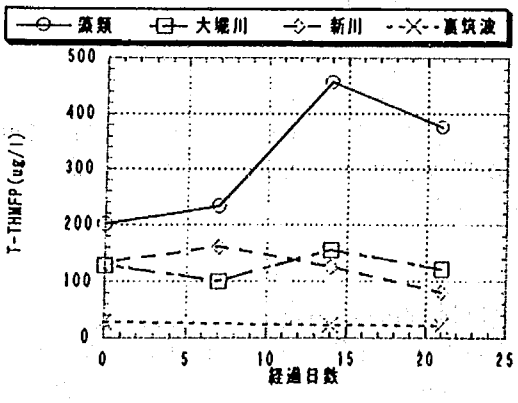
流域の土地利用形態が主に山林である山口川の試料（裏筑波）を用いた。THMFP、TOXFP 及び単位 TOC 当たりの THMFP、TOXFP は経時的に変化しなかった。

２）生活排水由来

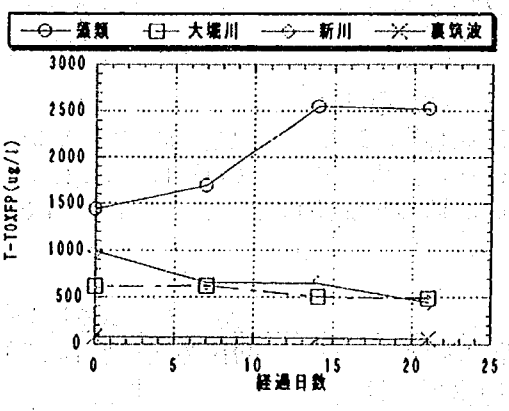
手賀沼流入河川の大堀川及び霞ヶ浦流入河川の新川に設置されている河川直接浄化施設の直上流での試料を用いた。THMFP、TOXFP は、大堀川の試料はほぼ一定、新川の試料は緩やかに減少した。単位 TOC 当たりの THMFP は、両試料とも、いったん増加した後減少したが、減少に転じる時期は新川の試料よりも大堀川の試料の方が遅かった。これは、BOD と CODcr の関係より、分解実験開始時に新川の試料は大堀川の試料よりも生物分解を受けていたためと考えられる。また、単位 TOC 当たりの TOXFP は、大堀川の試料はいったん増加した後減少したが、新川の試料は初期より減少していた。

３）藻類由来

藻類由来の試料としては、純水に霞ヶ浦から採取した藻類、観葉植物用肥料を加えて、約１２時間の明暗サイクルで約１ヶ月培養したものを試料とした。THMFP については、増加した後、減少した。TOXFP については、増加した後、ほぼ一定であった。単位 TOC 当たりの THMFP、TOXFP は増加した後、ほぼ一定であった。なお、この増加率は大堀川、新川の試料と比較して大きかった。



図－１　THMFP の経時変化



図－２　TOXFP の経時変化

研究担当者：田中 宏明，横田 敏宏

キーワード	THMFP、TOXFP、水道水源、土壌、生活排水、藻類

窒素の超高度除去に関する研究		本文89ページ	平成９年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成７～９年度	三次処理研究室	

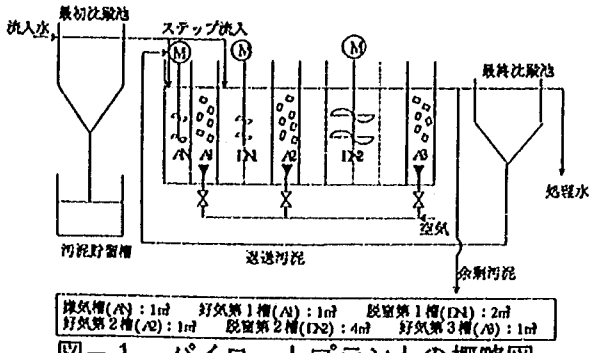
（目的）

本研究は、富栄養化防止という観点から、現状の生物学的窒素除去法の処理の安定化、及び現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としている。本研究の具体的な処理水質目標は、T-N＜0.2mg/L である。

（結果）

(1)ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法を用いた処理

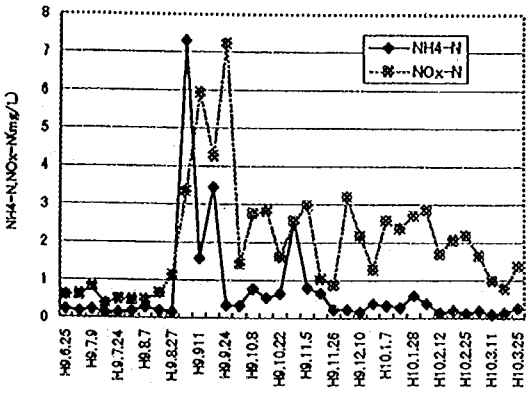
ステップ流入法、嫌気－好気法と硝化－内生脱窒法等を組み合わせた処理法(ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法、図－１参照)を用いたパイロットプラントによる処理実験において、窒素除去率平均値は 89.3%、処理水窒素濃度平均値は 2.8mg/L であり、良好な処理を維持していた。また、反応槽内 MLSS 濃度低下のために処理が悪化した９月のデータを除いて、処理水質はほとんどの時期で NH_4-N＜1mg/L および NOx-N ＜3mg/L を保っていた(図－２)。なお、窒素除去成績は水温の影響を大きく受け、冬期に脱窒速度低下により脱窒槽の NOx-N 濃度が高くなった。



図－１　パイロットプラントの概略図

(2) NOx-N 自動モニターの NOx-N 低濃度域での適用性

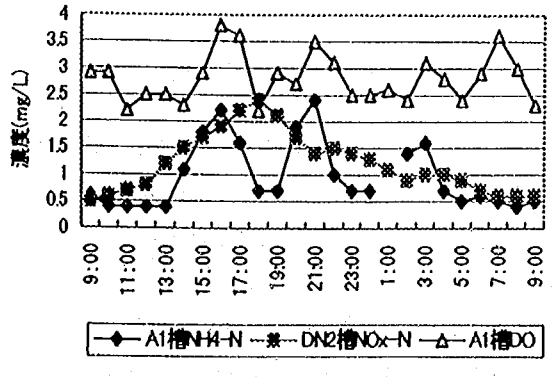
NOx-N＜1mg/L の範囲で、紫外線吸光光度法による NOx-N 自動モニターと比色分析計の NOx-N 測定値の相関を調べたところ、NOx-N 自動モニターは、NOx-N ＜1mg/L の試料についても適用可能であることがわかった。



図－２　パイロットプラント処理水の NH_4-N、NOx-N および PO_4-P 濃度

(3)窒素自動モニターの測定値を用いた曝気風量制御

図－３に曝気風量制御時の処理状況の日間変動を示す。A1 槽の曝気風量制御により A1 槽 NH_4-N 濃度のコントロールを試みたが、NH_4-N モニターの測定タイムラグのため、NH_4-N 濃度が大きく上下した。DN2 槽の NOx-N 濃度も曝気風量制御によりコントロールを試みたが、リアルタイムで NOx-N 濃度は影響を受けなかった。NH_4-N・NOx-N 自動モニターの測定値等を用いた曝気風量制御においては、NH_4-N 自動モニターのリアルタイムでの測定、長期間での積算的な曝気風量制御、内生脱窒槽へのメタノール添加等が今後の検討課題として挙げられた。



図－３　窒素モニターを用いた制御による処理の日間変動

(4)吸着剤を用いた窒素の超高度除去

吸着剤を用いた実験において、下水処理水中の溶解性有機態窒素は、活性炭等により 50%程度は常に除去可能であったが、陰イオン交換樹脂吸着による NOx-N 除去については、コスト面から実用化が難しいと考えられた。

(5)下水処理水中の有機態窒素の長期的な分解性

(1)のパイロットプラントの処理水中の有機態窒素の分解性について長期間にわたる検討を行ったが、分解性は乏しいと考えられた。

研究担当者：鈴木穣、重村浩之

キーワード	硝化、内生脱窒、微生物固定化担体、曝気風量制御、吸着剤、有機態窒素

下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究		本文105ページ	平成９年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成８～１１年度	水質研究室	

（目的）

現在、１１種類の揮発性有機物（ＶＯＣ）の下水道への排出が規制されている。しかしながら、排水中のＶＯＣが基準値以下の場合、また、家庭等、規制対象外の施設からの流入の可能性も否定することができない。そのため、下水道での対応策について検討が必要である。現在のところ、これらのＶＯＣの下水処理施設での除去状況、気相や汚泥への移行に関する知見が不十分であるため、下水道における動態の解明ならびにそれに基づく対応策が望まれている。

本研究の目的は、都市で主に採用されている下水処理法である活性汚泥法でのＶＯＣの挙動を明らかにし、処理への残留率と気相・汚泥への移行状況を把握するものである。

（結果）

平成９年度は、下水エアレーション大気中のＶＯＣ分析方法の検討、ＶＯＣの挙動調査、ＶＯＣ連続モニタリングについて実施した。

１．下水エアレーション大気中のＶＯＣ分析方法の検討

バッグ捕集法、キャニスター法、固体捕集－溶媒抽出法について下水エアレーション大気への適応性を検討した結果、バッグ捕集法と固体捕集－溶媒抽出法が高濃度試料、低濃度試料のいずれについても比較的良好な結果が得られた。

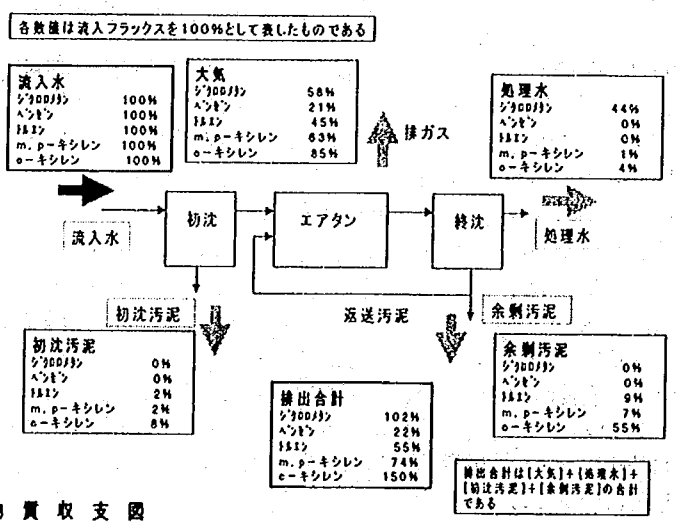
２．ＶＯＣの挙動調査

活性汚泥処理実験装置を用い活性汚泥処理プロセスにおけるジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，ｐ－キシレン、ｏ－キシレンの物質収支（下図）を求めた。ジクロロメタンが処理水中に４４％残留し、ｏ－キシレンが余剰汚泥中に検出された他はほとんどがエアレーションにより大気中へ揮散していた。また、ベンゼン、トルエン、m，ｐ－キシレンは排出合計が１００％を大きく下回っており、生物分解を受けていることが示唆された。

３．ＶＯＣ連続モニタリング

ＧＣを用い下水中のＶＯＣを連続モニタリングした。モニタリング期間は約３週間と短い時間ではあったが、下水中のＶＯＣ連続モニタリングの可能性があることが分かった。また、ＧＣ／ＭＳの定量結果と比較した結果、比較的良い相関が得られた。

研究担当者：田中宏明、小森行也
南山瑞彦、豊田忠宏
石井信之



物質収支図

キーワード	下水処理施設、ＶＯＣ、挙動 、モニタリング

温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術		本文119ページ	平成９年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　平成７～11年度	新下水処理研究官 三次処理研究室・汚泥研究室	

（目的）

本研究は、下水処理システムからのメタン、亜酸化窒素の排出を抑制する対策技術の確立を目的として実施するものであり、水処理プロセスおよび汚泥焼却炉からのメタン、亜酸化窒素の排出抑制技術の開発と、消化ガスの有効利用の促進方策の検討を行った。

（結果）

(1)水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

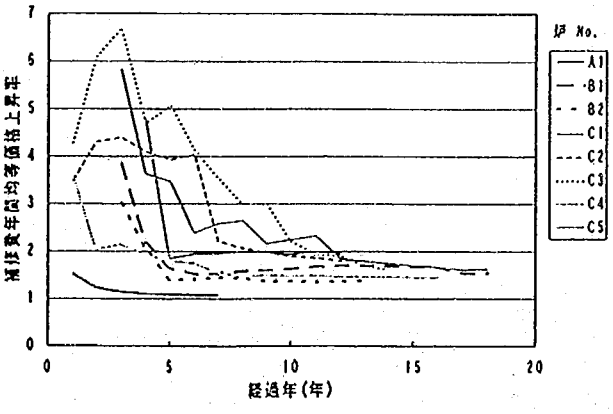
平成９年度は、全国処理場の水処理システムからのメタン、亜酸化窒素の年間放出量を推定するため、実下水処理場でメタン、亜酸化窒素の放出量の補足調査を実施した。その結果、メタンについては年間約8,000tと推定されたが、亜酸化窒素については処理場間の相異が大きく推定は困難であった。

(2)汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

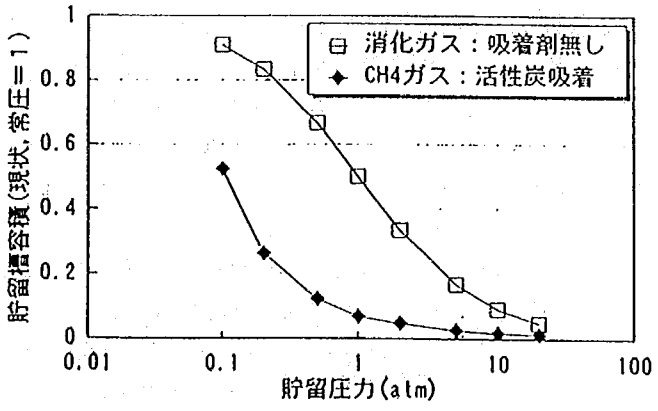
高分子凝集剤汚泥の流動焼却プロセスを対象とした亜酸化窒素排出抑制技術の開発においては、実験炉及び実炉を用いて、フリーボードの燃焼温度と汚泥中の窒素の亜酸化窒素転換率との関係を調査した。その結果、現在の燃焼温度（750～800℃）を約 50℃上昇させることにより、亜酸化窒素排出係数を平均1,200g･N_2O／汚泥ｔから 800g･N_2O／汚泥ｔに削減できることが判明した。また、温度上昇による炉の建設費や耐用年数等への影響も小さいことが判明した（図－１参照)。

(3)消化ガスの有効利用

発生した消化ガスはまず消化槽の加温のために使用され、残りの余剰消化ガスが有効利用の対象となる。中小の処理場まで視野に入れた消化ガスの有効利用のためには、余剰ガスの貯留・移送が不可欠である。そこで各種変数を組み入れた余剰ガス生成モデルを作成し、規模別、地域別、月別の余剰ガス生成量の予測を可能とした。また、消化ガスの貯留方法として吸着材に消化ガスを吸収貯蔵させる技術が有効であることが示された（図－２参照)。



図－１　高温運転に伴う補修費上昇率の経年変化



図－２　吸着貯留法による必要貯留容積の比較

研究担当者：中村栄一、鈴木　穣、重村浩之、落　修一、原田一郎

キーワード	温室効果ガス、メタン、亜酸化窒素、下水処理、汚泥処理、消化ガス

下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査		本文135ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成５～９年度	下水道研究室	

（目的）

本研究は，下水道による都市域の雨水対策として，現在の主流であるオフサイト施設のみならず，各戸貯留や浸透ます等のオンサイト貯留透施設を定量的に取り入れるため，都市域の下水道雨水対策施設の設計法を合理化することを目指して，平成５年度から９年度にかけて行ったものである．９年度は最終年度として過年度の調査内容をまとめるとともに，今年度の成果として「屋根雨水の水質測定」，「雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討」および「管路設計法の検討」について報告する．

（結果）

(1) 過年度の調査内容

オフサイト施設の設計の合理化として，貯留雨水の超急速ろ過処理の有効性と課題を示し，また浸水対策・合流改善の貯留施設の実態調査と解析を行った．オンサイト施設の設計の合理化として，雨水利用の実態調査と解析を行い，屋根雨水の水質が雑用水・非常用飲料水利用に適することを示し，また雨水の浸透に伴う地下水水質への影響について検討した．管路網設計方法の合理化として，雨天時合流式下水道特性及び雨水流出の負荷量モデルの検討を行い，また管路設計法の検討を行った．

(2) 屋根雨水の水質測定

屋根からの貯留雨水は，Pb，Fe および大腸菌群数が飲料水水質基準を満たさなかったが，雑用水として利用でき，消毒すれば緊急時の飲料水あるいは修景・親水用水として，利用可能であった．（表－１参照）

表－１　屋根雨水排水の水質

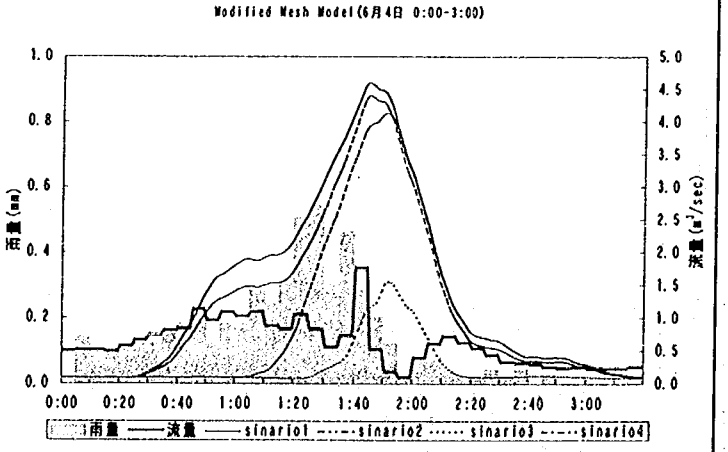
項目	単位	初期カット雨水 平均値 9年度	8年度	7年度	6年度	最大値 9年度	初期雨水 平均値 9年度	8年度	7年度	6年度	最大値 9年度	水道水質基準
濁度	(度)	1.4	0.88	1.3	0.7	3	12.1	5.3	3.6	4.4	34	2
色度	(度)	2.4	2.4	4.0	3.8	7	11.6	6.6	9.2	11.7	23	5
SS	(mg/l)	37.6	19	24	10.6	230	408	145	166	290	744	
TS	(mg/l)	64.2	35	37	25	275	520	186	203	290	1081	500
DOC	(mg/l)	3.3	2.9	1.7	1.3	4.4	3.3	3.2	2.7	2.9	5.5	
NH4-N	(mg/l)	0.23	0.46	0.58	0.6	1.3	0.9	0.84	1.3	1	2.3	
NO2-N	(mg/l)	0.02	0.01	0.01	0.01	0.2	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	
NO3-N	(mg/l)	0.68	0.33	0.56	0.54	1.91	0.56	0.40	1.1	0.88	1.8	10
D-CODcr	(mg/l)	6.6	3.8	5.2	6.5	12.44	5.45	25	8.0	9.2	11	
Zn	(mg/l)	0.51	0.26	0.25	0.35	0.76	2.29	0.48	0.53	0.62	5.12	1
Cu	(mg/l)	0.09	0.011	0.008	0.034	0.121	0.374	0.082	0.053	0.11	0.89	1
Pb	(mg/l)	0.07	0.010	0.014	0.095	0.114	0.292	0.036	0.044	0.28	0.71	0.05
Fe	(mg/l)	2.08	0.76	0.84	1.5	10.4	28.9	8.0	7.5	15	57	0.3
大腸菌群数	(個/ml)	10	16	–	–	52	370	195	–	–	2810	0

(3)　雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討

浸透マスからの浸透雨水中の Pb および Cu は 97 %以上除去され，Fe および Zn は 60 %程度除去された．除去は土壌への吸着によると考えられた．重金属の土壌中での挙動は種類ごとに異なり，土壌の組成，pH 等にも大きく影響を受けるので，浸透施設の安全限界を確認しておくためにも，高負荷状態・悪条件下での検証が必要である．

(4) 管路設計法の検討

改良メッシュ法による計算例を図－１に示す．Sinario. 3（道路での浸透＋屋根雨水の浸透）で流出がもっとも抑制されている．Sinario. 2（道路での貯留・浸透）は効果が小さく，Sinario. 4（道路での浸透＋屋根雨水の貯留）では降雨開始後しばらくの間は貯留により流出が抑制されているが，貯留容量を超えた時点から急激に流出が増大し，ピーク流量時には抑制効果がほとんどなくなるという結果が得られた．このように改良メッシュ法によりオンサイト貯留浸透施設の治水効果をモデル表現できたが，定量的評価は不十分でありさらなる改良を要すると考えられた．



図－１　改良メッシュ法によるオンサイト貯留浸透施設の治水効果のシミュレーション結果

研究担当者：笹部　薫，山下洋正，深谷　渉

キーワード	屋根雨水，雨水浸透，地下水汚染，路面排水，雨水流出モデル，汚濁負荷量モデル

小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査		本文141ページ	平成9年度
全体計画	下水道事業調査費　平成7～9年度	下水道研究室・建設システム課	

（目的）

全国の下水道普及率は50%を超え下水道の整備対象が中小市町村にシフトしてきていて、下水道建設費に占める管路建設費の割合は7割程度と大きいため、今後下水道事業の進展を図るためには管路建設費の縮減がが重要である。本調査は、中小市町村における汚水処理計画及び施工の実態についてや管路建設費の影響因子について調査し、管路建設費削減のための具体的な方策について検討するものである。

（結果）

（1）管渠について

管路施設建設費縮減のための具体的な方策の1つとして管渠の緩勾配化というものがあるが、これは管渠の勾配を緩くすることにより土工量を減らしてコスト縮減を図るというものである。管渠の緩勾配化のために、管渠内に堆積物が生じない条件を探ることを目的とし現地調査と実験を行った。

末端管渠において管渠内に流入してくる固形物や汚水の流下状況を把握するために、自走式テレビカメラを入れて管渠内を撮影して観察した。管渠内に流入する固形物は汚物とトイレットペーパーがほとんどである。汚水量が小さく水深が小さいために速やかには搬送されない汚物があるが、他の多量排水により搬送されることが多く堆積は進んでいない。また、最上流端の取付け管より上流側には汚物に起因するらしい堆積物が20mmほどの深さで連なっていた。さらに、実物大の実験装置によって汚物がどれほど搬送されるかを計測した。その結果、便所排水だけでは4mほどしか取付け管より搬送されなく、60L以上の排水では大きな搬送距離を得られる。よって、便所排水だけでは汚物の停滞があるが実態は風呂排水や洗濯排水があり、これを考慮することにより緩勾配化が可能となることが考えられる。

（2）マンホールについて

マンホール間隔の長スパン化や小型マンホールの導入はコスト縮減効果があるが、管渠・マンホールの点検、清掃、調査、修繕等の維持管理性を困難にする方向となる。そこで、地方自治体を対象としたアンケート調査を実施し、管渠の維持管理実態を把握すると共に、コスト削減効果を持つマンホール配置案の提案とその管渠維持管理の可能性、問題点について調査を行った。

約半数の都市では巡視点検時に実際マンホール内に入って点検を行っており、人が入るという意味でのマンホールの必要性は依然高く維持管理の出発点として巡視点検の重要性が高いことが判明した。各都市で判断する各維持管理項目別及びマンホール機能別重要度では、起点、直線中間、方向変化小では必要という回答が30～40%であり、マンホール削減又は小型化を検討する余地がある。小型マンホール配置パターン別維持管理可能性の調査では、図1と図2に示すように小型マンホールの連続的配置やマンホール間隔の長スパン化の場合には維持管理可能と回答した都市は減少するが、清掃の面では各パターンでも維持管理可能との回答が得られ、小型マンホール利用やマンホール間隔の長スパン化の可能性が示唆された。各都市の維持管理実態より、重要度の低い起点、直線部中間、方向変化角度小では小型マンホールと通常マンホールの交互配置によって、維持管理面にさほど支障なくマンホールコスト縮減が可能と考えられる。

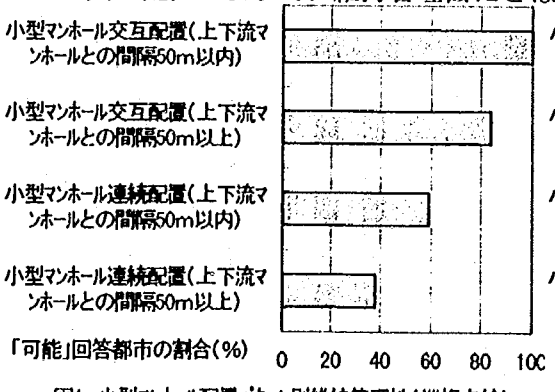


図1　小型マンホール配置パターン別維持管理性（巡視点検）

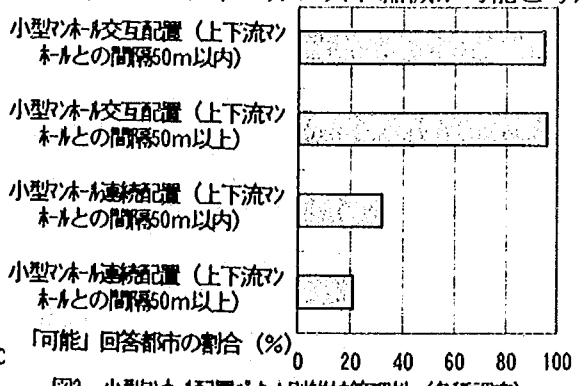


図2　小型マンホール配置パターン別維持管理性（各種調査）

研究担当者：笹部薫，大澤健治，岡本誠一郎，吉田敏章，小林一三，金谷寛之

キーワード	小規模下水道、コスト縮減、管渠、勾配、マンホール

管渠の整備効果に関する調査		本文147ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～９年度	下水道研究室	

（目的）

公共事業の効率性・透明性を確保し、行政の立場として公共事業執行の説明責任を果たすことが近年強く求められており、事業の効果を明確にして便益を計測することにより事業を評価することが重要な事項となっている。そこで、本調査は、下水道事業の中でも汚水管が整備されることによる効果に着目し、この効果を明確にするとともに合理的な評価手法について検討することを目的とする。

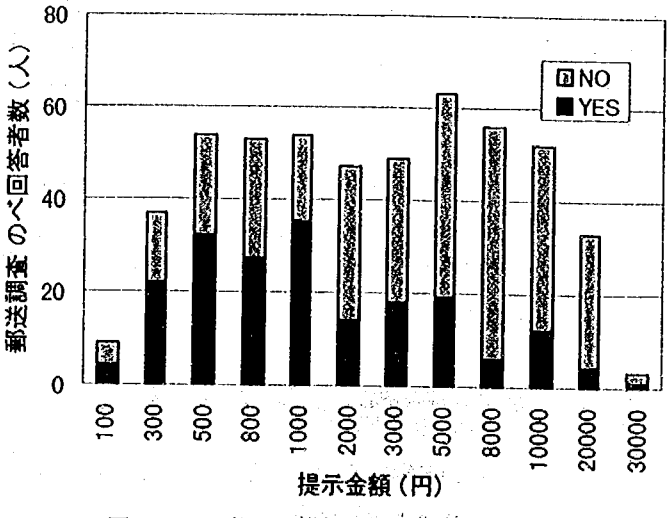
（結果）

平成８年度は下水道管渠の整備効果について文献調査により整理をし、下水道未整備地域における整備効果の発現について現地踏査と住民ヒアリングにより調査した。また、環境質の向上という価値について、評価手法を文献調査等よりまとめた。これを受けて平成９年度は、仮想評価法（CVM）による管渠整備便益計測のケーススタディを行なうとともに、現地調査により定量化結果の検証をして管渠整備便益計測に関する考察を行なった。

管渠整備便益計測のケーススタディにおいて、便益計測の対象は、管渠整備による悪臭の改善、見た目（景観）の向上、清掃作業（ドブさらい）の軽減、ハエ・蚊などの害虫の減少という４項目とした。これは、この４項目が管渠の整備効果のうち主要な効果であることが平成８年度調査より分かったからである。評価対象地域は下水道未整備地域である茨城県水海道市、東町の２都市とした。CVM 調査に際して、バイアス排除のために、①質問形式として、被験者が回答しやすくバイアスが少ないと言われる二段階選択方式とし、②戦略バイアスを避けるためシナリオの実現と実際の費用の支払いが無関係であることを被験者に認識させ、③シナリオの伝達においては管渠整備による周辺環境改善効果の状況説明を明確にし、④被験者に予算制約意識を持たせることとした。さらに予備テスト・プレテストを行い、提示額の妥当性の確認、被験者がアンケートを理解可能かどうかの確認を行った。

アンケート調査の集計結果（図－１参照）をもとに、支払意思額（WTP）の累積分布関数をワイブル分布と仮定して最尤法により母数を推定し WTP を求めると、WTP は中央値で 17,088 円／年／世帯、平均値で 42,252 円／年／世帯という結果となった。また、調査地域の地域条件等を把握するために現地調査を実施した。調査地域では既に道路側溝、覆蓋水路、雨水排水管等の代替手段により居住地周辺の環境のみはある程度改善されていた箇所が多く、周辺環境改善の便益は周辺環境の現況といった地域性によることが推測された。

今後、本調査の結果や手法を下水道事業の費用便益分析へ適用する際には、周辺環境改善の便益は周辺環境の現況等の地域性に因りうること、本調査では未計測となっている便益（暗渠化による土地利用の促進など）があることを踏まえて、適切に取り扱う必要がある。また、周辺環境改善効果以外のトイレの水洗化や、公共用水域の水質改善効果についても便益を計測する必要がある。



図－１　提示金額別の回答者の反応

研究担当者：笹部　薫，岡本　誠一郎，吉田　敏章

キーワード	管渠，整備効果，事業効果，便益，仮想評価法，CVM

汚水管の機能改善に関する調査		本文155ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～12年度	下水道研究室	

（目的）

近年ほとんどの都市で採用されている分流式の下水道施設において、整備後年数の経過とともに、管路の腐食や管内の雨水や地下水の浸入、土砂堆積など各種の機能障害が報告されており、今後は施設の老朽化等により障害の発生が増加する可能性が高い。こうした状況を背景に、本調査ではこれまでに十分解明されていない分流式汚水管の各種機能障害（とくに硫化水素と浸入水の問題）の実態調査および実験を実施し、各種機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法の検討を目的とする。

（結果）

（１）汚水管における硫化物生成に関する調査

９年度は、硫化水素対策に関する共同研究を実施した。また、室内実験（リアクター）および現地調査（実験用圧送管路）により、有機酸を用いた硫化物生成速度の予測式を提案した。

①硫化物対策技術共同研究

硫化物対策に関する７技術（表－１参照）について共同研究を実施した。その結果、効果的な対策技術および測定手法に関する有効なデータを得ることができた。

②人工下水を用いたリアクター実験

人工下水を用いたリアクター実験で、流入水中のプロピオン酸濃度が硫化物生成を担う要因なることを確認した。

③硫化物生成速度予測式

流入水の大半が家庭排水である処理場内に設置した圧送管路での調査より、流入水の水温とプロピオン酸濃度を要因として硫化物生成速度を求める予測式を作成した。

$$DS/dT = (0.55 \cdot p + 6.21) \times 1.07^{(T-20)}$$

DS/dT:硫化物生成速度(mg-S/l·h), t :汚水温度(℃), p :プロピオン酸濃度(mg/l)

（２）汚水管への浸入水に関する調査

９年度は、前年度までに得られた既存統計資料による全国的な浸入水の実態データを踏まえ、雨水浸入水に着目した詳細な実態調査を実施した。

①文献調査

既存の文献や報告書を収集し、都市別の雨水浸入水発生状況と対策手法についての情報を得た。

②ヒアリング調査

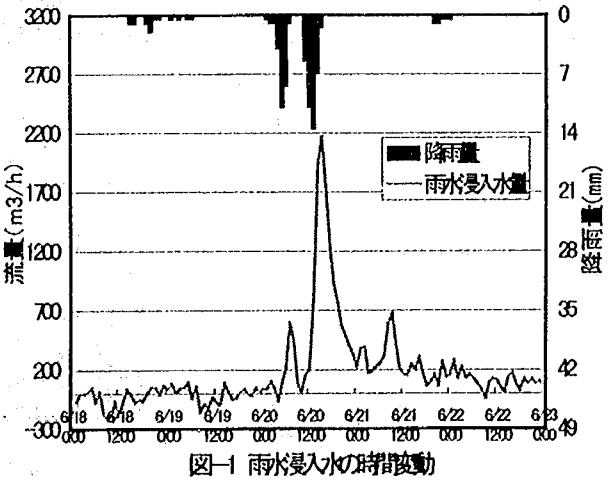
いくつかの都市を対象に、浸入水発生状況等のヒアリング調査を実施した。その結果、雨水浸入水が原因と見られる溢水や浸水の発生が多く、早急な対応が求められていることが分かった。

③雨天時流量調査

任意処理区における流量調査より、雨水浸入水浸入特性を把握した(図－１参照)。その結果、降雨量と浸入量の関係を基に、直接雨水浸入水と間接雨水浸入水を分類すると、誤接率や管路劣化程度の推定が可能であると考えられた。

表－１　腐食対策手法

(1)管路への注入対策
1)空気・酸素注入手法
2)薬剤注入手法
硝酸塩、キノン系薬剤、塩化第二鉄など
(2)管路末端での硫化物除去手法
微生物による硫化物酸化など
(3)管路内の清掃・換気
(4)管路施設の防食対策



図－1 雨水浸入水の時間変動

研究担当者：笹部　薫、岡本誠一郎、深谷　渉、井川洋一

キーワード	下水道、機能改善、硫化水素、腐食対策、硫化物生成速度、雨水浸入水、溢水、誤接続

再生水の消毒に関する調査		本文161ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	三次処理研究室	

（目的） 従来の消毒技術である塩素消毒法は、その効果において我が国の水域の安全性を十分守ってきた技術であるが、再生水が高度に大量に利用される施設においては、塩素に替わる安価で安全な消毒法が求められることが予想される。また、埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染症が発生し、最近では病原性原虫類やウイルスといったこれまで検討対象とされなかった微生物が問題となってきている。

このため、本調査では下水処理水の再利用に合致した高度な消毒を行うため、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法および除去法を調査し、原虫・ウイルス等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

（結果） 新たな水中の病原体として注目されているクリプトスポリジウムの下水処理場における実態調査、消毒実験装置を用いた各種消毒指標微生物の不活化実験およびウイルスの検出手法の検討結果等について報告する。

①我が国におけるクリプトスポリジウムのオーシストの検出および濃度レベルは、流入下水、処理水とも現段階において低いものと考えられる（表－１）。しかし、クリプトスポリジウムによる大規模な水系感染症が発生した場合には、多量のオーシストが下水処理場に流入してくることから、下水道管理上の対応方法を平常時と感染症発生時において区別し、それぞれに対応方法を考える必要がある。

②下水中等から検出されたオーシスト（*Cryptosporidium parvum*）の大きさについて計測・整理した結果、直径あるいは短・長径が約４～５μｍの範囲内で測定されたオーシストは、全体の99％以上を占めることが明らかとなった。円形観察されたオーシストの大きさで、直径が約5.5μｍ以上のものは存在しなかった。また、類円形観察されたオーシストの大きさでは、長径が約6.0μｍ以上のものは存在しなかった。

③免疫磁気ビーズ法によるオーシストの回収率は、測定試料の性状の違い（下水試料であるか否か等）により大きな影響を受ける。よって、免疫磁気ビーズ法の下水試料への適用は、現段階において課題が残される。

④塩素、紫外線、オゾンの不活化実験の結果から、再生水の衛生学的安全性を高めるため細菌類の高い消毒効果を得る上で、消毒対象とする原水の処理レベルの影響は大きいものと考えられた。

⑤ウイルスの検出手法に関しては、フィルターからの誘出操作を改善したことにより、処理水中からのウイルス回収率を大幅に向上させることができた。

表－１　クリプトスポリジウム実態調査結果

	流入下水	再生水
調査都道府県数	１９	１９
総検体数（処理場数）	７３検体（６７）	７４検体（６７）
検出割合（陽性率）	9.6％（７/７３）	12.2％（９/７４）
平均回収率（％）	約１４	約４６
検出個数（個/ℓ）	８～５０	0.05～1.6
検出限界値（個/ℓ）	３～３３	0.04～0.5

※ 測定水量は流入下水200mL、再生水20Lとした。

研究担当者：鈴木　穣、小越 眞佐司、諏訪　守、安井 孝行

キーワード	再生水、消毒、原虫、ウイルス

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

（目的）

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

（結果）

前年度までの再生水利用施設実態調査及び室内実験によって移送中の水質変化が、微生物（細菌類）の活動によって生じていること、それらの微生物は主として管路等の壁面でスライムを生成して成育していることが明らかになった。

平成９年度は、実際の再生水移送管や実験室の模擬再生水管に生成した付着物中の細菌類の構成について細菌学的な検討を行った。また、室内実験では水質変化抑制のために必要な消毒剤等の管理手法について検討を行った。調査結果は以下に示すとおりであった。

(1) 再生水移送管渠内壁面の付着物から分離された従属栄養細菌は多様であり、特定の細菌が優先的に生育する状態ではなかった。

(2) 実施設の管渠から採取されたスライムと、室内実験の模擬再生水管から採取されたスライムでは細菌類の構成に大きな違いが認められた（図－１）。

(3) 室内回分実験で塩素による長時間の細菌増殖抑制を検討した結果、残留塩素濃度 0.5mg/l 以上であれば水中での細菌の増殖は抑制されることがわかった（図－２）。

(4) 注入から数時間以降の残留塩素濃度は、温度と時間の関数として次式で表される。

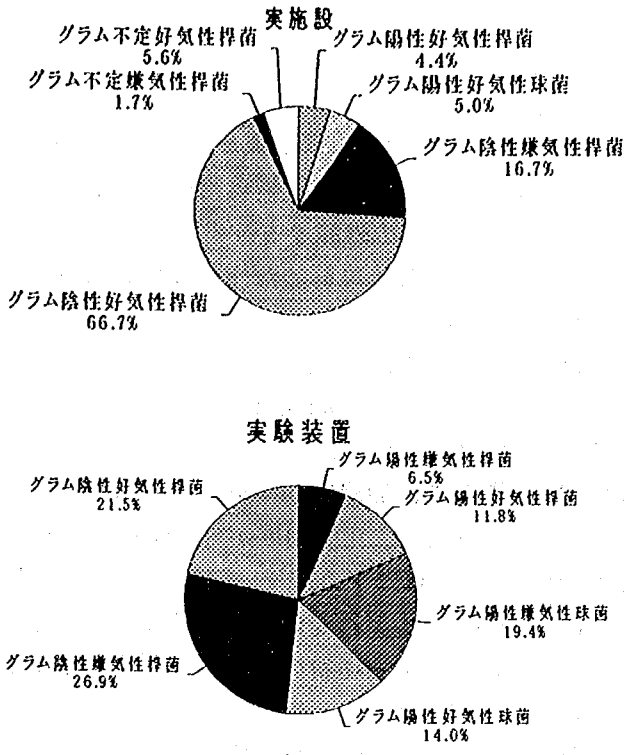
$$\ln(C) = (191/T - 0.666) \times t + A$$

C：残留塩素濃度(mg/L)

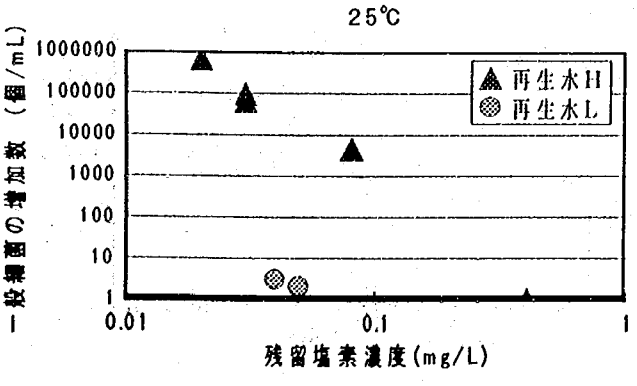
T：絶対温度（K）

t：経過時間（h）

A：初期残留塩素濃度(mg/L)



図－１　再生水管スライム構成細菌



図－２　残留塩素濃度と細菌の増殖

研究担当者：鈴木　穣，小越 眞佐司

キーワード	下水再利用、再生水質、水質変化、移送過程、付着物

移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査		本文177ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～９年度	三次処理研究室	

（目的）

地方における下水道整備の方法として、暫定的な小規模施設を離散的に存在する集落毎に設置し、下流端から逐次建設されてくる幹線管渠が到達するのに先だって下水処理を行い水質保全効果を早期に発現させる方式がある。ここで建設される処理施設の経済性を高めるため、１カ所使い捨てではなく、移設しながら使用期間を延ばす方式が考えられている。そのような方式に適した処理方式として、幾つかの方式を提案しその機能、特性、経済性等を明らかにすることを目的として実施するものである。

（結果）

移設可能な処理施設として、素掘り反応槽に機械式固液分離装置を組み合わせる方式を提案し、ここで使用する移設可能な装置について民間企業との共同研究によって開発を行っている。機器の性能と処理施設としての機能を実証するため、素掘り式反応槽のパイロットプラント実験を行った。また、素掘り方式による移設可能な簡易膜処理方式のコストを試算し、好気性ろ床法による移設式下水処理施設と比較を行った。

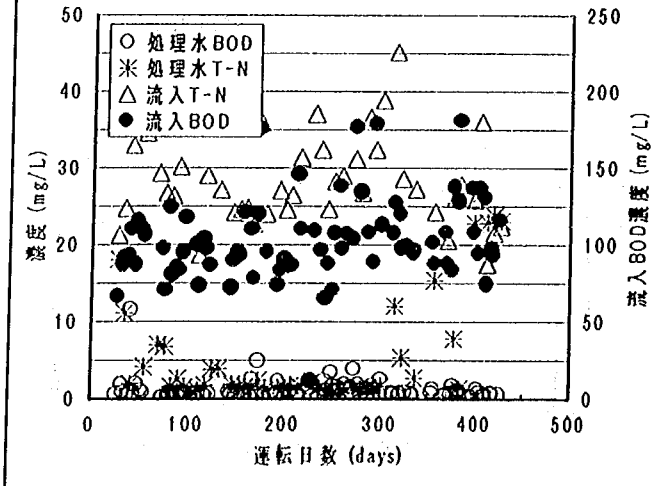
最終年度の調査結果は以下の通りであった。

(1) 素掘り反応槽と膜の組合せによる長時間活性汚泥処理の結果は当初予定のとおり安定した有機物除去性を発揮した。また、エアレーションの断続により高い窒素除去性が得られた。

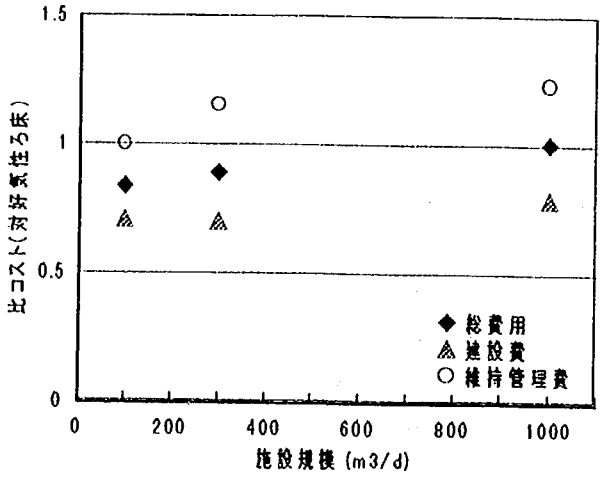
(2) 反応槽内の汚泥濃度が 1.5%にも達すると、膜分離のみならず槽内の撹拌や酸素供給にも問題が生じる。そのため、汚泥濃度が一定値以上にならないよう、適宜、汚泥を引き抜く必要がある。

(3) 1000 m^3／日以下の規模の場合、簡易膜処理方式の２回の移設を含む建設費（用地費を除く）は、好気性ろ床方式より安価で、維持管理費を含めた総費用でも好気性ろ床方式と同等以下であると試算された。維持管理費のうち膜に係る経費の割合が大きく、今後の技術改良による削減が期待される。

研究担当者：鈴木 穣, 小越眞佐司, 与儀和史



図－１　簡易膜処理方式の処理結果



図－２　移設式施設のコスト比較結果

キーワード	移設式処理場、膜分離、活性汚泥法、高度処理

下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査		本文183ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成７～１０年度	三次処理研究室	

（目的）

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

（結果）

本年度は、下水処理システムにおける要素プロセスのうち固液分離法に注目して、①高効率固液分離法を用いた処理場での物質収支・エネルギー消費の実態調査、②初沈汚泥の可溶化と脱窒槽投入による脱窒促進手法に関する実験的検討を行った。また、より良好な水環境に資するため、処理水質の高度化を目的として、③下水処理過程におけるﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能の挙動について調査を行った。

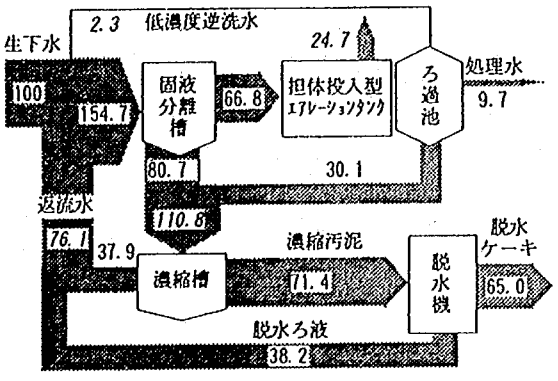
①高効率固液分離法を用いた処理場での物質収支・エネルギー消費実態調査：　固液分離槽（浮上性ろ材使用）、担体投入型生物反応タンク、汚泥濃縮槽等から構成される処理システムについて、SS, COD_{cr}, N の収支およびエネルギー消費実態を調査した。その結果、以下のことが明らかになった。

・固液分離槽での SS 除去率は平均で７８％程度と高く、粒径の小さな SS の除去にも優れていた。また、負荷変動に対しても安定した除去性能を示した。

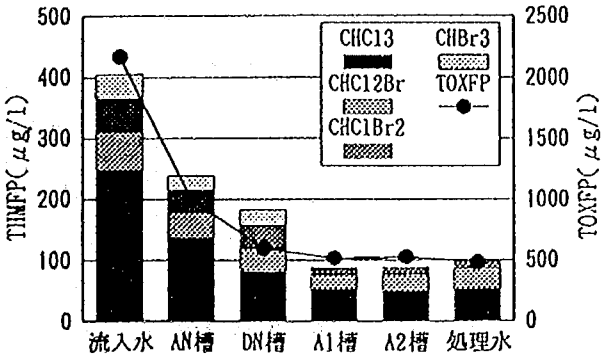
・流入有機物負荷のうち、２５％が反応タンクで無機化され、６５％が脱水汚泥となって最終的に場外搬出されていた（図－１）。

②初沈汚泥の可溶化と脱窒槽投入による脱窒促進手法：　初沈汚泥を１日間滞留で可溶化させ、これを遠心分離して溶解性有機物を脱窒槽に投入することにより、低水温期の脱窒能低下を改善することができた。しかし、汚泥の有機物含有率が増加したため、汚泥処理プロセスへの影響を検討する必要がある。

③下水処理過程におけるﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能の挙動：　嫌気-無酸素-好気法において、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能および有機ハロゲン化合物生成能の挙動を把握する（図－２）とともに、SS の各生成能への寄与度について明らかにした。



図－１　固液分離槽を用いた処理場の COD_{cr} 収支



図－２　処理過程におけるﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能等の挙動

研究担当者：　鈴木　穣，　吉沢　正宏

キーワード	下水処理システム，エネルギー，資源，環境負荷，最適化

下水汚泥の建設資材利用の高度化に関する調査		本文197ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	汚泥研究室	

（目的）

下水汚泥は建設資材として利用することができ、焼却灰や溶融スラグは、土質改良材や路盤材などに直接利用されたり、焼成レンガやインターロッキングブロックなどに加工して利用される場合がある。しかし、建設資材製造時の品質管理や、利用後の挙動や特性等についての追跡調査が十分になされていないこと、あるいは利用時の品質基準が未整備であることなどから普及が遅れている。

本調査は、下水汚泥から作られた建設資材の追跡調査等のデータを解析し、各利用用途毎の品質の向上について検討し、その結果を建設資材利用の推進に役立てることを目的として実施する。また、下水汚泥から原料とした粉体の新しい利用用途について検討を行う。

（結果）

平成９年度におこなった調査および結果は次のとおりである。

（１）裏込め材の安全性評価手法

下水汚泥焼却灰をシールド工事の裏込め材の原料として用い、重金属溶出に関する安全性評価をおこなった。その結果、①重金属溶出に関しては安全であること、②裏込め材を作成した後、時間が経過するほど溶出が抑制されること、がわかった。

（２）改良土および埋め戻し材の安全性評価

焼却灰を建設残土と混ぜた改良土や、そのまま埋め戻し土として使う場合の重金属溶出に関する安全性評価をおこなった。その結果、①重金属溶出に関しては安全であること、②焼却灰以外の原料からのCr(VI)の溶出が考えられること、がわかった。

（３）バイオス粉体及びバイオス粉体を混和材とする高流動コンクリートの物理試験と安全性評価

下水汚泥を原料とする粉体は、高流動コンクリートの混和材として用いることができることがわかった。また表－１で示されるように、出来た高流動コンクリートの重金属溶出に関する安全性が確認できた。

表－１ 高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中３６日目、CO_2飽和法）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	N.D	N.D	N.D	0.004	0.003	0.026
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.008
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ

研究担当者：尾崎正明、久保忠雄、石崎隆弘、望月淳

キーワード	下水汚泥、建設資材、品質管理、安全性評価、混和材、高流動コンクリート

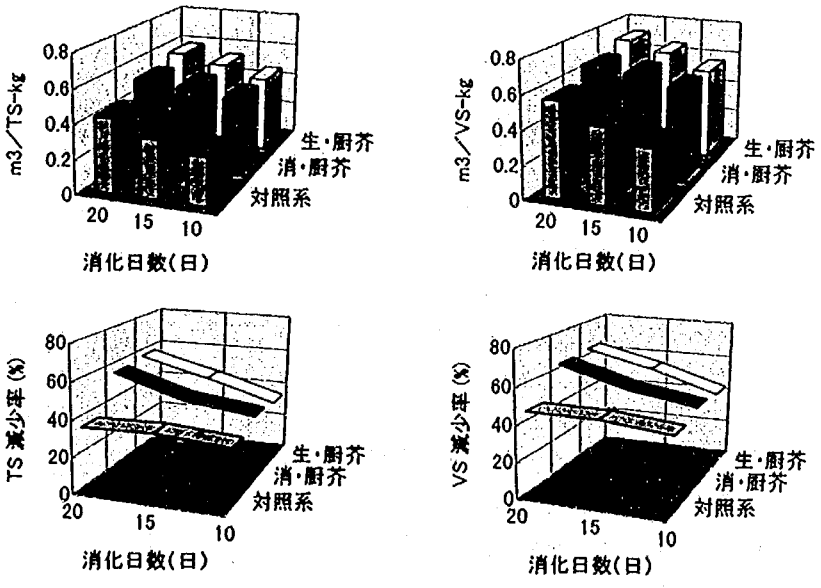
汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査		本文203ページ	平成 9 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 8 ～ 10 年度	汚泥研究室	

（目的）

下水道システムを活用した都市系排出物，中でも厨芥の輸送・処理が期待されており，その場合，処理する汚泥は最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，汚泥性状も繊維質を多く含む炭水化物主体へと変化して行くことが予想される。汚泥処理プロセスにおいては，これらの変化の推移に対して，当面は既存の処理システムの中で対応して行かなければならない。本調査は，汚泥処理量や質の変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，焼却等に及ぼす影響を明らかにして対応策を検討するとともに，資源・エネルギー回収を一層進めるためのプロセス改善・開発を目指すものである。

（結果）

平成 9 年度は，厨芥流入による嫌気性消化プロセスへの影響，燃焼プロセスからの低品位廃熱の発生量原単位，高分子凝集剤の生分解性を調べる方法について実験，調査を行い以下の結果を得た。①：最大の厨芥流入を想定した消化温度：35 ℃，消化日数：10 ～ 20 日の嫌気性消化法では，図－1 に示すとおり，消化日数：20 日は良好な成績を示したが，これよりも短い消化日数ではガス発生率や消化率は低下した。②：消化ガス発電，流動床式焼却及び溶融プロセスからの低品位廃熱の発生量原単位を求めた。③：高分子凝集剤の生分解性をカラム培養による CO_2 ガス発生量の推移から調べる有効な試験方法を見出した。



図－1　厨芥の最大流入を想定した嫌気性消化実験結果

［上段：ガス発生率，下段：消化率，消化温度：35 ℃］

生・厨芥　：　実際の破砕厨芥の混合系

消・厨芥　：　実際の破砕厨芥に 30 ℃－24 hr の好気性消化を施したものの混合系

研究担当者　：　尾崎正明，　落修一，　北村友一

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，有効利用，嫌気性消化法，廃熱利用，消化ガス発電，焼却，溶融，生分解性，高分子凝集剤，コンポスト

中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査		本文209ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～10年度	汚泥研究室	

（目的）

今後中小都市で下水処理場の建設が進むにつれて、そこから発生する下水汚泥をどのように収集し、処理・処分・利用するのかが大きな課題となってくる。これらの中小都市の下水処理場から発生する汚泥量は一般的に少なく、処理場毎に下水汚泥処理施設を建設すると過大設備となり、経済的にもエネルギー的にも非効率となると考えられる。また、収集した汚泥を処理し、最終的な処分が必要であるが、埋立処分地の確保が困難なことから汚泥の有効利用を積極的に推進する必要がある。

下水汚泥の最終的な処分・利用として、埋立処分、建設資材利用、緑農地利用があるが、下水汚泥の埋立処分地には限界があり、建設資材及び緑農地利用の有効利用を推進する必要がある。そのため、中小規模処理場向けの有効利用方法を検討し、その現状把握及び評価を行うこととする。

（結果）

(1)下水処理場におけるコンポスト施設の発酵層別の総費用を以下に示すとおり算出し、総費用と投入脱水汚泥量の関係を**図１**に示す。右辺の第一項から設備費、運転経費、補修費、人件費を示す。

立形：$Y=16.0\cdot X^{0.822}+1.42\cdot X^{1.14}+2.27\cdot X^{0.822}+2.47\cdot X$

横形：$Y=5.18\cdot X^{1.18}+2.15\cdot X^{0.869}+0.736\cdot X^{1.18}+2.47\cdot X$

堆積形：$Y=2.20\cdot X^{1.57}+0.0982\cdot X^{2.28}+0.312\cdot X^{1.57}+2.47\cdot X$

Y：総費用(百万円/年)　X：投入脱水汚泥量(t/日)[$0.5 \leqq X \leqq 20$]

投入汚泥量が 9t まで堆積形、横形、立形、9t から 13t までは横形、堆積形、立形、13t を超えると横形、立形、堆積形の順で経済的となった。小規模の場合、堆積形、横形を選定することが有利であるが、この総費用には土地代は含まれないため、土地の制約のある場合、13t 未満でも施設面積の小さな立形を選定することが有利であり、この点に留意して形式の選定が重要である。

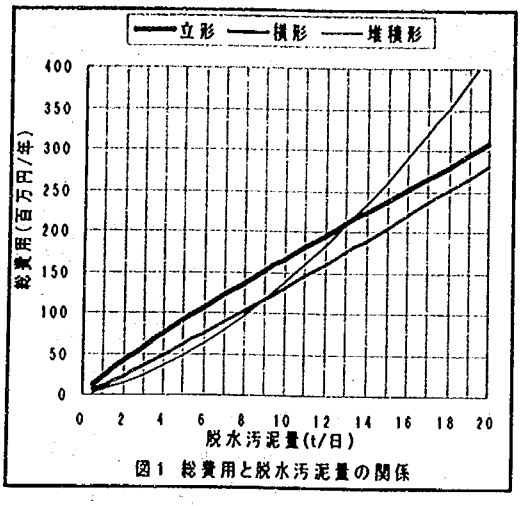


図１　総費用と脱水汚泥量の関係

(2)全県的にアンケート調査を行った 4 県の運搬距離と委託料（運搬費用込み）の関係を**図２**に示す。委託料は県毎にある程度の範囲にあり、1t 当たりの平均委託料は A 県が約 11,000 円、B 県が約 17,000 円、C 県が約 18,000 円、D 県が約 12,000 円となった。民間業者が複数である B,C 県の委託料が民間業者が 1 社である A,D 県よりも高くなった。これは、下水汚泥の運搬距離には限界があるため、地域的な要因で委託料は決定されているからだと考えられる。

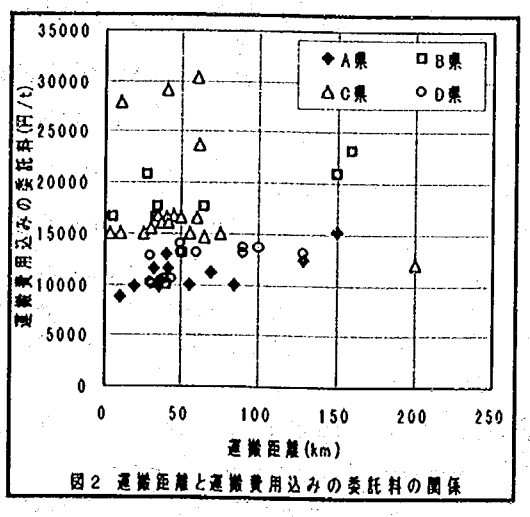


図２　運搬距離と運搬費用込みの委託料の関係

研究担当者：尾崎　正明、久保　忠雄、石崎　隆弘

キーワード	下水汚泥、中小都市、緑農地利用、コンポスト施設、委託料

有機質資材の融合化と利用に関する調査		本文217ページ	平成9年度
全体計画	下水道事業調査費　平成9～11年度	汚泥研究室	

(目的)

今後、下水道整備が進展する地方部においては、下水汚泥の緑農地利用を推進しやすい環境にあるといえる。一方、地域特性に応じたよりよい有機質肥料が求められており、しかも、小規模施設ではコンポスト化に要するコストを抑制し維持管理の軽減を図ることが望まれている。そこで、本調査では、他の有機性廃棄物との融合化を検討し下水汚泥コンポストの高品質化を目指すとともに、簡易なコンポスト化手法の開発を目的とするものである。

(結果)

平成9年度は、下水汚泥と他の有機質資材の融合化に関し、以下の知見を得た。

(1)有機質資材の発生及び有効活用状況について調査した結果、家畜糞尿及び食品工場の有機性廃棄物について量的な利用可能性が示された。一方、下水汚泥のコンポスト化を行っている処理場の 68%、民間業者の 95%において農林業系を主流とする他の資材が添加されていた。

(2)豚糞と下水汚泥の混合コンポスト化実験の結果、仕込み直後から円滑な発酵が認められ、豚糞の混合割合が大きいほど長期間有機物の分解が進行し発酵が継続する傾向がみられた。また、豚糞の混合に伴い最終発酵物中のカリウム含有量が増加した(図-1)。ただし、飼料に由来する豚糞中の重金属含有量には留意する必要がある。

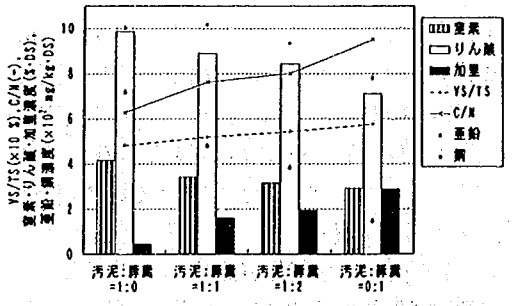


図-1 豚糞混合コンポスト最終発酵物の組成

(3)副資材に茎葉類(そばから,大豆がら)を用いた下水汚泥のコンポスト化実験を野積み方式により行った。その結果、発酵状態は含水率に加え仕込み時かさ比重に大きく左右され、0.2t/m³ 程度の場合乾燥が急速に進行した。また、冬季でも良好に発酵することが確認された(図-2)。

(4)牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行った結果、下水汚泥の混合割合が大きいコンポストは窒素の無機化が早く、植物への吸収量も大きくなり初期における収量が増大した(図-3)。

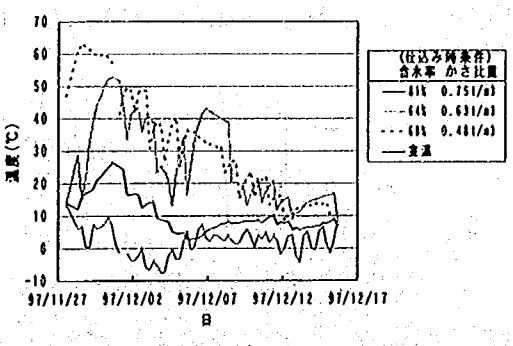


図-2 茎葉混合コンポスト発酵温度の経時変化

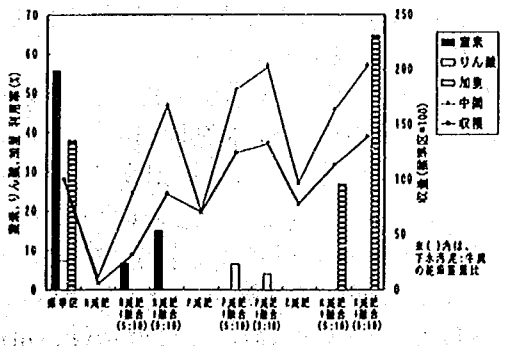


図-3 牛糞融合コンポストのキャベツ施用試験結果

研究担当者：尾崎正明，原田一郎，落修一

キーワード	下水汚泥，コンポスト，有機性廃棄物，野積み方式，施用試験

バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査		本文223ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成７～10年	水質研究室	

（目的）

下水道施設の維持管理にあたっては、処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて、水温，ｐＨ等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては、精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーについては、精度，感度，維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。下水処理場の放流水の水質監視としては、BOD_5の測定が義務付けられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし、公定法によるBOD_5の測定は測定に５日を要し、その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難であり、ＢＯＤの短期間での測定の要望は高い。本調査は、このような背景から、バイオセンサーの実用化に関する調査で得られた知見を元にＢＯＤを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し、それを実用化するための調査を行うことによって、下水道の維持管理性を向上させることを目的とする。

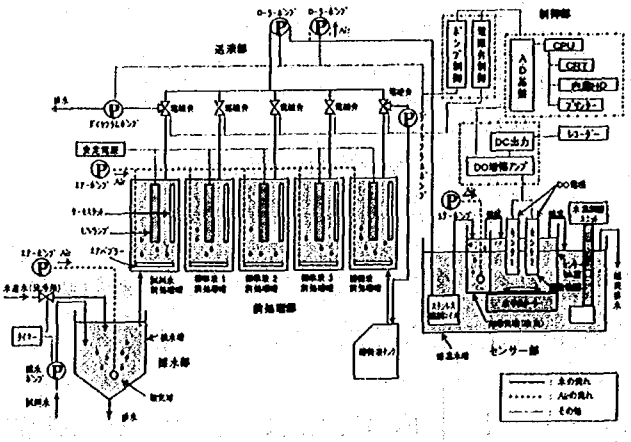
（結果）

（１）ＤＯのコントロールを目的として、センサー内流路での微生物繁殖の抑制するため、ろ過除菌，通電による除菌，銅コイルによる微生物抑制の３種の手法について検討を行った。その結果、通電による除菌では、ほとんど抑制効果がみられなかったが、ろ過を行ったものでは、目視によっても微生物抑制が確認され、ＤＯの変動も抑制することができた。また銅コイルを使用したものについては２週間程度継続して使用した場合に、ＤＯ変動の抑制効果がみられた。

（２）札幌市創成川処理場処理場で稼働試験を行った。処理水の前処理として、粗目，２～0.48 μm，0.2 μm の３段階の濾材を通過後、紫外線殺菌を行った。３週間経過した時点で、濾過システム出口のチューブにＳＳの付着はほとんど見られなかった。また、出力値としては、２日間程度は安定した値が得られたが、以降については流路内の汚染が進み緩衝液の通水時にも変動がみられた。

（３）センサー流路内における細菌数の経日変化を、稼働初日，３日後，５日後について、検水槽，処理水曝気槽，緩衝液タンク，緩衝液曝気槽，循環緩衝液，ＢＯＤ測定槽，各標準液曝気槽の各部分の試料水を採水し、測定した。測定の結果、検水槽では 1300 個/ml の細菌が測定されたが、濾材によって約 30%が除去されていた。また３日後の測定では、曝気槽中の細菌は、平均 15 個/ml まで減少した。一方、測定槽及び Buffer タンクでの細菌数は、元の処理水と同程度の細菌数へ増殖した。また、循環している緩衝液も日時経過と共に細菌数が増殖した。これらの細菌数の増殖は、消費ＤＯに対して高い相関性を持っていた。

（４）バイオセンサーの反応素子として使用する微生物として、４カ所の下水処理場の二次処理水、付着生物、砂ろ過逆洗水等を対象とし検索を行った。これらの水から分離した菌について、処理水　を利用した培地を用い培養を行ったところ、22種の微生物が良好な増殖を示した。これらの微生物　に対して二次処理水活性，温度特性，pH 特性の検討を行い、５種の有用微生物を選定した。保存法　については、今年度は数種の保存法を選定するにとどまった。



図－１　ＢＯＤモニター概要図

研究担当者：田中宏明，南山瑞彦，豊田忠宏

キーワード	ＢＯＤ，バイオセンサー，モニター，下水処理場，処理水

下水道での有害化学物質の管理に関する調査		本文229ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～１１年度	水質研究室	

（目的）

現在、生産・使用されている数万種に及ぶと言われている化学物質は、生活に欠くことのできない有益な物質であることは言うまでもないが、人の健康を害するものも少なくない。これらの有害化学物質については、環境への排出が規制されている。しかし、まだ多くの化学物質の環境や下水道への排出は未規制のままである。生活排水、工場排水等を処理した後、環境へ戻している下水道においては、今後一層、さまざまな有害化学物質についての情報収集・整理、下水道での動態予測、人の健康に与える影響評価方法の確立等、有害化学物質の管理方法を確立する必要がある。

（結果）

平成９年度は、下水処理場における揮発性有機物（VOC）の実態調査、有機塩素化合物の硝化への影響、有機塩素化合物の微生物呼吸活性への影響について検討を行った。

１．下水処理におけるVOCの実態調査

２つの処理場において秋、冬の２回調査した。調査した２２成分のうち、流入水ではｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、o-ｷｼﾚﾝ、最初沈殿池流出水ではｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、最終沈殿池流出水ではｸﾛﾛﾎﾙﾑが定量下限値を超える濃度で検出された。なお、検出濃度は全ての項目において、環境基準項目にあっては環境基準値以下、要監視項目にあってはその指針値以下であった。

２．有機塩素化合物の硝化への影響

有機塩素化合物の硝化阻害メカニズム検討として以下の実験を行った。合成下水を流入水とする活性汚泥処理実験装置の処理水質が D-TOC7mg/l、NH_4-N0.6mg/l、NO_x-N32mg/l で安定しているところで、2-CP をｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内濃度が 100mg/l となるように一時的に添加した。2-CP 一時添加後、処理水中の NH_4-N 濃度は徐々に高くなり、一時添加後２日目で 30mg/l となった。このとき活性汚泥中のｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌数は、10^7 から 10^4 MPN/100ml まで急激に減少した。ｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌数は８日目から徐々に回復し 10 日目で添加前の数値に回復している。このｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌の回復を待つように NH_4-N の濃度も減少し始め、13 日目にはほぼ添加前の濃度になった。この結果、2-CP 一時添加による活性汚泥処理の硝化能力低下は、2-CP の有害性によるｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌数の減少が原因であることが示唆された。

３．有機塩素化合物の微生物呼吸活性への影響

有機塩素化合物の微生物呼吸活性への影響把握を目的として、合成下水に有機塩素化合物を添加した後、培養瓶に封入し、溶存酸素量の変化を測定した。合成下水に有機塩素化合物を添加していないものを対照とし、有機塩素化合物が及ぼす有機物酸化細菌の微生物呼吸活性への影響を求め、EC_{50}で示した（表－１）。

表　有機物酸化細菌に対するEC_{50}

	有機物酸化細菌
2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	1000 mg/l
3-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	270 mg/l
4-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	1300 mg/l
2,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	68 mg/l
2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	40 mg/l

研究担当者：田中宏明、小森行也、南山瑞彦、豊田忠宏、竹歳健治、石井信之

キーワード	下水処理、VOC、硝化阻害、微生物呼吸活性、EC_{50}

生態系から見た下水処理水の評価方法に関する調査		本文235ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８年～平成１１年	水質研究室	

（目的）

現在河川水等の環境水や下水処理水等の排水は主に物理化学的分析によって測定されているが、測定項目は、実際に環境中に存在する多種類の物質の一部であり、微量物質や未知の有害物質には対応できない、複合影響を評価できないといった問題がある。このため、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価する手法であるバイオアッセイ（生物検定）が、多種類の物質が含まれる環境水や排水の影響を総合的に評価する手法として注目されつつある。本研究は環境水や排水の水質管理手法としてバイオアッセイを実用化することを目的としている。９年度は、実際の下水処理場や放流先河川で採水した試料にバイオアッセイを行い適用性の検討を行うとともに、バイオアッセイによる実態の把握を行った。

（結果）

(1)全国５ヶ所の下水処理場で採取した試料のバイオアッセイによる影響評価

マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験、カエル胚毒性試験、*umu* テストを用いて検討した結果、流入水はいずれの試験方法でも毒性が強く高く、*umu* テストにおいても変異原性が強かった。しかし、終沈流出水の毒性及び変異原性はいずれも低くなっており、処理場における生物処理が毒性及び変異原性を低減するのに有効と考えられた。

(2)各種消毒方法で消毒した下水処理水のバイオアッセイによる評価

マイクロトックス急性毒性試験、藻類増殖阻害試験、*umu* テストを指標として(1)の５つの下水処理場および三次処理水を用いたベンチスケールで消毒方法を評価した。マイクロトックス急性毒性試験においては実態調査およびベンチスケールでの実験で、藻類増殖阻害試験においては実態調査で塩素消毒、特に高い濃度の塩素注入を行った処理水では塩素および残留した消毒成分によると考えられる毒性影響が認められた。オゾン消毒、紫外線消毒は毒性への影響が認められなかった。*umu* テストの結果、紫外線消毒及び塩素消毒は変異原性に与える影響がはっきり確認できなかったが、オゾン消毒では明らかに変異原性が減少した。

(3)標準物質を用いたマイクロトックス急性毒性試験と藻類増殖阻害試験の感受性比較

重金属、農薬、界面活性剤等を用いて感受性を比較した。藻類増殖阻害試験はマイクロトックス急性毒性試験と比較すると、特に重金属と除草剤に対して非常に感受性が高かった。また界面活性剤は、大きな影響を与えるには高い濃度が必要であるが、低濃度でも影響が見られた。

(4)下水処理場の流入水を用いた各種バイオアッセイの感受性比較

オオミジンコを用いた複数の試験機関における測定のばらつき検討は、いずれの試験機関においても毒性単位がほぼ同程度であった。また、バイオアッセイの感受性比較は、ほとんどの試験において流入水と処理水の毒性は同レベルであったのに対し、ﾏｲｸﾛﾄｯｸｽ急性毒性試験及びカエル胚毒性試験では流入水と比較して処理水の毒性が低いという結果が得られ、生物種により毒性影響を与える物質が異なることが示唆された。また、今回試験に供した生物の中では、ニセネコゼミジンコ、ミジンコ、豊年エビ、アフリカツメガエルが比較的感受性が高いと考えられた。しかし、これらの感受性は対象とする水により異なるため、目的及び対象に応じた生物を選択する必要があると考えられる。

研究担当者：田中　宏明、南山　瑞彦、松原　正明、原田　新

キーワード	バイオアッセイ、下水処理、生態系、水生生物、毒性、変異原性

流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査		本文245ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成８～12年度	水質研究室	

（目的）

河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きくなってきている。上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が増加し、本来の自然系水循環に対し十分に大きな規模になると、その流域の水循環系全体の水量・水質が人工系水循環に左右される状況になりうる。そのような中で水環境の保全を図るためには、流域全体に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握し、流域全体で水質、水量に関して総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果の実証的な調査は少ないのが現状である。

本調査は、河川流域の水や様々な汚濁物質の循環に対して下水道整備が与える影響や効果、またそれにかかる資源投入量等を把握し、今後、総合的な水管理を行っていくために、下水道整備における改善課題を検討するものである。

（結果）

９年度も前年度に引き続き、下水道が整備途上である流域で調査を行った。調査の結果、前年度と同様に下水道整備が進んでいる河川流域では、整備が進んでいない流域に比べ、河川流量の日変動が小さくなるとともに、流量と流出負荷量ともに減少傾向がみられたが、今年度の調査では、前年度よりもその差が小さくなった（表－１）。

表－１　９６年８月調査と９７年１１月調査に行った晴天時負荷量調査の比較

	比流量	比負荷量(kg/day/ha)				加重平均水質(mg/L)			
	m3/day/ha	BOD	COD	TN	TP	BOD	COD	TN	TP
96 大津川本川	12.4	118.1	144.8	53.8	10.3	9.6	11.7	4.4	0.83
8 名戸ヶ谷排水路	0.4	0.8	1.2	2.3	0.1	2.4	3.4	6.4	0.17
調 増尾排水路	1.6	13.2	19.6	9.6	2.3	8.3	12.3	6.0	1.45
査 3流域合計	14.3	132.2	165.6	65.7	12.6	9.2	11.6	4.6	0.88
97 大津川本川	10.8	97.8	139.6	89.3	14.7	9.1	13.0	8.3	1.37
11 名戸ヶ谷排水路	2.1	24.2	23.3	13.1	1.9	11.4	11.0	6.2	0.92
調 増尾排水路	4.5	35.9	52.7	39.2	7.1	7.9	11.6	8.6	1.57
査 3流域合計	17.4	157.9	215.6	141.6	23.7	9.1	12.4	8.1	1.36

また、９年度の通日観測は前年度と異なる時期に行った結果、季節によって不連続に排出される負荷が非点源のみならず、点源にもあることが示唆された。このことから、平均的な晴天時排出量を捕らえるためには特に小流域では複数回の調査が必要である。

さらに９年度より晴天時の通日観測に加え、降雨時の観測も開始した。観測の結果、ファーストフラッシュ現象などといった降雨時の流出形態が明らかになり、降雨時の流出量に関しても、下水道整備等の流域条件の影響が示唆された（表－２）。

表－２　降雨全体に占めるファーストフラッシュの割合

地点名	流量(%)	汚濁負荷量(%)			
		BOD	COD	TN	TP
大津川本川	18.92	50.70	61.09	60.01	61.71
名戸ヶ谷排水路	37.20	78.35	78.37	58.49	84.39
増尾排水路	57.56	83.41	85.12	74.66	83.72

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，横田 敏宏，竹歳 健治

キーワード	流域管理、水循環、下水道整備、汚濁負荷量

下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査		本文251ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成６～９年度	緑化生態研究室	

（目的）

地球環境への関心が高まるなかで、資源の有効利用が求められている。下水汚泥、街路樹の剪定枝葉なども従来は、廃棄処分されていたが、今後は、リサイクル資材としての有効利用が望まれるが、これらの有効利用率は低い。その原因として、下水汚泥は C/N 比が低く堆肥化しやすいが、悪臭があり利用されにくく、剪定枝葉は C/N 比が高く堆肥化しにくいことがあげられる。

本研究は、リサイクル資材の有効利用を図るため、下水汚泥と剪定枝葉を混合した汚泥枝葉堆肥を製造し、土壌改良材およびのり面緑化の基盤材としての適用可能性を検証することを目的としている。

９年度の研究内容として、各種の汚泥を用いた汚泥枝葉堆肥を土壌改良材 としての適用試験の追跡調査を継続して行い、それから得られた知見をもとに、汚泥枝葉堆肥を製造し、堆肥の有効性、堆肥の製造方法を取りまとめた。また、新たに製造した堆肥を用いて、のり面緑化の基盤材としての適用試験および追跡調査を行った。

（結果）

（１）土壌改良材としての適用試験追跡調査

下水汚泥（A；消化脱水汚泥、B；乾燥汚泥、C；コンポスト汚泥一次発酵品、D；コンポスト完熟品）と剪定枝葉（乾燥した落葉広葉樹）を、堆肥に適した含水率６０％または、C/N 比２０に調整したうえで、混合し、堆肥化した（７年度)。これらの試作堆肥を土壌改良材として用いて、８年度では、植栽試験を行った。９年度は、供試木の樹高、活力度等の調査を行い、各試験区について、試作堆肥および従来、用いられているバーク堆肥と比較検討した。

その結果、樹高、活力度とも、堆肥 D 以外では、バーク堆肥に比べて生長が良かった。このことより、コンポスト完熟品以外の下水汚泥と枝葉を混合して堆肥化することは、有効であると考えられる。

（２）堆肥の製造方法

７年度の試作堆肥で用いた枝葉（枝類を２割含む）より、粒径の大きい枝葉（枝類を４割含む）を用いて、乾燥汚泥と混合して汚泥枝葉堆肥を製造した。成分分析、温度変化を測定し、堆肥化可能な枝葉の範囲を検証した。９年度の試作堆肥の成分分析では、７年度の試作堆肥 C,D の結果と同程度であることから、９年度の試作堆肥でも、十分堆肥として適用可能な範囲であることが考えられる。このことから、枝類を４割含む枝葉を用いても、汚泥枝葉堆肥を製造することができることが確認された。

（３）のり面緑化の基盤材としての適用試験追跡調査

乾燥汚泥と乾燥枝葉を混合した汚泥枝葉堆肥をのり面緑化の基盤材としての適用性を検証した。試験内容として、バーク堆肥（対照区)、汚泥枝葉堆肥、枝葉堆肥を用いて、堆肥とピートモスの混合率を(50%, 50%), (80%, 20%),(100%, 0%)の合計９試験を行い、草丈、緑被率、土壌硬度を調査した。

その結果、施工初期において、土壌硬度が高かった全ての堆肥１００％区では、植物の生長に遅れを生じ、副資材（ピートモス）を混合した区の方が、土壌硬度が低いことがわかった。土壌硬度が高い原因として、材料が緻密であり、ノズル内につまり、施工性が悪かったため、吹付圧を強くしたためであると推測される。今後は、ピートモスの配合を検討、堆肥の品質の検討、吹付機械の検討という観点で、継続試験を行う予定である。

キーワード	リサイクル、下水汚泥、剪定枝葉、汚泥枝葉堆肥、土壌改良材、のり面緑化

下水道管渠の変形防止に関する調査		本文257ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成5～9年度	土質研究室	

（目的）

軟弱地盤などに下水道管渠を敷設した場合、埋設管とマンホールなどの構造物との間には、沈下挙動の違いから不同沈下が生じやすい。その際、管には管軸方向の曲げが作用し、管体などに損傷を引き起こす可能性がある。本研究では、軟弱地盤などの不同沈下の生じやすい箇所に管渠を敷設する場合の管渠の損傷を防止する工法の開発を目的とする。

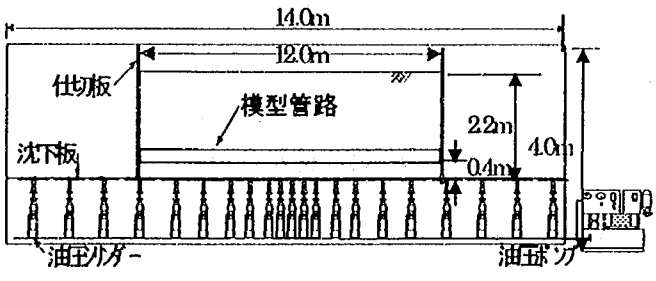
（結果）

(1)不同沈下模型実験・および管路の変形解析について

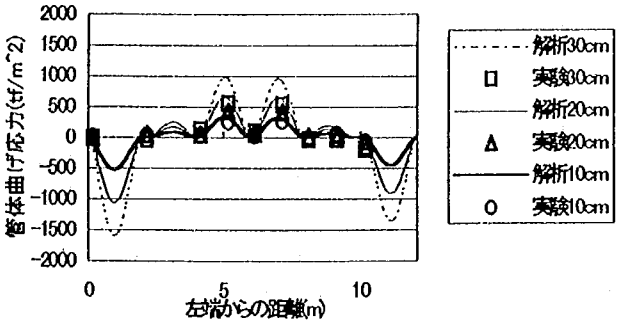
不同沈下の影響を受ける管路の変形挙動を明らかにするため、管種および管径を変化させた模型管路に対し、地盤沈下発生装置を用いた不同沈下実験を行った。（図－１）また、「地盤変位を考慮した弾性床上の梁」モデルに基づく数値解析手法により、実験ケースのシミュレートを行い、その適用性について検討した。（図－２）その結果、剛性管に対しても継手部の弾性係数を適切に評価することにより適用可能であることが明らかになった。また、異なる管径に対しても適用できることも分かった。

(2)管渠の不同沈下対策工法の選定手法について

(1)に示した実験結果、および解析結果に基づき、①マンホール際における、流動化処理土による巻き立て工法、可撓性継手工法の適用範囲、②地盤急変部における、短管工法、鞘管工法、地盤改良といった工法の適用範囲を明らかにした。さらにこれらをもとに、沈下量に応じた不同沈下対策工法を選定する手法を提案した。表－１に管径が 200 ㎜の場合の不同沈下対策選定例を示す。



図－１　地盤沈下発生装置実験の概要



図－２　管体曲げ応力の分布
（鉄筋コンクリート管）

表－１　不同沈下対策選定例

(a)マンホール際

不同沈下量	ﾚﾍﾞﾙ	管種	マンホール継手
2cm 以下	1	剛性管 可撓性管	モルタル接合
2cm～5cm	2	剛性管 可撓性管	流動化処理土巻立て または 可撓性継手
5cm～12cm	3	剛性管（短管） 可撓性管	可撓性継手
12cm 以上	4	※	

※マンホール際に加え、管同士の接合にも可撓性継手を使用する、あるいは地盤改良などが必要。

(b)地盤急変部

不同沈下率	ﾚﾍﾞﾙ	管種	継手間隔
3%以下	1	剛性管 可撓性管	定尺管(2m) 定尺管(4m)
3%～6%	2	剛性管 可撓性管	短管　(1m) 定尺管(4m)
6%以上	3 ※	鞘管工法、または 地盤改良など	

※局所的な地盤条件の変化などが予想される地点

研究担当者：三木 博史、古本 一司、石田 敬一

キーワード	不同沈下、可撓性管、剛性管、弾性床上の梁モデル

下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査		本文263ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成７～９年度	化学研究室	

（目的）

下水道施設コンクリートは、下水から発生する硫化水素に起因した劣化が問題となっておりこれに対して各種の防食工法が行われているが、防食技術は必ずしも確立されておらず、より耐久性の優れた防食材料の利用技術の開発が望まれている。

そこで、本研究では、プラスチック板等の貼付工法及び繊維補強等による防食新材料の防食性を調査することを目的に、防食材を施したコンクリート供試体を各薬品に浸漬を行い、質量変化及び外観観察を行った。

（結果）

（１）プラスチック板型防食材を施したコンクリートの評価試験

①プラスチック板型防食材を硫酸１０％溶液に浸漬した結果、高密度ポリエチレンＩが、浸漬日数が長くなるにつれて質量変化は増大していく傾向にあり、浸漬試験前の供試体重量と比べて最も質量変化が大きくなった。オルソ型ポリエステルとビニルエステルでは、質量変化は非常に小さく、増加傾向は見られなかった。（図－１）

②水酸化ナトリウム１０％溶液に浸漬した結果、オルソ型ポリエステルが最も質量変化が約２.０％と大きく、表面を観察したところ劣化しているのが確認された。その他の材料では、質量変化はほとんど変化は見られなかった。特にビニルエステルでは質量変化は０.５％以下であった。

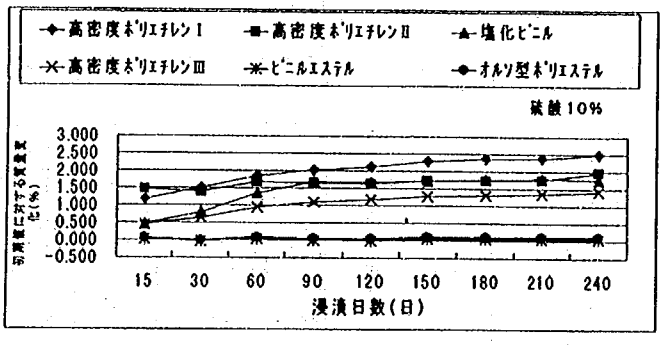
③飽和水酸化カルシウム溶液に浸漬した結果、高密度ポリエチレンＩは質量変化が非常に大きく約２.８％であった。その他の材料は、質量変化が１.５％以下であった。

（２）厚膜型被覆防食材を施したコンクリートの評価試験

①厚膜型被覆防食材を硫酸１０％に浸漬した結果、エポキシ樹脂Ⅰ(3mm)と(5mm)が隅角部から亀裂が発生しその部分から硫酸が浸入し、質量変化が大きくとなった。その他の材料については大きな質量変化は見られなかった。

②水酸化ナトリウム１０％溶液に浸漬した結果、材料間にほとんど差は見られず、また全ての材料で質量変化が０.５％以下であった。

③飽和水酸化カルシウム溶液に浸漬した結果、ビスフェノール型(2mm)、エポキシ樹脂Ⅱ(1mm)及びエポキシエマルジョン(2mm)で質量変化が２.０％以上となった。その他の材料は、質量変化は小さかった。



図－１　プラスチック板型防食材浸漬試験（硫酸 10 %）

研究担当者：明嵐政司、西尾隆

キーワード	下水道施設、コンクリート、防食材料、防食性、シート型防食材、厚膜型防食材

下水道施設の液状化対策に関する調査		本文265ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成9～11年度	動土質研究室	

（目　的）

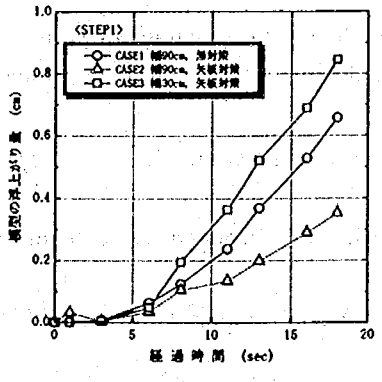
下水管渠・下水処理場等の地中構造物の地震時液状化に対する現実的な浮上がり防止対策として、矢板締切り工法が考えられるが、矢板締切り工法の効果、設計法については未解明な点が多い。そこで、９年度は、地中構造物の地震時浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果について振動台実験により検討を行った。また、浮上がり被害の発生要因を検討する目的で、北海道東方沖地震での北海道標津町での下水管渠被害原因について統計分析を行った。さらに、有効応力法に基ずく２次元液状化解析プログラムによりシミュレーションし、地中構造物の液状化による浮上がりに対する本解析法の適用性について検討した。

（結果）

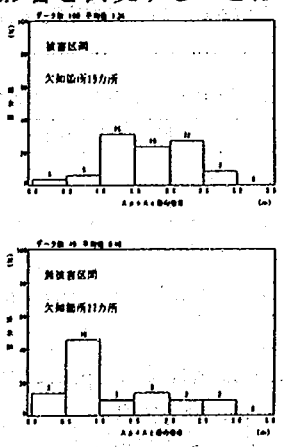
下水処理場等の面状構造物の液状化対策としての矢板締切り工法の効果について、模型振動台実験を行った結果、矢板締切りにより地中構造物の地震時浮上がりを抑制することを確認した（図１）。また、模型の幅の広いほうが浮き上がりにくいことがわかった。さらに、既往の設計式から求められる矢板に作用する地震時土水圧は設計上安全側の値を与えることがわかった。

北海道東方沖地震における標津町の被害管路（100箇所）と周辺の無被害管路（49箇所）を対象として、地盤条件等の統計的検討を行い、被害原因を検討した。その結果、被害の原因は埋戻し土の液状化が浮上がり被害の主因であると考えられるが、原地盤の不透水層の影響が被害程度に関与していることがわかった（図２）。

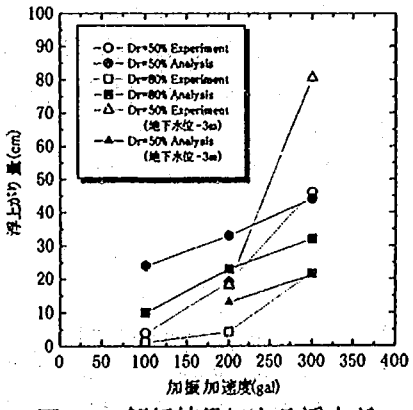
遠心実験の結果を対象に、有効応力法に基づく２次元液状化解析プログラムによりシミュレーションを行った結果、浮上がり現象を解析によりある程度表現することができたが、浮上がり量は実験値と一致するとはいえず、また地下水位の影響を表現することはできなかった（図３）。



図－１　振動台実験による浮上がり量の時間変化



図－２ 管渠周辺地盤の不透水層(Ap+Ap)層厚の頻度分布図



図－３ 解析結果による浮上がり量と加振加速度の関係

研究担当者：松尾修、近藤浩市、佐々木哲也

キーワード	下水道管渠、浮上がり、振動台実験、矢板締切り、北海道東方沖地震、FEM解析

水質事故対策技術に関する調査		本文271ページ	平成9年度
全体計画	河川事業調査費　平成9～11年度	水質研究室	

（目的）

水質事故の年間発生件数はここ数年横這いであるが、水道の取水停止を伴った重大事故の発生件数は増加傾向にある。水質事故では、流出初期の迅速な対応が効果的であるが、現状は事故発見、通報の遅れとともに、事故原因物質の特定に多大の時間を要するなどの課題がある。このような問題点の改善のため、各地建技術事務所、開発土木研究所と共同で、河川管理者の早期の水質事故の発見、水質事故処理技術の開発などを検討し、水質事故における迅速な対応が可能となることを目的として調査を実施した。

この中で、土木研究所においては油の流出予測の検討を担当している。

（結果）

平成９年度は、油流出予測モデルに関する既往知見を各過程毎に収集・整理し、予測方法、課題について整理した。

1)流れと風による輸送過程

風圧流は直上風速の一定割合として与え、その係数は 0.03 が一般に用いられている。[1] また、表層流は水深方向に平均化した流れの 1.1 倍として扱われることが多い。[2) 3)]

2)乱流拡散と張力-重力バランスによる油膜の広がり

流水中の拡散はあまり調査されていない。

3)河岸への接岸

接岸した油の再浮遊の過程は河岸形状によって大きく異なるが、知見は非常に少ない。

4)エマルジョン化と乱流混合

河川での流出原因油は精製油が多く、原油が原因となる場合が多い海洋に比して、乳化するものは比較的少ない。定式化は Macay ら[4] により行われている。

5)風化過程における蒸発、溶解による物性変化

蒸発は油膜の広がりに比例して増加し、風速、気温、油膜面積により変化する。

溶解速度については Cohen ら[5] により求められた事例などがある。

参考文献

1)Stolzenback,K.D.,et al.,A review and evaluation of basic techniques for predicting the behavior of surface oil slicks.,Report No.222,Ralph M.Parsons Laboratory,Department of Civil Engineering,Massachusetts Institute of Technology,Cambridge.Mass.

2)Shen,H.T.and Yapa,P.D.,Oil Slick Transport in Rivers.,Journal of Hydraulic Engineering,ASCE,114(5)May 1988,pp529-543

3)Hunter,J.R.,An interactive computer model of oil slick motion,in Proceedings,Oceanology International'80,pp.42-50

4)Macky,D.,Buist,I.,Mascharenhas,R.,and Paterson,S.,Oil Spill Processes and Models,Report EE-8 submitted to Environment Canada,University of Toronto,Toronto,1980.

5)Cohen,Y.,Mackay,D.,and Shiu,W.Y.,Mass transfer rates between oil slicks and water,The Canadian Journal of Chemical Engineering,Vol.58,October 1980.

研究担当者：田中 宏明，横田 敏宏

キーワード	水質事故、油、流出予測、モデル化

河川水質と水生生物相との関係把握		本文277ページ	平成９年度
全体計画	平成８年～平成１１年	水質研究室	

（目的）

近年環境基本法では、生態系の多様性を維持するとの新たな視点が取り込まれ、建設省においても環境政策大綱や河川審議会、都市計画審議会において河川や都市空間での生態系保全施策の必要性が強く打ち出されている。生態系、特に水生生態系を保全するためには、生息空間構造、流況、生物相互作用、食物源の他に、水質が大きな役割を果たしていると考えられる。本研究では、水生生態系を保護するための水質条件やその条件設定のための調査研究方法を文献的に調べるとともに、都市を中心とした河川などの水質とそこに形成される水生生物相の関係についての基礎的知見を現地調査などにより把握する事を目的としている。９年度は、前年度に引き続き下水処理水が主に流れる都市河川において水生生物相の調査と水質調査を実施した。

（結果）

(1)放流口の生物相を比較すると、処理水を塩素消毒しているａ川、ｅ川において *Chlorolobion* が優占種として出現したのに対し、オゾン処理を行っているｃ川、ｄ川では出現しなかった。以上のことから付着藻類の生物相に対して残留塩素が大きく影響していると考えられる。

放流口（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜平成9年度＞

		春期		夏期		秋期		冬期	
a川	1位	*Chlorolobion sp.?*	緑	*Chlorolobion sp.?*	緑	*Chlorolobion sp.?*	緑	未調査	－
	2位	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑		
	3位	*Stigeoclonium sp.?*	緑	*Stigeoclonium sp.?*	緑	*Stigeoclonium sp.?*	緑		
	出現種数	3		7		4			
b川	1位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Gomphonema parvulum*	珪
	2位	*Gomphonema parvulum*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Phormidium (cf.favosum)*	藍
	3位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Nitzschia palea*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑
	出現種数	20		26		20		15	
c川	1位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp*	緑	*Calothrix sp.*	藍
	2位	*Nitzschia palea*	珪	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Homoeothrix janthina*	藍
	3位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Nitzschia palea*	珪	*Navicula minima*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑
	出現種数	11		16		14		12	
d川	1位	*Navicula cryptoceptala v.veneta*	珪	*Nitzschia palea*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑
	2位	*Nitzschia palea*	珪	*Navicula minima*	珪	*Homoeothrix janthina*	藍	*Navicula minima,*	珪
	3位	*Navicula minima*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪	*Navicula minima*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪
	出現種数	18		8		10		13	
e川	1位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Phormidium (cf.favosum)*	藍
	2位	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑
	3位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Gomphonema parvulum*	珪
	出現種数	17		15		10		19	

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

(2)放流水と河川水の合流による生物相の変化を見るため、自流を持つｂ川、ｅ川について付着藻類の種類を比較した。優占種の構成は河川水のみの水域と処理水のみの水域ではかなり異なっていた。河川水と処理水が混ざった水域では河川水のみの水域と類似してはいるものの、どちらの水域にも見られない種が出現していた。優占種が異なる要因としては、河床形態や流速、水質の違いが考えられるが、調査した河川においては河床形態や流速に大きな変化がないのに対して、水質は、河川水のみの水域と放流水と合流した後の水域では値が異なる項目が多かった。このことから、生物相の違いは主に水質の違いによるものと考えられる

放流水と河川水の合流による生物相の変化（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜夏期＞

		放流口上流（河川水のみ）		放流口（処理水のみ）		放流口下流（河川水＋処理水）	
b川	1位	*Homoeothrix janthina*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Stigeoclonium sp.*	緑
	2位	*Nitzschia amphibia*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Eunotia sp.*	珪
	3位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Nitzschia palea*	珪	*Cladophora glomerata*	緑
	出現種数	36		26		31	
e川	1位	*Navicula confervacea*	珪	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Navicula confervacea*	珪
	2位	*Phormidium (cf. Ambiguum)*	藍	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Gomphonema parulum*	珪
	3位	*Gomphonema parulum, Nitzschia palea*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Scenedesmus acutus*	緑
	出現種数	34		15		28	

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

研究担当者：田中　宏明、南山　瑞彦、松原　正明、原田　新

キーワード	水質評価、バイオアッセイ、水生生態系、付着藻類、底生動物

下水道工種の体系化に関する調査		本文283ページ	平成９年度
全体計画	下水道事業調査費　平成８～10年度	建設システム課	

（目的）

建設省では、公共事業における調査・計画・設計・積算・契約・施工管理・維持管理といった一連のプロセスについて、合理的、かつ、一貫性のある新たな積算大系として新土木工事積算大系（以下、「新大系」という。）の整備を行っている。工事工種の体系化とは、新大系における中核をなす整備項目であり、公共土木工事を請負施工に付する場合の工事内容について、階層別に工種を細分類すると共に、工種用語の標準化及び契約等に係る表示単位を標準的に規定することをいう。河川・道路事業についてはほぼ概成し、その成果を活用している。

本研究は、下水道事業分野における工事工種の体系化について、工事内容や現行の積算体系の特性を考慮して、その体系構造を構築し、実際に体系化を行うものである。

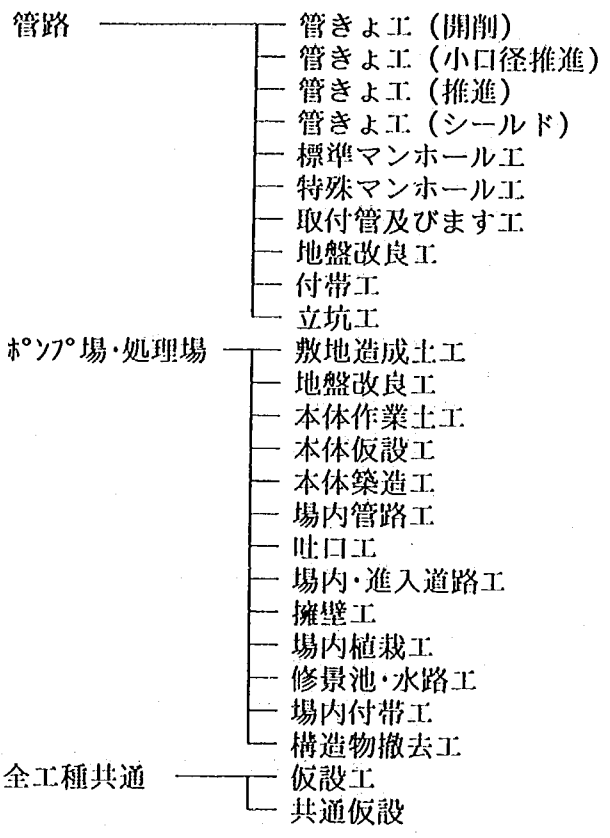
（結果）

(1) 下水道事業分野の工事工種体系の構造検討（体系ツリー図の作成）

下水道工事工種の体系化として、工事内容をレベル１～６までの階層構造として表現した（体系ツリー図の作成）。レベル１からレベル３までは主として工事の発注ロットや一定の構造を持つ部位を表すための総称を表示するレベルである。また、レベル４は工事を構成する基本的な単位目的物であり単位と共に契約数量を表示するレベルである。この表示方法にて下水道分野の管路及び処理場・ポンプ場工事区分を体系化した。

(2) 積算要素表の検討（細別モジュール表の作成）

基本的な工事単位目的物を表すレベル４は具体的な積算要素の集合体として表現することが必要であり、個々の積算項目に対応する歩掛や代価表との関係を表示する必要がある。このため、各レベル４に対応する積算要素表（細別モジュール表）を作成した。なお、体系ツリー図及び細別モジュール表とも８年度は主として「管路」工事区分の作成を行い、９年度は「処理場・ポンプ場」工事区分を作成した。



図－１　下水道工事におけるレベル１とレベル２

研究担当者：大澤健治，小林一三

キーワード	新土木工事積算大系，積算・契約，工事工種の体系化

原虫による水質汚染実態調査		本文289ページ	平成９年度
全体計画	河川事業費　平成８～９年度	三次処理研究室	

（目的） 埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムによる大規模な感染症は、越生町の上水源である越辺川伏流水にクリプトスポリジウムのオーシストが混入し、浄水過程でも十分除去されずに水道水として各家庭に給水されたことが原因であり、８千人以上にもおよぶ感染者が発生した。

このため、本調査は水道水源として供される関東地方の河川水等でのオーシストの存在状況の把握を目的に実施するものである。

（結果） ９年度の調査結果を表－１に示す。調査を行った 36 検体の内、秋ヶ瀬堰(9 月)、新葛飾橋(12,3 月)および利根大堰(3 月)河川水から 0.05 ～ 0.10 個/L のオーシストが検出され、検出割合としては 11 %であった。平成８年度と併せると、89 検体中７検体から検出されたので検出割合は８％であった。

クリプトスポリジウムのオーシストの検出状況とジアルジアのシスト濃度、SS 濃度および大腸菌群数との関係を表－２に示す。秋ヶ瀬堰、新葛飾橋においては、オーシストの検出された河川水は、平均シスト濃度がオーシスト不検出時に比較して３倍、同様に SS 濃度で２倍、大腸菌群数はばらつきがあるものの 10 倍程度に上昇していた。特に、シスト濃度が、オーシスト不検出時よりも上昇することによって、オーシストの存在の可能性が高まると考えられた。しかし、秋ヶ瀬堰の一部のデータおよび利根大堰については、SS 濃度、大腸菌群数が通常よりも上昇しなくても、オーシストが検出される場合が見られたことから、さらなるデータの蓄積が必要である。

表－１　クリプトスポリジウム実態調査結果表（平成９年度）

	越辺川*	秋ヶ瀬堰	利根大堰	羽村堰	新葛飾橋	水郷大橋
調査期間	H9.4.22 ～ H10.3.10		H9.6.3 ～ H10.3.3			
調査検体数**	8	8	5	5	5	5
試料濃縮法	(f)	(C)	(C)	(f)	(C)	(C)
検出検体数	不検出	1	1	不検出	2	不検出
検出濃度（個/ℓ）	－	0.05	0.10	－	0.06－0.10	－
平均回収率（%）	47(f)	18(C)	－	－	－	－
平均回収率(%)****	47(f)	15(C)	－	－	8(C)	－
検出限界値(個/ℓ)***	0.05～0.08	0.05	0.05	0.05～0.10	0.06～0.10	0.05～0.13

（f：ﾌｨﾙﾀｰによる濃縮、C：遠心分離による濃縮）

各試料は基本的に上記濃縮法によるが、試料中の濁質の多少により適宜変更している。

* 越辺川は越生浄水場取水口付近の河川水。

** 各地点において底泥試料１検体分を含む。　　*** 河川水試料のみの値。

**** 免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法による回収率。免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法は、平成10年3月の各河川水試料のみに適用。

表－２　ｵｰｼｽﾄ検出とSS、ｼﾞｱﾙｼﾞｱ、大腸菌群数(TC)との関連性（検出限界値0.1個/ℓ以下、平成９年～）

項目＼河川		秋ヶ瀬堰		利根大堰		新葛飾橋	
		ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時	ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時	ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時
SS	範囲	3 - 10	5 - 25	3 - 9		6 - 58	40 - 73
(mg/ℓ)	平均	5	12	6	6	25	57
ｼﾞｱﾙｼﾞｱ	範囲	0.05 - 0.80	0.59 - 1.15	0.20 - 1.00		0.10 - 1.78	1.68 - 2.30
(個/ℓ)	平均	0.32	0.95	0.74	NR	0.70	1.99
TC(MPN	範囲	4.9E2-1.1E4	4.9E2-9.2E4	2.8E3-7.9E3		7.9E2-7.9E3	7.0E3-7.0E4
/100mℓ)	平均	2.7E3	3.1E4	4.7E3	7.9E3	5.5E3	3.9E4

NR：データなし

研究担当者：鈴木　穣、諏訪　守

キーワード	河川水、原虫、クリプトスポリジウム

毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査		本文291ページ	平成9年度
全体計画	測量及び試験費　　平成9年度	水質研究室	

（目的）

河川等において、毒性物質が流入した際の検出・対応方法としては、現在のところ、河川管理者の直接的な監視、もしくは他の数種の水質センサーによる異常値の検出からの類推等に頼る以外方法がないのが現状である。それらの毒性物質を早期に発見することは非常に重要であり、そのために毒性物質を対象とした対象としたモニタリングを行うことが有効である。

本調査では、その様な毒物の流入に対して、迅速に検出し対応することが出来る、硝化細菌を用いたバイオセンサーを利用した毒物モニターを実用化し、河川水質監視に適用することを目的とし、実施するものである。

また、毒物モニターの適用検討の他に、センサーの改良の可能性を探るための硝化細菌の感受性の調査として、硝化細菌を用いた簡易なバイオアッセイについても検討を行った。

（結果）

1．毒物モニターに関する検討

1）　応答性・検出感度の向上の検討

従来のリン酸塩を主成分とした緩衝液では硬度の高い水の場合、硬度成分のカルシウムとリン酸が反応し沈殿を生じ測定の妨害となる場合があったため、緩衝液の組成について検討を進めた。その結果ホウ酸塩を主成分とした緩衝液を使用することで、硬度成分の妨害を受けずに測定が可能となった。

2）　汚濁試料測定検討

もっとも汚濁の著しい試料として、下水処理場流入水，処理水試料等では、カルシウム等が高濃度で含まれているため従来の緩衝液では沈殿を生じ、測定の際に前処理が必要であったが、ホウ酸塩緩衝液を用いることで前処理を要せず測定が可能となった。

3）　河川水試料特性検討

河川水に対してのモニターの維持管理性と応答性を見るために、関東地方建設局江戸川工事事務所槻戸水質自動観測所において稼働試験を行った。中空糸膜除濁装置の導入により、１枚の膜で２ヶ月程度の間、安定したモニタリングができるようになった。

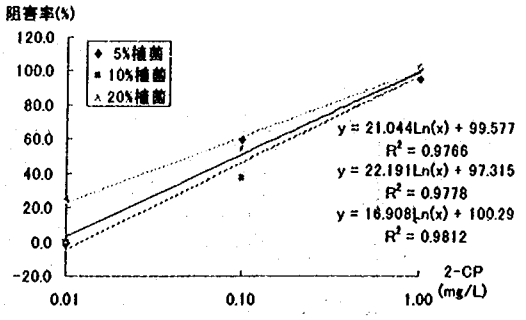
2．硝化細菌を用いたバイオアッセイに関する検討

1）　植菌量の検討

毒物センサーに使用している硝化細菌の純粋株を用いて硝化細菌のアッセイ法について検討を行った。フラスコを用いて、2-クロロフェノール（2-CP）添加による硝化阻害試験を行い、適正な植菌量の判定を行った結果、植菌量 20 %で 50 %硝化阻害濃度（EC50）が 0.051mg/l 程度であり、濃度（対数）に対する阻害率の相関性も $r^2 = 0.98 \sim 0.99$ と高い値が得られた。

2）　下水試料への適用

下水処理場流入水，処理水に対して上記１）で設定した試験系を用いて実験を行った。しかし、試料水中の成分とリン酸の反応により沈殿が生じ良好な試験結果が得られなかった。そのため、リン酸に変わるｐＨ緩衝剤として N-(2-ﾋﾄﾞﾛｷｼｴﾁﾙ)ﾋﾟﾍﾟﾗｼﾞﾝ-N'-2-ｴﾀﾝｽﾙﾎﾝ酸(HEPES)を用いて実験を行ったところ、良好な試験結果が得られた。



図－１　2-CP による阻害率試験結果

3）　試験系の小型化

試験をさらに簡易に行うために、現在使用しているフラスコの系から、試験管での試験系に変更して実験を行った。実験の結果、試験系を小型化してもフラスコとほぼ同様な結果が得られることがわかった。

研究担当者：田中 宏明，南山 瑞彦，横田 敏宏，豊田 忠宏

キーワード	毒物，バイオセンサー，河川管理，水質監視

利根川水系水質実態調査		本文293ページ	平成９年度
全体計画	測量及び試験費　平成８～１１年度	水質研究室	

（目的）

利根川水系の取・排水が交錯しつつあるなか、流域における土地利用、人口、産業活動が大きくなってきている。流域内の排水対策は、下水道施設や浄化槽等を中心として進んできており、ＢＯＤとしてみた場合には水質の改善がみられる。しかしながら、環境基準にない栄養塩類等についての動向は、悪化がみられるものがある。水利用そのものが今後一層高度化していく中、これからの利根川水系の水質の動向が水利用の変化、社会・流域活動の変化にともない、どのようになるかを把握することは、水質保全に関する施策を実施していく上で重要である。

本調査の目的は、利根川水系の水質実態調査、水利用の実態を把握し、利根川水系全体の水循環、汚濁物質の循環を明らかにするものである。

（結果）

平成９年度は、既往のデータ収集と利根川水系の水質実態調査を行った。

１．流域の自然条件、社会・経済活動状況調査

水量、水質観測が行われている地点から検討対象地点を選定し、その地点の流域分割毎に既往の「利根川流域別下水道整備総合計画」等を参考に整理した。９年度は、埼玉県、群馬県の①処理形態別人口の動態とその汚濁負荷量、②工場出荷額の推移とその汚濁負荷量、③土地利用状況について整理した。

２．水質実態調査

平成９年４月から平成１０年３月まで１２回測定（１回／月）した結果に８年度の調査結果を合わせてまとめ平均値を下表に示した。T-N は、板東大橋で 1.91mg/l であるが下流に行くに従い徐々に高くなり、河口堰では 3.26mg/l であった。T-P、TOX は T-N 同様下流に行くに従い徐々に高くなり、板東大橋と河口堰での増加は 1.5 倍程度、TOXFP、THMFP は２倍程度であるが、ｸﾛﾛﾌｨﾙ、ﾌｨｵﾌｨﾁﾝでは 10 倍程度となっていた。また、８年度と同じ項目の農薬について測定した結果、DDVP、BPMC、CAT、ﾀﾞｲｱｼﾞﾉﾝ、IBP、MEP、ﾁｵﾍﾟﾝｶﾙﾌﾞ、ｲｿﾌﾟﾛﾁｵﾗﾝの８項目が春から夏の調査において定量下限値以下のレベルではあるが検出されることがあった。

利根川本川水質分析結果　（平成8年9月～10年3月までの平均値、n＝19）

調査地点		D-TOC mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	K-N mg/l	T-N mg/l	PO4-P mg/l	T-P mg/l	ｸﾛﾛﾌｨﾙa μg/l	ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa μg/l	TOX μg/l	TOXFP μg/l	THMFP μg/l
板東大橋	TO－1	2.2	0.16	0.02	1.26	0.60	1.91	0.036	0.097	2	2	10	115	34
上武大橋	TO－2	2.2	0.19	0.03	1.66	0.48	2.17	0.045	0.096	3	3	8	136	37
刀水橋	TO－3	4.1	0.79	0.13	4.39	1.18	5.70	0.198	0.250	5	5	16	259	69
利根大堰	TO－4	2.7	0.19	0.04	2.19	0.61	2.83	0.054	0.091	7	4	8	143	47
栄橋	TO－5	2.5	0.10	0.02	2.28	0.66	2.95	0.045	0.093	7	3	9	176	42
芽吹橋	TO－6	2.6	0.17	0.02	2.44	0.61	3.04	0.111	0.116	11	5	8	179	51
取手	T－1	2.7	0.15	0.03	2.48	0.73	3.19	0.048	0.139	13	5	8	186	50
布川(栄橋)	T－2	2.8	0.17	0.03	2.41	0.71	3.10	0.043	0.144	12	5	9	167	49
須賀	T－3	3.1	0.38	0.04	2.47	0.74	3.21	0.057	0.136	16	7	9	203	56
金江津	T－4	3.0	0.33	0.04	2.46	0.87	3.32	0.057	0.138	19	8	13	208	65
水郷大橋	T－5	3.3	0.27	0.05	2.41	0.87	3.27	0.043	0.188	25	12	13	209	64
河口堰	T－6	3.2	0.21	0.05	2.39	0.89	3.26	0.037	0.140	29	14	14	230	71
銚子大橋	T－7	3.4	0.20	0.03	1.49	0.67	2.21	0.035	0.082	17	7	51	396	141

研究担当者：田中宏明、小森行也、横田敏宏、竹歳健治

キーワード	利根川、水質調査、トリハロメタン生成能、農薬

Ⅰ．試験研究費による研究

１．下水管の堆積物の特性に関する研究

下水道研究室　室　　長　　笹部　薫
研　究　員　　深谷　渉

１．はじめに

下水道管きょは、土砂等が堆積することなく処理場まで円滑に流下（掃流）するような流速を基に設計されているが、多くの管きょにおいて設計通りに掃流が行われず堆積物が存在している。堆積物は、流下能力の阻害、悪臭の発生、腐食性物質の発生による管きょの損傷など、維持管理を行う上での様々な問題を引き起こすことが考えられる。そのため、存在するはずのない堆積物の除去のために、管路内調査や清掃などに多大な労力と時間、予算が費やされており、効率的な維持管理及び管きょ設計が行われているとは言い難い。

維持管理の重要性やコスト削減などが叫ばれる昨今、より効率的な維持管理を行うためにも、管きょ内に堆積物を発生させないための設計法の確立、堆積物の発見・除去技術の開発が必要であると考えられる。しかしながら、我が国の堆積物に関する知識は乏しく、何がどこにどのようにして堆積するのか、その基本的なことが明らかにされていないのが現状である。よってここでは、堆積物の性質や堆積箇所等の基本特性を明らかにし、効率的な維持管理計画を策定するための一資料とするとともに堆積防止技術の確立を目指す。

２．堆積物の実態に関する調査

我が国における堆積物の実態を調査するため、下水道の敷設経験のある全国の市町村から約100自治体を抽出し、管きょ内堆積物の性状や量、堆積場所等についてアンケート調査を行った。アンケートの調査概要と結果について報告する。

2.1　調査対象自治体の抽出

アンケート調査の対象自治体は、下水道統計[1]のデータを主に、３種類の方法で抽出した。

◎抽出方法１

政令指定13都市。

◎抽出方法２

政令指定都市を除く全国の市町村を対象に、抽出条件として、①供用開始後25年以上経過、②計画処理人口５万人以上、③分流式採用の３条件を与えて、条件を満たす計54都市を抽出した。

◎抽出方法３

下水管きょ内に堆積物が多く存在していると考えられる自治体を抽出することを目的とし、下水道統計[1]データより、清掃距離が長く、m当たり年間土砂発生量の多い自治体を抽出した。

以上の３つの方法で抽出された約100の自治体を、今回のアンケート調査対象とした。

2.2　アンケートの内容

アンケートは、各自治体における基本諸元（処理人口・処理面積・下水道敷設状況・地域特性等）および堆積物の実態（堆積物の年間処分量と延長及び費用・清掃基準・堆積箇所・性質・苦情等）を、選択式および記述式で回答いただいた。

2.3 アンケート調査結果

2.3.1 基本諸元

88の自治体から回答が得られた。各自治体の下水道整備状況等の特徴を以下にまとめる。

（1）処理人口：最も処理人口の低いところで約2万人、最高で300万人であった。

（2）処理面積：最も処理面積の小さいところで500ha以下、最大で約30,000haであった。

（3）排除方式と管きょ延長：排除方式は、合流式(一部分流式も含む)が57%、分流式が43%であった。管きょ延長割合は、汚水管70%、雨水管10%、合流管20%であった。

（4）管径別延長：φ250～350mmの管径が最も高く58%、次いでφ200mm以下が18%、以下、φ400～700mm 13%、φ800以上9%であり、小口径の管きょが全体の3/4を占めていた。

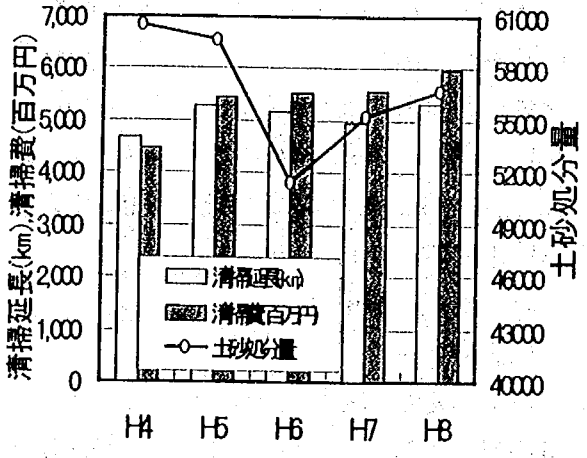
（5）本管の管材料：管材毎の自治体数はヒューム管80、塩ビ管78、陶管27であった。

2.3.2 堆積物の実態

堆積物の実態に対する回答を整理すると以下の通りとなった。

（1）堆積物の年間処分量と延長および費用

堆積物の年間処分量、清掃延長、清掃費について、過去5年間（H4年度～H8年度）の実績データを得た(図－1参照)。この結果、H6年度の年間処分量の合計が、他の年と比較して小さな値を示した。これは、H6年に起きた全国的な渇水の影響によるものと考えられた。また年間処分量は、経年的に徐々に減少傾向にあった。年間清掃延長は、ほぼ横這いであると判断された。年間清掃費については、増加傾向にあった。ここで挙げた3項目（処分量, 清掃延長, 清掃費）は、連動した動きを見せると考えられたが、各々が異なる動きを見せる結果となった。これには、以下の理由が考えられた。年間清掃延長が横這い傾向なのに対し、年間清掃費は増加傾向にある。この関係について、年間清掃費を年間清掃延長で除した値、すなわち、m当たり清掃費から推測すると以下のようになる。各年のm当たり清掃費を算出すると、表－1に示すようになり、m当たり清掃費が経年的に増加傾向にあることが分かる。これは、物価の上昇や技術の進歩に伴う技術料割増分等によるものではないかと考えられた。



※土砂処分量の単位～
回答の得られた処分量の単位は、重量(t)や体積(m³)であった。ここでは、傾向のみを把握できればよいとして、単位の統一化は行っていない。

図－1 清掃業務の経年変化（過去5年）

年間土砂処分量は、年間清掃延長が横這い傾向でありながら処分量が減少したが、清掃

により発生した土砂等の堆積物が管内から減少しているためと考えられる。これは、アンケート対象自治体の総敷設延長の約 66％を占める政令都市を中心とした敷設経過年数が長い自治体で、下水管きょの更正事業が進み、堆積しやすい管きょが改善され適正な流下が行われているためであると考えられる。

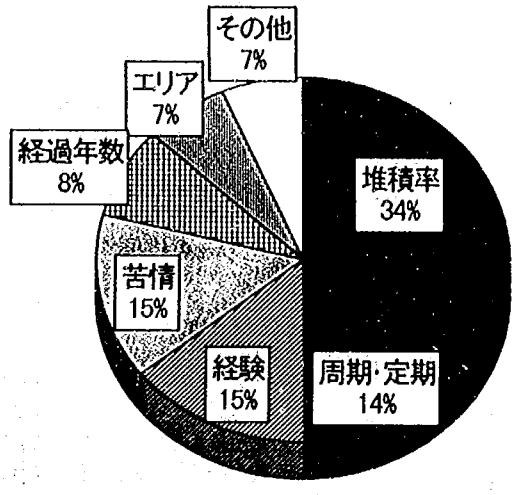
表－１　　m当たり清掃費一覧表

	平成４年度	平成５年度	平成６年度	平成７年度	平成８年度
年間清掃費(千円)※1	4,441,896	5,462,019	5,469,948	5,555,917	5,960,649
年間清掃延長(m)※2	4,557,997	5,188,708	5,065,203	4,882,798	5,222,990
m当り清掃費(千円/m)	0.97	1.05	1.08	1.14	1.14

※1～清掃費と清掃延長のいずれかのデータが欠けている場合は、そのデータを除く。
※2～直営清掃を実施している自治体データは除く（清掃費が算出できないため）。

（２）清掃基準

清掃の実施を判断する指標として用いられる基準は、①堆積率（閉塞断面積/管きょ断面積），②周期，③経験，④苦情，⑤経過年数，⑥エリア（処理区をいくつかのエリアに分けてエリア毎に順次清掃を実施），⑦その他の７項目であった。それぞれの採用割合は、図－２の通りであった。



図－２　清掃基準採用割合

最も採用件数の多い①堆積率については、下水道施設維持管理指針 [2]から引用している自治体が多かった。指針においては、堆積率が本管で 20％前後、取付管で 60％前後の場合に清掃するよう記述されている。また、日本下水道管路維持管理業協会発刊の維持管理マニュアル [3]によれば、堆積率が本管の場合 23％、取付管の場合 63％で清掃を実施することが望ましいとしている。指針以外の基準では、明文化されていないものの、堆積率５～30％という目安値を、自治体毎に有しているようである。また堆積率以外にも、管径別堆積率や、排除方式別堆積率（合流式 10％以上，分流式５％以上）、堆積深（2.5 cm以）があった。次いで多い「周期」は、堆積物の有無に関わらず周期を基準とし、定期的に清掃を実施するものである。この基準を採用している自治体は 18 であった。設定する周期は様々であるが、５年前後を周期とする自治体と、10 年周期とする自治体に大別できた。また排除方式別に、合流式で４年周期、分流式汚水管で８年周期とする自治体もあった。以下、「経験」「苦情」「経過年数」「エリア」と続いた。

（３）堆積物発生箇所

堆積物発生箇所については、発生箇所数順に順位を記入してもらった。そこで、この順位を得

点制にし、順位が上位であるほど獲得する得点が高くなるようにした（1自治体の最大回答数が10であったため、順位1位＝24点とし，2位以下は順位低下毎に1点減とした）。また、得点と同時に、堆積物発生箇所毎の該当自治体数についても集計した。集計の結果、堆積物発生箇所として23種類の回答を得た。表－3に、堆積物発生箇所の上位10位を示す。

表－3　堆積物発生箇所の上位10位

順　位	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
堆積箇所	たわみ	伏 越	変勾配	人 孔	曲り部	飲食店	木 根	P場･MP	勾配不良	最上流
総得点	734	685	431	357	284	68	37	33	24	22
自治体数	81	71	55	51	41	9	5	4	3	2

最も獲得点数の多いのは管路のたわみ部であり、該当自治体数は81であった。次いで、伏越であり該当自治体数は71、さらに変勾配，人孔，曲り部と続き、6位以降は獲得点数および自治体数が急減した。また、総得点と自治体数の順位は対応した値を示した。

ここで、挙げられた堆積物発生箇所の原因別分類を行った。分類種別は、①構造上の問題、②構造上の欠陥、③外的要因とした。各分類は、以下のように定義した。「①構造上の問題」は、設計通りに施工されているが、堆積が起きている箇所。「②構造上の欠陥」は、施工後に管きょ機能を低下させる不具合により堆積物が生じ、管きょ自体の更正および補修を行わない限りは解決しない箇所。「③外的要因」は、構造上の問題とは異なる外的要因により堆積が発生した箇所とした。分類結果を、表－4に示す。

表－4　堆積物発生箇所の分類

①構造上の問題	②構造上の欠陥	③外的要因
●伏越部　●変勾配 ●人孔　●曲部 ●P場･MP　●最上流 ●副管　●取付管･枡 ●公私接点　●放流部 ●合流部　●遮集管 ●雨水吐室	●たわみ ●木根 ●勾配不良 ●未使用取付管 ●人孔出入口 ●破損部	●飲食店 ●公園内･砂利道 ●家屋点在 ●新築
総得点:1,876,自治体数:233	総得点:811,自治体数:92	総得点:87,自治体数:12
1箇所当り獲得点＆自治体数		
獲得点　：144 自治体数：18	獲得点　：135 自治体数：15	獲得点　：22 自治体数：3

分類の結果、「①構造上の問題」が最も多い13箇所、次いで「②構造上の欠陥」6箇所、「③外的要因」4箇所、となった。これにより、堆積物発生箇所数から見ると、「①構造上の問題」に対する重点的な堆積物対策への取り組み（設計基準の変更等）を実施すればよいことになる。また、1箇所当たりの獲得点および自治体数の平均値を見ても、平均値が高いのは「①構造上の問題」であり、問題の重みが大きいと判断される。よって、堆積物の早期解決を目指す場合には、「①構造上の問題」について重点的に対策を行うことが効果的であり、その抜本的対策として現行の設計法の見直しが必要であると考えられた。

（4）堆積物の性質

堆積物の性質は、発生箇所と同様の方法で集計した（ただし，1自治体の最大回答数が 13 であったため、順位1位＝14点とした）。堆積物性質の上位10位を表－5に示す。

表－5　堆積物性質の上位10位

順　位	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
種　類	土砂	油	汚物	ごみ	ﾓﾙﾀﾙ	木根	紙類	木片	AS塊	容器
総得点	1148	1043	262	217	212	107	79	33	23	23
自治体数	83	80	21	18	17	8	7	3	2	2

堆積物性質としては、15 種類の回答があった。最も獲得点数の多かったのは土砂であり、該当自治体数は 83 であった。土砂は、合流式の場合、雨水とともに路面や公園、宅内の庭等を通じて流れ込み、分流式の場合、雨水系統を汚水管へ誤接することにより流入すると考えられる。次いで多いのは、油であり該当自治体数は 80 であった。油は、その流入が規制されており、必要ならば除外施設を設けなければならないことになっている。しかしながら、種々要因によりその基準が守られていないのが現状である。2位以下は、獲得点および自治体数が急減し、汚物、ごみ、モルタルと順位が続き、6位以降はさらに獲得点数および自治体数が急減した。また、総得点と自治体数の順位は対応した値を示した。また、ここで、挙げられた性質について、発生源別分類を行った。分類種別は、①下水含有物、②外的(偶発的)要因、③人為的投棄とした。各分類は以下のように定義した。「①下水含有物」は、通常下水に含まれているもの。「②外的(偶発的)要因」は、管破損部や人孔蓋穴等より偶発的に下水管きょ内に入ったもの。「③人為的投棄」は、故意の投棄によるものとした。分類結果を、表－6に示す。

表－6　堆積物性質の分類

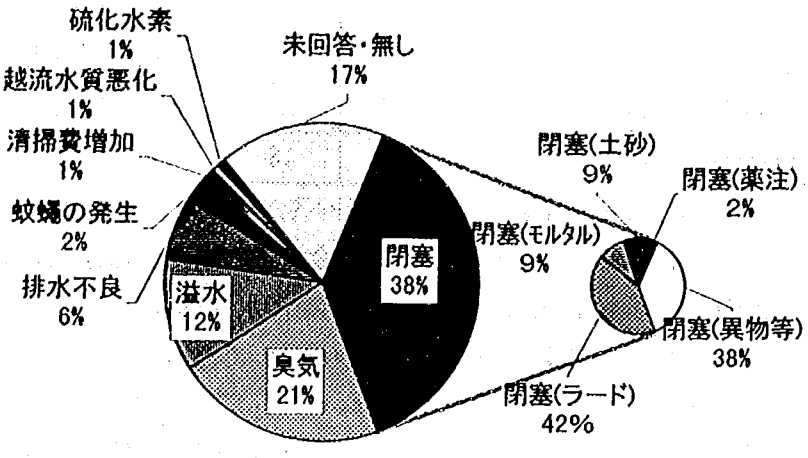
①下水含有物	②外的(偶発的)要因	③人為的投棄
●土砂 ●汚物 ●紙類	●木根 ●落ち葉	●油　●ゴミ ●モルタル　●木片 ●ＡＳ塊　●容器 ●処理残　●割り箸 ●金属片　●土嚢
総得点:1,489,自治体数:111	総得点:128,自治体数:10	総得点:1,596,自治体数:129
1種類当り得点＆自治体数		
獲得点　：496 自治体数：　37	獲得点　：64 自治体数：　5	獲得点　：160 自治体数：　13

分類の結果、「③人為的投棄」が最も多い 10 種類、次いで「①下水含有物」が3種類、「②外的(偶発的)要因」2種類、という順になった。ここで、「③人為的投棄」については、種類数は圧倒的に多いが、1種類当たりの平均獲得点数および自治体数は、「①下水含有物」における各平均値が非常に高い。よって、堆積物の減量を考えた場合、「①下水含有物」への対処法を検討することが、より効果的であると考えられた。

（5）堆積物による問題点および苦情

堆積物による問題点および苦情内容を図－3に示す。図から明らかなように、問題点・苦情内

容として最も多いのは「管きょの閉塞」であり、自治体全体の４割を占めた。閉塞の原因としては、閉塞全体を100％とすると、油による閉塞が42％と最も多く、次いで汚物やゴミ等の異物が38％、モルタル・土砂９％であった。閉塞の次に多い問題点・苦情は、「臭気」の21％であった。「臭気」は、堆積物自体の臭気と、汚水の臭気に分けることができる。前者は、管きょ内の堆積物自体が持つ臭いと腐敗臭により、堆積物から直接臭気が発生するもので、堆積物が直接的に起因して発生する問題点・苦情である。また後者は、閉塞等により汚水がマンホールから溢水し、汚水の臭気が発生するもので、堆積物が起因して間接的に発生する問題・苦情であると言える。よって堆積物の発生は、間接的な問題・苦情を引き起こす可能性があることが分かった。その他の問題点・苦情としては、「溢水」12％(該当自治体数 16)、「排水不良」６％(該当自治体数)、「蚊・蝿の発生」２％(該当自治体数３)などの回答が得られた。



図－３　堆積物による問題点および苦情の割合

３．まとめ

我が国における堆積物の実態を調査するため、下水道の敷設経験のある全国の市町村から約100自治体を抽出し、管きょ内堆積物の性状や量、堆積場所等についてアンケート調査を行った。その結果、堆積物の発生箇所としては　管路のたわみ部、伏越、変勾配、人孔、曲り部が多かった。また、堆積物の早期解決を目指す場合には、構造上の問題(設計通りであるが堆積を生じる箇所)について重点的に対策を行うことが効果的であり、堆積箇所が設計通りに施工されているかを確認する他、場合によっては現行設計基準の見直しも必要と考えられた。堆積物の性質については、土砂・油が大半を占めた。また、堆積物の減量を考えた場合、下水含有物(通常下水に含まれるもの)への対処法を検討することがより効果的であると考えられた。堆積物による苦情は、閉塞によるものが４割、臭気が２割であった。これにより、この２項目への対策を重点的に行うことがよいと判断された。

＜参考文献＞

1)下水道統計(平成７年度)、(社)日本下水道協会、1996
2)下水道施設維持管理指針～1994年度版～、(社)下水道協会、1994
3)維持管理マニュアル(前編)、日本下水道管路維持管理業協会、1997

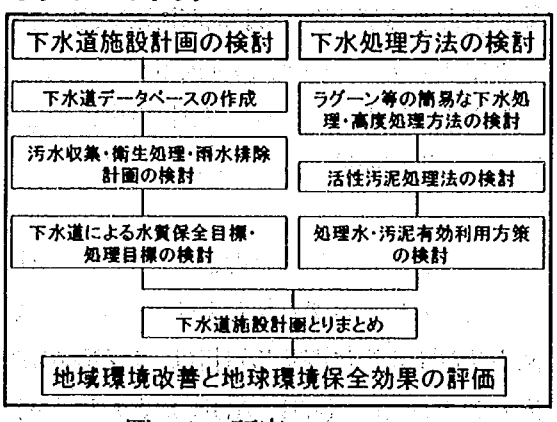
２．熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究

下水道研究室　室　長　笹部　薫
研究員　山下洋正
三次処理研究室　室　長　鈴木　穣
主任研究員　小越真佐司
与儀　和史

１．はじめに－背景と目的

政府開発援助（ＯＤＡ）において環境分野の重要性が増大しており、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国への下水道施設の計画・建設に関する援助への期待も高まっている。わが国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、この技術をこれらの開発途上国にそのまま適用することは、自然条件、社会条件、費用、要求水準等からみて、必ずしも最適にはならない場合が多い。このため、熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国の状況に適した下水道技術の確立を目的として研究をおこなうものである。

調査のフローを図－１に示す。調査は５ヶ年を予定しており、平成９年度には、下水道データベースの作成および通性池と曝気式ラグーンの２つのシステムによる実験を行った。



図－１　研究のフロー

２．下水道データベースの作成

２．１背景と目的

熱帯、亜熱帯地域の発展途上国における下水道計画の策定、施設の設計、および建設に関して、我が国の1976年から1998年３月までの援助実績[1]をみると、長期専門家派遣が44件、短期専門家派遣が50件、マスタープランやフィージビリティスタディ作成の開発調査（事前調査および本格調査）が83件、無償援助が15件、有償援助が42件、プロジェクト方式技術協力が１件みられる。また集団研修として下水道技術コースが1973年から実施され、301名の研修生を受け入れている。他に都市雨水排水コース・維持管理コースにてそれぞれ43名および37名の研修生を受け入れている。

このように、技術援助および資金協力ならびに人材交流が活発に行われており、多額のODA資金が投じられているにもかかわらず、これらの国々における下水道整備の状況については十分に明らかになっているとは言い難い。我が国が援助していない国であれば情報不足も致し方ないが、過去に援助や調査が行われた国・地域であるにも関わらず得られた情報が十分活用されていない事例も数多く見受けられる。

その結果、これまでの援助プロジェクト成果を分析して援助手法の有効性を検証し、またプロジェクトの過程で得られた有益な情報を再利用できるように収集整理し、それらのノウハウの蓄積をふまえて今後より

一層効果的な援助手法を構築していくというサイクルが明確には確立されないままとなっている。

現在のこれらの国々の衛生状況や水質汚濁状況については、改善の努力はなされているものの十分でなく、我が国のODAによる諸問題の解決に期待されている部分は大きいといえる。今後とも、開発調査、実施設の建設、施設の運転管理の指導、更新改築事業の指導等の要請が継続すると考えられる。これらの援助プロジェクトに携わる我が国の専門家が、効果的な手法を構築していくためには、まず正確な情報が不可欠である。必要な情報とは例えば以下のようなものである。

下水道計画策定の最も基本となる自然条件（降雨量、地形図）、社会条件（人口、面積、経済力、法整備、行政組織）、各種の基礎数値（水道普及状況、下水道普及状況、処理方式、水道使用量、排水量原単位、負荷量原単位、建設費、水道料金、下水道料金）

そこで平成８年度および９年度の２年間において、過去に我が国により実施された調査事例を集大成し、必要に応じて海外の援助機関による調査事例も追加して、下水道関係の調査、計画、設計、運転管理を支援するデータベースを作成した。ユーザとしては、熱帯・亜熱帯地域において下水道関係の調査、計画、設計、維持管理に携わる日本のODA関係機関、及びこれらの機関より派遣される調査団、長期・短期専門家を念頭においている。本データベースを用いることにより、以下の効用が期待される。

①作業者が改めて文献調査や現地調査をする手間をはぶく

②必要とするデータの範囲の明示により、作業者がデータの不確実性を容易に把握できる

③不足するデータの種類が明確化されることにより、今後の調査において重点的に作業ができる

このことにより、これら諸国の現場の状況にさらに適合した計画、設計、維持管理が行われ、ひいては地域環境や地球環境の改善を図ることができる。

２．２　資料の収集・整理とデータベース作成

資料の収集・整理方針およびデータベース作成の作業手順については平成８年度の報告[2)]を参照されたい。衛生及び下水道に関する資料は、わが国の調査、実設計、実維持管理の事例や実績（JICA、OECFなど）、海外の調査実績（WB、ADBなど）に大別されるが、ＪＩＣＡ開発調査報告書２０冊をはじめとする合計78冊を収集した。この中で、（社）国際建設技術協会報告書、（社）国際厚生事業団報告書および（社）海外環境協力センター報告書については平成９年度に初めて収集したものであり、その特徴を以下に述べる。

（社）国際建設技術協会報告書　：　建設省及び運輸省の認可法人による、特定の地域または都市に係るプロジェクト・ファインディング調査報告である。報告では「調査地域の概要」の項に当該施設の現状が述べられているが、その記述内容には資料の出し惜しみがみられ断片的であることも少なくない。

（社）国際厚生事業団報告書　：　厚生省の認可法人による、プロジェクト・フォーメーション調査等報告である。我が国による協力の経過、問題点の把握、その改善策、改善策による問題点の解決および改善策の妥当性に関する事項、等とかなり細かい記述を求めているが、下水道について言及することは希である。

（社）海外環境協力センター報告書　：　環境庁の認可法人による調査報告である。国全体に焦点を合わせ、現地調査した特定の都市の記述を加える。下水道については「産業と資源」の中の「社会基盤」、または「環境の現況と問題点」の中の「水質」に関連して記述されることが多いが、記述されないこともある。

2．3　得られた主要な成果

上述の方法により作成されたDBの概要を総括する。調査されたデータ、情報をもとに、下水道整備状況、処理方式、排水量原単位、負荷量原単位、建設費、下水道料金について解析を行った。

2．3．1　総括

作成されたＤＢは55ヶ国、138地域におよんだ。内訳は、東アジアが9ヶ国36地域、南西アジアが5ヶ国17地域、アフリカが10ヶ国20地域、中近東が12ヶ国20地域、中南米が13ヶ国34地域、太平洋地域が6ヶ国11地域である。我が国の援助協力が多い東アジアおよび中南米地域の情報が多いが、南西アジア、アラブ半島の石油産出国を除く中近東、大洋州についてもその大半をカバーしている。

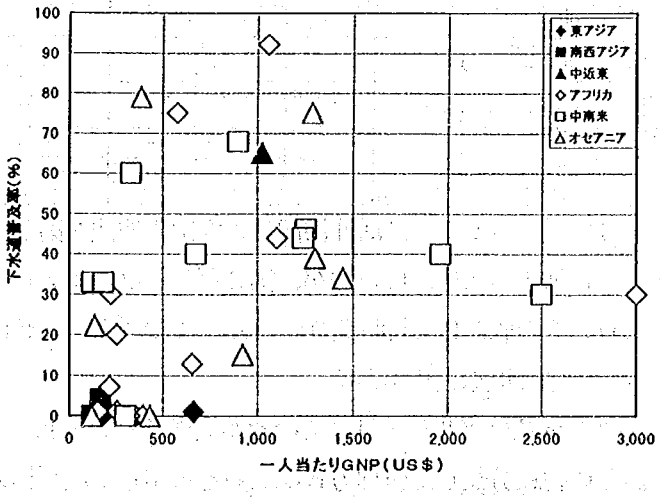
2．3．2　下水道整備の状況

開発途上国の水道と衛生施設の整備状況については、世界保健機構（WHO）が「国際水道と衛生施設の10年（1981-1990）」の成果を検証すべく実施したアンケート調査[3]より、表－1に下水道普及率の高い国と低い国を整理して示す。ここで、WHOは衛生施設を下水道施設及び便所、腐敗槽等と広い範囲で定義している。下水道普及率は下水道接続人口普及率を意味しており、下水処理人口普及率ではない。

表－1　下水道普及率の高い国と低い国[3]

地域	下水道普及率の高い国（50%以上）	下水道普及率の低い国（20%未満）
東アジア	シンガポール（96%）、モンゴル（53%）	ラオス（0%）、フィリピン（1%）
南西アジア	モルディブ（95%）	バングラデシュ（4%）、ブータン（0%）
中近東	カタール（77%）、エジプト（75%）、モロッコ（69%）、ジョルダン（65%）、バハレーン（56%）	アフガニスタン（4%）、キプロス（16%）、イラン（7%）、
アフリカ	ボツナワ（92%）、ジンバブエ（75%）	中央アフリカ（0%）、アンゴラ（10%）、ガーナ（13%）、ニジェール（2%）、セネガル（13%）、マリ（1%）
中南米	メキシコ（70%）、ペルー（68%）、グアテマラ（60%）、エル・サルヴァドル（57%）、ホンジュラス（54%）、コロンビア（51%）	ハイティ（0%）、パハマ（18%）、バルバドス（4%）、ウルグアイ（14%）、英領ヴァージン諸島（17%）
大洋州	キリバス（79%）、マーシャル（75%）、北マリアナ（75%）、パラオ（56%）	ニウエ（0%）、クック諸島（0%）、仏領ポリネシア（0%）、西サモア（0%）、トンガ（0%）

表－1の普及率の高い国を説明する要因として、一人当たりＧＮＰと都市部における下水道普及率の関係に着目したが、図－2に示すように明確な相関は見いだせない。同様に、一人当たりＧＮＰと都市部における水道普及率、都市部における水道普及率と下水道普及率の関係も相関が小さかった。これらの普及率は社会資本の整備状況の指標であり、社会の豊かさと関連があるはずであるが、ＧＮＰのみで単純には説明できず、より複雑な要因によって決定されていると考えられる。



図－2　一人当たりＧＮＰと下水道普及率の関係

2．3．3　処理方式

表－2に示すように全国の処理場数が判明した国は16ヶ国で、全く処理場がない国は6ヶ国であった。

表－2　各国の処理の状況

	国数	国　名
全国の処理場数が判明した国	16ヶ国	タイ、中国、フィリピン、マレイシア、モンゴル、バングラデシュ、アルジェリア、イラン、ジョルダン、シリア、チュニジア、バハレーン、ガーナ、コロンビア、ペルー、パラオ
全く処理場がない国	6ヶ国	スリ・ランカ、ナイジェリア、ヴェネズエラ、チリ、ホンジュラス、西サモア
首都に処理場がある国	11ヶ国	ネパール、パキスタン、スーダン、ケニア、ジンバブエ、セネガル、マラウィ、アルゼンティン、グアテマラ、ブラジル、パプア・ニューギニア
首都で海中放流している国	2ヶ国	キリバス、ソロモン
首都に処理場がない国	9ヶ国	ヴェトナム、カンボディア、ミャンマー、イエメン、ギニア、ニジェール、パラグアイ、ボリヴィア、トンガ

太字は処理方式が判明している国または首都

注）これらの国数は上位の条件を優先させダブルカウントはない。

調査で処理方式が判明した国及び地域または都市を整理すると表－3のようになる。

表－3　熱帯・亜熱帯地域における下水処理方式

国	地域・都市	沈殿法	活性汚泥法	長時間エアレーション法	散水ろ床法	インホフタンク法	UASB法	回転生物接触法	OD法	エアレーティッドラグーン法	安定化池法	生物学的栄養塩除去法	海中放流
インドネシア	バンドン										1		
タイ	運転中		1					3	3	1	4		
	建設中		2						11	6	9		
フィリピン	マニラ		1								1		
	バギオ								1				
マレイシア	運転中	1		1						2	7		1
	建設中										2		
インド	マンショク川	5											
	バンガロール	2	2										
	バドラ・		2										
	ヴァラナシ川流域	3											
ネパール	カトマンズ										2		
パキスタン	イスラマバード		3								2		
	????												
バングラデシュ	ダッカ				1								
アルジェリア			51								1		
イラン	イスファハン		1								1		
ジョルダン	AMO		6										
シリア			4		4						6		
	運転中										1		
	建設中		1		2					1			
スーダン	ハルツーム										2		
バハレーン			1										
ガーナ											2		2
チニア	ナイロビ				1						1		
	モンバサ								1				1
	????				1								
アンバアエ	ハラレ				4					1	1		
?????	?'?-?		1								3	2	
???????	?????-?										1		
アンバアエ	?????????										1		
??????	? ??????			2					2				
???????	? ???????				1	2			1				
???????	? ??????		1				2						
???	? ??????		3								1		
??					2	6				4	25		
??????											3		
???????	?????????												1
???????	??????												1
??????	??????????										3		
???					1								
計		11	80	3	23	8	2	3	19	15	86	2	6

表－3に見られるように活性汚泥法と安定化池法が第1グループで地域を問わず広く普及しており、第2グループに散水ろ床法、OD法が、第3グループにエアレーティッドラグーン法、沈殿法、インホフタンク法があり、その他として長時間エアレーション法、UASB（上向流式嫌気性汚泥ブランケット）法、回転生物接触法、生物学的栄養塩除去法がある。

活性汚泥法はアルジェリアでの数が大きく効いており、これを除くと数の上では第2グループに分類しうる。その他に分類した処理方式はこれを採用して国が極めて限られており、例えば沈殿法はインド、長時間エアレーション法はアルゼンティン、UASB法はコロンビア、回転生物接触法はタイ、生物学的栄養塩除

去法はジンバブエである。このような点を考慮すると、熱帯・亜熱帯地域では安定化池法を先頭にして、第2グループに活性汚泥法、散水ろ床法、OD法、エアレーティッドラグーン法があると評価される。

2．3．4　排水量原単位

今回調査した範囲では表－4に示すさまざまな方法が用いられている。

ＪＩＣＡの下水道に関する各種開発調査では1人1日平均汚水量は概ね 110～260 L/人･日（lpcd）の範囲で与えており、今回の調査もこれらの範囲にあることが確認されたが、下限値を下回る例も見受けられた。

表－4　排水量原単位の設定方法

都市名	国名	原単位の設定方法
マニラ	フィリピン	1人1日平均下水量を給水量の7割として地区毎に126～140 lpcd（平均で131 lpcd）の値を与え、同様に業務排水は給水量の7割、工場排水は給水量+地下水使用水量の7割として、最終的には人口換算の1人1日平均下水量を180 lpcdとしている。
ダッカ	バングラデシュ	計画給水量より原単位を2020年で90 lpcdとし、これに地下水量10 lpcdを加えて100 lpcdに設定。
ギザ	エジプト	水道の計画1日最大使用水量140 lpcdに対し計画1日最大下水量を190 lpcdに設定。
ダカール	セネガル	住居形態別に使用水量から下水への転換率を0.75～0.85で設定し、これに口径別の下水管延長当たり浸入水量を加えて80～100 lpcdに設定。
ラパス	ボリヴィア	生活用需要水量原単位200 lpcdよりその80%を排水量原単位として2010年で160 lpcd（日平均）と設定。
メキシコ	メキシコ	使用水量＝発生下水量と仮定し195.6（メキシコ州）～246.5（メキシコ連邦区）に設定。

2．3．5　負荷量原単位

排水量原単位同様、負荷量原単位の設定方法も表－5に示すようにさまざまである。

1人平均BOD汚濁負荷量はD. Mara[4]が推奨している40g/人･日（gpcd）、あるいはWHO[5]が提示している45 gpcdより国によっては高めの値となっている。1人1日平均SS汚濁負荷量もD. A. Okun & G. Ponghis[6]が与えている値43～90 gpcdから大きく逸脱するものでもない。

表－5　負荷量原単位の設定方法

都市名	国名	原単位の設定方法
ダッカ	バングラデシュ	文献、実測データ等の比較を行っているが、最終的には既存の下水処理場の流入水質に基づいてBOD 200 mg/l、SS 200 mg/lと設定
ダカール	セネガル	現在の1人BOD汚濁負荷量を47 gpcdと予測し、これが使用水量の増大とともに増加するとして2010年で60 gpcdと設定。同様にSS 65 gpcd、COD 114 gpcdと設定。
グアテマラ	グアテマラ	水量、水質データに基づいて幾つかの仮定を入れて、BOD汚濁負荷量は低中収入区域で15～27 gpcd、高収入区域は53 gpcdと設定。
メキシコ	メキシコ	既存排水路の水質より都市下水の水質をBOD 206 mg/l、SS 213 mg/lと予測し、1人使用水量よりBOD、SS汚濁負荷量を40.3～50.8 gpcd、41.7～52.5 gpcdと設定。

2．3．6　建設費

表－6は一人当たり建設費を水道（本管からの給水管布設費）と下水道（本管からの取付管布設費）について示している。一人当たりＧＮＰと一人当たり給水管布設費または取付管布設費との関係は相関が薄い。表－6によれば下水道の取付管布設費は一般に水道の給水管布設費よりも30～60%高く（中南米を除く）、西太平洋地域は2.7倍となっている。都市部におけるその他の衛生施設が取付管布設費よりも安いのは腐敗槽だけでなく単なる竪穴便所等も衛生施設と見なされていることによるものと思われる。農村部は都市部よりも水道、衛生施設ともにかなり安くなっているが、水道は浅井戸も一つの水道施設と考えてそこに水を汲みに来る人は被益人口に勘定されることにより、衛生施設については前述したように腐敗槽はなくても便所があるだけで衛生施設として考えられていることによるものであろう。

表－６　一人当たり建設費と１㎥当たり浄水費の中間値

浄　水　費（US$/㎥）　　建　設　費（US$/capita）

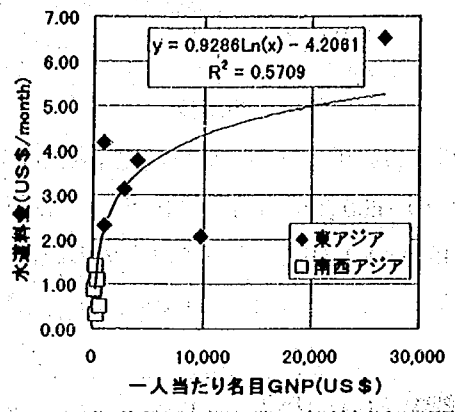
地域	平均水価 (US$/m3)	水道料金の平均 (US$/m3)	水道料金が平均水価を超える国 (%)	逓増料金制の国 (%)	水道建設費（井戸を含む）			衛生施設建設費（広義）		
					都市部		農村部	都市部		農村部
					給水管	共同栓		取付管	その他	
アフリカ	0.45	0.46	42	68	91.0	55.0	44.5	120.0	100.0	22.0
中南米	0.26	0.27	57	40	152.5	68.5	80.0	120.0	70.0	25.0
南東アジア	0.17	0.23	43	57	111.7	47.7	27.7	151.5	36.0	10.7
東地中海	0.53	0.22	33	78	225.0	135.0	90.0	360.0	65.0	72.9
西太平洋	0.38	0.15	33	62	225.0	107.0	75.5	600.0	155.0	38.7

注）南東アジアは南西アジアおよびインドネシア、ミャンマー、モンゴル、タイであり、東地中海は中近東にサイプラスとパキスタンを含み、西太平洋は東アジアおよびオーストラリア、ニュージーランド、日本を指す

２．３．７　下水道料金

下水道料金は、水道料金を基礎とすることが多い。今回の調査でも、バングラデシュでは水道料金と同一、エジプトでは水道料金の10%、ジョルダンでは水道使用量に基づいてUS$ 0.05～0.4/㎥、ケニアでは水道使用量に基づいてUS$ 0.08～0.13/㎥、セネガルおよびグアテマラでも水道使用料に基づいて下水道料金が算定されていることが判明した。

図－３は下水道料金と相関の高い水道料金と一人当たりＧＮＰの関係をデータの揃っている東アジア、南西アジアについて示したものであるが、東アジアは相関を暗示するに止まり、南西アジアでは相関はまったくないという状況にある。水道料金は、原価主義を基本に利用者の支払い能力を勘案して設定されることが多いと考えられ、ＧＮＰに代表される社会の豊かさと関連があると推測されるが、その他の要因の影響も大であり、ＧＮＰから間接的に推定することは困難であるとの結果となった。



図－３　一人当たりＧＮＰと水道料金の関係

２．４　今後の課題

データベースの情報更新を効率的に行うために、関係機関における関連情報を集約的に管理するシステムが必要と考えられる。また、データベースの利用性を高めるために、電子情報の配布（CD-ROM等）、インターネット等を通じた情報提供等が考えられる。また、他機関の類似データベース（例えばIETC-UNEPで提供しているmaESTroなど）との連携・情報共有も進めるべきと考えられる。

今後はデータベースの拡充を引き続き図るとともに、データベースの情報を生かして地域特性に応じた汚水収集・雨水排除方式、衛生施設配備方式について検討を進めていきたい。

３．下水処理法についての検討

沖縄県具志川浄化センター内に設置されたラグーン実験施設を用いて、沖縄県との共同研究により10月から通性池システムおよび曝気式ラグーンシステムについての実験を開始し、通性池における処理効率改善手法、曝気式ラグーンにおける適正なMLSS濃度について検討した。また、昨年度に引き続き湖北総合実験施設においても通性池についての実験を行った。

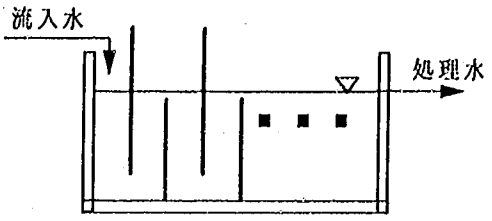
３．１ 通性池内の阻流板による処理効率改善に関する検討(湖北)

表層の藻類から発生した溶存酸素は十分に利用されずに流出していくことから、改善策として槽内に阻流板を設置し、通性ラグーン内の好気ゾーンの拡大化が図れるよう改良を試みた。

３．１．１ 実験方法

槽内の阻流板設置の概略を図－４に示す。実験は水面積15.0m²、水深0.9mの水槽を用い、上向流と下向流が交互に繰り返す上下う回流方式となるように、阻流板を設置した。

実験条件を表－７に示す。各ケースのHRTは4.5日とし、上下う回の回数による影響をみるため、各ケースでう回の回数を変えた。流入水には生下水を用いた。ここでセルとは、阻流板によって区切られた部分をいう。



図－４　粗流板設置の概略

表－７　実験条件

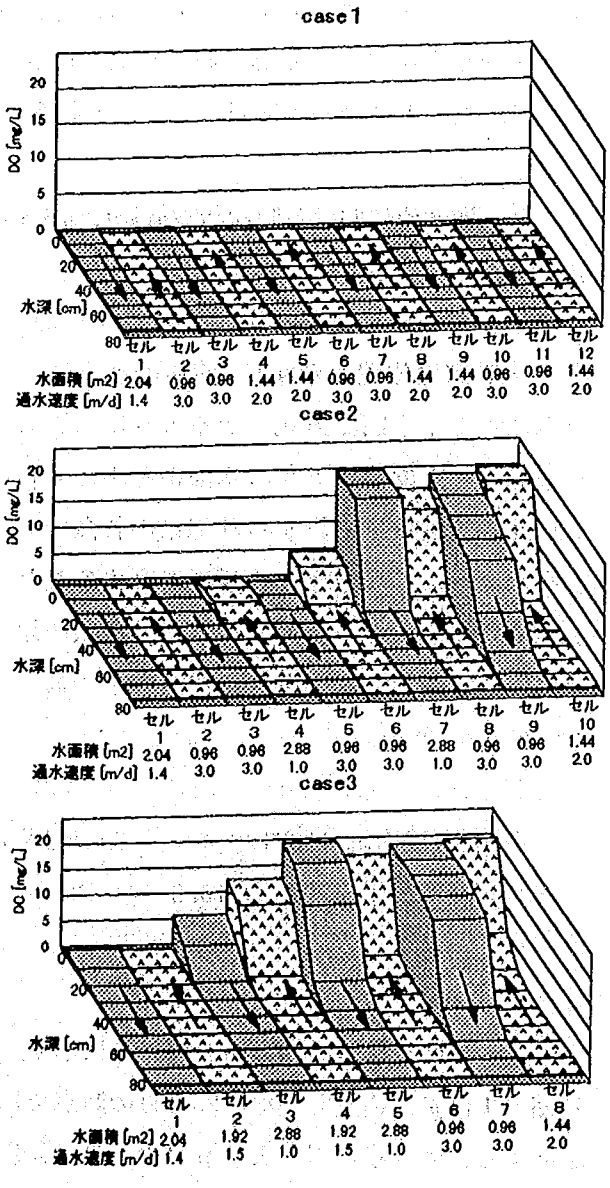
Run	case 1	case 2	case 3
HRT [d]	4.5	4.5	4.5
う回の回数	6	5	4
セルの数	12	10	8

３．１．２ 実験結果

(１) 槽内全体への酸素供給効果について

DOの槽内分布を図－５に示す。ケース１は槽内全体にわたって嫌気状態、ケース２はセル４(流下方向HRT2dの後半)からDOの生成、ケース３はセル３(流下方向HRT2d程度)からDOの生成がみられることから、槽割りが少ないほどDOは生成され、生成されるDOは槽割りの影響を強く受けていることがわかる。これは、各セルの有光層(光の当たる表層部)における滞留時間不足によって藻類の増殖が抑制されたものと考えられる。

表層で生成されたDOは下向流によって下方に導かれるが、下向途中で消費され、次のセルの上向流では嫌気状態の水が上昇してくる。このことから、下向流のセルは比較的好気的に、上向流のセルは嫌気的になった。嫌気部分は、有機物の酸化分解にとっては不利な条件



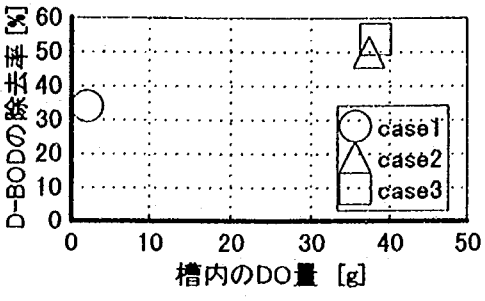
図－５　DOの槽内分布

となるため、上向流のセルの水面積は小さくし、その分、下向流のセルの水面積を大きくした方が効果的だと考えられた。

通常の通性池の運転条件より本実験は比較的有機物負荷の高い条件であったため、明確な酸素供給効果の向上はみられなかったが、ケース２・３では流下方向HRT４d程度で40cmの位置までDOは十分にあり、負荷を低減させることによってDOを下層まで導ける可能性があると考えられる。

（２）D-BODの除去特性

槽内のDO量とD-BOD除去率の関係を図－６に示す。D-BODの除去率はケース１、２、３においてそれぞれ34、50、54%となり、好気部分の大きいケースほど除去率は高かったが、阻流板を設置しなかった昨年度実験のHRT4.9dのD-BOD除去率60%に比べて、低い値となった。これは、今回の実験条件では、阻流板設置の適切化が図れていなかったことが理由として考えられるため、今後さらに、上向流のセル面積を小さくする等、阻流板設置の適切化を図ることにより、処理性向上について検討する必要がある。



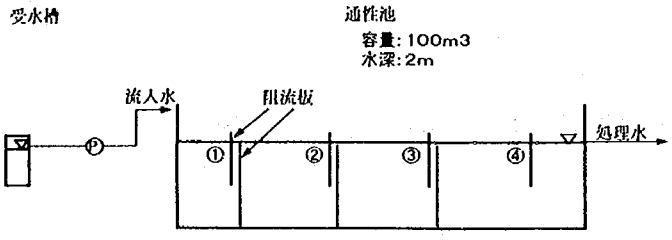
図－６　DOとD-BOD除去率の関係

３．２　通性池における阻流板設置時の有機物高負荷実験について(沖縄)

３．２．１　実験方法

実験プラントの概略を図－７に示す(丸数字は水質測定位置を示す)。前述のように、池内には上下う回流方式となるように阻流板を設置し、上向流のセルは水面積を小さくした。亜熱帯地域に位置する沖縄県の特徴である高水温により、微生物の活性も高まることから高負荷の条件で実験を行った。実験開始前に、砂ろ過水と藻類を含む溜池の水で通性池内の水を調整した。

実験条件は、HRTを30日になるように設定し、実測値(平均値)はHRT29.4日、BOD面積負荷18.7g/m2/d、水温20.6℃(16.8～23.1℃)であった。



図－７　実験プラントの概略

表－８　処理成績

水質項目		流入水	処理水	除去率[%]
T-BOD	[mg/L]	275	59	79
D-BOD	[mg/L]	143	47	67
SS	[mg/L]	154	34	78
大腸菌群数	[個/mL]	370,000	6,900	98
NH4-N	[mg/L]	23	14	39
PO4-P	[mg/L]	2.44	1.48	39

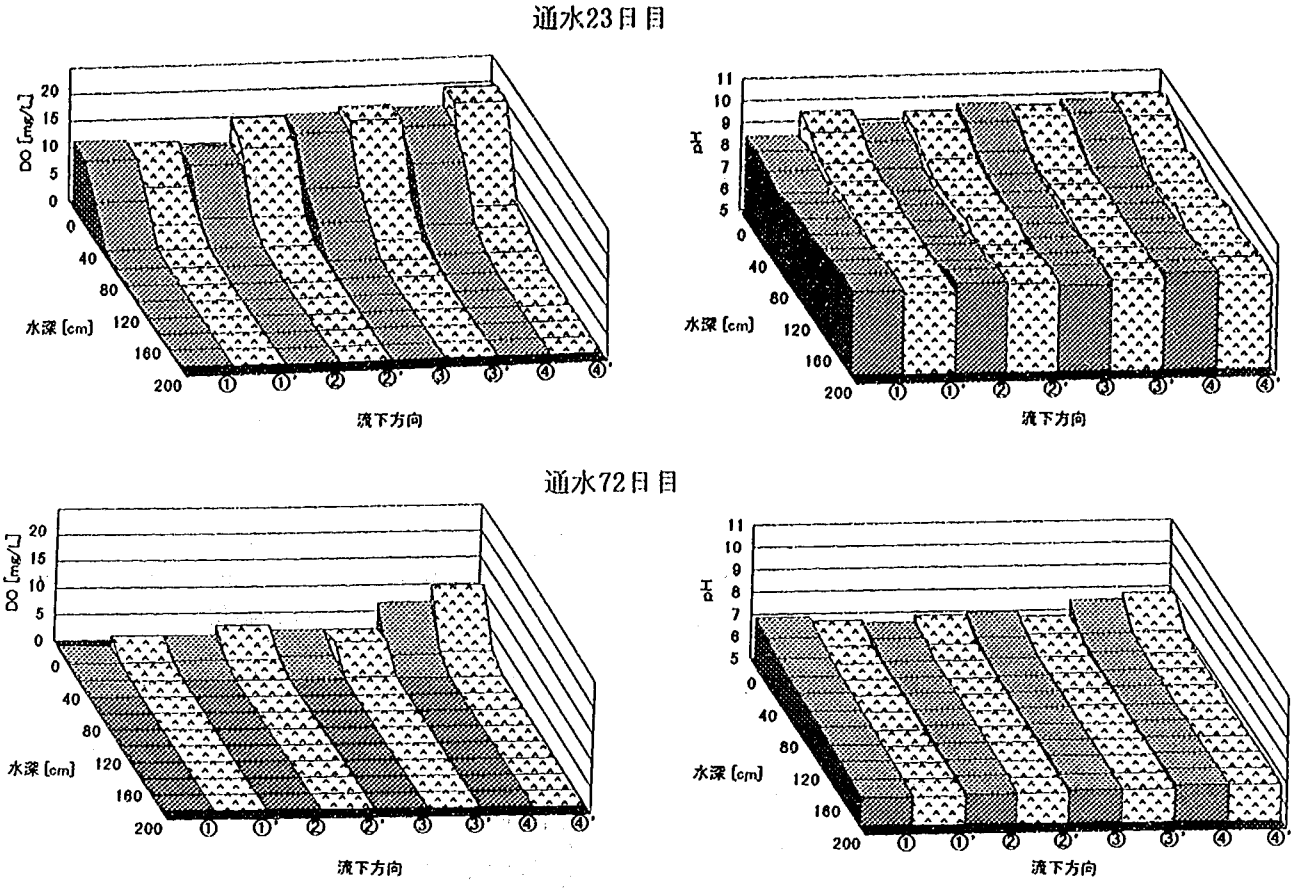
３．２．２　実験結果

DO・ｐＨの日中の槽内分布を図－８に示す。上段は通水23日目、下段は72日目の経過時点の図である。池容積の１倍量に達していない23日目の時点では、DO・ｐＨともに高いが、２倍量以上通水した72日目ではDOも低下し、光合成作用によるｐＨの上昇は④以降に少しみられる程度であった。これは、有機物が過負荷になったため藻類の酸素発生量以上に、溶存酸素が消費されたためと考えられる。過負荷の状態では、藻類の呼吸に必要な酸素もなくなっていき、藻類の増殖にも影響を与えるものと考えられ、藻類の発生状況も弱か

った。

処理成績を表－８に示す。溶存酸素が低かったため酸化分解はあまり進まず、処理は沈殿池程度の除去にとどまった。

阻流板設置による好気ゾーンの拡大化については、低い溶存酸素のため評価できなかった。



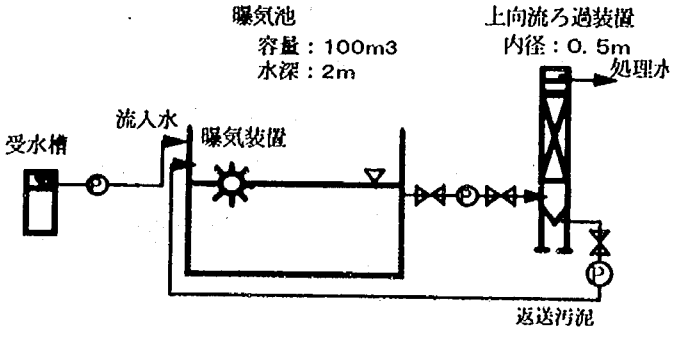
図－８　DO・ｐＨの槽内分布(日中)

３．３　曝気式ラグーンの適正なMLSS濃度についての検討(沖縄)

３．３．１　実験方法

(1)実験プラントの概要

実験プラントは、図－９に示す通り曝気装置を備えた曝気池と上向流ろ過装置からなる。曝気池内混合液は曝気池から上向流ろ過装置へ中継ポンプで送られ、上向流ろ過装置にて固液分離され処理水が得られる。上向流ろ過装置に捕捉された汚泥は返送ポンプにて全量、曝気池へ返送される。



図－９　実験プラントの概略

曝気装置は、撹拌強度および曝気量の制御が可能なフロート式スクリュー形である。

上向流ろ過装置のろ材には、空隙率90%前後、比重1.0以下で、単位面積当たりのSS捕捉量が大きく長時間の連続処理に適した小型円筒状プラスチックろ材を用いた。逆洗方式は充填槽下部より空気洗浄を行った後、

底部より全量ドレインする方法とした。

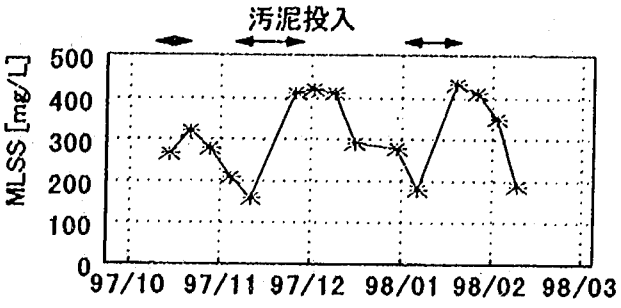
(2)実験条件

曝気式ラグーンにおける適正なMLSS濃度の下限値を求めるため、初期のMLSS濃度を300～400mg/L程度に調整し、活性汚泥の一部を上向流ろ過装置へ送る途中で枝管から流出させ、曝気地内のMLSS濃度が減少する条件(図－10　MLSS濃度の変動, MLSS減少速度：約10mg/L・日)で実験を行った。ラグーンの処理条件は、HRT4.6d、曝気時間15分・撹拌時間2時間45分のサイクル、SRT8.7日とした。

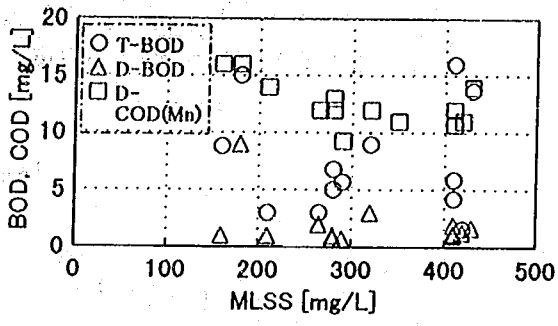
3．3．2　実験結果

実験期間中の曝気池内のMLSS濃度とBOD・COD、大腸菌群数、各態窒素の関係を図－11、12、13に示す。有機物は、MLSS濃度430～160mg/Lの範囲内でBOD・CODとも良好に除去でき、適切な酸素供給量であればMLSS濃度はかなり低濃度であっても有機物除去は可能であった。大腸菌群の除去は、MLSSが300mg/L程度では3,000個/mL以下をほぼ達成できたが、MLSSが200mg/L以下になると除去は悪化し5,000個/mL以上になった。NH4-Nは汚泥投入直後は若干高かったが、良好な時にはほぼ完全硝化された。しかし、NOx-Nの除去率は低く、低負荷・低MLSS濃度の曝気式ラグーンにおいては、適切な条件が形成・維持できないと良好な脱窒を行うことは難しいと考えられた。

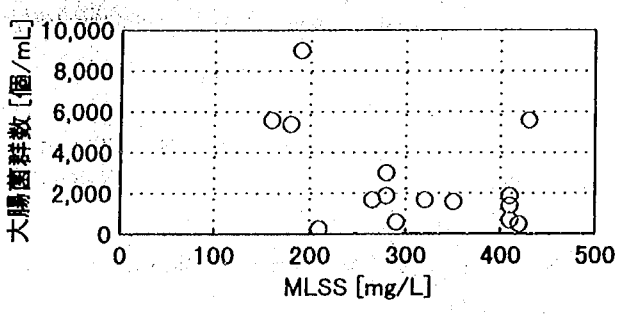
以上のことから、滞留時間5日程度において、主に大腸菌群を対象とした処理条件の検討の結果、MLSS濃度の下限値は300mg/L程度が適切だと考えられた。



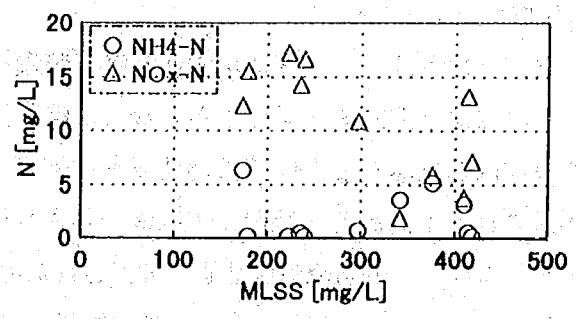
図－10　MLSS濃度の変動



図－11　MLSS濃度とBOD・CODの関係



図－12　MLSS濃度と大腸菌群数の関係



図－13　MLSS濃度と各態窒素の関係

３．４　結論と今後の課題

下水処理法の検討については、通性池と曝気式ラグーンについて実験を行い、次の知見が得られた。

① 通性池における処理効率改善手法については、池内に阻流板を設置し上下う回の流れとすることにより、下向流のセルにおいて好気部分を拡大することができた。今後さらに、阻流板設置の適切化を図ることにより、処理性向上について検討する必要がある。

また、BOD 面積負荷 19g/m2/d では、過負荷となり処理は沈殿池程度の除去にとどまった。

② 曝気式ラグーンにおける適正な MLSS 濃度については、滞留時間５日程度の流入条件において、良好な処理水を得るための下限値は 300mg/L 程度であった。

今後さらに処理条件の適切化について検討するとともに、より広範な条件でデータを取得する必要がある。

参考文献

1）平成１０年日本の下水道、建設省都市局下水道部、日本下水道協会、1998

2）平成８年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料 3528 号、pp.47-61、1997

3） "The International Drinkinking Water Supply and Sanitation Decade - End of Decade Review (as at December 1990"、the World Health Organization (WHO)、 August 1992

4）Duncan Mara、 "Sewage Treatment in Hot Countries"、 John Willy & Sons、 September 1975

5）WHO EMRO Technical Publications No.10、 "Watstewater Stabilization Ponds - Principles of Planning & Practice"、 WHO Regional Office for the Western Mediterranean、 1987

6）Daniel A. Okun & George Ponghis、"Community Wastewater Collection and Disposal"、WHO 1975

7）http://www.unep.or.jp

３．塩素消毒技術の高度化に関する研究

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　吉澤　正宏
交流研究員　安井　孝行

１．はじめに

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

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

２．研究の目的

塩素消毒は、下水処理水の衛生学的安全性を確保するために、広く用いられている消毒法であり、現行のBOD、SS、大腸菌群数等を処理の目的とした高級処理では、十分その役割を果たしている。しかし、下水処理水が備えるべき水質に対する要求は、ますます多様化する傾向にあることから、塩素消毒技術を諸要求のもとに再評価し、より高度な塩素消毒技術を確立する必要がある。これまで、下水処理水の塩素処理による消毒の効果や化学反応については多くの文献[1]があるが、そのほとんどがアンモニア性窒素を含んだ二次処理水についてのものである。処理の高度化が進む中、塩素処理に関する処理水質向上の影響を把握する必要がある。

３．過年度の調査内容

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

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

大腸菌群数濃度を低下させることができると考えられた。

平成７・８年度は、生物処理の程度および塩素添加濃度が消毒効果および消毒副生成物に与える影響を調べた。塩素添加率を0.3～10.8mgCl/lとして実験を行った。塩素添加率が１mgCl/l程度以下では、消毒副生成物の生成量は極めて少なく、また、処理程度および塩素添加濃度による差違も顕著ではなかった。塩素添加率が１mgCl/l程度以上では、残留塩素は生物処理の程度によって、NH_4-Nが残留する場合には結合型で、完全硝化が行われNH_4-Nが存在しない場合には遊離型で存在した。大腸菌群の不活化速度が大腸菌群濃度に比例すると仮定すると、遊離塩素を主体とする場合の不活化速度定数は、結合型塩素に比べ14倍程度高くなった。また、消毒副生成物であるトリハロメタン（THM）は、結合塩素で残留する場合にはほとんど生成されなかったが、遊離塩素で残留する場合、生成があり、生成量は残留塩素濃度の増加とともに増加した。

4．平成９年度の調査内容

前述したように、下水道の普及とともに処理の高度化が進むなか、処理水質の向上によって塩素剤の挙動が変化することが予想され、また、放流水域・再利用先での残留塩素や消毒副生成物の影響が心配されている。これらのことから、塩素消毒における消毒の効果や副生成物の生成、あるいは、生態系への影響について再検討が行われている[2),3),4)]。

本年度は、塩素消毒処理水を対象に、発光細菌を用いた簡易な急性毒性評価試験（以下、簡易毒性評価試験という）を行い、塩素注入率、残留塩素や消毒対象水中のアンモニア性窒素（NH_4-N）が塩素消毒処理水の急性毒性に及ぼす影響について検討するとともに、昨年度より継続中の生物相への影響については、脱塩素処理を付加して更に調査を進めた。また、塩素と処理水の混合度が消毒効果に与える影響について実験的検討を行った。

4．1　簡易毒性評価試験

4．1．1　簡易毒性評価試験の概要

簡易毒性評価試験は、米国の標準水質試験方法[5)]における毒性試験のひとつである。試験生物である海洋性発光細菌（*Photobacterium phosphoreum*）に検液の希釈列を所定時間（５、15分間など）曝露し、発光量の減少を測定することにより20％、50％発光阻害濃度あるいは希釈率EC_{20}、EC_{50}（単位はmg/lあるいは％）を求めるものである。EC_{20}、EC_{50}が低いほど検液の毒性は高いとなることから、感覚的にわかりにくいため、逆数をとった毒性単位（TU：Toxic Unit）により検液の毒性を評価する。

$TU(EC_{20})=100/EC_{20}$、$TU(EC_{50})=100/EC_{50}$

TUが高いほど検液の毒性が高いと判定され、毒性のある検液をTU倍希釈すれば、毒性が弱まり、発光細菌に対する発光阻害の影響が20％あるいは50％になることを表す。

具体的な試験装置として恒温器と発光量計測器が組み込まれたもの（米国AZUR ENVIRONMENTAL社）が市販されており、比較的短時間で簡単な操作により結果が得られる。今回の実験においても当試験装置を用いた。

4．1．2　実験方法

塩素消毒対象水（原水）として、K浄化センターの一次処理水２容と固定化A_2O法パイロットプラント（本

資料中「下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査」の項参照）の返送汚泥１容を混合し、１時間あるいは20時間曝気した後の沈降分離した上澄水を用いた。塩素消毒の操作は、原水１１に所定量の次亜塩素酸ナトリウム溶液（約240mg/l）を添加し、マグネットスターラで30分間撹拌して行った。塩素注入率は１～10mgCl/lとした。また、塩素消毒処理水の一部にチオ硫酸ナトリウムを添加し、脱塩素処理を行い、脱塩素処理水とした。

簡易毒性評価試験は、原水、塩素消毒処理水及び脱塩素処理水について行った。曝露時間は５及び15分間とし、それぞれについて20%、50%発光阻害希釈率EC_{20}、EC_{50}を求め、毒性単位TU($EC_{20,5min}$、$EC_{20,15min}$、$EC_{50,5min}$、$EC_{50,15min}$）を計算した。

測定水質項目は、一般的な水質項目（pH、SS、D-TOC、D-COD_{Cr}、K-N、NH_4-N、NO_2-N、NO_x-N)、残留塩素（全、遊離)、及び消毒副生成物の全有機塩素化合物（TOX)、トリハロメタン類（THM）である。

分析方法は、残留塩素はジエチル-p-フェニレンジアミン(DPD)法、TOXはUSEPA Method 450.1 1980（TOX計：三菱化学TOX-10 Σ）により、THMはヘッドスペース/ガスクロマトグラフ(ECD)法（GC-ECD：島津GC-17A, ECD-17）により、その他の水質項目は下水試験方法に掲載の方法に準拠した。

４．１．３　実験結果

（１）原水水質

原水の水質（平均値）を表－１に示す。曝気１時間ではNH_4-Nが残存し、20時間では完全に硝化反応が完了し、NH_4-N、NO_2-Nは存在しなかった。

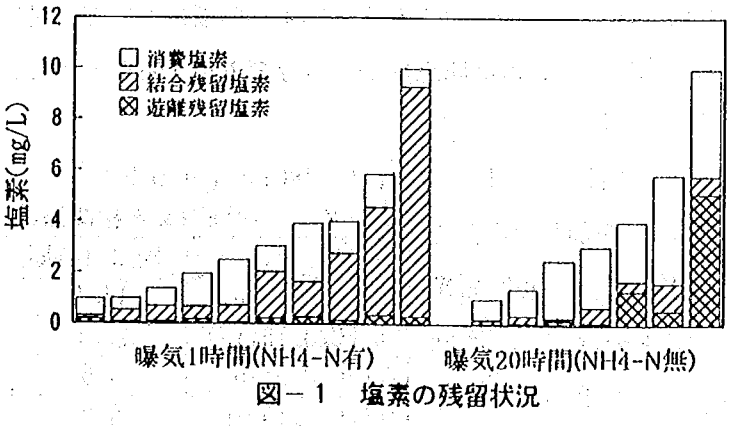
表－１　原水水質

曝気時間	pH	SS	D-TOC	D-CODCr	T-N	D-Org-N	NH4-N	NO2-N	NO3-N	TOX	THM
	－	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μgCl/l	μg/l
1時間	7.0	9.5	12.4	22.2	12.2	0.8	6.0	1.9	2.8	0.04	0.00
20時間	7.1	9.1	9.2	20.2	18.5	1.1	0.1	0.0	17.0	0.03	0.00

（２）残留塩素

塩素の残留状況を図－１に示す。曝気1時間と20時間に分け、塩素注入率の順に並べた。

曝気時間１時間では原水中にNH_4-Nが3.0～9.4mg/l含まれているため、塩素はNH_4-Nと反応し、結合塩素として残留した。一方、曝気時間20時間では硝化反応が完全に終了し、NH_4-NやNO_2-Nは存在せず、有機態窒素１mg/l前後を除けば、窒素のほとんどはNO_3-Nであり、塩素を多く添加した場合は、遊離塩素のままで残留した。また、同じ塩素注入率では、塩素は曝気１時間のほうが曝気20時間より多く残留した。これは、遊離塩素が反応性に富み、さまざまな物質と反応し消費されるのに対し、結合塩素は残留性が高く、一度生成されると他の物質とは反応せず比較的長く水中

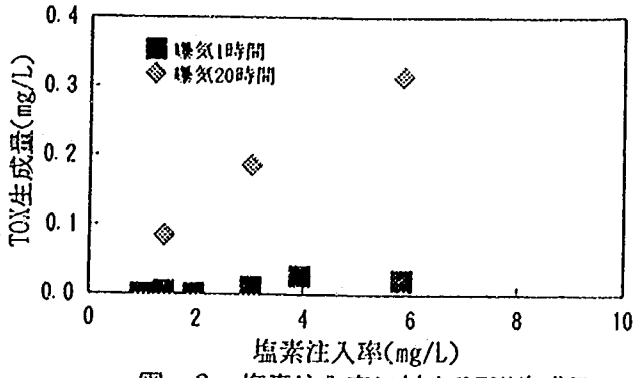


図－１　塩素の残留状況

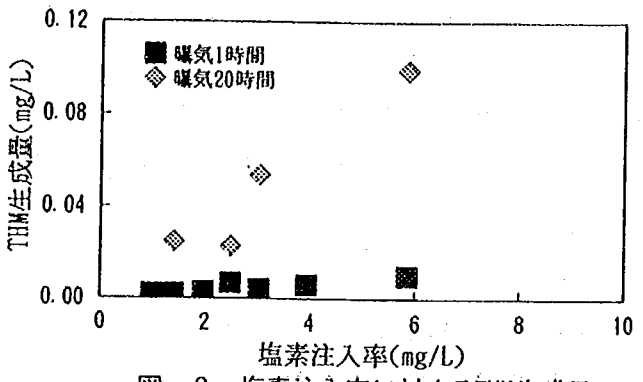
に存在するためと考えられる。

（３）塩素消毒の副生成物

塩素注入率と塩素消毒の副生成物であるTOX、THMの生成量との関係をそれぞれ図－２、図－３に示す。曝気１時間では塩素は有機物よりもNH_4-Nと反応し結合塩素となるため、TOXやTHMはほとんど生成されなかった。一方、曝気20時間においては塩素が遊離塩素として残留するため、これが有機物と反応し、TOXやTHMが生成された。塩素注入率が高ければ、TOX、THMの生成量は増加することが示された。



図－２　塩素注入率に対するTOX生成量



図－３　塩素注入率に対するTHM生成量

（４）塩素消毒処理水の簡易毒性評価試験

今回の簡易毒性評価試験において、発光細菌に対する急性毒性は塩素消毒処理水のみにあらわれ、塩素消毒対象水（原水）と脱塩素処理水には毒性は認められなかった。曝気20時間で塩素注入率が高い場合、TOXやTHMが生成されたが、脱塩素処理を行えば発光細菌に対する急性毒性はあらわれず、このレベルのTOXやTHMには発光細菌に対する急性毒性がないことが分かった。

塩素注入率に対する５、15分間曝露における20％、50％発光阻害での塩素消毒処理水のTUを、図－４(1)～(4)に示す。塩素注入率２mg/l以下では曝気１時間でも20時間でもTUは比較的低い値となった。したがって、現状では塩素注入率２mg/l以下である下水処理場が多いため、これらの下水処理場の処理水は発光細菌と同等の感受性を持つ水生生物に対して急性毒性は比較的小さいと考えられる。曝気１時間で塩素注入率が２mg/l以上の場合、TUは急速に増加し、塩素消毒処理水の発光細菌に対する急性毒性が急激に高くなることが分かる。一方、曝気20時間では塩素注入率６mg/l以下ではTUは低く、塩素注入率10mg/LでTUが顕著に増加した。

全残留塩素に対して改めて５、15分間曝露における20％、50％発光阻害での塩素消毒処理水のTUをプロットしたのが図－５(1)～(4)である。いずれの図においても曝気１、20時間で残留塩素が大きければ、TUも増加する傾向にあり、ほぼ原点を通る直線で近似することができた。

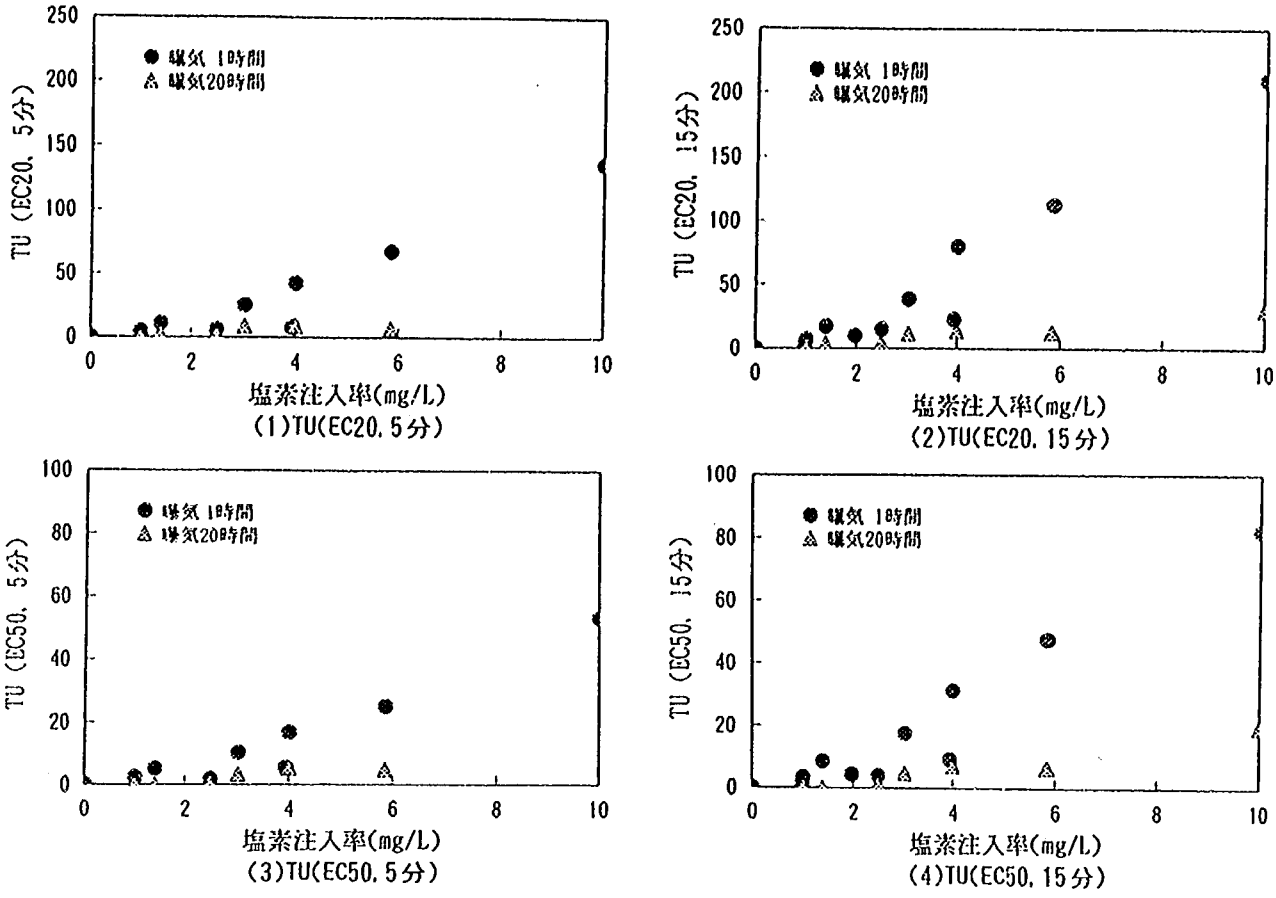
$TU = k \cdot TRCl$

TU：毒性単位、k：一次係数、TRCl：全残留塩素

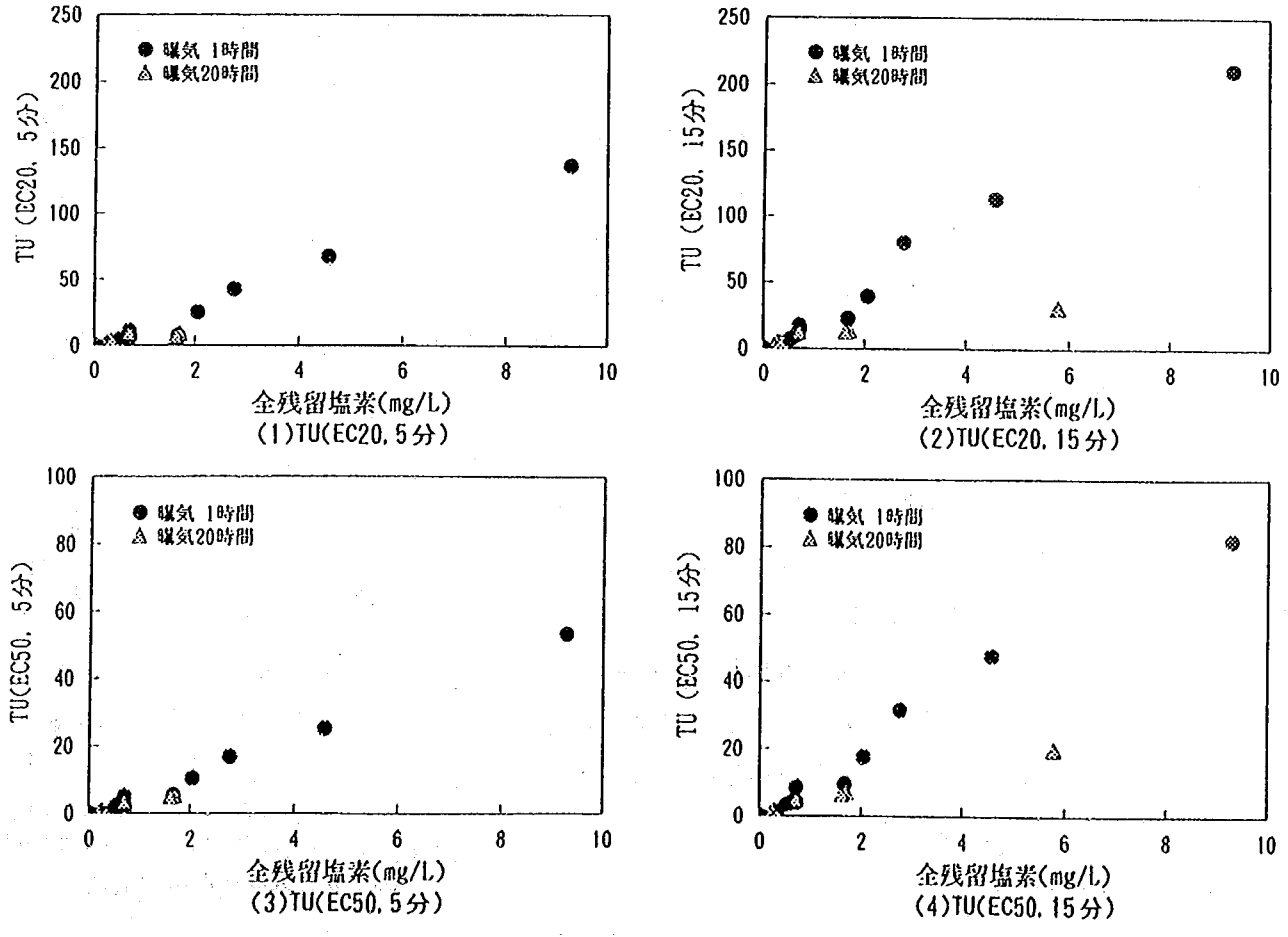
曝気１、20時間、５、15分間曝露、20％、50％発光阻害に各々分けて、一次回帰解析により求めた一次係数kと相関係数を表－２に

表－２　一次係数ｋと相関係数

	曝気 1時間	（相関係数）	曝気20時間	（相関係数）
TU(EC20,5min)	14.4	(98.0)	5.7	(62.6)
TU(EC20,15min)	23.1	(98.3)	5.9	(82.0)
TU(EC50,5min)	5.6	(98.9)	3.2	(92.1)
TU(EC50,15min)	9.2	(98.0)	3.5	(96.8)



図－４　塩素注入率に対する塩素消毒処理水のＴＵ



図－５　全残留塩素に対する塩素消毒処理水のＴＵ

示す。

TUと全残留塩素とは一次の相関が非常に高く、塩素消毒処理水の発光細菌に対する毒性は残留塩素によるものであることが分かる。TU＝１のときの全残留塩素濃度がそれぞれの20%、50%発光阻害濃度EC20、EC50(mg/l)を示すことになる。全残留塩素とTUとの関係より、20%、50%発光阻害濃度EC20、EC50(mg/l)を求め、表－３に示す。

表－３　塩素消毒処理水中の全残留塩素の発光阻害濃度(mg/l)

	曝気 1時間	曝気20時間
EC20, 5min	0.07	0.18
EC20, 15min	0.04	0.17
EC50, 5min	0.18	0.31
EC50, 15min	0.11	0.28

また、一次係数kは、曝気１時間のほうが曝気20時間より高く、曝気１時間での塩素消毒処理水の方が毒性が大きいといえる。これは、簡易毒性評価試験において発光細菌に検液を曝露している間も遊離塩素が消費されてしまうためと予想される。ただし、希釈列を作成する簡易毒性評価試験用の容器が３mlと非常に小さかったこと、希釈列中の残留塩素は微量となることから、発光細菌への曝露後の残留塩素は測定できなかった。

４．２　塩素消毒水の生物相への影響

８年度には塩素添加率の相違による生物相への影響を調査したが、本年度は、更に脱塩素処理を付加した場合について調査を行った。

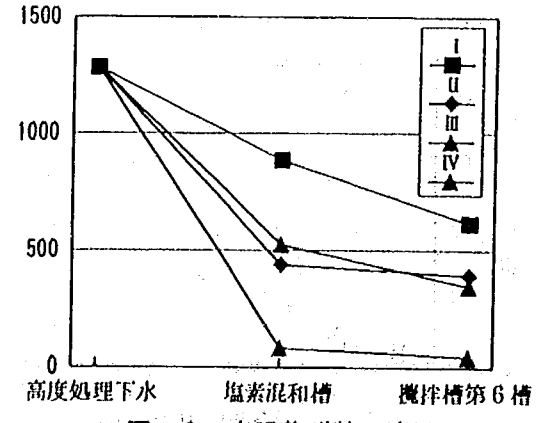
４．２．１　実験方法

実験装置は８年度と同じ、撹拌水槽６槽を直列に連結し水槽底部にセラミックボールを設置したものである。これを１系列とし、全部で４系列を用いて塩素処理（＋脱塩素処理）した高度処理下水（硝化はほぼ終了）を連続的に供給し、約３ヶ月経過後にセラミックボール上に付着した生物相を調査した。撹拌水槽１槽当たりの水理学的滞留時間は約20min、各系列の実験条件は、Ⅰ：対照系（塩素処理しない）、Ⅱ：塩塩素添加率0.5mgCl/l、Ⅲ：同0.5mgCl/l＋脱塩素処理、及び、Ⅳ：同1.25mgCl/l＋脱塩素処理とした。前年度の高度処理下水は、PAC添加砂ろ過水（K浄化センター高度処理水）であったが、本年度は、固定化A_2O法パイロットプラントの処理水を用いた。砂ろ過水では供給される生物量が少なく、生物相の形成が遅かったためである。両者のNH_4-N、NO_x-N濃度は、ほぼ同程度であるが、SSやPO_4-P、COD_{Cr}などは前者の方が若干良好である。

４．２．２　実験結果

（１）大腸菌群数

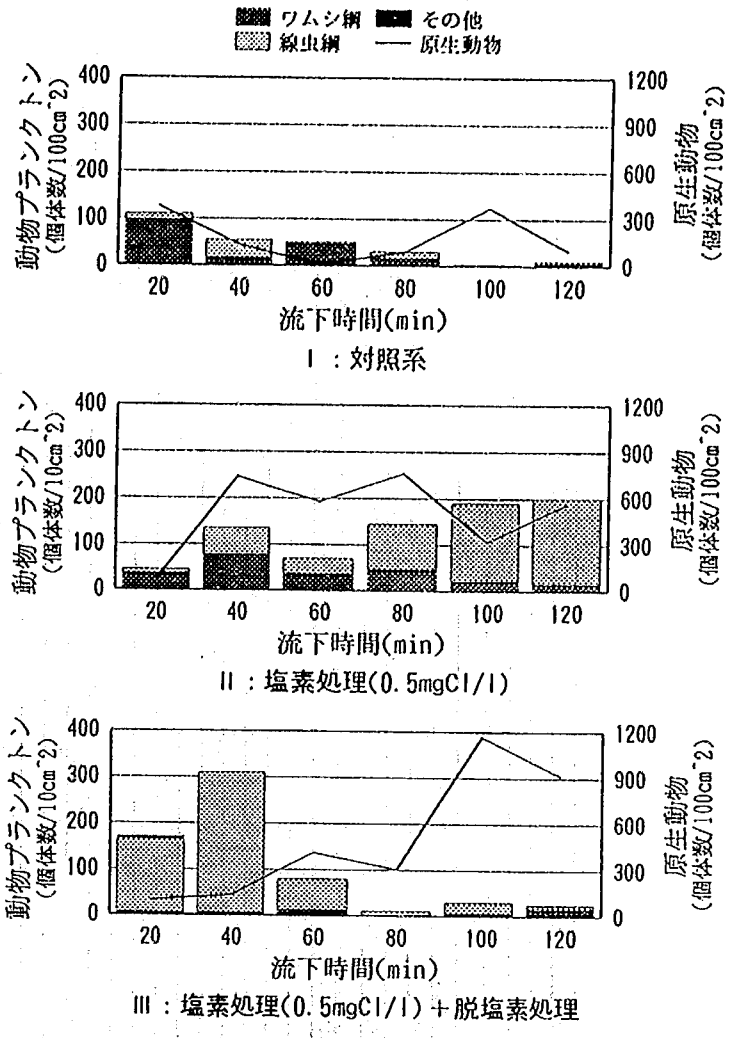
図－６に大腸菌群数（デソ平板培養法による）の変化を示す。塩素混和槽までで約25min、撹拌水槽第６槽までで約145minが経過する。塩素混和槽では塩素添加量に応じて減少し、撹拌水槽においても流下方向に漸減した。塩素処理をしないⅠでも、約145min後には概ね50%まで減少していた。なお、Ⅱの塩素添加率でも、塩素混和槽の終端で全残留塩素は0.03mgCl/l程度であった。



図－６　大腸菌群数の消長

（２）底生付着生物相

生物相の分析結果を表－４に示す。動物プランクトン・原生動物の個体数は、ⅡとⅢで多いが、ⅠとⅣは少なかった。Ⅳで少なくなったのは、本実験での生物の供給はほぼ処理水中に存在する生物だけによっており、塩素添加率が高いⅣの場合には、それによって生物がほとんど死滅してしまい、脱塩素処理を行ったとしても生物の増殖が行われなかったためと考えられる。対照系のⅠが少なくなった理由は不明である。



図－７　生物相の変化（Ⅰ～Ⅲ）

各系列の生物相の相違や変化について以下の特徴を認めることができた（図－７参照）。

Ⅰ：動物プランクトン・原生動物ともほぼ流下方向に減少する。Ⅱ、Ⅲで比較的多く観測される線虫綱はほとんど見られず、動物プランクトンの多くはワムシ綱である。

Ⅱ：全体的には、動物プランクトンは流下方向に増加する。個々には、線虫綱が流下方向に増加するのに対し、ワムシ綱は減少する。従って、上流側ではワムシ綱が、下流側では線虫綱が優占する。原生動物は、最上流で少なくなっているが、ほぼ平均的に分布する。

Ⅲ：動物プランクトンは流下方向に減少し、原生動物は流下方向に増加する。Ⅰ、Ⅱで観測されたワムシ綱はほとんど見られず、動物プランクトンのほとんどは線虫綱である。Ⅰ～Ⅳの中では、観測される原生動物種が最も多い。

Ⅳは、全槽的に個体数が少なく明確な変化は分からないが、生物相についてはⅠ～Ⅲでは観測されない *Epistylis plicatilis* 等が見られ、やはり固有の生物相を形成していた。これらのことから塩素処理の程度や脱塩素処理の有無によって、生物相に大きな相違が生じることが分かった。なお、前年度には対照系の全槽にユスリカが出現していたが、本年度は全く観測されなかった（試料の採取時期は前年度も本年度もほぼ同じである）。わずかな水質の違いも生物相に影響することが分かる。

４．３　消毒効果に与える混合度の影響

塩素の消毒効果は混合度によって影響され、特に初期攪拌の重要性が言われている[6]が、我が国において塩素混和池の設計指針にはあまり詳しくはない。しかしながら、消毒副生成物や生態系への影響が検討され

表－４　生物分析結果

				I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6	II-1	II-2	II-3	II-4	II-5	II-6	III-1	III-2	III-3	III-4	III-5	III-6	IV-1	IV-2	IV-3	IV-4	IV-5	IV-6
ﾏｸﾛﾍﾞﾝﾄｽ	軟体動物	サカマキガイ							1																		
	環形動物	ヒル類							3																		
	昆虫類	ユスリカ類	ユスリカ成								1																
	総個体数（個体/100cm²）			0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
動物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝ	ワムシ綱	Philodinidae	ミズヒルガタワムシ科			30				20	55	15	20	15	5			10					5				
		Flosculariidae	マルザヤワムシ科	90	10	5	5																				
		EUROTATOREA	ワムシ綱	5	5	10	10		5	15	20	20	25	5	10	5	5			5	15	5	5		5	5	5
	線虫綱	NEMATODA	線虫綱	15	40	5	15	5	5	10	60	35	100	170	135	160	305	70	10	25	10	25	135	15	10	10	5
	橈脚綱	Copepodite of Harpacticoida	ﾌｸﾛﾀﾞﾁｭｳｼﾞﾝｺｳ亜目のｺﾍﾟﾎﾟﾀﾞｲﾄ期幼生													5											
	総個体数（個体/100cm2）			110	55	50	30	5	10	45	135	70	145	190	200	170	310	80	10	30	25	30	145	15	15	15	10
原生動物	繊毛虫類	Amphileptus sp.													20												
		Aspidisca costata						10																			
		Aspidisca lynces					5	70																			
		Chilodonella sp.			5															10							
		Colpidium sp.																	7								
		Epistylis coronata									20	60	30	50	60			7		130	40						
		Epistylis plicatilis																			10						
		Epistylis sp.																						5	5		
		Frontonia sp.?																				5	13		5		13
		Oxytricha sp.																			10						
		Rhabdostyla sp.			5															10							
		Trachelophyllium sp.						70			20										30						
		Vorticella convallaria-Komplex												20						20	20						
		Vorticella microstoma-Komplex			5						20		20							50	10			5			
		Vorticella similis																			60						
		Vorticella sp.													120						30			15	10		
		Ciliata			5																						
	肉質鞭毛虫類	Centropyxis aculeata						30			20	10							7				7		5		
		Polychaos sp.												50	40		13	7	7		80						
		Pyxidicula sp. (cf. paters)																						5			
		Thecamoeba sp.																							5		
		Vahlkampfia limax		10	5			10	7	30	180	20	40	70	40	60	74	94	47	130	200		20	5	15		34
		Entosiphon sp.?					10	10		20	20	20	20	10	20	20	13	13	7	10							
	鞭毛虫類	Monas sp.?		370	110	10	75	170	94	20	460	470	630	110	280	20	34	290	230	810	420	5	310	45	10	30	260
		Peranema sp.												10												5	
		Petaromonas sp. (cf. pusila)																					13		5		
		Pleuromonas sp.											20								10					5	27
	総個体数（個体/10cm²）			380	135	10	90	370	101	70	740	580	760	320	560	100	134	411	305	1170	920	10	363	80	60	40	334
付着藻類	藍藻類			+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	
	珪藻類			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	++	+	+	+	
	緑藻類			+	+					+				+		+	+	+	+			+	+		+	+	+
	紅藻類					+	+		+	+	+				+						+					+	

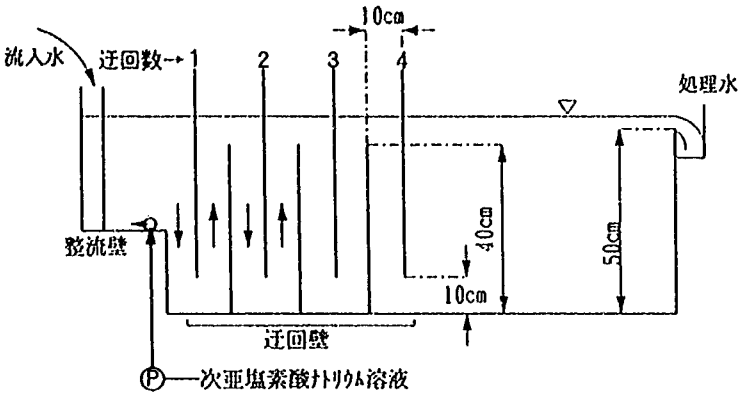
+++：多い　　++：ある程度出現　　+：出現している

る現在、少ない塩素添加量で高い消毒効果が得られることがより重要な要素になってくるものと考えられる。ここでは、混合度と消毒効果について実験的検討を行った。

4．3．1　実験方法

回分実験はジャーテスターを利用し、混合度として攪拌速度を変化させて消毒効果（大腸菌群の生残率）を調べた。試料量は500ml、塩素添加率は約1（0.93～0.98）mgCl/l、接触時間は15minとした。試料は、固定化A_2O法パイロットプラントの処理水を用いた。ジャーテスターの攪拌翼は、翼面積4cm²（2cm×2cm）×2枚（両翼タイプ）であった。

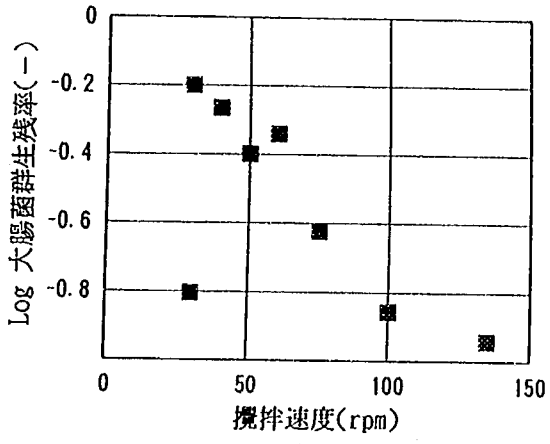
連続実験は、上下迂回流による混合が得られるような実験水槽（幅20cm、長さ150cm、水深約50cm：図－8）により行った。上流部より10cm毎に迂回壁を入れ、迂回数（1組の下向流＋上向流で1回数1と数える）を適宜変化させることより混合度を変化させた。流量は、10.5l/min(接触時間：約15min)、塩素添加率は0.81mgCl/lであった。供給水は、回分実験と同じである。



図－8　塩素混和実験水槽

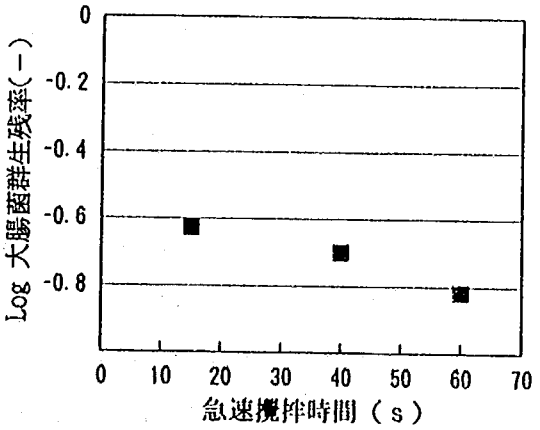
4．3．2　実験結果

回分実験結果として、攪拌速度と大腸菌群（MFエンドウ培地による）の生残率との関係を図－9に示す。塩素処理前の試料の大腸菌群数は、2,850～10,250個/mlであった。攪拌速度が大きくなるほど生残率は減少し、消毒効果が高くなることが分かる。除去率としては、30rpmで約40%、100rpm以上で概ね90%となる。残留塩素濃度はいずれもほぼ同程度で、全塩素で0.20～0.34mgCl/l、遊離塩素で0.05～0.07mgCl/lとなったが、攪拌速度との明確な相関関係は認められなかった。



図－9　攪拌速度と大腸菌群生残率

図－10は、塩素混和初期に強い攪拌を与え（急速攪拌：75rpm)、残りの時間（15min－急速攪拌時間）は緩速攪拌（30rpm）として実験を行った場合の急速攪拌時間と大腸菌群の生残率との関係を示したものである。15s間場合でもLog(大腸菌群生残率)は-0.6（除去率：75%）程度となり、塩素混和初期に強い攪拌を与えれば高い消毒効果が得られることが分かる。

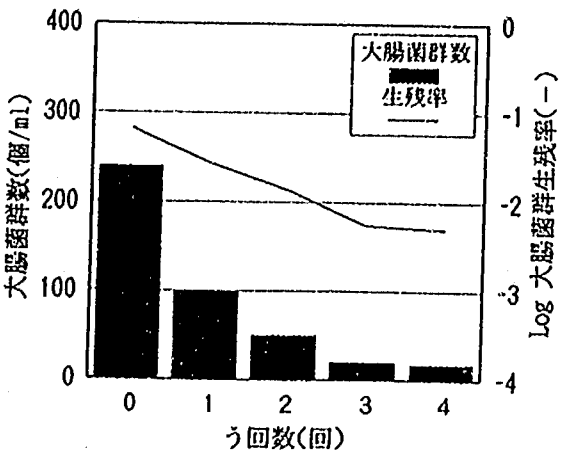


図－10　急速攪拌時間と大腸菌群生残率

次に、連続実験の結果を図－11に示す。迂回数0とは、迂回壁を設けないことをいい、大腸菌群数はデソ平板培養法によった。残留塩素濃度は、全塩素で0.24～0.31mg/l、遊離塩

素で0.01～0.04mg/lであり、迂回数との明確な相関関係はなく、混和池流出水は迂回壁がない場合でも十分均一になっていたと考えられた。回分実験同様、迂回数が多く強い混合度が得られるほど消毒効果が高まることが示された。

以上の結果から、攪拌の程度は塩素消毒の効果に大きな影響があること、ただし、強い攪拌は混和初期の段階での比較的短い時間で十分であることが分かった。なお、具体的な設計諸元を与える上で、一般化した指標である攪拌強度（G値）により整理することが今後必要であると考えられる。



図－11　混合度(う回数)と消毒効果

5．まとめ

本年度は、塩素消毒による生物影響について、発光細菌を用いた簡易な急性毒性試験を行うとともに、底生生物相の調査を行った。また、消毒効果に与える影響について、塩素と処理水の混合度に関する実験的検討を行った。主な知見は次のとおりである。

簡易毒性評価試験では、塩素注入率、残留塩素や消毒対象水中のNH_4-Nの有無に伴う塩素消毒処理水の急性毒性について、

1）塩素消毒対象水（原水）として準備した曝気１、20時間活性汚泥処理水には、発光細菌に対する急性毒性は認められなかった。

2）塩素消毒処理水の発光細菌に対する急性毒性は、残留塩素に由来している。

3）TUと全残留塩素とは、原点を通る一次の相関が非常に高い。

4）塩素消毒後に脱塩素処理を行うと、発光細菌への急性毒性はあらわれなくなった。

底生生物相への影響については、

5）塩素処理の程度及び脱塩素処理の有無によって、形成される生物相や流下方向の生物相の変遷は大きく影響される。

6）凝集砂ろ過の有無によっても生物相は異なる。

消毒効果に与える混合度の影響については、

7）強い混合度によってより高い消毒効果が得られる。ただし、強い攪拌は混和初期の段階での比較的短い時間で十分である。

8）具体的な設計諸元を与える上で、一般化した指標である攪拌強度（G値）により整理することが今後必要である。

下水処理水による公共水域への水量負荷が増え、また、下水処理水の再利用が促進していくなか、下水処理水への質的要求はさらに高度になっていくと予測される。各水質項目の放流基準・再利用指針値を遵守するだけでなく、生態系への影響、ひいては、人体への影響についてさまざまな観点から検討することが必要となってきている。これまでの研究結果から高度処理された処理水の塩素消毒について、その消毒効果や消毒副生成物の生成等を明らかにした。今回検討した簡易毒性評価試験は一種類の生物に対する急性毒性試験

ではあるが、比較的簡易で短時間に結果が得られることから、下水処理水を総合的に評価する一手法として有効であると考えられる。また、適切な混合度を与えることにより消毒効果が高まることが分かった。消毒副生成物や生態系への影響が検討される現在、少ない塩素添加量で高い消毒効果が得られることから更なる調査が望まれる。

<参考文献>

1)例えば、U.S.EPA, Municipal wastewater disinfection, design manual, EPA/625/1-86/021, 1986

2)建設省土木研究所, 塩素消毒技術の高度化に関する研究, 平成8年度下水道関係調査研究年次報告書, pp.75～83, 1997

3)安井孝行, 鈴木穣, 重村浩之, 塩素消毒における処理水質の影響について, 第34回下水道研究発表会講演集, pp.707～709, 1997

4)日本下水道事業団, 最近の消毒技術に関する評価に関する報告書, 1997

5)American Public Health Assosiation, American Water Works Association, Water Evironment Federation, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, pp.8-32～8-33, 1995

6)White G.C., The handbook of chlorination, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold Company, 1986

４．下水処理水の安全性向上に関する研究

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　諏訪　守
交流研究員　安井　孝行

１．はじめに

下水道の普及率の向上に伴い、環境水中に占める下水処理水の割合が上昇するため、下水処理水は、環境水の安全性に対して大きな影響を持つようになる。一方、下水処理水の衛生学的安全性を確保するために消毒を強化すると、トリハロメタン等の微量有害物質の生成が促進される。このため、環境水の安全性を確保するには、有害物質の生成を抑制することができ、かつ消毒効果の高い紫外線、オゾンなどの代替消毒方法の検討が必要である。本研究では、代替消毒方法の紫外線やオゾンなどの消毒効果を判定し、実用化に向けた検討を行うとともに、副生成物の観点から安全性について検討を加え、下水処理水の安全性を向上させることを目的とする。本研究は、ひいては、人の健康や環境の保護に資するものである。

２．８年度までの研究結果

８年度は、副生成物生成の観点から塩素消毒法の問題点を再確認することを目的として、塩素消毒法における副生成物生成の継時変化について実験的に検討を行った。その結果、残留する塩素の形態によって、消毒副生成物の生成量と速度は大きく影響されることが明らかとなった。

さらに、オゾン消毒法における副生成物は、ホルムアルデヒド以外にも最近、臭素酸等が注目されてきており、前駆物質や発生経路の違いにより以下のように分類される。

(1)臭化物イオンとの反応生成物として、臭素酸(BrO_3^-)等
(2)有機物との反応生成物として、ホルムアルデヒド等
(3)次亜臭素酸と有機物との反応生成物として、ブロモホルム、臭化シアン等
(4)オゾン生成時の副産物からの生成物として、クロロピクリン前駆物質

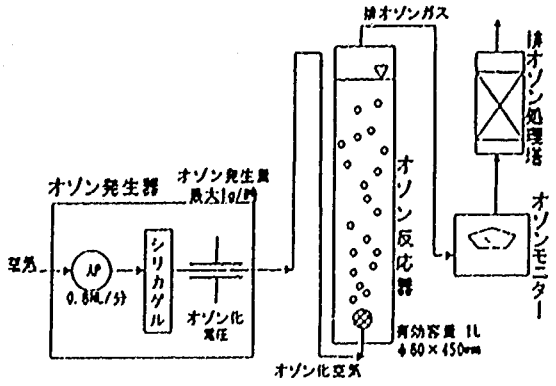
などが生成される副生成物の代表的なものであると考えられている。

３．９年度の研究結果

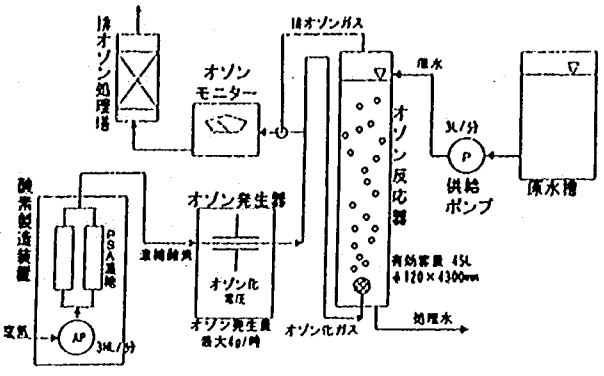
オゾン処理の副生成物に関する調査研究は、飲料水等利用の点から影響の大きい浄水分野で先行して実施され、総説等[1) 2)]がまとめられている。研究当初は、アルデヒド類が問題となっていたが、最近、発ガン性の疑いが指摘され、1993年に発行された新ＷＨＯ飲料水水質ガイドラインでも取り上げられている臭素酸イオンが注目されている。下水処理水中にも前駆物質であるフミン酸などの有機物や臭化物イオンが含まれていることから、オゾン処理により副生成物が生成される可能性がある。このため、９年度は下水処理水のオゾン処理実験を行い、これら消毒副生成物の生成量の把握を行った。

3.1 バッチ実験

バッチ実験装置の概略を図－１に示す。原水１ℓを反応器に入れ、オゾン化空気を0.8Nℓ/分で曝気し、原水とオゾンとを接触させた。なお、オゾンの収支を明らかにするために、供給オゾン濃度、排気オゾン濃度の時間変化をオゾンモニターで計測し、さらに、実験終了後の検水中の残留オゾン濃度をよう素滴定法で分析した。原水には、Ａ下水処理場の三次処理水(砂ろ過水：原水Ａ)および処理場内に設置してある活性汚泥処理プラントの二次処理水(沈殿上澄水：原水Ｂ)を用いた。原水１ℓに吸収されたオゾン量は、供給オゾン濃度と曝気時間を変えることにより、１～20mgの範囲となった。



図－１ バッチ実験装置



図－２ 連続実験装置

3.2 連続実験

連続実験装置の概略を図－２に示す。

連続実験では、水深４ｍのオゾン反応塔(有効容量 45ℓ)において原水を下向きに３ℓ/分で流しながらオゾン化ガスを３ℓＮ/分で曝気し、原水とオゾンとを接触させた。原水にはバッチ実験と同様のものを用いた。接触時間は15分間で一定とし、オゾン注入率は供給オゾン濃度を変えることにより２～20mgの範囲で設定した。オゾンの吸収効率は、オゾン注入率５、10、20mg/ℓで各々95、85、70％程度であった。試料の採取は、供給オゾン濃度、排気オゾン濃度、オゾン反応塔出口の残留オゾン濃度が定常であることを確認した後に行った。採取した処理水には、残留オゾンの反応を停止させるために、必要量以上のチオ硫酸ナトリウムを直ちに添加した。なお、オゾン濃度の測定はバッチ実験と同様の方法で行った。

3.3 測定項目

原水、処理水における臭素酸イオン、アルデヒド類の測定は、以下に示す方法で行った。その他に、ｐＨ、ＳＳ、濁度、色度、溶解性TOC、E_{260}、大腸菌群数(連続実験のみ)を測定した。

臭素酸イオンは、臭化物イオンとともにイオンクロマトグラフ分析装置により測定した。分析条件は表－１のとおりである。７種類の陰イオンを含む標準液のクロマトグラムを図－３に示す。臭素酸イオンのすぐあとに塩化物イオンが検出されるため、塩化物イオンが高濃度に含まれている場合、臭素酸イオンの定量に影響が現れる可能性がある。塩化物イオン数10mg/ℓを含む試料においては、定量限界は臭素酸イオン、臭化物イオンともに0.05mg/ℓ程度であった。

アルデヒド類は「上水試験方法」[3]に則って図－４に示す手順で測定した。すなわち、試料をペンタフルオロベンジルヒドロキシアミン (o-2,3,4,5,6-pentafluoro-benzyl-hydroxylamine, $C_6F_5CH_2ONH_2$,

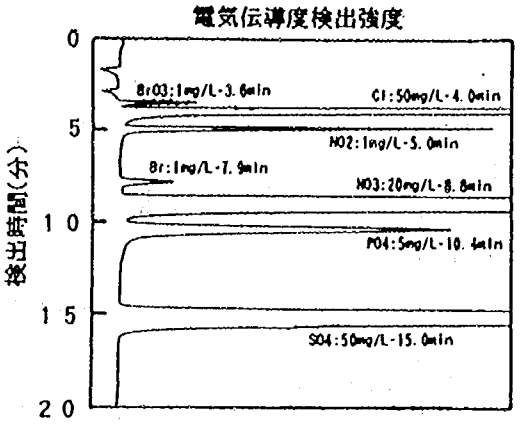
PFBOA)でふっ素誘導体とし、塩化ナトリウムを飽和量以上加えヘキサンで抽出し、これを電子捕獲型検出器付ガスクロマトグラフ分析装置(ＧＣ/ＥＣＤ)により測定し、アルデヒド類を定量した。ＧＣ/ＥＣＤの分析条件は表－２のとおりである。ここで対象としたアルデヒド類は、炭素数が１～７の直鎖アルデヒド(ホルムアルデヒド：HCHO～ｎ-ペプチルアルデヒド：$C_6H_{13}CHO$)、ベンズアルデヒド(C_6H_5CHO)、ジホルミルアルデヒド(CHOCHO)である。標準液のクロマトグラムを図－５に示す。炭素数が２個以上のアルデヒド類とPFBOAとが反応して生成されるふっ素誘導体には異性体が存在し、ピークが２つに分かれて検出される場合があった。図－５においても、最後に検出されるジホルミルアルデヒドはピークが２つに分かれている。

表－１ イオンクロマトグラフ分析条件

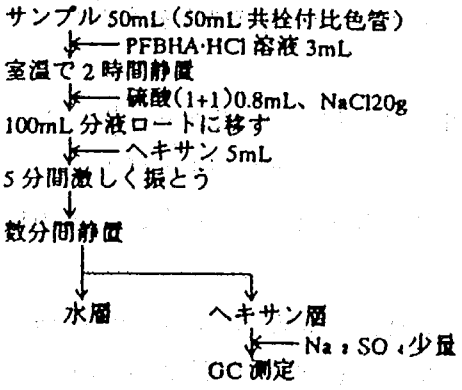
分析装置	Dionex 社 DX-100
溶離液	1.8mM Na_2CO_3 / 1.7mM $NaHCO_3$ 1.5mL/分
ガードカラム	IonPac AG12A
分離カラム	IonPac AS12A
検出器	電気伝導度計

表－２ GC/ECD 分析条件

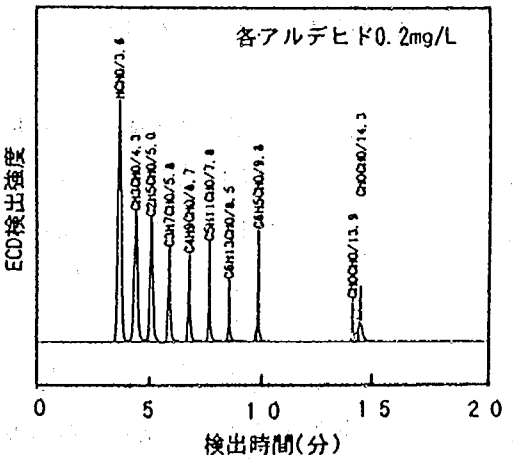
分析装置	島津 GC-17AA
キャリアガス	ヘリウム
注入口温度	200 ℃
キャピラリカラム	DB-1, φ 0.25mm × 30m
カラム温度	100 ℃, 1 分→昇温 15 ℃/分→ 200 ℃, 20 分
メイクアップガス	窒素
検出器	電気捕獲型検出器(ECD)
検出器温度	250 ℃



図－３ 陰イオン標準液のイオンクロマトグラム



図－４ アルデヒド類の分析手順



図－５ アルデヒド類標準液のガスクロマトグラム

4．研究結果

4.1 原水の水質

実験に使用した原水Ａ、Ｂの平均水質性状を表－３に示す。原水Ａは砂ろ過水であることから、沈殿上澄水である原水Ｂに比べ、ＳＳ、濁度が低い。臭化物イオンは各々0.2mg/ℓ程度含まれ、アルデヒド類ではホルムアルデヒド、アセトアルデヒドが検出された。

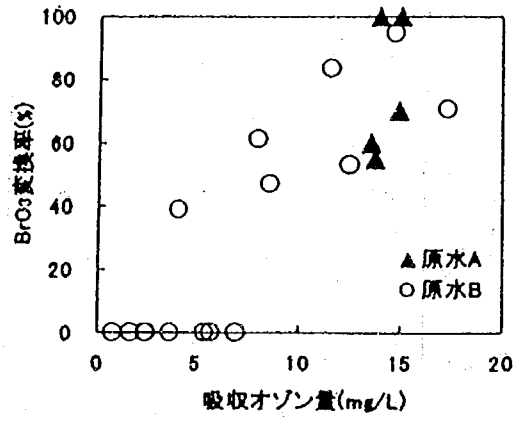
表－３　原水の平均水質性状

	pH －	SS mg/ℓ	濁度 度	色度 度	TOC mg/ℓ	E260 －	Br mg/ℓ	BrO3 mg/ℓ	HClO mg/ℓ	CH3ClO mg/ℓ	大腸菌群数 個/100mℓ
原水A	6.4	0.2	0.4	17	7.2	0.093	0.20	0.00	0.00	0.01	1.4E+4
原水B	7.3	2.7	4.3	30	9.2	0.128	0.18	0.00	0.02	0.01	7.5E+5

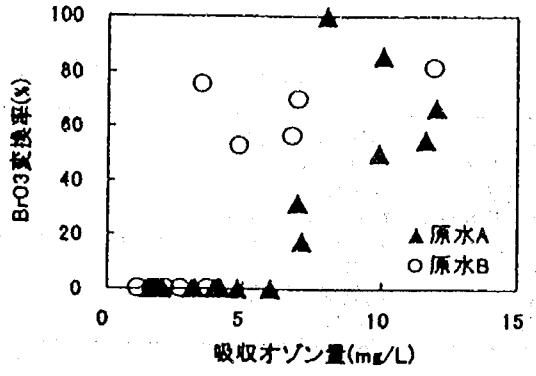
4.2　臭素酸イオンの生成

バッチ実験において、原水に吸収されたオゾン量に対して臭化物イオンが臭素酸イオンに変換された割合を図－６に示す。吸収オゾン量が一定量を越えると臭素酸イオンが生成されはじめ、吸収オゾン量が７mg/ℓ以上で臭素酸イオンの変換率は50％以上となった。

連続実験において、吸収オゾン量に対する臭素酸イオンへの変換率を図－７に示す。バッチ実験と同



図－６ 吸収オゾン量に対する臭化物イオンから臭素酸イオンへの変換率（バッチ）



図－７ 吸収オゾン量に対する臭化物イオンから臭素酸イオンへの変換率（連続）

様に、吸収オゾン量が一定量以上を越えると臭素酸イオンが生成されはじめ、原水Ａ、Ｂでは、吸収オゾン量がそれぞれ９mg/ℓ以上、５mg/ℓ以上で臭素酸イオンへの変換率が50％以上を越えた。

これらのことから、臭化物イオンは吸収オゾン量が一定量以下では酸化されないが、それ以上では酸化され、臭素酸イオンが生成することが明らかとなった。

今回の実験において生成された臭素酸イオンの最大濃度は0.2mg/ℓであり、世界保健機構が定めた飲料水基準の0.025mg/ℓを上回る値であるが、人のだ液中に含まれるＳＨ化合物で分解できる濃度[4]であった。

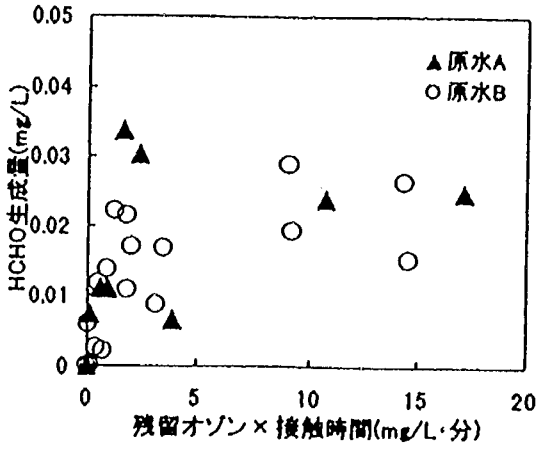
前駆物質である臭化物イオン濃度および吸収オゾン量により臭素酸イオンの最大生成量は決定されるが、臭化物イオン濃度が高く、オゾン注入率も高い処理を行う場合には処理水中の臭素酸イオン濃度が高くなるため、処理水の放流・再利用条件等によってはリスクアセスメント等を行い、対策を講ずる必要があるのではないかと考えられた。

4.3　アルデヒド類の生成

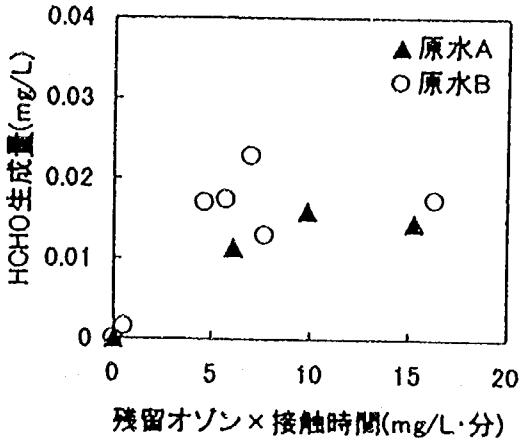
バッチ実験において生成されたアルデヒド類は、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、プロピオン

アルデヒド、n-ブチルアルデヒド、ベンズアルデヒドであり、各々の最大生成量は、0.03、0.02、0.01、0.01、0.01mg/ℓであった。ホルムアルデヒドの生成量を、残留オゾン濃度と接触時間との積算値、いわゆる、Ct値について整理したものを図－8に示す。ホルムアルデヒドの生成量は、Ct値5mg/ℓ・分以下で増加し、それ以上では緩やかに減少する傾向にあった。

一方、連続実験において生成されたアルデヒド類は、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、プロピオンアルデヒド、ベンズアルデヒドであり、各々の最大生成量は、0.02、0.02、0.01、0.01mg/ℓであった。ホルムアルデヒドの生成量を、Ct値について整理したものを図－9に示す。バッチ実験と同様の傾向



図－8 残留オゾンと接触時間の積に対するホルムアルデヒドの生成量（バッチ）



図－9 残留オゾンと接触時間の積に対するホルムアルデヒドの生成量（連続）

を示し、ホルムアルデヒドの生成量は、Ct値5mg/ℓ・分以下で増加し、それ以上では緩やかに減少する傾向にあった。バッチ実験、連続実験とも原水A、Bにおける顕著な違いは見られなかった。

水道法における水質基準においてホルムアルデヒドの指針値は0.08mg/ℓ以下であり、今回の実験の範囲内ではホルムアルデヒドの生成量はこれより十分小さい値であった。

実験結果から、アルデヒド類の生成量はオゾン注入量が増えるとともに増加するが、残留オゾン濃度が一定値を越えるとアルデヒド類の生成とさらなる酸化とが平衡に達し、むしろ、さらなる酸化の方向に進むものと考えられる。アルデヒド類の最大生成量や、それに達するときのオゾン注入条件は、温度や前駆物質濃度などにより変化すると予想されることから、今後さらにデータを蓄積する必要がある。

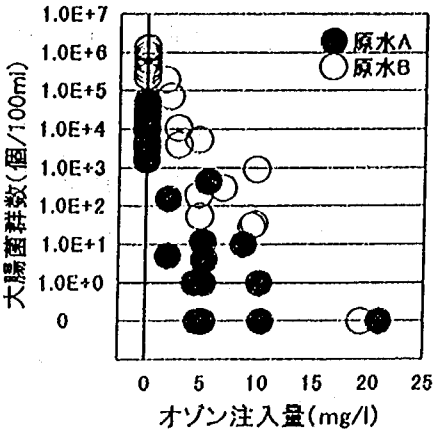
4.4 消毒効果

連続実験でのオゾンの消毒効果について、オゾン注入量と大腸菌群数および不活化率の関係を図－10、11に示す。なお、大腸菌群数の測定方法は、m－Endo培地によるメンブランフィルター法とした。

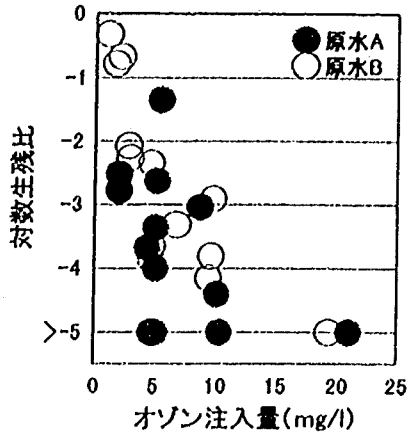
不活化率を3 $\log_{10}$程度とするためのオゾン注入量は、原水Aの場合に約4.7mg/ℓ、原水Bの場合に約6.5mg/ℓであった。また、原水Aではオゾン注入量を10mg/ℓ程度、原水Bでは20mg/ℓ程度とすることで、大腸菌群数はほぼ不検出(100mℓあたり)となった。

5. まとめ

9年度は下水処理水のオゾン処理実験を行い、これら消毒副生成物の生成量の把握を行った。実験結



図－１０ オゾン注入量と大腸菌群数



＊ >-5は、消毒後の大腸菌群数が
不検出(100ml当り)である。

図－１１ オゾン注入量と不活化率

果を以下に示す。

①臭化物イオンは吸収オゾン量が一定量以下では酸化されないが、それ以上では酸化され、臭素酸イオンが生成することが明らかとなった。今回の実験において生成された臭素酸イオンの最大濃度は0.2mg/ℓであり、世界保健機構が定めた飲料水基準の0.025mg/ℓを上回る値であるが、人のだ液中に含まれるＳＨ化合物で分解できる濃度であった。

②アルデヒド類の生成量はオゾン注入量が増えるとともに増加するが、残留オゾン濃度が一定値を越えるとアルデヒド類の生成とさらなる酸化とが平衡に達し、むしろ、さらなる酸化の方向に進むものと考えられた。今回の実験でのホルムアルデヒドの生成量は、水道法の指針値である0.08mg/ℓ以下であった。

③大腸菌群数を消毒指標とした今回のオゾン処理実験では、不活化率を３$\log_{10}$程度とするためのオゾン注入量は、原水Ａの場合に約4.7mg/ℓ、原水Ｂの場合に約6.5mg/ℓであった。

【参考文献】

１）山田春美、「オゾン処理特集：副生成物」副生成物とTHMFPの挙動、水道協会雑誌、Vol.64, No.10, pp.21-26 (1995)

２）森岡崇行ら、「オゾン処理特集：資料」総説：浄水処理におけるオゾン処理副生成物とその健康影響、水道協会雑誌、Vol.64, No.10, pp.38-55 (1995)

３）日本水道協会、上水試験法 (1993)

４）小野芳郎、「オゾン反応副生成物とその安全性」、工業用水、No.431, pp.17-28 (1994)

５．病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　落　　修一
研　究　員　北村　友一

１．はじめに

平成８年６月に、埼玉県越生町において水道水を原因とするクリプトスポリジウム感染症が発生した。埼玉県衛生部の報告によると水道原水の第一汚染源は特定できなかったものの、浄水場の取水地点上流に農村集落排水処理施設が位置しており、河川を介して農村集落排水処理施設の処理水と上水との間でクリプトスポリジウムの循環系が形成されたことにより汚染が拡大したとされている。

近年、下水道の普及の拡大により、河川上流域に下水処理施設が建設されることが増え、また、下水処理水量の増加は、環境水や上水原水に占める下水処理水の割合を増加させている。このように、下水処理水を含む環境水が上水に利用されることが多くなりつつある。環境水域への負荷削減、上水と下水間における悪循環形成の阻止、一端形成された悪循環を断ち切るためには、下水処理施設においてクリプトスポリジウム等の病原性微生物を十分に安全なレベルまで除去するか不活化しなければならない。また、クリプトスポリジウム等の病原性微生物は下水処理過程で汚泥中に移行することから、汚泥の衛生的処理を確実に行うことも重要である。

クリプトスポリジウムは、少ない個数で感染が成立し、塩素消毒に著しく耐性があり通常の病原細菌とは大きく異なる特徴を有している。これまでの病原細菌に対する除去・不活化法は効果がないことから、下水処理過程における新たな制御技術を至急確立する必要がある。

２．研究目的

海外の研究事例[1]によると、クリプトスポリジウムオーシストは標準活性汚泥法によって 80％程度の除去率が得られている。下水処理によってクリプトスポリジウムの水域への負荷は大きく削減される。しかし、活性汚泥処理によるクリプトスポリジウムオーシストの除去機構は、活性汚泥への吸着効果が大きいことが考えられる。汚泥に吸着したクリプトスポリジウムオーシストは、感染性をなくしているわけではないことから、汚泥の処理・処分過程における挙動が重要となる。汚泥処理過程で安全なレベルまで不活化する必要があり、また、不活化されているかどうかを把握する必要がある。

しかし、下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストの検出は、非常に難しい。これは、クリプトスポリジウムオーシストは、外界では増殖しないことやオーシストが 5μm 程度と非常に小さいこと、様々な夾雑物が検出を困難にしているためである。さらに、少ない個数で感染が成立することから、高い検出精度が要求されている。また、クリプトスポリジウムオーシストの生育活性の有無についての簡単で確実な試験方法は、現在のところ見あたらず、簡便な試験方法の開発が望まれている。

本年度は、下水汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストを効率よく検出する方法を種々検討した。

3．クリプトスポリジウムの特徴

クリプトスポリジウムパルブムのオーシストは 4.5～5.5μm の類縁形であり、内部には、4 個のスポロゾイトと顆粒状の残体を包蔵している。この 4 個のスポロゾイトこそが虫体である。このスポロゾイトは、オーシスト壁により保護されているため、消毒剤などに対する強い耐性をもっている。環境中ではオーシストの形で存在し、オーシストを経口摂取すると、腸内でオーシストからスポロゾイトが脱嚢し、急速に増殖する。通常、食中毒細菌等は、食品中に１万個とか十万個/g ないと感染しないとされている。これは、人間の第一感染防御機構である胃液の酸によりほとんどが不活化されてしまうからである。ところがクリプトスポリジウムのオーシストは、胃液を利用しオーシスト内の虫体を腸の中で出やすくしている。この点が、他の微生物と異なる。健康なボランティアによるクリプトスポリジウムパルブムの感染実験が行われている[2)]。これによれば 500 個の摂取で、83%の感染確率であった。

クリプトスポリジウム症は、激しい水様性の下痢と腹痛である。１人のクリプトスポリジウム症患者からは、１日に十億個のオーシストが便の中に出ていき、下痢は約一週間続く。免疫力のないエイズ患者がクリプトに感染すると、治療薬がないため、１日十億個のオーシストを毎日亡くなるまで排出することになる。これらのオーシストは下水に流入してくることから、下水処理により確実に除去または不活化しなければならない。

表－１ 感染実験[2)]

オーシストの用量	被験者数	感染者数	感染確率(%)
30	5	1	20.0
100	8	3	37.5
300	3	2	66.6
500	6	5	83.3
1,000	2	2	100
10,000	3	3	100
100,000	1	1	100
1,000,000	1	1	100

4．下水汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストの検出方法に関する検討

下水汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストの検出を以下の方法から検討した。それぞれの試験方法の評価は、オーシストの添加回収実験により行った。なお、すべての添加回収実験では、同条件を３回行った。

① **密度勾配遠心法**　本方法は、比重差を利用した分離方法である。一般に糞便中からのオーシストの分離に適用されている。おおよその操作手順は次の通りである。遠沈管に比重 1.1 の浮遊液を注入し、次に、オーシスト集積液を積層して遠心浮遊分離を行う。比重 1.1 を超える粒子は遠沈管の底に沈殿し、比重 1.1 の粒子は浮遊液中に、比重 1.1 以下の粒子は浮遊液とサンプル液の境界面上に、比重が 1 よりも小さい粒子は最上部に集まる。クリプトスポリジウムオーシストの比重は、1.06 であるため界面層に集まるはずである。サンプル層と界面層を回収することにより、オーシストを回収することができる。

② **免疫磁気ビーズ法**　クリプトスポリジウムオーシストに対する特異抗体を磁気ビーズに吸着させ、これをオーシストが含まれる液と反応させると、磁気ビーズは特異抗体を介してオーシストに結合する。反応後、磁石を利用し磁気ビーズを回収すればオーシストを選択的に回収することができる。回収後、酸処理によりオーシストと免疫磁気ビーズの抗原抗体結合物質を解離させ、磁気ビーズを再回収することによりオーシストを分離することができる。

③ **ふるい分離法**　クリプトスポリジウムオーシストの直径は、約 5μm であることから、オーシスト集積液を目開き 5μm以上のふるいに通すことにより、夾雑物とオーシスト分離することができる。

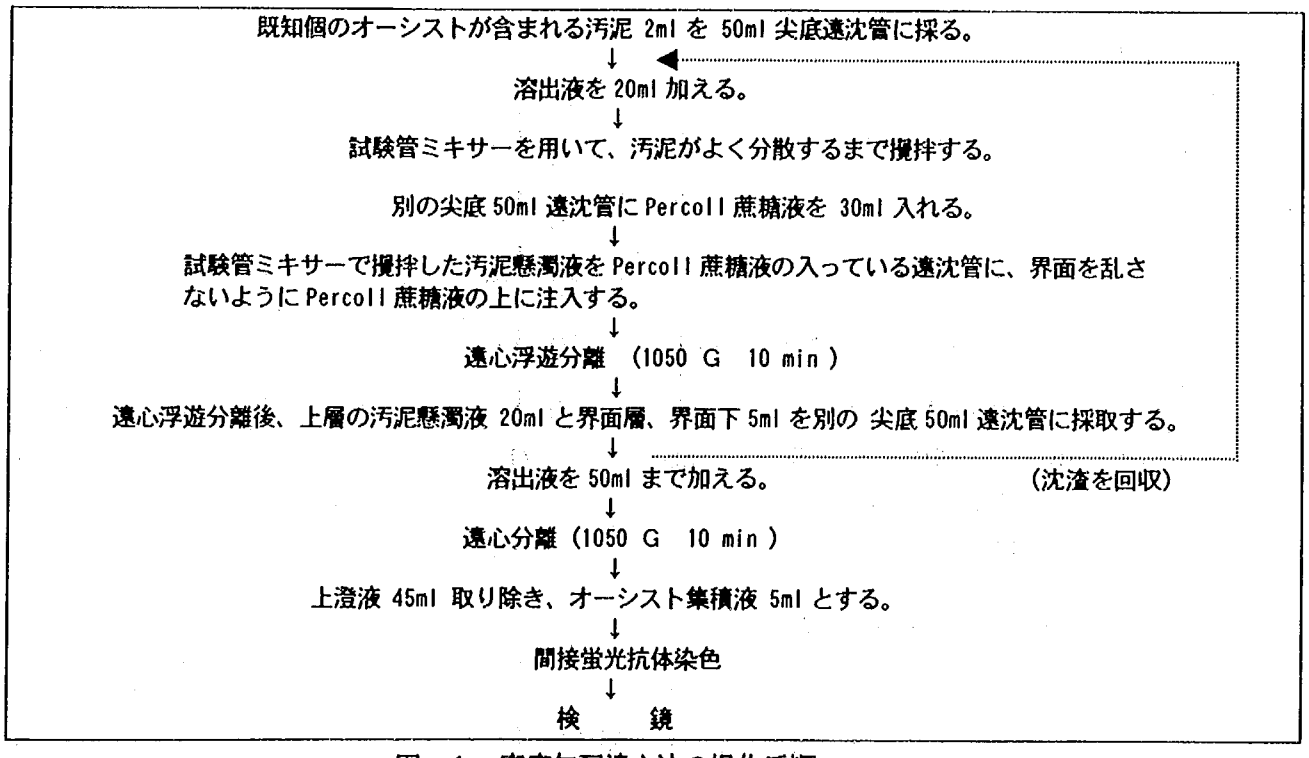
4．1　密度勾配遠心法に関する検討

4．1．1　実験方法

実下水処理場から採取した初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥を用いてクリプトスポリジウムオーシストの添加回収実験を行った。なお、実験に供したクリプトスポリジウムオーシストは、HYDROFLUOR-Combo Kit,(ENSYS製)の陽性コントロールを適宜希釈し使用した。図－1に密度勾配遠心法の操作手順を示す。また、実験に使用した浮遊液と溶出液の組成を表－2，3に示した。オーシストの検出は、HYDROFLUOR-Combo Kit,(ENSYS製)を用いて間接蛍光抗体染色し、落射蛍光顕微鏡により計数した。

はじめに、初沈汚泥についてオーシストの添加回収実験を行った。最初に採取する適切な汚泥濃度が不明だったため、採取汚泥濃度を 18.76，9.38，4.69，2.34，1.17，0.58 の5段階に変えた実験を行った。実験条件を表－4に示す。オーシストの添加個数は、248個／2 ml、25個／2ml の2ケースを試みた。

さらに、オーシストの回収率を向上させるため、遠心浮遊分離の際に、他の粒子に巻き込まれ沈殿したオーシストを回収するため、沈渣を回収・洗浄し、再度、遠心浮遊分離を行った。この操作（図－1の点線の操作）を1～3回繰り返し、回収率が高まるかどうかを検討した。その後、余剰汚泥、消化汚泥についての添加回収実験を行うこととした。



図－1　密度勾配遠心法の操作手順

表－2　浮遊液の組成

Percoll 溶液	450 ml
2.5M 蔗糖液	100 ml
精製水	450 ml

液体比重計で比重を測定し、1.09～1.10の範囲に調整する。

表－3　溶出液の組成

1%ドデシル硫酸ナトリウム溶液	100 ml
1%ポリオキシエチレンソルビタンモノオレート溶液	100 ml
PBS 溶液	100 ml
Antifoam A (消泡剤)	0.1 ml
精製水	200 ml
0.1N HCl または NaOH で pH7.4	
精製水	1 L

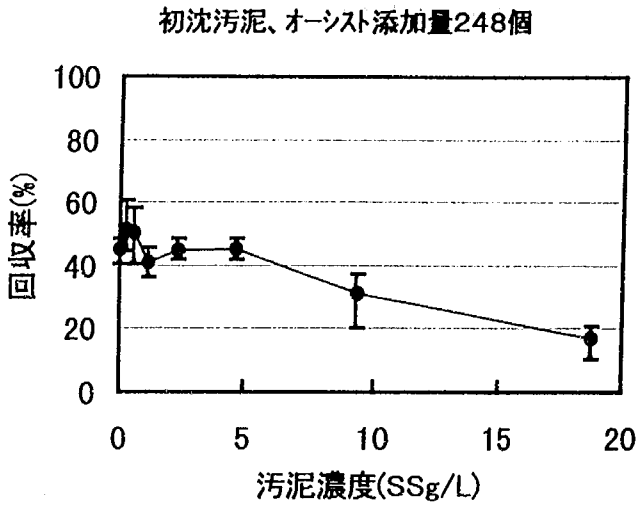
表－４　密度勾配遠心法実験条件一覧表　（初沈汚泥）

	汚泥濃度(SSg/L)	０．５８	１．１７	２．３４	４．６９	９．３８	１８．７６
RUN1	ｵｰｼｽﾄの添加量(個)	２４８	２４８	２４８	２４８	２４８	２４８
RUN2	ｵｰｼｽﾄの添加量(個)	２５	２５	２５	２５	２５	２５

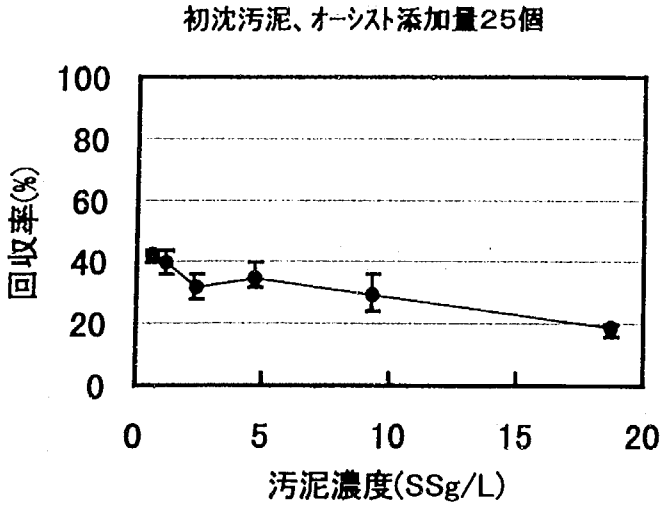
４．１．２　実験結果

採取汚泥濃度を変化させたケース添加回収実験の結果を図－２，３に示した。本図から明らかなように、採取汚泥濃度が低いほどオーシストの回収率は高くなる傾向を示した。オーシストを 248 個添加したケースでは汚泥濃度を 5 SSg/L 以下にすれば 40%以上の回収率が得られることがわかる。オーシストの添加個数を 25 個と減少させケースでは若干、回収率の低下がみられたが、汚泥濃度と回収率の傾向は RUN1 と変わらなかった。遠心浮遊分離の回数が回収率に及ぼす結果を図－４，５に示した。図より、汚泥が高濃度な場合は、１回の遠心浮遊分離ではオーシストの回収は不十分であり２回以上、遠心浮遊分離することが望ましいことがわかった。

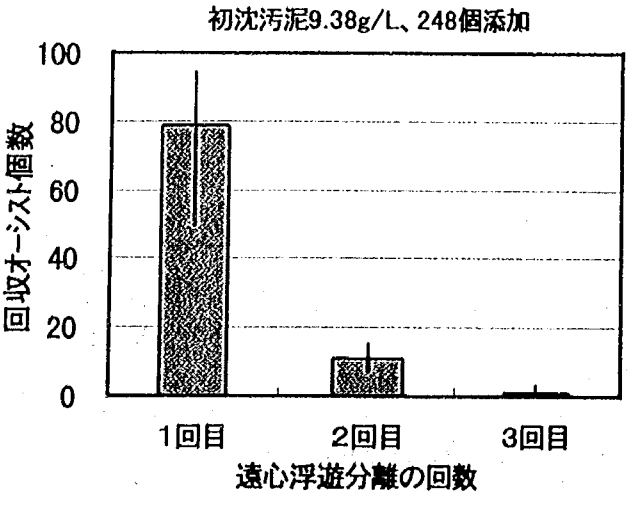
本法を用いて余剰汚泥、消化汚泥を試したところ密度勾配遠心法では良好な分離が得られず、オーシストの分離及び回収はできなかった。



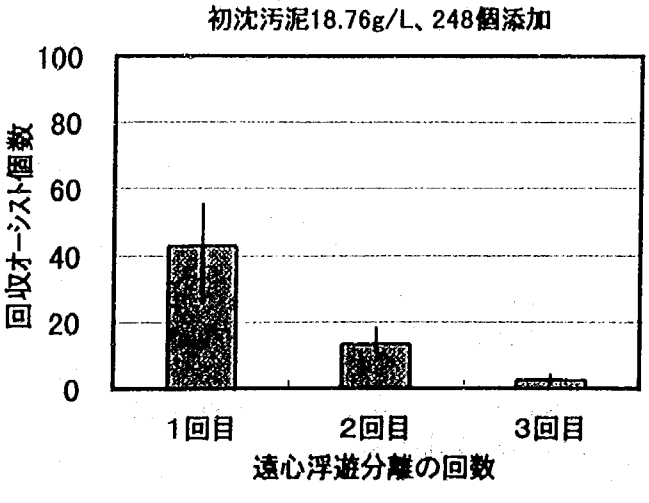
図－２　RUN1 の添加回収実験結果



図－３　RUN2 の添加回収実験結果



図－４　遠心浮遊分離の回数と回収個数



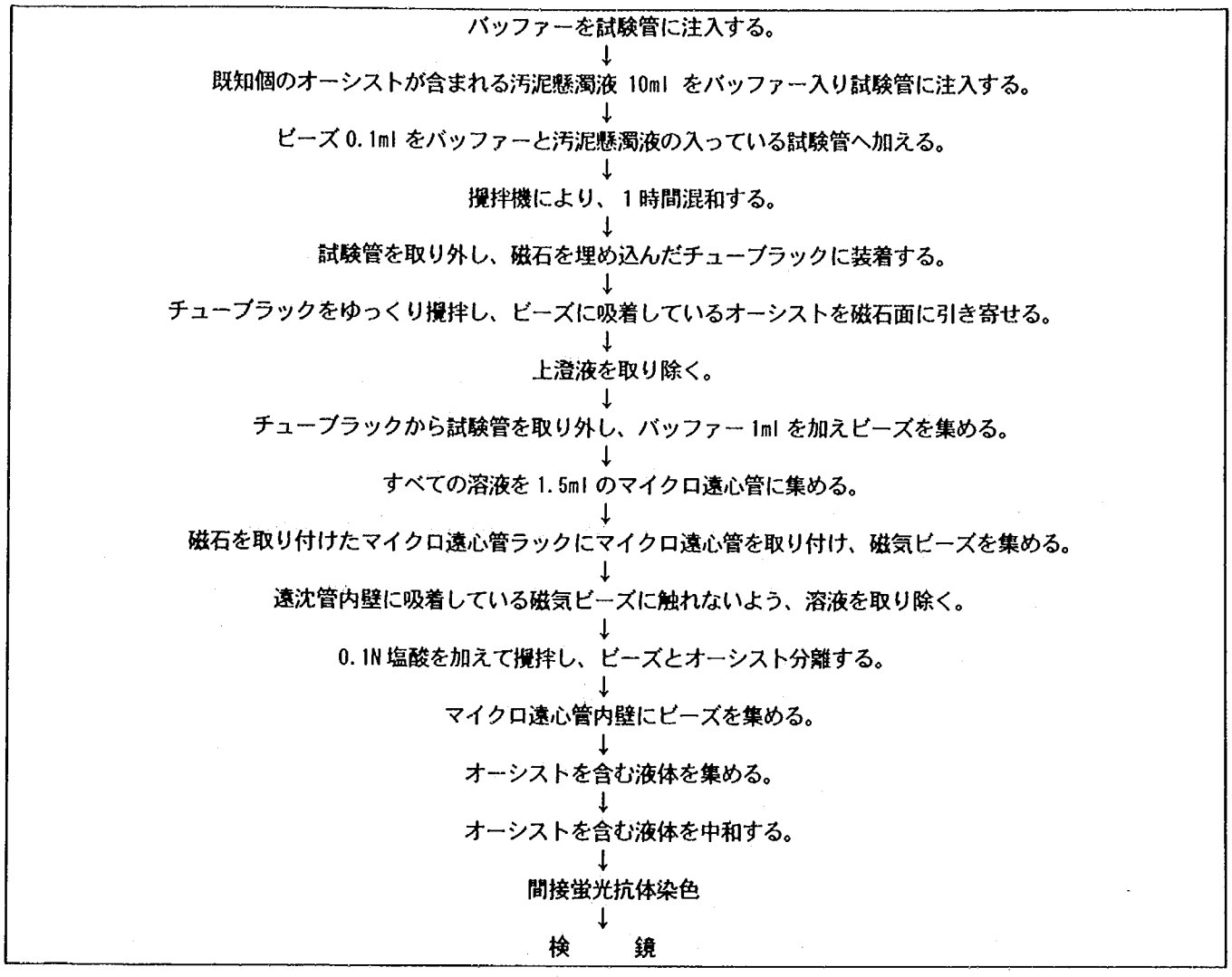
図－５　遠心浮遊分離の回数と回収個数

4．2　免疫磁気ビーズ法に関する検討

4．2．1　実験方法

実下水処理場から採取した初沈汚泥、余剰汚泥、消化汚泥をそれぞれ混合した汚泥を用いてクリプトスポリジウムオーシストの免疫磁気ビーズ法による添加回収実験を行った。なお、実験に供したクリプトスポリジウムオーシストは、HYDROFLUOR-Combo Kit(ENSYS 製)の陽性コントロールを適宜希釈し使用した。実験に用いた免疫磁気ビーズは、DYNAL 製の Dynabeas anti-Cryptosporidium Kit によった。免疫磁気ビーズ法の操作手順を図－6に示す。オーシストの検出は、HYDROFLUOR-Combo Kit(ENSYS 製)を用いて間接蛍光抗体染色し、落射蛍光顕微鏡により計数した。

免疫磁気ビーズ法が適用できる汚泥濃度範囲を把握するため、汚泥濃度を6段階に変えた添加回収実験を行った。実験条件を表－5に示す。



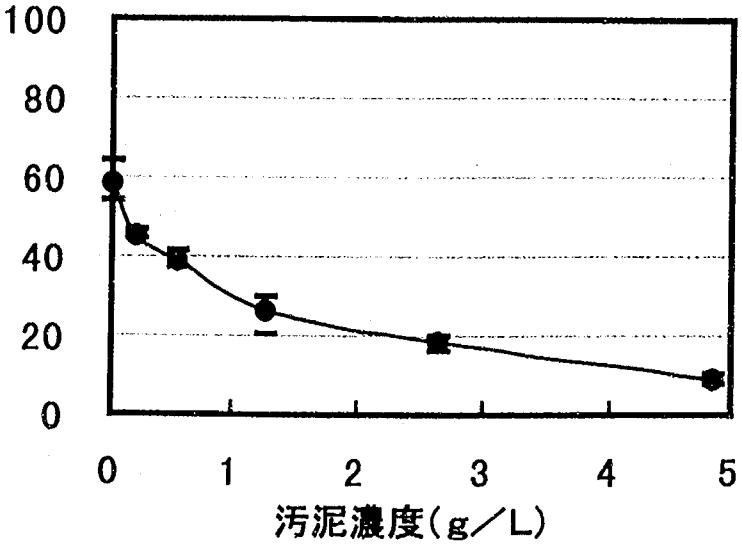
図－6　免疫磁気ビーズ法の操作手順

表－5　免疫磁気ビーズ法実験条件一覧表

	汚泥濃度(SSg/L)	0	0．19	0．53	1．26	2．64	4．85
RUN1	オーシストの添加量(個)	193	193	193	193	193	193
RUN2	オーシストの添加量(個)	257	257	257	257	257	257
RUN3	オーシストの添加量(個)	300	300	300	300	300	300

4．2．2　実験結果

実験結果を図－7に示す。本方法は汚泥の濃度に顕著に影響しされ、汚泥濃度が高くなるに従って、回収率は顕著に低下した。汚泥濃度を0.5g/L 以下にすることにより、40%以上の回収率を得ることができた。しかし、本方法では、高濃度汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストの直接回収は、難しいことが示された。

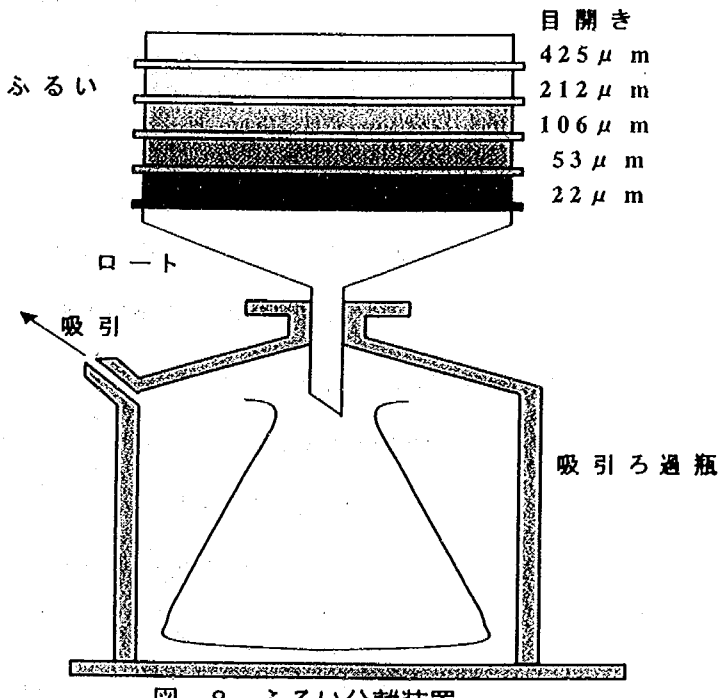


図－7　免疫磁気ビーズ法の結果

4．3　ふるい分離法に関する検討

4．3．1　実験方法

実験に使用した装置の概要を図－8に示す。使用したふるいは、直径 7.5cm、目開き 425、212、106、53、22μm である。このふるいを目開きの小さい順にロート上に重ね、さらにロート及び各ふるい間はビニールテープで目張りした。これを吸引ろ過瓶に設置し、吸引ポンプで減圧しながら、300ml のコニカルビーカにろ過することとした。ろ過後、最上部のふるいから、溶出液（表―3）でふるいを洗浄し、さらに、ふるいに残っている溶出液は、ブロアで下方のふるいに吹き飛ばした。操作手順を図－9に示した。



図－8　ふるい分離装置

実験に用いた汚泥は、実処理場から採取した初沈汚泥(濃度 2.3%)、余剰汚泥(濃度 1.5%)、消化汚泥(1.8%)、これらの混合汚泥(1.7%)である。実験に使用した汚泥の粒径分布を、マイクロトラック粒度分析計(日機装製)により測定した。粒径分布の測定結果を図－9に示す。実験に使用したクリプトスポリジウムオーシストと染色法は、前述の実験と同様である。

なお、表－6に実験条件を示した。

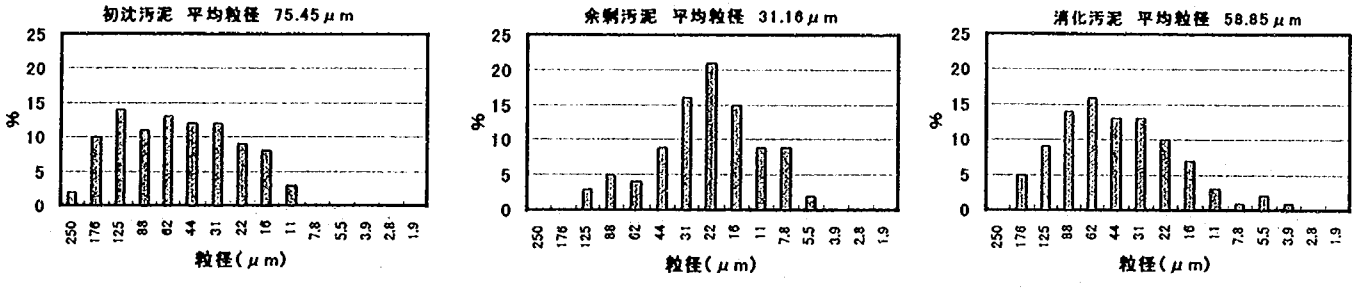
表－6　ふるい分離法実験条件一覧表

汚泥の種類	初沈汚泥(22.75g/L)	余剰汚泥(14.52g/L)	消化汚泥(17.96g/L)	混合汚泥(17.13g/L)
ｵｰｼｽﾄ添加個数	２８６	２５６	２８２	２０６

既知個のオーシストが含まれる汚泥 2ml を 50ml 尖底遠沈管に採る。
↓
溶出液を 20ml 加える。
↓
手動や試験管ミキサーを用いて、汚泥がよく分散するまで撹拌する。

425, 212, 106, 53, 22μmのふるいを吸引ろ過瓶に重ねてセットする。
↓
汚泥懸濁液を減圧ろ過する。
↓
溶出液により最上部のふるいから洗浄する。
さらにふるいに残っている溶出液をブロワーで下方に吹き飛ばし、ふるいを取り外す。
(この操作をそれぞれのふるいについて行う)
↓
ろ液 (約 400ml) を遠心分離 (1050 G 10min)
↓
沈殿物を 1 本の 50ml 尖底遠沈管に集める。
↓
遠心分離 (1050 G 10min)
↓
上澄水を 45ml を取り除き、オーシスト集積液 5ml とする。
↓
間接蛍光抗体染色
↓
検　　鏡

図―9　ふるい分離法の操作手順

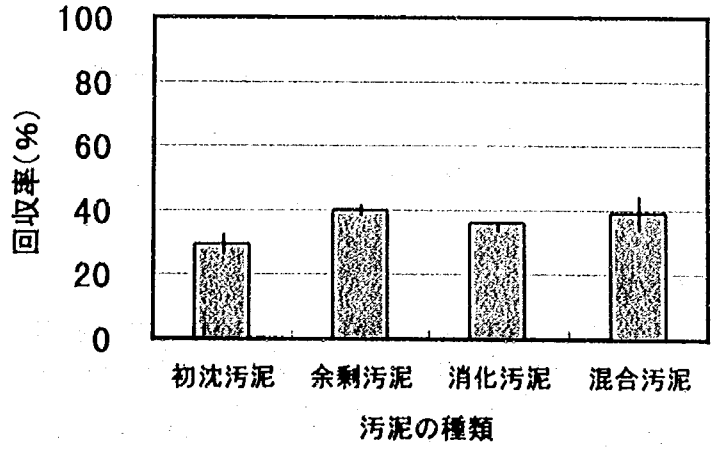


図－１０　供試汚泥の粒径分布

４．３．２　実験結果

図－１０に示した汚泥の粒径分布からわかるように、実験に使用した汚泥の粒径の平均は、初沈汚泥約 75μm、余剰汚泥 31μm、消化汚泥 59μm であり、ふるいを通すことによりオーシストと汚泥を分離できる可能性があった。

ふるい分離法の実験結果を図－１１に示した。図からわかるように、オーシストの回収率は、いずれの汚泥においても 29%以上の回収率が得られた。初沈汚泥の回収率が若干他の汚泥より低くかった。



図－１１　ふるい分離法

5. 考　察

以上、下水汚泥からのクリプトスポリジウムオーシストの検出方法を、密度勾配遠心法、免役磁気ビーズ法、ふるい分離法から検討した。その結果、密度勾配遠心法は、初沈汚泥のように比較的比重が大きい試料については適用可能であったが、活性汚泥や消化汚泥のような比重の小さい汚泥では不向きであった。特に、バルキングしている汚泥からオーシストを分離回収することはできなかった。これは、活性汚泥や消化汚泥は、生物汚泥であることから汚泥とオーシストの比重が似通っているために、比重差では分離できなかったためと考えられる。

汚泥処理過程で生ずる汚泥は、混合汚泥であり、濃度は3～40%である。このような汚泥を密度勾配遠心法によりオーシストを回収することは難しいと考えられた。

免疫磁気ビーズ法では、汚泥濃度が高まるに従って顕著な低下を示したが、これは、オーシストの周囲に存在する汚泥が、ビーズの抗原抗体反応を阻止したためや汚泥には様々な粒子があることから汚泥粒子とビーズが特異反応した可能性もある。また、溶解性の有機物質が、抗原抗体反応を阻害していることも考えられる。しかし、低濃度域ではオーシストの回収率は、高くなっており、汚泥濃度の低いオーシスト集積液からの回収には適していた。

ふるい分離法では、汚泥の種類に関係なく約30%程度の回収率が得られたが、さらに高濃度の汚泥や脱水汚泥のような凝集剤の含まれる汚泥からオーシストが回収できるかどうかを検討する必要がある。また、22μmのふるいを通した後の溶液にも夾雑物が多く含まれているため、検鏡するフィルターの枚数が多くなり、検鏡作業に多くの時間を費やした。この問題には、ふるい後の溶液をさらに希釈し、免疫磁気ビーズ法を適用することで、回収率は低下するが、フィルターの枚数は減少し、検鏡時間も短縮できる可能性がある。

6. まとめ

本年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

1）　密度勾配遠心法は、初沈汚泥等の比較的比重の大きい汚泥で適用可能であった。採取汚泥濃度が低い程、回収率は高くなった。採取汚泥濃度を5g/L以下にすれば、一回の遠心浮遊分離で30%以上の回数率が得られた。また、回収率を向上するためには、遠心浮遊分離を2回程度行う必要があった。余剰汚泥と消化汚泥は、密度勾配遠心法では明確に分離できず、オーシストの回収はできなかった。

2）　免疫磁気ビーズ法は、汚泥濃度に影響され、汚泥濃度が高まるに従って顕著に低下した。汚泥濃度を0.5g/L以下にすることにより、40%以上の回収率が得られた。

3）　ふるい分離法は、汚泥の種類に関係なく、約30%以上の回収率が得られた。

4）　ふるい分離後の溶液に免疫磁気ビーズ法を適用することで、検鏡時間を短縮できる可能性がある。

参考文献

1）I.V-M de MATURANA, M.E.ARES-MAZAS, D.DURAN-OREIRO, M.J.LORENZO-LORENZO: Efficacy of Activated Sludge in Removing *Cryptosporidium parvum* Oocysts from Sewage, Applied and Environmental Microbiology, Vol.58, No.11, pp.3514-3516, 1992

2）HERBERT L,DUPONT, M.D.,CYNTHIA L. CHAPPELL, PH.D., CHARLES R. SERLING, PH.D., PABLO C. OKHUYSEN, M.D., JOAN B. ROSE, PH.D., WALTER JAKUBOWSKI: The Infectivity of Cryptosporidium parvum in Healthy Volunteers, The New England Journal of Medicine, Vol.332, No.13, pp.855-859, 1995

６．水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究

水質研究室　室　長　田中　宏明
研究員　横田　敏宏

1. はじめに

水道水源を守るための新たな法律として、平成６年３月８日に「水道水源水質保全事業の実施の促進に関する法律」と「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が公布された。都道府県知事は、指定地域において特定利水障害を防止するため指定水域の水質の保全に関し実施すべき施策に関する計画（以下、「水質保全計画」）を定めなければならないとしている。この中で水域の水質保全目標としては、トリハロメタン生成能（以下、「THMFP」）濃度を定め、将来における汚濁負荷量の推移を推計し、これに伴う指定水域の水質を予測するとともに、目標水質達成のための負荷量削減計画を策定することとしている。

THMFP濃度で指定水域の水質予測を行うためには、単に各種発生源での汚濁負荷量の調査のみならず、流達過程での変化量や閉鎖性水域での変化量を把握する必要がある。このため、THMFP濃度の湖内でのプランクトン増殖や河川における付着性の藻類等によるTHMFP濃度の挙動を調べ予測等に役立てることを目的として調査を行っている。

７年度は、室内実験により、藻類の対数増殖期及び死滅期におけるTHMFP、粒子性のP-THMFP、溶解性のD-THMFP、有機ハロゲン化合物生成能（以下、「TOXFP」）、P-TOXFP、D-TOXFP濃度と種々の有機物指標の相関関係について調査を行った。その結果、対数増殖過程のP-THMFP及びP-TOXFPはクロロフィル-aと並んで一次反応的に増大していく傾向が見られたが、それらの一次反応係数はChl-aの増殖速度係数ほどは大きくなかった。また、D-THMFP濃度は対数増殖期でも余り変化が無く死滅期にはやや低下する傾向が見られ、D-TOXFP濃度は対数増殖期に増加し、死滅期では横這いとなる傾向があった。

８年度は、試料を希釈してTOC濃度を一律にし、過剰の塩素と長時間反応させて精製したTHMを測定した結果、試料により１日目の値に対するピークの値の比率は試料により異なる結果となった。また、THMの生成量について一次反応式で近似できる場合が多く、その関係から求めたTHMの最終生成量と反応係数は緩やかであるが負の相関があった。

平成９年度は、

・土壌・生活排水・藻類由来のTHMFP、TOXFP及び生活排水由来の生物分解実験
・還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

を行った。

2. THMFP、TOXFPの分解実験

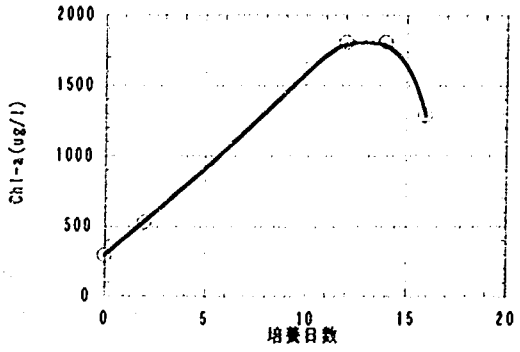
2.1. 実験方法

2.1.1実験に用いた試料

・藻類の培養方法

藻類由来以外のTHMFPの影響を除くため、以下の方法により藻類を捕集・培養し試料とした。

霞ヶ浦より採水した水を74μmのふるいによりろ過しゴミを除去した後、GF/Cろ紙により300mlろ過して藻類を捕集し、このろ紙上の藻類を純水100mlでよく洗浄した。そして、ろ紙ごと超音波破砕（200W　5分）を行い、藻類を分散させた。次に、市販の観葉植物用肥料（窒素全量10.00%（うちアンモニア性窒素0.22%、硝酸性窒素0.22%）、水溶性リン酸3.0%含む）を純水で200倍に希釈して作成した培地10Lのなかに、ろ紙上の藻類を分散させた水を投入し、約１２時間の明暗サイクル（照度約 1000ルクス）、２０℃において１ヶ月培養し、分解実験用の試料とした。培養期間中のChl-a濃度の変化を図－１に示す。



図－１　培養期間中のChl-aの濃度変化

上記で培養した試料を藻類由来のTHMFPの試料とした。その他、

・土壌由来のTHMFP試料として、当研究室で山林からの汚濁負荷量調査を行っていた、土地利用形態が主に森林で人家のほとんどない流域の筑波山麓の山口川流量観測所付近。

・生活排水由来のTHMFP試料として、霞ヶ浦流入河川の新川及び手賀沼流入河川の大堀川において、設置されている河川直接浄化施設の直上流地点。

で採水し、それぞれ土壌由来のTHMFP試料、生活排水由来のTHMFP試料とした。各試料の有機物指標等を表－１に示す。

表－１　生物分解に用いた試料の水質

（単位：mg/l　E260を除く）

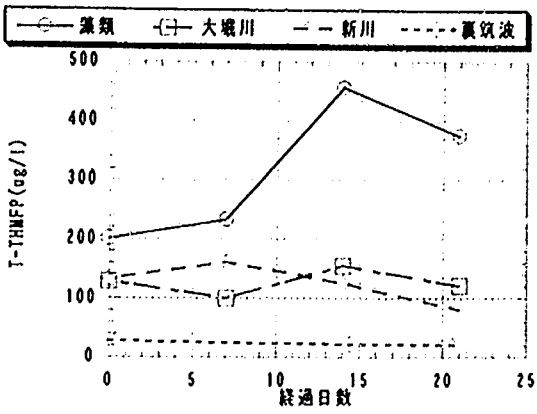
試料名	SS	E260	T-TOC	D-TOC	T-CODcr	D-CODcr	T-BOD	D-BOD
藻類	50.0	0.098	40.8	12.6	34.3	12.6	15.8	3.4
大堀川	8.9	0.070	9.5	7.3	8.5	6.9	6.8	3.4
新川	34.6	0.129	9.6	6.4	10.1	5.6	5.5	1.6
裏筑波	1.4	0.018	1.3	1.2	1.7	1.2	0.7	0.5

2.1.2THMFP分解実験

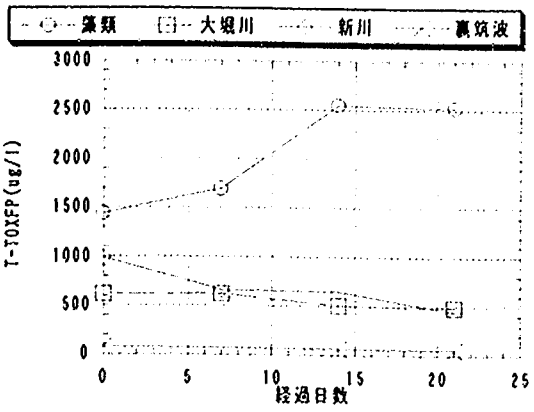
実験は、それぞれの試料５Ｌを培養瓶に入れ密閉し、スターラーにより緩速攪拌を行いながら、２０℃の暗所におき３週間行った。

THMFP、TOXFPの分析は、前処理として超音波による分解を行った後、河川水質試験方法（案）に準じて行った。なお、ろ過にはGF/Cろ紙を使用した。

2.1.3実験結果



図－2　THMFPの時間変化

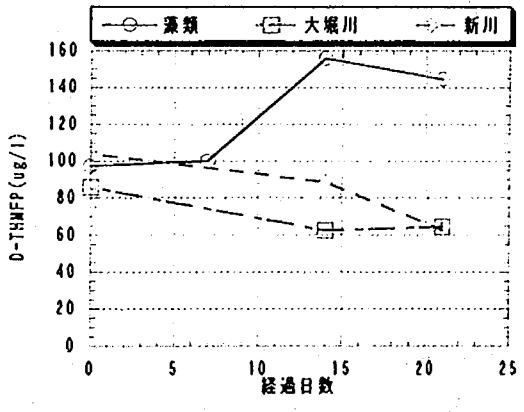


図－3　TOXFPの時間変化

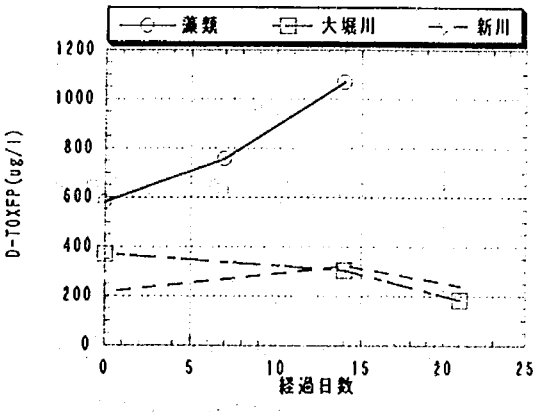
THMFP及びTOXFPの変化を図－２、－３に、D-THMFP及びD-TOXFPの変化を図－４、－５に示す。

THMFP、TOXFPとも裏筑波の試料はほとんど変化せず、大堀川の試料はほぼ一定、新川の試料は緩やかにであるが減少する傾向にあった。それに対して、藻類の試料はいったん大きく増加し、その後はTHMFPについては減少に転じ、TOXFPについては実験期間中においては横這いになる傾向が見られた。

D-THMFPについてみると、藻類の試料はTHMFPと同様にいったん大きく増加した後に減少に転じた。大堀川、新川の試料はどちらも減少する傾向にあったが、大堀川の試料は１４日目以後はほぼ横這いであった。



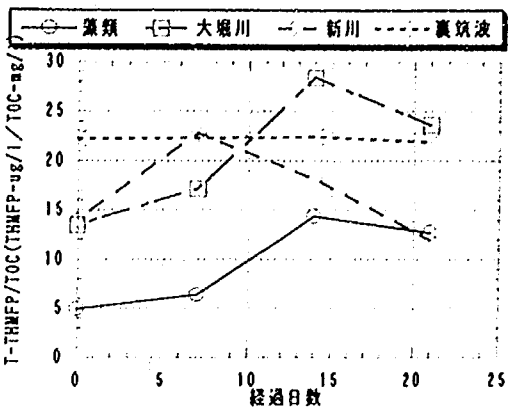
図－４　D-THMFPの時間変化



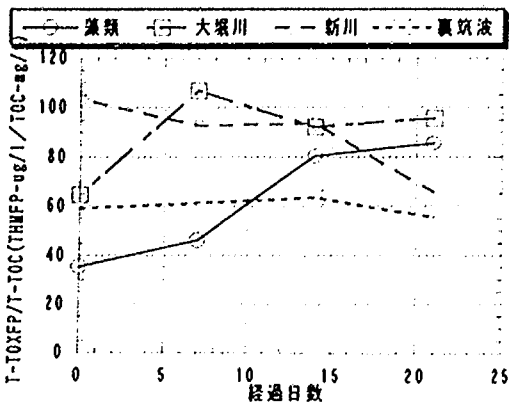
図－５　D-TOXFPの時間変化

D-TOXFPについてみると、藻類の試料は増加する傾向があった一方、新川の試料はほぼ横這い、大堀川の試料は緩やかに減少する傾向にあった。

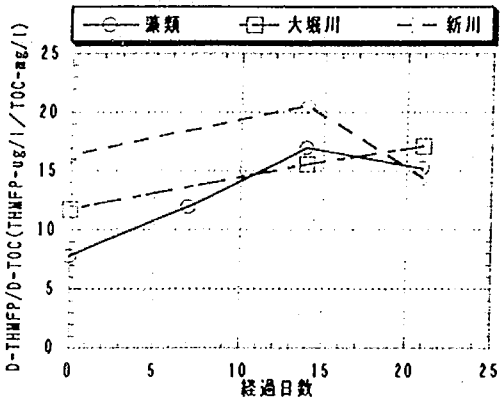
次に、単位TOC当たりのTHMFP及びTOXFP濃度変化を図－６、－７に、単位TOC当たりのD-THMFP及びD-TOXFP濃度変化を図－８、－９に示す。



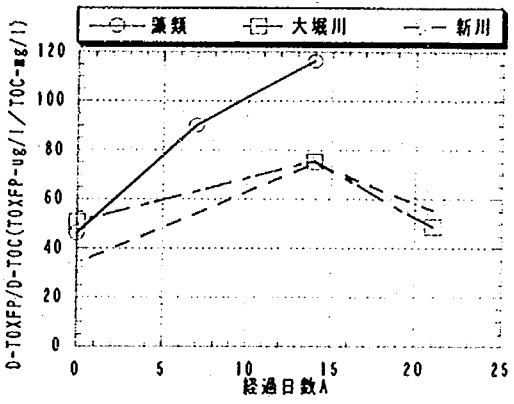
図－６　THMFP/TOCの時間変化



図－７　TOXFP/TOCの時間変化



図－８ D-THMFP/D-TOCの時間変化



図－９ D-TOXFP/D-TOCの時間変化

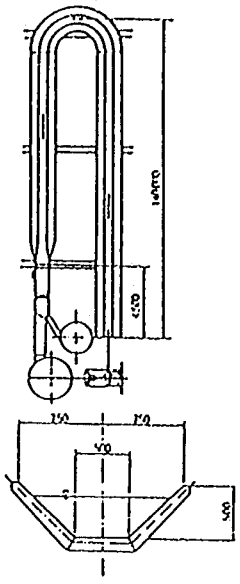
裏筑波の試料はTHMFP/TOC、TOXFP/TOCともほぼ一定で、THMFP/TOCについては他の試料より高い傾向が、TOXFP/TOCについては他の試料より低い傾向が見られた。大堀川、新川の試料はTHMFP/TOCについてはいったん比率が増加した後減少していったが、減少に転ずる時期は新川より大堀川の方が遅かった。これは、表－１のBODとCODcrの関係より新川の試料の方が大堀川の試料より生物分解を既に受けているとみられ、そのことが原因であると考えられる。また、TOXFP/TOCについては大堀川はいったん増加したが、新川は初めから減少していった。藻類の試料はTHMFP/TOC、TOXFP/TOCとも最初に増加し１４日以後はほぼ横這いとなったがその増加率は大堀川、新川と比較して大きかった。

D-THMFP/D-TOCについて、大堀川の試料は実験期間中増加したが、新川の試料は１４日目以後は減少に転じた。D-TOXFP/D-TOCについては、大堀川・新川とも１４日目以後は減少に転じた。藻類の試料はいったん増加した後減少しており、その増加率はTHMFP/TOC、TOXFP/TOCと同様に大堀川、新川と比較して大きかった。

2.2還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

2.2.1実験設備

還流水路施設を使用し河川のモデルとした。この施設は全長２９０mのステンレス製循環水路であって、深さ５００㎜、側壁上端部の幅１５００㎜の台形断面を有する（図－１０参照）。 地下タンク（約1300m³）に貯留された水道水をいったん円形のタンクに揚水し、循環用ポンプで水路上端部に送り、傾斜1/1000の水路を自然流下させ再びタンクに戻すか、ゲート操作によりそのまま排水する仕組みになっている。



（単位：㎜）

図－１０ 還流水路施設図

富栄養化した河川の河床に付着藻類が繁茂する条件を想定するため、硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムをそれぞれ、10mgN/l, 1mgP/lになるように第３，５水路に投入し、約１ヶ月間水を循環運転し藻類の付着を促進させた。その後条件を第３水路は5mgN/l, 2mgP/l、第５水路は0.5mgN/l, 0.2mgP/lになるように変更し、水路によって藻類濃度の差が生じるように、約１ヶ月水を循環運転させた。

2.2.2実験条件及びサンプリング

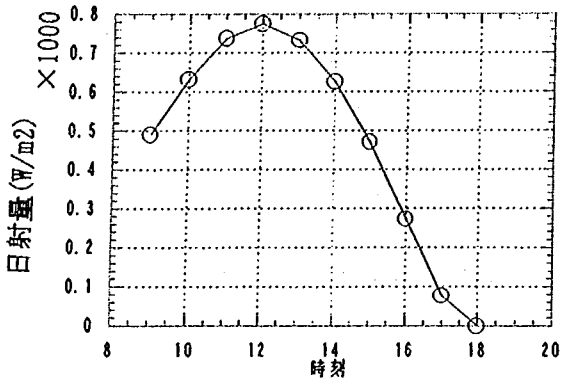
藻類が水路に繁茂した状態で循環運転から流下運転に切り替え、その翌日に実験を開始した。硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムは同じ濃度で継続して投入したほか、コントロール系として硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムを投入しない水路（第４水路）を加えて実験を行った。

水理条件は、流量50l/min, 水深約２cm、流速4.8m/min、滞留時間1.0時間である。

12月11日10:00時より実験を開始し、18:00まで行った。採水間隔は、２時間で、上流のタンクを流入水、下流越流部を流出水として採水と同時に水温、pH、DO（表－２）を現場測定した。またこれとは別に日射量（図－１１）については自動測定を実施した。

表－２　水路水質の変化

時刻	第３水路						第４水路(ブランク)						第５水路					
	流入			流出			流入			流出			流入			流出		
時	DO	pH	水温	DO	pH	水温	DO	pH	水温	DO	pH	水温	DO	pH	水温	DO	pH	水温
	mg/l		℃	mg/l		℃	mg/l		℃	mg/l		℃	mg/l		℃	mg/l		℃
10	10.5	8.1	12.7	10.6	8.4	12.3	9.7	8.0	12.7	10.3	8.1	8.6	10.0	7.4	14.2	9.9	7.9	12.2
11	9.2	8.3	13.1	10.3	8.4	13.4	9.5	8.3	13.6	9.9	8.3	14.2	9.5	8.2	13.9	10.1	8.3	14.2
12	9.7	8.3	13.2	10.2	8.5	15.9	9.4	8.3	13.6	9.5	8.3	15.5	9.0	8.3	13.3	9.8	8.5	15.5
13	9.6	8.2	12.7	10.1	8.4	11.8	9.6	8.3	12.6	9.3	8.3	12.4	9.6	8.3	12.8	9.8	8.4	12.8
14	8.8	8.3	13.4	9.9	8.4	10.4	9.0	8.3	13.2	10.0	8.3	10.4	9.1	8.3	13.2	9.5	8.4	11.3
15	9.5	8.3	12.9	10.5	8.4	8.6	8.9	8.3	13.2	9.8	8.4	9.5	9.4	8.3	13.3	10.2	8.4	8.8
16	10.1	8.3	12.1	10.9	8.3	7.8	9.1	8.3	12.6	11.0	8.4	7.5	9.0	8.3	12.6	10.5	8.4	8.1
17	10.1	8.3	11.2	11.7	8.2	7.8	9.9	8.2	11.2	11.5	8.4	8.0	9.6	8.3	11.6	10.9	8.5	8.3
18	10.4	8.3	9.0	11.8	8.2	6.8	10.4	8.2	10.2	11.9	8.3	5.6	10.7	8.3	12.2	11.2	8.3	6.8



図－１１　日射量の変化

表－３　生物分析結果

生物名	第３水路	第５水路
海藻類		
Phormidium lapideum v.amorphu	＋＋	＋＋＋
Phormidium sp.	＋	＋＋
珪藻類		
Nitzschia sp.	＋	＋
緑藻類		
Chlamydomonas sp.	＋	＋
Cosmarium subtumidum	＋＋	＋＋
Cosmarium undulatum	＋	＋
Monoraphidium contrtum	＋	＋
Scenedesmus sp.		＋

また、実験終了後に採取した付着藻類を採取し定性分析をおこなった。結果を表－３に示す。各水路において、藻類の種類に違いはあまり見られなかった。

2.2.3結果

THMFPを表－４に示す。

表-４　THMFP　　（単位：μg/l）

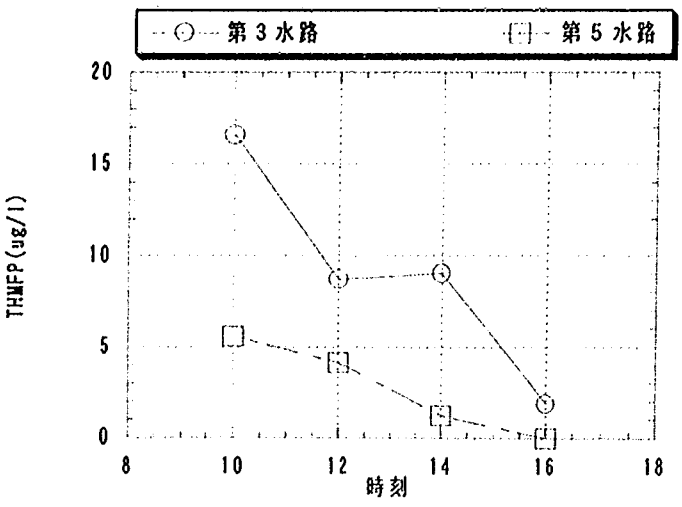
時刻	第３水路		第５水路		ブランク	
	流入	流出	流入	流出	流入	流出
10	29	35	26	21	26	16
12	23	25	24	21	23	16
14	22	25	24	20	23	17
16	23	21	24	20	22	19
18	22	32	24	26	－	16

THMFPは、ほぼ一定の流入水濃度をそれぞれの水路、及びそれぞれの時間において示した。

また表－４より、ブランク水路を見ると流入水と比べて流出水のTHMFP濃度が低下しており、なんらかのTHMFPを減少させる機構が働いていると考えられる。よって、流

出入水の差分にブランク水路の減少分を加えた濃度が、生成したTHMFP濃度とし、その結果を図－１２に示す。

第３水路の方がTHMFPの生成量は多いが、投入した硝酸カリウム及びリン酸水素二カリウムの比率ほど多くはなかった。



図－１２　生成されたTHMFP濃度

3. まとめ

3. 1. THMFP、TOXFPの生物分解実験

・土壌由来のTHMFP、TOXFPは分解により変化しなかった。また、単位TOC当たりのTHMFP、TOXFPも変化しなかった。

・生活排水由来のTHMFP、TOXFPは横這いもしくは緩やかに減少する傾向に見られた。また、単位TOC当たりのTHMFP、TOXFPはいったん増加してその後に減少した。

・藻類由来のTHMFP、TOXFP及び谷TOC当たりのTHMFP、TOXFPはいったん増加してその後に減少もしくは横這いであり、その増加率は生活排水由来の試料より大きかった。

3. 2. 還流水路を用いた付着藻類によるTHMFP生成過程の把握実験

・投入する栄養塩濃度を変えて藻類を付着させ実験を行った。生成したTHMFP濃度が栄養塩濃度が高い水路の方が多かったが、その比率は投入した栄養塩濃度の比率ほど大きくはなかった。

II．国立機関公害防止等試験研究費による研究

１．窒素の超高度除去に関する研究

三次処理研究室　　室　長　鈴木　　穣
研究員　重村　浩之

１．まえがき

自然水域の水質は、平均的には、最近はやや改善の兆しが見えるとはいえ、湖沼、内湾などの閉鎖性水域においては未だ改善の方向に向かっているとは言い難い。また、下水道などの生活系排水処理施設の普及が進み、排水中の有機物による汚濁はかなり解消されたが、窒素・りんなどの栄養塩類の除去率が低く、水系によっては、これらの処理施設から排出される栄養塩類が主たる富栄養化の原因となる場合も考えられる。このような水域の水質汚濁は、下水、工場排水などに含まれる窒素・りんによる富栄養化がその主要因となっているものと推定されていることから、これら下・排水に含まれる窒素・りんの高度除去技術の検討が必要となっている。

下水道の分野では、各種の生物学的窒素除去法（循環式硝化・脱窒法、硝化・内生脱窒法など）が実用化されているが、処理水中の窒素濃度は、約5mg/Lが安定した除去の限界となっており、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度0.2mg/Lを大幅に上回っている。湖沼等の閉鎖性水域においては、河川と違って水循環のサイクルが非常に長いため、汚濁物質が水域中にたまりやすい。そのため、閉鎖性水域に下水処理水を放流する場合には、かなり低濃度まで栄養塩類を除去する必要がある。一方、既存の生物学的窒素除去技術で可能な限り除去を行った後に残留する窒素成分（有機態窒素が大部分）が、自然生態系に与える影響についての知見も不足している。本研究は、富栄養化防止という観点から、現状の生物学的窒素除去法の処理の安定化、及び現状の窒素除去法を上回る能力を持つ除去法の開発を目的としている。本研究の具体的な処理水質目標は、T-N＜0.2mg/Lである。

平成８年度以前の研究結果をまとめると、以下の通りである。

（１）下水処理水中には、通常の生物処理時間内には分解除去不可能な溶解性有機物中の有機態窒素が1mg/L程度残留する。この溶解性の有機態窒素は、２週間以内という短期間では藻類（*Scenedesmus*）の増殖を招かない。しかし、長期的な、また種々の生物の存在する環境水中における富栄養化への影響については、今後調べる必要がある。

（２）本研究に使用した、ステップ流入法、嫌気・好気法と硝化・内生脱窒法等を組み合わせた処理法を用いた高度処理パイロットプラントにおいて、正常運転時にはT-Nの平均除去率は86.2%、処理水の平均T-N濃度が4.58mg/Lと良好な処理成績を収めたが、水域の富栄養化防止の観点より、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）の窒素濃度 0.2mg/L と比較するとまだかなり高い濃度であるので、さらなる除去が必要である。また、短時間の実験において好気槽の DO 濃度と硝化速度の間に大きな相関が示され、DO濃度が2mg/L以下になると、硝化速度が急激に低下することが確認された。

（３）処理水、反応槽内の正確な窒素濃度の把握を行い、最適な硝化・脱窒プロセスの制御を行うために、

窒素自動分析装置（窒素モニター）の導入が考えられた。窒素モニターの下水処理への適用性について実験を行い、NH_4-N 濃度 0.2mg/L 以上、NO_x-N 濃度 1.3mg/L 以上において、窒素モニターによる測定値と比色分析装置による測定値はよく一致することが認められた。

（4）吸着剤を用いた高度処理パイロットプラント処理水中の窒素の超高度除去について、短時間の実験により、NOx-N 除去については主に陰イオン交換樹脂が、溶解性有機態窒素（D-Org-N）除去については粒状活性炭が有効であることがわかった。陰イオン交換樹脂は、カラムへの流入水量に関わらず NOx-N を 95%以上の除去率で良好に除去し、処理水 NOx-N 濃度も常に 0.1mg/L を下回っていた。粒状活性炭による D-Org-N の除去については、平均除去率が 57.2%、処理水の平均 D-Org-N 濃度が 0.265mg/L であった。

平成９年度は、現状の生物学的高度処理法の処理の安定化に関する研究として、ステップ流入法、嫌気－好気法と硝化－内生脱窒法等を組み合わせた処理法を用いた生物学的高度処理パイロットプラントによる処理実験を前年度に引き続き行った。さらに、DO モニターと NH_4-N ・ NOx-N 自動モニターの測定値を入力データに用いた曝気風量制御を上記パイロットプラントに適用し、その制御結果について検討を加えた。また、NOx-N 自動モニターの低濃度域(NOx-N＜1mg/L)での適用性についても検討した。この他、生物処理水の窒素濃度をさらに低下させるために、吸着剤を用いた物理化学的な窒素除去法について長期的連続処理実験及び検討を行った。さらに、有機態窒素が富栄養化に与える影響を明らかにするため、下水処理水中の有機態窒素を含む有機物の長期的な分解性について検討した。

2．ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法を用いた下水処理実験

2．1　実験条件

窒素・りんの高効率除去のために、８年度に引き続き、ステップ流入法、嫌気－好気法と硝化－内生脱窒法等を組み合わせた処理法を用いたパイロットプラント（以下、ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法パイロットプラントという。名称は違うが、平成８年度の本研究の嫌気・好気＋硝化・内生脱窒法パイロットプラントと同じものである[1]。）で下水処理実験を行い、その処理特性などについて検討した。パイロットプラントの概要について、図２－１に示す。また、パイロットプラントの流入水質について表２－１に示す。

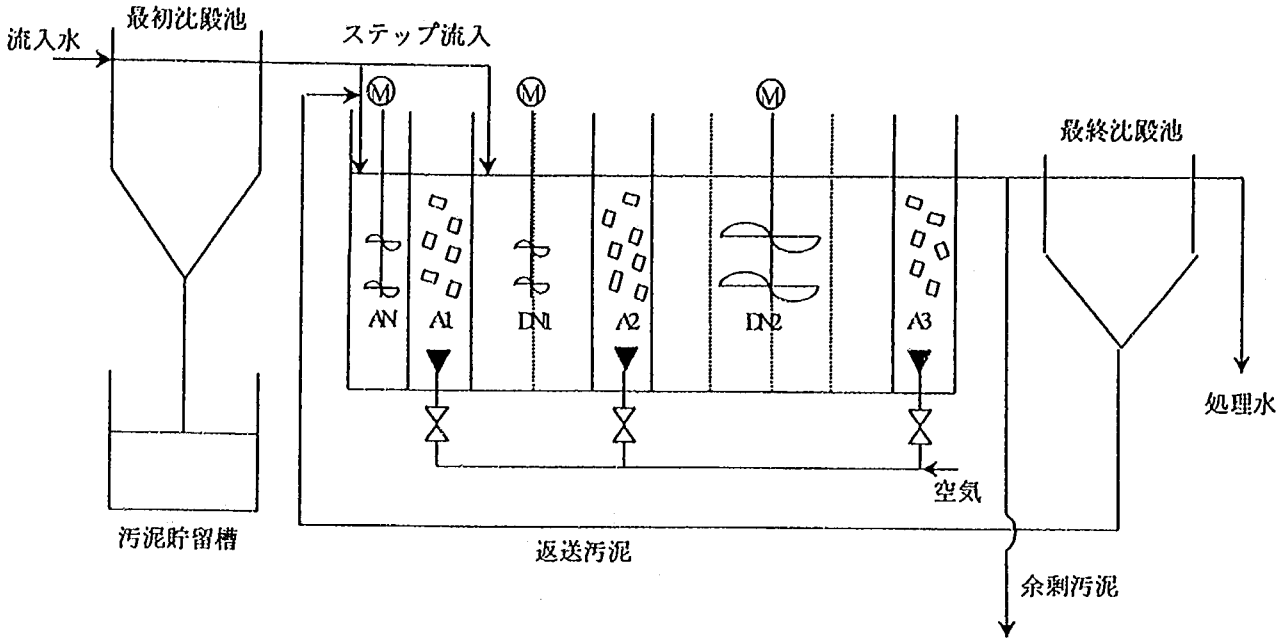
表２－１　高度処理パイロットプラントの流入水の水質

（平成９年６月25日～平成10年３月25日）

項目	NH_4-N	K-N	T-N	PO_4-P	T-P	CODcr
濃度(mg/L)	14.0～30.6	18.4～43.3	18.4～43.3	0.83～2.90	1.78～4.90	138～436

余剰汚泥は生物反応槽から最終沈殿池への移送ラインから自動運転で引き抜いた。プラントの SRT、A3 槽 MLSS 濃度及び SVI の平均値を表２－２に示す。SRT=48.6d のときは、MLSS 濃度の減少の影響が残っていたとき（10月６日～11月26日）と処理が良好に行われていたとき（11月26日～平成10年１月27日）で分けて考えた。A3 槽の MLSS 濃度についてはほとんどの期間で 3000mg/L を越えており、比較的高い値を示

していた。また、SVI は 200 を下回っており、汚泥の沈降状況はさほど悪くなかったといえる。実験期間中の好気槽の平均 DO 濃度は、A1、A2 及び A3 槽それぞれ 3.2、4.5 及び 4.2mg/L であった。また、生物反応槽の空気倍率の平均値は 10.8 倍であった。



HRT：9.51hr　処理水量：25.2m³/d　ステップ流入比：1:1　汚泥返送比：59.6%
反応タンク容量：10m³　嫌気槽(AN)：1m³　好気第1槽(A1)：1m³　脱窒第1槽(DN1)：2m³
好気第2槽(A2)：1m³　脱窒第2槽(DN2)：4m³　好気第3槽(A3)：1m³
微生物固定化担体充填率：A1、A2及びA3槽すべて体積比で30%

図2－1　ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法パイロットプラントの概要

表2－2　パイロットプラントの SRT、MLSS 及び SVI

RUN No.	期間	SRT	A3 槽 MLSS 濃度の平均(mg/L)	SVI の平均
1	平成 9 年 6 月 20 日～8 月 13 日	173.6 日	3144	172
2	8 月 13 日～9 月 3 日	86.8 日	2733	193
3	10 月 6 日～11 月 26 日	48.6 日	3017	180
4	11 月 26 日～平成 10 年 1 月 27 日	48.6 日	3882	146
5	1 月 27 日～3 月 16 日	29.9 日	3327	146
6	3 月 16 日～3 月 25 日	24.8 日	3455	184

※余剰汚泥の引き抜きは、タイマー設定によるポンプの間欠運転により行った。

週 1 回、水温、pH、DO、ORP、CODcr、各態窒素及びりん等の水質分析を行った。サンプリング方法については、流入水及び最初沈殿池流出水については 24 時間平均のコンポジット、その他のサンプルについてはスポット（採取時刻：午前 9 時）で採取した。全 CODcr の分析は HACH 迅速水質分析計 DR/2000、溶解性 CODcr の測定は自動 CODcr 分析計（ブラン・ルーベ社製、オートアナライザーII）、各態窒素及びりんの分析は自動比色分析計（ブラン・ルーベ社製、TRAACS800）で行った。

2．2　実験結果

表２－３に、平成９年度の良好に処理されていたときにおける、ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法パイロットプラントの処理成績の平均値を示す。T-N、T-P 及び CODcr については昨年度よりも良好な成績を収めていた(1)。特に、平成９年度の窒素除去率平均値は 89.3%、処理水窒素濃度平均値は 2.8mg/L であり、良好な処理を維持していた。また、SS についても良好に除去されており、高い MLSS 濃度にも関わらず、固液分離も良好に行われていたことがわかった。

表２－３　パイロットプラントの処理成績

（平成９年６月25日～８月27日、
11月26日～平成10年３月25日のデータの平均）

水質項目	T-N	T-P	SS	CODcr
流入水濃度(mg/L)	25.9	2.85	82.4	259
処理水濃度(mg/L)	2.8	0.66	5.7	23
除去率（%）	89.3	76.8	93.1	91.2

図２－２に、９年度における高度処理パイロットプラントの処理状況を示す。平成９年９月に、汚泥の過剰引き抜きにより、反応槽中の MLSS 濃度が 1000mg/L 以下にまで減少してしまったため、硝化・脱窒反応が十分に進行しなかった。しかし、その他のほとんどの時期では、NH_4-N＜1mg/L、NOx-N ＜3mg/L を保っていた。PO_4-P 処理については、表２－２より SRT が長く、余剰汚泥引抜量が少ないために安定しておらず、1mg/L を越えるときもあった。

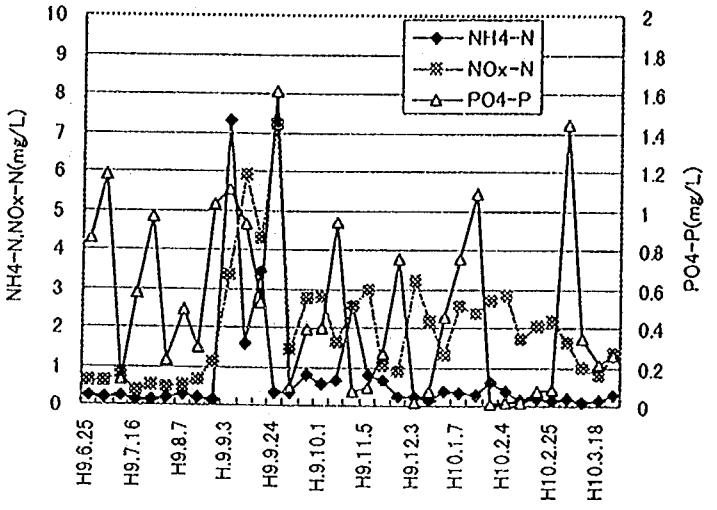


図２－２　高度処理パイロットプラントの処理水の NH_4-N、NOx-N 及び PO_4-P 濃度
（平成９年６月25日～平成10年３月25日）

一日平均として良好な処理を収めていても、時間によって処理水質が大きく異なることがあるので、処理水質の時間変動についても把握しておく必要がある。図２－３に、生物反応槽流入水の NH_4-N 濃度と、処理水の NH_4-N 及び NOx-N 濃度の時間変動を示す。流入水の NH_4-N 濃度は 15～26mg/L の範囲で推移していた。処理水の NH_4-N 濃度については一日中 0.3mg/L を下回っており、硝化反応は一日中良好に行われていた。しかし、NOx-N 濃度は 0.2～2mg/L の範囲で推移しており、脱窒反応については時間変動のあることがわかった。それでも、一

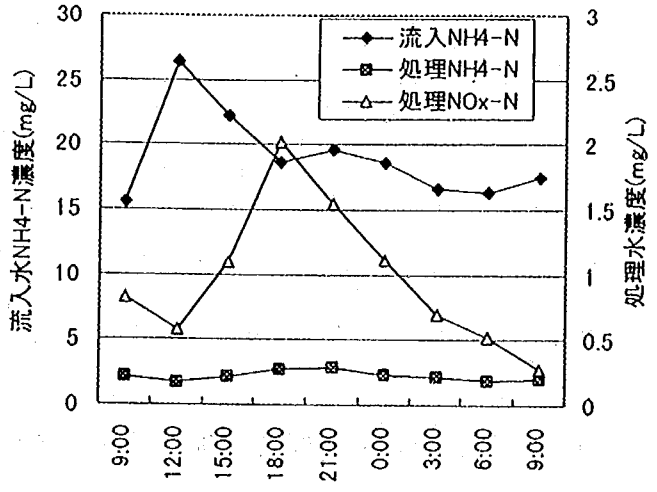


図２－３　高度処理パイロットプラントの NH_4-N 及び NOx-N 濃度の時間変動
（平成10年３月19日～３月20日(RUN6)）

日中を通じて比較的良好な処理成績であった。

RUN4 におけるパイロットプラントの溶解性 T-N(D-T-N)の物質フローを図２－４に示す。流入量の大半は第１及び第２脱窒槽で除去されていた。また、最終沈殿池及び返送汚泥ラインでもかなりの量の D-T-N が除去されていた。収支より、処理水として出ていく量の約 1/3 が最終沈殿池を経ることによって減少し、返送汚泥として嫌気槽に戻る量の約 2/3 が返送汚泥ライン中で減少していた。おそらく脱窒によって減少したものと考えられる。余剰汚泥の引き抜きによる除去量は脱窒により除去された量と比べてごくわずかであった。なお、嫌気槽でもかなりの量の窒素が除去されていると表されているが、最初沈殿池流出水及び返送汚泥中の NOx-N 濃度はともに 0.3mg/L 以下であったため、嫌気槽内で脱窒反応が活発に行われていたとは考えられない。おそらくスポットサンプリングによる影響と考えられる。

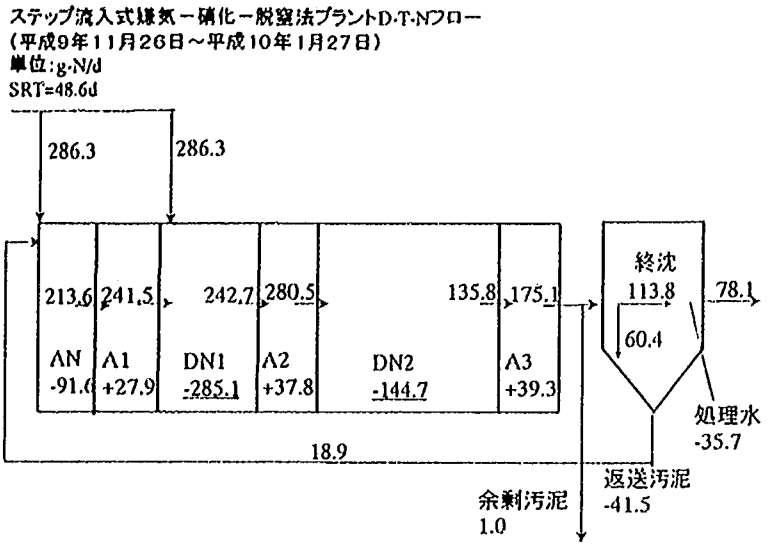


図２－４　パイロットプラント D-T-N フロー

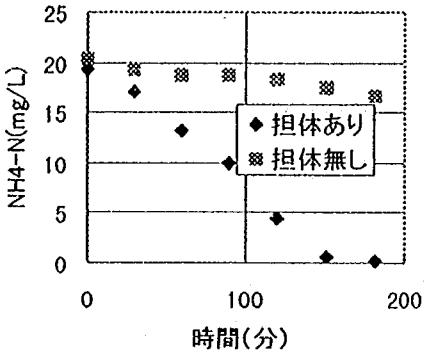


図２－５　A1 槽における NH_4-N 濃度の減少
(実験時水温：12.7℃)

図２－５に、パイロットプラントの A1 槽における硝化速度試験の結果を示す。硝化速度試験は、A1 槽から取り出した活性汚泥に NH_4Cl を 25mg-N/L、$NaHCO_3$ をを 300mg/L 添加し、実験開始後 30 分おきにサンプルを採取し、NH_4-N、NOx-N 濃度などを測定して行った。固定化担体投入時と投入しなかったときとで硝化速度に大きな差が生じた。このことより、本パイロットプラントにおいて、固定化担体が硝化反応の促進に大いに貢献しているということがわかった。固定化担体は、硝化反応の促進及び好気槽の低容量化に寄与するものと考えられる。なお、図２－５のグラフにおいて、担体を投入している A1 槽の硝化速度を求めると、7.45mg/(L•hr)であった。

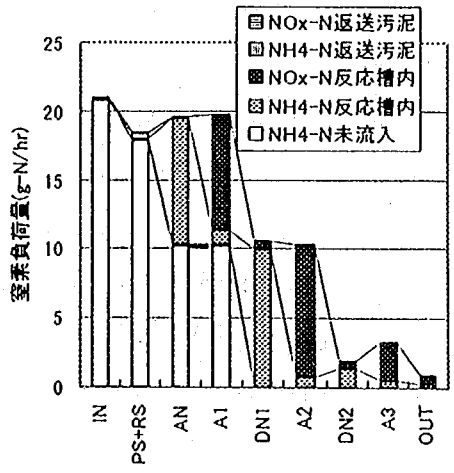


図２－６　パイロットプラントでの NH_4-N 及び NOx-N フロー
(RUN1 及び 2)
※IN：流入水、PS：最初沈殿池流入水
RS：返送汚泥、OUT：処理水

鈴木らは、本実験で使用している処理法のベンチスケール実験を行った。その報告によると、図２－５の実験と同程度の水温で、最大 12mg/(L•hr)の硝化速度が

得られていた[2]。このときの測定箇所は本実験のパイロットプラントの A2 槽にあたり、A1 槽よりも有機物負荷の低いところである。A1 槽においても、このような高い硝化速度が達成されるように検討を行う必要がある。

図２－６、図２－７及び図２－８に、パイロットプラントの反応槽内と反応槽外部での各態窒素フローの変化を示す。ここでは全体的な窒素フローの変化を把握する必要があるので、反応槽流入以前のステップ流入負荷についても、反応槽未流入のフローとして図中に表している。また、返送汚泥（RS）による窒素フローについては、最初沈殿池流出水（PS）とともに嫌気槽への流入フローとして表している。８年度の報告[1]によると、本パイロットプラントで良好に処理されていたときにおいて、硝化反応は良好に行われていたが、DN2 槽（内生脱窒槽）で脱窒反応が順調に進行していなかった。しかし、９年度においては、図２－６～図２－８のすべてのグラフにおいて、平成８年度よりも、DN1 及び DN2 槽では共に脱窒反応が順調に行われていた。この理由としては、８年度に比べて９年度の方が生物反応槽内の MLSS 濃度が高かったことが考えられる（８年度の平均は 2289mg/L、９年度の平均は RUN1 及び２で 2957mg/L、RUN4 で 3882mg/L、RUN5 及び６で 3391mg/L）。さらに、夏期の RUN1 及び２において、ほぼ完全に近い硝化・脱窒反応が行われていたことがわかった（図－６）。なお、DN1 槽へ流入する溶解性 CODcr/NOx-N 比は、RUN1 及び２で 9.3、RUN4 で 9.1、RUN5 及び６で 7.6 であり、完全脱窒に十分な有機物が確保されていたことがわかった。

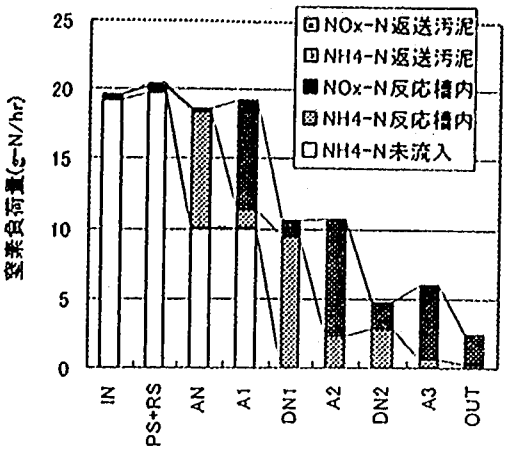


図２－７　パイロットプラントでの NH_4-N 及び NOx-N フロー（RUN4）

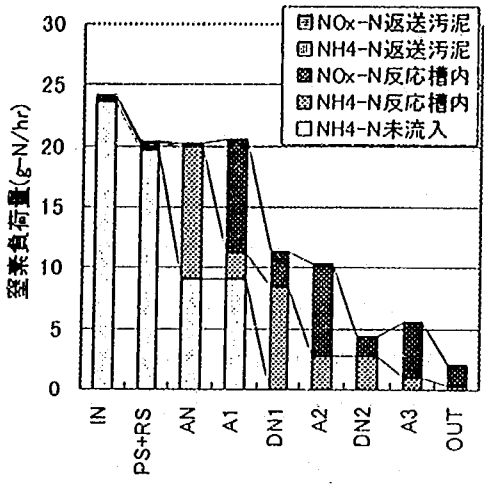


図２－８　パイロットプラントでの NH_4-N 及び NOx-N フロー（RUN5 及び 6）

表２－４　反応槽内における硝化率及び脱窒率の平均値の比較

RUN No.	1, 2	4	5, 6
平均水温（℃）	26.0	14.9	13.9
A1 での硝化率(%)	89.0	84.3	81.6
A2 での硝化率(%)	93.0	76.2	67.4
DN1 での脱窒率(%)	92.2	84.5	69.3
DN2 での脱窒率(%)	94.1	78.3	79.1

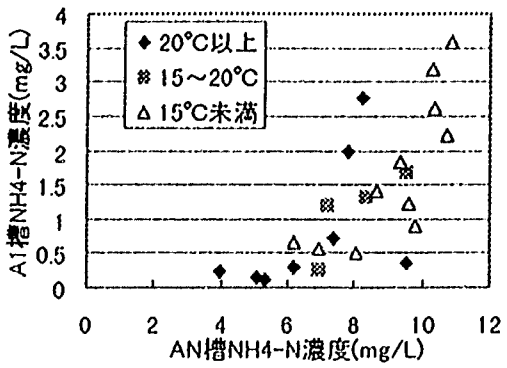
表２－４に、実験期間別の平均水温、A1 槽と A2 槽の硝化率の平均値、及び DN1 槽と DN2 槽の脱窒率の平均値を示す。夏期に行われた RUN1 及び２のデータと比較して、冬期に行われた RUN4～6 においては硝化率・脱窒率ともに劣っていた。これは、水温の影響により硝化速度及び脱窒速度が低下したためと考えられる。各 RUN で SRT にも違いがあるが、好気槽には固定化担体を入れていることと図２－５の結果より、硝化反応は固定化担体に付着している硝化細菌によって行われているため、硝化反応は SRT の影響を受けない。また、脱窒反応についても、表２－２より RUN1 及び２で

最も SRT が長いが、MLSS 濃度ががもっとも小さな値を示している。さらに、このときに最も良好な処理成績を収めているため、SRT の影響を受けていないと考えられる。

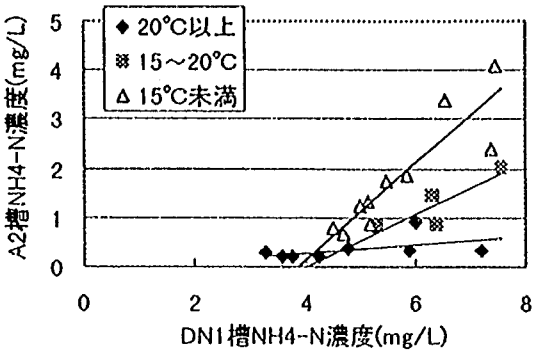
図２－９に、水温別の、AN 槽と A1 槽及び DN1 槽と A2 槽の NH_4-N 濃度の相関を示す。図２－９(a)ついては、水温と硝化反応の明確な相関が得られず、AN 槽の NH_4-N 濃度が多くなるにつれて、A1 槽で NH_4-N がより多く残存していた。図２－９(b)については、水温が 20℃未満において、DN1 槽の NH_4-N 濃度が高いと A2 槽で NH_4-N が残存していた。さらに、15℃未満のときは A2 槽の NH_4-N 濃度がより高くなった。また、20℃以上のときは、DN1 槽の NH_4-N 濃度が高くてもほぼ完全硝化されていた。

図２－10 に、水温別の、A1 槽と DN1 槽及び A2 槽と DN2 槽の NOx-N 濃度の相関を示す。図２－10(a)については、明確な相関は得られていないが、水温が低くなると DN1 槽に NOx-N が残存する傾向がつかめた。図２－10(b)については、水温と脱窒反応の間に明確な相関が得られ、低水温期に DN2 槽に NOx-N が多く残存し、20℃以上のときはほぼ完全脱窒していた。

以上の結果より、特に生物反応槽の後段において、本パイロットプラントの窒素除去率は水温の影響を大きく受けることがわかった。

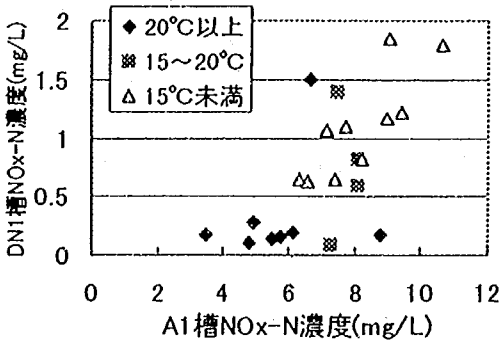


(a)AN槽とA1槽の相関

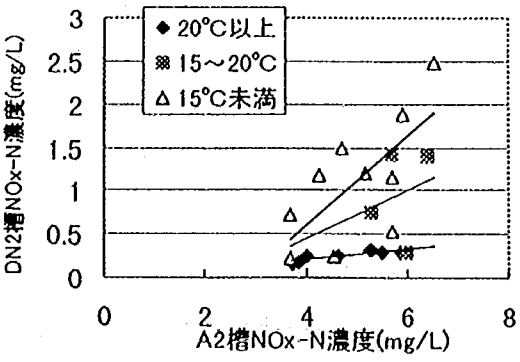


(b)DN1槽とA2槽の相関

図２－９ ： NH_4-N 濃度の相関（RUN1, 2, 4～6）



(a)A1槽とDN1槽の相関



(b)A2槽とDN2槽の相関

図２－10 NOx-N 濃度の相関（RUN1, 2, 4～6）

３．NOx-N 自動モニターの NOx-N 低濃度域での適用性

７年度の報告[3]によると、膜濃縮法及び導電率法による NH_4-N 自動モニターについては NH_4-N 濃度が 0.2mg/L 以上において適用可能であるが、紫外線吸光光度法による NOx-N 自動モニターについては、NOx-N 低濃度域(NOx-N＜1mg/L)での適用性について検討する必要があることが課題として挙げられている。本章では、NOx-N＜1mg/L での、NOx-N 自動モニターと比色分析計（ブラン・ルーベ社製、TRAACS800）の NOx-N 測定値の相関を調べた。

なお、NOx-N 自動モニターは、220nm と 250nm の吸光度を測定し、次式の演算により NOx-N を算出する方式とな

っている。

$NOx\text{-}N$ 濃度＝（$\Lambda_{220}-\Lambda_{250}\cdot a$）・b

Λ_{220}：220nm の吸光度

Λ_{250}：250nm の吸光度

a ：共存着色物質の補正係数

b ：吸光度－濃度換算係数

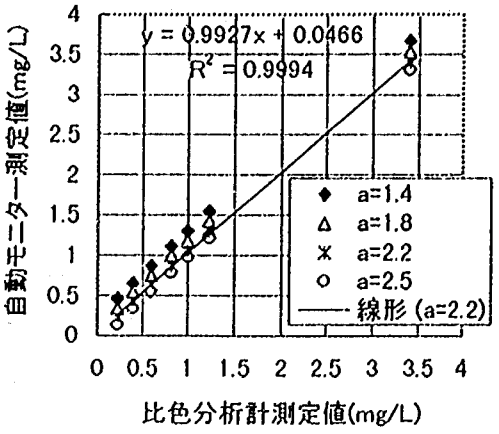


図３－１　NO_x-N 自動モニターと比色分析計の NO_x-N 測定値の相関

本実験では、あらかじめ 5A 濾紙と GF/B ガラス繊維濾紙を用いて濾過した前述のパイロットプラントの DN2 槽の試料に NO_3-N 溶液を適宜添加したものを直接、自動モニターに導入し、NOx-N 濃度を測定した。NOx-N 自動モニターの測定範囲の上限は 10mg/L に設定した。

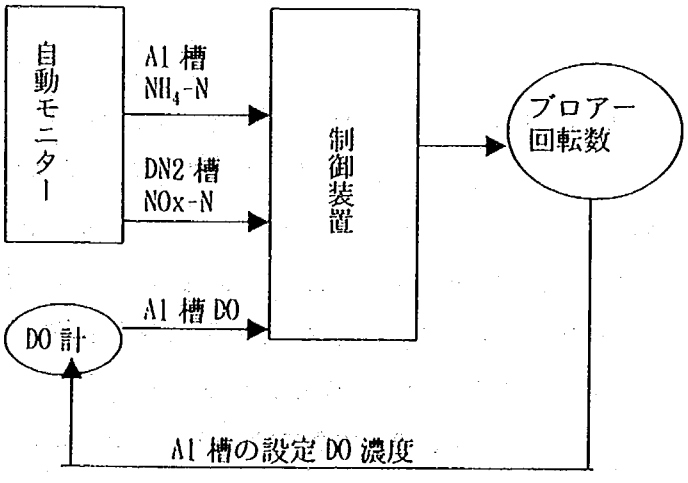
図３－１に、NOx-N=0.2～3.4mg/L（比色分析計測定値）のサンプルでの、NOx-N 自動モニターと比色分析計の NOx-N 測定値の相関を示した。着色物質の影響の補正係数(a)を 2.2 に設定したとき、図３－１の範囲内では、自動モニターと比色分析計の測定値がほぼ一致した。しかし、図中よりも NOx-N 濃度が高くなると、比色分析値の方がモニター測定値よりも高い値を示すようになった。なお、パイロットプラントの処理水と DN2 槽の溶解性 CODcr 濃度はどちらも 15～20mg/L の値を取っているため、補正係数の値はほぼ同じと考えられる。この結果より、NOx-N 自動モニターは、適切な a の設定により、NOx-N 低濃度域(NOx-N＜1mg/L)のサンプルの測定にも適用できることがわかった。

4．NH_4-N ・ NO_x-N 自動モニターの測定値を用いた曝気風量制御

7年度の報告[3]と前章の結果より、NH_4-N ・ NOx-N 自動モニターが 1mg/L 以下の NH_4-N 濃度及び NOx-N 濃度の試料の測定にも適用できることが明らかとなった。そこで、本章では NH_4-N ・ NOx-N 自動モニターの測定値を入力データに用いたパイロットプラントの曝気風量制御について報告する。

4．1　制御の概要

図４－１に制御の概略図を示す。NH_4-N ・ NOx-N 自動モニターにより測定された A1 槽の NH_4-N 濃度と DN2 槽の NOx-N 濃度、及び DO 計で



設定 DO 濃度＝a×A1 槽 NH_4-N－b×DN2 槽 NOx-N＋c

（a、b、c：係数）

図４－１　高度処理パイロットプラントの曝気風量制御の概略図

求められるA1槽のDO濃度が入力データとして制御装置に取り込まれ、A1槽のDO濃度が目標の設定DO濃度になるようにブロアーの回転数が制御される。

設定DO濃度は図4－1中の式で求めることとしている。これまでの研究により、担体の硝化速度はDO濃度が高いほど大きくなること[1]、また、活性汚泥の脱窒能力は好気槽のDO濃度が高いと低下すること[4]が明らかとなっている。また、高いDO濃度は溶存酸素を無酸素槽に持ち込み、脱窒速度を低下させることが懸念される。このため、A1槽においてNH_4-Nが多く残存するときは、曝気風量を上げるために設定DO濃度を上げ、DN2槽においてNOx-Nが多く残存するときは、設定DO濃度を下げるような制御方式とした。測定間隔については、A1槽のDO濃度は連続測定、NOx-N自動モニターはDN2槽と処理水を10分おきに、NH_4-N自動モニターはA1槽と処理水を20分おきに交代で測定することとなっている（ただし、NH_4-N自動モニターについては、採水から測定値が出るまでに20分を要する）。図4－1の式中のA1槽のNH_4-N濃度とDN2槽のNOx-N濃度はいずれも過去3回の測定値の移動平均値である。また、ブロアーが完全に止まらないようにするため、曝気槽ブロアーのインバーターの回転数の最低値をフルレンジの40%または50%に設定した。

4．2　制御結果

表4－1に、曝気風量制御結果の平均値を示す。処理水質は、NH_4-N・NOx-N自動モニターの測定値の影響の大きなRUN4でもっともよい成績が得られていた。しかし、A1槽のNH_4-N濃度及びDN2槽のNOx-N濃度は、モニター測定値の影響を全く受けないRUN5、及びブロアーを一定の回転数で運転していたRUN6でもっともよい処理成績を上げた。全般的に係数a、b、cと測定値の間に明確な相関は得られておらず、この結果では、曝気風量制御にNH_4-N・NOx-N自動モニター測定値を入力データとして導入したことの有意性は示されなかった。また、本実験のRUN1のときは低水温期であり、RUN6のときはかなり暖かくなっていたので、前章の結果より、水温の影響によりRUN5及びRUN6で処理成績がよくなっていたと考えられる。

表4－1　曝気風量制御結果の平均値

RUN	a	b	c	DN2NOx-N (mg/L)	A1NH_4-N (mg/L)	処理水 NOx-N(mg/L)	処理水 NH_4-N(mg/L)	DO測定値 (mg/L)	DO設定値 (mg/L)	水温 (℃)
1	0.1	0.1	5.5	1.49	1.89	3.06	0.12	5.47	5.45	13.4
2	0.2	0.1	4	3.84	1.34	4.73	0.56	3.94	3.79	13.4
3	0.3	0.1	2.5	2.76	2.49	3.54	0.60	3.00	2.89	13.9
4	0.7	0.3	2.5	1.89	1.69	2.68	0.02	3.21	3.01	15.3
5	0	0	3	1.35	0.74	3.54	0.00	3.24	3.00	21.0
6	－	－	－	1.02	0.65	3.11	0.00	2.58	－	19.9

図4－2に、RUN4の実験時における処理状況の日間変動を示す。このときの本プラントの生物反応槽流入水のNH_4-N濃度は、15.5～26.4mg/Lと約2倍近く変動していたので、流入濃度に応じて制御装置が有効に稼働し、処理濃度を平滑化させる必要がある。そのためにモニターのNH_4-N・NOx-N濃度とA1槽のDO濃度を入力データとして制御装置に組み込んだ。図4－2に示すとおり、A1槽のNH_4-N濃度の上昇に対応し

て曝気風量も増加し、A1 槽の DO 濃度が上昇していた。DO 濃度の増加により硝化速度も向上させられるが、測定のタイムラグにより、A1 槽の NH_4-N 濃度は 0.5～2.5mg/L の間で振動しながら推移し、A1 槽の NH_4-N 濃度の平滑化には至らなかった。

DN2 槽の NOx-N 濃度についても流入水質の変動の影響が現れていた。しかし、DN2 槽の NOx-N 濃度は、A1 槽の NH_4-N 濃度 のようには振動せず、流入水 NH_4-N 濃度の変動の影響を直接受ける傾向を示していた。これは、内生脱窒速度が短期的な DO 濃度の変動の影響を受けるのではないことを示しており、長期的な NOx-N 負荷変動に応じて脱窒速度を確保することが、処理水 NOx-N 濃度の低濃度化には必要であると考えられた。

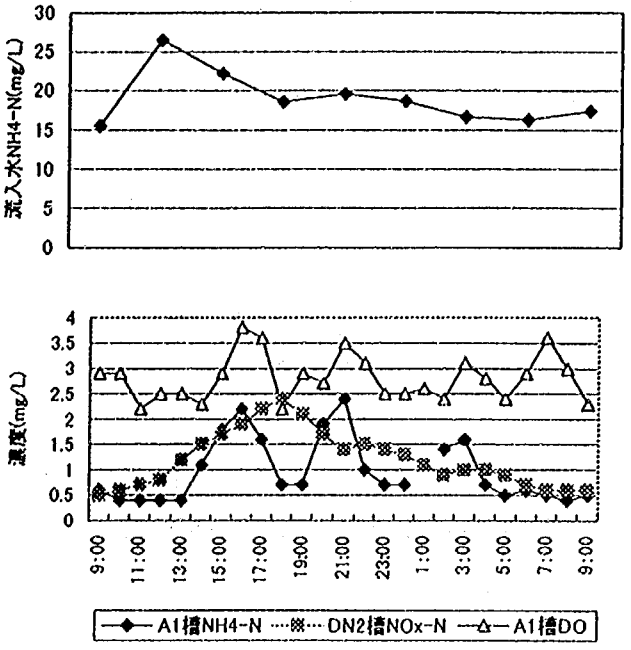


図４－２　窒素モニターを用いた制御による処理の日間変動
（平成 10 年 3 月 19 日～20 日、RUN4）

以上の本研究の結果では、NH_4-N ・ NOx-N 自動モニター測定値を入力データとして用いた曝気風量制御について、以下の課題が明らかになった。

①A1 槽の NH_4-N 濃度の平滑化には、NH_4-N 自動モニターのリアルタイムでの測定が必要である。

②脱窒速度の向上のため、長期的な積算曝気風量の制御等、長期的な NOx-N 負荷変動に対応する制御に加え、脱窒用基質としてのメタノール添加などについても制御因子として検討する必要がある。

③パイロットプラントの生物反応槽の６区画の内わずか２区画についてしか窒素濃度を測定していないので、窒素濃度の測定位置の検討も必要と考えられる。

５．吸着剤を用いた窒素の超高度除去

本研究の処理目標は、湖沼に係る望ましい環境基準（類型Ⅱ）である窒素濃度 0.2mg/L を下回ることである。しかし、これを達成するには、硝化脱窒法などの生物処理のみでは不可能と考えられる。そのため、生物学的窒素除去を行った下水の処理水を、さらに別の方法によって処理する必要がある。そこで、本章では、吸着剤を用いた窒素除去実験について報告する。

５．１　実験方法

８年度の実験より、NOx-N 除去には陰イオン交換樹脂が、D-Org-N 除去には活性炭が有効であることが明らかになっている[1]。そこで、８年度の結果を踏まえて、９年度では、陰イオン交換樹脂と活性炭を用いた長期的な窒素吸着除去実験を行った。NH_4-N については生物処理で完全硝化を目指し、吸着による除去を特別に考慮しないこととした。

図５－１に、本実験の実験装置を示した。基本的には８年度のフローと同じである。本実験に用いた吸

着カラム、陰イオン交換樹脂及び活性炭も８年度のものと同じである[1]。なお、本実験に用いた陰イオン交換樹脂の総交換容量は、1.4eq/L-樹脂であった（eq：当量。この樹脂の場合、硝酸イオンの総交換容量は 1.4×14＝19.6g-N/L-樹脂となる。）。

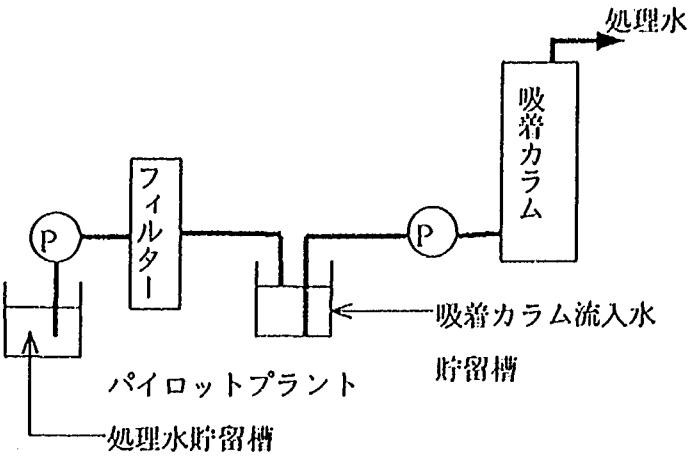


図５－１　吸着剤による窒素除去実験の実験装置

表５－１に、本実験の実験条件を示す。RUN1 と RUN2、RUN3 と RUN4 を同時に行った。なお、RUN4 では、粒状活性炭吸着カラムの後に陰イオン交換樹脂吸着カラムを設置した。本実験では、第２章のステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法パイロットプラントの処理水を吸着処理した。RUN1 及び RUN2 は実験を７月末から８月上旬にかけて行ったため、パイロットプラントにおいて硝化・脱窒が良好に行われていた（２．２項参照）。そのため、RUN1 及び RUN2 の流入水（高度処理パイロットプラント処理水）は常時 NOx-N ＜1mg/L であった。

フィルター通過後の吸着カラム流入水と吸着カラム処理水を採取し、pH、溶解性 CODcr、T-N、及び溶解性の各態窒素及びりん酸態りんを測定した。溶解性 CODcr、各態窒素・りんの測定は、２．１項と同様な方法で、また、T-N の測定は、紫外線吸光光度法により行った[5]。

表５－１　吸着剤を用いた窒素の超高度除去実験の実験条件

RUN No.	1	2	3	4
吸着剤の種類	陰イオン交換樹脂（上向流）	陰イオン交換樹脂（下向流）	粒状活性炭	粒状活性炭＋陰イオン交換樹脂
吸着剤充填体積(L)	0.42	0.43	0.39	0.82※
流入水量(L/hr)	4.08～4.74	3.72～5.04	1.56～1.98	0.78～1.02
滞留時間(min.)	5.32～6.18	5.12～6.94	11.8～15.0	48.2～63.1
流入水 NOx-N 濃度(mg/L)	0.03～0.64	0.03～0.64	0.90～5.22	0.90～5.22
流入水 D-Org-N 濃度(mg/L)	0.42～0.57	0.42～0.57	0～1.56	0～1.56

※活性炭、樹脂ともに 0.41L 充填

５．２　実験結果

図５－２に、陰イオン交換樹脂を用いた吸着実験における、NOx-N 除去の経時変化を示す。流入水量が多かったせいか、流入水 NOx-N 濃度が低かったにもかかわらず、通水後 100 時間も保たずに処理成績が悪化していた。上向流と下向流の比較では、約 50 時間後までは下向流の方が良好な処理を納めていたが、120 時間後では、下向流のカラムでカラム流入水中の NOx-N

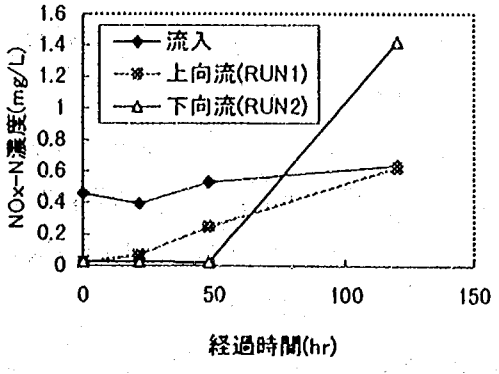


図５－２　陰イオン交換樹脂による NOx-N 吸着実験

濃度を処理水中の濃度が大きく上回っていた。このとき、NOx-Nが吐き出されていたと考えられる。

図５－３にRUN4（活性炭＋樹脂吸着）によるNOx-N除去効果を示す。活性炭によってもある程度の除去は確認できたが、不安定であった。その後の陰イオン交換樹脂吸着でNOx-N≒0mg/Lまで除去された。しかし、通水後20日頃になると樹脂は茶褐色に変色し、ほとんど除去されなくなった。なお、RUN2における48時間後、及びRUN4における14日後の陰イオン交換樹脂吸着カラムの通水倍率はそれぞれ、489倍及び738倍であった。

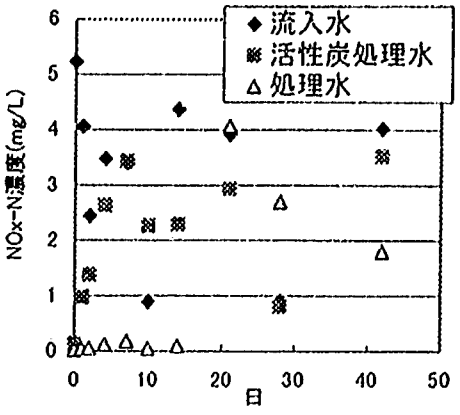


図５－３　RUN4におけるNOx-N除去効果

図５－４に、吸着剤によるD-Org-N除去効果を示した。RUN3（活性炭吸着）において1点ほど除去率が10%を下回る点があったが、それ以外では、除去率が50%を上回っていた。表５－２に、RUN3及び4でのD-Org-N除去における平均D-Org-N濃度及び平均除去率を示した。RUN3及び4のどちらも良好な成績を示しており、活性炭吸着はD-Org-N処理に有効であると考えられる。また、RUN4において、陰イオン交換樹脂吸着カラムを通すことによって、D-Org-N除去率が77.8%から90.7%に上昇しており、陰イオン交換樹脂もD-Org-N除去にある程度の効果があると考えられる。

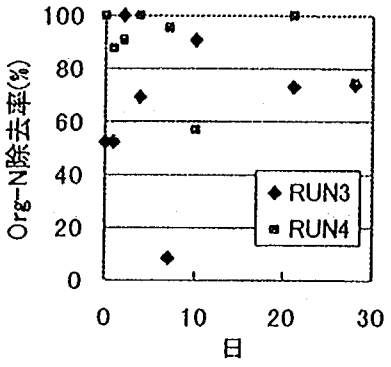


図５－４　吸着剤によるD-Org-N除去効果

RUN3とRUN4の活性炭吸着カラムにおける溶解性CODcrの除去率は、それぞれ13.9%及び29.1%であり、D-Org-N除去率よりもかなり低かった。これより、下水処理水中の溶解性有機態窒素を含む有機物は、下水処理水中の他の溶解性有機物よりも活性炭により除去されやすいと考えられる。

表５－２　RUN3、RUN4のD-Org-N処理成績

	平均濃度(mg/L)	除去率(%)
流入水	0.54	－
RUN3処理水	0.25	53.7
RUN4 活性炭処理水	0.12	77.8
RUN4処理水	0.05	90.7※

※流入水と比較

5．3　陰イオン交換樹脂の再生に関する検討

本項では、陰イオン交換樹脂による硝酸イオンの除去を日量1000m³/dのプラントに適用した場合の再生に関する検討を行った。

前項の図５－２に示す実験の結果により、図２－１のプラントの処理水1000m³/dを高さ5m、直径2mの充填容量の吸着塔に通水すると、約７日で破過する計算になる。破過した樹脂を再生するのに食塩水を用いることとすると、文献値から2.83m³の樹脂を再生するのに必要な食塩量は660kg／回であるので[6]、本吸着塔では約3.66t／回の食塩が必要という計算になる。再生使用後の食塩水（再生廃液）については、水処理系に返流水として７日間かけて戻し、処理を行わせることとすると、塩化物イオン濃度は約260mg/L上昇するという計算結果になった。この塩化物イオン濃度の上昇は、生物活性に大きな影響を与える値ではない

と考えられる。しかし、再生廃液には、高濃度の硝酸イオンが含まれている。7日間かけて処理する場合、基本的には、プラント処理水と同じ負荷量の硝酸イオンが追加されると考えられる。

工業用塩化ナトリウム 25kg の価格は約 2000 円であるから、1回の樹脂再生にかかる食塩の費用は約 29 万円となる。これを単位処理水量あたりに換算すると、約 41 円／m^3-処理水となる。全国の単独公共下水処理場の維持管理費の汚水処理原価（汚水処理の維持管理費／総有収水量）は 67 円／m^3[7]であるので、イオン交換樹脂の再生によりかなりの処理コスト増となると考えられる。

6．下水処理水中の有機態窒素の長期的な分解性

平成7年度の実験では、下水処理水中の溶解性有機態窒素は、2週間以内では分解されず、藻類の増殖に利用されなかったという結果が得られた[3]。しかし、2週間という短期間では、下水中の溶解性の有機態窒素が河川・湖沼などの自然水域で、藻類の増殖に寄与するかどうか判断できないと考えられる。そこで、本実験では、約3ヶ月という長期的な期間で下水中の溶解性有機態窒素を含む有機物の分解実験を行った。

6．1　実験方法

図6－1に本実験の実験装置を示す。100L のプラスチック容器に図2－1のパイロットプラントの処理水を 90L、霞ヶ浦の処理水を 7L 入れ、撹拌機で、25rpm で撹拌した。霞ヶ浦の処理水を入れたのは、自然水域での溶解性有機態窒素を含む有機物の分解性をみるために、霞ヶ浦の生物を植種するためである。また、水中の微生物濃度を保つため、有機物源として、適宜ブドウ糖を 10mg-COD/L 添加した。有機物源としてブドウ糖を選んだ理由は、生分解されやすいこと、及び窒素を含んでいないことである。

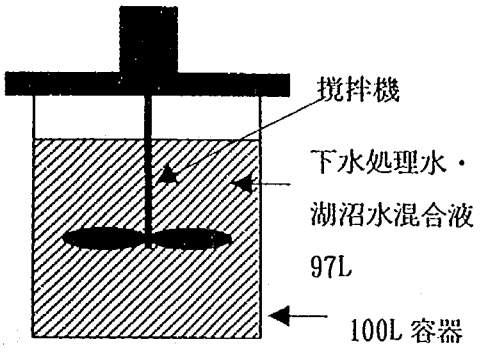


図6－1　溶解性有機態窒素分解性実験の実験装置

実験は 105 日間行った。水質分析のため、各サンプリング時に約 400mL の試料を採取し、水温、DO、pH、溶解性 CODcr、各態窒素・りんについて測定した。溶解性 CODcr、各態窒素・りんについては、5．1項と同様な方法で水質分析を行った。

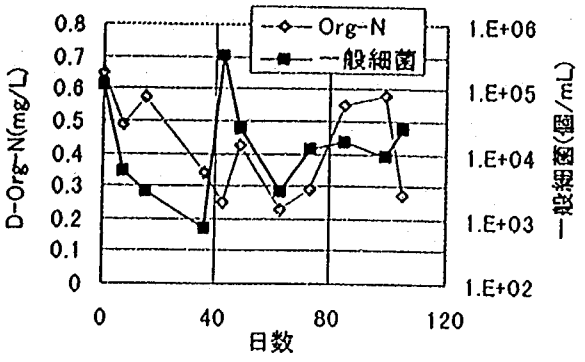
6．2　実験結果

図6－2に、容器中の溶解性有機態窒素濃度及び一般細菌濃度を示す。(a)は有機態窒素濃度を紫外線吸光光度法により求めた T-N 濃度をもとに求めたもので、(b)はケルダール窒素法による K-N 濃度をもとに求めたものである。(a)については、有機態窒素濃度について、経時的にも、細菌数によっても、明確な相関が得られなかった。しかし、(b)のデータより、有機態窒素が減少した傾向がみられないので、総合的に判断すると、処理水中に残存する有機態窒素を含む有機物は分解されないと考えられる。8年度の報告より、当所の分析機器を用いた K-N 濃度の測定では、K-N 濃度の定量範囲の上限が 15mg/L であり、1mg/L を下回る D-Org-N 濃度の測定に用いると誤差が大きくなる可能性がある[1]。そのため、測定による誤差を減らすた

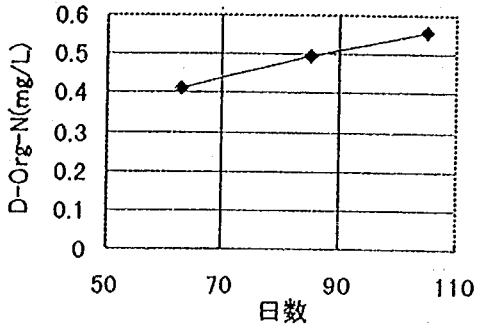
めに、定量範囲の上限が 3mg/L である紫外線吸光光度法を用いて測定したが、サンプル中の NOx-N 濃度が約 3mg/L 存在しており、その測定誤差が 0.1mg/L 存在するだけでも、D-Org-N 濃度の誤差はかなり大きくなった。

一般細菌濃度維持のために、実験開始後 36 日目と 73 日目にブドウ糖を添加し、その後の測定で一般細菌濃度が上昇した。グラフより、一般細菌濃度は 1000～300000 個/mL の範囲で大きく変化していたが、霞ヶ浦の採水地点での一般細菌濃度は平均 1210 個/mL であり、ほぼ全期間中でそれを上回っていた。

本実験の結果より、総合的に判断すると下水処理水中の有機態窒素を含む有機物は分解されないと判断されるが、さらに詳しく解明するには、処理水中の有機態窒素の種類を調べる必要があると考えられる。



(a) 紫外線吸光光度法



(b) K-N法

図６－２　溶解性有機態窒素の経時変化

7．まとめ

（１）ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法パイロットプラントによる処理実験において、処理水質はほとんどの時期で NH_4-N＜1mg/L 及び NOx-N ＜3mg/L を保っていた。また、窒素除去成績は水温の影響を大きく受けていた。

（２）紫外線吸光光度法による NOx-N 自動モニターは、NOx-N ＜1mg/L の試料についても適用可能であることがわかった。一方、NH_4-N ・ NOx-N 自動モニターの測定値などを用いた曝気風量制御においては、NH_4-N 自動モニターのリアルタイムでの測定、長期間での積算的な曝気風量制御、内生脱窒槽へのメタノール添加などが今後の検討課題として挙げられた。

（３）吸着剤を用いた実験において、下水処理水中の溶解性有機態窒素は、活性炭により 50%程度除去可能であった。しかし、陰イオン交換樹脂吸着による NOx-N については、コスト面から実用化が難しいと考えられた。また、処理水中の有機態窒素の分解性について長期間にわたる検討を行ったが、分解性は乏しいと考えられた。

以上の結果より、既存の生物学的窒素除去技術については処理水窒素濃度約 3mg/L が達成でき、また、活性炭の適用により処理水中の溶解性有機態窒素も除去できる可能性が示せた。今後は、ステップ流入式嫌気－硝化－脱窒法において、処理水中に 1～3mg/L 残存する NOx-N の濃度をさらに低下させる運転手法について検討する必要がある。

参考文献

（1）建設省土木研究所：「平成８年度下水道関係調査研究年次報告書集」、土木研究所資料、第 3528 号、pp. 105-114、平成９年
（2）建設省土木研究所：「平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集」、土木研究所資料、第 3374 号、pp. 169-178、平成７年
（3）建設省土木研究所：「平成７年度下水道関係調査研究年次報告書集」、土木研究所資料、第 3458 号、pp. 85-92、平成８年
（4）高橋正宏、鈴木穣：「微生物の固定化方法を用いた排水中からの窒素・りん除去法」、土木技術資料、Vol. 37、No. 8、pp. 32-37、1995 年
（5）建設省・厚生省監修：「下水試験方法・上巻－1997 年版－」、日本下水道協会、1997 年
（6）厚生省監修：「水道施設設計指針・解説」、日本水道協会、p. 321、1990 年
（7）日本下水道協会：「平成８年度版下水道統計・財政編」、平成 10 年

2．下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究

建設省土木研究所
下水道部水質研究室
田中　宏明
小森　行也
南山　瑞彦
豊田　忠宏
石井　信之

研究期間　平成8年度～11年度
9年度当初予算額　21，260千円

Fatal Prediction of Volatile Organic Compounds in Activated Sludge Process

(FY 1996-1999)

Hiroaki TANAKA, Koya KOMORI, Mizuhiko MINAMIYAMA,
Tadahiro TOYODA, Nobuyuki ISHII

Water Quality Division, Water Quality Control Department,
Public Works Research Institute,
Ministry of Construction

Chlorinated organic compounds have become a matter of increasing concern in the field of water quality management due to their small biodegradability and large toxicity. However, only a small number of organic compounds in production are regulated for discharge to public waters in Japan. In December, 1993, nine volatile organic compounds (VOCs) most of which are chlorinated organic compounds were supplemented for the effluent standard. Industrial discharger to public sewer system must set up a pretreatment facility, if necessary, in order to observe the effluent standard for the regulated VOCs. However the rest of VOCs, commonly utilized in home and industry, might be wasted to public sewers as sewage. Seventy percent of urban wastewater is now discharged to public sewers and biologically treated in wastewater treatment plants.

Thus, the fate of these compounds in biological treatment processes, particularly the activated sludge process which is popularly applied in urban areas in Japan, should be identified. If necessary, countermeasures should be taken in public sewerage. As the first step of control of such trace compounds in the activated sludge process, this study is aiming to identify the fate of VOC in the activated sludge process.

This study in FY 1997 can be summarized as follows:

(1) Comparison of analytical method for wasted gas in Sewage Treatment Plant

We applied three different sampling methods for VOCs in wasted gas from liquid and sludge treatment processes by bag-sampling method, canister-sampling method and solid-adsorption method.

Bag-sampling method and solid-adsorption method were good performance for high VOCs concentration gas and low VOCs concentration gas. In addition, bag-sampling method is recommended from both the views of recovery efficiency and

time for collection.

(2) Mass balance of VOCs in the experimental wastewater treatment plant

We measured VOC concentrations in influent and effluent wastewater, VOCs wasted gas and withdrawn sludge, and then estimated mass fluxes of VOCs that enter into and emitted out of the treatment process . VOCswere dichlorom ethane, benzene, toluene, m,p-xylene, o-xylene.

There are 44% of dichloromethane in the effluent and 55% of o-xylene inexcess sludge. The mass fluxes of VOCs that were purged into theair could be estimated to be 58%, 21%, 45%, 63% and 85% of the influent mass fluxes of dichloromethane, benzene, toluene, m,p-xylene and o-xylene.

Benzene, toluene and m,p-xylene can be supposed to be biodegraded because the total mass fluxes emitted into the environment of benzene, toluene and m,p-xylene were estimated to be 20 to 70 percentages individually.

(3) VOC monitor at experimental wastewater treatment plant

We installed a monitor using Gas-Chromatography(GC) for measuring VOCs in water more frequency. The VOCs had been monitored for three weeks in the experimental plant and were compared with the VOC concentration in water that were handy-collected and analyzed with GC/MS in the laboratory. Good correlation was observed between the VOC concentrations measured by the monitor and these analyzed by GC/MS in the laboratory. The monitor applyingseems prospected for continuous monitoring of VOCs in water.

1. はじめに

平成5年12月に水質汚濁防止法に基づく人の健康に係る水質項目（有害物質）に関する排水基準が改正されたことにより、下水処理施設においても、新たに9項目の揮発性有機物（VOC）と3項目の農薬の排出が規制されることとなった。下水道に接続する特定事業場からの排水の受け入れについても、排水基準と同様の規制が行われる。そのため、下水処理施設に接続する特定事業場では、有害物質の排出基準を遵守できるように、必要に応じて除害施設の設置が義務づけられた。しかしながら、排水中の有害物質が基準値以下の場合は、そのまま下水道に流入する可能性がある。また、家庭等、規制対象外の施設からの有害物質の流入の可能性も否定することができない。そのため、下水道での対応策の検討が必要である。さらに、人の健康に影響を及ぼす可能性のある有害物質で、平成5年3月の水質保全局長通達により要監視項目に指定されている物質については、水質汚濁防止法、下水道法ともに規制対象項目としていないため、そのまま下水道に受け入れているのが現状である。将来の規制化を考慮し、削減対策を検討する必要がある。現在のところ、これらの物質の下水処理施設での除去状況、気相や汚泥への移行に関する知見が不十分であるため、下水道における動態の解明ならびにそれに基づく対応策が望まれている。

2. 研究目的

本研究は、都市で主に採用されている下水処理法の活性汚泥法で、新たに規制されたVOC等の有機有害物質の挙動を明らかにし、処理水への残留率と気相・汚泥への移行状況を把握することを目的とする。本研究により得られる知見は、有機有害物質の除去対策検討の基礎資料となるものである。

平成9年度は、昨年度整理した大気中のVOC分析方法の下水エアレーション大気への適応性について検討を行った。バッグ捕集法、キャニスター捕集法、固体捕集－溶媒抽出法それぞれについて、下水エアレーション排ガスを用いた調査を実施した。

また、昨年度作製した活性汚泥処理実験装置を用いてVOCの挙動調査を実施し、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，p－キシレン、o－キシレンについてそれぞれの物質収支を求めた。

更に、活性汚泥処理実験装置の流入水と処理水のVOCを連続的に測定することを目的として、ガスクロマトグラフ（GC）を用いたモニタリングシステムを組立て、VOCの連続モニタリングを試みた。

3. 下水エアレーション大気中のVOC分析方法の検討

平成８年５月の大気汚染防止法の改正では、「有害大気汚染物質対策の推進」が新たに盛り込まれ、有害大気汚染物質による大気汚染の防止に関する施策が実施されることになった。この有害大気汚染物質として、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンの３物質が指定され、環境基準値（環境庁告示第４号、平成９年２月６日）が設けられた。また、これらの指定物質を扱う施設については、そこから大気中に放出されるガスについて抑制基準値（環境庁告示第５号、平成９年２月６日）が設けられている。施設の種類や放出する排ガスの量により抑制基準値は異なるが最も厳しい場合の値を表－１に示す。

この３物質は、既に水質汚濁防止法により規制を受けているＶＯＣであるが、下水処理場への流入水中にも存在しているとの報告[1]がある。これらの物質は、下水の処理過程や管路を流下する過程でその一部が水相から気相へ移行すること

表－1　大気中での指定物質抑制基準値の一例

指定物質	抑制基準値(mg／m3)
ベンゼン	50
トリクロロエチレン	150
テトラクロロエチレン	150

が知られている[1)~5)]。今回の改正では下水処理場は、規制対象施設に指定されていないが、管理者は処理過程で発生するガスや大気中への放出ガス中に含まれる物質の濃度を把握し、必要に応じて自主的に対策をとることも考えられる。しかし、下水処理場の試料を対象とした測定方法を定めた公定方法はないのが現状である。

本研究では、下水処理過程におけるＶＯＣの移行を把握するために必要な気相中のＶＯＣ濃度測定が、現在すでに大気や室内空気を対象として用いられている方法で可能なのかどうかを検討するため、測定試料の捕集方法について比較検討を行った。

3．1　実験方法

表－２に示す物理化学的性状のベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを検討対象物質とした。これらの物質を高純度窒素ガスで希釈した試料を標準ガスとし、下水処理場から採取したエアレーションタンク排出ガスにこれらの物質を添加した試料を試験ガスとして調製し、バッグ捕集法、キャニスター捕集法、固体捕集－溶媒抽出法の３つ方法で測定した。得られたクロマトグラムを観察すると同時に、測定再現性、回収率を求めた後、それぞれの方法について相互に比較検討した。試験ガス、標準ガス中の添加物質の濃度は、抑制基準濃度とその1/10の２段階とした。本実験で参考にした既存のガス中揮発性有害物質の測定方法を表－３に示す。

現在、ガス中の揮発性物質を測定する場合には測定対象に応じていくつかの方法が法律で定められているが、下水処理場大気は測定対象となっていない。下水処理場の大気試料は夾雑物質が多いと考えられるため種々の検討を行った。検討した測定方法は環境庁が定めた方法[7)]のうち、バッグ捕集法、キャニスター捕集法、固体捕集--溶媒抽出法の３つの方法である。

3．1．1　標準ガス及び試験ガスの調製

(1)標準ガスの調製

①標準原ガスの調製

内部を真空にしたキャニスターにＶＯＣを含まない水を１００μｌ注入する。次に、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンをそれぞれ８μｌ、１３μｌ、１２μｌ分取した後、炭化水素トラップを使って精製した高純度窒素ガスで１００ｋ Paに加圧した。

１気圧、２０℃の環境で調製したとすれば、この標準原ガス中のベンゼンは５９０ｍｇ/ｍ³、トリクロロエチレンは１６００ｍｇ/ｍ³、テトラクロロエチレンは１６００ｍｇ/ｍ³の濃度である。

②抑制基準濃度の標準ガス(高濃度標準ガス)の調製

内部を真空にしたキャニスターにＶＯＣを除去した水を

表－２　ＶＯＣの物理化学的性状[6)]

物質名	化学式	分子量	沸点 (℃)	融点 (℃)	水溶解度 (mg/l)	蒸気圧 (mmHg)	比重	ヘンリー定数 (atm-m³/mol)	オクタノール/水分配係数 (対数値)
トリクロロエチレン	$ClHC{=}CCl_2$	131.4	86.7	-86.4	1000 (25)	60 (20)	1.4649 (20)	1.03×10^{-2}	2.43
テトラクロロエチレン	$Cl_2C{=}CCl_2$	165.85	121.2	-22.35	150 (25)	14 (20)	1.6226	1.49×10^{-2}	3.4
ベンゼン	C_6H_6	78.11	80	5.5	1750 (20)	76 (20)	0.8765	5.5×10^{-3}	1.94

注：(　)内の数値は温度(℃)を示す。

表－３ ガス中揮発性有害物質の測定方法

試料	測定方法	概要
環境大気	平成９年環境庁告示第４号	キャニスターまたは固体捕集後ＧＣ／ＭＳまたはＧＣ分析
工場・事業場排出ガス	平成９年環境庁告示第５号、第６号	捕集バッグ、真空瓶、キャニスターまたは固体捕集後ＧＣ／ＭＳまたはＧＣ分析
労働環境大気	作業環境測定基準	捕集バッグ、真空瓶、キャニスターまたは固体捕集後ＧＣ分析

１００μｌ注入する。先に調製した標準原ガスを圧力で２０ｋＰａの分量を分取した後、炭化水素トラップを使って精製した高純度窒素ガスで１００ｋＰａに加圧した。１気圧、２０℃の環境で調製したとすれば、この高濃度標準ガス中のベンゼンは５９ｍｇ/ｍ³、トリクロロエチレンは１６０ｍｇ/ｍ³、テトラクロロエチレンは１６０ｍｇ/ｍ³の濃度である。

③抑制基準の1/10 の濃度の標準ガス(低濃度標準ガス)の調製

内部を真空にしたキャニスターにＶＯＣを除去した水を１００μｌ注入する。先に調製した標準原ガスを１２０ｍｌ分取した後、炭化水素トラップを使って精製した高純度窒素ガスで１００ｋＰａに加圧した。１気圧、２０℃の環境で調製したとすれば、この低濃度標準ガス中のベンゼンは５．９ｍｇ/ｍ³、トリクロロエチレンは１６ｍｇ/ｍ³、テトラクロロエチレンは１６ｍｇ/ｍ³の濃度である。

(2)試験ガスの調製

①抑制基準濃度の試験ガス(高濃度試験ガス)の調製

内部を真空にしたキャニスターにＶＯＣを除去した水を１００μｌ注入する。次に、先に調製した標準原ガスを圧力で２０ｋＰａの分量を分取した後、処理場から採取したエアレーションタンク排出ガスをキャニスター内圧が常圧になるまで注入する。その後、炭化水素トラップを使って精製した高純度窒素ガスで１００ｋＰａに加圧した。エアレーションタンク排出ガス中のベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン濃度は検出下限値以下であることから、１気圧、２０℃の環境で調製したとすれば、この高濃度標準ガス中のベンゼンは５９ｍｇ/ｍ³、トリクロロエチレンは１６０ｍｇ/ｍ³、テトラクロロエチレンは１６０ｍｇ/ｍ³の濃度である。

②抑制基準値の1/10の濃度の試験ガス(低濃度試験ガス)の調製

内部を真空にしたキャニスターにＶＯＣを除去した水を１００μｌ注入する。次に、先に調製した標準原ガスを１２０ｍｌ分取した後、処理場から採取したエアレーションタンク排出ガスをキャニスター内圧が－２０ｋＰａになるまで注入する。その後、炭化水素トラップを使って精製した高純度窒素ガスで１００ｋＰａに加圧した。エアレーションタンク排出ガス中のベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン濃度は検出下限値以下であることから、１気圧、２０℃の環境で調製したとすれば、この低濃度標準ガス中のベンゼンは５．９ｍｇ/ｍ³、トリクロロエチレンは１６ｍｇ/ｍ³、テトラクロロエチレンは１６ｍｇ/ｍ³の濃度である。

3．1．2　測定方法

(1)バッグ捕集法

バッグ捕集法は、プラスチック製のバッグに試料を捕集した後、その一定量を直接ＧＣ／ＭＳ等に注入し測定する方法である。３．１．１で調整した高・低濃度標準ガス、高・低濃度試験ガスをそれぞれ別のテドラーバッグ４つに移す。次に、気体用シリンジを用いて０．５ｍｌをＧＣ／ＭＳに注入する。ＧＣ／ＭＳへの注入はそれぞれ４つの試料について４回づつ合計１６回行った。ＧＣ／ＭＳの分析条件は、表－４に示すとおりである。

(2)キャニスター法

３．１．１で調整した高・低濃度標準ガス、高・低濃度試験ガスの入ったキャニスターを直接試料導入装置に装着し、ＧＣ/ＭＳへ導入した。測定はそれぞれ４回繰り返して行った。ＧＣ/ＭＳの分析条件は表－４に示す。

(3)固体捕集—溶媒抽出法

目的物質を選択的に吸着する固体に試料を通した後、溶媒により抽出する方法である。３．１．１で調整した高・低濃度標準ガス、高・低濃度試験ガスをそれぞれ別のテドラーバッグ４つに移す。このバッグから、気体用シリンジを用いて５０ｍｌのガスを固体捕集チューブ（ＯＲＢＯ　Ｎｏ．９０(160/80mg)）に通気し、ガス中のＶＯＣを捕集した。このときの通気速度は１００ｍｌ/ｍｉｎとした。次に、捕集剤を2．５ｍｌ容量のテフロンシール付きねじ口バイアルびんへ移し、１ｍｌの二硫化炭素を加えて時々降り混ぜながら１時間かけて抽出を行った。それぞれ４回の捕集を行い計１６の抽出液を得た。この抽出液をＧＣ／ＭＳにより分析した。ＧＣ/ＭＳの分析条件は表－４に示す。

表－4　GC／MS分析条件

バッグ捕集法	カラム	DB－1301 内径0．25mm×60m、膜厚1μm
	カラム温度	40℃(2min)－10℃／min－180℃
	キャリアーガス	ヘリウム109kPa
	選択イオン	ベンゼン　77，78 トリクロロエチレン　130，132 テトラクロロエチレン　166，164
	注入量	0．5ml
キャニスター捕集法	カラム	Aquatic 内径0．25mm×60m、膜厚1μm
	カラム温度	40℃－4℃／min－80℃(6min)－6℃／min－120℃
	キャリアーガス	ヘリウム109kPa
	選択イオン	ベンゼン　77，78 トリクロロエチレン　130，132 テトラクロロエチレン　166，164
	注入量	50ml
固体捕集溶媒抽出法	カラム	DB－1301 内径0．25mm×60m、膜厚1μm
	カラム温度	40℃(2min)－10℃／min－180℃
	キャリアーガス	ヘリウム109kPa
	選択イオン	ベンゼン　77，78 トリクロロエチレン　130，132 テトラクロロエチレン　166，164
	注入量	1μl スプリットレス注入

3．2　結果と考察

3．2．1　バッグ捕集法

高・低濃度標準ガス、高・低濃度試験ガスそれぞれのトータルイオンクロマトグラム（ＴＩＣ）は、いずれも３物質のピーク形状は左右対称になり問題はなかった。カラムに気体を導入していることや、導入量が0．５mlなのでカラムに対する負荷が小さい事、溶媒を使用していないので物質の分離過程での悪影響が抑えられたことが理由として考えられる。

測定の再現性については、4回の測定で得られたピーク強度を用いて相対誤差であるＣＶ値を算出し、表－５に示した。試験ガスの方がやや高い傾向が認められるが、いずれも１０％以下であった。

また、４回の測定で得られた標準ガスの平均ピーク強度に対する４回の測定で得られた試験ガスの平均ピーク強度の割合を回収率として算出し、結果を表－６に示す。低濃度試験ガスの回収率は３物質とも90%以上の結果が得られた。高濃度試験ガスの回収率は３物質ともほぼ100%となり良好な結果となった。

3．2．2　キャニスター法

キャニスター法によって得られたＴＩＣは、低濃度標準ガス、低濃度試験ガスの場合は左右対称的なピークが得られたが、高濃度標準ガス、高濃度試験ガスの場合はピークの形状が悪い結果となった。これは、カラムに導入された物質の総量が多すぎてカラムが分離を行う過程で物質を保持しきれなかったものと思われる。従って、実際の試料を測定する場合には、この状況を避けるために予め希釈してから装置へ導入するか、導入量を減らす必要がある。

測定の再現性については、4回の測定で得られたピーク強度を用いてCV値を算出し、表－５に示した。低濃度標準ガス、低濃度試験ガスの場合、いずれも５％以下の値となった。これは同一の試料を測定した場合に、同じ値が安定して得られることを示している。高濃度標準ガス、高濃度試験ガスの場合はピーク形状が悪くなり測定を止めたため、算出していない。

表－５　　各捕集法における測定再現性

捕集法	物　質　名	濃　度 (mg／m3)	CV（%） 標準ガス	CV（%） 試験ガス
バッグ捕集法	ベンゼン	低濃度(5．9)	6．6	6．3
		高濃度(59)	6．0	7．7
	トリクロロエチレン	低濃度(16)	5．4	6．3
		高濃度(160)	6．7	7．2
	テトラクロロエチレン	低濃度(16)	5．9	6．4
		高濃度(160)	6．3	7．3
キャニスター捕集法	ベンゼン	低濃度(5．9)	2．4	0．8
		高濃度(59)	－	－
	トリクロロエチレン	低濃度(16)	1．8	0．1
		高濃度(160)	－	－
	テトラクロロエチレン	低濃度(16)	5．1	0．5
		高濃度(160)	－	－
固体捕集溶媒抽出法	ベンゼン	低濃度(5．9)	2．1	6．1
		高濃度(59)	3．5	2．6
	トリクロロエチレン	低濃度(16)	9．1	8．2
		高濃度(160)	6．8	6．6
	テトラクロロエチレン	低濃度(16)	6．6	6．6
		高濃度(160)	9．5	5．8

注　：キャニスター捕集法では高濃度ガスの分析が出来なかったため測定再現性は不明

表－６　各捕集法における回収率(%)

	ベンゼン		トリクロロエチレン		テトラクロロエチレン	
	低濃度試験ガス (5．9mg／m3)	高濃度試験ガス (59mg／m3)	低濃度試験ガス (16mg／m3)	高濃度試験ガス (160mg／m3)	低濃度試験ガス (16mg／m3)	高濃度試験ガス (160mg／m3)
バッグ捕集法	92	102	96	108	95	109
キャニスター捕集法	96	－	97	－	93	－
固体捕集－溶媒抽出法	92	109	76	144	85	131

注　：キャニスター捕集法では高濃度ガスの分析が出来なかったため回収率は不明

4回の測定で得られた標準ガスのピーク強度に対する4回の測定で得られた試験ガスのピーク強度の割合を回収率として算出した結果を表－6に示す。低濃度試験ガスの回収率は3物質とも90%以上の結果が得られた。

3.2.3 固体捕集－溶媒抽出法

固体捕集－溶媒抽出法によって得られた低濃度標準ガス、高濃度標準ガスのＴＩＣは、テトラクロロエチレンのピーク形状はシャープでほぼ対称であり正常だが、ベンゼン・トリクロロエチレンのピーク形状は左右非対称となっていた。これには、いくつかの原因が考えられる。第一は、カラムへの溶媒の導入量である。カラムが受け入れられる溶媒量より多い量を導入するとこの様なピーク形状になることがある。第二は、カラムの種類と溶媒との相性、溶媒と被検物質とのカラム中を移動する際の相互関係による影響等が考えられる。第三に、この様なピーク形状の異常は試験ガスのクロマトグラムについても見受けられ、夾雑物質だけの影響ではないことが示唆された。しかし、今回の検討ではピーク形状の悪い場合もピーク強度として算出して、分析精度や回収率の解析に使用した。

測定の再現性については、4回の測定で得られたピーク強度を用いてCV値を算出し、表－5に示した。いずれも１０％以下の値であった。

4回の測定で得られた標準試料のピーク強度に対する4回の測定で得られた試験試料のピーク強度の割合を回収率として算出した結果を表－6に示す。低濃度試験ガスの場合は、ベンゼンについては90%以上の結果が得られたが、トリクロロエチレン・テトラクロロエチレンについては70～80%台の値となった。この点に関してはいくつか要因が考えられる。例えば捕集剤の種類である。今回の検討では環境庁が定めた方法"の捕集剤とは異なるものを使用している。エアレーション排出ガス用には適当でなかったことが考えられる。また、試料を捕集する際に除湿しなかったことも影響している可能性がある。

高濃度試験ガスの場合は3物質とも100%を超えており、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンについては130%を越える値となった。これは、低濃度試験ガスの場合とは逆の傾向を示している。分析装置自体の性能に起因することも考えられ、さらなる検討が必要である。

3.3 結果のまとめ

エアレーションタンクからの排出ガスにベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを抑制基準濃度（高濃度）とその1/10（低濃度）になるよう添加した試験ガスをバッグ捕集法、キャニスター法、固体捕集－溶媒抽出法によって測定した。また、標準物質を正確に混合した標準原ガスを高純度窒素で希釈して高濃度と低濃度の標準ガスを調整し、これも3つの方法で測定して、ピーク形状、測定再現性、回収率について比較した。　その結果、バッグ捕集法と固体捕集－溶媒抽出法が高濃度試料、低濃度試料のいずれについても比較的良好な結果が得られた。測定再現性については大きな差はないが回収率についてはバッグ捕集法の方が優れていた。また、バッグ捕集法は特殊な器具を使用せず、機器分析を行うまでの前処理操作がないため測定作業全体が比較的簡単であり、作業面においても優れていた。

それぞれの方法の特徴を以下に示す。

(1)バッグ捕集法

低濃度，高濃度いずれの試料も測定可能であり、ピークの形状もまったく問題がなかった。測定再現性は標準ガスと試験ガスとで濃度に関わらず大きな差はなかった。回収率は3物質について90%以上でほぼ100%の値が得られていた。

(2)キャニスター法

他の2方法と比べて低濃度ガスの測定再現性が最もよく、回収率も3物質のいずれについても高い値が得られた。しかし、測定再現性が他の2方法と比べて標準ガスと試験ガスとで差が大きく、高濃度の試料を測定するとピークの形状が悪くなったことから、キャニスター法は低濃度試料の測定に適していると言える。

(3)固体捕集法

この方法では低濃度、高濃度いずれの試料も測定可能であった。測定再現性はキャニスター法には劣るが低濃度、高濃度いずれの試料についてもCV値が10%以下であり繰り返し性では充分実用に耐えうると思われる。しかし、回収率は3方法の中で最も良くなかった。また、ピークの形状も今回の条件ではあまり良くなかった。

4. VOCの挙動調査

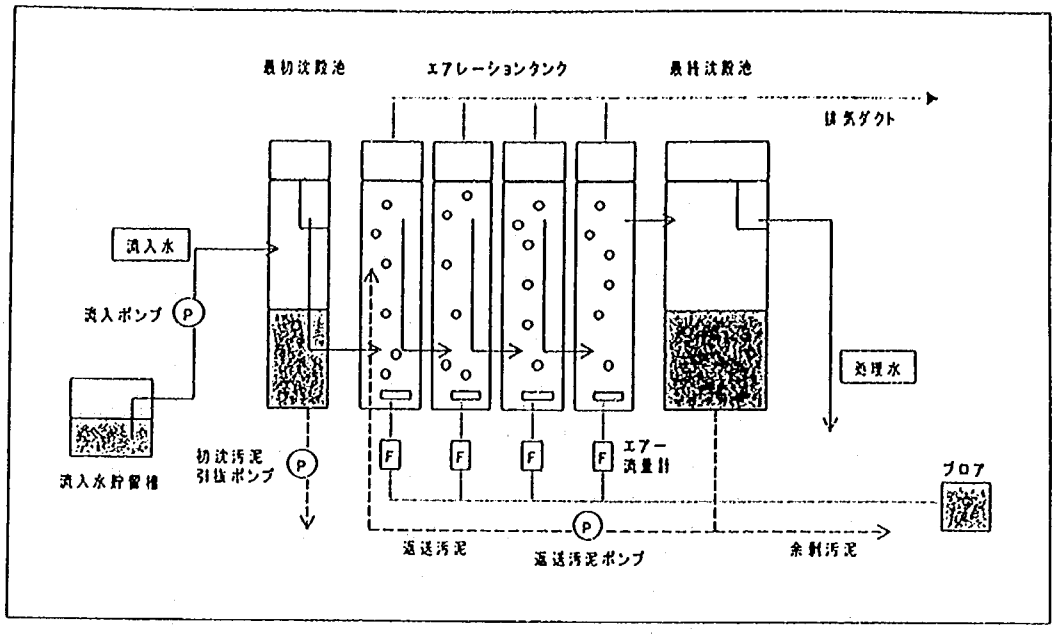
下水処理場に流入したＶＯＣは、活性汚泥処理によりそのほとんどが除去される"ことが知られているが、気相や汚泥への移行状況に関する知見が不足しており、その除去機構はまだ十分に解明されていない。ＶＯＣは揮発性が高い物質であることからエアレーションにより大気中に移行していることが考えられるが、大気汚染防止法の規制の動向を考慮すると下水処理場におけるその実態を早急に調査する必要がある。

本研究では、昨年度作製した活性汚泥処理実験装置を用い、ＶＯＣの挙動把握を目的としていくつかの物質について物質収支を求めた。

4．1　調査方法

図－1に示す活性汚泥実験装置を用いジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m, p-キシレン、o-キシレンについて活性汚泥処理プロセスにおける挙動調査を実施した。本実験装置は、工場排水が主となる実下水を流入水として標準活性汚泥法で運転している。運転条件及び処理の状況は表－7、表－8に示すとおりである。実験装置は標準活性汚泥法で運転しており、ＭＬＳＳが若干高いがＢＯＤ除去率は９３％、ＳＳ除去率は９１％と処理は良好であった。

処理水質が安定していることを確認した後、実験装置の流入水、初沈流出水、処理水、初沈汚泥、余剰汚泥、エアレーション排出ガスを採取し、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，ｐ－キシレン、ｏ－キシレンの分析を行った。試料の採取は、調査日の午前と午後の２回実施行い、採取試料の分析は、表－９に示す分析方法により行った。



図－1　　活性汚泥処理実験装置

表－7　運転条件

流入水量	6 m3／日
最初沈殿池沈殿時間	2 時間
〃　水面積負荷	24 m3／m2･日
〃　汚泥引き抜き量	0．18 m3／日
エアレーション時間	8 時間
〃　空気量	48．5 m3／日
〃　水深	2 m
最終沈殿池沈殿時間	2．8 時間
〃　水面積負荷	17 m3／m2･日
余剰汚泥引き抜き量	0．8 m3／日
SRT	約 7 日
汚泥返送率	30 %

表－8　実験装置の水質分析結果

	pH (－)	BOD (mg／l)	SS (mg／l)	MLSS (mg／l)	MLVSS (mg／l)	MLDO (mg／l)
流入水	－	130	94			
初沈流出水	7.1	120	48	2700	1900	1.1
処理水	6.8	9.2	8.4			

表－9　水、汚泥、大気試料の分析方法

	分析項目	定量下限値	分析方法
水質分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m，p－キシレン o－キシレン	0.0002 mg／l	JIS K0125 5．1 パージ&トラップGC／MS法
汚泥分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m，p－キシレン o－キシレン	0.05 mg／kg	メタノール抽出後 JIS K0125 5．1 パージ&トラップGC／MS法
大気分析	ジクロロメタン ベンゼン トルエン m，p－キシレン o－キシレン	0.5 μg／m3	EPA、TO－14のガイドライン 加熱脱着GC／MS法

表－10　各試料採取地点でのVOCフラックス　　単位 mg／時

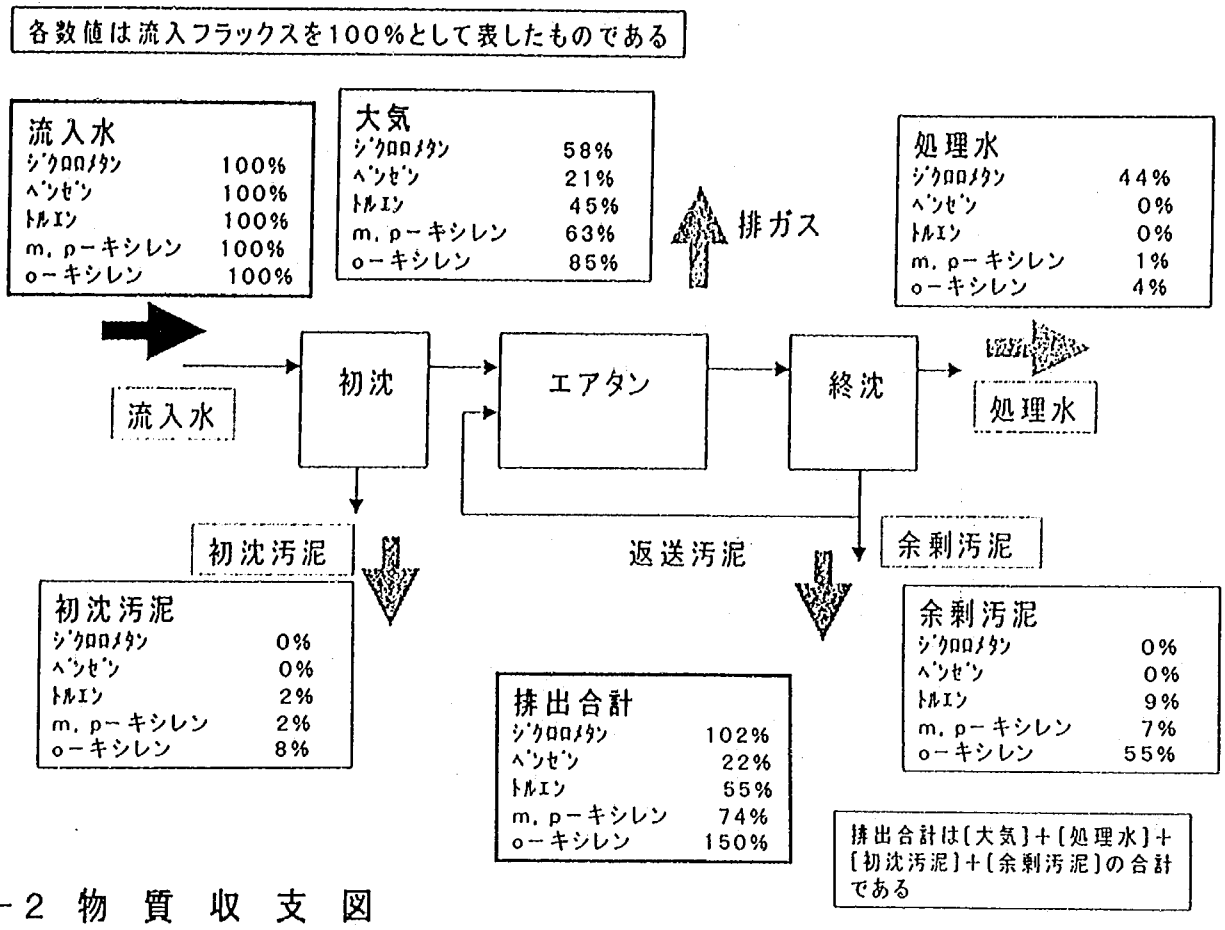
	試料採取	流入水	初沈流出水	処理水	初沈汚泥	余剰汚泥	大気	排出合計
ジクロロメタン	1回目(午前)	6.8	5.8	2.2	0	0	3.3	5.5
	2回目(午後)	4.2	4.0	2.5	0	0	3.1	5.6
	平均	5.5 (100)	4.9 (89)	2.4 (44)	0 (0)	0 (0)	3.2 (58)	5.6 (102)
ベンゼン	1回目(午前)	120	110	0.18	0.57	0	23	2.4
	2回目(午後)	100	100	0.18	0.51	0.74	23	2.4
	平均	110 (100)	110 (100)	0.18 (0)	0.54 (0)	0.37 (0)	23 (21)	2.4 (22)
トルエン	1回目(午前)	49	48	0.15	1.14	3.7	22	27
	2回目(午後)	44	48	0	0.68	4.8	20	25
	平均	47 (100)	48 (102)	0.08 (0)	0.91 (2)	4.3 (9)	21 (45)	26 (55)
m，p－キシレン	1回目(午前)	5.2	5.2	0.08	0.18	0.35	3.4	4.0
	2回目(午後)	5.6	5.0	0.08	0.08	0.37	3.3	3.8
	平均	5.4 (100)	5.1 (94)	0.08 (1)	0.13 (2)	0.36 (7)	3.4 (63)	3.9 (72)
o－キシレン	1回目(午前)	1.7	2.0	0.08	0.16	1.1	1.7	3.0
	2回目(午後)	2.3	2.1	0.08	0.14	1.1	1.6	2.9
	平均	2.0 (100)	2.1 (105)	0.08 (4)	0.15 (8)	1.1 (55)	1.7 (85)	3.0 (150)

注　：（ ）内の値は流入フラックスを100％とした場合の各地点におけるフラックスを割合(％)で示した。

4．2　調査結果

採取試料の分析結果と流入水量、初沈汚泥引き抜き量、余剰汚泥引き抜き量、エアレーション空気量からそれぞれの物質のフラックスを求め表－１０に示した。初沈流出水の値をみると各物質とも流入フラックスの８９％以上を示していることから、初沈ではほとんど水中からは除去されていないことが分かる。ジクロロメタンは処理水中に４４％残存しているが、他の物質は水中から９６％以上除去されている。また、o－キシレンが余剰汚泥中で検出されている他は、汚泥系に移行する量は少ないことが分かる。ほとんどがエアレーションによりエアレーション排出ガス中へ移行している。本調査の平均値を用い図－２に物質収支図を示した。

ジクロロメタンは、流入フラックスの４４％が処理水中に残留していた。ベンゼン、トルエンは０％、m，p－キシレン、o－キシレンは４％以下であった。エアレーションによる大気中への拡散は、ジクロロメタンが５８％、ベンゼン２１％、トルエン４５％、m，p－キシレン６３％、o－キシレン８５％であった。初沈汚泥、余剰汚泥へ吸着した汚泥として系外に排出されるフラックス量は、流入したフラックス量のジクロロメタン０％、ベンゼン０％、トルエン１１％、m，p－キシレン９％、o－キシレン６３％であった。処理水、大気、汚泥として水処理系から流出していくフラックス量の合計は、流入フラックス量を１００％とした場合、ジクロロメタン１０２％、ベンゼン２２％、トルエン５５％、m，p－キシレン７２％、o－キシレン１５０％であった。ベンゼン、トルエン、m，p－キシレンについては排出合計が１００％を大きく下回っており、生物分解を受けていることが示唆された。



図－2 物 質 収 支 図

4．3 結果のまとめ

活性汚泥処理実験装置を用いジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，p－キシレン、o－キシレンの物質収支を求めた。ジクロロメタンは流入した物質に対して処理水中に４６％残留し、o－キシレンが余剰汚泥中に検出された。この他はほとんどがエアレーションにより大気中へ気散していた。また、ベンゼン、トルエン、m，p－キシレンは排出合計が１００％を大きく下回っており、生物分解を受けていることが示唆された。

5． VOC連続モニタリング

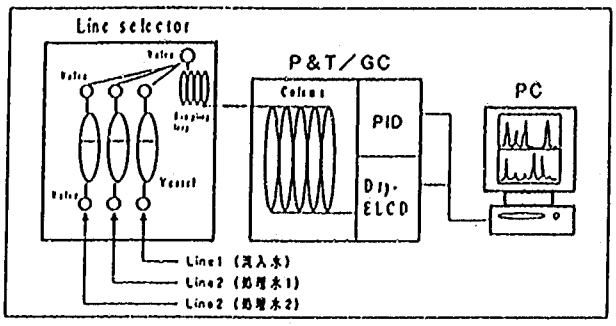
現在のところ、ＶＯＣの下水処理施設での除去状況、気相や汚泥への移行状況に関する研究[7]は少なく、これらに関する知見は不十分である。下水道におけるＶＯＣの動態把握の調査は、大気汚染防止法での規制の動向を考慮すると早急に実施する必要がある。しかし、流入下水中のＶＯＣ濃度は、時間変動が大きく[8]スポットサンプルではその動態を把握することは難しいため、一定間隔で連続的に定量する必要がある。

本研究では、ガスクロマトグラフ（ＧＣ）を用いて、下水中のＶＯＣを連続モニタリングすることを試み、いくつかの知見を得た。

5．1 VOC連続モニタリング方法の概要

5．1．1 VOC連続モニタリング装置の構成

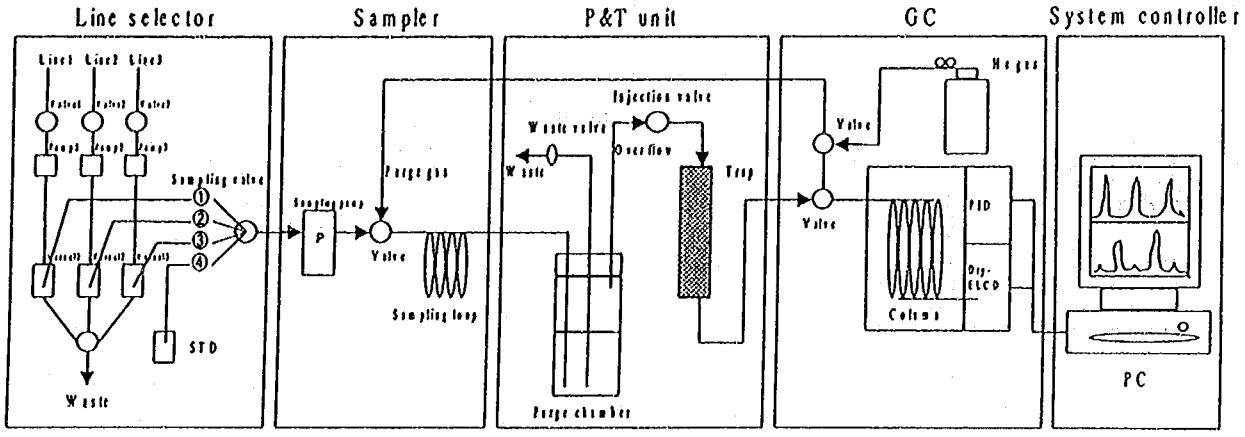
ＶＯＣ連続モニタリング装置の概略図を図－３、構成図を図－４に示す。本装置は、モニタリング対象試料水を選択採取するラインセレクターとＶＯＣを定量するパージ＆トラップ（Ｐ＆Ｔ）機能を装備したガスクロマトグラフ（Ｐ＆Ｔ／ＧＣ）をパーソナルコンピューター（ＰＣ）で制御する装置であり、ラインセレクター、サンプラー、Ｐ＆Ｔユニット、ＧＣ、システムコントローラーから構成されている。Ｐ＆Ｔ／ＧＣは、Ｔｅｎａｘ ＧＲを充填したトラップ管を装備し、光イオン化検出器（ＰＩＤ）と乾式電気伝導度検出器（Ｄｒｙ－ＥＬＣＤ）を同時に備えた市販のＧＣである。ＰＩＤは芳香族化合物を選択的に検出し、Ｄｒｙ－ＥＬＣＤはハロゲン化合物を選択的に検出する機能を有している。使用したＧＣの分析条件を表－１１、分析可能な化合物を表－１２に示した。また、各ユニットの概略を以下に示す。



図－3　VOC連続モニタリング装置概略図

表－11　GC分析条件

カラム	キャピラリーカラム、Frontier UA502 長さ30m×内径0.5mm、液相膜厚3μm
カラム温度	40℃で2分間保持 5℃／minで60℃まで昇温 10℃／minで120℃まで昇温 120℃で10分間保持
検出器	PID(光イオン化検出器) Dry－ELCD(乾式電気伝導度検出器)
キャリアーガス	He(99.9999%)
トラップ管	Tenax GR(0.4g)
トラップ管温度	加熱脱離:200℃で2分間 再生:250℃で20分間(Heガスで追い出し)



図－4　VOC連続モニタリング装置構成図

表－12　分析項目とRT

検出器	分析項目	RT(min)
PID	1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	10.1
	trans-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	11.0
	cis-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	12.4
	ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	14.0
	ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	15.4
	ﾄﾙｴﾝ	18.2
	ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	19.6
	m,p-ｷｼﾚﾝ	21.9
	o-ｷｼﾚﾝ	22.7
Dry－ELCD	ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	10.6
	ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	12.9
	1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	13.4
	四塩化炭素	14.0
	ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	16.3
	ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	19.6
	ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ	19.9
	ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ	23.0

[ラインセレクター]

今回設定した３つの試料水と定量のための標準試料のラインを選択する。ただし、標準試料の選択は定期的なメンテナンスの時にセミオートで行う。試料水の選択は、ＰＣに搭載された分析プログラムタイマーにより任意の時間間隔で行うことができる。分析プログラムタイマーのスタートがかかると試料水は、ポンプによりサンプリング容器（Vessle）に送り込まれる。１５分間送り込んだ後、１５分静止することで浮遊物（ＳＳ）を沈殿させる。

[サンプラー]

サンプリング容器中で１５分間静置した試料水を計量管（Sampling loop、7ml）へ注入する。計量された試料水はパージガスによりＰ＆Ｔユニットのパージチャンバーに移送される。

[P&Tユニット]

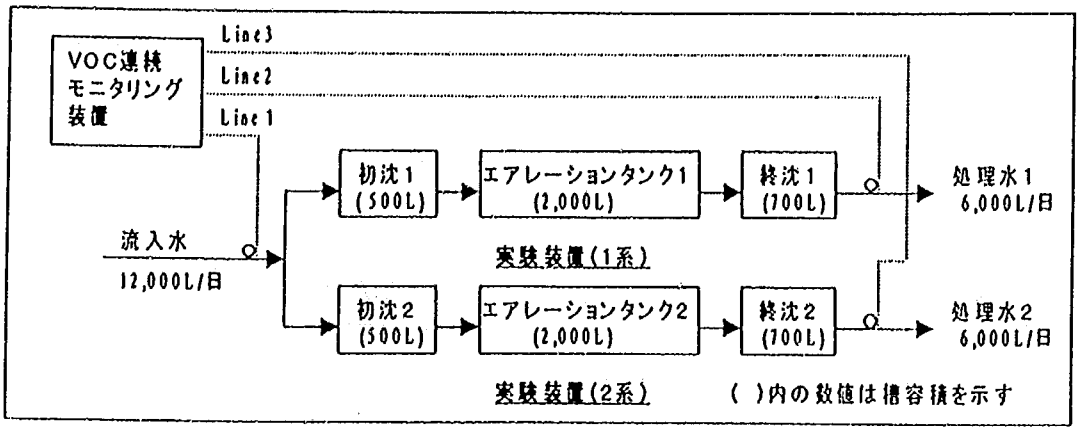
パージチャンバーでパージされた成分はＴｅｎａｘ ＧＲを充填したトラップ管で濃縮捕集される。５分間のパージ後、トラップ管を加熱（200℃）し、捕集された成分を脱離させキャピラリーカラムに導入する。

〔GC〕

ＰＩＤとＤｒｙ－ＥＬＣＤを装備しており、ＰＩＤで芳香族化合物を、Ｄｒｙ－ＥＬＣＤでハロゲン化合物を選択的に検出する。定量は、２０μｇ／ｌの標準溶液を用いて作成した１点検量線法により行った。検出下限値は２μｇ／ｌである。なお、表－１１の条件での分析時間は３５分である。

〔システムコントローラー〕

ノート型パソコンにラインセレクターをコントロールする分析プログラムタイマーとＧＣ分析をコントロールする２つのソフトを搭載し、装置全体を制御すると同時に分析結果のデータ処理を行うことができる。



図－５　活性汚泥処理実験装置とVOC連続モニタリング装置

５．１．２　VOC連続モニタリング

前述したＶＯＣ連続モニタリング装置を図－５に示す土木研究所がＶＯＣの収支をとるために使用している活性汚泥処理装置に設置した。流入水をＬｉｎｅ１、処理水１をＬｉｎｅ２、処理水２をＬｉｎｅ３としてＶＯＣの連続モニタリングを行う。活性汚泥処理実験装置は、工場排水の流入割合が大きい下水処理場に設置し、標準活性汚泥法で運転している。実験装置は２系列あり、処理能力は各々６m^3／日である。

ＶＯＣ連続モニタリングの間隔は、試料水採取開始から分析終了まで７０分を要するが、分析途中に次の試料水を採取し始めることから６０分間隔で行うことができる。分析プログラムの一例を表－１３に示した。ＶＯＣ連続モニタリングの間隔は１時間間隔であるが、今回設定したモニタリング地点は３ヶ所（流入水、処理水１、処理水２）あり、それぞれの地点でのモニタリング間隔は３時間間隔となる。

分析プログラムタイマーをスタートさせると以下の動作を開始する。

①試料水採取開始

Valve 1 〔ON〕, Pump 1 〔ON〕となり、 Vessel 1に試料水を満たす。

②試料水採取終了

１５分間オーバーフローさせた後停止し、１５分間静置する。（ＳＳを沈殿させる）

表－13　　分析プログラム例

Time	Line1	Line2	Line3
10:00	①試料水採取開始		
10:10			
10:15	②試料水採取終了		
10:30	③パージ開始		
10:35	④分析開始		
11:00		①試料水採取開始	
11:10	⑤分析終了		
11:15		②試料水採取終了	
11:30		③パージ開始	
11:35		④分析開始	
12:00			①試料水採取開始
12:10		⑤分析終了	
12:15			②試料水採取終了
12:30			③パージ開始
12:35			④分析開始
13:00	①試料水採取開始		
13:10			⑤分析終了
13:15	②試料水採取終了		
13:30	③パージ開始		
13:35	④分析開始		
14:00		①試料水採取開始	
14:10	⑤分析終了		
14:15		②試料水採取終了	
14:30		③パージ開始	
14:35		④分析開始	
15:00			①試料水採取開始
15:10		⑤分析終了	
15:15			②試料水採取終了
15:30			③パージ開始
15:35			④分析開始
16:00	①試料水採取開始		
16:10			⑤分析終了
・	・	・	・
・	・	・	・
・	・	・	・

③パージ開始

Sampling valve 1 [ON], Sampling pump [ON]となり、Sampling loopに試料水の上澄水が注入され一定量（7ml）の試料水を計量する。次にＧＣがスタートし、計量した試料水をPurge gas でPurge chamberに移送する。

④分析開始

Purge valve[ON], Injection valve[ON]となり分析を開始する。

⑤分析終了

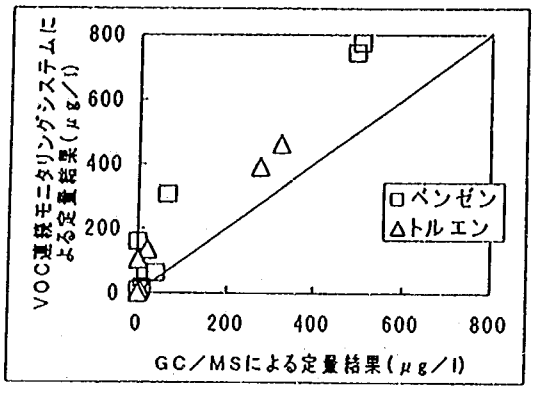
となる。この間、７０分である。以降、これらの動作を繰り返し行う。

5．2　連続モニタリング結果

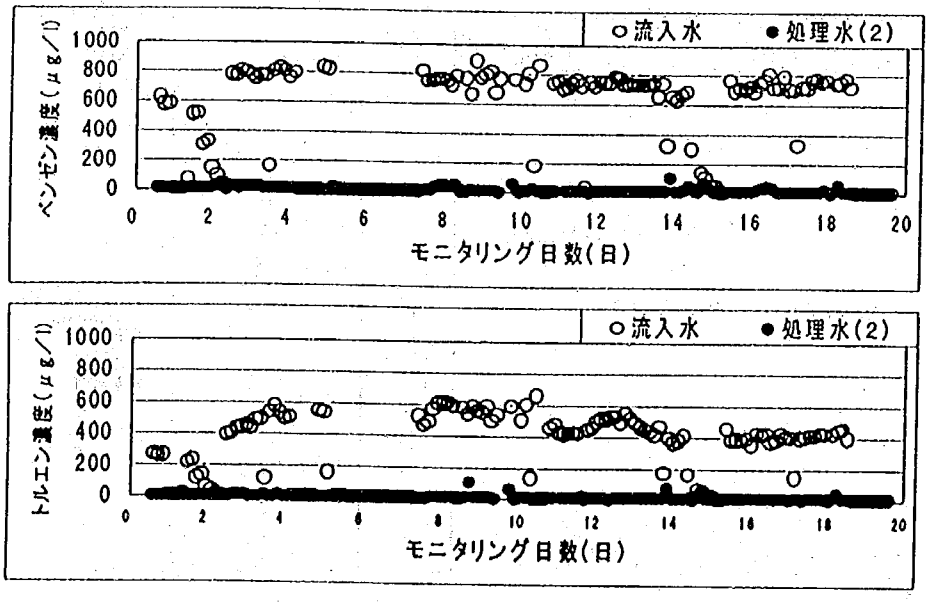
活性汚泥処理実験装置に連続モニタリング装置を設置し、約３週間（１９日間）ＶＯＣの連続モニタリングを行った。モニタリング期間中比較的高濃度で検出されたベンゼン、トルエンについて流入水（Ｌｉｎｅ１）と処理水（Ｌｉｎｅ３）のモニタリング結果を図－６に示した。図－６の横軸はモニタリング開始からの経過日数で示している。前述したように、流入水、処理水１、処理水２の順番に１時間間隔で測定しているため、各試料の測定間隔は３時間間隔となっている。図－６を見ると流入水のデータがとぎれているように見えるが、この期間、流入水の定量結果が検出下限値（２μｇ／１）以下であり処理水の値と重なっているためである。

また、モニタリング期間中数回ＧＣ／ＭＳによるクロスチェックを行った。ＧＣ／ＭＳの分析条件はＪＩＳ　Ｋ０１２５のヘッドスペースーガスクロマトグラフ質量分析法に従い行った。ＧＣ／ＭＳによる定量結果とＶＯＣ連続モニタリング装置による定量結果の相関を図－７に示した。７試料についてクロスチェックを行ったが比較的良い相関が得られた。データ数が少ないが、相関係数を計算するとベンゼンで０．９６７、トルエンで０．９７０であった。しかし、ＶＯＣ連続モニタリングの値は、ＧＣ／ＭＳの値に比べベンゼンで１．３８倍、トルエンで１．３０倍となっていた。ＶＯＣ連続モニタリングの値は２０μｇ／１の標準溶液で作成した１点検量線法で求めているが、今回検出した濃度は、ほとんどが２０μｇ／１以上であり検量線のレンジをはずれていたことに原因していると考えられる。

なお、活性汚泥処理実験装置は、前述したＶＯＣ挙動調査と同じものを使用しており、モニタリング期間はＶＯＣ挙動調査の時期と異なるもののほぼ同様の処理が行われていたものと考えられる。



図－７　ＧＣ／ＭＳによる定量結果とＶＯＣ連続モニタリングシステムによる定量結果の相関



図－６　　ＶＯＣ連続モニタリング結果

5.3　結果のまとめ

市販のＧＣを用い下水中のＶＯＣを連続モニタリングした。モニタリング期間は約３週間と短い時間ではあったが、下水中のＶＯＣ連続モニタリングの可能性があることが分かった。また、ＧＣ／ＭＳの定量結果と比較した結果、比較的良い相関が得られたが、測定対象濃度が高いため検量線の取り方に工夫を行う必要がある。

下水の水質モニタリングは、下水の特徴である有機物濃度が高い、夾雑物が多い等の理由により、試料採取ラインの閉塞の問題、試料採取ラインにスライム等が付き水質が変化する問題等、多くの難しい課題が残されているが、これらを今後の課題として取り組んで行きたい。

また、下水中のＶＯＣ連続モニタリングだけでなく、エアレーションされた空気中のＶＯＣについても連続モニタリングする方法について検討して行く予定である。

6. まとめ

6.1　下水エアレーション大気中のVOC分析方法の検討

バッグ捕集法、キャニスター法、固体捕集－溶媒抽出法について下水エアレーション大気への適応性を検討した結果、バッグ捕集法と固体捕集－溶媒抽出法が高濃度試料、低濃度試料のいずれについても比較的良好な結果が得られた。測定再現性については大きな差はないが回収率についてはバッグ捕集法の方が優れていた。また、バッグ捕集法は特殊な器具を使用せず、機器分析を行うまでの前処理操作がないため測定作業全体が比較的簡単であり、作業面においても優れていた。

6.2　VOCの挙動調査

活性汚泥処理実験装置を用いジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、m，ｐ－キシレン、ｏ－キシレンの物質収支を求めた。ジクロロメタンが処理水中に４６％残留し、ｏ－キシレンが余剰汚泥中に検出された他はほとんどがエアレーションにより大気中へ揮散していた。また、ベンゼン、トルエン、m，ｐ－キシレンは排出合計が１００％を大きく下回っており、生物分解を受けていることが示唆された。

6.3　VOC連続モニタリング

ＧＣを用い下水中のＶＯＣを連続モニタリングした。モニタリング期間は約３週間と短い時間ではあったが、下水中のＶＯＣ連続モニタリングの可能性があることが分かった。また、ＧＣ／ＭＳの定量結果と比較した結果、比較的良い相関が得られたが、測定対象濃度が高いため検量線の取り方に工夫を行う必要があった。

下水の水質モニタリングは、下水の特徴である有機物濃度が高い、夾雑物が多い等の理由により、試料採取ラインの閉塞の問題、試料採取ラインにスライム等が付き水質が変化する問題等、多くの難しい課題が残されているが、今後の課題である。

7. 参考文献

1）田中他、下水道での有害化学物質の管理に関する調査、土木研究所資料、第3528号、 pp. 243-248、 1997

2）Andrea R. Ferro and Albert B. Pincince : Estimating VOC Emissions from Primary Clarifiers, Water Environment & Technology, pp. 47-50, June 1996

3）Christopher J. Quigley, Richard L. Corsi .: Emissions of VOCs from a Municipal Sewer, Journal of the Air & Waste Management Association, Vol. 45, pp395-403, May 1995

4）Water Environment Federation and American Society of Civil Engineers : Toxic Air Emissions from Wastewater Treatment Facilities, pp131-136, EWF, 1994

5）WPCF Research Foundation: Toxic Compounds An Assessment Report , WEF, 1994

6）平成３年度環境庁委託調査結果報告書、水質環境基準検討調査、平成４年３月

7）有害大気汚染物質測定方法マニュアル：環境庁大気保全局大気規制課、平成９年２月

8）小森行也、田中宏明、南山瑞彦、竹歳健治、下水処理に及ぼす有機有害物質の影響、土木技術資料、Vol. 40, No. 3, 1998

9）田中他、下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究、平成８年度環境保全研究成果集、環境庁企画　調整局環境研究技術課編、pp. 83. 1-83. 14、1997

１０）田中他、下水道での有害化学物質の管理に関する調査、土木研究所資料第3528号、pp. 243-248、1997

8. 研究発表

1）石井信之、小森行也、田中宏明、下水道における揮発性有害大気汚染物質の捕集方法の検討、土木技術資料、 Vol. 40, No. 9, 1998

2）小森行也、田中宏明、竹歳健治、ＧＣを用いた下水中のＶＯＣ連続モニタリング、環境システム計測制御　（ＥＩＣＡ）研究発表会、ＥＩＣＡ環境システム計測制御学会（印刷中）

III. 地球環境研究総合推進費による研究

１．温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術

研究代表者　　建設省土木研究所　　中村　栄一

建設省　土木研究所　下水道部
新下水処理研究官　　中村　栄一
三次処理研究室　　鈴木　　穣・重村　浩之
汚泥研究室　　落　　修一・原田　一郎

平成７－９年度合計予算額　　28,575　　千円
（平成９年度予算額　　9,331　　千円）

［要旨］　本研究は地球温暖化防止のため、下水処理システムからのメタン（CH_4）、亜酸化窒素（N_2O）の排出抑制技術の開発および消化ガスの有効利用方策の検討を目的としている。下水処理システムは、水処理システム、汚泥処理システムから成るが、ここでは過年度の研究[1]により温室効果ガス放出量の大きいことが明らかとなった水処理システムと汚泥の流動焼却プロセスを対象に排出抑制技術の開発を行った。さらに、汚泥消化ガス（CH_4）の炭素は元来大気中の炭酸ガスであることから、温暖化防止対策の一環として消化ガスの有効利用方策を検討した。

水処理システムにおける研究では、反応槽に担体を投入した嫌気、無酸素、好気の組み合わせプロセスから成るパイロットプラント実験を行い、N_2Oの生成因子等について検討した。その結果、流入下水中の有機物濃度の低下時や低水温期の脱窒活性の低下時にN_2O生成が高かった。また、全国処理場の水処理システムからのCH_4、N_2Oの年間放出量を推定するため、実下水処理場でCH_4、N_2Oの放出量の補足調査を実施した。その結果、CH_4については年間約8,000tと推定されたが、N_2Oについては処理場間の相異が大きく推定は困難であった。

高分子凝集剤汚泥の流動焼却プロセスを対象としたN_2O排出抑制技術の開発においては、実験炉及び実炉を用いて、フリーボードの燃焼温度と汚泥中の窒素のN_2O転換率との関係を調査した。その結果、現在の燃焼温度（750～800℃）を約50℃上昇させることにより、N_2O排出係数を平均1,200g・N_2O／汚泥tから800g・N_2O／汚泥tに削減できることが判明した。また、温度上昇による炉の建設費や耐用年数等への影響も小さいことが判明した。

消化ガスは消化槽の加温に使用され、残余は余剰ガスとなるが、実務的には消化ガスの有効利用は余剰ガスの有効利用と同義である。中小の処理場まで視野に入れた消化ガスの有効利用のためには、余剰ガスの貯留・運搬が不可欠である。そこで各種変数を組み入れた余剰ガス生成モデルを作成し、規模別、地域別、月別の余剰ガス生成量の予測を可能とした。また、消化ガスの貯留方法として吸着剤に吸収させる貯留技術が有効であることが判明した。

［キーワード］　温室効果ガス、メタン、亜酸化窒素、下水処理、汚泥処理、消化ガス

1．はじめに

地球の温度は、日射エネルギーと地表面から宇宙に放散される放射エネルギーとのバランスによって決定されており、大気中に赤外線を吸収する成分が増加すれば地球が温暖化する。この赤外線吸収成分としては、二酸化炭素（CO_2）が代表的であるが、メタン（CH_4）や亜酸化窒素（N_2O）などのガスも大気中の濃度は低いものの、単位重量当たりの赤外線吸収能が大きく、また近年の増加割合も大きいことから、温室効果ガスとして注目を集めている。

下水道は、生活環境の向上と公共用水域の水質保全のための重要な社会基盤施設であるが、近年の調査によると[1]、下水処理、汚泥処理の過程でCH_4、N_2Oの放出が報告されている。今後の下水道の普及拡大を考えると、下水処理システムからのCH_4、N_2Oの放出量は益々増加することが予想される。下水道が地域単位の環境と同時に地球規模の環境の保全にも貢献するためには、これら温室効果ガスの下水道システムからの排出を抑制する対策技術の確立が急務と言える。

2．研究目的

本研究は、過年度に実施した「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[1]」および「汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する調査[2]」を受けて、下水処理システムからのCH_4、N_2Oの排出を抑制する対策技術の確立を目的として実施するものであり、水処理プロセスおよび汚泥焼却炉からのCH_4、N_2Oの排出抑制技術の開発と、消化ガスの有効利用の促進方策の検討を行った。

3．研究結果

3.1 水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

平成８年度末現在、全国の下水道処理人口普及率は55％に達し[3]、今後も処理人口の増加が見込まれるものと考えられる。これまでの調査結果によると、水処理系においてはエアレーションタンク（以下、エアタン）からのCH_4、N_2Oガス排出量の多いことが明らかになっており[4]、処理人口の増加によりCH_4、N_2O排出量もさらに増大するものと考えられる。さらに、今後栄養塩除去のために高度処理の導入が進められるものと考えられる。本研究所の過去の報告によると、水処理プロセスからのN_2O排出量は汚泥焼却炉からの排出量と比較してごくわずかであったが[5]、窒素除去のための硝化・脱窒プロセスにおいてN_2O発生が促進されるという報告があるので[6]、高度処理プロセスにおけるN_2O排出抑制について検討する必要がある。

本研究においては、水処理プロセスからのCH_4、N_2O排出量の推定、及びCH_4、N_2O排出の原因因子の把握を目的とする。

3.1.1 実プラントにおけるCH_4排出量の測定

既存の研究から、CH_4の多くはエアタンから放出されることが明らかになっている。流入水中あるいは返流水中に含まれていた溶存CH_4が曝気を受けてエアタンで揮散していると考えられるため、嫌気性消化プロセスからの返流水や合流式下水管中の堆積物が影響を与えている可能性がある。このため、表１－１に示すように、汚泥の嫌気性消化槽の有無、及び合流式と分流式の違いが把握できるように処理場を選定し、CH_4排出量を測定して処理場内でのCH_4の主な発生源について検討した。

表１－１　測定対象の処理場の概要（数値は平成９年度夏期及び冬期の平均）

処理場名	A処理場	B処理場	C処理場
流入水量(m^3/d)	2697	10065	6365
合流・分流の別	分流	合流	分流
嫌気性消化の有無	無	無	有
流入水のCODcr	365mg/L	393mg/L	308mg/L
エアタン末のDO	1.1mg/L	3.2mg/L	2.3mg/L
エアタンのHRT	9.3hr	5.3hr	10.5hr
SRT	19.3d	6.7d	13.0d

※A及びB処理場は標準活性汚泥法、C処理場のエアタンの前方1/3は嫌気槽になっている。

(1)実験方法

各プロセスから気相へのＣＨ$_4$のフラックスを求めるために、浮遊式のチャンバーを水面に浮かべてガスのサンプリングを行った。最初沈殿池等、曝気をしていない槽では、チャンバーを水面に浮かべてから０分後と３分後のチャンバー内のガスを、エアーポンプを使ってテドラーバッグに採取し、両者のＣＨ$_4$濃度の差から発生フラックスを求めた。エアタンでは、エアタン水面からチャンバーに吹き上がってくるエアレーション空気を、エアタンの前・中・後の計３カ所でテドラーバッグに捕集した。また、各プロセスから液体試料を採取し、CODcr濃度及び各態窒素濃度を測定した。ガス試料中のＣＨ$_4$はGC/FIDで測定した

さらに、本研究では、下水処理場からのＣＨ$_4$発生源を特定するために、各プロセスの液体試料のＣＨ$_4$生成実験を行った。70mLのバイアル瓶に、ＣＨ$_4$生成用基質の酢酸（添加後のCOD≒1000mg/L）を添加した液体試料を封入し、約10日間ほど恒温振とう培養槽内で培養した。各試料につき同じものを５個作成し、経時的に１個ずつバイアル瓶を開け、液中のＣＨ$_4$濃度を測定した。液中のＣＨ$_4$濃度はGC/FIDを使って、ヘッドスペース法で測定した。

(2)実験結果

表１－２に、各処理場の水処理系の各プロセスにおけるＣＨ$_4$排出量を示す。いずれの処理場でも、他のプロセスと比べて、エアタンからの大気中へのＣＨ$_4$排出量が多かった。処理場間でのＣＨ$_4$排出量の比較としては、エアタンからの排出量では、夏冬ともに、B処理場が圧倒的に大きく、続いてA処理場、C処理場の順であった。B処理場のエアタンにおいて排出量が多くなる理由としては、合流式であること、あるいは他の処理場よりもエアタンのHRT及びSRTが短くなっていること（表１－１）が考えられる。

今回の調査において、各処理場の水処理プロセスにおいて、平均703mg/m^3-流入下水の排出量データを得た（表１－２参照）。この値を用いて、日本の下水処理場の水処理プロセスからのＣＨ$_4$排出量を試算してみた。平成７年度現在の下水処理水量が107億m^3/年[3]であることより、日本の下水処理場の水処理プロセスからのＣＨ$_4$排出量は7522t/年と試算された。

表１－２　各処理場の水処理系の各プロセスにおけるCH_4排出量(単位：mg/m³-流入下水)

処理場	沈砂池	最初沈殿池	エアタン	最終沈殿池	計
A処理場H9.8	5.0	21.7	430.0	2.0	458.7
B処理場H9.8	22.5	4.8	1002.6	0.0	1029.9
C処理場H9.8	0.3	127.0	252.5	1.4	380.9
A処理場H10.2	2.6	1.8	298.8	0.2	303.4
B処理場H10.2	1.5	68.1	1877.3	3.2	1950.1
C処理場H10.1	0.3	2.4	89.9	0.5	93.1

エアタンで排出されるCH_4の発生源を調べるために、各プロセスの液体試料のCH_4生成実験を行った。B処理場およびC処理場における結果を図１－１に示す。エアタンの活性汚泥混合液では、B及びC処理場ともに、CH_4が生成されていることがわかる。一方、どちらの処理場においても、流入水中ではCH_4がほとんど生成されず、合流式のB処理場においても流入水が排出量増加に寄与しないことがわかった。これらの結果より、流入水のCH_4生成能が処理場のCH_4放出に与える影響は小さく、活性汚泥のCH_4生成能が大きく影響することが明らかとなった。

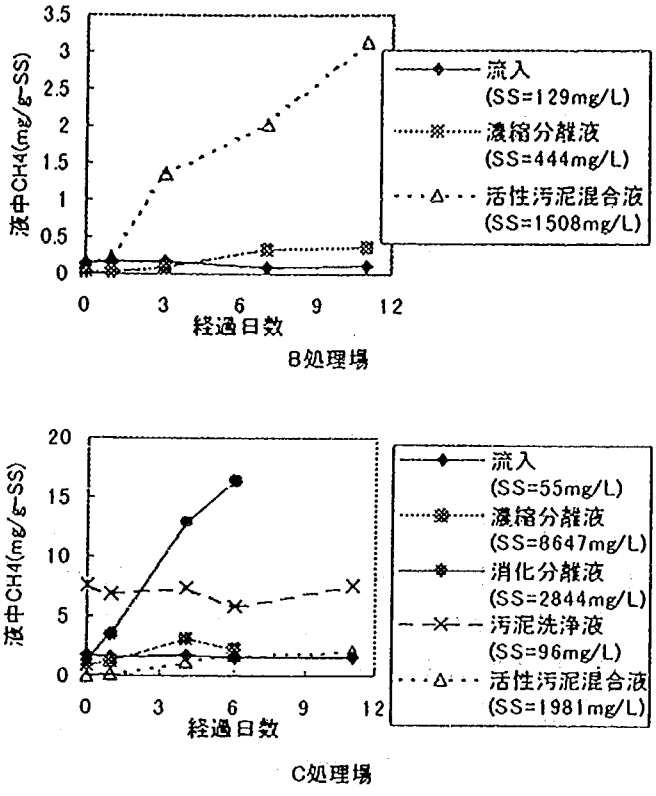


図１－１　CH_4生成実験の結果

処理場間で、実験開始後0～6、7日の活性汚泥混合液のCH_4生成能を比較すると、A処理場は0.08mg/g-SS・d、B及びC処理場は0.28mg/g-SS・dであり、A処理場のみ値が低かった。活性汚泥混合液の生成能が同程度であるB、C処理場を比較すると、生物反応槽に嫌気槽の存在するC処理場の方がエアタンからのCH_4排出量が少なかった。今後、嫌気槽の効果について検討する必要がある。なお、C処理場では、汚泥消化槽の分離液から相当量のCH_4が生成された。このことより、汚泥処理プロセスからの返流水には、高いCH_4生成能があることがわかった。

3.1.2 実プラントにおけるN_2O排出量の測定

下水処理プラントの水処理系において、N_2Oガスはほとんどエアタンで排出されており[4]、その排出量については、窒素の処理状況に大きく影響されると考えられている[7]。ここでは、前章の処理場において、エアタンでのN_2O排出量を測定し、処理場間及び季節間での比較を行った。

(1)実験方法

前項のA、B、C各処理場でエアレーションガスのN_2O濃度を測定した。ガスサンプル採取法は、前項と同様である。ガスサンプル中のN_2O濃度の測定はGC/ECDで行った。なお、C処理場においては、約2ヶ月に1回N_2O排出量を測定し、その季節変動を調べた。

(2)実験結果

図1－2に、C処理場のエアタンにおけるN_2O排出量及びN_2O放出率を示す。ここで、N_2O放出率は、エアタンに流入する窒素量(g-N/d)に対する、エアタンから放出されるN_2O量(g-N/d)の割合(%)で表される。グラフより、8月で排出量、放出率ともに最大値を示している。その後減少していき、12月、1月の冬場ではほとんどが生成していなかった。その後、暖かくなり始めた3月に、排出量、放出率ともに上昇していた。なお、本実験期間中、C処理場のエアタン中の混合液はほぼ完全硝化していた。

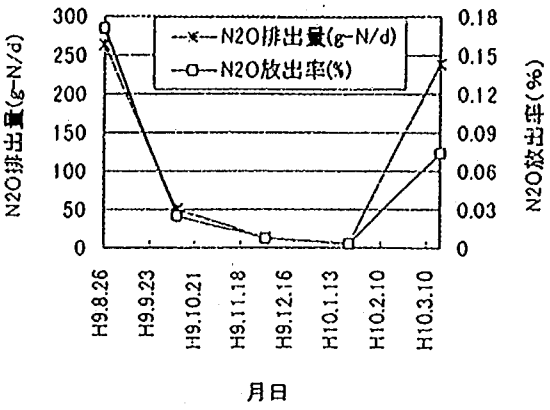


図1－2　C処理場のエアタンでのN_2O排出量とN_2O放出率

表1－3に、A、B、C各処理場のエアタンからのN_2O排出量、N_2O放出率、エアタン末端のNH_4-N濃度、NOx-N濃度及びNO_2-N濃度を示す。B処理場が、他の2処理場と比べてN_2O排出量、N_2O放出率ともに相当高かった。この原因として考えられるのが、エアタン末端でのNO_2-N濃度の高さである。N_2OはNO_2-Nとともに硝化反応の際に副産物として生成される[7]。そのため、硝化不十分の場合、N_2OとNO_2-Nがともに蓄積すると考えられる。山根らの報告でも、エアタン混合液中のNO_2-N濃度が大きくなると、N_2O発生量原単位が大きくなるという相関が得られている[7]。

表1－3　各処理場のエアタンでのN_2O排出量、N_2O放出率、及びエアタン末端の各態窒素濃度

処理場名	A処理場	B処理場	C処理場
N_2O排出量(mg-N/m^3-流入下水)	9.0	316.5	19.3
N_2O放出率（%）	0.016	0.64	0.056
エアタン末端のNH_4-N濃度(mg/L)	14.9	9.1	0.80
エアタン末端のNOx-N濃度(mg/L)	3.7	0.49	8.8
エアタン末端のNO_2-N濃度(mg/L)	0.19	0.47	0.030

3.1.3 担体添加型A_2O法パイロットプラントからのN_2Oガスの抑制

これまでの調査結果によると、生物学的窒素除去プロセスからのN_2O排出量は、脱窒が良好に行われず、NO_3-Nが無酸素槽に蓄積するときに増加する傾向が見られた[6]。本研究では、高度処理法におけるN_2Oの排出状況を調査し、その対策手法を検討した。

(1)実験方法

好気槽の一部に固定化担体を添加したA_2O法パイロットプラント（図1－3）を実験に用いた。定期的に好気槽排ガス中のN_2O濃度を及び各層の水質を測定すると共に、随時、液相中の溶存N_2O濃度を測定した。N_2Oの測定はGC/ECDにより行った。

(2)実験結果

図１－３に示すパイロットプラントにおいて、好気槽からのN_2O排出量の季節変動を測定した結果、長雨により流入下水中の有機物が希釈されていたとき、及び水温低下時にN_2O排出量が増加していた。

高水温期及び低水温期における亜酸化窒素のプロセス内フロー図を図１－４及び図１－５に示す。脱窒が良好に行われていた高水温期には、無酸素槽でのN_2Oの生成は少なかったが、NO_3-Nが2mg/Lほど無酸素槽に残存していた低水温期には、無酸素槽でN_2Oが大量に生成され、そのN_2Oが大気中に放出されることなく好気槽に移流し、好気槽の曝気により大気中に放出されていた。これより、無酸素槽でのN_2O生成量が放出量に大きな影響を与えること、生成されたN_2Oが曝気により大気中に放出されることが明らかになった。

無酸素槽でのN_2O生成には、NO_3-N濃度が影響を与えるものと考えられる。定期測定により得られた無酸素槽のNO_3-N濃度と流入窒素のN_2Oへの変換率の関係を図１－６に示す。NO_3-N濃度の低濃度域においてデータのばらつきが見られるものの、NO_3-N濃度が高いほどN_2Oへの変換率が大きいという傾向が得られた。

無酸素槽における脱窒促進のため、有機物源として可溶化した生汚泥の濾液を無酸素槽に投入する方法が考えられた。今後、この方法について、N_2O排出の抑制効果を検討する。

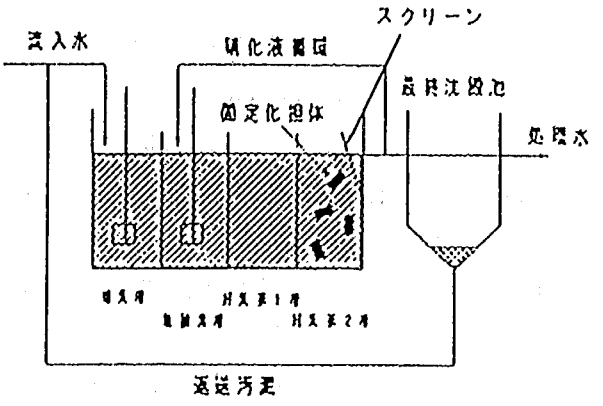


図１－３　パイロットプラント概要

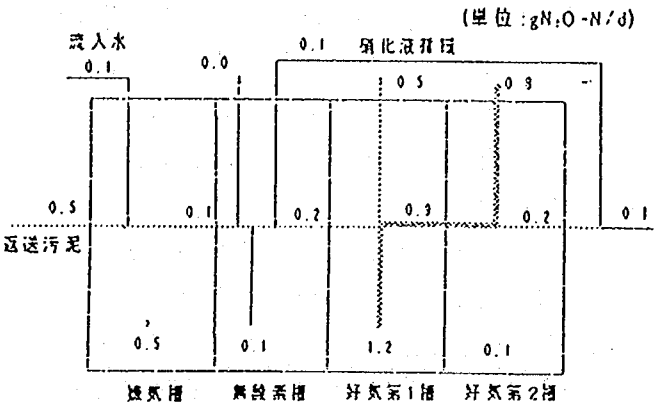


図１－４　高水温期(24℃)のN_2Oフロー

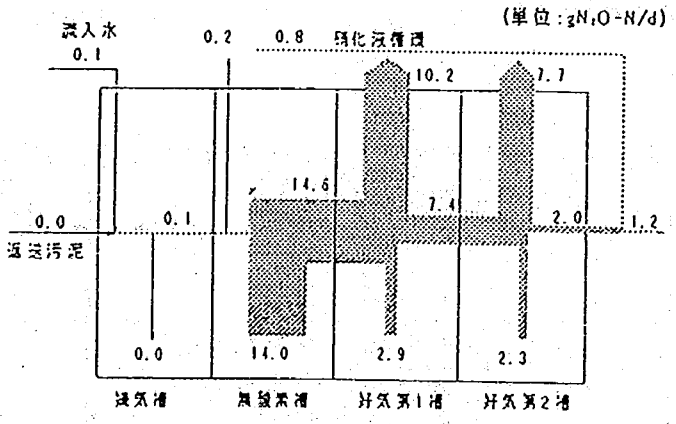


図１－５　低水温期(14℃)のN_2Oフロー

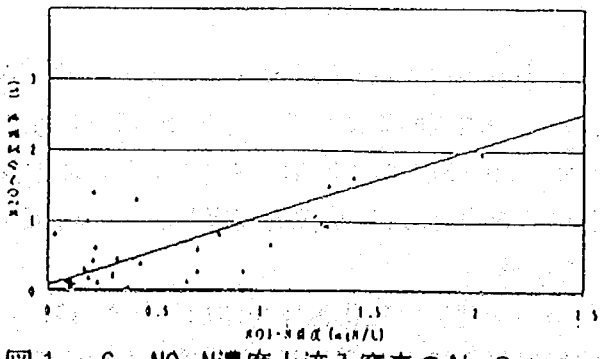


図１－６　NO_3-N濃度と流入窒素のN_2Oへの変換率の関係

3.2 汚泥焼却炉からの温室効果ガスの抑制

平成7年度におけるわが国の下水道からの汚泥発生量は乾重量で169万tに達し、このうち61%に相当する103万tが焼却されている。今後、下水道整備の進展に加え、汚泥の最終処分地の制約から、下水汚泥の焼却は増加する傾向にあると推測される。とくに、近年採用が増加している高分子凝集剤汚泥の流動焼却炉においては、他の焼却方法と比較して汚泥中窒素の亜酸化窒素への転換率が高く、その排出抑制策の確立が急務となっている。

従来の調査結果においては、高分子系流動焼却炉からの亜酸化窒素の排出を抑制するため、フリーボード部(流動焼却炉の気相燃焼部)で高温燃焼を行うとともに、同時に炉内温度差を保つことにより窒素酸化物の増加も抑えられることが示されている[8]。引き続き、亜酸化窒素の排出状態と運転条件との関係を詳細に把握するため、データの蓄積を図る必要がある。

一方、燃焼温度を上昇させた場合、補助燃料使用量の増加及び二酸化炭素放出量の増大につながるため、温暖化に及ぼす影響を総合的に評価する必要がある。さらに、現在の焼却施設の早期劣化や建設費、補修費等のコスト上昇が予測されるため、これらの影響を事前に把握し必要に応じて改築等対応策の検討が求められる。

3.2.1 研究方法

(1)実炉における燃焼実験

温暖化ガスの排出を抑制する流動焼却炉の運転方法を検討するため、高分子系汚泥の実稼働流動焼却炉を対象に、燃焼条件を変化させ亜酸化窒素等の生成量を測定した。とくに、従来の調査結果に基づき、重要な操作因子であると考えられる燃焼温度に着目した。また、亜酸化窒素及び二酸化炭素の排出量と補助燃料である重油使用量との関係を調査し、温暖化ガスの排出抑制に求められる運転条件を抽出した。

(2)温暖化削減効果の試算

GWP(地球温暖化ポテンシャル)を用いて、実用流動焼却炉において温暖化ガス排出の抑制を目的に高温燃焼を実施した場合の温暖化効果を試算し、その影響を検討した。

(3)焼却施設に対する影響調査

フリーボード部800℃で設計されている現在の流動焼却炉の燃焼温度を最大50℃上昇させた場合に予測される施設への影響及び対応策を調査した。また、実用炉8ケースを対象に高温燃焼を想定した場合のライフサイクルコスト(LCC)分析を実施し[9]、経済的耐用年数及びコストの変化を推計した。さらに、新設炉における高温燃焼対応策についても検討した。なお、これらの調査は焼却炉メーカーの協力を得て実施した。

3.2.2 研究結果

(1)実炉における燃焼実験

亜酸化窒素への窒素転換率は、フリーボード部における燃焼温度との相関が高く、両者の関係が再確認された。下水汚泥焼却時のフリーボード部温度と、亜酸化窒素及び窒素酸化物への窒素転換率との関係を図2－1に示す。フリーボード部の燃焼温度の上昇に伴い亜酸化窒素への窒素転換率は減少し、排出抑制対策としては850℃以上の高温運転が望ましいと考えられる。一方、燃焼温度の上昇は窒素酸化物の排出増加を招くおそれがあるが、その抑制対策として、フリーボ

ード部での高温燃焼と同時に砂層との温度差を50℃以上に保つ運転が有効であることが確認された。

次に、実稼働流動炉において運転条件を変化させ温暖化ガスの排出量を調査したところ、投入汚泥量及び補助燃料使用量と亜酸化窒素排出量との間に明らかな関係がみられた。単位投入汚泥量あたりの補助燃料使用量と亜酸化窒素排出量との関係を図２－２に示す。本調査では処理能力が160t/日及び150t/日の焼却炉を対象としたが、検討した運転条件の中では、設計値に見合った定格運転において重油/汚泥比が最も小さくなり、かつ亜酸化窒素排出量が最も少なくなった。また、単位投入汚泥量に対する二酸化炭素排出量も定格運転の場合に最小となった。したがって、温暖化ガスの排出抑制には設計能力相当の運転が望ましいことが明らかになった。

(2)温暖化削減効果の試算

ここでは、実稼働流動焼却炉を対象に、高温燃焼させた場合の年間の温暖化効果を実験結果から試算した。IPCC(気候変動に関する政府間パネル)では、温暖化ガス発生量にGWPを乗じて相対的温室効果を算出することとしている。いま、二酸化炭素及び亜酸化窒素における20年後のGWPをそれぞれ1,290とし、二酸化炭素１ktによる効果を１としたとき、試算対象焼却炉における温暖化ガスの相対的温室効果は表２－１に示すとおりとなった。高温燃焼の場合、定格運転に比べ重油使用量が13%増加するが、相対的温室効果は20%減少し、高温運転の有効性が示唆された。今後は、補助燃料使用量の削減を目的とした効率的なエネルギー回収施設の導入等の検討も含め、システム全体としての対応が必要であると考えられる。

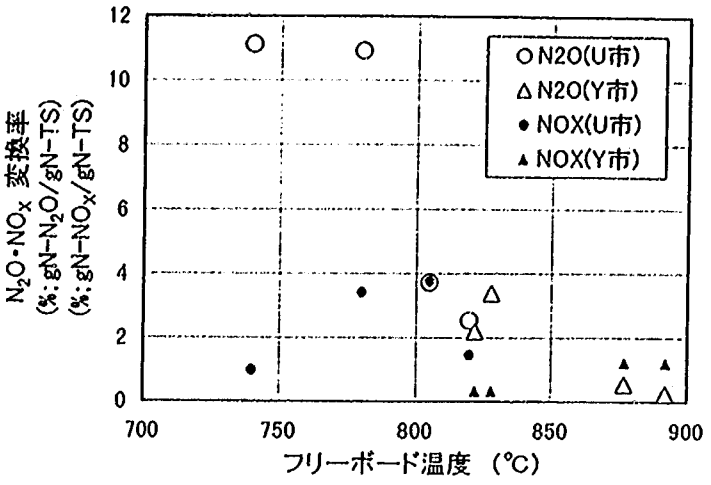


図２－１　燃焼温度と窒素転換率の関係

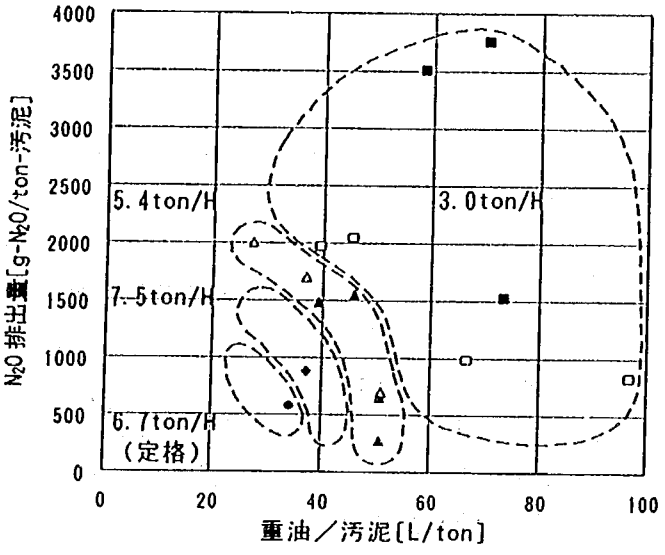


図２－２　重油/汚泥比と亜酸化窒素排出量の関係

表２－１　温暖化ガス排出量及び相対的温室効果

	投入汚泥量 (t/h)	使用重油量 (L/h)	燃焼温度 (℃)	温暖化ガス年間発生量(kt/年)		年間相対的温室効果 (CO_2 1ktの効果 =1)		
				N_2O	CO_2	N_2O	CO_2	計
定格運転	6.7	230	846	0.041	27.4	11.9	27.4	39.3
高温燃焼	6.7	260	870	0.011	28.2	3.2	28.2	31.4

注) 年間汚泥焼却量 =70,070t として計算

(3)焼却施設に対する影響調査

①既設炉における高温燃焼の影響

設計値以上の高温燃焼は補助燃料の使用量を増大させることで可能となるが、炉の排出ガスが最初に送り込まれる空気予熱器(熱交換器)の伝熱チューブ等の損傷が進む可能性が高いことが明らかになった。図２－３に標準的な下水汚泥の流動焼却システムを示す。ただし、その影響の大きさは熱交換器の構造に左右され、炉の排出ガス温度を確実に低下させるため冷却器等の増設が必要となるケースも生ずる。しかし、設置場所や施工条件によっては改造が不可能な施設もあり得ることが指摘された。一方、炉内の耐火物については、補修頻度が増加する可能性はあるものの、大幅な耐久性の低下は生じないと推測された。

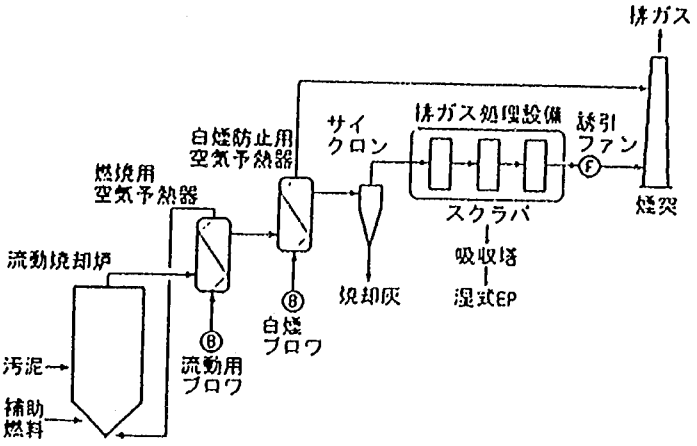


図２－３　標準的な流動焼却施設のシステム

しかし、排ガス処理設備等の能力には制約があり、補助燃料の使用量の増大に伴なって汚泥処理量が低下することが見込まれるため、その定量的把握が必要である。

②LCC分析を用いた実用炉の高温運転の評価

実用炉において設計値以上の高温燃焼を想定した場合の補修費を推計し、実績値に対する上昇率を年間均等価格換算で求めた結果を図２－４に示す。初期には本来低額で済む補修費に高温運転に起因する追加補修分が加算されるため上昇率は高いが、経過年数とともに低下し高温運転の影響は小さくなる。設計値以上の高温燃焼の導入を仮定した実用炉の初期投資と補修費の年価合計の推計例を図２－５に示す。償却率を定額法で算出した場合の年価合計は10年後には1.2～1.3倍上昇するが、極小点で示される焼却システム全体の経済的耐用年数の変化はほとんど見られなかった。

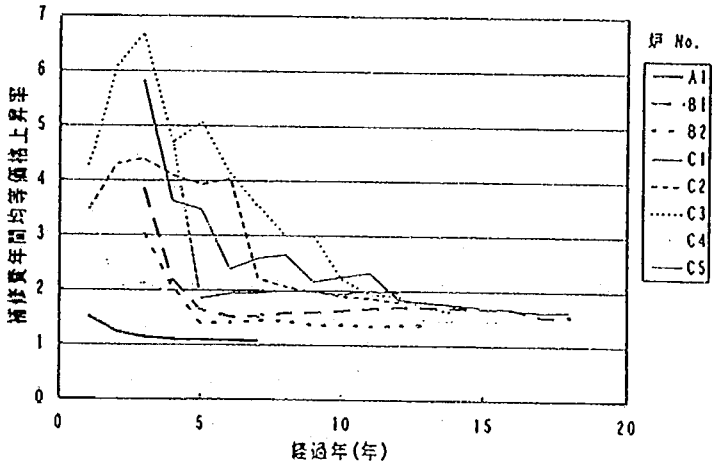


図２－４　高温運転に伴う補修費上昇率の経年変化

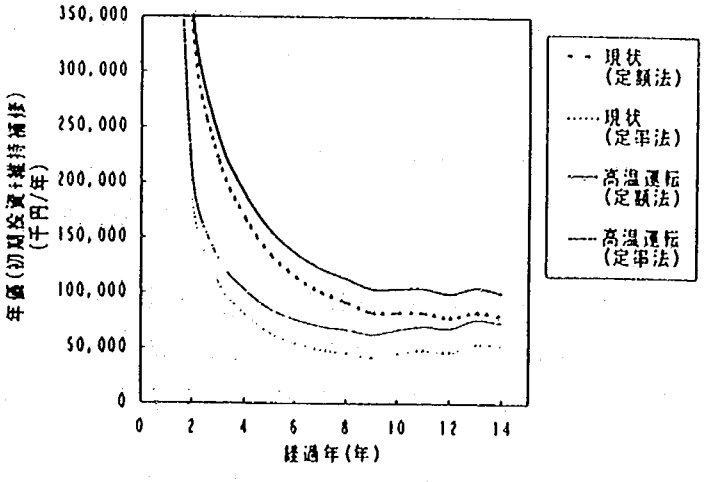


図２－５　高温運転を導入した場合のLCC年価例

③高温燃焼に対応した新設炉の検討

フリーボード部設計燃焼温度を800℃か

ら850℃に上げて流動焼却炉を新設する場合、焼却システム全体の変更はとくに必要なく、処理能力100t/日の機械設備建設費の上昇率は1.6%程度であると見積もられた。

3.3 消化ガスの有効利用

消化ガスは，下水汚泥の嫌気性消化プロセスから発酵ガスとして発生し，その65～70%をメタンガスが占めるエネルギー価の高いバイオガスである。発生した消化ガスは，まず消化槽の加温のために用いられ，そこで余剰となった分が他の用途となる。この量的な関係は施設規模や立地条件によって異なり，規模の小さな施設では季節的に加温用ガスに過不足を生じるケースもある。また，比較的規模の大きな施設では余剰のガスが安定的に多量に発生することから他の処理プロセスの熱源やガス発電，都市ガス等への利用が図られている。平成７年度末時点においては全国の下水処理場775カ所の内，289カ所において嫌気性消化法を採用し，その約８割が処理人口規模が10万人以下の中小規模であり，１万人に満たない処理人口規模でも30カ所ほど稼動している。

本研究においては，消化ガスの完全利用を目指す立場から対象を主に中小規模の施設に置き，そこでの加温用ガスの不足の解消と，少ない余剰ガスの利用価値の向上を図る技術的な方策を見出すことを目的とする。

3.3.1 方法

消化ガスの完全利用を検討するためには，全国レベルにおける消化ガスの発生量を一般化し，加温用消化ガスの過不足を施設規模と地域的な立地条件から季節的な定量化を図る必要がある。このために，消化施設の運転実績データ[10]や気象データ[11]，地中データ[12),13)]等に基づき，全国の消化施設の平均的，一般的な運転成績を求めるとともに消化槽の加温に係わる気温，地温，水温の年間変化の関連化を図り，これらの結果から消化施設の規模や立地条件から余剰消化ガスの季節的な発生率を求めるモデル化を行った。

消化ガスを高度に利用するためには安定的な量の確保と利用先への円滑な移送方法を確率する必要がある。これは既存の都市ガス等におけるガスの貯留と輸送の範疇であり，技術的にも運用上も現在の法体系に基づく規制や基準が適用されることから，関連する法規上の条件等[15)~20)]を調査した。また，現在の消化ガスホルダーは消化槽の加温を主目的とする容量設計，施工がなされており，安定的な有効利用を図るためには更に高度な貯留方法を見出す必要があり，そのための技術を検索するとともに実用性について検討，評価した。

3.3.2 結果

(1)余剰ガス発生率のモデル化

消化ガスの過不足は，消化槽の運転法に基づくガス発生量と消化槽立地の気象条件により決定付けられる。

全国の消化槽の平均的な運転成績は表３－１の通りであった。そして，投入汚泥量とガスの発生量には図３－１の良好な比例関係が認められ，解析上は消化槽の運転法に関係なく，投入汚泥量に対するガス発生率は一定として差し支えないものであった。

表３－１　加温式消化施設の全国集計値（し尿投入カ所は除く）

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

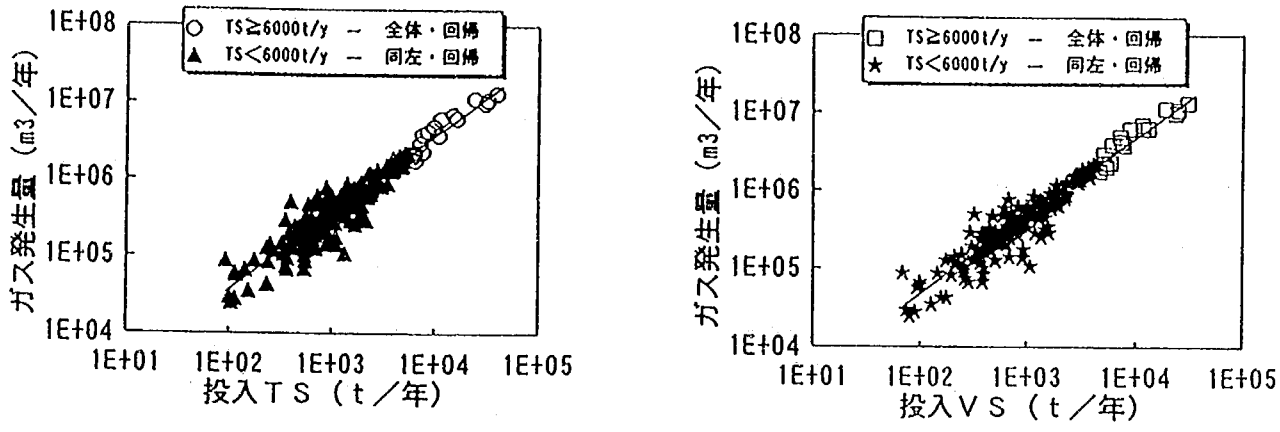


図３－１　投入汚泥（TS、VS）量と消化ガス発生量の関係

一方，外気温度に関しては，図３－２の通り年間の平均値や変化幅は年間の最低値と良好な相関関係にあり，月別平年気温の年間変化は［１］式のｓｉｎカーブで良好に近似できた。投入汚泥の温度はデータが無いために流入下水の温度を代用することとし，これも外気温度と関連付けることができた。これらの統計解析結果を表３－２にまとめた。表中の地中温度に関しては文献13)も適用できる。

$$T = \frac{T_w}{2} \sin\left\{(M-5)\frac{180}{6}\right\} + T_A \qquad [1]$$

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

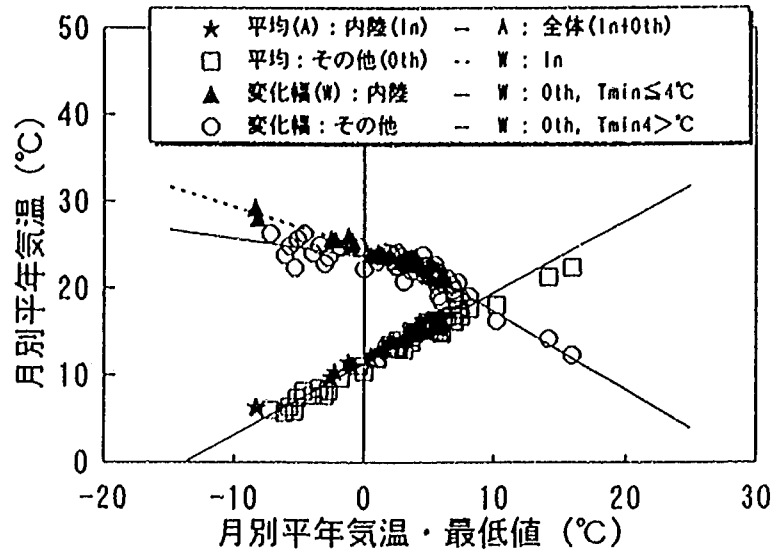


図３－２　気象データの解析結果

表３－２　統計回帰（Y=aX+b）分析結果

Y	X	a	b	Yの標準誤差	aの標準誤差	適用範囲
消化ガス発生量（m³/Y）	投入TS量（t/Y）	368	0	400・10³	5.12	全体
々	々	364	0	169・10³	7.18	投入TS量＜6,000 t/Y
々	投入VS量（t/Y）	479	0	386・10³	6.43	全体
々	々	466	0	158.5・10³	8.59	投入TS量＜6,000 t/Y
月別平年気温平均値（℃）	月別平年気温最低値（℃）	0.819	11.4	0.569	0.0187	
月別平年気温変化幅（℃）	々	−0.461	24.8	0.451	0.0298	内陸部，X≦４℃
々	々	−0.210	23.6	1.013	0.0515	沿岸部，X≦４℃
々	々	−0.900	26.3	0.868	0.0607	沿岸部，X＞４℃
流入下水水温平均値（℃）	月別平年気温平均値（℃）	0.668	9.0	1.012	0.0550	
流入下水水温変化幅（℃）	々	0.171	6.2	1.959	0.1065	
地中不易層温度（℃）	々	0.80	3.7	—	—	文献 3) に基づく

図３－３は，開発モデルの出力結果の一例である。モデルでは，消化槽形状を円柱形とし，槽高さの2/3が地上部にあると仮定した。また，消化槽が触れる地中部温度の月別平均値には外気温度と不易層温度の相加平均値を当てた。熱効率に係わる係数や定数には，メタンガス熱量：8,550 kcal／m³，ボイラー効率：85%，消化槽壁の総括伝熱係数：1.1 kcal／m²／hr／℃を用いた。開発したモデルは，主に熱移動に基づいていること

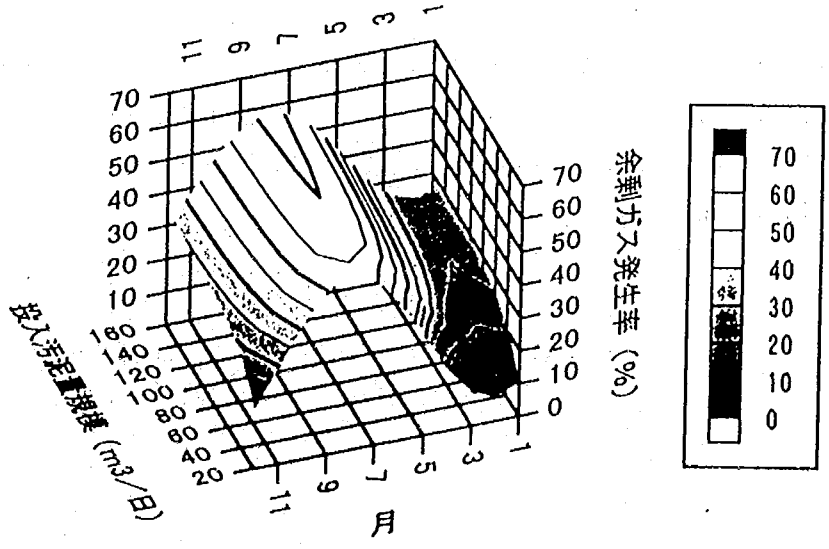


図３－３　開発モデルによる出力結果の一例

から，消化槽の熱効率を高めるための槽形状や地上部／地下部の比，槽壁材質等に係わる設計の最適化にも適用できる。

(2)ガス貯留，輸送に係わる法規上の条件

ガスの貯留や輸送を行う場合には各種の法規が適用されるが，その基本はガス事業法と消防法，高圧ガス取締法，労働安全衛生法の４法に基づくものである。関係する設備については，ガス事業法の中で「ガス工作物の技術上の基準を定める省令」により技術上の詳細が指定されている。また，タンクローリ輸送する場合には上記の法以外に道路運送車両法や車両制限法，道路交通法，貨物自動車運送事業法等も適用される。

(3)消化ガス貯留技術の検討，評価

ガス事業法では，ガス設備の種類が大気圧との差圧に基づくガス圧力により低圧：１kgf/cm²未満，中圧：１kgf/cm²以上10kgf/cm²未満，高圧：10 kgf/cm²以上と大きく分類されている。現在，消化ガスの貯留方法は低圧の有水式や無水式のガスホルダーが主流をなし，僅かではあるが規模の大きな消化施設で中圧の球形ホルダーを適用している事例もある。

ここでは，余剰ガス発生量の少ない中小規模施設における効果的な貯留方法を見出す観点から，消化ガスへの適用事例のない高圧貯留法，メタノール化法，液化法，吸着貯留法について技術上の適用性を検討した結果，吸着貯留法の有効性が示唆された。吸着貯留技術は，活性炭やゼオライト等の吸着材を用いた吸着除去技術を貯蔵，貯留に適用したもの[例えば21)，22)，23)]であり，化学処理プロセスでは生成水素ガスや天然ガスの精製技術として既に確立されているものである。

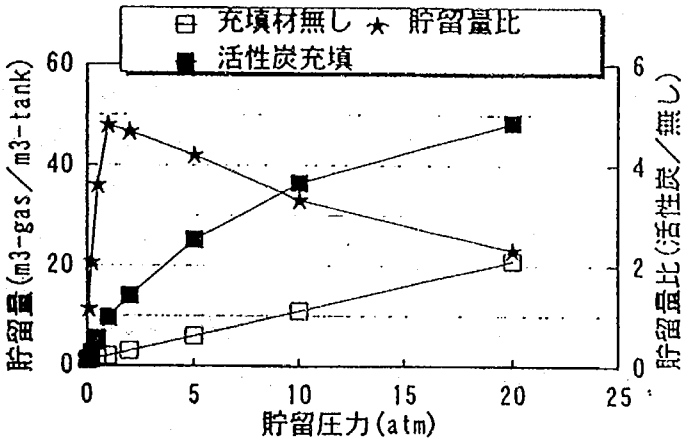


図３－４　メタンガスの貯留能力の比較

吸着貯留法では，その性能が含まれるCO_2ガスやH_2Sガス，水分等の影響を受けることから，必要に応じた純度のCH_4ガスまで精製する必要がある。図３－４は，既往の報告[22)]に基づき，吸着担体に活性炭（空隙率：40 %，充填密度：0.4 g/cm³）を適用した場合のCH_4純ガスの貯留能力を試算した結果であり，メタンガスの吸着貯留法の優位性を示している。図３－５は，発生した消化ガスを空容器に貯留した場合と，消化ガスを精製し，C

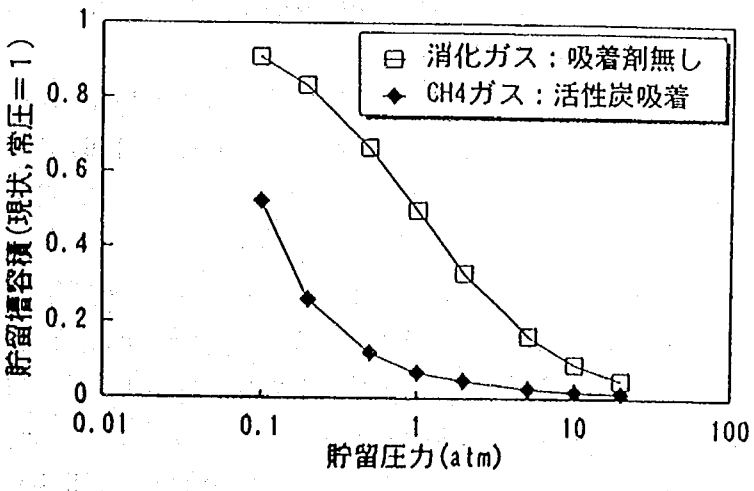


図３－５　吸着貯留法による必要貯留容積の比較

H_4純ガスで活性炭吸着貯留した場合の必要なガスホルダー容量を現状の常圧貯留法（＝１）と相対比較した結果である。消化ガスの加圧貯留を法的な規制，基準からみた場合，10kgf/cm²未満の中圧貯留が技術的にも運用的にも実現性が高い。この中圧貯留の範囲で吸着貯留法を適用するとするならば，従来の6.8～1.3%のガスホルダー容積で対応可能となることを示している。これは，従来ホルダーの貯留量：12 hr相当分容積にて７～38日間相当の貯留が可能となることであり，利用上の量的な安定性が高まるとともに，質的にも高純度のＣＨ₄ガスの利用が可能となり，エネルギー効率の向上と合わせて用途の拡大が図れる可能性が高い方法と言える。

消化ガスの吸着貯留では含まれるＣＯ₂ガスやＨ₂Ｓガス，水分等の影響を受け，その度合いは適用する担体の種類や性状により異なるものと思われる。このために貯留に際しては実用的なＣＨ₄ガス純度まで消化ガスを精製する必要がある。また，貯留圧力と吸着貯留量の関係は，傾向としては適用する吸着担体の種類やその性状に左右されず類似の現象を示すものの，量的には大きく異なる可能性が高い。従って，実用化に際しては消化ガスの精製も含め，担体の種類や性状と吸着貯留能力，入手性，再生性，経済性等の関係を明らかとし，貯留，利用目的に応じた性状，品質の担体を選定する必要がある。

[参考文献]

１）竹石和夫、鈴木穣、松原誠：「下水処理場からの放出量の解明に関する研究」、地球環境研究総合推進費平成６年度終了研究成果報告集、環境庁企画調整局地球環境部、平成７年９月

２）竹石和夫、落修一：「汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究」、地球環境研究総合推進費平成６年度終了研究成果報告集、環境庁企画調整局地球環境部、平成７年９月

３）建設省都市局下水道部：平成９年日本の下水道、(社)日本下水道協会、平成９年

４）建設省土木研究所：「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」、平成４年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3215号、pp. 105-118、平成５年

５）建設省土木研究所：「メタン・亜酸化窒素の放出源及びその放出量の解明に関する研究」、平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3374号、pp. 115-121、平成７年

６）糸川浩紀、花木啓祐、松尾友矩：「高負荷間欠曝気式硝化・脱窒法における有機物制限条件下でのN_2O生成機構」

７）(財)下水道新技術推進機構：「下水道の長期的技術開発に関する基礎調査」、1996年度下水道新技術研究所年報、1/2巻、pp. 45-52、1997年

８）竹石ら，「流動炉における排ガス成分の挙動解明及び削減に関する共同研究報告書」，土木研究所共同研究報告書第147号，1996年

９）尾崎ら，「汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査」，平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料第3528号，pp. 223-228，1997年

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

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

１２）村下敏夫著：「改著－地下水学要論」，(株)昭晃堂，pp. 162-164

１３）湯原浩三，瀬野錦蔵共著：「温泉学」，地人書館，pp. 93-95

１４）「ガス事業便覧－平成７年度版」，(社)日本ガス協会
１５）「都市ガス工業概要－Ⅰ，Ⅱ」，(社)日本ガス協会，平成４年６月，平成６年１月
１６）「ガス工作物技術基準の解説－第５次改訂版」，(株)ぎょうせい
１７）「供給管，内管指針－中圧編」，(社)日本ガス協会，平成２年６月
１８）「機械設備技術資料－Ⅰ，Ⅱ編」，(社)日本ガス協会，平成７年４月
１９）「高圧ガス保安技術」，高圧ガス保安協会，平成７年４月
２０）「ガス事業法令集－平成８年度版」，(社)日本ガス協会
２１）尾谷賢，本田重司，荒木邦夫，山口正巳，石原誼：「道産ゼオライトによる坑内ガスのメタン濃縮（第２報，第３報）」，北海道立工業試験場報告，pp. 203-217，1982年
２２）宮田知幸：「メタンの吸着，吸収と水和物」，RETROTECH，pp. 46-49，Vol. 12，No. 7，1989年
２３）J. Alcaniz-Monge，M. A. dela Casa-Lillo，D. Cazorla-Amoros and A. Linares-Solano，[METHANE STORAGE INACTIVATED CARBON FIBRES]，Carbon，Vol. 35，No. 2，pp. 291-297，1997年

IV．下水道事業調査費による研究

１．下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査

下水道研究室　室　長　笹部　薫
研究員　山下洋正
研究員　深谷　渉

１．はじめに

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

本研究は，これらを総合して雨水対策施設の合理的設計方法をまとめることを目的として，平成５年度から９年度にかけて行ったものであり，最終年度として過年度の調査内容をまとめるとともに，今年度の成果として「屋根雨水の水質測定」，「雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討」および「管路設計法の検討」について報告する．

２．過年度の調査内容

２．１　全体の概要

オフサイト施設の設計の合理化として，貯留雨水の超急速ろ過処理の有効性と課題を示し，また浸水対策・合流改善の貯留施設の実態調査と解析を行った．オンサイト施設の設計の合理化として，雨水利用の実態調査と解析を行い，屋根雨水の水質が雑用水・非常用飲料水利用に適することを示し，また雨水の浸透に伴う地下水水質への影響について検討した．管路網設計方法の合理化として，雨天時合流式下水道特性及び雨水流出の負荷量モデルの検討を行い，また管路設計法の検討を行った．

２．２　オフサイト施設の設計合理化の検討

（１）貯留雨水の処理実験：　貯留施設の雨水利用のための現地処理方式として，超急速ろ過法は水面積負荷量が大きく，敷地面積が小さくてすむという利点がある．ここでは超急速ろ過の汚濁除去能力を明らかにし，現地への適用可能性を検討した．高さ 5.3m，直径 0.5m の２本の鋼製下向流式ろ過塔による実験結果として，ろ過速度 2,000m の場合の平均除去率はSS 40%，BOD 22%であり，ろ過速度 1,000m/日の場合の平均除去率（SS 75%，BOD 40%）と比較するとそれぞれ 50%程度であった．除去率が低下する原因としては，ろ過速度の上昇およびろ材の機能劣化が考えられた．よって，過負荷にならないようにろ過速度を適切に保ち，ろ材の洗浄等で機能劣化を防ぐことにより貯留雨水の超急速ろ過は可能であると考えられた．

（２）貯留施設の実態調査：　全国の下水道事業による浸水対策用貯留施設および合流式下水道越流水対策用貯留施設（計画中も含む）を対象施設として，アンケート形式で実態調査を行った．アンケート項目は，計画（施設の種別等），設計（施設容量，事業費等），運転（排水時間等），維持管理・その他（土砂除去

方式等）とした．アンケート結果より，雨水貯留施設は多額の費用を要するため，多目的利用など便益の大きい施設が望ましいと考えられた．また，代替案との比較あるいは事業効果の予測を行っている施設数はそれぞれ全体の約2割と少ないが，今後も具体的な数字を用いて必ず実施すべきと考えられた．

2．3　オンサイト施設の設計合理化の検討

（1）雨水利用の実態調査：　全国の下水道事業による雨水利用についてアンケート形式で実態調査を行った．アンケート項目は，施設概要，規模，処理方式，水使用用途，実施目的（節水，省エネ等），効果とした．アンケート結果より，雨水利用を実施している 172 施設は，公共施設が約6割，民間施設が約4割であった．雨水利用を行っている施設は，行政の指導により義務的に実施している施設もあるが，多くは自主的に効果があると判断し，積極的に導入した施設であった．節水効果や水道料金節減に一定の効果はでているが，諸経費の増大等の問題を抱えている施設もあった．また水質を計測しているケースが少なかった．

（2）屋根雨水の水質測定：　9年度の結果と併せて後述する．

（3）雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討：　9年度の結果と併せて後述する．

2．4　管路網設計方法の合理化

（1）合流式下水道の雨天時水質特性：　合流式下水道では，降雨初期に，屋根・道路・管きょ内の堆積物による汚濁流出（ファーストフラッシュ）が発生しており，汚濁制御には，年間の雨天時下水の特性の解明が必要である．そこで，排水面積 105ha の合流式下水道地区において，合流式下水道雨天時自動計測システムによる連続観測（計測頻度は晴天時 30 分間隔，雨天時 10 分間隔）を行い，先行無降雨期間・降雨特性とファーストフラッシュとの相関を検討した．結果として，無降雨期間・最大降雨強度と初期汚濁量との相関として，以下の降雨指標を提案した．

降雨指標＝ln（無降雨期間（日）×最大降雨強度（mm））

濁度と SS この降雨指標と濁度増分値とには正の相関があり，降雨指標＝0付近で濁度の増加が頭打ちとなった．また，初期汚濁が観測された率は，最大5分降雨強度や無降雨日数が大きいほど値が上昇し，最大5分降雨強度が 2.0mm 以上，あるいは無降雨日数が4日以上の多くのケースで観測率は 0.5 を越えた．

これらより，初期汚濁を，濁度を計測せずに，降雨予測や流量予測から判断できる可能性が示唆された．

（2）負荷量モデルの検討：　海外では近年，様々な雨水流出モデルや汚濁負荷量モデルがパッケージ化，モジュール化されて制作，販売されており，モデルの原理，取り扱い性など，我が国のモデル検討の参考となる点も多いと考えられるため，我が国への適用性を含めて検討を行った．HYDROWORKS，MOUSE，XP-SWMM の各モデルは，流出の基礎式としてそれぞれ，二重線形貯留タンクモデル，時間面積法・非線形貯留法および非線形貯留法を用いていた．流量と負荷量のシミュレーション結果より，流量では各モデルともにピーク位置・高さが概ね実測値に合致した．負荷量では，各モデルとも概ね波形の追随は可能であるが，ピーク部分で一致をみてもピーク前後のフラットな部分では乖離がみられた．各モデルの我が国への適用性については，汚濁負荷量モデル部分の論理性は問題ないと評価された．

（3）管路設計法の検討　9年度の結果と併せて後述する．

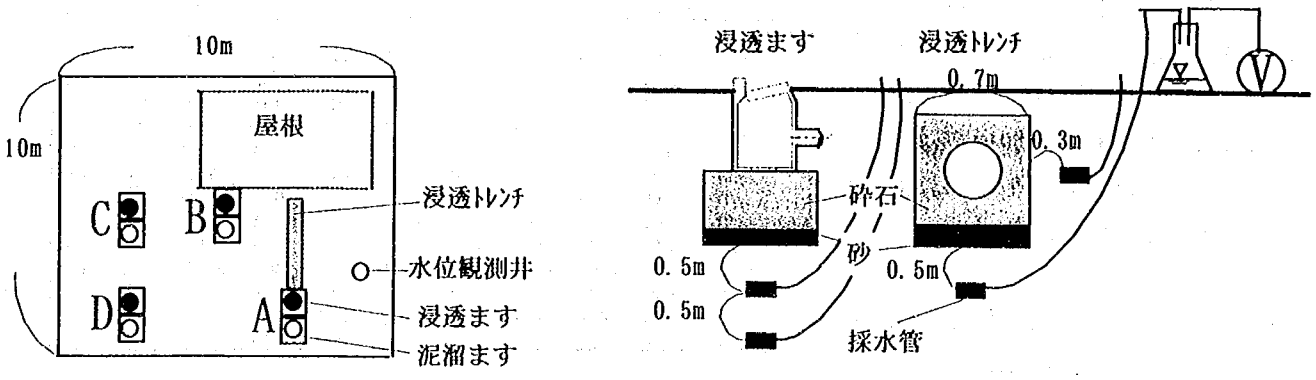
3．研究方法

3．1　屋根雨水の水質測定

オンサイト貯留浸透施設を民間の住宅で普及させるための一つの方策として，貯留雨水の有効利用が挙げられる．この雨水利用が水質的に可能であるかどうかを調査するため，平成５年度より屋根（面積 28m² 相当）への降雨を容量 200L（降雨量約 7mm 相当）のドラム缶に集水し貯留させ，各種の水質項目を測定している．平成６年度より初期降雨（約１mm 相当）を初期雨水として容量20L のポリタンクに分離して集め，それ以降の降雨を初期カット雨水としてドラム缶に集め，それぞれ水質分析を実施した．

３．２　雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討

雨水浸透施設による浸透対象量を増大させるためには，歩道や交通量の少ない道路のみならず交通量の多い道路にまで設置することが考えられるが，路面に堆積した汚濁物質が浸透して地下水が汚染される懸念がある．そこで雨水の浸透に伴う汚濁物質の挙動を浸透実験により検討した．土木研究所構内に浸透実験施設として，図－２に示す泥溜ますと浸透ますからなる二連ます(各 W 0.5m×L 0.6m×H 1.1m)４組と浸透トレンチ(φ0.15m×L 2m)を設置した．路面に散水して得た模擬路面排水および人工的に作成した重金属含有雨水を浸透させて，浸透ますの砂底面下 0.5m 地点よりサンプリングして分析を行った．



図－２　浸透施設の概要

３．３　管路設計法の検討

オンサイト型貯留・浸透施設の治水効果を考慮した管路設計を行うためには，オンサイト型施設の評価計算法を確定する必要がある．そこで，①修正 RRL 法，②メッシュ法，③マルチフィルターモデルの各手法について検討した．流域面積 39.5ha の合流式下水道区域を対象に，総降雨量 13.4mm，最大時間雨量 12.4mm の降雨についてシミュレーションを行い，現状とオンサイト貯留浸透施設が布設された場合とについて，計算値と観測値を比較した．また，メッシュ法の解析手法を簡便化した改良メッシュ法を用いて，合流式下水道区域を対象として，

表－1　貯留浸透施設の設定容量

オンサイト施設	貯留･浸透	番号	計算式	浸透,貯留高
宅内ます	浸透	①	0.005m³/5min/個×250 個/ha	0.625mm/5min
宅内タンク	貯留	②	0.2m³/個×250 個/ha	50m³/ha=5mm
道路ます	貯留	③	0.2m³/個×20 個/ha	4m3/ha=0.4mm
	浸透	④	0.003m³/min/個×20 個/ha=0.06m³/min/ha	0.03mm/5min
道路トレンチ	貯留	⑤	0.1m³/m×300m/ha=30m³/ha	3mm
	浸透	⑥	0.002m³/min/m×300m/ha =0.6m³/min/ha=0.06mm/min	0.3mm/5min
宅内計	貯留	②		50m³/ha=5mm
	浸透	①		0.625mm/5min
道路計	貯留	③+⑤	0.4mm+3mm	3.4mm
	浸透	④+⑥	0.03mm/5min+0.3mm/5min	0.33mm/5min

貯留浸透施設の効果をシミュレーションした．区域内処理人口は約 12,000 人(平成 2 年度末現在)である．計測点における下水幹線の排水面積は約 105ha，区域外からの雨水流入を見込むと排水面積は 144ha である．流域を 10m×10m のメッシュで分割し 100m² のセルを作り，国土地理院の細密数値情報により土地利用状況を決定した．つぎに，亀甲図に基づき 1 つのセルから下水管に流入するセル群を画定し，流域界を土地利用ファイルで表現した．各セル毎の有効雨量を決定にあたり，細密数値情報で得られた土地利用の全工種とも 2mm の初期降雨損失を見込み，各工種毎に流出係数を乗じて算出した．シミュレーション計算に取り入れた貯留浸透施設の容量等を表－1に示す．

4．研究結果

4．1　屋根雨水の水質測定

表－2に平成6～9 年度の初期カット雨水および初期雨水の各水質項目の単純平均値および9年度の最大値を示す．

表－2　屋根雨水排水の水質

項目	単位	初期カット雨水 平均値 9年度	8年度	7年度	6年度	最大値 9年度	初期雨水 平均値 9年度	8年度	7年度	6年度	最大値 9年度	水道水質基準
濁度	(度)	1.4	0.88	1.1	0.7	3	12.1	5.3	3.6	4.4	34	2
色度	(度)	2.4	2.4	4.0	3.8	7	11.6	6.6	9.2	11.7	23	5
SS	(mg/l)	37.6	19	24	10.6	230	408	145	166	290	744	
TS	(mg/l)	64.7	35	37	25	275	520	186	203	290	1081	500
DOC	(mg/l)	3.1	2.9	1.7	1.3	4.4	3.1	3.2	2.7	2.9	5.5	
NH4-N	(mg/l)	0.73	0.46	0.58	0.6	1.7	0.9	0.84	1.3	1	2.3	
NO2-N	(mg/l)	0.02	0.01	0.01	0.01	0.2	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	
NO3-N	(mg/l)	0.68	0.33	0.56	0.54	1.91	0.56	0.40	1.1	0.88	1.8	10
D-CODcr	(mg/l)	6.6	3.8	5.3	6.5	12.44	5.45	25	8.0	9.2	11	
Zn	(mg/l)	0.51	0.26	0.25	0.35	0.76	2.29	0.48	0.53	0.62	6.12	1
Cu	(mg/l)	0.09	0.011	0.008	0.034	0.121	0.374	0.082	0.053	0.11	0.89	1
Pb	(mg/l)	0.07	0.010	0.014	0.095	0.114	0.292	0.036	0.044	0.28	0.71	0.05
Fe	(mg/l)	2.08	0.76	0.84	1.5	10.4	28.9	6.0	7.5	15	57	0.3
大腸菌群数	(個/ml)	10	16	—	—	52	370	195	—	—	2810	0

各年度の平均値はほぼ同様であったと考えられ，初期カット雨水の平均水質を水道水質基準と比較すると，濁度，色度，TS，NO_3-N，Zn，Cu については常に満足していたが，Pb，Fe，大腸菌群数では超過していた．

以上の水質より，日常生活の飲料水としてそのまま供する事は不適であるが，雑用水としては問題がない．ただし誤飲・誤接対策として塩素消毒等の検討を要する．

災害等の非常時において短期間に飲用に供する場合は，重金属の慢性毒性は考慮外であり，急性毒性を起こすほどの高濃度でもないため，大腸菌群に対して消毒剤を使用すれば，利用可能と考えられる．

また，修景用水・親水用水利用における目標水質の基本的水質項目については，濁度（修景用水で 10 度以下，親水用水で 5 度以下）および色度（同じく 40 度，10 度以下）は目標を満たすが，大腸菌群数（同じく 1000 個，50 個／100mL 以下）は超過しており，これらの利用においても消毒処理が必要と考えられる．

4．2　雨水の浸透に伴う地下水への水質影響の検討

模擬路面排水の汚濁負荷濃度は，交通量の異なる地点で差がほとんどなく，路面洗浄の有無の方が影響が大であると示唆された．この模擬路面排水を浸透実験施設に注入し，浸透水の濃度を調査した．供試水濃度が高い場合，有機物や重金属は高い除去率を示したが，供試水の濃度に

表－3　浸透水等の濃度

項目	単位	Run1 浸透供試水	Run1 浸透水	Run2 浸透供試水	Run2 浸透水	水道水質基準
pH		6.06	6.83	6.46	6.49	5.8-8.6
EC	μS/cm	0.406	0.469	0.413	0.248	—
Fe	mg/L	0.445	0.172	0.337	0.043	0.3
Pb	mg/L	0.360	0.009	0.286	0.002	0.05
Cu	mg/L	0.407	0.003	0.287	<0.005	1.0
Zn	mg/L	0.570	0.240	0.490	0.21	1.0
Cl^-	mg/L	66.5	21.6	80.6	4.09	10
SO_4^{2-}	mg/L	27.1	48.4	27.9	32.9	—
Ca	mg/L	6.02	11.3	6.32	4.73	300
K	mg/L	1.42	<1	<1	<1	—
Mg	mg/L	2.62	0.78	2.76	0.342	300
Na	mg/L	12.3	13.3	12.9	11.3	200

よらずに浸透水の濃度は同程度の値を示した．浸透水濃度はほとんどの項目で水道水質基準以下となり，重金属は基準を大きく下回った．人工的な高濃度重金属含有雨水を供試水とした場合の浸透水等の濃度測定結果を表－3に示す．Cu および Pb は 97%以上，Zn は約 60%，Fe は 60～90%程度除去された．除去された重金属は土壌に吸着されたと考えられる．Ca，K，Mg および Na の陽イオンならびに Cl および SO_4^{2-} の陰イオンの濃度変化と重金属の挙動との間に明確な定量的関係は見出せなかった．

重金属の土壌中での挙動は種類ごとに異なり，一般的な陽イオン交換反応の他，特異吸着反応等様々な機構が介在しており，土壌の組成，pH 等にも大きく影響を受ける．しかし，いずれの機構による吸着においても飽和による限界は必ず存在するはずであり，吸着の飽和と土壌中での移動等により，地下水深さまで汚染域が拡大する可能性もある．また土壌の pH 条件の変化等によって，吸着されていた物質が溶出することも考えられる．浸透施設の安全限界を確認しておくためにも，高負荷状態・悪条件下での検証が必要である．

4．3　管路設計法の検討

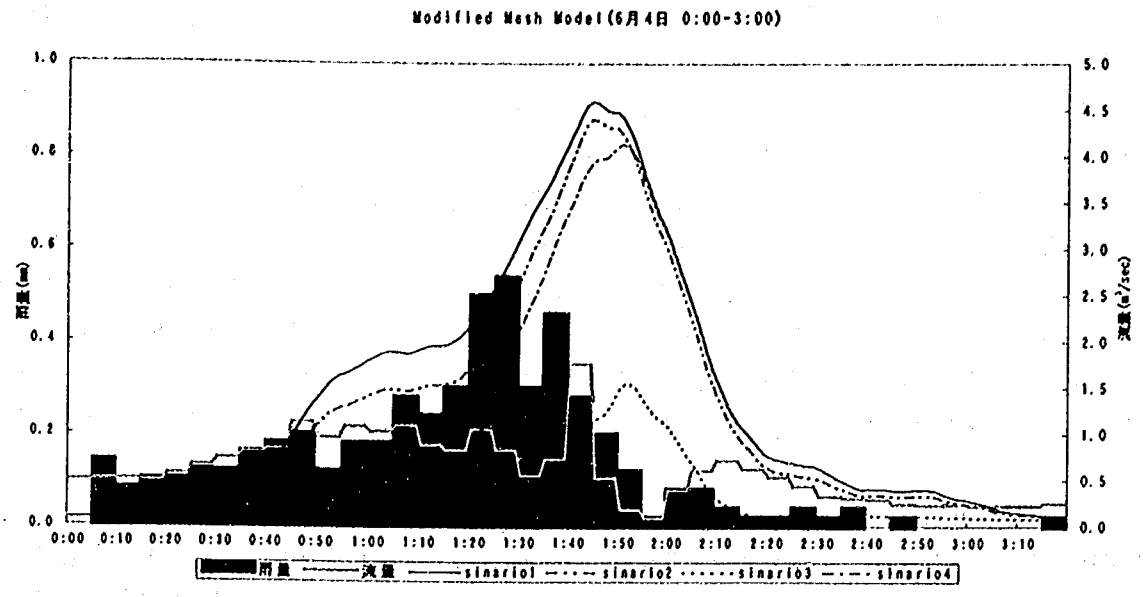
修正 RRL 法，メッシュ法，マルティフィルターモデルの３つのモデルを用いて，オンサイト貯留浸透の設置効果を表現したが，計算結果はそれぞれ大きく異なったため，どのモデルが適切かを判断することはできなかった．これを検証するためには，浸透貯留施設の設置された実流域でのデータが必要である．
改良メッシュモデルによるシミュレーションの結果を，表－4および図－3に示す．

表－4　改良メッシュモデルによる貯留浸透施設の治水効果のシミュレーション結果

項　目		観測流量	sinario.1	sinario.2	sinario.3	sinario.4
計算条件		実測値	対策なし	道路での貯留・浸透	道路での浸透＋屋根雨水の浸透	道路での浸透＋屋根雨水の貯留
Case 1	ピーク降雨量	2.7mm／5min(1:25 の時)				
	ピーク流出量	1.76m³/s	4.62m³/s	4.44m³/s	1.54m³/s	4.62m³/s
	ピーク時間	1:40	1:45	1:45	1:50	1:40
Case 2	ピーク降雨量	3.1mm／5min(20:20 の時)				
	ピーク流出量	0.59m³/s	2.08m³/s	1.62m³/s	0.00m³/s	0.00m³/s
	ピーク時間	20:30	20:46	20:46	－	－

いずれの Case でも，観測流量と比較して過大な計算流量となっており，ピーク高さ・位置にずれがみられる場合がある．また，貯留浸透施設の流出抑制効果の表現としては，例えば Case 1 ではまとまった量の降雨が得られており，Sinario. 3（道路での浸透＋屋根雨水の浸透）で流出がもっとも抑制されている．Sinario. 2（道路での貯留・浸透）は効果が小さく，Sinario. 4（道路での浸透＋屋根雨水の貯留）では降雨開始後しばらくの間は貯留により流出が抑制されているが，貯留容量を超えた時点から急激に流出が増大し，ピーク流量時には抑制効果がほとんどなくなるという結果が得られた．

以上に述べたように，改良メッシュ法は，貯留浸透施設による流出抑制の効果を表現できているが，定量的に十分な精度でシミュレーションできておらず，流出抑制施設の効果の定量的評価を行うためには，モデルの修正が必要と考えられる．修正の方針としては，地表面流および管内流において貯留関数を用いる，土地利用状況による流出率設定を初期貯留と浸透損失による表現（修正 RRL と同様）に変更する，路面排水と屋根排水の流れを別々に追跡する，等が考えられ，改良メッシュ法の簡便性（国土地理院の細密数値情報の利用等）を損なわずに精度を向上させることが，今後の検討課題である．



図－３　シミュレーション結果（Case 1）

４．４　全体のまとめ

オンサイト貯留透施設を定量的に取り入れるため，都市域の下水道雨水対策施設の設計法を合理化することを目指して研究を行い，以下の調査結果を得た．

屋根からの貯留雨水は，Pb，Fe および大腸菌群数が飲料水水質基準を満たさなかったが，雑用水として利用でき，消毒すれば緊急時の飲料水あるいは修景・親水用水として，利用可能であった．浸透マスからの浸透雨水中の Pb および Cu は 97%以上除去され，Fe および Zn は 60%程度除去された．除去は土壌への吸着によると考えられた．改良メッシュ法により，オンサイト貯留浸透施設の治水効果をモデルとして表現できたが，定量的評価には不十分であった．

下水道における雨水対策施設の合理的設計法について，オフサイト施設，オンサイト施設および管路網の設計方法の観点から検討し，多くの有用な成果を得るとともに，今後の調査研究を要する課題を見出した．

５．参考文献

(1) 田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　平成５年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料第 3294 号（1994）

(2) 田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　平成６年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料第 3374 号（1995）

(3) 田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　平成７年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料第 3458 号（1996）

(4) 田中修司他　「下水道雨水対策施設の合理的設計法に関する調査」　平成７年度下水道関係調査研究年次報告書集，土木研究所資料第 3528 号（1997）

２．小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査

下水道研究室　室長　笹部薫
主任研究員　岡本誠一郎
研究員　吉田敏章
交流研究員　金谷寛之
建設システム課　課長　大澤健治
研究員　小林一三

１　まえがき

全国の下水道普及率は 50％を超え、下水道の整備対象が中小市町村にシフトしてきている。下水道建設費に占める管路建設費の割合は 7 割程度と大きく、今後下水道事業の進展を図るためには管路建設費を縮減することが重要である。このような背景を踏まえ、本調査は、中小市町村における管路施設設計・施工の実態および管路建設費の影響因子について調査し、管路建設費削減のための具体的な方策について検討し、基礎的な情報を提供することを目的とする。

平成 7 年度調査では、中小市町村における管路施設設計・施工の実態および管路建設費の影響因子について調査した。平成 8 年度の調査では、標準的な小規模下水道処理区モデルを作成し管渠に関する各種コスト縮減策によるコスト縮減効果を試算した。この小規模下水道モデルによると、小規模処理区の下水管渠網の中で末端管渠の占める割合は本数で 72％，延長で 53％，工事費で 46％と大きいため、末端管渠を対象としたコスト縮減策が効果的であることが分かった [1]。また、計画人口１万人未満の小規模下水道処理区 9 カ所を対象にマンホールの機能別（起点部、直線部中間、方向変化部、会合部）配置状況調査を実施し、その配置分布をもとに、マンホールコスト削減可能な配置提案として①マンホールの代用として小型マンホールを導入する、②マンホール間隔を長くし設置個所を減らす、という 2 つの方法を提案し、それぞれのケースでのコスト縮減効果を算定した。その結果、マンホールの平均間隔は約 30mであり機能別には方向変化部マンホールが全体の 50％を占め、②のマンホール間隔の長スパン化だけでは顕著なコスト削減効果が得られないが、小型マンホールの適切な配置によりコスト削減効果が得られることが判明した。

平成 9 年度は、管渠のコスト縮減策である管渠の緩勾配化について可能性を検討するために調査と実験を行い、設計因子と維持管理上の問題点を明らかにした。また、コスト縮減効果を持つマンホール配置案の可能性や管路維持管理の問題点を把握するために地方自治体を対象としたアンケート調査を実施した。

２　管渠の緩勾配化に関する調査

2.1　はじめに

管路施設建設費縮減のための具体的な方策の 1 つとして管渠の緩勾配化というものがある。これは、管渠の勾配を緩くすることにより土工量を減らし高価な土留め工をできるだけ使わないようにしてコスト縮減を図るものである。

コスト縮減のために末端管渠の勾配を緩くするといっても、管渠内で固形物の堆積が生じないように設計しなければならない。管渠内で沈殿物が堆積しないようにするために、現行の汚水管渠勾配の設計方法 [2] では、「計画汚水量（計画時間最大汚水量）に対して満管流速が最小流速 0.6m/s を確保し、下流に行くに従い満管流速を漸増させ、下流に行くに従い勾配を緩くする」ように勾配を設計することとなっている。この設計方法が管渠内の実態とかけ離れていると考えられる点が 3 点挙げられる。1 点目は、最小流速の基準は砂粒子を掃流するための限界掃流力から来ていると考えられている [3] が、末端汚水管渠へは砂や土砂の流入は少なく、糞塊等の固形物（密度が小さく粒子状物体ではない）の流入がほとんどであると考えられることである。2 点目は、現行の設計方法では流速を満管時のものとしているが、末端管渠では管径が最小管

径によって決まっているため余裕が大きく、満管流速以上の流速が得られる半管以上の水深になることはない、と考えられることである。3 点目は、現行の設計方法では管渠の流れを定常流と捉えているが、末端管渠では汚水流量の時間的変動が大きいため非定常の流れと捉えるべきであるということである。

以上のことを踏まえ、末端汚水管渠内の実際の流下状況に即して勾配を設計することによって、現行の設計方法よりも勾配を緩くすることの可能性について検討した。この検討のために、実際の末端管渠を対象として固形物等の流下状況を調査し、実物大の実験施設を用いて固形物の搬送に関する実験を行った。

2.2 末端汚水管渠内流下状況調査

(1) 調査の内容

実際の末端汚水管渠での汚水の流下状況、汚水管に流入してくる固形物、また固形物が汚水により搬送される状況を把握するために、管渠内に点検用自走式カメラを入れて管渠内の現象を記録・観察した。調査時間帯は、汚水管渠に汚水の流入があると考えられる 5：30 より 23：00 である。

(2) 調査対象地点

調査した管渠は、S 県 H 市内の末端汚水管渠（最上流端より 2 スパン）の 2 地点（調査地点 A，調査地点 B）である。調査地点 A は、勾配が 8‰程度と大き目であり、排水のある取付け管数は 1 スパンあたり 9.5 と大きい。調査地点 B は、勾配が 2‰程度で現行設計方法による最小勾配であり、排水のある取付け管数は 1 スパンあたり 3 と小さい。2 地点の概要を表 1 に示す。なお、どちらの地点も布設・供用されてから、汚水管渠の流下機能障害や悪臭発生などの苦情はなく清掃も行われていない。

表 1　末端汚水管渠内流下状況調査の対象地点の概要

		管径 (mm)	管材	勾配 (‰)	満管流速 (m/s)	排水のある取付け管数	下水道使用人数 (人)	延長 (m)
調査地点 A	全体			7.7	1.2	19	79	98
	最上流スパン	200	塩ビ管	7.6	1.2	6	31	49
	2 番目のスパン	200	塩ビ管	7.9	1.2	13	48	49
調査地点 B	全体			2.4	0.66	6	25	101
	最上流スパン	200	塩ビ管	2.6	0.69	3	13	50
	2 番目のスパン	200	塩ビ管	2.2	0.64	3	12	51

(3) 調査結果と考察

①固形物について：本調査では、汚水管に流入する固形物は汚物とトイレットペーパーがほとんどであり、それ以外のものは観察できなかった。汚物は崩れた状態もあれば、形状が保存されていて長さが 50mm 程度の大きいものもあった。また、水深 10mm 程度に相当する水際の管内壁に薄い有機性の付着物が存在していて、それが時折剥離して流下していた。

②汚水の流れについて：末端管渠では、汚水の流下がない時間が多く、朝と夕方になると流れが多くなり大きな流量も見られた。取付け管から本管に流入した直後の汚水の流れは、射流のような流速の大きな流れである。流量が最大のときでも、水深は 10mm から 30mm 程度であった。以上のような流れになるのは、収集家屋数が少ないため排水量自体が少ないこと、排水が重なりにくいことという末端管渠の特徴によると考えられる。

③汚物の搬送形態・停滞状況について：崩れていない汚物は常に搬送されるのではなく、水量が小さく水深が汚物より小さい流れのとき（このような流れがほとんどである）は、汚水だけが先に流れる現象が多く見られ停滞しがちである。停滞している汚物は、大きな水量のときやトイレットペーパーが絡まり水深が上昇したときに、汚水に浮遊しながらか転がりながら搬送されることが観察された。汚物を搬送するための臨界の水深が存在するとは言い難く、管渠のわずかな撓みや管渠の継ぎ手で搬送されていたものが停止することも観察され、搬送・停滞の条件の境界は微妙であると考えられる。以上のような汚物の停滞・搬送の現象は恒常的に起こっていて、1 日単位でみると汚物の堆積が進んでいくということはないと推測される。

④汚物停滞と勾配について：調査地点 A と調査地点 B とでは、調査地点 B の方が汚物停滞の頻度が高いと

判断される。この理由は、勾配が小さいということが考えられるが、家屋数が小さく排水量が小さいということも考えられる。

⑤最上流端の現象について：最も上流側にある取付け管より上流側の管渠内では、黒い堆積物が 10mm から 30mm ほどの深さの堆積物が連なっている。これは砂や土砂ではなく、汚物が変質したものと推測される。この堆積の現象は、「取付け管より流入する汚水が管壁に衝突して流れが上流と下流に分かれ、このため上流の方に汚物が運ばれることがあり、汚水が引けた後は汚物が残される」という現象が繰り返され、さらに上流からの汚水の流れはないので汚物が堆積していった、と説明されると考えられる。しかし、最も上流側にある取付け管より上流側の管渠内の堆積状態はおおよそ平衡状態であり、今後、堆積物量が大きく増えていくことはないと考えられる。

⑥汚物停滞の問題点について：本調査では、管渠内の汚物停滞によって、汚水が引けるのが遅くなったり汚水の若干の停滞が見られたが、基本的に汚水は停滞している汚物の側方を流下するので汚水の流下に関しては支障がなかったと言える。また、③で述べた汚物の停滞や、⑥で述べた最上流端管渠での汚物の堆積が起こっていても、管渠内の堆積物が引き起こす問題と考えられる「周辺環境における悪臭や蝿・蚊の発生」は見られなかった。

2.3 末端管渠での汚物搬送に関する実験

(1) 実験の背景

末端管渠における、管渠内の主な固形物である汚物の搬送される距離と、管渠勾配の関係について調べるために、実物大の実験装置を用いて実験を行った。

既に、排水設備の分野では、節水型便器の実用化に伴う洗浄水の減少が排水管の閉塞に与える影響や、排水管内での停滞がない排水設計について研究が進められており、搬送距離が指標となっている。下水道の分野でも、管渠勾配と汚物の搬送距離との関係について実験され[4]、排水設備の会合桝から次の汚水流入点までの距離に応じて管渠を設計することが「小規模下水道計画・設計指針（案）」に記述されている。

必要とされる搬送距離としては、マンホール間隔（約 30m～約 50m）と取付け管の間隔（約 2m～約 20m）が目安と考えられる。

(2) 実験内容

トイレから排出される汚物は排水設備、取付け管をへて汚水管に流入するが、汚物が汚水管に流入してから流下する距離を、勾配を変えて測定した。本実験で用いた実験装置を図 1 に示す。管径は小規模下水道の最小管径である 150mm であり、設定した勾配は 1.5‰，3.0‰，6.0‰の 3 通り（それぞれの満管流速は 0.43m/s，0.61m/s，0.87m/s）である。つまり 3.0‰が現行の設計方法による最小勾配である。実物の汚物を実験で使うことは困難なため、形状が保存されている固めの汚物を想定して、代用汚物（図 2，材質：PVA スポンジ，湿潤状態の比重 1.05）を用いた。実験の具体的な手順としては、先ず、水分を十分吸収させた代用汚物 4 個と 1m の長さのトイレットペーパー 3 枚をトイレに投入後、洗浄水（トイレタンクの容量 12L 程度）によりフラッシュさせた。そして、代用汚物 4 個が停止した位置をそれぞれ測定した。同様の手順を 6 回繰り返した。

また、トイレットペーパーが汚物の搬送に与える影響が調べるために、トイレットペーパーを投入せずに代用汚物のみをトイレに投入するという条件でも実験を行った。ただし、勾配は 3.0‰，6.0‰とした。

さらに、本管内に停滞している汚物が比較的大きな流量が流れるときにどれほど搬送されるかを調べるために実験を行った。具体的には、本管内に代用汚物 4 個を置き，浴槽排水や洗濯排水を想定して 30L，60L，90L の水を流すことによって、代用汚物が搬送されて停止する位置を測定した。代用汚物を置いた位置は 4.0m，8.0m，19.5m である。なお、勾配は 6‰と固定した。

(3) 実験結果と考察

勾配と搬送距離の関係を図 3 に示す。ここで言う搬送距離とは、6 回投入した代用汚物のうちの最初に投

入した代用汚物4個が、6回の排水により搬送された距離の平均で定義されるものとする。図3より勾配が大きいほど搬送距離が大きいことが分かるが、現行設計方法による最小勾配である3.0‰の場合とその半分の勾配である1.5‰の場合では、搬送距離は約4mほどでありほとんど同じである。現行設計方法による最小勾配である3.0‰の倍の勾配である6.0‰では約8mほどの搬送距離であるが、3条件とも搬送距離は4m～8mであり、住宅が集中している地域における取付け管の間隔とほぼ同程度の長さである。よって、取付け管間隔が比較的小さい市街地の管渠では汚物の停滞は少なく、住宅密度が低い管渠では汚物が停滞しやすいと予想される。

トイレットペーパーを投入しなかった場合の搬送距離の結果を図4に示す。図3と図4を比べるとトイレットペーパーがある場合の方が搬送距離が大きいことが分かる。これは、トイレットペーパーが管渠に投入されるとトイレットペーパーが代用汚物と一体になることにより汚水を上流側にためやすくなり、汚水から大きな力を受けるようになるからである。

排水量と搬送距離の関係を図5に示す。勾配が6‰の場合は、少なくとも60Lの排水量があれば、管渠内に停滞していた汚物は取付け管から30m程度まで搬送されることが分かった。

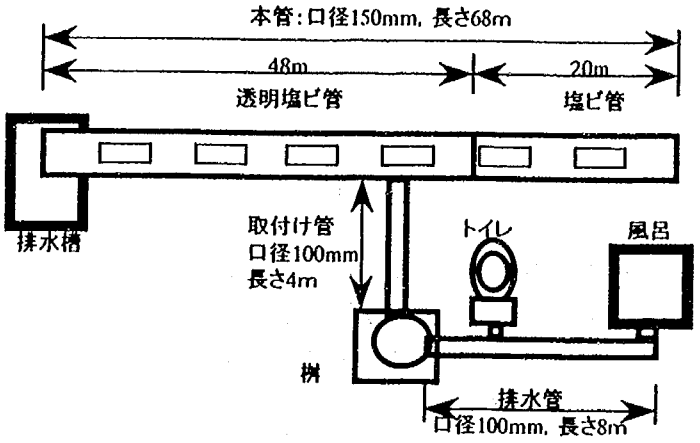


図1 勾配可変型管渠実験装置

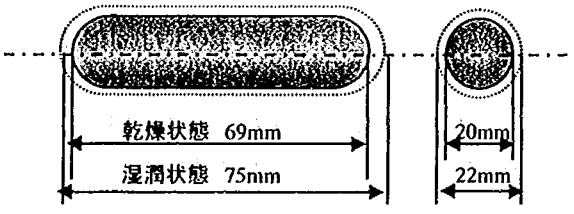


図2 代用汚物

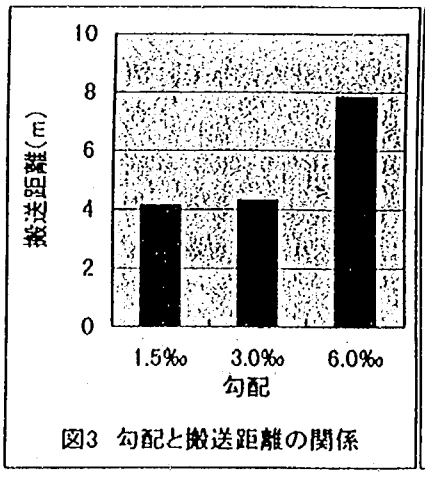


図3 勾配と搬送距離の関係

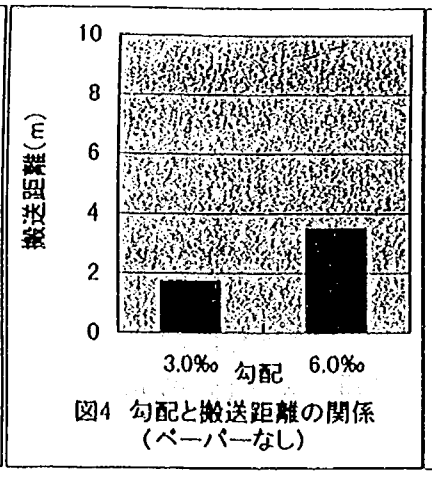


図4 勾配と搬送距離の関係
（ペーパーなし）

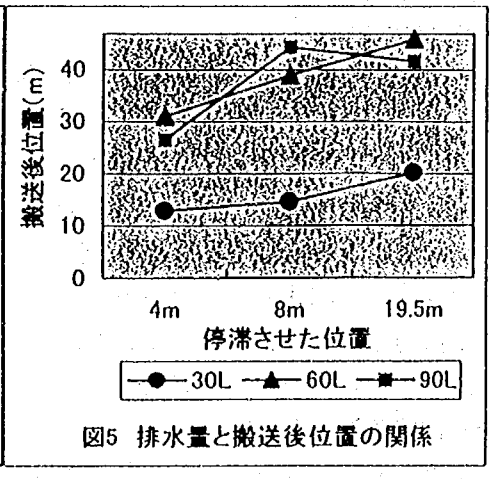


図5 排水量と搬送後位置の関係

2.4 まとめ

流下状況調査より、以下の①，②が分かった。①末端汚水管渠では、固形物の流入は汚物とトイレットペーパーがほとんどであり汚水の流量が小さいため、現行設計方法による勾配でも形状が保存されている汚物が速やかに搬送されていはいない。②最も上流側にある取付け管より上流側の管渠内では、汚物が変質したものと思われる堆積物（深さ10mmから30mmほど）が連なっている。

また、汚物搬送実験より、現行設計方法における最小勾配である3.0‰とその倍の勾配である6.0‰では、図3のように搬送距離はそれぞれ4m，8mと短かいことが分かった。これは、流下状況調査で観察された

末端管渠では基底流量のようなものが存在せず汚水の流入が連続的にはないので、汚水の流れは単発的な流れである。よって、汚水の引いた後に汚物が搬送されなくなり停滞するという現象が恒常的に生じていて、汚物が完全に搬送されるという条件によって勾配を設計することはできない。

以上より、今後の課題としては、短い時間で見ると停滞がある程度生じているが 1 日などの長い時間で見ると停滞が進まないという条件によって勾配を定めることが適切であると考えられるので、そのための実験的な検討を進める必要がある。

3 マンホール設計手法に関する調査

3.1 調査の概要と方法

(1) 調査概要

マンホール間隔の長スパン化や小型マンホールの導入は、管渠・マンホールの点検、清掃、調査、修繕等の維持管理性を困難にする方向となるため、平成 9 年度は、地方自治体を対象としたアンケート調査を実施し、管渠の維持管理実態を把握すると共に、コスト削減効果を持つマンホール配置案の提案とその管渠維持管理の可能性、問題点について調査を行った。

(2) 管渠の維持管理に関するアンケート調査

アンケートの配布都市及び内容は表 2 の通りである。政令都市以外の下水道事業着手都市は、計画人口 5 万人以上、供用開始後 25 年以上経過する分流式が主な都市又は年間管渠清掃延長 5km 以上の都市など管渠の維持管理を積極的に取り組んでいると思われる都市である。また、政令都市には小型マンホールやマンホール間隔の長スパン化に関し具体的な配置ケースを設定し、その維持管理性について調査を行った。

表 2 アンケート配布都市及び内容

(ｱﾝｹｰﾄ回答数／ｱﾝｹｰﾄ配布数)	政令指定都市	下水道事業着手都市	計
管渠の維持管理実態調査	12/13	76/84	88/97
小型マンホールの採用実績	12/13	76/84	88/97
小型マンホール配置パターン別の維持管理性	12/13		12/13

3.2 研究成果

(1) 管渠維持管理の実態

本調査対象のほとんどの都市で巡視点検、清掃、各種管内調査、修繕改築などの維持管理を実施している。各維持管理項目の頻度は、[平成８年度維持管理実施延長（m）／平成８年度総管渠延長（m)] で表現すると、ほとんどの都市で巡視点検 10％未満、管内清掃 4％未満、管内調査 2％未満、修繕改築 0.2％未満である。供用開始 25 年以上の都市においても巡視点検が 10 年に 1 回、清掃が 25 年に 1 回程度と実施頻度はかなり少ないことがわかる。

マンホールの最も基本的な機能は人間が中に入ることができる点にあるが、図 6 のように約半数の都市では巡視点検時に実際マンホール内に入って点検を行っており、人が入るという意味でのマンホールの必要性は依然高いことが分かる。

維持管理上の選定基準については、巡視点検結果をもとに清掃、管内調査、修繕などの必要箇所を選定している都市が多く、維持管理の出発点として巡視点検の重要性は非常に高いことが判明した。

(2) マンホール機能別重要度

各都市において判断する各維持管理項目別及びマンホールの機能別（起点部、直線部中間、方向変化部、会合部）重要度の例を図 7 に示す。起点、直線中間、方向変化小のマンホールでは人が入る必要性はあまりない又は小型マンホール化可能との回答比率が多く、清掃、管内調査、補修においても同様の結果が得られた。起点、直線中間、方向変化小のマンホールはマンホールの削減又は小型化を検討する余地があることがわかる。

(3) 小型マンホール配置パターン別の維持管理性

政令市を対象とした小型マンホール配置パターン別維持管理可能性の調査では、図8，図9に示すように小型マンホールを連続的に配置する場合やマンホール間隔を 50m以上とする場合には維持管理が可能と回答した政令市は減少する。一方、清掃の面では図の各パターンでも維持管理可能との回答が得られ、小型マンホールの利用やマンホール間隔の長スパン化の可能性が示唆された。

(4) コスト削減可能なマンホール配置案の提案

各都市の維持管理の実態から見て重要度の低い起点、直線部中間、方向変化角度小のマンホールについては小型マンホールと通常マンホールを交互配置することによって、維持管理面にさほど支障なくマンホールコストを削減することが可能と考えられる。しかし、小型マンホールの連続配置やマンホール間隔の長スパン化は維持管理の出発点である巡視点検や管内調査の面において困難な面が多く、人が入れない管渠区間も発生することから、現時点での導入には問題があるものと思われる。

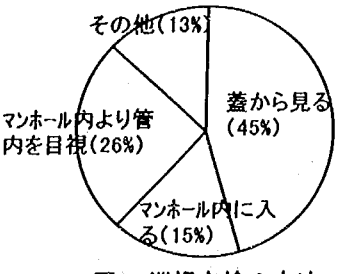


図6 巡視点検の方法

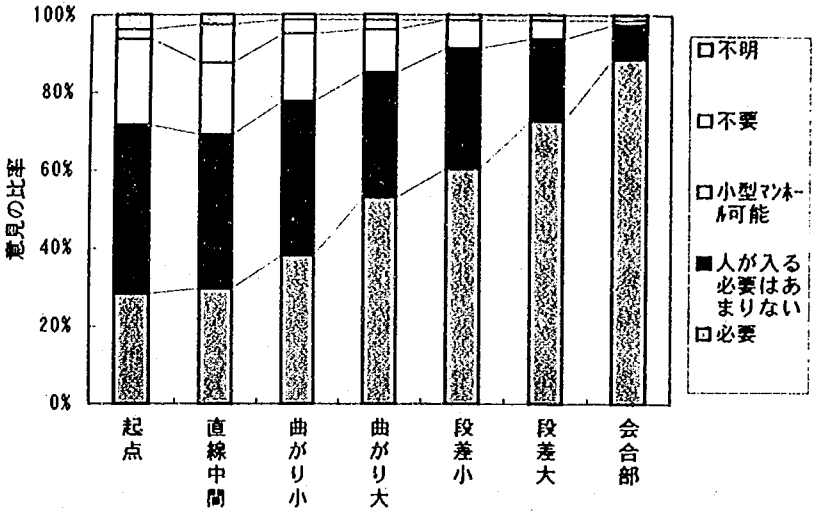


図7 マンホールの必要度（巡視点検）

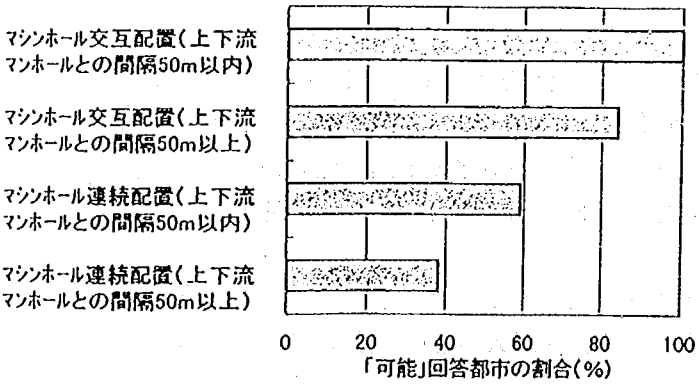


図-8 マシンホール配置パターン別維持管理性(巡視点検)

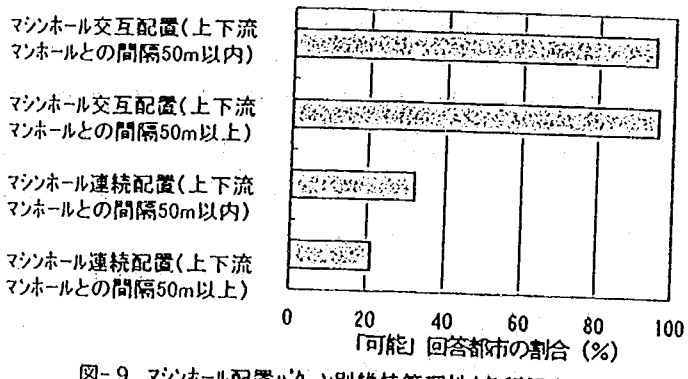


図-9 マシンホール配置パターン別維持管理性(各種調査)

参考文献

1) 小川文章　他「小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査」，土木研究所資料　平成 8 年度下水道関係調査研究年次報告書集，平成 9 年 10 月

2) 日本下水道協会「下水道施設計画・設計指針と解説　1994 年版」

3) 鎌田元康「横走管の最小必要流速について」，季刊　給排水設備研究，第 3 巻，第 2 号，p.48～p.62，1980 年 12 月

4) 建設省都市局下水道部，日本下水道事業団「小規模下水道に適した施設の実用化に関する調査」，昭和 57 年 3 月～昭和 60 年 3 月

3．管渠の整備効果に関する調査

下水道研究室　室　長　笹部　薫
主任研究員　岡本　誠一郎
研　究　員　吉田　敏章

1　はじめに

これまで、下水道などの排水処理施設の計画に際しては、主に建設・管理コスト面から最適な整備手法を選定するのが一般であり、整備後に得られる効果まで十分に考慮した計画手法は確立しているとは言いがたい。これは下水道サービスがシビルミニマムであるとの認識のもとに、下水道普及率向上を目標として事業を推進してきた経緯もあるが、下水道による周辺環境改善や公共用水域の水質保全など環境面の効果を明確に評価する手法が普及していないことにも一因があったと考えられる。また、公共事業の効率性・透明性を確保し、行政の立場として公共事業執行の説明責任を果たすという観点からも、事業の効果を明確にし便益を評価することは重要な事項である。

一方、近年では、仮想評価法(Contingent Valuation Method：CVM)やヘドニック価格法等の手法を適用した、環境整備の便益評価に関する研究が精力的に行われつつあり、海外では環境に関する政策決定や行政手続き上のツールとしても利用されている。

こうしたなかで、環境保全を目的とする代表的社会資本である下水道についても、整備による環境便益を適切に評価し、これを考慮した計画手法の確立が望まれている。

2　調査の目的

本調査は管渠の整備効果を明確にするとともに、その合理的な評価手法について検討することを目的とする。下水道の整備効果のうち、管渠の整備効果に焦点を当てたのは、以下のような理由からである。下水道は集合型処理方式に属し、集合型処理方式に固有である管渠システムの存在は、他の排水処理形態（合併処理浄化槽などの戸別処理方式）との最も顕著な違いとなっていること。そして、下水道施設建設費の7割以上は管路建設費である現状から、管渠の整備効果を明確にすることは公共事業の費用効果分析の観点からも重要であり、管渠システムの効果を的確に評価した場合、排水処理施設の方式（個別処理又は集合処理）選定に影響してくる可能性があること。

なお、本調査は下水道管渠による整備効果のうち分流式下水道の汚水管整備による効果に着目して検討するものであり、以後断りのない限り「管渠」は分流式下水道の汚水管を指す。

本調査は平成8年度より平成9年度までの2カ年にわたる調査であるが、平成8年度は下水道管渠の整備効果について文献調査により整理を行い、下水道未整備地域における整備効果の発現について現地踏査と住民ヒアリングにより調査した。また、管渠の整備効果が属する環境質の向上という価値（非市場財の価値）について、評価手法を文献調査等よりまとめて、現地調査の結果を踏まえて評価の適用について考察した。[2] 平成9年度は本調査の最終年度として、二段階二項式CVMによる管渠整備便益計測のケーススタディを行なった。さらに、現地調査により定量化結果の検証をし、管渠整備便益計測に関する考察を行なった。

3　過年度（平成８年度）調査の概要

3.1　管渠整備効果の具体的項目

これまでに下水道の整備効果の評価手法について検討された文献[1]等から、管渠整備により効果が発生すると考えられる項目を抽出した。さらに10都市17カ所で現地踏査を行い、抽出した効果がどの程度発生すると予測されるかを調査した。結果の概要を表－１に示す。

管渠整備による効果は、主に家庭等からの汚水が周辺に滞留することなく、速やかに排除されることにより現れる効果であり、確認された項目も多くが周辺環境の改善効果及びその波及効果として整理される項目であった。このうち特に発現頻度の高かった効果は「悪臭の防止」及び「街並みの景観向上」であった。

表－１　確認された管渠の整備効果（現地調査）

項　　目	効果の発生が予測された箇所数	文献1)
【周辺環境の改善】		
悪水路がなくなることによる環境の向上		
・悪臭の防止	13	○
・清掃作業の軽減	6	◎
・街並みの景観向上	11	○
・安全性向上（幼児等の事故減少）	3	◎
・ハエ・蚊など害虫の減少	4	◎(注1)
暗渠化等による土地利用の促進	5	◎
排水の速やかな排除（滞水の軽減）	5	◎
地域内水路の清流の復元	7	○
伝染病被害の軽減	不明	○
観光客の増大	0	○
【トイレの水洗化】		
浄化槽管理からの解放	3	◎(注2)
【雨水の排除】		
浸水家屋・路面の清掃消毒作業の軽減	2	○
【その他】		
住宅・宅地供給の促進（地域経済への波及）	不明	○

◎…文献1)で、効果の計量化が比較的容易とされ算定法を提示
○…文献1)で、効果は認められるが計量化が困難とされた項目
(注1) 資料収集が困難で他の効果額と比べて小さく、計量化を省略してもよいとされている
(注2) し尿浄化槽の維持管理費、宅地占用費、汚泥収集費として算定

3.2　効果と地域条件

現地踏査及び住民ヒアリング結果から、管渠の整備効果について以下の結果を得た。

(1)管渠整備効果の受益範囲

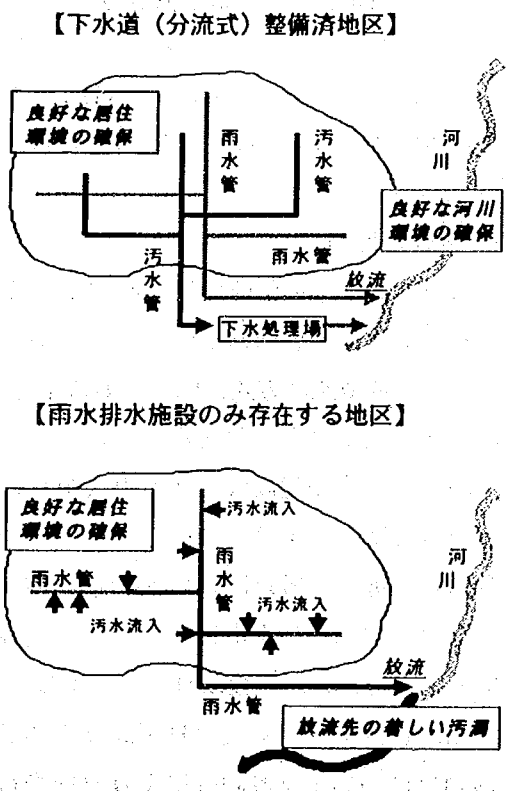
管渠整備による効果の受益対象者は、住宅地においては調査対象地区内及び近隣の住民にほぼ特定されると判断された。一方、不特定多数者が集まる商業地・観光地等では受益対象者の範囲が広がるため、住宅地とは区別して考える必要がある。

(2)管渠整備効果の地域特性

管渠整備による効果は、地区内の水路量が多いほど、また地区の排水性が悪いほど発現する頻度が高いと推定された。しかし土地利用状況とは明確な関係が見られなかった。

(3)下水道未整備地域の周辺環境の実態

下水道による周辺環境の改善効果が一般に顕在化しないのは、下水道未整備地区でも雑排水は雨水排除施設（道路側溝、雨水管等）を経て居住地区外へ排除されていることが主因であると思われた。一方でこうした地域の雨水管等の放流先は汚濁が著しいが、その地域の住民はこのような河川等の汚濁状況を目にする機会は少ないと思われる（図－１参照）。



図－１　雨水管による汚水排除と周辺環境

4 管渠整備による便益の計測

4.1 調査方法

4.1.1 評価対象

管渠整備による便益の計測対象は、過年度の調査結果を踏まえ、管渠整備による悪臭の改善、見た目（景観）の向上、清掃作業（ドブさらい）の軽減、ハエ・蚊などの害虫の減少という 4 項目とした。このうち後二者は、表－１では必ずしも確認箇所数は多くないが、過年度調査の住民ヒアリング時にこの効果を指摘する声が比較的目立った[2]ため、今回の計測対象としている。

4.1.2 評価対象地域

本調査では、下水道未供用の地域において、下水道が供用された場合の周辺環境改善効果を評価するのであるが、現在わが国の人口 5 万人未満の都市は下水道整備が著しく後れている（処理人口普及率 18%：平成８年度末）ことから、調査対象地域はこうした都市の平均的な例と見なせる茨城県水海道市及び東町を選定した。この 2 都市の概要は表－２のとおりであり、2 都市とも既に下水道事業や農業集落排水事業に着手しているが、水海道市の一部地区の集落排水事業を除き下水道等が未供用である。

表－２ 調査地域の概要

平成９年度末データ

調査都市	水海道市	東町
面積(km²)	79.68	61.49
人口(人)	41,738	12,896
世帯数	11,709	3,215

4.1.3 評価手法

4.1.1 に示す便益を計測するための手法として、その手法が適用可能な評価対象の範囲が広いこと、評価対象が比較的住民に身近でアンケート被験者に伝達しやすいと考えられる等の理由から、CVM を適用することとした。また、評価には二段階二項選択方式の CVM を用いた。

また、この CVM のためのアンケート調査に加えて、調査地域の地域条件等を把握するための現地調査を実施して、CVM 調査結果の検証を試みた。

4.1.4 CVM について

CVM は意識分析の代表的手法で、評価対象財の内容を被験者に説明した上で、その財の供給に費用を要するとした場合に、支払ってもよいとされる最大額を尋ね、得られた支払意思額（Willingness to Pay : WTP）を基に評価対象財の価値を計測する手法である。CVM は基本的には評価対象範囲を問わないという特長がある一方、精度の高い評価のためにはバイアス回避に十分配慮した調査デザインが必要となる。二項選択方式は、被験者にある金額を提示して支払うか否かを Yes/No で回答してもらう方法で、この方式は、「開始点バイアス」「範囲バイアス」や、一般的条件で「戦略バイアス」が存在しない[3]など、比較的バイアスが少ない。また「X円以上支払う意思はあるか」という質問を２回行う二段階方式は、一段階より信頼区間を狭めることが出来るので、統計的効率性を高めることが出来るため、近年よく用いられている。

二項選択方式の分析モデルには、生存分析モデルを用いた。生存分析モデルは、製品の信頼度計算などに用いられる手法で、あるインターバルのうちに事象が生起する確率からモデルを構築するものである[4]。ここでは支払意思額ｙのときに回答者が選択肢ｉを選ぶ確率の累積分布関数F_iがワイブル分布、対数ロジスティック分布に従うとすると、$F_i(y)$はそれぞれ(1)式、(2)式のように表せる。

$$F_i(y)=1-\exp[-(y/\alpha)^{\beta}] \quad \cdots\cdots(1), \qquad F_i(y)=\frac{1}{1+\exp[-(\ln y-\mu)/\sigma]} \quad \cdots\cdots(2)$$

ここにα、β及びμ、σがそれぞれ推定すべき母数である。ワイブル分布には、正規分布に近似していること、関数形に柔軟性がありモデルフィットがよいことなどの特性がある。ロジスティック分布も多くの分野で用いられているが、正規分布に比べると多少分布の裾に広がりが大きいという性質がある。

ここで回答者nの支払意思額が区間$[\eta_{nj-1}, \eta_{nj}]$にあるとき、最尤法を用いて以下の尤度関数を最大にするような各母数を推定することにより、支払意思額を推定する。

$$\log L = \sum_{n} \ln[F_i(\eta_{nj}) - F_i(\eta_{nj-1})] \quad \cdots\cdots(3)$$

4.2 サーベイデザイン

CVM は意識調査法の一種であり、前述のバイアスを極力小さくし、結果の信頼性を高めるには、アンケート設計が非常に重要である。特に仮想的状況の設定と、金額の提示方法には注意を要する[3]。また、調査に際しては慎重な事前調査が要求される[5]。

そこで、本調査ではバイアス排除のために、①質問形式として、被験者が回答しやすくバイアスが少ないと言われる二段階選択方式とし、②戦略バイアスを避けるためシナリオの実現と実際の費用の支払いが無関係であることを被験者に認識させ、③シナリオの伝達においては管渠整備による周辺環境改善効果の状況説明を明確にし、④被験者に予算制約意識を持たせ、⑤適切なサンプル設計のため、評価対象財の便益が及ぶ範囲より住民基本台帳から抽出した。また、2 回にわたる予備テスト（10～20 名を対象）、プレテスト（調査対象地域への郵送調査（各都市 150 名ずつ））を実施して、質問方法、支払期間及び提示額の妥当性を確認し、被験者がアンケートを理解可能かどうかの確認を行った上で、アンケート調査内容を決定した。（表－3 参照）

表－3　調査対象者数と標本抽出方法

			水海道市	東町
調査対象者数	プレテスト	郵送法	150	150
	本格調査	郵送法	350	350
		面接調査	168	
標本抽出方法			市内 10 地区から、住民基本台帳より無作為抽出(注 1)	住民基本台帳より、町全域から無作為抽出

（注1）水海道市は、農業集落排水施設が供用済みの3地区を除いた地区より無作為に 10 地区を選び、そこから被験者を無作為抽出した。

今回の評価対象は、生活排水による居住地の周辺環境への影響という住民にとっては非常に身近な環境質であるため、調査では特に写真・図表等を提示せずに評価対象を説明することとした。支払意思額に関する質問内容は以下のとおりである。

上記設問中では空欄となっている第１回目の提示額は、既往調査[3][4]を参考に設定し、予備テスト、プレテスト結果から、300 円～20,000 円の範囲で 10 段階の金額を提示した。また第２回目の提示額は 100 円～30,000 円の範囲で提示した。

> あなたの家の周辺で発生するこれまであげた4 つの状況（周辺水路の悪臭、見た目の悪さ、ハエ・蚊の発生、ドブさらいの手間）をすべて解消する行政サービス（ひんぱんな害虫駆除、ドブさらいサービスなど）を、下水道が整備されるまでの期間、実施する政策が提案されたとします。
>
> このサービスを市（町）内全域で実施するためには、下水道が整備されるまでの間、毎月、世帯で＿＿円支払わなければならないとすれば、あなたはこのサービスの導入に賛成しますか。それとも反対しますか。

4.3 調査結果

4.3.1 質問票集計結果

水海道市・東町を対象にして行ったプレテスト（郵送調査）の結果、本格調査での質問形式に特に変更するべき点が無かったため、調査票はプレテストと同じものを用いて本格調査を行った。ここで、調査方法によるWTPへの影響をみるため、水海道市のみ面接調査を実施している。アンケート調査票の回収状況を表－4に、回答者の属性を表－5に示す。

表－4 アンケート回収状況

	調査方法	調査対象者数	回答者数	有効回答数 1)	有効回答率(%)
プレテスト	郵送	300	130	91	30.3
本格調査	郵送	700	253	176	25.1
	面接 2)	168	105	84	50.5
合計		1,168	488	351	30.1

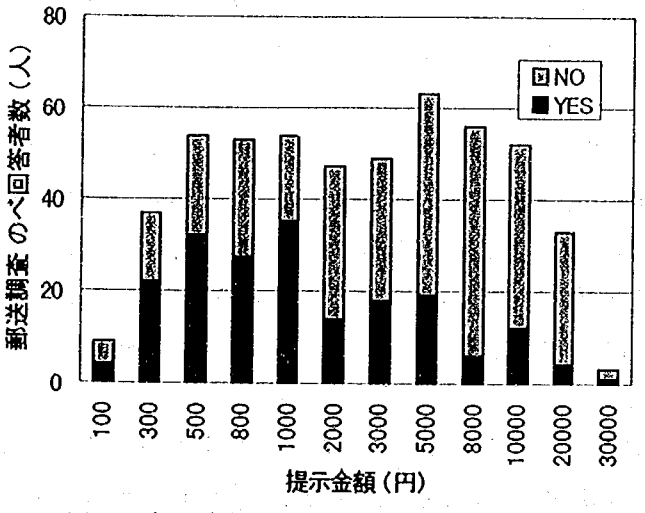
1) 回答から抵抗回答・無回答を除いた数
2) 面接調査は水海道市のみ実施

表－5 回答者の属性（プレテスト+本格調査）

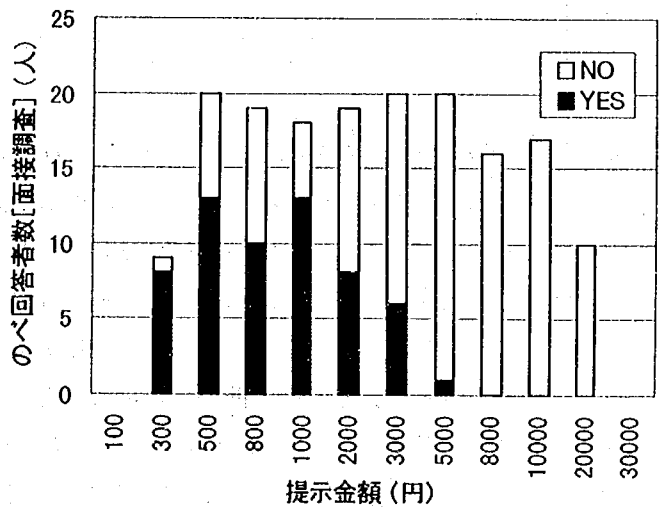
	全体	水海道市	東町
性別 （男性：女性）	50:50	45:55	59:41
平均年齢（推定値）	45.7	45.3	46.4
平均所得（推定値）(万円)	714.4	696.7	741.0
平均世帯人数 (人)	4.36	4.06	4.87
住居形態（一戸建て住宅居住者の割合) (%)	94.1	91.0	99.4
家の付近に蓋なしの側溝・ドブ・水路があると答えた人の割合 (%)	58.6	50.6	72.5

4.3.2 支払意思額の推定

WTPに関する設問に対して、「税金（または税の配分）で対応すべき」、「答えたくない」など、質問自体や支払方法に対する拒否を表明した抵抗回答があったため、分析対象からは除外した。残りの有効回答では、4.2に示したWTPの設問での各提示金額に対する賛成(Yes)または反対(No)の反応は、郵送調査では図－2、面接調査では図－3に示すとおりであった。

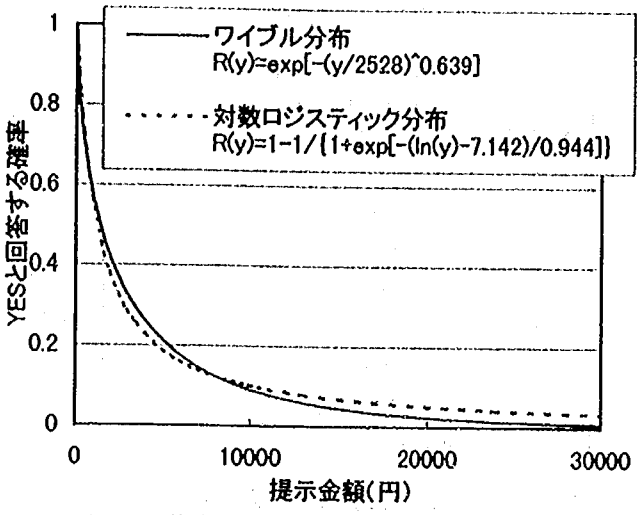


図－2 提示金額別の回答者の反応(郵送調査)

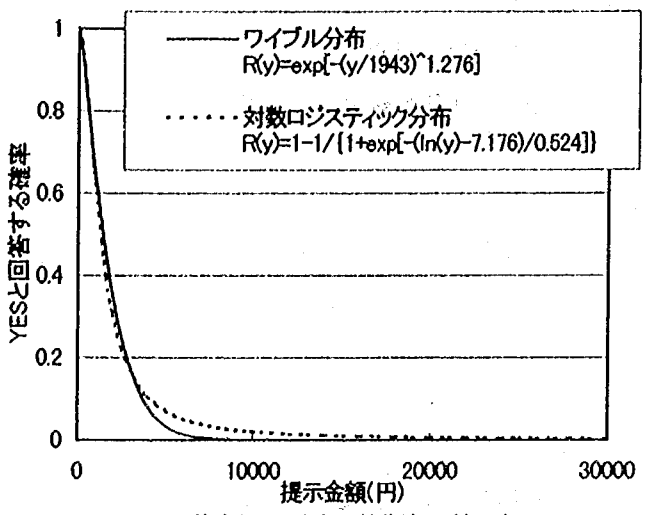


図－3 提示金額別の回答者の反応(面接調査)

WTPの累積分布関数については、ワイブル分布、対数ロジスティック分布の2通りを仮定した。推定された生存関数曲線を図－4（郵送調査）、図－5（面接調査）に示し、推定された母数、WTPの中央値、WTPの平均値を表－6に示す。



図－4 推定された生存関数曲線(郵送調査)



図－5 推定された生存関数曲線(面接調査)

表－6 支払意思額の推定結果

	自治体	仮定した分布形	母数推定値 (t 値)		WTP (円/月/世帯) 中央値	WTP (円/月/世帯) 平均値
郵送調査	全体	ワイブル分布	α=2528 (8.35)	β=0.639 (13.82)	1,424	3,521
		対数ロジスティック分布	μ=7.142 (58.94)	σ=0.944 (12.88)	1,264	3,744
	水海道市	ワイブル分布	α=2340 (6.02)	β=0.662 (9.56)	1,345	3,133
		対数ロジスティック分布	μ=7.073 (41.25)	σ=0.927 (9.05)	1,180	3,478
	東町	ワイブル分布	α=2728 (5.84)	β=0.623 (9.94)	1,515	3,915
		対数ロジスティック分布	μ=7.210 (42.14)	σ=0.959 (9.17)	1,353	4,009
面接調査	水海道市	ワイブル分布	α=1943 (8.07)	β=1.276 (7.36)	1,458	1,801
		対数ロジスティック分布	μ=7.176 (52.39)	σ=0.524 (7.26)	1,308	2,025

推定した母数の t 値はいずれも有意な値であり、良好な推定結果を得ている。ここでは、本調査の WTP 評価対象である「周辺環境の改善」では一般的に高額回答にも限度があると予想されることから、高額で比較的ゼロに収束しやすいワイブル分布を採用すると、管渠整備による周辺環境改善（悪臭の改善、見た目（景観）の向上、清掃作業（ドブさらい）の軽減、ハエ・蚊などの害虫の減少という 4 項目）に対する支払意思額は、中央値では 1,424 円／月／世帯（つまり 17,088 円／年／世帯）となり、平均値では 3,521 円／月／世帯（つまり 42,252 円／年／世帯）という結果を得た。

郵送調査による推定結果（ワイブル分布を仮定した場合）をもとに水海道市、東町の下水道整備による周辺環境改善の便益を概算する。なお、評価対象便益は、商業地区や公共施設等周辺でも発生し、その受益範囲も一般の住宅周辺の場合より広範ではあると考えられるが [2]、ここでは下水道全体計画区域内の居住者に関する便益のみを算出した。全体計画が終了した時点の年度における年間の便益額は、水海道市で 2 億円、東町では 4,300 万円が見込まれる結果となった。

4.4 現地調査

現地調査としては、水海道市内のサンプル抽出を行った 10 町と、東町内で回答者数の多かった 8 つの集落（字）を対象地区とし、対象地区における生活排水の流下状況、悪臭、景観の悪さ、周辺水路の状況・形態などについて踏査した。

調査結果から、水海道市・東町とも、家庭の生活排水が流れるドブ・側溝などの周辺水路は、覆蓋化、暗渠化が進んでいることが確認された。特に市街化が進んでいる水海道市ではこの傾向が顕著であり、一部地域では雨水管が整備されて生活排水が速やかに排除されている箇所も確認された。アンケートでは約6割の回答者が、「家の付近に蓋なしの水路等がある」と回答している（表－5参照）が、実際には水路延長でみると、その多くが覆蓋化されていることが確認された。こうした地域で生活排水による周辺環境への影響が現れにくいことは、過年度調査[2)]からも明らかになっており、雨水管の埋設など暗渠化が進めばその傾向はさらに高まる。

4.5 推定結果の考察

面接調査によるWTPは郵送調査によるWTPに比べ高額回答が少ない傾向が見られ、調査方式については引き続き検討が必要である。

本CVM調査は、管渠整備によって発現する周辺環境改善効果のうち主要な項目についてのみ計測していて、現地調査でしばしば効果の発生が予測された「暗渠化による土地利用の促進」などの項目（表－1参照）は便益として計上されていないことから、管渠の整備効果（ないしは周辺環境改善効果）としては、控えめな見積もりとなっている。

調査対象地区において現地調査を行ったところ、既に道路側溝（の蓋掛け）や雨水排水管などの代替手段により居住地周辺の環境のみはある程度改善されていた箇所が多く、周辺環境改善の便益は、代替手段の整備状況や周辺環境の現況といった地域性によることが推測された。

5 まとめ

本調査では、下水道管渠の整備効果について文献調査により整理を行い、下水道未整備地域における整備効果の発現について現地踏査・住民ヒアリングにより調査した。この結果、管渠の整備効果のうち周辺環境改善効果に含まれる「悪臭の防止」、「景観の向上」、「清掃作業の軽減」、「ハエ・蚊などの害虫の減少」という4項目が、主要な効果であることが分かった。

そして、これらの主要な効果に着目して、環境便益計測のための手法を検討し、二段階二項選択CVMを適用した管渠整備による便益計測のケーススタディを行なった。この結果、調査対象地域とした茨城県水海道市、東町における支払意思額は、年間一世帯あたり17,088円（中央値，ワイブル分布）ないし42,252円（平均値，ワイブル分布）であった。また、調査対象地区での現地調査により、既に道路側溝や雨水排水管などの代替手段により居住地周辺の環境のみはある程度改善されていた箇所が多いことが分かった。

今後、本調査の結果や手法を下水道事業の費用便益分析へ適用する際には、周辺環境の現況等の地域性により生活排水の影響に差が見られること、本調査では未計測となっている便益の存在があることを踏まえて、適切に取りあつかう必要がある。周辺環境改善効果以外のトイレの水洗化や、公共用水域の水質改善効果についても便益を計測する必要があるが、水質改善効果の便益計測の際には、3.2 の図－1に示したような、暗渠・覆蓋水路の排水による放流先の中小河川等における著しい汚濁に対する改善効果に注意を払う必要がある。

参考文献

1) 日本下水道事業団、「中小都市における下水道事業の効果の計量化に関する研究調査報告書（昭和60年度)」,1986
2) 田中、岡本、小川、「管渠の整備効果に関する調査」、土木研究所資料第3528号　平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集、1997
3) 栗山、「公共事業と環境の価値」、P.34, P.75, P.79、築地書館、1997
4) (財)高知県政策総合研究所、「高知県の自然・環境の評価－四万十川を事例として－」、P.42、1996
5) NOAA, "National Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990, Federal Register, Vol.58, No.10, Jan. 15,1993

４．汚水管の機能改善に関する調査

担当：下水道研究室　　室長：笹部　薫、主任研究員：岡本誠一郎、研究員：深谷　渉

１．はじめに

わが国の下水道は、主に低地の大都市部の整備が先行してきたという経緯から、大都市では合流式を採用しているところが多いが、公共用水域の水質保全に対する下水道の役割の高まりを背景に、近年の下水道のほとんどが分流式を採用している。排除方式別の都市数は、分流式1,912、合流式26(平成８年度末)となっている。

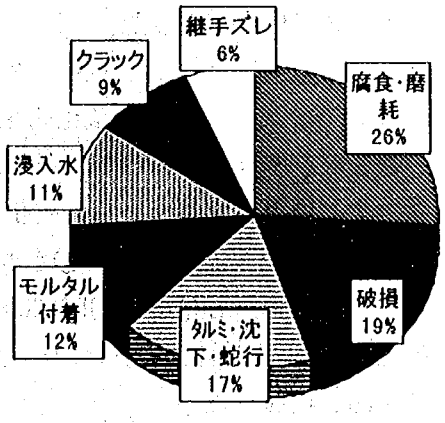
こうした分流式の下水道施設では、整備後年数の経過とともに硫化水素等による管路の腐食、管内への雨水や地下水の浸入、管渠内の土砂堆積など各種の機能障害の発生が報告されいる[1]。施設の適正な維持管理が行われなければ、今後は施設の老朽化の進行などにより障害の発生が加速度的に増加する可能性が高い。

２．調査の目的

下水道施設の機能障害については、これまでに我が国でも実際に障害や事故が発生した事例についてはいくつかの報告があるものの、全国的な実態となると、特に浸入水や管内堆積などについてはほとんど知られていないのが現状である。また、その発生のメカニズムや予測手法、予防のための対策についても、一部の分野を除くと必ずしも十分な調査研究が行われているとは言いがたい。こうした背景を踏まえ、本調査は、これまでに十分解明されていない汚水管における各種機能障害の実態を明らかにするとともに、汚水管の主要な機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法を検討することを目的とする。

３．過年度調査の概要

図－１は、過年度調査で実施した 13 政令指定都市へのアンケート結果より明らかになった管路施設の改築要因である[1]。各種機能障害の中でも、汚水管における硫化物生成及びそれに伴うコンクリート腐食は、改築要因として最も多い劣化現象であり、その対策の緊急性に鑑み、これまでに「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」(H3～H7)、「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」（H5～H7）等の調査において各種検討[1]を行った。平成８年度からは、汚水管の機能を低下させる因子として、特に重要と考えられる、硫化水素と浸入水に焦点を当てて検討を行った。浸入水は他の改築要因と比較して多くはないが、浸入水の原因ともなる管渠のクラック・破損・継手ズレの発生頻度とも併せて考えると、汚水管の重大な機能障害要因となる可能性がある。特に分流式下水道では、基本的に雨水と汚水を別系統の管渠で排除するため、汚水管への雨水の浸入という分流式特有の機能障害も生じうる。



図－１　管路施設の改築要因[1]

平成８年度における硫化水素に関する調査では、既往の土木研究所調査で課題として残っていた、硫化物生成と下水性状（特に有機物濃度）との関係を中心に調査し、硫化物生成時におけるプロピオン酸から酢酸への分解過程と硫酸塩還元細菌の関係を明らかにした。また浸入水については、既往文献から浸入水の現状についてデータ解析を行い、全国的な浸入水の現状と問題点を把握した。平成９年度における硫化水素に関する調査では、硫化物対策技術の開発に関する共同研究を実施し７技術の効果的な対策手法および測定手法の開発を行うとともに(共同研究の詳細については参考文献3)参照)、現地調査および室内実験により有機酸を用いた硫化物生成速度の推定を試みた。浸入水に関する調査では、政令都市を中心とした自治体へのヒアリング調査および任意処理区における流量調査を実施し、個々自治体における浸入水の実態と浸入水(とくに雨水浸入水)の浸入特性について検討した。

4．汚水管における硫化物生成に関する調査

圧送管路で生成する硫化水素に起因するコンクリート施設の腐食が顕在化し、各種対策手法(表－1)が考案されている。土木研究所でも共同研究でこの中の6手法を検討した。しかし、これらの手法は全ての管路に適用できるものではなく、管路形状やポンプの運転条件、硫化物量などにより適切な手法を選択する必要がある。したがって管路内での硫化物生成速度の把握が必要となる。

表－1 腐食対策手法

(1)管路への注入対策
1)空気・酸素注入手法
2)薬剤注入手法
硝酸塩、キノン系薬剤、塩化第二鉄など
(2)管路末端での硫化物除去手法
微生物による硫化物酸化など
(3)管路内の清掃・換気
(4)管路施設の防食対策

4．1　圧送管路における硫化物生成に関する研究

4．1．1　硫化物生成要因

硫化物生成は、主に汚水中及び管壁の生物膜中に棲息する硫酸塩還元細菌の働きである。この細菌は、硫酸イオンを水素受容体（酸素源）、有機物（及び栄養塩類）を水素供与体（エネルギー源）として利用し、その結果として硫化物を生成する。また、一般に硫酸還元細菌の生育温度範囲は15～45℃であり、至適温度は菌種により異なるが中温菌で概ね30℃前後とされている。したがって、一般的な管路では汚水水温が高いほど硫化物生成速度が大きい。

4．1．2　既往の硫化物生成速度予測式

海外では、硫化物生成速度経験式(表－2)が提案されている。いずれの式も温度補正係数(1.07又は1.139)と有機物指標（BOD又はCOD）より硫化物生成速度を求める式である。

表－2 海外で提案された硫化物生成速度の経験式

硫化物生成速度(dS/dT)の経験式	著者
① $dS/dT=4\times10^{-3}\cdot BOD\cdot1.07^{(t-20)}\cdot(1+0.393\cdot D)/D$	Pomeroy et al.
② $dS/dT=0.912\times10^{-3}\cdot COD\cdot1.07^{(t-20)}\cdot(1+0.4\cdot D)/D$	Boon et al.
③ $dS/dT=K\cdot1\times10^{-3}\cdot(S-COD-50)^{0.5}\cdot1.07^{(t-20)}\cdot(4/D)$	Nielsen et al.
④ $dS/dT=0.5\times10^{-3}\cdot V\cdot BOD^{0.8}\cdot SO_4^{0.4}\cdot1.139^{(t-20)}\cdot(4/D)$	Thistlethwayte

備考 S:硫化物濃度(mg-S/ℓ)、T:時間(h)、BOD:全BOD(mg/ℓ)、D:管径(m)、COD:全COD(mg/ℓ)、S-COD:溶解性COD(mg/ℓ)、V:流速(m/s)、SO_4:硫酸イオン濃度(mg/ℓ)、t:水温℃、K:係数(家庭排水1.5、食品工業排水+家庭排水3、主に食品工業排水6

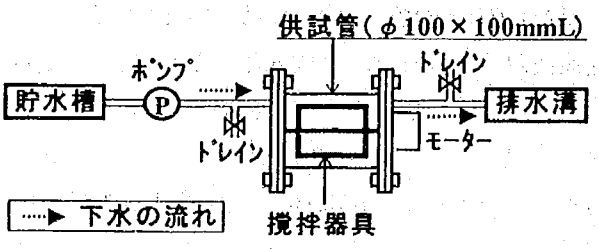
4．1．3　既往調査結果

土木研究所では、これまでに硫化物生成要因について検討してきており、下記のことを解明した。

（1）温度補正係数を検討した結果、3つの既往式の温度補正係数1.07とほぼ同様の値を得た。

（2）生物膜中の微生物と汚水中の浮遊微生物の硫化物生成割合は、ほとんどが生物膜中の微生物によるものであり、浮遊微生物による硫化物生成は全体の1～2％程度であった。

（3）汚水中には、主に酢酸、プロピオン酸などの有機酸が含まれており、硫化物生成にはプロピオン酸の分解が関与していることがわかった。



図－2　リアクター

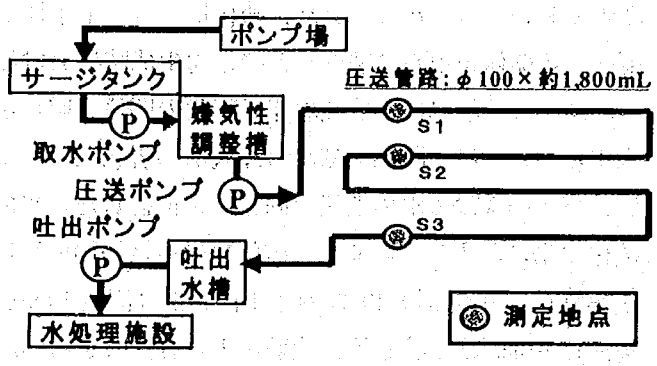
4．2　流入汚水性状からの硫化物生成速度の予測

管路内に流入する汚水の①水温、②硫酸イオン濃度、③有機物（有機酸、BOD、CODなど）の3つの硫酸塩還元細菌に関連する要因による硫化物生成速度の予測を検討した。

4．2．1　プロピオン酸と硫化物生成に関する研究

流入汚水中のプロピオン酸濃度と管路内での硫化物生成速度の関係を把握するために以下の実験を行った。

（1）実験方法



図－3　実験管路

実験は、硫化物生成リアクター実験装置(図－２:以下「リアクター」)を用いて、K流域下水道K浄化センター内に設置した実験用圧送管路(図－３:以下「実験管路」)より生物膜の付着した供試管を採取し、リアクターに設置する。これにプロピオン酸濃度 0～30 mg/l の２種類の人工下水(硫酸塩還元細菌用培地希釈液:表－３)を連続的に供給し、この時の硫化物生成速度を調査した。なおリアクターは 20℃の恒温室内に設置し、撹拌器具の回転速度 60 rpm、流量 0.96mg/l とした。

表－３　硫酸塩還元細菌用培地希釈液

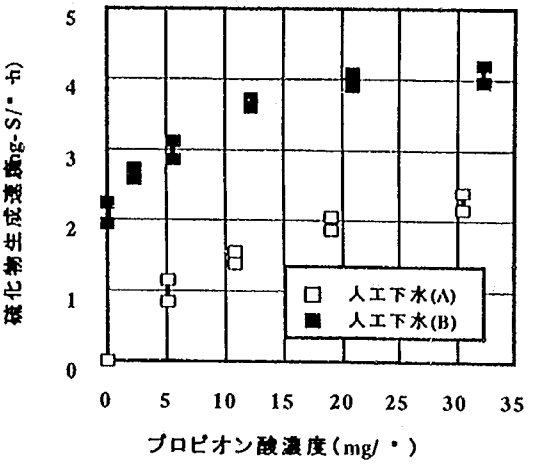
人工下水(A)の組成		人工下水(B)の組成	
Na_2SO_4	40 mg/l	トリプトン	200 mg/l
NH_4Cl	40 mg/l	Na_2SO_3	15 mg/l
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	4 mg/l	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	10 mg/l
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	8 mg/l	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	40 mg/l
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	4 mg/l	クエン酸鉄(III)アンモニウム	10 mg/l
K_2HPO_4	20 mg/l	プロピオン酸ナトリウム	0～39 mg/l
プロピオン酸ナトリウム	0～39 mg/l		

備考 NaOH水溶液で(A)はpH7.4、(B)はpH7.1に調整した。

(２)実験結果

図－４より今回の実験では、いずれの人工下水でもプロピオン酸濃度の増加とともに硫化物生成速度は増加した。したがって、流入水中のプロピオン酸濃度は他の有機物の有無にかかわらず硫化物生成を担う要因になると考えられる。なお、プロピオン酸濃度が高濃度になると他の要因（栄養塩など）が制御因子となり、硫化物生成速度は最大値に近くなったためあまり増加しなくなったと考えられる。

また、プロピオン酸 0 mg/l において人工下水(A)では硫化物生成が認められなかったが、人工下水(B)では認められた。これは、後者ではトリプトンやクエン酸といった有機物或いはその分解産物（酢酸など）を硫酸塩還元細菌が利用したためと考えられる。なお、硫化物生成時の流出水中にはいずれも酢酸が認められた。



図－４　ﾌﾟﾛﾋﾟｵﾝ酸と硫化物生成

４．２．２　実験管路調査による硫化物生成速度予測

(１)調査の概要

調査は、実験管路（図－３）の各測定地点（S1～S3）より経時的に汚水を採取し、汚水の水温、硫化物、硫酸イオン、有機酸、BOD、COD、TOC などの汚水性状要因を分析した。なお、実験管路の管内流速は、下水道施設計画設計指針の最小流速の 0.6 m/s とした。

表－４ dS/dT(20)との相関係数

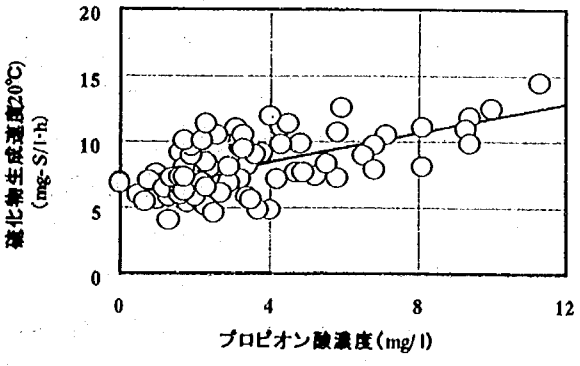
項目	相関係数	項目	相関係数
硫酸イオン	0.290	T-BOD	0.233
TOC	0.161	S-BOD	0.379
酢酸	0.170	T-COD	-0.043
プロピオン酸	0.614	S-COD	0.440

(２) 硫化物生成速度の予測検討

検討方法は、硫化物生成速度（dS/dT:mg-S/l・h）と汚水温度（t:℃）を既往文献より(１)式の関係にあると仮定して、20℃での硫化物生成速度(dS/dT(20):mg-S/l・h)を求め、この dS/dt(20) と流入汚水性状要因との相関性を調査した。

$$dS/dT = dS/dT(20) \times 1.07^{(t-20)} \quad \cdots \quad (1)$$

表－４より最も相関係数が高いのは、プロピオン酸であった。なお、硫酸イオンの相関係数が低いの



図－５　散布図

は、有機物が律速条件になっているケースが多かったためと考えられる。

dS/dT(20)とプロピオン酸濃度（p：mg/l）の散布図を図－５に示す。図－５よりプロットは概ね直線上にあった。なお、リアクター実験に比べてプロピオン酸濃度に対する硫化物生成速度が高いのは、人工下水に比べて汚水は様々な有機物、栄養塩類などを含んでいるためと考えられる。また、dS/dT(20)とプロピオン酸濃度(p)について最小二乗法により近似式を算出した結果、硫化物生成速度の予測式として(2)式が得られた。

$$dS/dT = (0.55 \cdot p + 6.21) \times 1.07^{(T-20)} \quad \cdots \quad (2)$$

なお、(2)式の適用範囲は本調査条件内であり、高濃度の有機酸を含んだ汚水が多量に流入するような管路には適用できないと考えられる。

5．汚水管への浸入水に関する調査

平成８年度においては、既存の統計資料から浸入水の概況把握を行い、分流式汚水管の浸入水は、降雨量と密接な関係があることが分かった。そこで平成９年度は、汚水管の雨水浸入についての実態把握とその対応方策の検討の重要性が高いと判断し、雨水浸入とその影響について、具体的な発生状況等の実態把握を目的とした下水道事業者へのヒアリング調査を実施した。また、雨水浸入水の浸入特性を把握するために、任意処理区における流量調査等を行った。

5．1　浸入水の実態に関するヒアリング調査

5．1．1　調査概要

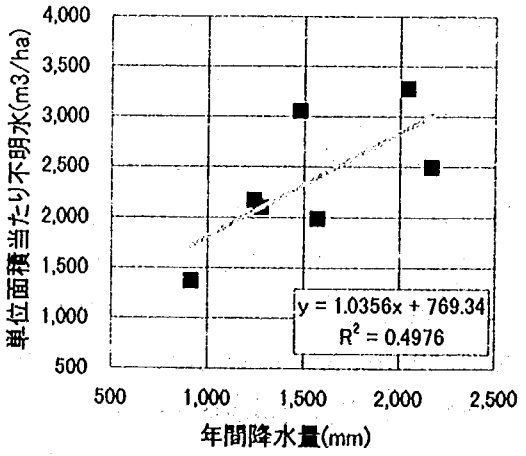
下水道への雨水浸入の実態やその影響については不明な点が多く、なおかつ影響が大きい場合でもそれが顕在化していないと思われる。このため調査は、既存統計[8]や文献等をもとに浸入水の影響が大きくかつ原因調査等の実績がある５つの都市等（C県D流域下水道,E 市,F 市,G 市,H 市）を選定し、下水道管理担当者へのヒアリングによることとした。

5．1．2　調査結果

（1）雨水混入とその影響について

４都市のヒアリング結果によれば、各都市とも雨天時の浸入水量の増加が顕著な処理区があるため、周辺地区や下水道施設に何らかの影響が出ており、過去に各種の調査や対策が講じられていた。図－６は、年間降水量と単位処理区域面積当たりの年間不明水量との関係の例である。この都市の場合、不明水に雨水浸入の影響が相当現れている状況が分かる。

また水量的には、年間を通じて地下水浸入が相当量を占めているものの、周辺地域や下水道施設への影響は、雨天時に集中的に発生する雨水浸入の方が大きく、各都市とも原因調査や対策は雨水浸入を優先して実施していた。具体的な雨水浸入による影響としては、マンホールからの汚水の噴出、排水設備等への下水の逆流、マンホール蓋の開口による車両物損事故、運転操作(処理場などのゲート操作)の煩雑化、水量的過負荷による処理水質の悪化などが報告されている。この中でマンホールからの下水溢水や、排水設備への逆流等、いわゆる SSO(Sanitary Sewer Overflow)も、頻度に



図－６　降水量と不明水量との関係（例）
（F市の全処理区ﾃﾞｰﾀより作成）

差はあるが調査対象の各都市で発生が確認された。

（2）雨水浸入の原因等について

各都市の調査結果では、雨水浸入の発生要因は、雨どいなど雨水排水の誤接続、民有地の汚水ますの破損部や開口部（意図的に蓋を開ける場合もある）から流入する間接的誤接続、取付管や継手からの浸入、道路冠水時のマンホール蓋穴からの流入など多岐にわたっており、各都市ともその原因を明確に特定することができた例は稀である。ただし雨どいなどの誤接がある地域にまとまっている場合には、雨水の浸入が著しく増加する傾向がみられている。

排水設備の誤接続調査では、G市が雨水浸入の多いエリアでこれまでに実施した延べ 17 万戸以上の排水設備点検結果では、その 4.3%で誤接続等による汚水管への雨水混入が確認されている。また、低地で側溝がない（または排水能力不足）私道では、雨水排水を共同排水設備に接続している例も見られるという。さらにE市が、雨水浸入の顕著な地区で実施した誤接続調査では、調査対象家屋の約 11%の誤接続とともに、前述の間接的誤接の疑いがある家屋 4.2%確認されている。「間接的誤接」は排水設備調査でも発見しにくく、実際の流入量が把握困難であると同時に、対策が困難な浸入水の原因の一つでもある。

SSO 発生箇所の調査結果（現地調査及びヒアリング）では、SSO の発生には二つのタイプが確認された。第一は丘陵地のふもとやくぼ地であり、管渠勾配が急に緩やかになる箇所であった。今回の調査対象都市ではこのタイプが多く確認された。第二は処理場や中継ポンプ場の揚水能力以上の流入により、管渠が上流部まで満管となり溢水する場合で、比較的平坦な地域で下水の集中する幹線管渠から発生することが多かった。

5．2　雨水浸入水の浸入特性に関する調査

5.2.1　調査概要

雨水浸入水と種々原因との関係を把握するには、雨水浸入水の浸入特性を明らかにする必要がある。ここでは、雨水浸入水の多い分流式の処理区14箇所について雨天時流量調査を実施した。流量調査は、晴天時流量と雨天時流量の差を雨水浸入水量とし、降雨との関係を調べた。なおここでは、A処理区(処理面積約200ha)の調査結果を示す。

5．2．2　調査結果

（1）流量変動

晴天時流量と雨天時流量の計測を行った。晴天時流量は、月別・曜日(平日(月～金)と休日(土日祝日))で分類し、雨天日と対応する流量パターンを抽出した。図－7に、A処理区におけるH9年6月中旬の流量変動を示す。晴天時流量は、休日における流量ピークが平日と比較し時間的遅れがあった。また季節変動では、渇水時期にあたる秋から春にかけて流量が少なかった。雨天時流量は、降雨前日に流量が減少する傾向が見られたが、これは洗濯等が控えられたためであり、降雨が始まるとこの傾向はさらに助長されると考えられた。

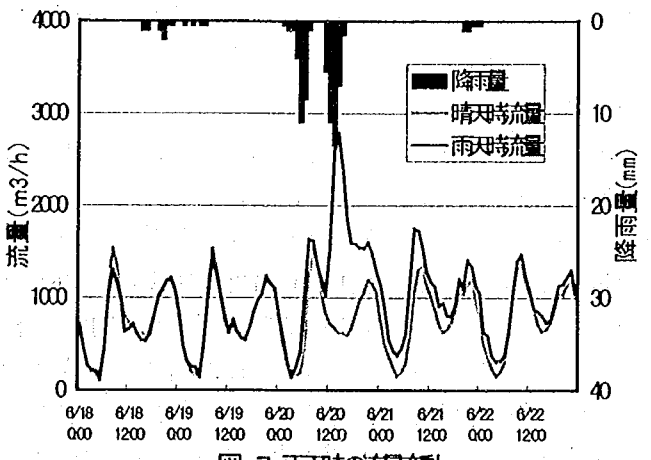


図-7 雨天時の流量変動

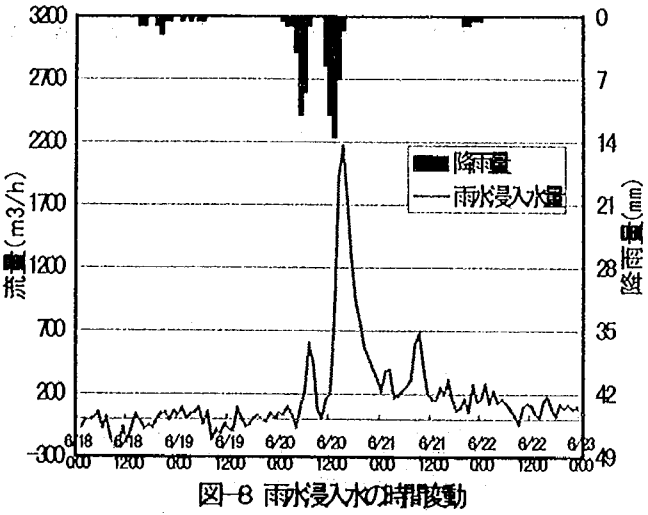


図-8 雨水浸入水の時間変動

（2）雨水浸入水の浸入特性

図－８に雨水浸入水の時間変動を示す。先に述べた洗濯等の影響で、雨水浸入量がマイナスを示したほか、降雨(比較的大きなピークが２つ)とほぼ同時刻に雨水浸入量ピークが存在した。これにより、直接雨水浸入水(誤接・人孔蓋穴からの雨水の浸入など)の浸入(推定量;全降雨量の約2.5%)が認められるが、雨水浸入量と降雨量の比が２つのピークで大きく異なる。これは、降雨終了後も雨水浸入水があることから、間接雨水浸入水(雨水の地下浸透による目地等から浸入水)の浸入(推定量:全降雨量の約11%)があるためと考えられた。

６．まとめ

（１）汚水管における硫化物生成に関する調査

①人工下水を用いたリアクター実験で流入水中のプロピオン酸濃度が硫化物生成を担う要因なることを確認した。

②流入水の大半が家庭排水である処理場内に設置した圧送管路での調査より流入水の水温とプロピオン酸濃度を要因として硫化物生成速度を求める予測式を作成した

（２）汚水管への浸入水に関する調査

晴天時と雨天時の流量を比較する場合、洗濯の少ない日の流量パターンを把握することが精度向上につながると感じられた。また、降雨量と浸入量の関係を調べることで、直接雨水浸入水と間接雨水浸入水の分類が可能で、場合によっては誤接率や管路劣化程度の推定も可能であると考えられた。

７．主な研究成果物

・田中他「硫化水素抑制技術の開発に関する共同研究報告書」,土木研究所共同研究報告書第 194 号,1998

・岡本他「Study on The Technology for Hydrogen Sulfide Control of Sewer System」,WEFTEC'97,Vol 2 ,1997

・笹部・岡本・井川「硫化水素生成速度の推測」,第 35 回下水道研究発表会講演集,1998（投稿中）

・笹部・岡本・深谷「雨水浸入水の実態に関する検討」,第 35 回下水道研究発表会講演集,1998（投稿中）

＜参考文献＞

1) 田中、北川、深谷　「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」,平成３年度及び７年度 下水道関係調査研究年次報告書,1992～1996,建設省土木研究所

2) 田中、北川、深谷　「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」,平成５年度～７年度 下水道関係調査研究年次報告書,1994～1996,建設省土木研究所

3) 田中他「硫化水素抑制技術の開発に関する共同研究報告書」,1998,建設省土木研究所

4) 下水道維持管理指針 管路施設編 1991 年版,（社）日本下水道協会

5) 下水道管路施設維持管理マニュアル （改訂版）,1991,下水管路維持協会

6) 下水道管路施設における浸入水防止対策指針, 1982,（社）日本下水道協会

7) 下水道施設計画・設計指針と解説 前編 1994 年版,（社）日本下水道協会

8) U.S.EPA "National Conference on Sanitary Sewer Overflows (SSOs)", 1995

５．再生水の消毒に関する調査

三次処理研究室　室　　長　　鈴木　穣
主任研究員　　小越　眞佐司
研　究　員　　諏訪　守
交流研究員　　安井　孝行

１．はじめに

近年、生活様式の高度化に伴い、水需要の増大や異常気象による渇水問題がクローズアップされてきている。このような背景から下水処理水の水資源としての有効利用が注目されており、我が国で発生する下水処理水の約１％にあたる1.2億m^3(平成７年度)が工業用水、修景用水等として現在再利用されている[1)]。また、下水処理水は都市域における安定した供給源でもあるため、これからの需要の増大が予想される。

現在、下水処理水を環境水中に排出する際には、消毒などによって大腸菌群数を3,000個/mℓ以下に削減することが定められている。しかし、現行指標が定められた頃と比較すると病原性微生物に関する知見が一段と拡大した現在、下水処理水の直接再利用が行われるようになった状況なども考慮して、その妥当性について他の病原性微生物等との対比によって改めて検討すべきであると考えられる。特に多くの感染症の病原体と考えられるウイルスの指標として何が適当な指標となるかについては十分な調査・研究が必要である。下水中には様々なウイルスが存在すると考えられるが、現在検出可能とされているウイルスは、腸管系ウイルスのアデノ、レオ、ポリオ、エコー、コクサッキーウイルス等である。これらのウイルスの下水中の濃度については、一部の地方公共団体の衛生研究所等で測定がなされているが、現時点では極めて限られたデータであり、定量性も十分ではない。そこで改めてデータの蓄積が望まれるが、取り扱いの安全性、専門的技術を必要とすることなどにより、特定の分析機関でしか計測できないのが現状である。そこでウイルス代替指標として有望視されているものにバクテリオファージがある。バクテリオファージが下水処理を含めた水系において腸管系ウイルスとどの程度その挙動を同じくするかは、未だ十分に解明されていないようであるが、腸管系ウイルスの研究手法として大いに注目されている。

さらに、平成８年６～７月にかけ埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例は、８千人以上にも及ぶ感染者が発生し、我が国における新たな水系感染症として大きな注目を集めた[2)]。このように、最近ではウイルスや原虫類といったこれまで検討対象とされていなかった微生物が問題となってきている。

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

このため、本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法および除去法を調査し、ウイルス・原虫等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

２．平成８年度までの調査結果

８年度までに行った調査結果を以下に示す。

①ウイルス代替指標として有望視されているファージは、塩素、紫外線、オゾン消毒法に対し大腸菌やポリオウイルスなどよりも消毒耐性高いと考えられたが、実際の下水処理水中での消毒効果やその阻害の程度が把握されていないため、今後それらの検討を行う必要があると考えられた。

②下水処理場における実態調査結果から、各下水処理プロセスにおける大腸菌群数などの細菌群やファージの除去効率が明らかとなった。一次処理における大腸菌群数などの細菌群の除去効果は概ね平均で50～70％の範囲内であるが、ファージについてはその除去効果はあまり期待できない。二次処理における細菌群とファージの除去率はほとんど同一であり、またどちらもその除去効率が安定していた。塩素消毒におけるファージの耐性は細菌群と比較すると高いものであり、腸球菌群においても大腸菌群な

どと比較すると若干塩素耐性が高いことがわかった。また、二次処理水中、放流水中にはファージが比較的多く存在しており、消毒プロセスにおいてその消長をを把握する上で、消毒指標として利用できるのではないかと考えられた。

③消毒指標としてのファージの適用性に関する検討として、下水高度処理水中での消長調査を行った。その結果から有機物濃度が比較的低く、また無菌状態とした高度処理水中では、Qβファージ、T4ファージとも急速な濃度減少は現れない。また、宿主菌存在下においてその菌数が変化してもファージの消長に影響を及ぼさないことがわかった。

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

⑤新たな水中の病原体として注目されているクリプトスポリジウムおよびジアルジアの２種類の原虫について調査を行った。下水中にこれら原虫類の存在が推定されることから、今後、下水処理水を再利用する上でより高度の安全性を確保するためには、これら原虫類の存在を考慮しなければならないと考えられた。また、簡易な検出手法として、クリプトスポリジウムのオーシストでは蔗糖浮遊法、抗酸染色法について、ジアルジアのシストの検出ではホルマリンエーテル法により集積しヨード染色する方法について検討を行ったが、間接蛍光抗体染色法に比較して安定した検出結果が得られなかった。

⑥オーシストの濃縮法や分析水量および検出効率を向上させるための検討を行い、下水中等からオーシストを検出する際の検出効率の把握を行った。

3．平成９年度の調査方法

新たな水中の病原体として注目されているクリプトスポリジウムの下水処理場における実態調査、消毒実験装置を用いた各種消毒指標微生物の不活化実験およびウイルスの検出手法の検討結果等について報告する。

3.1　クリプトスポリジウムの実態調査

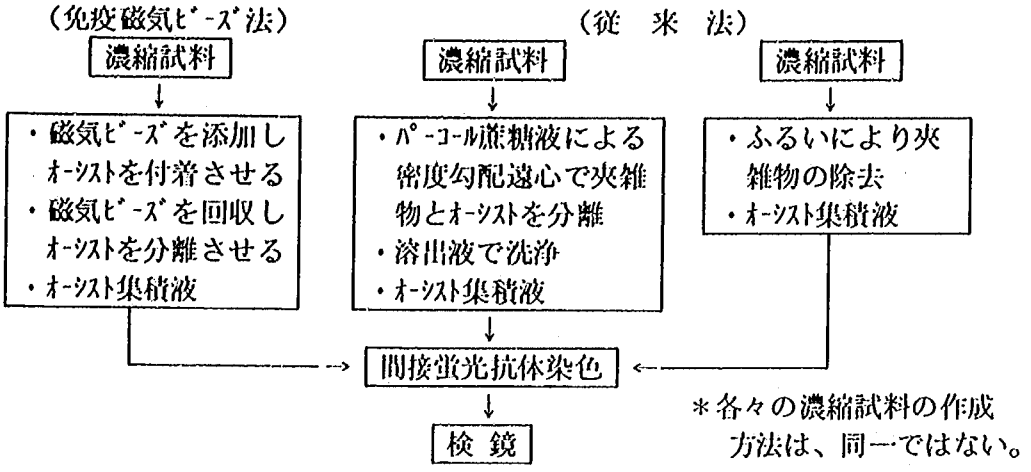
８年度において、下水および処理水中からクリプトスポリジウムのオーシストを濃縮・回収方法等について検討を行った。その検討結果[3)]を基に、下水処理場のクリプトスポリジウムの存在状況を把握するため、下水処理水を再生水として利用している全国67ヶ所の下水処理場を対象に、流入下水、処理水についてオーシストの検出・定量を行った。総検体数は、流入下水73検体、再生水(処理水)74検体の147検体であり、測定に供した試料の量は流入下水200mℓ程度、再生水20ℓである。再生水の処理方式は処理場毎に異なり、二次処理レベルから砂ろ過あるいは膜ろ過等に及んでいる。試料の採取は平成８年９月初旬から10月中旬(一部の処理場においては、12月初旬)の間に順次行った。

3.2　免疫磁気ビーズ法によるクリプトスポリジウムの回収

下水等からクリプトスポリジウムのオーシストを回収する方法として免疫磁気ビーズ法を用い、その適用の可能性について検討を行った。免疫磁気ビーズ法は、クリプトスポリジウムに対する抗体をコーティングした磁気ビーズを用い、ビーズ表面の抗体にオーシストを付着させ、磁石を利用しビーズを回収、ビーズからオーシストを剥離させることにより、オーシストを濃縮試料から選択的に回収する方法である。

下水試料には、Ａ下水処理場の流入下水、二次、三次処理水(砂ろ過水)に適宜オーシストを添加したものを使用した。さらに、下水試料との比較のために河川水(秋ヶ瀬堰、越辺川)についても検討した。各々の試料は、ポリカーボネート製のフィルターによってろ過濃縮した。ろ過濃縮したフィルターは、溶出液に浸し超音波処理した後、溶出液からフィルターを取り除き遠心分離(1,050G・10分間)を行い、濃縮試料を作成した。この濃縮試料に免疫磁気ビーズキットの磁気ビーズを所定量添加した後、免疫磁気ビーズキットの処方に従って処理を行った。図－１には、従来法との違いについて示した。

なお、3.1の実態調査試料および3.2の検討試料から得られたオーシストの集積液等は、間接蛍光染色用フィルターに通水し、HYDROFLUOR-Comboキット,ENSYS INC.を用いて間接蛍光染色処理後、落射蛍光専用顕微鏡によりオーシストを検出・計数した。



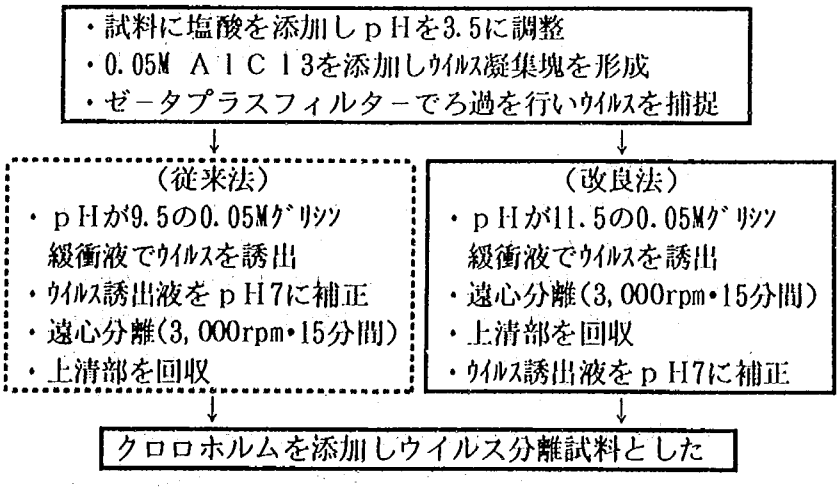
図－１　オーシスト集積液の作成方法の違い

3.3　消毒指標微生物の不活化実験

各種消毒指標微生物の不活化実験は、Ａ下水処理場内に設置した、塩素・紫外線・オゾン消毒槽から構成される消毒実験装置を用いて行った。実験には、Ａ下水処理場の三次処理水(砂ろ過水)、場内に設置されている活性汚泥処理プラントの二次処理水等を各々原水として使用した。この原水について塩素、紫外線、オゾン消毒を行い、大腸菌群をはじめとした各種細菌および大腸菌ファージの不活化効果について把握した。各種消毒指標微生物の測定法は以下のとおりである。一般細菌群数は標準寒天培地による混釈平板法、大腸菌群数はｍ－Endo培地によるﾒﾝﾌﾞﾗﾝﾌｨﾙﾀｰ法(以下MF法と記す)、ふん便性大腸菌群数はｍ－FC培地によるMF法、腸球菌群数はＫＦ培地によるMF法、大腸菌ファージはE. coli K12(F⁺)株を宿主菌とした直接プラーク法である。

3.4　ウイルスの検出手法の検討

下水処理水の再利用において、その衛生学的安全性を担保するためには、下水処理場に流入してくるウイルス濃度を測定するとともに、消毒プロセスを含めた各下水処理プロセスでの除去・不活化割合を把握しなければならないが、そのためには、安定した定量値を得る必要がある。従来法によるウイルスの回収率は、流入下水10～20％程度、処理水で１％程度であり、回収率が低い等の課題が残された。このため、回収率の向上を目的としてゼータプラスフィルターからウイルスを誘出する際の手法について、図－２に示すような改良法で回収率の把握を行った。検討には、Ａ下水処理場の二次処理水にポリオウイルス・ワクチン株を添加したものを使用した。ウイルス定量は、ＨＥp-2細胞を用いたプラーク法とした。



図－２　従来法と改良法の比較

4．調査結果

4.1 下水中におけるクリプトスポリジウムの実態調査

下水および処理水中におけるクリプトスポリジウムのオーシストの実態調査結果を表－１に示す。流入下水では73検体中７検体からオーシストが８～50個/ℓの範囲で検出され、検出割合としては9.6％であった。この時の検出限界値は、試料中に夾雑物が多いことから測定水量を多くすることができず、３

～33個/ℓであった。一方、再生水においては74検体中9検体からオーシストが0.05～1.6個/ℓの範囲で検出され、検出割合としては12.2%であった。多くの試料については採水した20ℓすべてを検査することができたが、浮遊物質の多い試料については測定水量は2ℓ程度となり、この時の検出限界値の範囲としては0.04～0.5個/ℓであった。流入下水に比較して再生水の検出割合が若干高いのは、流入下水の検出限界値が再生水より大きいためと考えられる。

表－1　クリプトスポリジウム実態調査結果

	流入下水	再生水
調査都道府県数	19	19
総検体数(処理場数)	73検体(67)	74検体(67)
検出割合(陽性率)	9.6%(7/73)	12.2%(9/74)
平均回収率(%)	約14	約46
検出個数 (個/ℓ)	8～50	0.05～1.6
検出限界値(個/ℓ)	3～33	0.04～0.5

流入下水、再生水のいずれかの試料において、オーシストが検出された処理場は、調査の対象とした67箇所の処理場中13箇所であり検出割合としては約19%であった。この内、流入下水と再生水からともにオーシストが検出された処理場は2箇所であった。

平田ら[4]が行った都市部9ヶ所の下水処理場における調査結果では、流入下水、最初沈殿水流出水から1～28個/ℓのオーシストが検出されている(検出限界値1～16個/ℓ)。検出濃度は今回の調査における検出された処理場と同様なレベルであった。

クリプトスポリジウム症が多く発生している米国で行われた調査例[5]を表－2に示すが、それらと比較すると、検出濃度および検出割合とも低い段階にあると考えられた。なお、表－2の表流水のオーシスト濃度は、下水処理水放流先の値を含めたものある。

表－2　米国での調査例

試料	濃度(個/ℓ)
生下水	4.1～1,732
二次処理水	4～489
表流水	0.04～18
検出割合	77%(82/107)

以上の調査結果から、我が国の下水中におけるオーシストの検出割合および濃度レベルは、現段階において低いものと考えられた。しかしながら、一部の下水処理場においてオーシストが検出されていることから、今後とも検討を継続する必要がある。

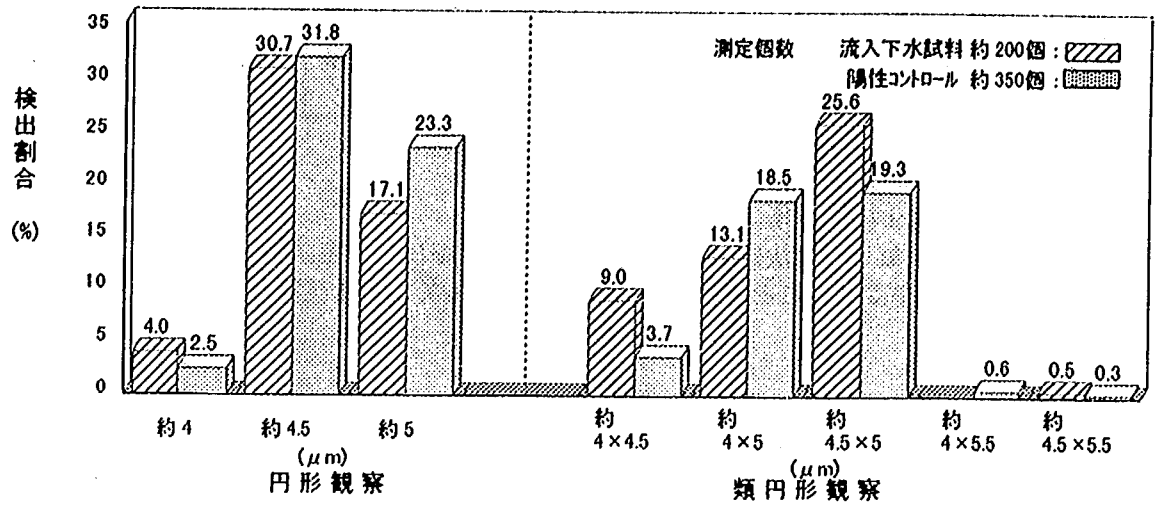
また、クリプトスポリジウムによる大規模な水系感染症が発生した場合には、患者1人当たり1日に10億個以上ものオーシストをふん便とともに排出することから、多量のオーシストが下水道を通じ下水処理場に流入してくる。現在の一般的な活性汚泥法では、オーシストは約80～99%除去[6][7]され、水域への負荷が大きく削減されるが、除去されなかった一部のオーシストが河川等へ排出される可能性がある。このため、オーシストを極力排出しないための除去手法(負荷削減のための緊急的追加処理対策)を検討することが必要である。

4.2 オーシストの大きさについて

クリプトスポリジウムのオーシスト(*Cryptosporidium parvum*)であるか否かの判断基準の1つに大きさの測定があり、その大きさは約4～6μmといわれている。そこで、HYDROFLUOR-Comboキットに含まれている陽性コントロール中のオーシストおよび下水中から検出されたオーシストの大きさについて測定を行い、その分布および観察状況について整理した。測定個数は、陽性コントロールで約350個、下水試料で約200個の計550個である。なお、オーシストの大きさ測定は、微分干渉観察で行った。

測定結果を図－3に示す。オーシストの形態は類円形とされているが、蛍光染色用フィルターへのオーシストの捕捉状況によって円形あるいは類円形として観察される。円形観察されたオーシストの中で、直径が約4.5μmのものは全体の約30%であった。直径の最大は約5.0μm、直径が約5.5μm以上のものは存在しなかった。円形観察されたオーシストは、全体の約50%を占めていた。一方、類円形観察されたオーシストの中では、短径が約4.5μm、長径が約5.0μmのものが全体の約20～26%を占めていた。長径が約5.5μmの存在も認められたが、測定したオーシスト全体の0.5～0.9%と極少数であった。また、長径が約6.0μm以上のものは存在しなかった。

以上のことから、直径あるいは短・長径が約4～5μmの範囲内で測定されたオーシストは、全体の99%以上を占めることが明らかとなった。

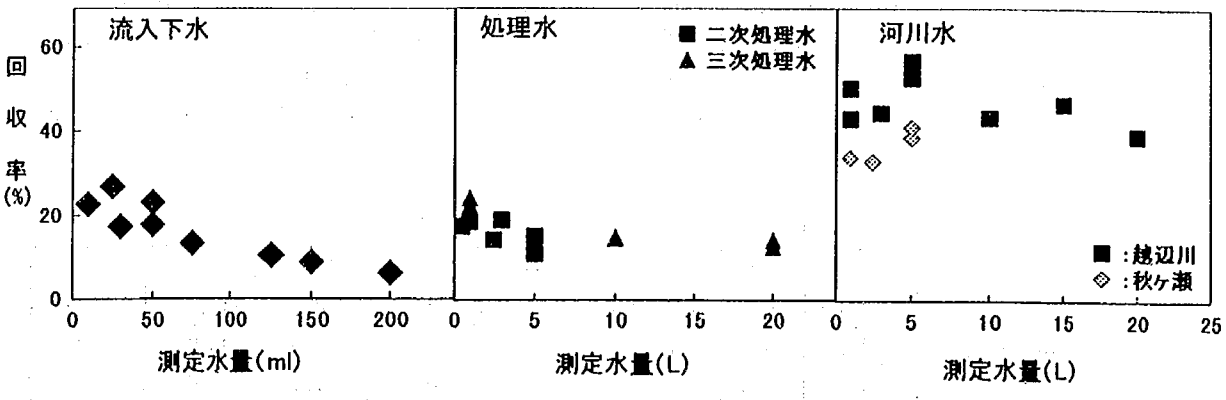


図－3 オーシストの大きさ(微分干渉観察時)

4.3 免疫磁気ビーズ法によるオーシストの回収

下水処理水等の比較的夾雑物の少ない試料をフィルターで濃縮しオーシストを回収した場合、ふるい処理により夾雑物を除去することにより回収率は約50％と比較的高く、分析水量もある程度多くできた。しかし、流入下水の場合には夾雑物が多いことから、蛍光染色用フィルターに通水できる水量が減少して検鏡すべきフィルター枚数が増えるとともに、回収率も約20～30％(ふるい処理を実施)と低下してしまう課題が生じた。このため、分析水量と回収率のさらなる向上を目的として、免疫磁気ビーズ法による下水等からのオーシストの回収について検討を行った。なお、試料の測定水量は、流入下水約10～200 mℓ、二次処理水0.5～10 ℓ、三次処理水(砂ろ過水)、河川水１～20 ℓとし、磁気ビーズの添加量は、測定水量の多少にかかわらず同一とした。

検討結果を図－４に示す。流入下水は測定水量が少量の場合、回収率は約20～30％であるのに対し、測定水量を150mℓ以上とした場合には、回収率が約10％以下と低下する傾向が見られることから、測定水量の多少によりオーシストの回収率が影響されると考えられる。処理水に関しては、測定水量の多少



図－4 免疫磁気ビーズ法による各試料の回収率の推移

による回収率への影響は少なく、二次処理水の場合に10～20％(平均回収率:16％)、三次処理水の場合に10～25％(平均回収率:18％)であった。

一方、河川水中からのオーシストの回収率は、懸濁物の少ない越辺川試料で40～60％(平均回収率:47％)、懸濁物の多い秋ヶ瀬堰試料で30～40％(平均回収率:37％)であった。試料中の懸濁物が多くなることにより、若干回収率が低下するようであるが、下水処理水と同様に、測定水量の多少による回収率への影響は少ないようである。しかし、河川水中からのオーシストの回収率は、下水処理水中からの回収率と比較して約２～３倍高いものとなっている。

このため、下水試料での回収率の改善を目的として、磁気ビーズの添加量を増加させ検討を行った。検討試料は三次処理水を使用、磁気ビーズの添加量は所定の添加量を基準に２～10倍量とした。

検討結果を表－３に示す。磁気ビーズの添加量を３倍量と増加させてもオーシストの平均回収率は24％程度にとどまり、５倍量以上とすることによって、オーシストの平均回収率は36％程度に向上するが、添加量に見合った大幅なオーシストの回収率の向上は見込めなかった。

表－３　ビーズ添加量と回収率の関係

ビーズ添加量	１倍量	２倍量	３倍量	５倍量	10倍量
回収率（％）	21.6	23.8	24.0	36.6	35.3

検討試料：三次処理水

以上の結果から、免疫磁気ビーズ法によるオーシストの回収率は、測定試料の性状の違い(下水試料か否か等)により大きな影響を受けることが明らかとなった。よって、下水試料への適用は現段階において課題が残される。

4.4 消毒指標微生物の不活化実験

不活化実験に使用した各種原水水質性状を表－４、指標微生物数を表－５に示す。三次処理水(砂ろ過水、以下原水①という)、三次処理水にＡ下水処理場の一次処理水を0.1％容量添加(以下原水②という)、同様に１％容量添加(以下原水③という)、活性汚泥処理プラントの二次処理水(以下原水④という)の４種類を原水として用いた。原水①から④に移行するにしたがいＳＳ、濁度、D-TOC、NH4-N、T-CODcr濃度等が上昇し、UV254透過率が低下する傾向がみられた。また、原水①と原水④を比較すると各種微生物数は、おおよそ１オーダー程度増加している。

塩素、オゾン、紫外線による不活化実験結果について図－５に示す。なお、塩素の設定添加濃度は0.5～４mg/ℓ、オゾンの設定添加濃度は２～20mg/ℓ(塩素、オゾン消毒とも接触時間15分間、採取試料はﾁｵ硫酸ﾅﾄﾘｳﾑにより中和)、紫外線の設定照射線量は20～300mWs/cm²程度とした。

原水①の塩素消毒では、添加濃度を３mg/ℓ以上とすれば大腸菌群等は不検出(100mℓ当たり)となるが、一般細菌は添加濃度を４mg/ℓ以上としても1.0E+0オーダー(１mℓ当たり)程度検出されている。原水②から④に以降し原水の指標微生物濃度の上昇および水質性状が変化することによって、塩素消毒後の指標微生物の最小、最大検出個数は増加する傾向にあり、原水④の場合には、添加濃度を３mg/ℓ以上としても一般細菌は1.0E+3程度、大腸菌群等は1.0E+1～E+2程度検出されている。また、原水④の大腸菌ファージの塩素消毒では、添加濃度を増加させても大きな減少傾向は見られなかった。

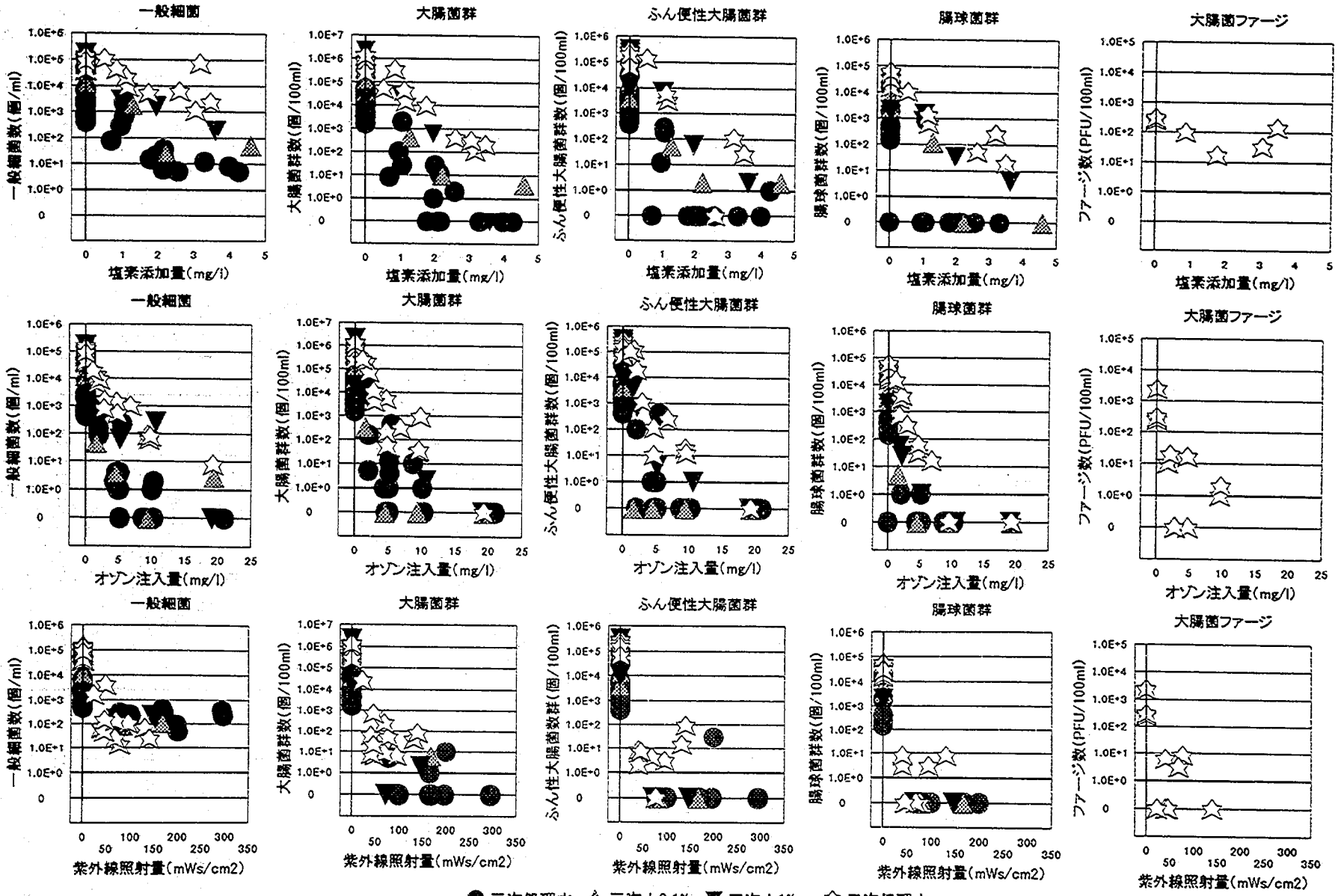
原水①のオゾン消毒では、注入量を10mg/ℓ以上とすることにより一般細菌および大腸菌群等はほぼ不検出となっており、高い消毒効果が得られているものと考えられる。また、原水②から④に以降するにしたがい塩素消毒と同様に高い消毒効果が得られにくくなっており、原水④の一般細菌、大腸菌群等が不検出となるまで不活化させるためには注入量が20mg/ℓ程度必要であった。しかし、オゾンの注入量を高濃度とした場合には、消毒副生成物の生成や経済性等の観点から課題が残されるものと考えられる。原水④の大腸菌ファージのオゾン消毒では、ばらつきがあるものの塩素消毒と比較してオゾン消毒後の検出量が低くなっていた。

表－４　原水の水質性状（平均値）

項目 / 原水種類	ｐＨ（－）	ＳＳ（mg/ℓ）	濁度（度）	UV254透過率(%)	D-TOC（mg/ℓ）	T-N（mg/ℓ）	NH4-N（mg/ℓ）	NO2-N（mg/ℓ）	T-CODcr（mg/ℓ）
①三次処理水	6.3	0.2	0.5	79.9	7.2	11.5	1.4	0.08	14
②三次＋一次(0.1%)	6.7	0.1	0.7	80.8	8.4	8.6	1.2	0.07	18
③三次＋一次（1%）	6.5	0.6	2.1	75.2	8.1	11.1	2.6	0.10	19
④二次処理水	7.2	1.3	4.0	74.6	9.1	13.0	8.4	0.23	28

表－５　原水中の指標微生物数（平均値）

微生物 / 原水種類	一般細菌（個/mℓ）	大腸菌群（個/100mℓ）	ふん便性大腸菌群（個/100mℓ）	腸球菌群（個/100mℓ）	大腸菌ﾌｧｰｼﾞ（PFU/100mℓ）
①三次処理水	5.0E+3	1.4E+4	4.5E+3	2.1E+3	－
②三次＋一次(0.1%)	1.6E+4	1.9E+5	1.2E+4	4.2E+3	－
③三次＋一次（1%）	8.9E+4	8.7E+5	1.8E+5	2.1E+4	－
④二次処理水	7.3E+4	7.5E+5	1.6E+5	3.8E+4	5.7E+2



図－5　塩素、オゾン、紫外線による不活化実験結果（消毒後の微生物数）

紫外線消毒では、一般細菌は原水性状の違いや照射線量の多少にかかわらず消毒後の検出量がほぼ一定で推移していた。大腸菌群等に関しては、原水性状が異なることにより消毒効果に明確な違いが現れており、原水①においてばらつきはあるものの照射線量を100mWs/cm2程度とすることにより、高い消毒効果が得られている。しかしながら原水④の場合には、照射線量を増加させても検出量の明確な減少効果は現れていない。原水④の大腸菌ファージの紫外線消毒では、ばらつきがあるものの塩素消毒と比較して紫外線消毒後の検出量が低くなっていた。

塩素、オゾン、紫外線の不活化実験の結果から、再生水の衛生学的安全性を高めるため細菌類の高い消毒効果を得る上で、消毒対象とする原水の処理レベルの影響は大きいものと考えられた。特に、今回の不活化実験で原水①と原水④の水質性状を比較すると、ＳＳ濃度、濁度および有機物質濃度等に大きな処理レベルの違いが現れている。

一方、クリプトスポリジウム(*C.parvum*)の消毒耐性に関して、既往の調査例等[8)9)10)]を以下に示す。表－６には、遊離塩素に対する抵抗性を比較するため、大腸菌の抵抗性を１とした場合の各種病原体の抵抗性を示した。クリプトスポリジウムは 24万倍にもおよぶことから通常の塩素消毒においては不活化されにくい。また、表－７には各消毒法によって90～99％不活化するためのＣｔ値(消毒剤濃度×接触時間)等を示した。99％の不活化率を達成させるためには、オゾン消毒のＣｔ値は５～10、遊離塩素のＣｔ値で7,200、紫外線照射線量で約8,700mWs/cm2となっている。下水処理水を対象とした場合、下水処理水中に含まれている還元性物質や有機物およびＳＳ等の影響を受ける可能性があることから、99％以上の不活化率を達成させるためには、上記の消毒レベルを越える必要があるものと考えられる。塩素、紫外線消毒に比較してオゾン消毒では、Ｃｔ値が５～10であり実施不可能なレベルではないと考えられるが、副生成物の生成や経済性の観点から、処理水中の有機物やＳＳおよび前駆物質等の除去を充分に行うためにさらなる高度処理が必要となり課題が残される。

表－６ 遊離塩素に対する抵抗性

微生物	相対的な抵抗性
E.coli	1
Poliovirus 1	45
G.lamblia	2,350
C.parvum	240,000

表-7 各消毒法によるC. parvumの不活化率

消毒法	Ｃｔ値 ppm×分	不活化率(％)
オゾン	5～10	99
二酸化塩素	78	90
遊離塩素	7200	＞99
ﾓﾉｸﾛﾗﾐﾝ	7200	＞90
紫外線＊	8748	＞99

＊Ｃｔ値ではなく、照射線量(mWs/cm²)である。

4.5 ウイルスの検出手法の検討結果

ウイルスの検出手法に関し、改良法による各濃縮工程のウイルス量の比較結果を表－８に示す。ウイルス添加直後の総ウイルス量は3.8×10^{7}(PFU)であるが、塩化アルミニウム添加後のウイルス量は1.6×10^{8}(PFU)と上昇している。これは、ウイルスとアルミニウムの凝集塊をサンプリングし定量したことに起因するものと考えられた。ゼータプラスフィルターによるろ過後のろ液中(④～⑧のろ過液分)には合計で4.7％程度のウイルスが存在しており、未捕捉ウイルスとして確認された。すなわち、約95％のウイルスがゼータプラスフィルター上に捕捉されているものと推定された。最終的にウイルスの回収率は、１枚目のフィルターから約34％、２枚目のフィルターから約29％であり合計約63％となった。従来法による回収率は１％程度であったことから、大幅な回収率の向上が計られたことになる。

今回、フィルターか

表－８ 各濃縮工程のウイルス量

濃縮工程＼ウイルス量	ウイルス平均濃度 (PFU/mℓ)	液量 (ℓ)	総ウイルス量 (PFU)	割合 (％)
① ウイルス添加直後	3.8×10^{2}	100	3.8×10^{7}	100
② ｐＨ 3.5 調整後	4.5×10^{2}	100	4.5×10^{7}	118
③ 塩化ｱﾙﾐﾆｳﾑ添加後	1.6×10^{3}	100	1.6×10^{8}	－
④ 20ℓろ過液（1枚目ﾌｨﾙﾀｰ）	3.5×10^{1}	20	7.0×10^{5}	1.8
⑤ 20～40ℓろ過液（〃）	1.4×10^{1}	20	2.8×10^{5}	0.7
⑥ 40～53ℓろ過液（〃）	2.0×10^{1}	13	2.6×10^{5}	0.7
⑦ 20ℓろ過液（2枚目ﾌｨﾙﾀｰ）	1.1×10^{1}	20	2.2×10^{5}	0.6
⑧ 20～40ℓろ過液（〃）	1.8×10^{1}	20	3.6×10^{5}	0.9
⑨ 1枚目ﾌｨﾙﾀｰからの分離液	2.5×10^{6}	0.05	1.3×10^{7}	**34.2**
⑩ 2枚目ﾌｨﾙﾀｰからの分離液	2.2×10^{6}	0.05	1.1×10^{7}	**28.9**

らのウイルス誘出操作では、グリシン緩衝液のｐＨを11.5に上昇させさらに、遠心操作時におけるウイルス誘出液のｐＨを10以上に保持したことにより、夾雑物とウイルスの分離が良好に行えたと考えられる。よって、従来法では遠心操作時には誘出液のｐＨを中性付近に修正していたため、夾雑物とウイルスの再付着がおこり回収率が低下していたものと推定された。

また、下水試料中よりウイルスを検出する際、試料を濃縮した後、ウイルスを分離、培養細胞への接種を行うが、直ちに接種できない場合にはウイルス濃縮試料を冷蔵保存する。このため、冷蔵保存期間が濃縮試料中のウイルス感染価におよぼす影響について検討を行った。使用した試料、ウイルスおよび細胞は上記検討のものと同様であり、試料の冷蔵保存温度は５℃とした。検討結果を表－９に示す。１日目のウイルス感染価の割合を１とした場合、８日目では約0.85、12日目では約0.73となっており、保存日数が経過するにつれウイルス感染価が低下する傾向が見られた。よって、下水試料中のウイルス測定を行う場合には、濃縮試料を早期に細胞へ接種する必要があるものと考えられた。

今後は、流入下水についても同様な検討を行い回収率等を把握するとともに、ウイルスを検出する際の培養細胞へ悪影響をおよぼす阻害物質の回避手法を検討する予定である。

表－９　ウイルス感染価の変化

冷蔵保存期間	１日目	８日目	12日目
ｳｲﾙｽ 感染価	3.3×10^{6}	2.8×10^{6}	2.4×10^{6}

感染価：PFU/mℓ

５．まとめ

本調査では下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うため、各種微生物の検出方法を検討するとともに、利用目的別に最適な消毒法および除去法を調査し、ウイルス・原虫等の新たな指標の側面からとらえた衛生学的安全性の向上を目的に実施するものである。

新たな水中の病原体として注目されているクリプトスポリジウムの下水処理場における実態調査、消毒実験装置を用いた各種消毒指標微生物の不活化実験およびウイルスの検出手法について検討を行った。検討結果等を以下に示す。

①我が国におけるクリプトスポリジウムのオーシストの検出および濃度レベルは、クリプトスポリジウム症の多く発生している米国で行われた調査例と比較すると、流入下水、処理水とも現段階において低いものと考えられた。しかし、クリプトスポリジウムによる大規模な水系感染症が発生した場合には、多量のオーシストが下水処理場に流入してくることから、下水道管理上の対応方法を平常時と感染症発生時において区別しなければならないと考えられた。

②下水中等から検出されたオーシスト（*Cryptosporidium parvum*）の大きさについて計測・整理した結果、直径あるいは短・長径が約４～５μmの範囲内で測定されたオーシストは、全体の99%以上を占めることが明らかとなった。円形観察されたオーシストの大きさで、直径が約5.5μm以上のものは存在しなかった。また、類円形観察されたオーシストの大きさでは、長径が約6.0μm以上のものは存在しなかった。

③免疫磁気ビーズ法によるオーシストの回収率は、測定試料の性状の違い（下水試料であるか否か等）により大きな影響を受ける。よって、免疫磁気ビーズ法の下水試料への適用は、現段階において課題が残される。

④塩素、オゾン、紫外線の不活化実験の結果から、再生水の衛生学的安全性を高めるため細菌類の高い消毒効果を得る上で、消毒対象とする原水の処理レベルの影響は大きいものと考えられた。また、クリプトスポリジウムの消毒による不活化は、経済性や副生成物生成等の観点から課題が残される。

⑤ウイルスの検出手法に関しては、フィルターからの誘出操作を改善したことにより、処理水中からのウイルス回収率を大幅に向上させることができた。

下水処理水の再利用の目的に合致した高度な消毒を行うためには、消毒対象とする原水の処理レベルの高度化が必要である。しかし、クリプトスポリジウム等の消毒耐性の高い病原性原虫類に関しては、

従来の消毒レベルでは対応できない可能性がある。このため、このような病原性原虫類等に対して平常時においては、活性汚泥処理プロセス・砂ろ過施設等での徹底した濃度レベルの低減化を行い、その目標設定には放流先下流域等の水利用の形態を考慮したリスクアセスメントを適用することが必要であろう。この場合、下水道流入区域内における病原性微生物の発生源調査も、常時の負荷源把握のために重要である。また、病原性微生物による水系感染症は、その拡大過程においてこれまで排水処理系が関与したと考えられるため、排水と利水が錯綜する流域においては、大規模感染症が発生した下水処理場に流入することになる高濃度の病原性微生物への対策は、危機管理上重要であると考えられる。

よって、このような調査や対策等を検討するため、平成10年度から新たに「病原性微生物の発生源およびその対策に関する調査」を実施する。

【謝　辞】

クリプトスポリジウムの実態調査等に関して、大阪市立大学医学部医動物学教室 井関基弘 博士には多大なご指導・ご協力を得ました。また、クリプトスポリジウムの実態調査では、各自治体、処理場関係各位に試料の採取および送付に関して、それぞれ多くのご協力を得ました。ここに記して感謝の意を表します。

【参考文献】

1)建設省都市局 下水道部 監修、「日本の下水道」、平成９年

2)例えば、埼玉県衛生部、「クリプトスポリジウムによる集団下痢症」報告書、平成９年３月

3)諏訪 守、鈴木 穣、「下水中からのクリプトスポリジウムの濃縮方法について」第31回日本水環境学会年会講演集(1997)

4)平田 強、橋本 温、「水中のクリプトスポリジウムの存在量」、環境技術 Vol.26, No.9 (1997)

5)Rose, J.B., Occurrence and significance of Cryptosporidium on water, *Journal American Water Works Association*, Vol.80, No.2, pp.83-89 (1988)

6)de Maturana, I.V.-M., Arez-Mazas, M.E., Duran-Oreiro, D., Lorenzo-Lorenzo, M.J., Efficacy of activated sludge in removing Cryptosporidium parvum oocyst from sewage, *Appliedn & Environmental Microbiology*, Vol.58, No.11, pp.3514-3516 (1992)

7)Stadterman, K.L., Sninsky, A.M., Sykora, J.L., Jakubowski, W., Removal and inactivation of Cryptosporidium oocyst by activated sludge treatment and anaerobic digestion, *Water Science & Technology*, Vol.31, No.5-6, pp.97-104 (1995)

8)Jakubowski, W., "Giardia and Cryptosporidium" Fifth Japan/US Workshop on Sewage Treatment Technology, (1995)

9)Korich, D.G., Mead, J.R., Madore, M.S., Sinclair, N.A., Sterling, C.R., Effect of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on Cryptosporidium parvum oocyst viability, *Applied & Environmental Microbiology*, Vol.56, No.5, pp.1423-1428 (1990)

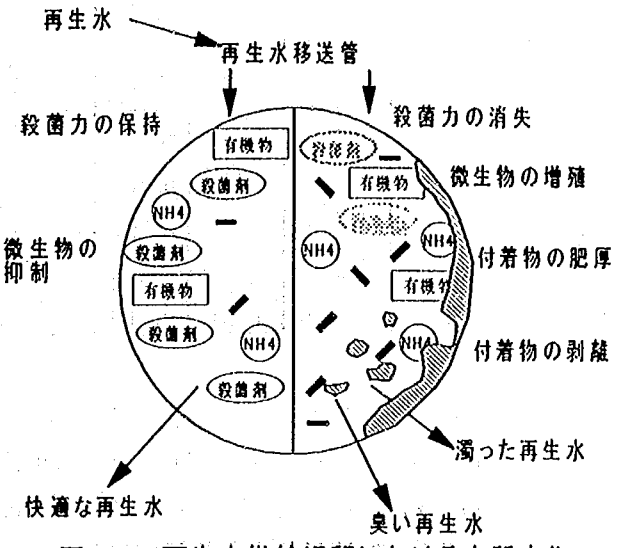
10)Campbell, A.T., Robertson, L.J., Snowball, M.R., Smith, H.V., Inactivation of oocysts of Cryptosporidium parvum by ultraviolet irradiation, *Water Research*, Vol.29, No.11, pp.2583-2586 (1995)

６．再生水供給施設に於ける水質管理手法に関する調査

三次処理研究室　室　　長　　鈴木　穣
主任研究員　　小越眞佐司

１．はじめに

再利用の普及拡大と大規模化に伴って、再生水が利用施設に到達するまでの間に水質が劣化し、臭気の発生や着色・濁り・浮遊物の増加によって外観の悪化を来すことが懸念される。このような再生水質の劣化を防止し、快適な水質の再生水を供給するためには、輸送・貯留の間に生じる水質の変化とその原因を把握して、薬剤の注入や、劣化を見込んだ再生処理水質の設定を行うなどの対策を講じておく必要がある。本調査は、先ず再生水処理施設から再生水利用者への受け渡し点に至る過程で生じる水質変化とその原因を明らかにし、次に一定の供給水質を保持するための手法を明らかにし、処理水再利用の普及・推進に資することを目的とするものである。



図－１　再生水供給過程における水質変化

調査は平成６年度から開始し、既存再利用施設の実態調査によって、細菌の増殖やＳＳ・鉄分・色度の増加が生じる場合があること、高水温期は残留塩素が速やかに消費されること、残留大腸菌群の構成が移送前後で保持されること、残留塩素濃度が高い再生水に常時接触している移送管内は微生物スライムが少ないこと等を確認した。室内実験による移送中の再生水質変化に関する検討では、管壁に生じたスライムの剥離がＳＳ増加の原因であること、付着物厚さは流速によって制御されること、ケルダール性窒素の残留した再生水では硝化細菌が付着物中に多く生息しアンモニア性窒素の硝酸化が生じること、これら微生物の活動を抑止するために必要な塩素注入率は 3.5mg/L 以上であると考えられること等を明らかにした。

今年度は最終年度にあたり、付着微生物の種類や塩素等の薬剤によって微生物を制御する手法を検討した。

2. 再生水管路付着微生物に関する検討

2. 1　付着微生物の鑑別方法

A市の再生水輸送管路内壁面から採取した付着物、あるいは前年度の室内実験において模擬移送管路として使用したチューブの内壁面から採取した付着物を鑑別対象の試料とした。試料は採取後冷蔵保存され、採取から一週間以内に試験に供した。

試料の希釈液を４種類（PGY、R2A、ISP、m-Endo)の培地に植種（塗沫法）し、各培地ごとに、生成したコロニーを表－１に示すような外観上の特徴が一致するいくつかのグループに分類した。グループ分けの結果の例を表－２に示した。次に、同一グループに属するコロニーの数の、同じ培地上に生じた全コロニーの数に対する割合に応じて、総数約３０を各グループに割り振り、各グループ毎に割り振られた数に応じた数のコロニーから菌を分離し、二次培養を行った。二

表－１　コロニーの分類のための外観項目

平面形状	円　小粒　不定　等
周縁形状	円　鋸歯　葉　渦　波　等
断面形状	凸　台形　半円　扁平　等
表面粗さ	平滑　粗
色調	色相　濃淡　等
透明感	透明　半透明　不透明
大きさ	直径　長径・短径

次培養した結果得られたコロニーのうち、元のグループの外観性状と一致しないコロニーが出現した場合を除き、一次鑑別試験を行った。一次鑑別試験の内容は表－３のとおりである。一次鑑別試験の結果に基づき、５種類の市販同定キット（api-20E, api-20NE, api-50CH, api-Staph., api-Strep.）の中から最も同定できる可能性が高いと考えられるキットを選び、種の同定を試みた。

表－２　コロニー外観による付着物構成細菌のグループ化の例

培地	No	コロニー形状 平面	コロニー形状 断面	直径（mm）	周縁形状	表面粗さ	色調	透明感	比率（%）	二次培養コロニー数
PGY	1	円形	台形	5～15	鋸歯	滑	黄色	半透明	94.4	22
	2	円形	扁平状	18	鋸歯	滑	黄色	半透明	0.5	1
	3	円形	凸円状	1.5	円	滑	白色	半透明	4.1	5
	4	円形	半円状	1.5	円	滑	淡褐色	不透明	0.5	1
	5	円形	台形	15	円	滑	鮮黄色	半透明	0.5	1
R2A	1	円形	台形	3～15	鋸歯	滑	黄色	半透明	84.5	24
	2	円形	凸円状	3	円	滑	黄白色	不透明	0.7	1
	3	円形	凸円状	1	円	滑	白色	不透明	13.7	4
	4	不定形	扁平状	1.5	葉	粗	白色	不透明	1.1	1
ISP	1	円形	台形	6	円	滑	黄色	不透明	80.3	19
	2	円形	凸円状	1.5	円	滑	白色	不透明	15.0	4
	3	円形	台形	5	円	滑	淡褐色	不透明	0.4	1
	4	円形	台形	15	葉	粗	黄色	不透明	3.6	3
	5	円形	凸円状	2	円	滑	黄白色	不透明	0.4	1
	6	円形	凸円状	0.9	円	滑	赤橙色	不透明	0.4	1

表－３　一次鑑別試験

試験名称	試験方法の概要
グラム染色性	Huckler変法による
菌体形状	顕微鏡観察
芽胞の有無	熱処理後培養（ｸﾞﾗﾑ陽性桿菌のみ）
運動性	半流動培地で培養
O・F試験	PYP培地＋麦芽糖 or ﾌﾞﾄﾞｳ糖
ﾌﾞﾄﾞｳ糖利用性	PYP培地＋ﾌﾞﾄﾞｳ糖
ｶﾀﾗｰｾﾞ試験	過酸化水素水滴下
ｵｷｼﾀﾞｰｾﾞ試験	市販ＯＸ試薬

2．2　A市再生水管渠付着微生物鑑別結果

Ａ市の再生水を送水している管渠の内面から採取した付着物（Ｉ）について行った一次鑑別試験結果の総括を表－4に示した。Ａ市で採取した付着物の試料からは m-Endo 培地上に生育する菌株は検出されなかったので、用いた培地の種類は３種類になっている。

Ａ市の他の地点から採取した付着物（Ⅱ）から単離した菌株も併せて合計180菌株のうち、先述の同定キ

表－４　A市付着物中の主要細菌の一次鑑別試験結果

培地	ｸﾞﾙｰﾌﾟ区 外観	ｸﾞﾙｰﾌﾟ区 一次鑑別	一次鑑別試験の結果 ｸﾞﾗﾑ染色	形態	OF-Glu.	OF-Mal.	運動性	嫌気発育	ｶﾀﾗｰｾﾞ	ｵｷｼﾀﾞｰｾﾞ	芽胞
PGY	1	1	－	桿菌	－	－	－	＋	＋	－	
		2	－	桿菌	－	F(－)	－	＋	＋	－	
	2	1	＋	球菌	O	O	－	－	＋	－	
	3	1	＋	球菌	－	－	－	－	＋	－	
		2	－	桿菌	－	－	－	＋	＋	－	
	4	1	＋(－)	桿菌	－	－	－	＋	＋	＋	－
	5	1	＋(－)	桿菌	F(－)	－	－	＋	＋	－	－
R2A	1	1	－	桿菌	－	－	－	－	＋	－	
		2	－	桿菌	－	F	－	＋	＋	－	
	2	1	－	桿菌	－	F	－	＋	＋	－	
	3	1	＋	桿菌	－	－	－	－	＋	－	－
	4	1	＋	桿菌	－	－	－	－	＋	－	－
ISP	1	1	－	桿菌	－	－	－	－	＋	－	
	2	1	＋	球菌	－	－	－	－	＋	－	
	3	1	＋	球菌	O	－	－	－	＋	－	－
	4	1	－	桿菌	－	－	－	－	＋	－	－
	5	1	＋	球菌	－	－	－	－	＋	－	
	6	1	＋	桿菌	－	－	－	－	＋	＋	＋

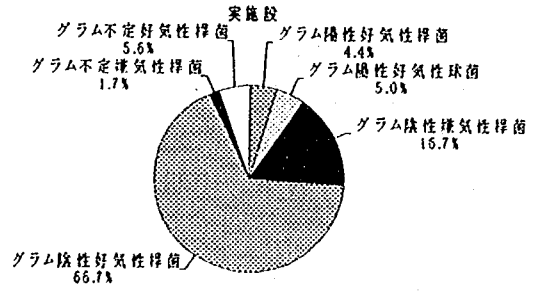
再生水質：ＴＯＣ7.6mg/L，Ｋ－Ｎ29.5mg/L，浮遊物1.6mg/L，ｐＨ7.3，残留塩素3mg/L，大腸菌群数0個/mL，一般細菌数42個/mL

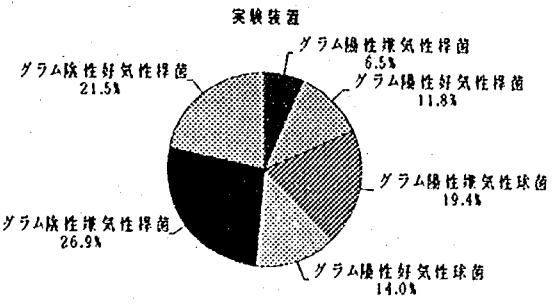
表－5　室内実験模擬管渠付着物中の細菌の一次鑑別試験結果

培地	グループ区分 外観	一次鑑別	一次鑑別試験結果 グラム染色	形態	OF-Glu.	OF-Mal.	運動性	嫌気発育	カタラーゼ	オキシダーゼ	芽胞
PGY	1	1	+	桿菌	−	−	−	−	+	−	−
	2	1	−	桿菌	−	−	+	−	+	+	
	3	1	+	桿菌	F	−	−	+	+	−	+
	4	1	+	球菌	O	−	−	−	+	−	
	5	1	+	球菌	−	−	−	−	+	−	
	6	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	−	
	7	1	−	桿菌	−	−	−	−	+	−	
	8	1	−	桿菌	−	−	−	−	+	−	
R2A	1	1	+	桿菌	F	O	−	−	+	−	+
	2	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	+	
	3	1	−	桿菌	F	−	−	+	+	−	
	4	1	−	桿菌	−	−	+	−	+	+	
	5	1	+	球菌	−	−	−	+	+	+	
		2	+	球菌	F	−	−	+	+	−	
	6	1	−	桿菌	−	−	−	−	+	−	
	7	1	−	桿菌	−	−	−	−	+	−	
	8	1	+	球菌	F	−	−	+	+	−	
ISP	1	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	−	
		2	−	桿菌	F	−	−	+	+	−	
	2	1	+	球菌	F	−	−	+	+	−	
		2	+	桿菌	F	−	−	+	+	−	−
		3	+	球菌	−	−	−	+	+	−	
	3	1	+	球菌	−	−	−	+	+	−	
	4	1	+	球菌	O	−	−	−	+	−	
	5	1	+	球菌	−	−	−	+	+	−	
	6	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	+	
	7	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	−	
m-Endo	1	1	−	桿菌	F	F	−	+	+	−	
	2	1	−	桿菌	−	−	−	+	+	−	

平均再生水質：ＴＯＣ15.6mg/L，Ｋ－Ｎ14.4mg/L，大腸菌群数 0個/mL，一般細菌数4.6×10^{3} 個/mL　塩素注入無し。

ットによって、少なくとも属まで特定できたものは34株で、 *pseudomanas*（21株）、 *sphingomonas*（5株）、*micrococcus*（6株）、 *bacillus*（1株）、 *streptomyces*（1株）であった。最も出現頻度が高いｸﾞﾙｰﾌﾟのうち、白色で直径1mm 程度の表面が滑らかなコロニーを生成したものの一部は *pseudomonas* 属であった。しかし、同様に出現頻度が高い、黄色で表面が滑らかなコロニーを生成するグラム陰性の好気性ないし通性嫌気性桿菌は属まで同定できなかった。後者と同様の特徴を備えたものも *pseudomonas* に属する可能性が高いと考えられる。何れも塩素濃度の高い環境でも生存できる性質を備えている種類と考えられる。





図－2　付着細菌の構成

2.3　模擬移送管付着微生物鑑別結果

再生水移送室内実験装置で模擬管渠に生成したスライムについても、実施設から採取した付着物と同様に細菌の鑑別試験を行った。その結果を表－5に示した。模擬管渠には未消毒の処理水（膜分離活性汚泥処理実験の処理水で、膜の一部が破損しているため、大腸菌群が微量であるが流出している）を通水している。図－2に示すように、付着細菌の構成がＡ市再生水管付着物の場

合とは異なっており、グラム陽性菌、嫌気性細菌及び球菌の出現頻度が高くなっていた。A市の再生水送水管の付着物中の細菌鑑別試験に用いたものと同じ同定キットを用いて試験を行った結果、模擬管渠付着物中から単離した103菌株のうち46菌株について、少なくとも属まで特定することができた。それらは、*pseudomonas*(12株)、*micrococcus*(22株)、*bacillus*(8株)、*aeromonas*(3株)、*acinetobacter*(1株)であった。

3. 消毒剤による細菌増殖抑制に関する検討

3．1　塩素による細菌の増殖抑制効果

再生水管渠内に生育する細菌によって生じる水質の劣化等を防止するためには、移送中に細菌が増殖しないことが必要な条件である。再生水利用施設では、暫定指針で定められた大腸菌群数を保持するため塩素が注入されるが、大腸菌群以外の細菌に対する抑制効果は不明である。また、前年度までの実態調査によって、再生水の利用が一様ではないため、移送ルートによっては滞留時間が長くなり、残留塩素が消失する場合もあることが明らかになっている。そのため、塩素の保持と再生水中の細菌増殖抑制について実験により検討を行った。

（1）再生水中の塩素保持に関する検討

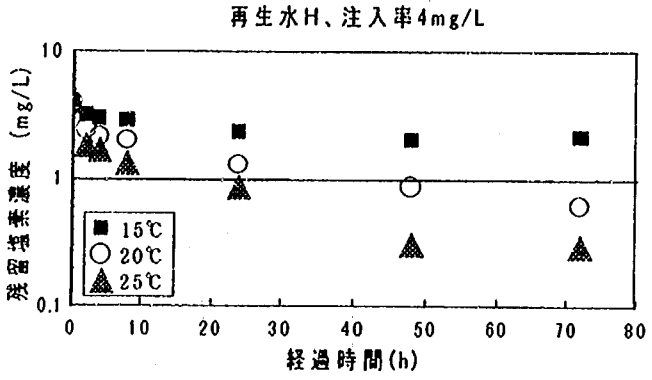
模擬再生水に塩素を添加し、時間経過と保持濃度の関係を調べた。図－3はその結果の1例である。図－3に示される様に残留塩素濃度は注入後数時間以内に多くが消費された後、緩やかに減少して行く。また、水温が高いほど残留塩素の減少は速い傾向にある。緩やかな減少を示す部分は片対数紙上で直線的であり、残留塩素濃度をC(mg/L)、速度定数をk、経過時間をt(h)として次式で近似できる。

$$\ln(C) = kt + A \quad \cdots\cdots(1)$$

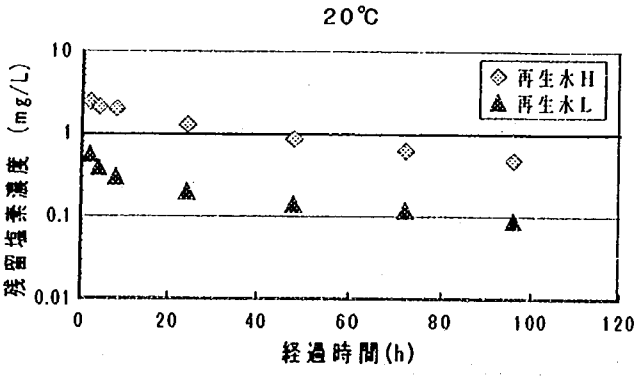
（Aは定数）

図－4は同じ条件で再生水の水質が異なる場合を比較したもので、再生水の水質によっても塩素の残留量に違いのあることがわかる。図－4のHはTOCが10～17mg/L、NH4-N が3～10mg/L の有機物濃度とアンモニア濃度が高い再生水であり、LはTOCが7～11mg/L、NH4-N が0.1～1.1mg/L の有機物濃度がより低くアンモニアの残留がほとんどない再生水である。より高度な水質の再生水であるLのほうが塩素の消費量が大きい結果となっている。この現象は、アンモニアの残留がある場合はクロラミンの生成によって比較的高い残留塩素濃度が保持されると考えることによって説明できる。

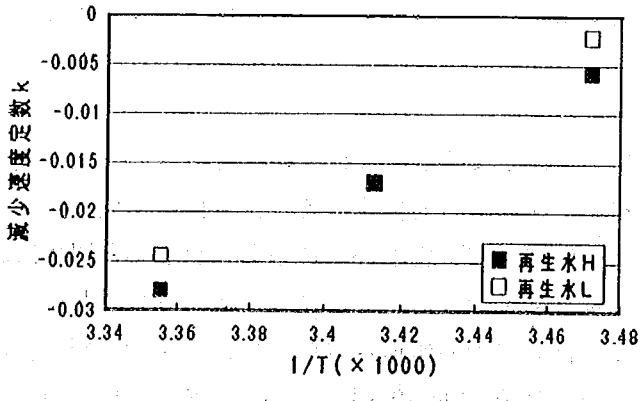
図－5は塩素注入濃度を4mg/L としたときの各温



図－3　残留塩素濃度の時間変化



図－4　再生水質の影響(4mg/L注入)



図－5　減少速度定数のアレニウスプロット

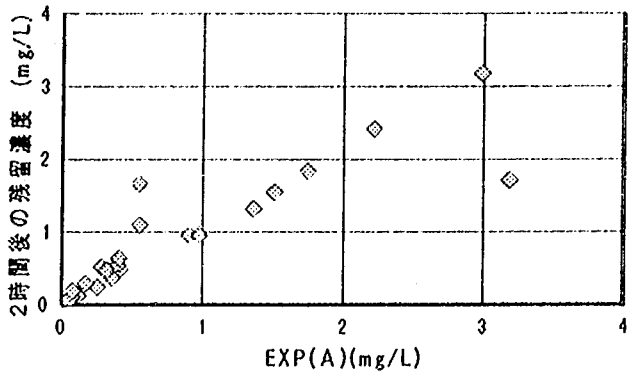
度における塩素保持実験結果から、注入後２時間以降の残留塩素の減少について式(1)を適用し、得られた減少速度定数ｋについて温度との関係をアレニウスプロットにしたグラフである。図－５から残留塩素の減少速度定数は再生水の水質の違いによる差は少なく、ほぼ同じ値とみなすことができる。そうして求めた減少速度係数ｋと温度の関係は、Ｔを絶対温度（Ｋ）として次式となった。

$k = 191/T - 0.666$……(2)

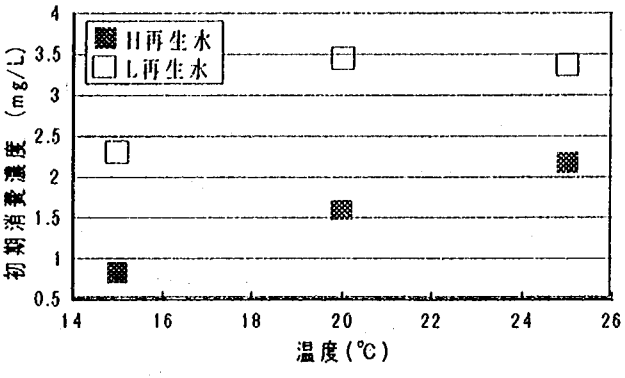
(1)(2)式をあわせると、注入後７０時間程度まではｔ時間が経過した後の残留塩素濃度Ｃは、

$\ln(C) = (191/T - 0.666) \times t + A$……(3)

で表される。Ａはｔ＝０の減少曲線の値であるが、通常は注入濃度の対数と一致しない。図－６は exp（Ａ）と注入後２時間の残留塩素濃度との関係を表したものである。いくつかの点を除いて両者はほぼ一致しているとみることができる。したがって、ある時間経過後の残留塩素濃度を推定するには、注入後数時間で消費された後の残留塩素濃度を知ればよいということになる。



図－６　EXP(A)と初期残留塩素濃度



図－７　初期消費濃度と温度の関係

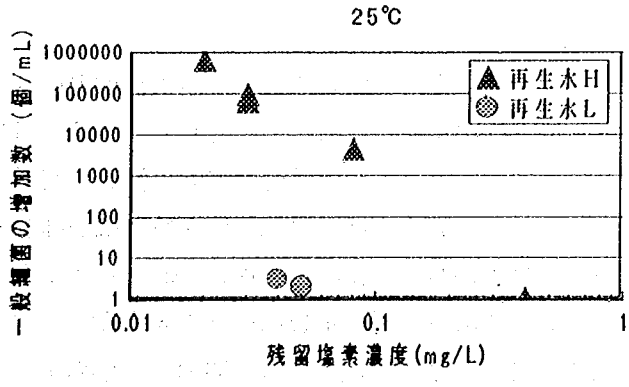
図－７は注入後２時間で消費された塩素濃度と温度との関係を表したもので、温度のほかに再生水の水質によって大きな違いのあることが示されている。多様な水質の変化が予想される実施設では、移送後の残留塩素濃度を推定するために現場で初期消費濃度を測定する必要があると考えられる。

表－６　一般細菌数と残塩の経時変化

塩素注入濃度 (mg as Cl/L)	再生水H			再生水L		
	1	2	4	1	2	4
一般細菌数 (個/mL)						
48時間後	15500	4	2	2	2	1
120時間後	72200	4400	2	5	2	3
192時間後	738000	99000	3	2	2	3
残留塩素 (mg as Cl/L)						
48時間後	0.04	0.25	1.12	0.05	0.09	0.10
120時間後	0.03	0.02	0.65	0.04	0.05	0.05
192時間後	0.02	0.03	0.40	0.04	0.04	0.05

（２）残留塩素の保持と細菌増殖抑制の検討

次に、再生水中に残留塩素がどの程度保持されていれば一般細菌の増殖を抑制することができるか検討を行った。前項の場合と同様に、有機物やアンモニア濃度が高いＨ（ＨＲＴ８時間の嫌気好気無酸素方式の膜分離活性汚泥処理水、膜に破損が有り一般細菌数1.95×10^5個/mL）と有機物やアンモニア濃度が低いＬ（Ｈを更に粉末活性炭と６時間接触後セラミック膜（孔径0.2μ m)でろ過したもの、一般細菌数 5/mL）の２種類の模擬再生水に一定量の塩素を注入し、温度２５℃で残留塩素濃度と一般細菌数の経時変化を測定した。測定結果を表－６に示す。再生水Ｌでは全ての条件で192時間後まで顕著な一般細菌の増殖は生じなかった。これに対し、再生水Ｈでは、



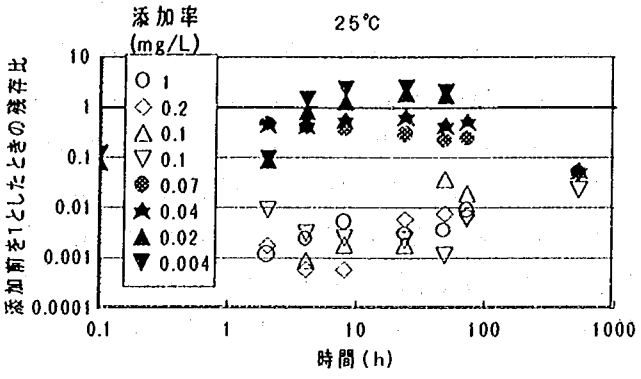
図－８　残留塩素濃度と細菌増殖の関係

残留塩素濃度の低下とともに一般細菌の増殖が認められた。図－８は区間の残留塩素濃度と一般細菌の増加数との関係を表し、再生水Ｈでは片対数紙上で直線的な関係である。そして、残留塩素濃度が0.4mg/L 以上あれば一般細菌の増殖は抑制されている。一方、再生水Ｌでは残留塩素濃度0.05mg/L 以上で細菌の増殖が生じていない。このような違いは再生水Ｈの残留塩素成分と推定されるクロラミンの制菌力が小さいことによるものと考えられるが、増殖可能な細菌が膜で阻止された可能性や塩素消費が少なかったことの影響も考えられる。

3.2　銀塩による細菌増殖の制御

塩素による消毒の残留効果を持続させるためには、実験に用いた再生水Ｈ程度の水質の場合、かなり高い残留塩素濃度の保持が必要である。しかし、塩素注入濃度を高めると薬品費が増大するほかに有害な塩素化有機物の発生も懸念される。そこで、塩素に変わる残留性殺菌剤として銀塩を検討した。実験は塩素の場合と同様の模擬再生水を用い、所定の銀濃度になるよう硝酸銀溶液を添加した。添加後の一般細菌数の経時的変化を測定して、細菌増殖抑制効果を検討した。

図－９は銀塩注入前の一般細菌数（10^3個/mL のオーダーで残存）を１として、残存比の経時変化を注入濃度毎に示したものである。残存比が１を超えたところは増加したことを表している。この結果、銀塩は0.1mg as Ag /L以上の添加率で高い殺菌能力を有し、その後の増殖も抑制できること、0.04mg/L の添加率でも添加前より菌が増加する事態には至らないが、0.02mg/L 以下の添加率では初期の数時間を除いて残存比が１を上回り、細菌増殖を長時間抑制できないことがわかった。



図－９　銀塩による細菌増殖抑制実験の結果

以上の結果から、再生水中の細菌の増殖を抑制し再生施設出口の水質を数日程度保つ目的であれば、0.05 mg/L 程度の銀濃度でその目的を達成することが可能であると考えられる。

銀は様々な製品に抗菌剤として用いられているが長期間摂取し続けると慢性中毒を起こすことが知られており、米国では水道水中の濃度が0.1mg/L 以下に規制されている。日本では労働環境の基準として定められているほかに水質としての規制はないが注意が必要であろう。なお、銀は高価であるが、注入率0.05mg/L であれば、薬剤費としては１ m^3あたり５円以下に抑えることができると考えられる。効果の持続性について更に検討が必要であるが、再生水の滞留による水質低下に対して一つの有効な対策になると考えられる。

4. おわりに

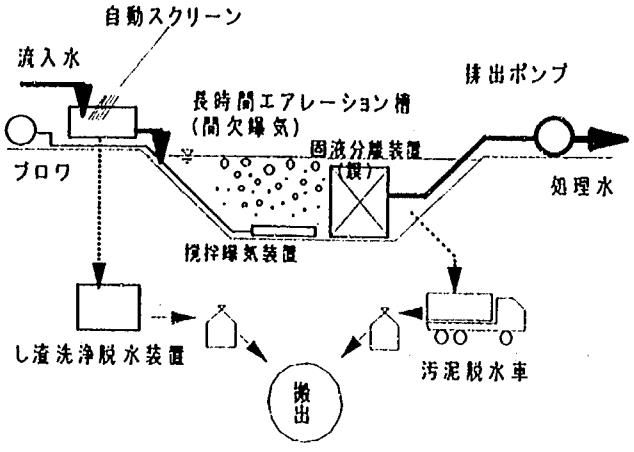
実態調査及び室内実験の結果、再生水管網内の死水部で残留塩素の消失に伴って、主として細菌の増殖によって付着物が増加し、剥離・脱落して、あるいは微生物の反応によって、水質の劣化が引き起こされているものと推定された。細菌学的な調査の結果、付着物を構成する微生物は塩素耐性も有し、多様であることがわかった。これらの菌は環境条件が整えば急激に増殖すると考えられ、その栄養素となるケルダール性窒素や有機物の削減が再生水質管理のための抜本的対策と考えられる。しかし、これらを完全に除去することは非現実的であり、再生水管内に存在する微生物の増殖防止対策を欠くことはできない。一般細菌の増殖防止策を検討した結果、注入後数時間の塩素消費濃度を知れば３日間程度の残留塩素濃度を推定することが可能であり、一般細菌の増殖抑制が可能な塩素濃度の管理に役立てることができること、銀塩は高価であるが細菌の増殖抑制剤として有効であり、長時間の効果が期待できること等が明らかになった。

７．移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査

三次処理研究室　室　長　鈴木　穣
主任研究員　小越眞佐司
与儀　和史

1. はじめに

主として地方の広域の下水道事業において、下水道管渠布設が下水道供用開始のボトルネックとなる地区の処理開始を早めるため、移設式暫定処理方式が考えられている。本課題は、移設式処理場について処理機能や維持管理性に加え、移設の施工性や経済性の点からも検討を行うことを目的として、平成８年度から２カ年の計画で実施しているものである。なお、短い調査期間であるため、処理機能、維持管理性、移設可能性等、施設機械に関する検討は民間企業との共同研究によって実施している。また、移設式施設としては、仮設・暫定施設という観点から、恒久的な土木建築設備が不要で、機械装置も単純なもので済み、移設に際しては道路構造や車両制限の制約を受けず、簡単に移動できる方式として、次の様な方式を選んだ。すなわち、処理施設の主体である生物反応槽は現地に素掘りで築造し遮水シートで水密性を保つ方式、処理方式は安定性・信頼性が高く維持管理が容易な長時間活性汚泥法であり、最終の固液分離は活性汚泥性状に左右されず確実な分離性能が得られる膜分離法である。図－１にその概要を示した。今年度は、前年度に開始した民間企業との共同研究を継続して簡易反応槽に設ける機械装置の改良や運転法を検討し、処理性能と維持管理に関する基本的な知見を得た。また、２つの移設型処理方式を想定して総合比較し、移設による整備方式の費用等を試算した。



図－１　移設可能な下水処理施設の概要

2.　素掘り反応槽と膜分離の組合せによる簡易処理の検討

2．１　実験方法

実験装置は茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北浄化センター内の土木研究所湖北総合実験施設内に設置した、上部が7.6m ×8.3m、法面勾配45度、深さ2.5m、水深2mで貯水量50m³のビニルシート張り素掘り反応槽と、初沈代替のろ布走行型自動スクリーン、反応槽内に設置するエアレーション装置、同じく反応槽内に設置する固液分離膜装置（日処理能力50m³、膜面積178～312m²）からなっている。流入水は湖北浄化センターの沈砂池流出部から揚水した生下水で、平成９年１月にＯＤ法実験施設の活性汚泥を投入し、２４時間滞留の間欠曝気方式で運転を開始した。エアレーション装置と固液分離用膜分離装置の組合せは、ほぼ１１週間毎に表－１に示す通りに変更した。

表－１　エアレーションと膜の組合せ

期	期間	エアレーション	膜
Ⅰ	'97. 1.16---'97. 3.22	水中撹拌曝気	平膜
Ⅱ	'97. 3.23---'97. 6. 9	ｽｸﾘｭｰ撹拌曝気	中空糸
Ⅲ	'97. 6.11---'97. 9. 3	ｲﾝｼﾞｪｸﾀ撹拌曝気	平膜
Ⅳ	'97. 9. 5---'97.11.22	水中撹拌曝気	中空糸
Ⅴ	'97.11.23---'98. 2.10	ｽｸﾘｭｰ撹拌曝気	平膜
Ⅵ	'97. 2.11---'98. 3.31	ｲﾝｼﾞｪｸﾀ撹拌曝気	中空糸

膜の仕様	平膜	中空糸膜
材質	ﾎﾟﾘｵﾚﾌｨﾝ	ﾎﾟﾘｵﾚﾌｨﾝ
孔径（μm）	0.4μm	0.2μm
膜面積（m²）	178～225 m²	312 m²
基本運転方法	8分吸引2分休止	16分吸引4分休止

処理水を一定流量で排出する方式であるため、反応槽の水位が流入水量の変動によって変動する。しかし、素掘り反応槽は上部が広いすり鉢型であることに加え、２４時間という長い滞留時間であるため、比較的小さな水位変動によって、流入水量の変動が吸収できる。図－２はⅤ、Ⅵ期の実験プラントの水位変動（＝計算値：ほぼ実測値に等しい）で、日平均流量に対し0～300％に及ぶ水量変動が30cm 以内の水位変動で吸収でき、流量調整槽は不要であった。

２．２　実験結果

２．２．１　有機物の除去

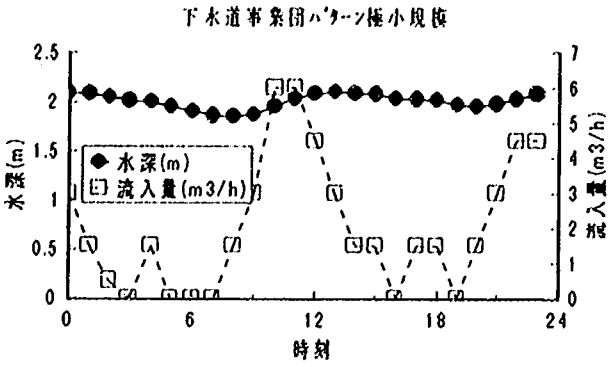
全実験期間を通じて BOD、COD は安定して除去された（図－３、４）。図の流入水はスクリーン処理後の反応槽への流入水である（以下の図５、６も同じ）。この流入水に対し処理水では BOD では95％以上、COD(Mn)では80％以上、COD(Cr)では90％以上の除去率が得られた。また、図－４に示されるとおり、COD(Mn)の残留濃度はほぼ一定で、１年を通じて極めて安定した有機物除去が行われた。後述のように実験後半では活性汚泥濃度が上昇した結果、反応槽の DO が低下した時期には、処理水の BOD と COD(Cr)がわずかに増加する傾向がみられた。

２．２．２　窒素の除去

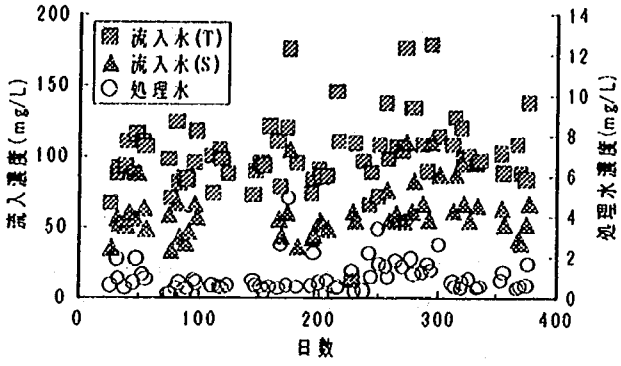
窒素除去を行うためのエアレーション装置の ON-OFF 間隔は季節や装置の種類によって多少の違いがあったが、１～２時間サイクルのうちエアレーション時間33～25％、撹拌時間67～75％で脱窒が進行した。条件設定のための期間と後述の膜の閉塞による負荷削減の期間を除いて、上記の運転条件で安定した除去が行われ、処理水 T-N　3mg/L 以下、窒素除去率90％以上であった。この時の残存窒素は有機態窒素が主体であった。膜の閉塞によって負荷が減ったⅤ期（300日以降）は、膜閉塞防止用の曝気量を増したことも影響して反応槽の無酸素状態が不十分になった。その結果、脱窒素反応が不安定になり硝酸性窒素が残留することが多くなり、T-N 除去率は低下した。

２．２．３　細菌の除去

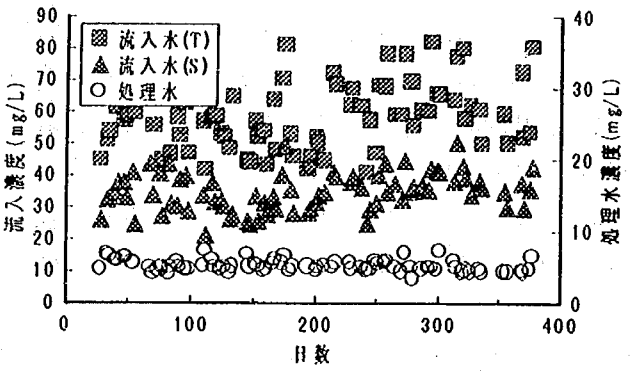
処理水中の大腸菌群数は、100mL 中1000個以下のレベルを常時維持し、通常の再利用や放流に際して



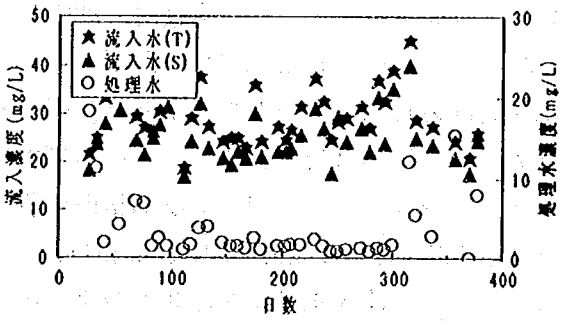
図－２　流量変動と素堀反応槽の水位



図－３　BODの処理状況



図－４　COD(Mn)の処理状況



図－５　窒素の処理状況

の消毒は不要であることを確認した。親水利用の目安である100mL 中50個以下も、膜の破損が生じない限り十分達成できることがわかった。従属栄養細菌数は 1mL 中に10^3～10^5個のオーダーで検出されたが、一般細菌数は1mL 中に1000個以下であった。細菌類の検出は、配管内に存在したものの増殖、サンプリング中の混入、実験作業中の不手際により膜を傷つけたこと等に起因するものと考えられる。

2．2．4　活性汚泥濃度

本実験では、余剰汚泥の引き抜きを行わない状態で長期間の運転を行った。反応槽 MLSS 濃度は次第に増加し、夏期には無機化が進行して、安定～減少となったが、平成９年１０月には MLSS 濃度が1%を超過し、その後の水温の低下も加わって次第に次の様な問題が顕著に現れることとなった。即ち、① 曝気装置の酸素供給が不十分になり反応槽内の DO 濃度が上昇しない、② 膜の吸引圧力が増加し保安装置の作動により膜の運転が停止し処理水量が減少する、等である。DO 不足に対しては無酸素好気時間比を変更して好気時間を延ばし、膜の運転停止に対しては、閉塞対策として膜面流速を高めるために曝気量を増加させたが、先述のような処理水質への影響が現れることとなった。図－８は第Ｖ期における膜の吸引圧力変化の例である。

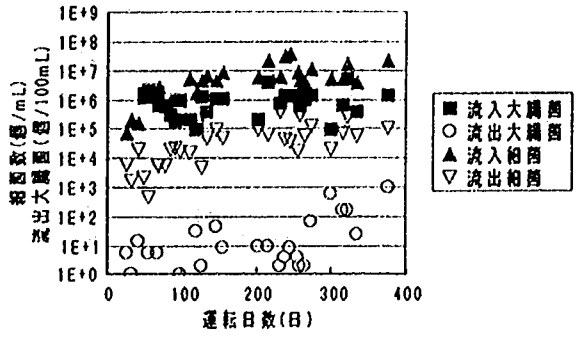
2．2．5　その他

全期間の運転を通じて、この方式は処理水質が大変安定していることがわかった。図－９はⅢ期に行った２４時間調査の結果で、水量や水質の変動が処理水質にほとんど影響を与えていないことがわかる。

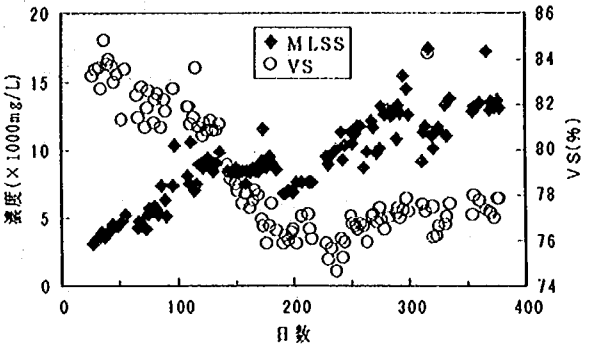
また、維持管理は容易で、日常の運転は無人化できることがわかった。

3. 素掘り反応槽と膜の組合せによる移設式下水処理施設を用いた下水道整備コストに関する検討

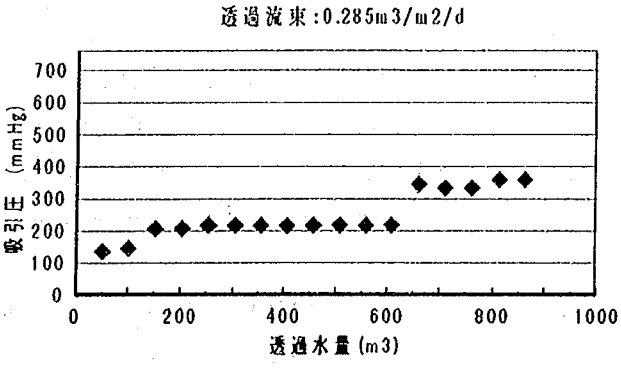
管渠網整備が終了した地域から、移設式下水処理施設による供用開始を行うことによって下水道供用開始を早める場合の費用を、移設処理方式毎に比較した。比較対象とした移設式下水処理方式はステンレス鋼板製の好気性ろ床法と素掘り反応槽の長時間曝気に膜分離法を組み合わせた簡易膜処理法の２方



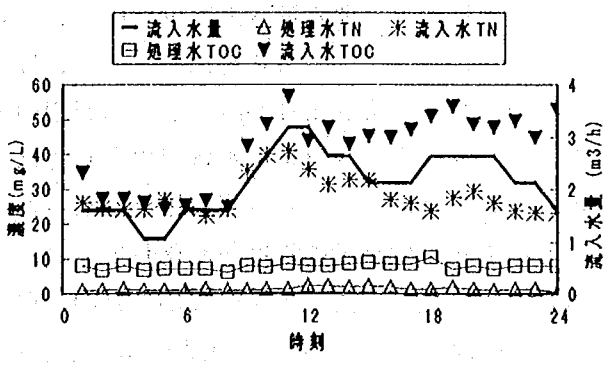
図－６　大腸菌群と従属栄養細菌の除去



図－７　活性汚泥濃度の推移



図－８ 吸引圧力変化の例(Ｖ期薬洗後)

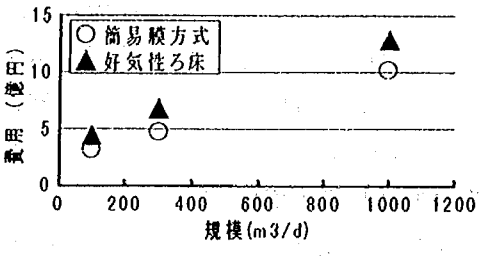


図－９　処理水質の時間変動例

表－２　移設式下水処理施設の費用試算条件

項目		簡易膜方式			好気性ろ床方式		
		100m³/d	300m³/d	1000m³/d	100m³/d	300m³/d	1000m³/d
建設費	揚水ポンプ	65φ10mH ×2	80φ ×2	100φ ×2	65φ10mH ×2	80φ ×2	100φ ×2
	流量調整槽	〃	〃	〃	17m³	50m³	167m³
	主ポンプ	〃	〃	〃	65φ10mH ×2	80φ ×2	100φ ×2
	脱水機棟付スクリーン	0.75m³/m	0.75m³/m	1m³/m	0.75m³/m	0.75m³/m	1m³/m
	最初沈殿池	〃	〃	〃	10.4m³	30.5m³	50m³×2
	主反応槽	12m ×14m	13m ×24m	19m ×35m	2.3m φ	4m φ	5.1m φ×2
	曝気送風機	2Nm³/m ×2	6Nm³/m ×2	20Nm³/m ×2	0.4Nm³/m ×2	1.1Nm³×2	1.8Nm³×2
	洗浄送風機	〃	〃	〃	4.2Nm³/m ×2	12Nm³×2	21Nm³×2
	洗浄ポンプ	〃	〃	〃	80φ10mH ×2	150φ ×2	300φ ×2
	処理水槽	〃	〃	〃	23.5m³	63m³	267m³
	洗浄排水槽	〃	〃	〃	27m³	84.6m³	270m³
	処理水ポンプ	40φ8mH ×2	→	120φ ×2	〃	〃	〃
	汚泥濃縮槽	〃	〃	〃	14m³	42m³	140m³
移設	主反応槽	土構造物＋遮水シートで現地に新設			主反応槽も全て移設。2.5m×3m以内に分解して移設。		
	その他	機械・電気は移設、距離20km、工数積み上げ					
維持管理	汚泥処理	2m³/h 週1回	3m³/h 週1回	5m³/h 週2回	2m³/h 週1回	3m³/h 週1	5m³/h 週2回
	膜洗浄	水洗は月1回、薬洗は年1回			〃	〃	〃
	膜交換	五年で全数交換			〃	〃	〃
	水質管理	IN、EFF各1			IN2, EFF1	→	IN2, EFF2
	消毒	〃	〃	〃	固形塩素	→	→
	日常管理	巡視　0.2/W	→	〃 0.3/W	巡視　0.5/W	→	〃 1/W

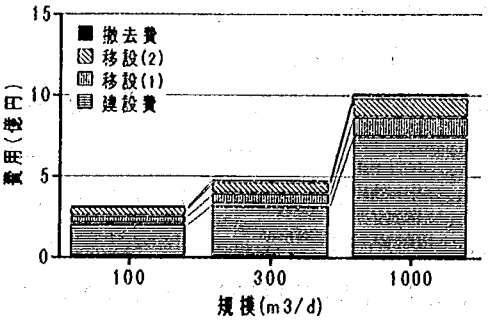
式である。処理施設規模を100、300、1000m³/d の３段階に想定し、一カ所の使用期間が５年で、２回移設し、のべ１５年使用する条件で、用地（借地）費を除く建設費と維持管理費を試算した。試算に当たって膜処理法で使用する膜の寿命は５年間とし、月に一回水洗浄を行い、年に一回薬液洗浄を行うこととした。なお、５年経過後の膜の交換コストは、材料費＋交換経費とし、維持管理費に算入した。その他の試算条件と想定施設の概要は表－２に示すとおりである。



図－１０　総建設費

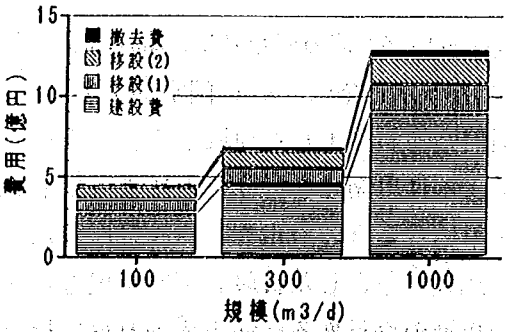
３．１　建設及び移設に関する費用の試算結果

移設式処理施設の建設と移設にかかる費用の合計である総建設費の試算結果は、図－１０に示すとおりで、施設の構成が簡単で移設機器数の少ない簡易膜処理方式が安価であった。



図－１１　膜方式総建設費の内訳

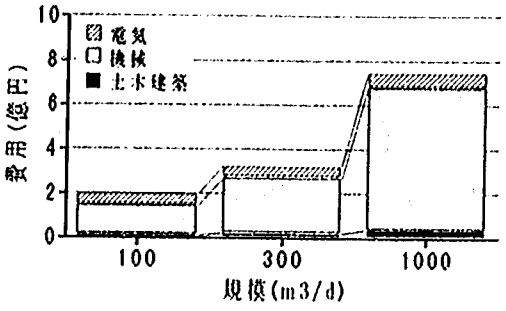
図－１１、１２は総建設費試算結果の中味を、移設に係る費用と当初の建設に係る費用とに分けて示したものである。建設費全体の中で最も大きな割合を占めるのは、何れの方式の、どの規模の場合でも当初の建設費で、移設に要する費用や最終撤去に要する費用は少ないという試算結果であった。しかし、二つの方式を比較すると、好気性ろ床方式では簡易膜処理方式より移設にかかる費用の占める割合が大きく、移設方式の暫定下水処理場としては素堀反応槽を用いる簡易膜方式の方が有利な結果となった。また、好気性ろ床法式では施設の規模が変化しても建設費に対する移設費の比率がほとんど変化しなかったのに対し、簡易膜方式では移設費の比率は規模が大きいほど小さくなった。



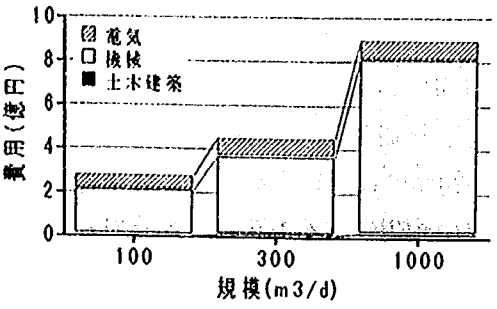
図－１２　ろ床式総建設費の内訳

次に総建設費の中で最も大きな比率を占める当初の建設

費の内訳を工事種別で示したのが、図－１３，図－１４である。何れの場合も機械工事費のウエイトが最も大きく、８０～９０％を占めている。次いで電気工事費の占める割合が大きく、比較的土木建築費が大きいはずの簡易膜処理方式でも土木建築費の占める割合は常に最下位であった。反応槽を移設する好気性ろ床法式では、ステンレス鋼製の水槽の費用がかさむことからある程度予想された結果であるが、簡易膜方式でも同様に機械工事費の割合が高かったのは予想外の結果であった。その要因の一つは予備機の設置にあると考えられる。今回の試算では、１台で最大負荷に対応できるポンプやブロワを選定しているが、予備機にも同一能力の機器を設置している。そのため、主要な機器費が単純に２倍となり、これが設置工事費や電気工事費にも影響を与えていると考えられる。移設式の暫定的な施設に対しては処理機器のバックアップ体制について従来とは異なる簡便な方式を取り入れることが必要であると考えられる。



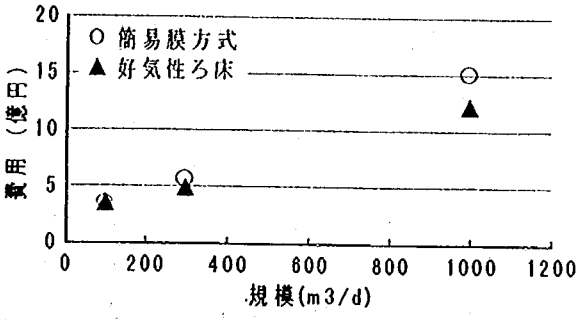
図－１３　膜方式当初建設費内訳



図－１４　ろ床式当初建設費内訳

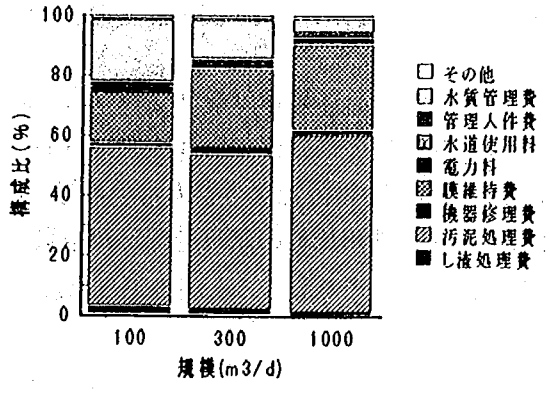
３．２　維持管理に関する費用の試算結果

暫定施設として使用される１５年間の維持管理費を試算した結果、図１５に示すとおり、好気性ろ床方式の方が安価であった。図－１６，１７は維持管理費の内訳を示したもので、本試算条件の下では次のようなことが云える。汚泥処理を移動式脱水車で行った後、ケーキで処分することを想定したものであるためか、汚泥処理費の割合が高い。簡易膜処理方式では次に膜の維持費（洗浄経費と交換費）が大きいウェイトを占め、これらの割合は施設規模が大きくなるに従って増大する。電力料金が維持管理費全体に占める割合は小さいが施設規模が大きくなるに従ってその割合は増加する。極小規模な施設では水質管理費が比較的大きなウエイトを占めるが、管理人件費などと同様に施設規模が大きくなるとそのウエイトは低下する。

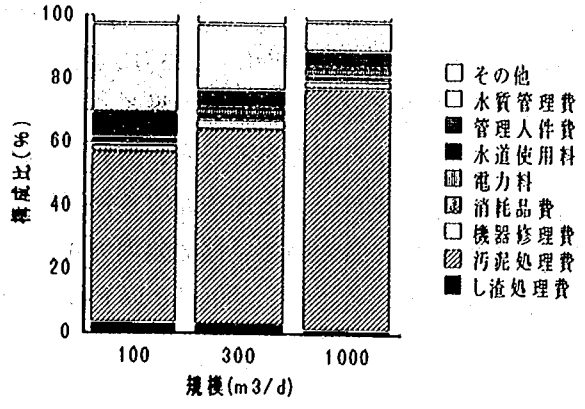


図－15 維持管理費の試算結果(15年)

３．３　移設式施設による下水道整備に伴う費用

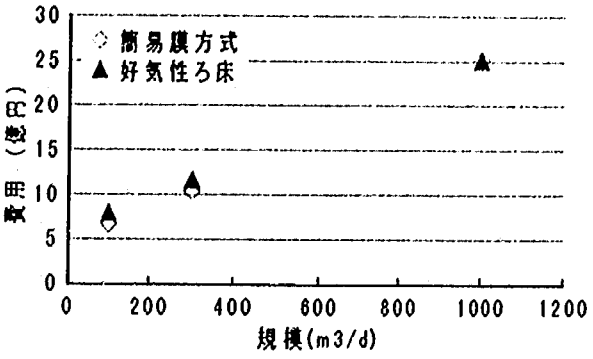


図－16　膜方式維持管理費



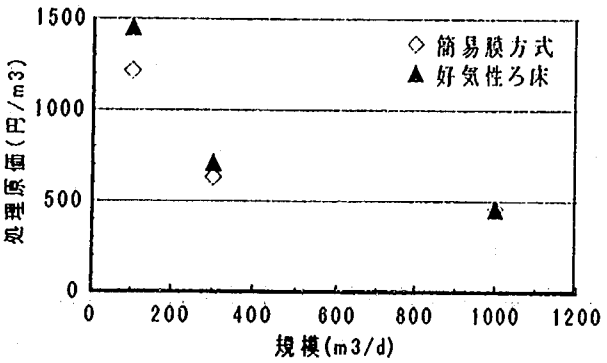
図－17　ろ床式維持管理費

図－１８は移設式整備による下水道整備を行った場合の１５年間の建設費と維持管理費の合計として費用を示したものである。施設の規模が 100 m³/d と 300 m³/d では簡易膜分離方式が安価であり、1000 m³/d では、好気性ろ床方式の方がわずかに安価であるという結果になった。これを下水処理量 1m³ あたりで表すと図－１９のようになり、1000 m³/d 未満では好気性ろ床方式で整備した場合の方が規模縮小によるデメリットが大きく不利であるとみることができる。また、図－２０に示すように、簡易膜処理方式は総費用に占める建設費の割合が好気性ろ床方式より低く、施設用地の確保に必要な経費が小さい場合には、初期の投資を少なくして整備率を高める上で、より良い選択になるものと考えられる。

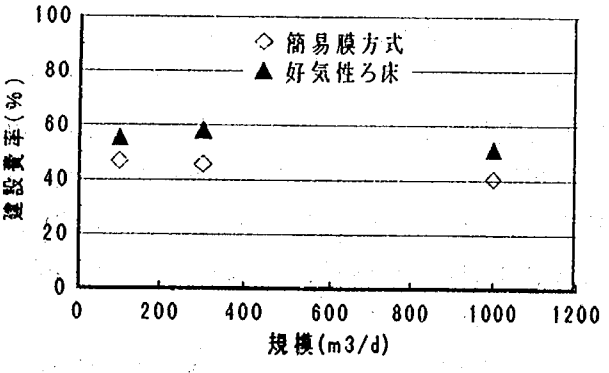


図－18　移設式整備の総費用

図－１９に示された処理原価が高い原因の一つとして、今回の試算では暫定的な処理施設でありながら恒久的な下水処理施設と同様の設備基準を適用したことが考えられる。図－２０、１３、１４に示した様に、処理原価の約半分は建設費であり、その大部分は機械・電気の設備関連工事費が占めている。これらは予備機の設置や、割高な高耐久の専用品を用いたことによるものと考えられる。、また、維持管理費の中で大きな割合を占める汚泥処理費については、移動式脱水車以外の暫定処理施設向きの簡易な脱水方式について検討する必要があると考えられる。



図－19　処理原価



図－20　総費用に占める建設費の割合

4. おわりに

素堀反応槽と膜分離活性汚泥法の組み合わせる簡易膜処理についてパイロットプラント実験とその結果に基づく費用試算を行った。簡易膜処理方式は簡単な施設構成でありながら水量や水質の変動に対して緩衝能力が大きく性能が安定しており、消毒を行うことなく衛生学的に安全な処理水を得ることができる。また、必要であれば窒素分を９０％程度の高い除去率で処理することが可能であること、ＭＬＳＳ濃度10000mg/L 程度までの高濃度の活性汚泥に対応でき、余剰汚泥の発生量が少ないことが確認できた。さらに、無人運転が可能で、維持管理の省力化が可能である。このような実験結果に基づいて、移設処理方式として好気性ろ床方式と費用比較の試算を行った結果、この方式が移設に適していること、300m3/d 以下の極小規模で、より有利な方式であることが推定された。

８．下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査

三次処理研究室　　室　長　鈴木　穣
研究員　吉澤　正宏

１．はじめに

下水処理場は、水質汚濁防止施設として、良好な処理水質を得ることを主目的としている。しかし、下水処理場は、エネルギーを使用して、流入する物質を汚泥や排気ガス等に変換する、いわば物質の変換システムである。下水処理場の評価基準が、消費エネルギー、排出ガス、資源の有効利用、水環境に与える影響等と多様化してきていることから、これらの評価基準のもとに下水処理システムを最適化し、環境に対する負荷を最小にする必要がある。

２．研究の目的及び方法

本研究は、多様な評価基準に対して最適な下水処理・資源回収システムを提示することを目的とする。そのため、本研究ではまず、下水処理場に対する要求を、処理水、汚泥、エネルギー、排出ガスについて整理するとともに、既存の下水処理場における物質フローとエネルギー消費構造を調査する。これにより、下水処理場における要素プロセス及び全体システムに関して入・出力特性を把握するとともに、多様な観点からプロセス及びシステムの評価を行う。この結果を受けて、システムの改良を目的として、要素プロセスの改良及び開発、要素プロセスの組み合わせ法の検討を行い、要求されるタイプ毎に最適なシステムを提示する。また、社会生活の変化に伴って起こりうる、あるいは政策的誘導によって生じうる流入下水条件の変化も想定し、対応するシステムについて検討する。

３．平成８年度までの調査内容

（１）日本及びドイツの下水処理場における物質フロー及びエネルギー消費構造について調査を行った。

（２）生物学的りん除去法の水処理過程における有用資源（Ｋ、Ｍｇ）の挙動についてパイロットプラントによって調査し、それらの汚泥中含有率が、りん含有率と正の相関があり、生物学的りん除去法を行うことが、Ｋ、Ｍｇの回収率向上につながることを示した。次いで、生物学的脱りん法を採用する下水処理場において実態調査を行った。生物学的脱りん法によりＫ、Ｍｇは、りんとともに標準法より高い含有率で汚泥中に移行するが、汚泥処理過程中の嫌気的雰囲気下で再放出され、水処理系に返流された。凝集剤添加を併用した場合にも、これらの金属は返流水中に移行した。このことから、有用資源であるＫ、Ｍｇをより多く回収するための汚泥処理手法の検討が今後必要と考えられた。

（３）固定化担体を投入したA_2O法のシミュレーションモデルについて検討した。

（４）内生脱窒法による窒素、りん処理水質の高度化について、りん再放出の制御手法を明らかにするとともに、処理水窒素の安定的低濃度化のための制御可能性を示した。

4．平成９年度の調査内容

4．1　下水処理場の物質フロー及びエネルギー消費構造

８年度に引き続き、下水処理場における物質フロー及びエネルギー消費構造について把握するため、実態調査を行った。本年度は、固液分離法に注目して検討するため、従来の「最初沈殿池＋反応タンク＋最終沈殿池」に代わる「高効率固液分離槽＋担体投入型反応タンク＋上向流ろ過池」という新しい下水処理システムを採用しているM処理場を調査対象とした。

この新下水処理システムは、建設省総合技術開発プロジェクトとして昭和60年度から平成元年度までの５ヶ年にわたって実施された「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」の研究成果の一つである。本プロジェクトは、下水処理の省エネルギー、低コスト化や下水処理施設の省スペース化等を開発目標に研究開発を行ったものであるが[1]、その成果の実際への適用例として再評価を行うことも今回の調査目的の一つである。以下に、本システムの特徴を簡単に示す。

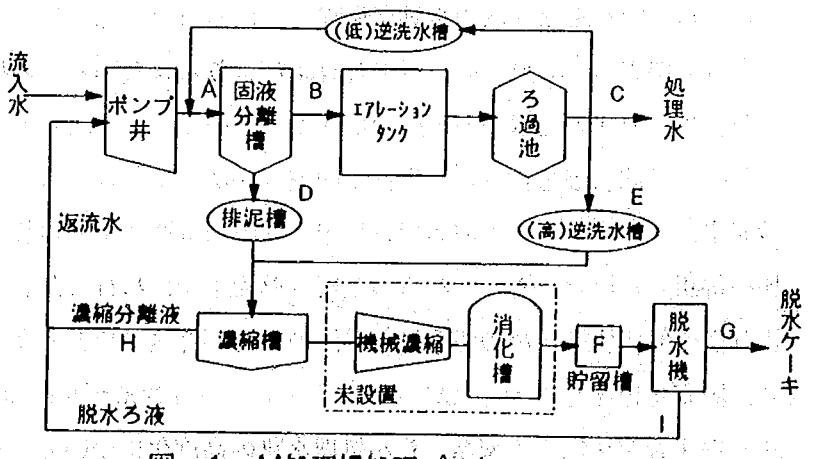
①高効率固液分離槽：浮上性ろ材を充填させることにより生下水の直接ろ過を可能とした。最初沈殿池よりも大きい水面積負荷で高いSS除去率を達成することができ、処理施設の省スペース化、また後段の反応タンクへのSS性の負荷を大幅に低減させることが可能である。

②担体投入型反応タンク＋上向流ろ過池：微生物固定化担体を投入した反応タンクとSS捕捉量の大きい上向流ろ過池を組み合わせたもので、下水中の汚濁物質（前段に高効率固液分離槽を置くことで、溶解性の汚濁物質が主となる）は固定化微生物により除去し、汚泥の返送は行わない。担体により微生物濃度を高濃度に保つことができるので滞留時間を短縮化することが可能である。また、ろ過による固液分離では、最終沈殿池よりも大きい水面積負荷が可能であるとともに、バルキング等による汚泥の流出がないため処理水質の安定化が図られる利点がある。

4．1．1　運転状況

M処理場の処理プロセスを図－１に、水処理系１池（処理能力：1,800m³/d，４池で１系列）の設備仕様を表－１に示す。

現在、水処理系は２池分が稼働している。高効率固液分離槽（以下、固液分離槽）では、沈殿した生汚泥及び洗浄排泥を排泥槽に貯めた後、濃縮槽へ移送しており、上向流ろ過池（以下、ろ過池）では、洗浄排水のうち初期の比較的高濃度の排水は高濃度逆洗水槽に貯めた後、濃縮槽へ、また低濃度の排水は低濃度逆洗水槽に貯めた後、固液分離槽直前の流入水路へ、それぞれ移送している。



図－１　M処理場処理プロセス

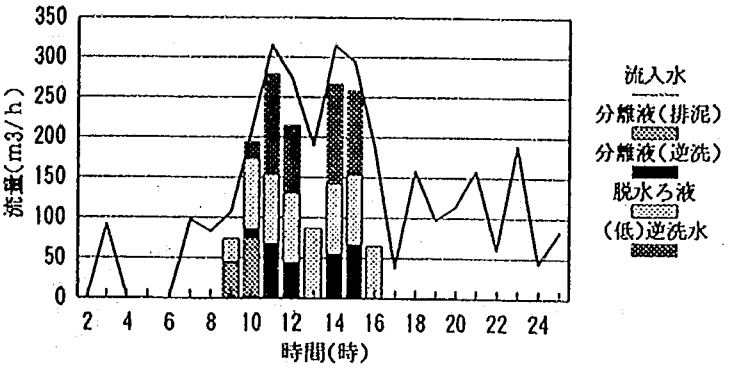
汚泥処理系は、まだ汚泥発生量が少ないため、機械濃縮設備、汚泥消化設備は整っていない。（重力）濃縮槽は１池（水処理系の１系列４池分相当）が稼働し、汚泥脱水は１週間に１～２日、昼間のみ

の運転となっている。濃縮槽の越流水及び脱水ろ液は、ポンプ井に返流されている。

流入水量は、現有水処理設備の処理能力（日最大3,600m³/d）に対し、平成９年度の平均水量が1,680m³/d、調査日の水量が1,990m³/dであった。排泥槽及び高濃度逆洗水槽は４系列分の排泥、排水が順次送られ、一定量貯まるとそれぞれの移送ポンプが作動して排泥、排水が濃縮槽へ移送されるようになっており、現在の水量では前者が１日１回、後者が１日２回の運転となっていた。ところで、これらの移送ポンプは濃縮槽と同じく水処理系１系列分が稼働したときの能力があり、現在のところ、最大限に減速させているものの、短時間のうちに１日間又は半日間の排泥、排水を移送してしまい、限られた時間帯に濃縮分離液の越流量が大きくなることとなっている。水処理系への流入水量を平均化するため、夜間の比較的生下水量の少ない時間帯に濃縮分離液が発生するよう運転プログラムを変更しているが、調査日にあっては、本来のプログラムによって運転を行った。図－２に調査日の１時間毎の固液分離槽流入水量と返流水等（濃縮分離液〔排泥投入時及び高濃度逆洗水投入時〕、脱水ろ液及び低濃度逆洗水）の発生状況を示したが、時間最大315m³/h（7,560m³/d）に達することもあり、時間帯によっては水処理設備の処理能力の２倍程度の流入水量があった。

表－１　水処理設備の仕様

高効率固液分離槽	ろ過面積	27.9m²
	容積	158.9m³
	ろ材	仕様：波型円筒状プラスチックろ材（外径14mm　長さ15mm） 充填高：2.2m 充填率：40v/v%
担体投入型エアレーションタンク	容積	567m³(189m³/槽×３槽) HRT(対日最大流量)＝7.6h
	担体	仕様：中空円筒型ポリプロピレン製（外径4mm 内径3mm 長さ5mm） 充填率：40v/v%
上向流ろ過池	ろ過面積	40.3m²
	ろ材	砂（充填高　900mm）， 砂利（充填高　1400mm）



図－２　固液分離槽流入水量の変化

４．１．２　物質フロー

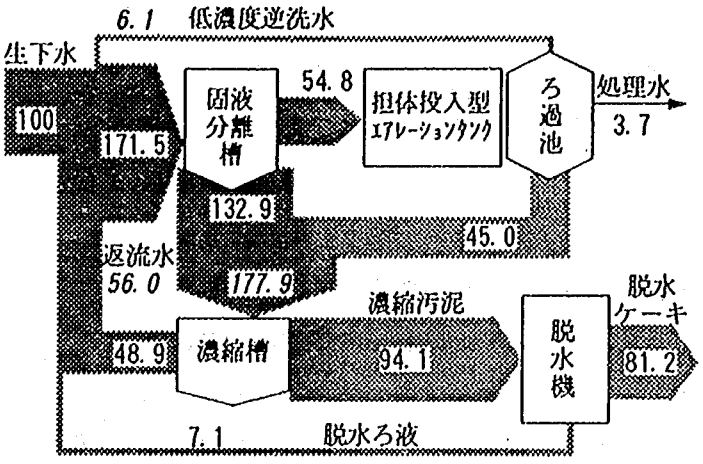
物質フローを把握するため、図－１のＡ～Ｉでサンプリングを行った。Ａ～Ｃは、調査日直近の日平均流入量をもとに、固液分離槽、反応タンク及びろ過池の水理学的滞留時間（生下水の流入量ベース）分をずらしながら３時間毎１日間のサンプリングを行った（24時間調査）。夜間は、オートサンプラーによりサンプリングを行った。Ｄ，Ｅは、槽内に設置された攪拌機を作動させ、よく混合された試料を24時間調査日とその翌日の２回、サンプリングを行った。Ｈは、排泥が移送されている時間帯及び高濃度逆洗水が移送されている時間帯（排泥の移送ポンプが優先され、同時に移送されることはない）のそれぞれ中間くらいで、水質が安定したと考えられた試料を、Ｄ，Ｅ同様２回、サンプリングを行った。Ｆ，Ｇ及びＩは、脱水機稼働時間中に２回（24時間調査日の午前と午後）、サンプリングを行った。

Ａ～Ｃは流量加重平均値を、その他は平均値を用いて物質フローを求めた。生下水の値は、直接の試料採取が困難であったため、返流水の流入しない時間帯の固液分離槽流入水の試料から求めた。低濃度逆洗水のサンプリングは行わなかったため、以下の物質フローではろ過池まわりの収支計算によった。また、上記のような運転状況、サンプリング方法であることから、返流水に関わる収支は合い難くなっていた。

（1）ＳＳ（図－３）

固液分離槽におけるSS除去率は、77.5%と最初沈殿池の一般的な値である30～40%に比べて高く、反応タンクへのSS性の負荷が十分低減されていた。

濃縮槽においては、投入SS量に対する越流SS量が27.4%とやや高く、固形物回収率（設計値：85%）が低くなっていた。これは、固形物負荷60kg/(m²・d)、有効水深３ｍと標準的な設計を行い、実際に固形物負荷は十分満足しているものの、逆洗水によって投入量が通常よりも大きくなっており（濃縮槽投入量/生下水量＝17%）、十分な滞留時間、水面積負荷が得られていなかったためである。一般に濃縮槽の滞留時間は12h程度（この場合、水面積負荷は十分に低く、その算定は省略される）としている[2]が、ここでは、排泥槽汚泥投入時に1.7h（水面積負荷：約42m/d）、高濃度逆洗水投入時に2.8h（同：約26m/d）と非常に小さくなっていた。高い水面積負荷のために沈殿汚泥の巻き上げが生じていたものと考えられる。

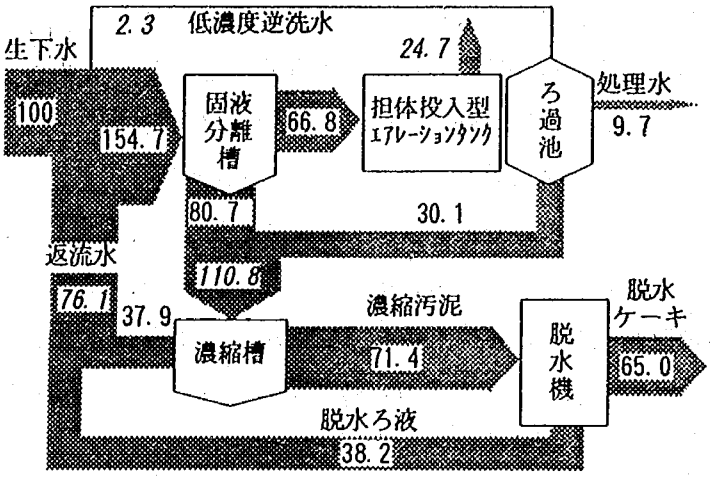


図－３　物質フロー（ＳＳ）

（2）ＣＯＤ（図－４）

固液分離槽において52.2%の高い（SS性の）COD_{Cr}除去率が認められた。

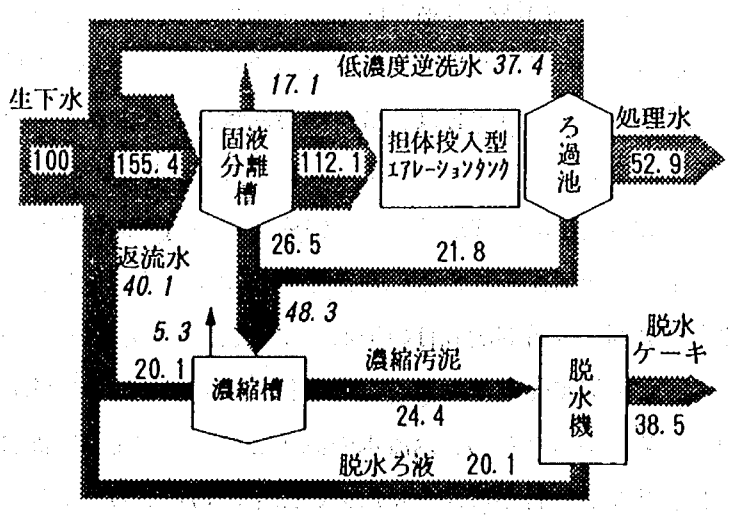
反応タンクにおける除去量は、固液分離槽流出水と反応タンク流出水（５検体、夜間の採取なし）の差より求めた。



図－４　物質フロー（COD_{Cr}）

（3）窒素（図－５）

本プロセスでは、後述するように硝化が進行することから、処理水を利用した低濃度逆洗水やろ布洗浄水にはNO_x-Nが含まれており、固液分離槽流入水の平均NO_x-N濃度は、3.4mg/lとなっていた。固液分離槽流出水のNO_x-N濃度は0.3mg/lであり、固液分離槽において脱窒反応が行われていることが分かる。これによる窒素の除去量は、17.1%と計算された。同様に、高濃度逆洗水に含まれていたNO_x-N（13.3mg/l）が濃縮槽において脱窒、除去されており、



図－５　物質フロー（窒素）

この量が5.3%であった。その他、汚泥として除去される分があり、処理水中には52.9%となっていた。

（4）りん

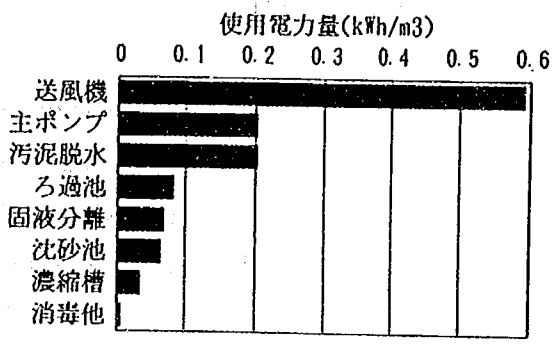
処理水りん濃度は、生下水りん濃度よりも大きくなっていた。これは脱水ろ液に含まれる高濃度のPO_4-Pの影響であり、脱水機が稼働している場合にのみ現れる現象である。所定の汚泥発生量があり、濃縮汚泥の貯留槽での滞留時間が減少すれば解消されると考えられる。

（5）カリウム、カルシウム及びマグネシウム

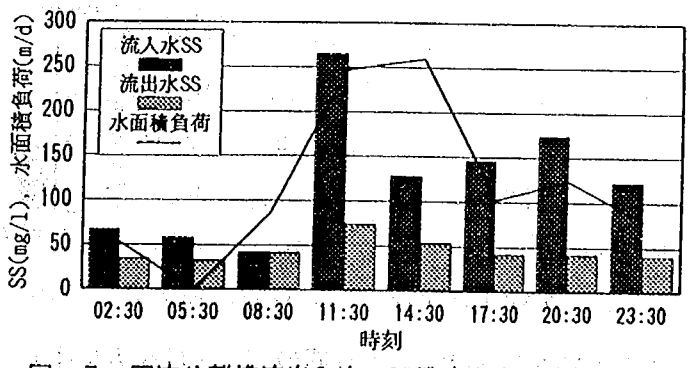
昨年度報告の標準活性汚泥法と同じく、処理水中濃度は流入水とほぼ同じであった。脱水ケーキ中の含有率は、それぞれ0.6%、3.7%及び0.5%であった。

4．1．3　エネルギー消費構造

図－6は、平成9年度（施設能力に対する流入率＝25%）のプロセス毎の消費電力量を示したものである。全体で処理水量1m³当たり1.26kWhと、当該規模の処理場としては高い値であった。このうち送風機が0.59kWh/m³と約半分を占めるが、担体を流動化させるため設計値に近い運転となっていたために大きな値となったものである。設計水量で除せば、0.24kWh/m³となる。主ポンプは、前述したように洗浄水や逆洗水によって通常よりも返流水量が多くなることから、通常法よりは大きくなるものと考えられる。また、脱水については8年度報告のC処理場の0.05kWh/m³に比べて高くなっているが、汚泥消化を行うC処理場では流入水1m³当たりの脱水機供給汚泥量が79.2gTSであったのに対し、M処理場のそれは、濃縮汚泥をそのまま脱水するため109gTSと高くなっていたことが原因の一つであろう。まだ初期段階の域にあり、いずれも水量が増加すればこれよりも小さい値をとるものと考えられる。



図－6　プロセス別使用電力量

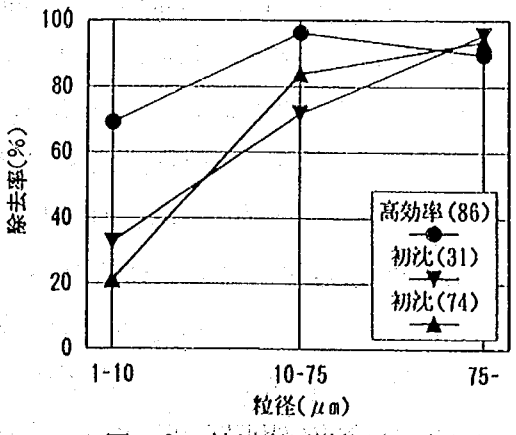


図－7　固液分離槽流出入水のSS濃度と水面積負荷の変化

4．1．4　処理特性の評価

（1）ＳＳ

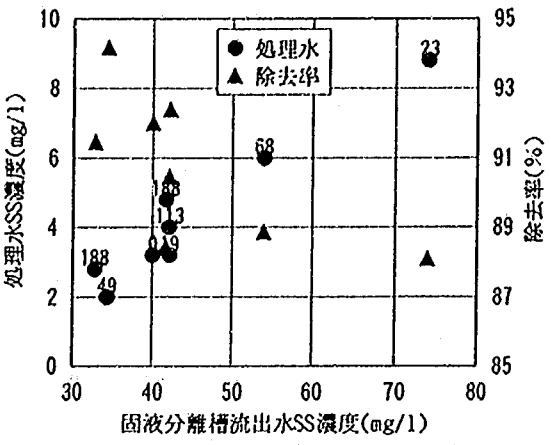
図－7に固液分離槽の流入水・流出水のSS濃度及び水面積負荷の経時変化を示す。時間は、流入水の採取時間で表した。流入水と流出水の採取時間の差は1.5hであり、水面積負荷は、この1.5h中の平均値で示した。流入水のSS濃度は42～265（平均156）mg/l、水面積負荷は0～247（平均112）m/dまで変化し、流出水のSS濃度は、33～74（平均52）mg/lとなった。前述のように、低濃度逆洗水を含め返流水が



図－8　粒径別浮遊物質の除去率
凡例中（　）の数字は水面積負荷(m/d)

短時間のうちに生じることから、非常に高い水面積負荷が見られることがあったが、流出水の水質は比較的安定していた。

図－８は、粒径（１～10μm、10～75μm及び75μm以上）毎の浮遊物質の除去率を示したものである。この時の水面積負荷は86m/dであった。併せて、最初沈殿池の場合を示している。最初沈殿池の水面積負荷は、35～70m/dを標準とする（分流式の場合）[2]が、この最小と最大に近い実験データ[3]を示しておいた。最初沈殿池では、20～30％程度と低い除去率となるような粒径１～10μmの浮遊物質に対しても、高効率固液分離槽では高い除去率が得られることが分かる。

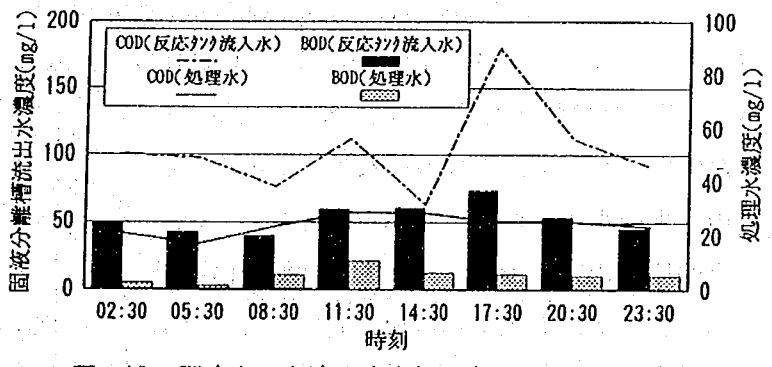


図－９　ろ過池におけるSSの除去特性
図中の数字はろ過速度(m/d)

次に、ろ過池の処理特性について検討する。ろ過池の流入水のSS濃度は、固液分離槽流出水のSS濃度とほぼ同じと考えられることから、これと処理水SS濃度及びSSの除去率との関係を求めた（図－９）。図－９から、ろ過速度は０～188m/dの変化があるが、処理水質はろ過池流入水質で決まると考えられた。当処理場の処理水SS濃度の目標値である５mg/lを達成するためには、ろ過池流入水のSS濃度を概ね50mg/l以下とする必要がある。また、SS濃度が５mg/lを越えるあたりから処理水の透視度が急激に悪化（100cm以下）していたことからも、ろ過池流入水のSS濃度50mg/l以下の運転管理が望ましいと言える。

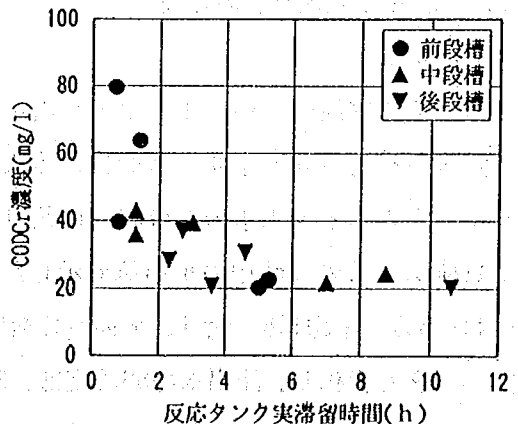
（２）有機物

Totalの有機物は前記SSの挙動と同様であることから、ここでは溶解性の有機物について検討する。図－10に反応タンク及び処理水のCOD_{Cr}及びBODの経時変化を示す。図－７同様、時間は固液分離槽流入水の時間相当で表す。固液分離槽流入水と処理水との採取時間の差は６hであった。反応タンク流入水では、返流水を受けていた昼間に高くなる傾向があるものの、１日間のピークは夕方に生じていた。一方、処理水はCOD_{Cr}で17.1～28.6mg/l、BODで1.7～10.7mg/lまで変化したが、ピークは返流水が流入していた昼間に生じていた。これは、返流水の水量が大きく、反応タンクでの実滞留時間が減少し、十分な処理が行われなかったためである。反応タンク流入水に見られた夕方のピーク時間帯では、反応タンクで十分な滞留時間があり、処理が良好に行われたと考えられる。



図－10　反応タンク流入水と処理水のCODとBODの変化

図－11に反応タンク各槽（前、中、後）までの実滞留時間とCOD_{Cr}との関係を示す。反応タンクの実滞留時間は、最小2.3hまで減少していた。実滞留時間５h以上で処理水COD_{Cr}濃度が20mg/l（B

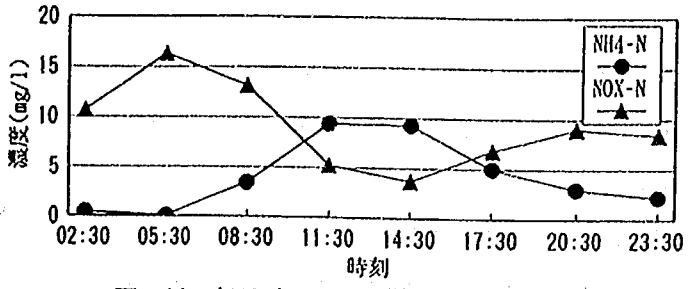


図－11　反応タンクの実滞留時間とCOD_{Cr}との関係

ODで約５mg/l）程度の平衡状態となることが分かる。実滞留時間５h以下では処理水質は急激に悪化しており、普及時には現在よりも返流水による負荷は緩和されると考えられるものの、返流水の管理が重要な要素となることは間違いない。

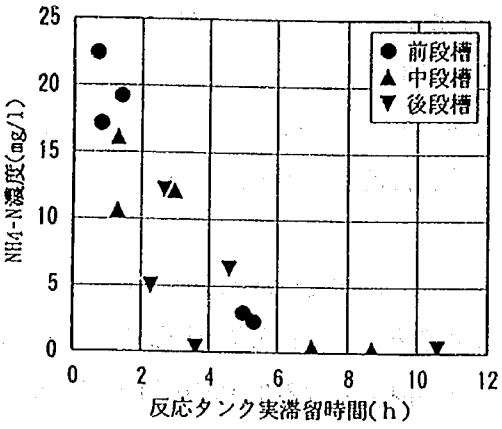
（３）窒素

固定化担体を投入していることから、滞留時間は小さいものの硝化細菌が増殖可能であり硝化が進行する。図－12に処理水のNH_4-N濃度及びNO_x-N濃度の経時変化を示す。流入水量が少なく滞留時間が長くなる夜～朝（処理水としては午前中にこの時間帯の水が出てくる）に完全硝化に達するとともに、昼間もある程度硝化反応が進行していることが分かる。この硝化反応に伴い、149～168（平均160）mg/lとほぼ一定であった固液分離槽流出水のアルカリ度は、処理水で28.6～114（平均71）mg/lとなった。ｐＨは、最も低い時で6.4であった。



図－12　処理水のNH4-N及びNOX-N濃度の変化

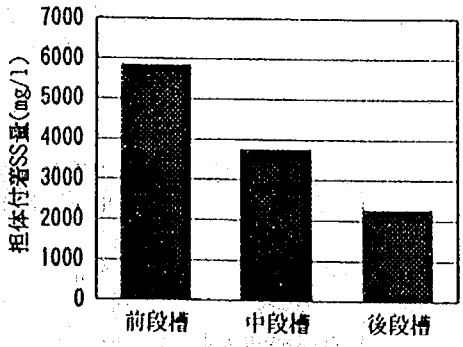
反応タンク各槽のNH_4-N濃度を実滞留時間で整理したのが図－13である。反応タンクの前段槽においても十分な滞留時間があれば硝化が進んでおり、前段槽の固定化担体上にも硝化細菌が増殖していることが分かる。各槽の担体を採取し、硝化速度試験によって最大硝化速度（水温：17.6～19.3℃）を求めたところ表－２の結果を得た。担体の投入率（40v/v%）をもとに反応タンク単位容積当たりの最大硝化速度も合わせて示している。硝化速度は中段槽で最も高くなっており、現状の負荷条件では中段槽において硝化細菌の最も増殖しやすい環境が得られているものと考えられた。前段槽は、担体単位容積当たり又は反応タンク単位容積当たりの硝化速度は後段槽と同程度であったが、付着SS量当たりでは、従属栄養細菌の付着量が多いために２分の１以下となっていた。浮遊SSの硝化速度は0.01mg/(h･SSg)以下と極めて小さく、反応タンク内の濃度も約50mg/lと低濃度であったことから、反応タンクにおける硝化反応は主に担体付着微生物により行われていたと言える。



図－13　反応タンクの実滞留時間とNH4-Nとの関係

表－２　反応タンク各槽担体及び浮遊SSの最大硝化速度

	最大硝化速度			
	前段槽	中段槽	後段槽	浮遊SS
反応ﾀﾝｸ容積当たり(mgN/(h･l))	2.33	4.83	1.95	0.38
担体容積当たり(mgN/(h･l))	173	393	155	－
(付着)SS量当たり(mgN/(h･g))	1.91	6.78	4.43	0.0086



図－14　反応ﾀﾝｸ容積当たりの担体付着SS量

（４）微生物濃度

返送汚泥がないため、前述のように反応タンク内の浮遊SS濃度は約50mg/lと低濃度であり、生物反応は専ら担体付着微生物によ

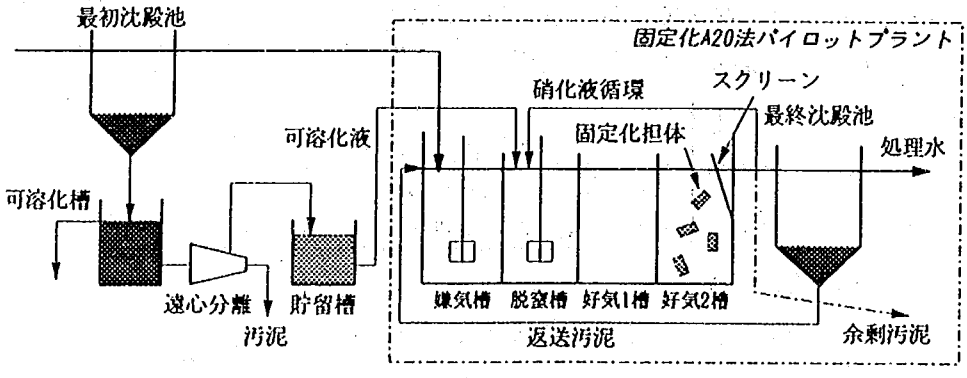
り行われる。図－14に担体付着SS盤を示す。後段槽でほぼ標準活性汚泥法のMLSS濃度相当となるが、前・中段槽では高い微生物濃度が維持されていた。担体の目視観察では、前段槽では担体の中空部分が完全に微生物で塞がり、外側にも緑毛目の群体等と考えられる微生物塊が広がっていた。中段槽では中空部分が抜けているものが散見され、後段槽では全て中空部分が抜けており、外側に広がる微生物塊は認められなかった。色相は、前・中段槽で灰～濃茶、後段槽で茶となっていた。

4．2　新排水処理システム実験

固定化A_2O法パイロットプラント（図－15参照）による下水高度処理実験から、低水温期において脱窒能力が低下すること、また、これに伴い温室効果ガスの一つである亜酸化窒素が多く生成されることが報告されている[1]。そこで、本年度は、脱窒槽における脱窒能力を高め、窒素除去の安定化・高度化を図るとともに亜酸化窒素の生成を抑制させることを目的とした新排水処理システムに関する実験を行った。これまでも脱窒反応に必要な有機物を追加するため、最初沈殿池をバイパスさせる等、生下水中のSS分を多く流入させることが行われているが、MLSS濃度が極めて高濃度化してしまい具合が悪かった。ここでは、図－15に示すように、生汚泥を可溶化槽（攪拌機を備えた貯留槽）に貯留、可溶化させ、これを遠心分離することにより選択的に溶解性有機物を脱窒槽に投入することを考えた。

可溶化槽滞留時間を24h、可溶化遠心分離液（可溶化液）の投入量を反応タンクの全流入量の１％とし、反応タンクの運転条件は、HRT：８h、SRT：15d、汚泥返送率：50％、及び硝化液循環率：150％に設定した。

表－３に最初沈殿池流出水（初沈流出水）、可溶化液の水質、両者を合わせた反応タンク流入水の平均水質及び可溶化による水質の増加率＝((反応タンク流入水－初沈流出水)/反応タンク流入水)×100％を示す。最初沈殿池における生汚泥の引抜速度が大きすぎたため、可溶化槽のSS濃度が3,626mg/lとやや低くなったものの、可溶化液の溶解性COD_{Cr}濃度は199mg/lとなり、反応タンク流入水として5.2％増加させることができ



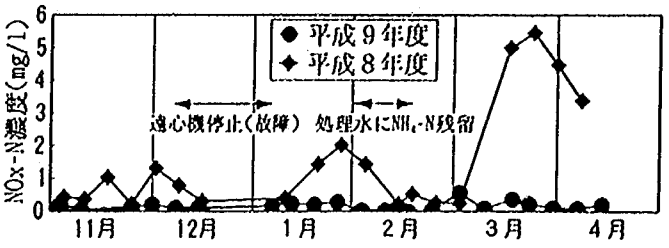
図－15　パイロットプラントの概要

表－３　可溶化液等の主な水質と可溶化による流入水質の増加率

	D-CODCr	NH4-N	PO4-P	T-CODCr	T-BOD	T-N	T-P	SS
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
初沈流出水	55.6	20.3	1.40	254	142	24.2	3.30	57.9
可溶化液	199.2	31.3	3.68	423	256	34.8	5.52	44.8
反応ﾀﾝｸ流入水	58.4	20.6	1.45	257	144	24.4	3.34	57.6
増加率(%)	5.2	1.1	3.3	1.3	1.6	0.9	1.3	－

た。同時に、NH_4-Nが1.1%、PO_4-Pが3.3%増加していた。pHは6.9であった。

図－16に低水温期の脱窒槽NO_x-N濃度の変化を示す。期間中の水温は概ね20℃以下、平均値で平成8年度が15.9℃、平成9年度が15.6℃であった。本年度は昨年度に比べ、NO_x-N濃度が安定的にほぼ0mg/lが達成されていた。有機物負荷の増加に伴い、担体付着汚泥が肥大化するとともに処理水中にNH_4-Nが残留したが、好気1槽の曝気量を増加させたところ処理水質は回復した。



図－16　脱窒槽NOx-N濃度の変化

表－4　MLSS濃度，担体付着SS量等の比較

年度	MLSS濃度	MLVSS/MLSS	担体付着SS量
	mg/l	%	mg/担体g
平成8年度	3498	74.4	12.6
平成9年度	3649	82.6	11.3

MLSS濃度、MLVSS/MLSS及び担体付着SS量の比較を表－4に、主な処理水質の比較を表－5に示す。MLSS濃度は4.3%増となるが、この濃度で安定しており水処理プロセスに支障はなかった。ただし、汚泥の有機物含有率が74%から83%に増加しており、汚泥処理プロセスへの影響を検討する必要がある。担体付着SS量は、適切な曝気量があれば大きな差違はないと言える。処理水質（低曝気量の影響があった期間を除く）は、NO_x-N濃度が8.3mg/lから6.4mg/lに改善され、可溶化によって増加したD-COD_{Cr}、NH_4-N及びPO_4-Pによる処理水質の悪化は認められなかった。このように、本システムによって窒素除去の安定化、高度化が効果的に図られた。更に循環率を高め、窒素除去の高度化を行うことが可能であると考えられる。

表－5　主な処理水質の比較

年度	D-CODCr	NOX-N	NH4-N	PO4-P
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
平成8年度	18.3	8.3	0.43	0.23
平成9年度	19.0	6.4	0.41	0.11

4．3　下水処理のTHMFP・TOXFPによる評価

下水処理場は、水質汚濁防止施設として、はじめ有機物や浮遊物質の除去、次いで放流先水域の富栄養化防止のための栄養塩類（窒素・りん）の除去というように、評価対象を広げてきている。近年には、水道原水水質の保全のため、主にトリハロメタン先駆物質の削減を目的として、平成6年に「水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律」「特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が定められ、下水道事業は、上記目的の達成の上で重要な施策として位置づけられている。このことから、下水処理においても、有機ハロゲン化合物生成先駆物質の除去の観点からの評価が必要であると考えられる。

ここでは、高度処理法の処理過程での有機ハロゲン化合物生成能の変化についての調査を、固定化A_2O法パイロットプラント（図－15参照、但し、可溶化液の投入は行わない）によって行った。パイロットプラントの流入水質（年間平均値）を表－6に示す。

流入水、反応タンク各槽の混合液及び処理水をサンプリングし、トリハロメタン生成能(THMFP)及び全有

表－6　パイロットプラント流入水質

水質項目	T-CODCr	D-CODCr	T-N	D-N	NH4-N	T-P	D-P	PO4-P
濃度(mg/l)	165	48	24.4	21.3	17.3	2.72	1.77	1.58

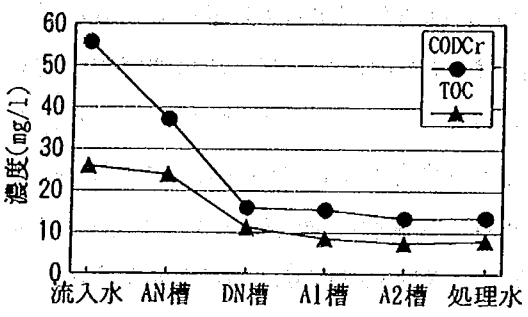
機ハロゲン化合物生成能(TOXFP)を測定した。THMはヘッドスペース/ガスクロマトグラフ(ECD)法（GC-ECD：島津GC-17A, ECD-17）により、TOXはUSEPA Method 450.1 1980（TOX計：三菱化学TOX-10 Σ）により測定した。

（1）処理状況

窒素については、ほぼ完全硝化に達していたものの、脱窒槽において若干、NO_3-Nが残留し、溶解性窒素の除去率は59%であった。りんについては、生物学的りん除去が良好に行われており、処理水中の溶解性りん濃度は0.3mg/l程度となっていた。溶解性の有機物は、脱窒槽までにほぼ吸着除去され、脱窒槽以降、緩やかな変化にとどまっていた（図－17)。

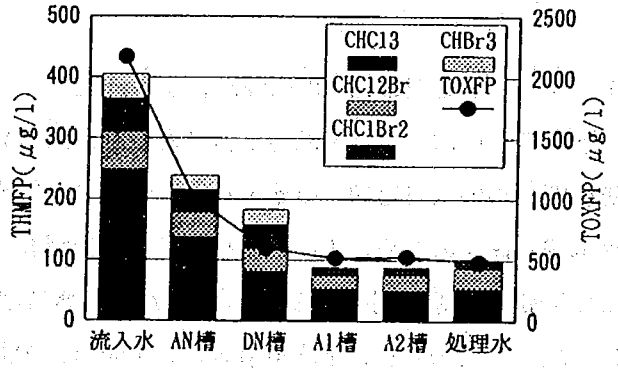
（2）THMFP、TOXFPの処理過程の変化

THMFP及びTOXFPの下水処理過程における変化を図－18に示す。全てGF/Bろ紙による溶解性試料である。THMFPについては、THM4成分を積み上げて示しているので、棒グラフの頂点を結べば流下方向のTHMFPの変化を表す。下水処理によって溶解性のTHMFP、TOXFPは流入水の約1/4に減少し、それぞれ102、488μg/lとなった。ろ過しない流入水のTHMFP、TOXFP(TTHMFP、TTOXFPと表す)はそれぞれ481、4,062μg/lであり、また、処理水のTTHMFP、TTOXFPは、流出するSS濃度によって変化しその関係については後述するが、良好な固液分離が行われ流出するSS濃度≒0mg/lならば、減少率はそれぞれ79%、88%となる。



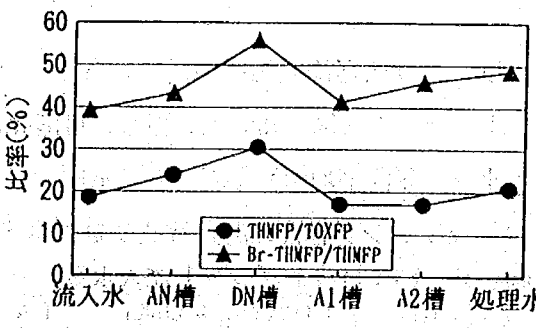
図－17　溶解性有機物の処理状況

THMFP、TOXFPは、ほぼ有機物の変化に従うように嫌気槽→脱窒槽→好気1槽と流下するに従い減少し、好気1槽以降ほぼ一定となるが、TOXFPの変化がより有機物（COD_{Cr}, TOC）の変化に近似して、脱窒槽から好気1槽の変化が小さいのに対し、THMFPは、嫌気槽から脱窒槽の減少量よりもむしろ脱窒槽から好気1槽の減少量の方が大きくなるような変化をすることが分かる。このことは、処理の過程において、TOXFPに対するTHMFPの比が変化していることを示す。流下方向のTHMFP/TOXFPの変化は、図－19のようになる。反応タンク内では、最低17%から最高31%まで14%の変化があり、脱窒槽において最も大きくなった。



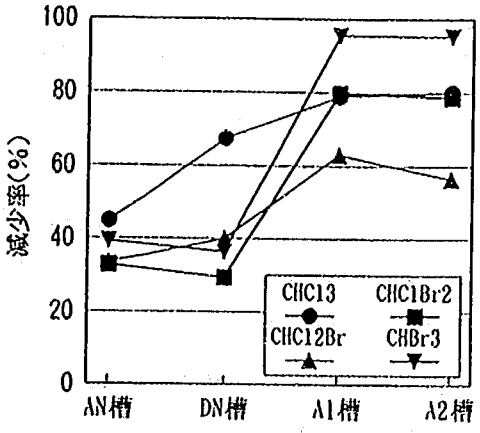
図－18　THMFP, TOXFPの変化

また、図－18で脱窒槽におけるTHMFPの構成成分に着目すると、臭素を含むTHM成分（ﾄﾘﾌﾞﾛﾓﾒﾀﾝ、ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ及びｼﾞｸﾛﾛﾌﾞﾛﾓﾒﾀﾝ；Br-THMFPと表す）が比較的大きくなっていることが分かる。Br-THMFP/THMFPの流下方向の



図－19　THMFP/TOXFP, Br-THMFP/THMFPの変化

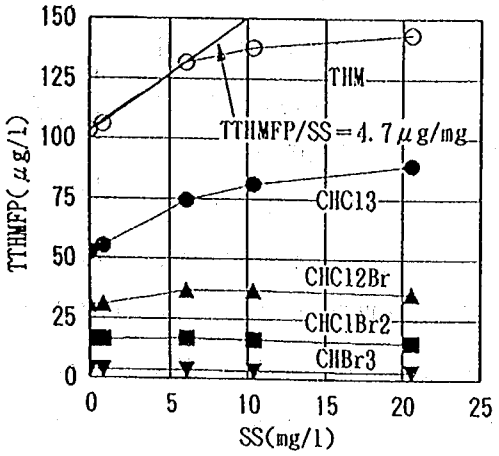
変化を図－19に合わせて示す。41％から56％まで15％の変化があり、脱窒槽において最も高かった。THMの各成分毎に、反応タンク各槽までの流入水に対する減少率＝((流入水THMFP－反応タンク各層THMFP)/流入水THMFP)×100％を求めると図－20が得られる。ﾄﾘｸﾛﾛﾒﾀﾝが流下方向に減少率が高まるのに対し、Br-THMFPは、下水処理過程で減少する量のほぼ全量が好気1槽において減少し、嫌気槽→脱窒槽ではほとんど減少しないことが分かる。Br-THMFPは、塩素の添加に伴い水中に存在していた臭素より生じたものであるが、塩素は臭素・アンモニアと反応するとともに、生成された臭素酸がアンモニアと反応するなど複雑な反応となっており、好気槽においてこのようにBr-THMFPが大幅に減少する理由については不明である。脱窒槽では、TOX生成先駆物質のうちTHM生成先駆物質の占める割合が高く、また、THMを生成した場合Br-THMとなる割合が高いと言える。



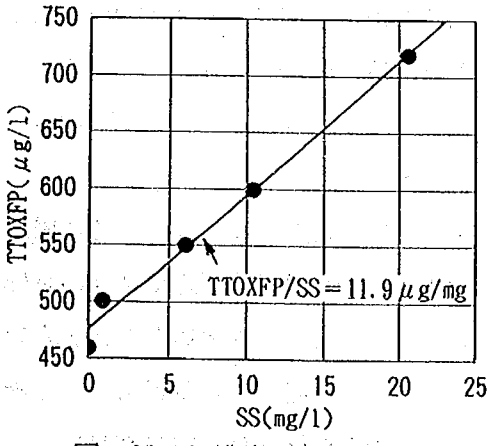
図－20　THMFP各成分の減少率

（３）SSとTHMFP、TOXFP

処理水水質のうち、特にSS濃度は、固液分離の良否によって変化するが、それに伴いTTHMFPやTTOXFPも変化することが予想された。そこで、処理水のSS濃度を実験的に変化させてTTHMFP、TTOXFPを測定し、その関係について調査を行った。すなわち、採取した処理水(未ろ過)に対して、好気2槽の活性汚泥をSS濃度として約５、10及び20mg/lとなるよう添加し、その水のTTHMFP、TTOXFPを求めた。なお、採取した処理水のSS濃度は0.9mg/lであった。結果を図－21及び図－22に示す。図中、SS濃度＝0のプロットは、ろ過試料の測定結果である。TTOXFPは、SS濃度20mg/l程度までの範囲で、SS濃度と比例関係が認められ、TTOXFP/SS＝11.9μg/mgであった。SS濃度５mg/lの処理水を想定すると、TTOXFPは、溶解性TOXFPの約１割増と計算される。一方、TTHMFPもSS濃度の増加とともに増加するが、直線的に結べるのはSS濃度５mg/l程度までで、飽和曲線を描くことが分かる。ただし、Br-TTHMFPがSS濃度と関係なくほぼ一定なので、ﾄﾘｸﾛﾛﾒﾀﾝの変化がそのままTTHMFPの変化となる。比例関係に近いSS濃度5mg/l程度以下を直線で結べば、TTHMFP/SS＝4.7μg/mgと求められるので、SS濃度５mg/lの処理水を想定すると、溶解性試料の約２割増と計算され



図－21　SS濃度とTTHMFPとの関係



図－22　SS濃度とTTOXFPとの関係

表－７　処理方法

Ⅰ	担体投入型A^2O法：前記ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ処理水
Ⅱ	PAC添加A^2O法(一部標準法)＋砂ろ過 K浄化センター三次処理水
Ⅲ	オキシデーションディッチ(O.D.)法 HRT＝24h，汚泥返送率＝75％
Ⅳ	膜分離活性汚泥法（長時間ｴｱﾚｰｼｮﾝ法） HRT＝24h（本書「移設可能で簡易な下水処理施設に関する調査」の項参照）
Ⅴ	Ⅱ＋活性炭吸着 活性炭処理；T＝13.6min，SV＝4.4h^{-1}，LV＝2.6m/h

る。

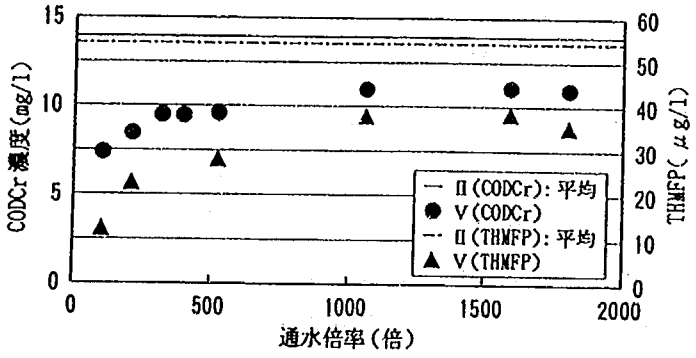
（4）処理方法の相違とTHMFP、TOXFP

表－7に示す処理方法について、処理水のTHMFP、TOXFPを測定した。SSに関する検討は前述のとおりであるから、ここでは溶解成分について検討する。それぞれの処理水質を表－8に示す。なお、活性炭処理水（Ⅴ）については、通水倍率約1,000倍以降の処理水質がほぼ平衡状態にある時の平均水質である（図－23参照）。いずれもほぼ完全硝化が達成され、りんについては、ⅠのA$_2$O法では生物学的りん除去により、PAC添加のあるⅡ（Ⅴ）では生物学的りん除去に加え、凝集剤の効果により低い濃度を達成していた。有機物は、膜分離法のⅣや活性炭吸着のⅤで比較的低濃度となっていた。

表－8　処理水質

	NH4-N	NOX-N	PO4-P	D-CODCr	TOXFP	THMFP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ⅰ	0.08	8.40	0.28	13.5	488.1	101.8
Ⅱ	0.26	5.24	0.02	14.0	485.9	54.3
Ⅲ	0.70	0.30	1.48	12.4	495.9	96.7
Ⅳ	0.15	14.80	1.38	11.3	397.1	82.8
Ⅴ	0.23	5.75	0.04	11.0	202.6	37.1

THMFPは、ⅠやⅢで約100μg/lであるが、膜分離によって約80μg/l、PAC添加＋活性炭吸着によって約40μg/lに低減した。同じくTOXFPは、約500μg/l、約400μg/l、約200μg/lとなった。Ⅱも有機物の除去が行われることから、THMFP、TOXFPの低減が期待されるが、今回の調査では有機物除去がそれほど見られず、TOXFPも約500μg/lとなっていた。ただし、THMFPは低濃度となっており、これ以外のTHMFP/TOXFPの比と比較して相違しており、この点の精査が必要である。



図－23　活性炭処理：通水倍率と処理水質の関係

5．まとめ

本年度は、要素プロセスの、特に固液分離法に注目して、①下水処理場における物質フロー・エネルギー消費構造の実態調査及び処理特性の評価　②溶解性有機物を選択的に脱窒槽に投入することにより、処理性能の高度化を図る新排水処理システムの実験的検討　を行った。また、下水処理の多様な観点からの評価については、水環境に与える影響という観点から、③下水処理過程における有機ハロゲン化合物生成能の挙動について調査を行った。主な知見は、それぞれ次のとおりである。

①について、

1）浮上ろ材を用いた高効率固液分離槽は、最初沈殿池よりも小さい容積（短時間）で高いSSの除去率を達成した。特に、最初沈殿池では沈殿除去されにくい粒径1～10μmの浮遊物質に対しても高い除去効果が認められた。

2）高効率固液分離槽ではその方法上、逆洗水が生じるが、この水量が大きくなると濃縮槽におけるSS回収率の低下、ポンプの大型化に伴う消費電力の増加や反応タンクの実滞留時間の低下等に伴う処理水質の悪化が懸念される。

②について、

3）生汚泥を1日間貯留・可溶化させ、これを遠心分離して選択的に溶解性有機物を脱窒槽に投入する（反応タンク全流入水量の1％）ことにより、低水温期に生じる窒素除去能の低下・不安定性を改善することができた。可溶化に伴い、反応タンクに流入するNH_4-N、PO_4-Pも若干増加するが、処理水質に影響はなかった。

4）MLSSは4％程度の増加となったが、水処理プロセスに支障はなかった。ただし、汚泥の有機物含有率が約10％増加したことから、汚泥処理プロセスへの影響を検討する必要がある。

③について、

5）A_2O法下水高度処理によって溶解性THMFP、TOXFPは約1/4に減少した。その変化は有機物の変化にほぼ従うが、詳細には、THMFP/TOXFPの比は、処理過程中で一定ではなく無酸素槽で最も高くなった。

6）処理水のTTHMFP、TTOXFPは、流出するSS濃度に影響され、SS 1 mgに対してTTHMFP4.7 μg(≦5 mgSS/1)、TTOXFP11.9 μg(≦20mgSS/1)となった。SS濃度5 mg/1の処理水では、SSをほとんど含まない処理水に対し、TTHMFPで約2割、TTOXFPで約1割増加する。

7）各種処理方法のTHMFPについて、A_2O法、O.D.法で約100 μg/1、（長時間ｴｱﾚｰｼｮﾝ）膜分離活性汚泥法で約80 μg/1、PAC添加A_2O法(一部標準法)＋活性炭吸着で約40 μg/1となった。

参考文献

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

2)下水道施設計画・設計指針と解説 後編 －1994年版－，平成6年10月，日本下水道協会

3)高橋，鈴木，吉澤，「ディスポーザー導入に対応した高度処理施設の開発に関する研究」，土木研究所資料第3458号 平成7年度下水道関係調査研究年次報告書集，平成8年10月，建設省土木研究所

4)鈴木，竹廣，落，平山，「温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術」，土木研究所資料第3528号 平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集，平成9年10月，建設省土木研究所

９．下水汚泥の建設資材の高度化に関する調査

汚泥研究室　室　長　尾崎正明
主任研究員　久保忠雄
研　究　員　石崎隆弘
交流研究員　望月　淳

１．はじめに

建設省土木研究所では、下水汚泥を原料とする建設資材の、有害重金属溶出に対する安全性評価手法を提案した。この評価手法では、試料の大きさは実際に利用される形状を考慮して、20mm～50mmにしている。しかし、①シールド工事の裏込め材の原料として、下水汚泥焼却灰等を用いる場合には、作られた裏込め材は建設資材として形状が決まっていない、②改良土の原料として、あるいは直接埋め戻し材として石灰系焼却灰等を使う場合には、試料の大きさは当初より20mm未満であることから、平成９年度の調査では、これらの建設資材の安全性評価手法を検討した。また、下水汚泥を原料とする粉体が、高流動コンクリート混和材料として利用できる可能性を明らかにするために、粉体および高流動コングリートの、物理試験や安全性評価をおこなった。

２．裏込め材の安全性評価

シールド工事の裏込め材は、ブロック、レンガとは異なり、製品として一定の形状はない。そこでモルタルの圧縮試験に用いる型枠で形状を確定した上で20mm～50mmに破砕し、溶出試験をおこなった。

２－１．試料の作成

陶土、ベントナイト、水を原料として比重1.2の泥水を作成し、それに石灰系下水汚泥焼却灰、固化剤、安定剤を混合しＡ液とした。このＡ液にＢ液（JIS３号水ガラス）を混合し、型枠により4cm×4cm×16cmの直方体を作成した。表－１に配合を示す。

２－２．溶出試験結果と安全性評価方法の検討

表－２は焼却灰および裏込め材の、環境庁告示４６号およびCO_2飽和法[1]による溶出試験の結果である。この表によると、焼却灰では、As、Seが溶出し、土壌環境基準を越えていた。しかし、裏込め材ではAsのみが溶出し、土壌環境基準は越えていなかった。また経時的な溶出量の変化を調べるために、裏込め材作成後、１日および２８日の試料の溶出試

表－１　裏込め材の配合

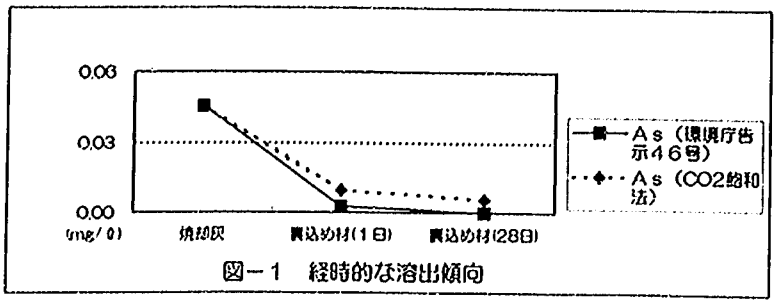
A液（５ℓ当たりの重量）				B液
固化材	安定材	泥水	焼却灰	
1196g	12g	5089g	824g	435mℓ

表－２　裏込め材の溶出試験結果

	焼却灰 環境庁告示４６号	裏込め材(１日) 環境庁告示４６号	裏込め材(１日) CO2飽和法	裏込め材(28日) 環境庁告示４６号	裏込め材(28日) CO2飽和法
Pb	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cd	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Hg	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Se	0.155	N.D	N.D	N.D	N.D
As	0.045	0.002	0.010	N.D	0.006
Cr(VI)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D

(mg/ℓ)

験をおこなった。図－１で示されるように、いずれの溶出試験方法でも、作成して１日後よりも２８日後のほうが溶出は少なく、経時的な溶出減少が認められた。長期的な溶出量を評価するためには、平均的な溶出量を示す時期に試験をおこなう必要がある。



図－１　経時的な溶出傾向

実際には、その時期を確定することは困難と考えられることから、試験体作成後、例えば脱型時など早い時期に、溶出試験をおこなって安全性を確認することになるであろう。

今回の調査から次のことがいえる。①焼却灰を、シールド工事の裏込め材の原料として利用することは、重金属の溶出からみても問題がないと考えられる。②裏込め材の場合、CO_2飽和法が環境庁告示４６号に比較して、同等以上に安全性を確認する試験方法だといえる。しかし裏込め材は将来的には土壌と同一であること、酸性雨の影響を地表と異なり直接受けないこと、を考慮すると、環境庁告示４６号の試験結果を考慮して判定をおこなうことも考えられる。③AsとCr(VI)はアルカリ領域で溶出しやすい傾向が認められた。

３．改良土および埋め戻し材の安全性評価

焼却灰は、建設残土と混ぜて改良土として使用する場合や、そのまま埋め戻し材として使う場合がある。特に後者の場合は、原料と建設資材は同一のものとなる。建設資材としての焼却灰そのもの（埋め戻し材）や改良土について、環境庁告示４６号とCO_2飽和法で溶出試験をおこない、安全性評価方法について検討した。

３－１．改良土および埋め戻し材の物性値

表－３に、今回の溶出試験に用いた２種類の改良土と１種類の埋め戻し材（焼却灰）の物性値をしめす。改良土の焼却灰重量添加率は４～６％であった。

表－３　改良土および埋め戻し材の物性値

	改良土①	改良土②	埋め戻し材
焼却炉形式	流動床炉	多段炉	ストーカー炉
焼却灰添加率	4~6%	4~5%	100%
50%粒径	1.47mm	0.74mm	0.52mm
室内CBR値	13~64%	66%（平均）	17%（平均）

３－２．溶出試験結果と安全性評価方法の検討

表－４に、焼却灰およびそれを原料とする改良土、埋め戻し材の溶出試験結果を示す。焼却灰①ではSe、Crで基準以上の溶出が認められた。しかし建設資材である改良土①では基準値を超えることはなかった。改良土②では、CO_2飽和法のCr(VI)で0.07mg/ℓ（≧0.05mg/ℓ）となり、基準値を超えて溶出が確認された。しかし原料である焼却灰②においては溶出が認められなかったことから、他の原料からの溶出である可能性が考

表－４　溶出試験結果

試料名	焼却灰①		改良土①		焼却灰②		改良土②		埋め戻し材	
試験方法	環告４６号	CO_2飽和法	環告４６号	CO_2飽和法	環告４６号	CO_2飽和法	環告４６号	CO_2飽和法	環告４６号	CO_2飽和法
Pb	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cd	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Hg	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Se	0.026	0.032	N.D	N.D	N.D	N.D	0.003	0.002	0.007	0.008
As	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.006	0.002	0.001
Cr(VI)	0.246	0.323	N.D	N.D	N.D	N.D	0.033	0.070	N.D	N.D
最終 pH	13.34	12.47	10.13	11.18	12.19	11.24	10.06	8.66	11.29	11.74

(mg/ℓ)

えられる。埋め戻し材については、環境庁告示４６号およびCO_2飽和法のいずれも土壌環境基準以下の溶出であった。

今回の調査から、次のことがいえる。①焼却灰を、改良土の原料として、あるいは埋め戻し材として利用することは、重金属の溶出については問題がないといえる。②改良土や埋め戻し材の場合、CO_2飽和法が環境庁告示４６号に比較して、同等以上に安全性を確認する試験方法だといえる。しかし改良土および埋め戻し材は、将来的には土壌と同一であるとも考えることができるため、環境庁告示４６号およびCO_2飽和法の両方の試験結果を考慮して安全性を確認することが望ましい。③AsとCr(VI)はアルカリ領域で溶出しやすい傾向が認められた。

４．バイオス粉体およびバイオス粉体を混和材料とする高流動コンクリートの物理試験と安全性評価

高流動コンクリートは、従来のコンクリートとは異なり、締め固めのいらないコンクリートであり、打設を省力化できる。現在、フライアッシュ、高炉スラグ微粉末、石灰石微粉末が高流動コンクリートの混和材料として多く用いられている。下水汚泥を原料とする粉体が、これらの粉末に代替して高流動コンクリート混和材料として利用できる可能性を明らかにするために、バイオス粉体の物理試験や安全性評価をおこなった。バイオス粉体とは、下水汚泥（Biosolids, BIOSS）を焼却あるいは溶融処理を経て粉体化したものの総称である。

４－１．バイオス粉体の製造と特性

今回の調査に用いたバイオス粉体は、ａ．脱水汚泥ケーキを250～275℃、50～80気圧で液化させ、火炎温度1,400℃の溶融炉で噴霧燃焼させて製造した粉体（液化脱水汚泥焼却灰）、ｂ．焼却灰を1,300℃以上の球状化炉で溶融して製造した粉体（焼却灰球状化Ａ，Ｂ）、ｃ．溶融スラグをボールミルにより粉砕して製造した粉体（粉砕水砕スラグＡ，Ｂ）、である。これらのバイオス粉体の化学成分と物理的性質を調査し、その結果をフライアッシュの規格値と比較した（表－５）。今回調査した粉体の内、焼却灰球状化Ａ、Ｂの比表面積だけが規格値を満たしていなかった。

表－５　バイオス粉体の化学成分および物理的性質

バイオス粉体	強熱減量（%）	比重	比表面積（ブレーン方法）cm^2/g	単位水量比（%）	圧縮強度比（%） 28日
液化脱水汚泥焼却灰	1.6	2.38	10,820	97	74.4
焼却灰球状化Ａ	0.0	2.52	1,620	92	67.6
焼却灰球状化Ｂ	0.0	2.34	2,280	91	72.6
粉砕水砕スラグＡ	0.0	2.86	3,130	96	72.6
粉砕水砕スラグＢ	0.0	3.16	3,480	96	81.4
JIS規格値	5以下	1.95以上	2,400以上	102以下	60以上

表－６　高流動コンクリート製造に用いた材料

水	水道水
セメント	中庸熱ポルトランドセメント（比重３．２２）
砂	比重2.59、吸水率1.65
大砂利	比重2.59、吸水率1.66
小砂利	比重2.59、吸水率1.67
SP	マイティ２０００WHZ（ポリカルボン酸系）
増粘剤	ウエランガム（生物系高分子）

４－２．バイオス粉体の高流動コンクリート混和材料としての利用

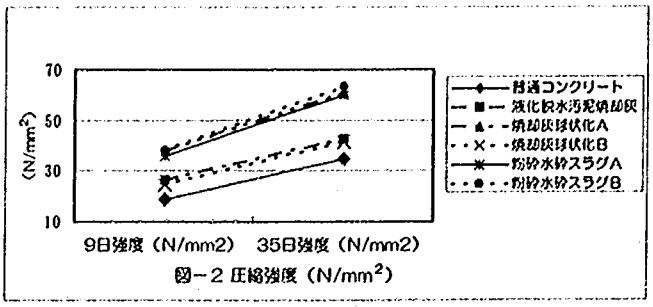
表－６の材料を用いて表－７の配合で高流動コンクリートを製造し、スランプフロー試験、Ｖロート試験をおこなった。その結果を表－８で示す。

表－７　高流動コンクリート配合表

バイオス粉体	Vw/Vp	配合量（kg／m^3） 水	セメント	粉体	砂	粗骨材（大）	粗骨材（小）	SP	増粘剤
液化脱水汚泥焼却灰	96.0	210.4	352.9	252.5	741.7	526.9	219.0	3.03	0.21
焼却灰球状化Ａ	73.0	178.1	398.9	311.7	741.1	526.9	219.0	3.90	-
焼却灰球状化Ｂ	85.0	189.5	373.8	270.5	741.1	526.9	219.0	9.00	0.10
粉砕水砕スラグＡ	75.7	181.1	393.6	306.8	741.1	526.9	219.0	4.90	-
粉砕水砕スラグＢ	74.2	183.0	397.0	378.5	741.7	526.9	219.0	2.57	-

表－８　フレッシュ時の性状

	スランプフロー値（cm）	Vロート流下時間（秒）
液化脱水汚泥焼却灰	63.3	11.08
焼却灰球状化A	58.8	11.54
焼却灰球状化B	65.8	8.49
粉砕水砕スラグA	62.3	11.93
粉砕水砕スラグB	64.8	8.73
基準値	65±2ｃｍ	10～20秒



図－２圧縮強度（N/mm²）

この表における基準値は、文献２）による。スランプフロー値では、焼却灰球状化Ａおよび粉砕水砕スラグＡが、Ｖロート流下時間では焼却灰球状化Ｂおよび粉砕水砕スラグＢが基準値を満たしていなかった。しかし全ての粉体で、材料分離がなく、またアクリル樹脂製の型枠を用いた流動性試験では、高流動性が確認された。圧縮強度を測定した結果を図－２で示す。いずれも普通コンクリート以上の値を示した。

４－３．バイオス粉体および高流動コンクリートの安全性評価

環境庁告示第４６号でバイオス粉体の溶出試験および、環境庁告示第４６号、CO_2飽和法で、高流動コンクリート試験体の溶出試験をおこなった。バイオス粉体の結果を表－９で示す。　バイオス粉体の中には、Se、As、Cr(VI)で土壌環境基準を上回る溶出が認められた。これは、ベンチスケール施設による結果であり、実施設では対応可能であると考える。しかし、産業廃棄物の埋立基準はいずれも下回っていた。

表－９　バイオス粉体の重金属溶出試験（環境庁告示４６号）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	N.D	N.D	N.D	0.184	0.074	0.102
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	0.037	N.D
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	0.092	0.028	N.D
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	0.002	N.D	N.D
産業廃棄物基準値	0.3	0.3	0.005	0.3	0.3	1.5

単位：mg/ℓ

表－１０　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中７日目、環境庁告示４６号）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	0.007	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化A	0.008	N.D	N.D	N.D	N.D	0.014
焼却灰球状化B	0.008	N.D	N.D	N.D	N.D	0.018
粉砕水砕スラグA	0.010	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ

表－１１　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中３６日目、環境庁告示４６号）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.081
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ

表－１２　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中９１日目、環境庁告示４６号）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	－	－	－	－	－	－
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.014
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.021
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	－	－	－	－	－	－
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ

表－１３　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中７日目、CO_2飽和法）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ

高流動コンクリートの経時的な溶出の変化を調べるために、打設後水中養生を開始し、７日、３６日、９１日経過した高流動コンクリートの溶出試験をおこなった。またそのときに用いた養生水に含まれる重金属

も同時に調査した。表－１０～１５は高流動コンクリートの試験結果である。３６日目の液化脱水汚泥焼却灰のCr(VI)を除いて、いずれも環境基準値を下回っていた。

表－１４　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中３６日目、CO_2飽和法）

	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	N.D	N.D	N.D	0.004	0.003	0.026
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.008
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

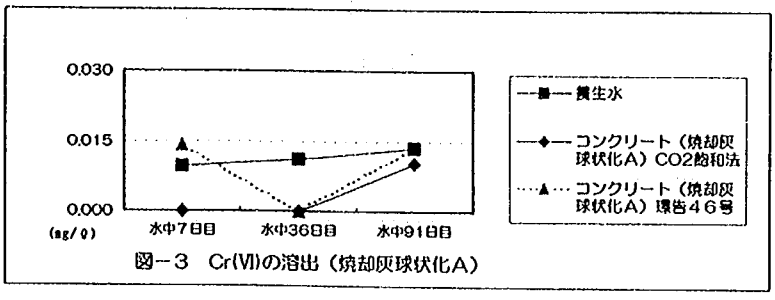
単位：mg/ℓ

図－３は、焼却灰球状化Ａを混和材料として用いた高流動コンクリートのCr(VI)の溶出試験結果である。養生水への溶出は水中９１日目まで増加している。CO_2飽和法では水中９１日目で溶出が確認された。環境庁告示４６号では、水中３６日目でN.Dとなり、水中９１日目では再び増加した。その他の重金属については、環境庁告示４６号における水中７日目のＰｂの溶出（0.008mg/ℓ）だけが認められた。

表－１５　高流動コンクリートの重金属溶出試験（水中９１日目、CO_2飽和法）

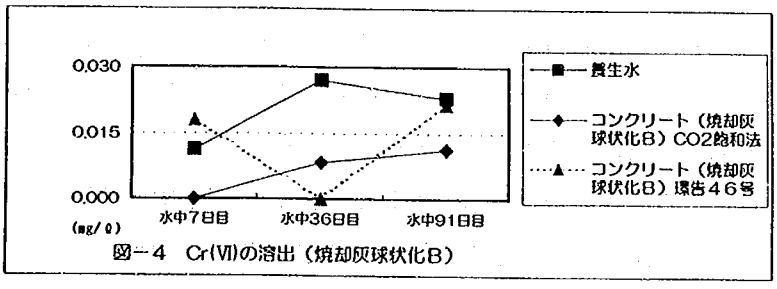
	Pb	Cd	Hg	Se	As	Cr(VI)
液化脱水汚泥焼却灰	–	–	–	–	–	–
焼却灰球状化A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.010
焼却灰球状化B	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0.011
粉砕水砕スラグA	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
粉砕水砕スラグB	–	–	–	–	–	–
環境基準値	0.01	0.01	0.0005	0.01	0.01	0.05

単位：mg/ℓ



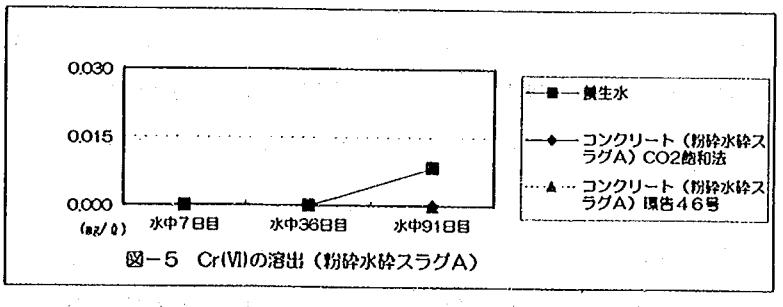
図－３　Cr(VI)の溶出（焼却灰球状化A）

図－４は、焼却灰球状化Ｂを混和材料として用いた高流動コンクリートのCr(VI)の溶出試験結果である。養生水への溶出は水中３６日目で最大となり、CO_2飽和法では水中９１日目まで溶出は増加した。環境庁告示４６号では、水中３６日目でＮ．Ｄとなり、水中９１日目では再び増加した。その他の重金属については、環境庁告示４６号における水中７日目のＰｂの溶出（0.008mg/ℓ）だけが認められた。



図－４　Cr(VI)の溶出（焼却灰球状化B）

２種類の焼却灰球状化Ａ、Ｂで、環境庁告示４６号では、水中３６日目のCr(VI)の溶出がN.Dとなり、その前後では溶出が確認されていること、が共通している。球状化を混和材料とした高流動コンクリートの溶出特性であることが予想される。



図－５　Cr(VI)の溶出（粉砕水砕スラグA）

図－５は、粉砕水砕スラグを混和材料として用いた高流動コンクリートのCr(VI)の溶出試験結果である。養生水でのみ９１日目で溶出が確認された。他のバイオス粉体を用いた場合に比較して溶出が抑制されており、原料であるスラグも、焼却灰に比較して重金属溶出が少ないことから、粉体に加工してもその性質がうけつがれることがわかった。

今回調査した高流動コンクリートでは、液化脱水汚泥焼却灰を用いたCr(VI)溶出（0.081mg/ℓ）の１例を除

いて、環境基準値を越える溶出は確認されなかった。また溶出は、対象とする重金属、用いる試料、経過時間によって異なっており、環境庁告示４６号とCO$_2$飽和法を比較した場合、一方がより溶出しやすいとはいえなかった。

４－４．結果のまとめと今後の課題

バイオス粉体の中には、フライアッシュの規格値や高流動コンクリートのフッレッシュ時の基準値を満たさないものがあった。しかし今回調査したバイオス粉体は、いずれも高流動コンクリートの混和材料として利用できることがわかった。また溶出に関する安全性も確認できた。今後の課題としては、以下の項目があげられる。

①バイオス粉体を用いた高流動コンクリートについて、フレッシュ時の性状は確認できた。今後は、硬化状況および、硬化後のコンクリートの長期的な耐久性、中性化等を調査する必要がある。

②バイオス粉体の製造には、付加的施設を用いてエネルギーを消費するため、製造費用が高くなるおそれがある。したがって安定した品質で、安く製造できる施設を開発する必要がある。

③バイオス粉体を高流動コンクリート混和材料以外に用いる方法を検討することで需要を増加させ、大量製造により単価を引き下げる必要がある。

④重金属の溶出は、経過時間により変動する可能性があり、長期的な溶出傾向を調査する必要がある。

５．まとめ

建設省土木研究所が提案した、建設資材の安全性評価手法は、一定の形状をもつレンガやブロックを主な対象として考えている。しかし今回おこなった調査により、裏込め材、改良土や埋め戻し材のような建設資材では、土壌を対象とした環境庁告示４６号と比較して、同等以上に厳しい溶出試験方法であることがわかった。これらの建設資材でも、少なくとも土壌と同程度に安全であればいいと考えられるため、環境庁告示４６号による土壌環境基準より厳しい基準を用いる必要はないと考える。

高流動コンクリートの混和材料のように、バイオス粉体をさまざまに利用する方法を検討することは、処分地がひっぱくしている現在、特に重要といえる。この場合、材料、原料としての付加価値を高めるとともに、重金属溶出等に関して安全性を確保することが重要である。このために用いる、安全性評価手法の信頼性を高めるとともに、その位置づけを明確にする必要がある。

（参考文献）

１）尾崎正明、久保忠雄：下水汚泥を原料とする建設資材の安全性評価手法、土木技術資料Vol.40 No.1, pp8-9,平成１０年

２）岡村甫、前川宏一、小澤一雅：ハイパフォーマンスコンクリート、技報堂出版

10．汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　落　　修一
研　究　員　北村　友一

１．まえがき

下水の性状には生活様式や社会活動が大きく反映されている。これからは，下水の高度処理の進展・拡充に加え，下水道システムを活用した都市系排出物，中でも厨芥の輸送・処理が期待されており，これにより汚水処理プロセスで回収される固形物の量も質とともに大きく変化して行くことが予想される。例えば，過去に行われた「厨芥の下水道による処理に関する調査報告書，建設省都市局下水道部，昭和 61 年 10 月」によると，厨芥流入に伴い汚水処理過程で発生する固形物の増加を都市人口規模別に１万人：1.51 倍，10 万人：1.62 倍，100 万人：1.64 倍と予測し，それによる汚泥処理プロセスへの影響の大きさを指摘している。汚泥処理プロセスにおいては，処理汚泥量の増加や質的な変化の推移に対して当面は既存の処理システムの中で対応して行かなければならない。そこでは個々のプロセスにおける処理の性能や効率を高めることと併せて，処理固形物の増加分を資源の回収・有効利用に繋げることが重要である。

２．調査の目的及び方法

想像される下水中固形物量の増加は主に最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，その質は繊維質を多く含む炭水化物主体の性状へと変化して行くものと推察される。これに対して，汚泥処理システムを構成する各種のプロセスが大幅な改変，改築無しで円滑に対応して行ける技術的な方法や条件を明らかとしておくことが重要である。本調査は，汚泥の量的，質的な変化が既存汚泥処理プロセスの濃縮や消化，脱水，コンポスト，焼却等に及ぼす影響を明らかにして対応策を検討するとともに，資源・エネルギー回収を一層進めるためのプロセス改善，開発を目指すものである。

３．平成９年度の調査結果

本年度は，厨芥混入汚泥の嫌気性消化特性を調べる実験，燃焼プロセス廃熱の低減，活用に資すための低品位廃熱の発生量原単位調査，及び高分子凝集剤の生分解性を調べる方法を見出すための実験を行った。

3.1　厨芥混入汚泥の嫌気性消化実験

厨芥流入がもたらす嫌気性消化処理への影響を，最大の厨芥流入を想定した連続実験により，消化温度：35℃，消化日数：20，15，10 日の条件で調べた。

3.1.1 実験方法

実験は，反応槽の実容積が 100L の実験装置３台と実際の下水汚泥及び厨芥を用い，１日４回６時間間隔で汚泥の引抜きと投入を行う連続処理を行った。実験では，実験装置の１台を下水汚泥のみを処理する対照系とし，他の２台を厨芥混入汚泥を処理する系として，各装置の運転を，最初に消化日数：20 日の条件で 56 日間行い，段階的に引抜き，投入流量を増加して消化日数：15 日の条件で 46 日間，消化日数：10 日の条件で 34 日間行った。

下水汚泥は流域下水道の処理場から得られたものを重力濃縮，濃度調整して用いた。厨芥は所内の食堂から既知量を収集し，ディスポーザにより破砕後，これをベースに２種類準備した。１つは，破砕したものを直ちに遠心分離により固形物を回収したものであり，これを［生－厨芥］とした。他の１つは，厨芥の流下過程における最大の安定化を想定した［消－厨芥］であり，これは，破砕したものに少量の活性汚泥を植種して 30℃にて 24 時間の好気性消化を施した後，重力濃縮と遠心分離により固形物を回収したものである。

下水汚泥と厨芥の混合率は，それぞれの発生量原単位を下水汚泥：70 DS-g／人／日，厨芥：250g／人／日（≒35 SS-g／人／日）とし，この原単位の比率で混合されたものを，厨芥流入が最大量に達した状態と

想定した。実験では，用いる投入汚泥の調整方法を，下水汚泥の濃度と液量を各装置間で同一とし，その準備量に対応する当量分の［生－厨芥］と［消－厨芥］を混合する方法を取った。

3.1.2 実験結果

実験期間中の平均的な投入汚泥の性状を表－１に示した。実験条件に対する系の安定性は，消化汚泥の pH や TS，VS，発生した消化ガスの全量及び CH_4，CO_2 等の量的な累積変化から判定した。定常状態下にあったと思われる平均的な消化成績に関して，消化汚泥の性状及び消化ガスの組成を表－２と表－３に，消化率とガス発生率を図－１に示した。

表－１　投入汚泥の平均的な性状

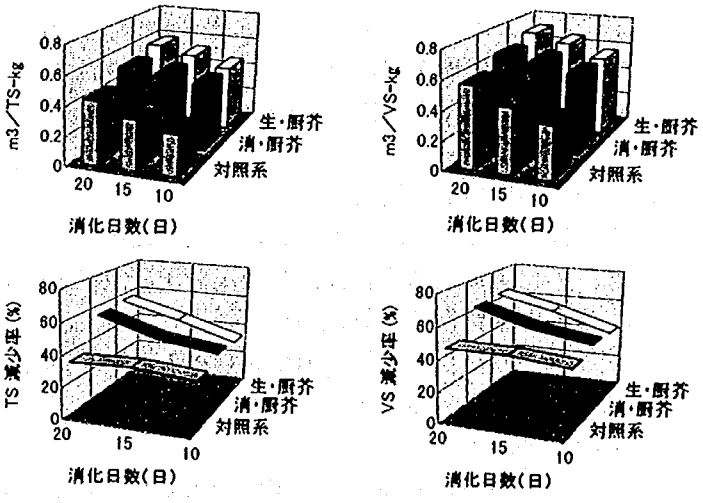
	消化日数（日）	pH（－）	TS（g/L）	VS/TS（－）	SS（g/L）	VSS/SS（－）
対照系	20	4.75	27.9	0.768	24.5	0.769
	15	5.01	27.8	0.758	24.0	0.764
	10	5.24	27.5	0.760	24.4	0.770
消－厨芥	20	4.57	34.4	0.801	30.4	0.804
	15	4.57	34.6	0.798	30.0	0.807
	10	4.80	35.2	0.798	31.3	0.808
生－厨芥	20	4.45	36.0	0.805	31.8	0.809
	15	4.49	36.5	0.800	32.4	0.807
	10	4.72	37.9	0.810	33.2	0.813

表－２　消化汚泥の平均的な性状

	消化日数（日）	pH（－）	TS（g/L）	VS/TS（－）	SS（g/L）	VSS/SS（－）	（溶解性）TOC (mg/l)	IC (mg/l)	NH4-N (mg/l)	PO4-P (mg/l)
対照系	20	7.17	18.5	0.637	17.3	0.636	297	516	682	24.7
	15	7.14	18.1	0.643	16.9	0.641	184	652	678	24.4
	10	7.16	18.8	0.652	17.5	0.658	171	614	639	22.5
消－厨芥	20	7.33	15.8	0.663	14.5	0.578	326	749	952	31.6
	15	7.22	20.0	0.673	18.5	0.671	239	803	860	27.2
	10	7.30	22.2	0.692	20.5	0.689	221	759	786	25.1
生－厨芥	20	7.28	15.9	0.667	14.4	0.663	330	729	905	27.0
	15	7.28	20.9	0.666	19.5	0.667	251	894	888	16.8
	10	7.30	24.8	0.698	22.6	0.698	456	669	730	17.9

表－３　消化ガスの平均的な組成

	消化日数（日）	CO2 (v/v-%)	CH4 (v/v-%)
対照系	20	34.7	64.6
	15	34.9	64.6
	10	32.9	64.0
消－厨芥	20	36.6	63.2
	15	37.2	62.5
	10	36.4	62.6
生－厨芥	20	36.1	63.9
	15	36.6	63.8
	10	37.1	62.8



図－１　消化率とガス発生率の結果

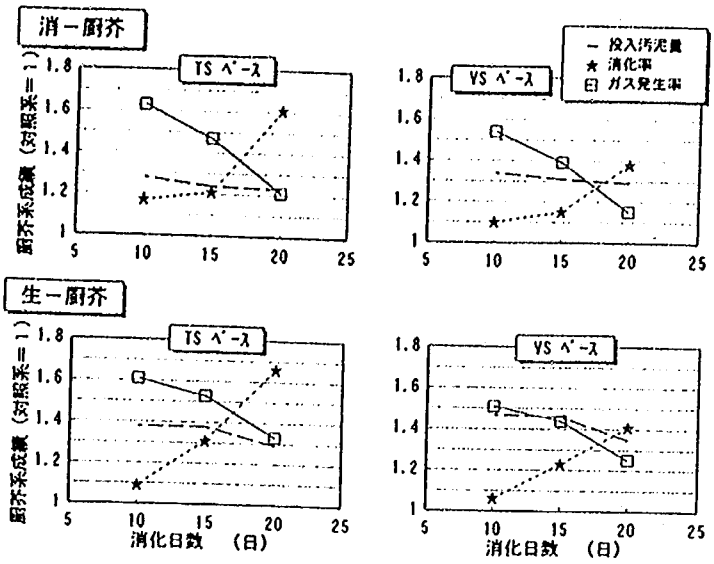
消化率やガス発生率は，厨芥混入の有無によらず消化日数が短くなるほどに低下する傾向にあったが，厨芥混入のケースは全ての消化条件において対照系よりも高い値を示した。

図－２は，厨芥混入に伴い投入固形物量が増加したことによる厨芥混入系における消化成績を，対照系で得られた従来条件の結果（＝１）と比較したものである。消化日数が 20 日と長い場合には消化率やガス発生率は投入固形物量の増加率とほぼ同等レベルとなっているのに対して，消化日数が短くなるに従い消化率は著しく低下し，逆にガス発生率は向上する傾向を示している。これより，厨芥の流入が最大レベルに達する場合には，消化日数が長い施設では従来の場合とほぼ同等の効率で消化が行えるのに対して，消化日数が短い施設では従来よりも消化効率が低下する可能性が高いと言える。また，消化日数が短いケースにおいて

消化率の低下に反してガス発生率が高まった現象は，厨芥には下水汚泥に比して短期間で容易にガス化される易分解性の有機物が比較的多く含まれていたことを示している。

3.2 低品位廃熱の発生量原単位調査

下水汚泥は高カロリー物質であり，燃焼を伴う処理プロセスにおいては多量の発熱があるが，その大部分は未利用の低品位廃熱となっている。しかし，今後の汚泥自体の保有熱量の増加や各自治体における燃焼プロセス導入の機運の高まりを考えると，多量に廃棄されている低品位廃熱の発生量抑制，或いはその効果的な利用，活用方法を見出して行くことが重要となる。このために，その基礎となる低品位廃熱の発生量原単位を求める調査を行った。



図－２　厨芥混入系と対照系の消化成績比較

3.2.1 調査方法

調査は，流動床式焼却，溶融，消化ガス発電の３つのプロセスを対象に，廃熱の品位を温度レベルにより，極低品位：60 ℃以下，低品位：60 ～ 90 ℃，中品位：90 ～ 150 ℃，良品位：150 ℃以上を定義して，これらの発生量に係わる詳細データを主要メーカー９社へのアンケートにより収集し，基準温度を０℃とする各品位毎のカロリー発生量原単位を求めた。

流動床式焼却プロセスと溶融プロセスにおける低品位廃熱の発生量原単位は，通常の空気と水の温度を 20 ℃とし，投入汚泥の保有熱量が現状の 350 kcal ／ wet-kg から 1,000 kcal ／ wet-kg まで変化することを想定して施設規模：25 ～ 300 wet-t ／日の範囲で求めた。また，焼却プロセスにおいては，炉排出ガス温度が 850 ℃を保てることを条件に，投入汚泥の保有熱量が 500 kcal ／ wet-kg までは従来方式による運転が可能な領域とし，それ以上の保有熱量となる領域では炉排出ガスを廃熱ボイラーを介して熱回収利用を図る施設構成，運転法とした。溶融プロセスには投入汚泥を乾燥する設備も含まれるものとした。

3.2.2 調査結果

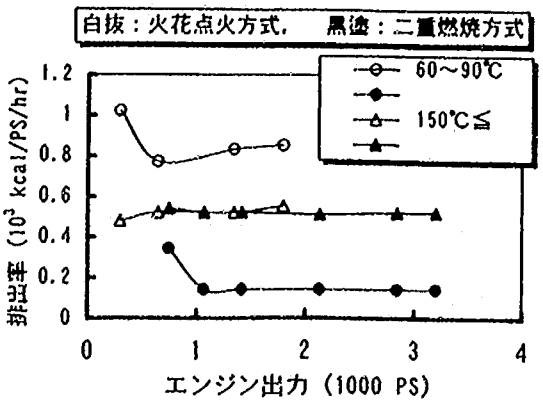
流動床式焼却プロセスと溶融プロセスに関して求めた低品位廃熱の発生量原単位を表－４にまとめた。

表－４　流動床式焼却及び溶融プロセスにおける低品位廃熱の発生量原単位

プロセス		廃熱レベル	形態	発生量原単位〔Y〕（kcal／wet-t／hr） X：施設規模（wet-t／日） X：投入汚泥保有熱量レベル（kcal／wet-kg）			
流動床式焼却	従来方式	極低品位：≦60℃	温水	$Y=Ae^{-bX}+Y_0$	; A=6,632	B=0.0655	$Y_0=60{,}010X^{-0.0516}$
							〔但し，X≦500〕
	廃熱ボイラー導入	極低品位：≦60℃	温水	$Y=aX^{-b}$	; a=60,010	b=0.0516	〔但し，500<X≦850〕
				$Y=-aX+b$	; a=17.16	b=57,210	〔但し，850<X≦1,000〕
		良品位：150℃≦	蒸気	$Y=-Ae^{-BX}+Y_0$	; A=25,050	B=0.0627	$Y_0=49.64X-26{,}210$
							〔但し，500<X≦1,000〕
溶融	表面方式	極低品位：≦60℃	温水	$Y=AX^{-B}+Y_0$	; A=305,200	B=0.9424	$Y_0=30.14X+44{,}450$
		良品位：150℃≦	蒸気	$Y=aX^{b}$	; $a=1\times10^{-24.66}$		b=10.185
	ｺﾝｸﾊﾞｯﾄﾞ方式	極低品位：≦60℃	温水	$Y=AX^{-B}$	; $A=25{,}830X^{0.132}$		$B=0.0027X^{0.3808}$
		良品位：150℃≦	蒸気	$Y=AX^{-B}$	; $A=378.0X^{0.7304}$		$B=29.59X^{-0.7431}$
	旋回方式	極低品位：≦60℃	温水	$Y=AX^{-B}$	; $A=30{,}460X^{0.0123}$		B=0.00222
		良品位：150℃≦	蒸気	$Y=AX^{B}$	; A=32.25X－15,690		$B=938{,}300X^{-2.385}$

流動床式焼却プロセスにおける極低品位廃熱は主にスクラバー由来の温排水であり，良品位廃熱は炉排出熱由来の排蒸気である。溶融プロセスにおける極低品位廃熱はスクラバー，排煙処理，湿式電気集塵機等に由来する温排水であり，良品位廃熱は炉廃熱由来の余剰蒸気である。

図－３は，消化ガス発電プロセスにおけるエンジン規模別の排出率（発生量原単位）である。消化ガス発電設備からは，60 ℃以下の補機冷却水由来の温排水，60 ～ 90 ℃のエンジン冷却水由来の温排水及び 150 ℃以上のエンジン排気由来の温排ガスが発生しているが，これらの排出率はエンジンの規模に関係無くほぼ一定とみなして差し支えないものと思われる。



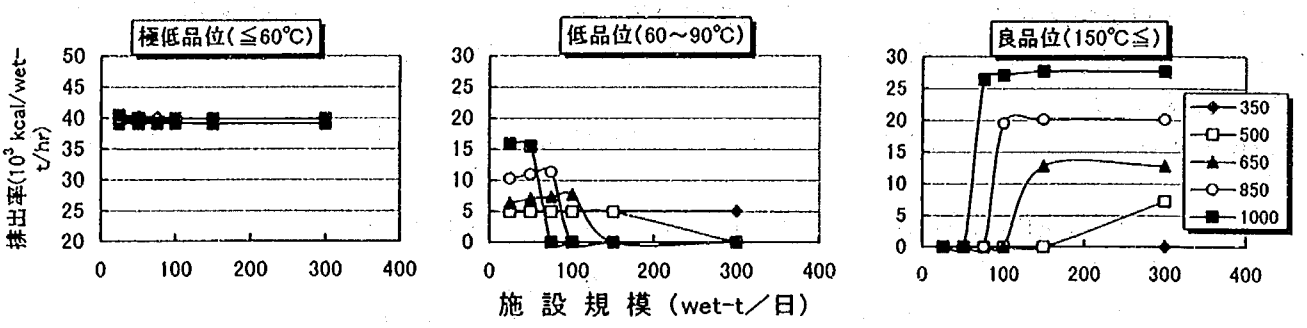
図－３　消化ガス発電における低品位廃熱の発生量原単位

焼却や溶融プロセスにおいては投入汚泥の保有熱量を処理プロセスの中で効果的に利用することが肝要となる。図－４は，この観点から流動床式焼却プロセスに関して検討した例であり，投入汚泥の保有熱量や施設規模に対応する施設構成，運転法を表－５のとおりとした場合の低品位廃熱発生量原単位の結果である。

表－５　図－４の根拠となった施設構成・運転法

施設規模	汚泥の保有熱量（kcal／wet-kg）				
（wet-t／日）	350	500	650	850	1,000
25	A	A	A	B	C
50	A	A	B	B	C
75	A	A	B	B	E
100	A	A	B	D	E
150	A	A	D	D	E
300	A	D	D	D	E

A ： 従来プロセス，白防温水器付き，余熱空気≦650℃
B ： 従来プロセス，白防温水器付き，余熱空気≦500℃
C ： 白防温水器付き（空気余熱器無し）
D ： 空気余熱器，廃熱ボイラー付き
E ： 炉体抜熱機構を有す廃熱ボイラー付き（空気余熱器無し）



図－４　表－５の条件に基づく流動床式焼却プロセスの低品位廃熱発生量原単位

3.3 高分子凝集剤の生分解性試験法に関する実験

汚泥の脱水時に使用される高分子凝集剤のその後の汚泥中における挙動や高分子凝集剤そのものの生分解性は明らかとなっていない。また，高分子凝集剤の生分解性を調べる確たる公定の試験方法も無い。このために，これらを明らかとする前段として，高分子凝集剤の生分解性を調べる試験方法を見出すための実験を行った。求める試験方法は，目的別に，他の化学物質との比較が行えるための液体培養による方法，下水汚泥のコンポスト化への影響をみるための固形状活性汚泥の発酵による方法及び高分子凝集剤の分解過程を調べるための無機担体培養による方法の３種とした。

3.3.1 実験方法

液体培養による方法に関しては，「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」に定められた「微生

物等による化学物質の分解度試験」（以後，「化審法による方法」と略す）を参考に実験，検討を重ねた。固形状活性汚泥の発酵による方法と無機担体培養による方法は，発酵，分解に伴い発生する CO_2 ガスを検出することにより分解性を調べる方法とすることとした。実験では，培養器にガラス製カラム（前者用：φ 20 × L 250 mm，後者用：φ 54 × L 220 mm）を用い，ローラーポンプにより空気を連続供給しながら排ガスの全量をガス袋に回収し，排ガス中の CO_2 をガスクロマトグラフ（TCD）で測定して，発生した CO_2 ガスの全量を求める方法を取った。　表－６に，実験に用いた高分子凝集剤の概要を示す。なお，本実験に用いた植種用のコンポストは，下水汚泥と複数の植物及び複数の種コンポスト等を用いて３ヶ月間の混合発酵を図り，風乾後，0.84 mm 以下に粉砕したものである。

3.3.2 実験結果

(1) 液体培養による方法

高分子凝集剤に化審法による方法を適用した結果，用いた凝集剤のいずれにおいても生分解性を判定できる明瞭な現象は得られなかった。この原因として，化審法による方法では試験液濃度：100 mg／L に対して馴養した活性汚泥液を 30ppm となるよう植種する植種微生物量に対する化学物質量の存在割合が高い条件となっているために，吸着，凝集作用を有するような化学物質を対象とする場合には表面吸着，凝集による物理的な阻害要因が誘発されている可能性が高いと推察された。このために，１種の凝集剤について活性汚泥の植種量を変えた実験を行った結果，50 mg-MLSS／L（50 ppm(w/v)）となる植種量程度では化審法による方法と大差なく，500 mg-MLSS／L となる植種量で明瞭な分解傾向が現れた。この結果のみで，高分子凝集剤の試験法として決定付けることは危険であるが，少なくとも活性汚泥の植種量は化審法による方法よりも相当に増加する必要があると思われた。また，振盪培養時における攪拌強度もより強く設定して，吸着や凝集等による物理的な影響も緩和しやすくすることも必要と思われた。

表－６　実験に用いた高分子凝集剤の性状概要

供試凝集剤	分子量（×10⁴）	イオン性	主成分
凝集剤－A	900	カチオン	メタクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物
－B	900	々	々
－C	1200	々	アクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物
－D	300	々	メタクリル酸エステル四級塩重合物
－E	300	々	アクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物

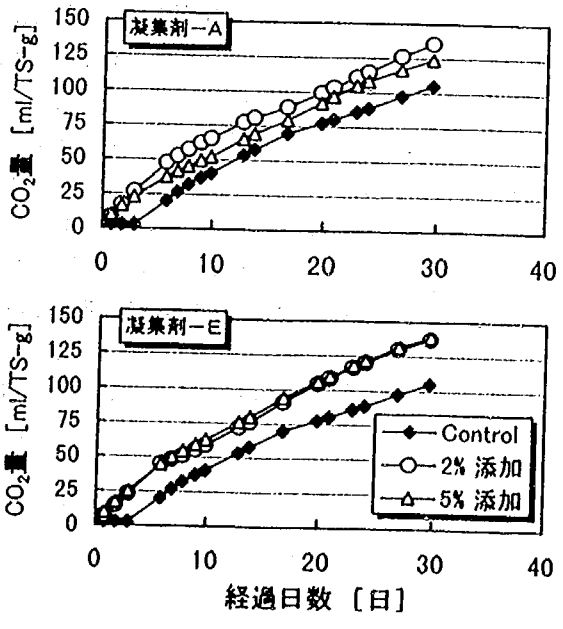
表－７　固形状活性汚泥発酵法用の供試体調整法

1．円沈管に活性汚泥液を TS が１ g となるよう分取し，高分子凝集剤溶液（２ g/L）を必要量添加，マグネチックスターラーで５分間撹拌する。
2．種コンポストを 0.2 g 混合し，３数時間静置して，コンポストを水に馴染ませる。
3．3,000 rpm － 30 min の遠心分離を施し，分離液を排除する。
4．固形物の全量をグラスウールに均一にまぶす。
5．全てをガラスカラムに仕込む。

（注）　各工程における重量変化を把握することが肝要

(2) 固形状活性汚泥の発酵による方法

本法に関して実験を重ねた結果，最終的に表－７の供試体調整方法が得られた。ここで適用したグラスウールは，カラム内における均一な通気確保を図るためのものである。表－７の方法に基づいた供試体の試験結果について凝集剤－ＡとＥの例を図－５に示した。これより，本実験で得られた試験方法は，CO_2 ガスの経時的な発

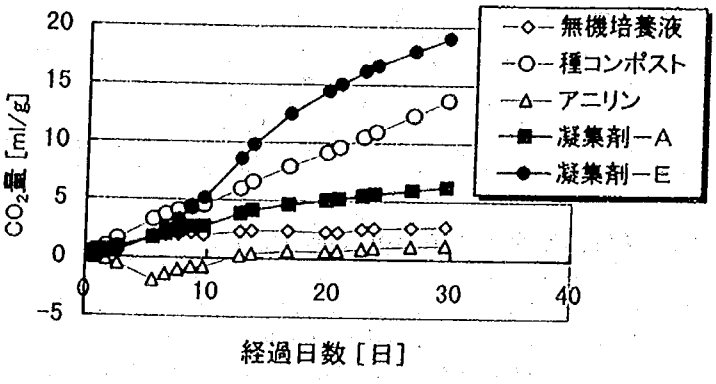


図－５　表－７の方法による試験例

生傾向から高分子凝集剤の有無や種類による差異が明瞭に読み取れることから，コンポスト化過程における高分子凝集剤の影響を調べる方法として有効であると思われる。なお，凝集剤－ＢとＤは凝集剤－Ａと，凝集剤－Ｃは凝集剤－Ｅと類似の傾向を示していた。

(3) 無機担体培養による方法

本法の目的は高分子凝集剤の分解に起因する CO_2 ガスの出力を際立たせることにあり，これを満足する無機担体培地を探る実験を重ねた結果，表－８の供試体調整方法が得られた。図－６は，この方法に基づき調整した供試体の試験結果の一例であり，目的を達成した出力結果となっている。また，ここで得られた試験方法においても凝集剤のＡ，Ｂ，Ｄと凝集剤のＣ，Ｅはそれぞれ類似の傾向を示していた。



図－６　表－８の方法による試験例

表－８　無機担体培養法用の供試体調整法

［ 培地構成 ］

球状化微粉灰	：	75 g（試験液分散材）
沸 騰 石	：	250 g（空隙・水分保持材）
無機培養液	：	30 ml（BOD 希釈水がベース）
〈組成〉		A ～ D 液 ： 50 ml
		NH_4Cl ： 1.0 g
		酵母エキス ： 0.1 g
		水道水 ： 1 L
試験(Polymer)液	：	50 ml（4 g/L）
種コンポスト	：	0.2 g

［ 調整操作 ］

１．球状化微粉灰と試験液を混合する。
２．無機培養液を混合する。
３．沸騰石を投入し，２．を均一にまぶす。
４．種コンポストを混合，均一にまぶす。
５．全量をガラスカラムに仕込む。

（注-1）操作は大型のガラス容器内で行う。
（注-2）ガラスカラムの最下部には，空気の均等供給のために，グラスウールと水砕スラグを層充填する。
（注-3）水分保持のために，（注-2）は予め湿潤状態としておく。

４．まとめ

平成９年度に行った調査から得られた成果は次のようにまとめられる。

① 厨芥の流入による嫌気性消化法への影響を，最大の厨芥流入を想定した連続実験により消化温度：35℃，消化日数：20，15，10 日の運転条件で調べた結果，消化率やガス発生率は消化日数が短くなるほどに低下する傾向にあったが，値的には従来の流入条件の値を上回った。しかし，投入有機物量に対する消化効率からみると，消化日数：20 日ではほぼ従来条件での効率に近い消化が行われていたのに対して消化日数が短くなると消化効率は低下した。

② 燃焼プロセス廃熱の低減，活用に資すために，消化ガス発電，流動床式焼却及び溶融プロセスから発生する低品位廃熱に関して，発生量データを主要メーカーへのアンケートにより収集し，廃熱カロリーレベル毎の発生量原単位を前掲図－３，図－４及び表－４の通り求めた。

③ 高分子凝集剤の生分解性を調べる試験方法を見出すために，他の化学物質との比較が行える液体培養による方法，コンポスト化への影響を調べる固形状活性汚泥の発酵による方法，高分子凝集剤の分解過程を調べる無機担体培養による方法の３つの試験方法について実験を重ねた結果，前者に関しては解決すべき事項が残ったが，後者の２つに関しては実用に資せる方法を見出すことができた。

11．中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　　長　尾崎　正明
主任研究員　久保　忠雄
研　究　員　石崎　隆弘

1.まえがき

今後中小都市で下水処理場の建設が進むにつれて、そこから発生する下水汚泥をどのように収集し、処理・処分・利用するのかが大きな課題となってくる。これらの中小都市の下水処理場から発生する汚泥量は一般的に少なく、処理場毎に下水汚泥処理施設を建設すると過大設備となり、経済的にもエネルギー的にも非効率となると考えられる。また、収集した汚泥を処理し、最終的な処分が必要であるが、埋立処分地の確保が困難なことから汚泥の有効利用を積極的に推進する必要がある。そこで、複数の処理場間での汚泥処理施設の共同化を図るため、汚泥の様々な集約方法について検討するとともに、中小都市向けの最終的な汚泥有効利用方法を検討することが重要となる。

本調査は、中小都市での汚泥の処分・利用も含めた広域的な汚泥集約処理システムの確立を目的とし、平成８年度から実施しているものである。

2.調査の目的

下水汚泥の最終的な処分・利用として、埋立処分、建設資材利用、緑農地利用があるが、下水汚泥の埋立処分地には限界があり、建設資材及び緑農地利用の有効利用を推進する必要がある。そのため、中小規模処理場向けの有効利用方法を検討し、その現状把握及び評価を行うこととする。

3.　下水汚泥の有効利用状況

下水汚泥の有効利用は、平成７年度の発生汚泥量ベースで、埋立覆土やセメント原料等の建設資材利用282千トン･DS/年、肥料や土壌改良材の原料等の緑農地利用226千トン･DS/年となっている。そこで、平成７年度現在の処理場規模別の有効利用状況を**表１**に示す（小規模：処理人口１万人未満の処理場、中規模：処理人口１万人以上10万人未満の処理場、大規模：処理人口10万人以上の処理場、供給元：生汚泥、濃縮汚泥などの性状で下水汚泥を他の処理場に供給している処理場、集約先：下水汚泥を受入、最終的に有効利用している処理場）。表の上段には有効利用を行っている全ての処理場数を示し、表の下段には民間により有効利用を行っている処理場数を示す。緑農地利用では、単独の中規模が43.3%、単独の小規模が30.2%となっており、中小規模向けの有効利用である。また、建設資材利用では集約処理される割合が高く、単独処理を行っている処理場でも緑農地利用よ

表１　処理場規模別の有効利用状況

	単独処理			集約処理					処理場数
	小規模	中規模	大規模	供給元	集約先				
					小規模	中規模	大規模	計	
緑農地利用	109	156	30	38	7	12	8	27	360
	57	88	13	—	5	6	1	12	182
建設資材利用	1	18	14	60	0	1	13	14	107
	1	17	9	—	0	1	5	6	33

りも大規模の割合が高く、大都市向けの有効利用である。

4. 下水汚泥の緑農地利用に関する調査

4.1 調査の目的

3.において、中小規模処理場での有効利用は緑農地利用される傾向である。また、地方部の中小都市の後背地に緑農地が多いことを考慮すると、下水汚泥の有効利用として緑農地利用は有効な手段である。したがって、今後下水道事業に着手する処理場の参考となるための資料を得るため、全国の100処理場に対して下水汚泥の緑農地利用に関する調査を実施した。

4.2 調査方法

調査対象処理場は全国から抽出し、下水処理場にコンポスト施設がある46処理場の内25処理場、緑農地利用を行っている乾燥施設（天日乾燥も含む）がある27処理場の内25処理場、下水汚泥を民間委託により緑農地利用している50処理場の計100処理場とした。民間委託は全県域に緑農地利用が行われている４県を中心に調査を行った。調査は調査票を郵送し、回答を依頼するアンケート形式で、調査項目は**表２**に示すとおりであり、コンポスト施設、乾燥施設を対象とした施設（施設種類、建設費等）、製品（用途、製造時の配合比等）、流通体系等（流通範囲、販売価格等）に関する調査と委託先、搬出状況の民間委託状況に関する調査の２種類を平成8年度時点で調査した。

表2 調査項目

調査票1	
1.施設	1)施設種類 2)施設能力 3)投入汚泥性状及び量(平均含水率) 4)稼働状況(平均稼働時間、稼働日数) 5)建設費 6)改築費 7)人件費 8)外注費 9)補修費 10)電力使用量 11)使用水量 12)使用燃料量(種類、使用量) 13)添加物等の量(種類、投入量)
2.製品	1)用途 2)製造時の配合比 3)製造量(平均含水率)
3.流通体系等	1)流通体系 2)販売範囲 3)販売価格 4)施用先

調査票2	
1.委託先	機関名及び種別
2.搬出状況	1)搬出汚泥性状及び量(平均含水率) 2)搬出方法 3)運搬距離 4)運搬費及び負担者 5)委託料

4.3 調査結果

4.3.1 回答状況

調査を行った100処理場から回答があり、回答状況は**表３**に示すとおりである。直営とはコンポスト施設、乾燥施設の財産権を下水道管理者が有することを表し、民間とは下水処理場から委託料をもらって、肥料等を製造している委託業者を表している。また、括弧の数字は民間委託を行っている処理場数を示しているが、数字が50よりも大きくなっているのは1処理場で複数の民間に委託しているからである。さらに、乾燥施設が26施設と増加したのは調査処理場を平成7年度下水道統計で決定したものの、調査を平成8年度ベースとしたからである。

表3 回答状況

	直営	民間
コンポスト施設	25	22(60)
乾燥施設	26	3(3)

4.3.2 施設の種類

コンポスト施設を発酵槽（立形、横形、堆積形）で分類したところ、直営25施設の内、立形10施設（単段サイロ式[3]、多段パドル式[3]、多段落し戸式[3]、多段ピンミキサー式[1]）、横形9施設（スクープ式[5]、パドル式[2]、ショベル式[1]、円形オーガ式[1]）、堆積形6施設（自然通気式[2]、強制通気式[4]）であった。

また、民間22施設の内、立形3施設（単段サイロ式[3]）、横形8施設（スクープ式[4]、パドル式[2]、ショベル式[2]）、堆積形11施設（自然通気式[2]、強制通気式[9]）であった。

一方、乾燥施設を受熱方式で分類したところ、直営26施設の内、直接受熱乾燥方式12施設（かくはん機付熱風回転乾燥機[9]、気流乾燥機[3]）、間接受熱乾燥方式3施設（かくはん溝型乾燥機[3]）、天日乾燥11施設であった。また、民間3施設はかくはん機付熱風回転乾燥機であった。

4.3.3　施設の総費用

1)コンポスト施設

設備費は、下水汚泥処理総合計画策定マニュアル[1]（以下、「マニュアル」とする。）において、投入脱水汚泥量と累積関数で表されていたため、本調査でも累積関数による回帰分析を行った（後述の式(1)から(3)の右辺の第一項参照）。ただし、投入汚泥量が多かった２施設（103[t/日]：立形単段サイロ式と46[t/日]：横型パドル式）は分析から除いた。立形のべき乗数は1未満であり、限界設備費（処理する脱水汚泥量を単位量増加させたときの増加設備費）逓減し、スケールメリットが働いている。しかし、横形及び堆積形のべき乗数は1以上であり、限界設備費逓増し、スケールメリットは働かなかった。

運転経費も設備費と同様に投入脱水汚泥量との累積関数により算出した（後述の式(1)から(3)の右辺の第二項参照）。横形はべき乗数は1未満で限界運転経費逓減となり、立形、堆積形はべき乗数は1以上になり限界運転経費逓増となった。

マニュアルでは1年当たりの補修費は全設備費の2.4％となっている。そこで、本調査においても年間の設備費と補修費による回帰分析を行い、補修費[百万円/年]=0.142･設備費[百万円/年]となり、年間の補修費は年間設備費の14％という結果となった（後述の式(1)から(3)の右辺の第三項参照）。この数値はマニュアルより小さくなり、本調査の結果、補修費はマニュアルほど大きな数値とななならなかった（マニュアルではコンポスト施設の耐用年数は10年であり、物価上昇を考慮しなければ、年間の補修費は設備費の24％となる。）。

人件費は投入汚泥量の増加に伴い運転管理に必要な人員は増加すると考え、投入汚泥量に関する一次式で表すこととした（後述の式(1)から(3)の第四項参照）。

下水処理場におけるコンポスト施設の発酵層別の総費用（＝設備費＋運転経費＋補修費＋人件費）を以下の式(1)から(3)に示し、総費用と投入脱水汚泥量の関係を**図１**に表す。立形、横形、堆積形は本調査結果による総費用であり、立形※、横形※はマニュアルで示されている総費用である。なお、式(1)から(3)の右辺第一項から設備費、運転経費、補修費、人件費を示す。

立形：$Y=16.0\cdot X^{0.822}+1.42\cdot X^{1.14}+2.27\cdot X^{0.822}+2.47\cdot X$　(1)

横形：$Y=5.18\cdot X^{1.18}+2.15\cdot X^{0.869}+0.736\cdot X^{1.18}+2.47\cdot X$　(2)

堆積形：$Y=2.20\cdot X^{1.57}+0.0982\cdot X^{2.28}+0.312\cdot X^{1.57}+2.47\cdot X$　(3)

Y：総費用(百万円/年)　X：投入脱水汚泥量(t/日)[0.5≦X≦20]

脱水汚泥量が9tまでは堆積形、横形、立形、9tから13tまでは横形、堆積形、立形、13tを超えると横形、立形、堆積形の順で経済的となった。小規模の場合、堆積形、横形を採用することが有

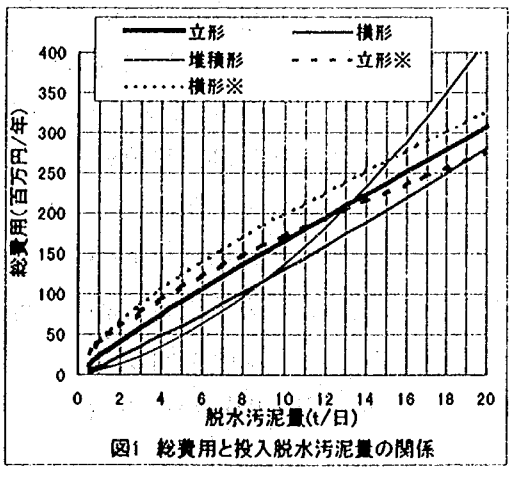


図1　総費用と投入脱水汚泥量の関係

利であるが、この費用に土地代は含まれていないため、土地の制約のある場合、13t以下でも施設面積の小さな立形が有利となることもあり、その点に留意して形式の選定が必要となってくる。また、本調査の立形の総費用は13tまでマニュアルより小さく、13tを超えると大きくなったが、両者の差はあまり大きくなかった。一方、本調査の横形の総費用は、マニュアルより小さくなっていた。発酵層別の各費用の割合を**図2**から**図4**に示す。施設規模としては本調査で得られた平均脱水汚泥量とした。全ての発酵層形式で全費用の約6割を設備費が占め、順に人件費、運転経費、補修費となった。コスト縮減にはイニシャルコストを削減することが重要であることが示唆された。比較的に設備の多い立形が横形、堆積形よりも設備費の割合が5%程度大きく、逆に切り返し作業等に多くの人員を必要とする堆積形に関する人件費の割合は立形より9%、横形より4%大きくなっている。

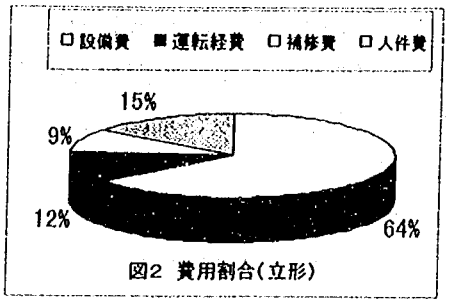


図2 費用割合(立形)

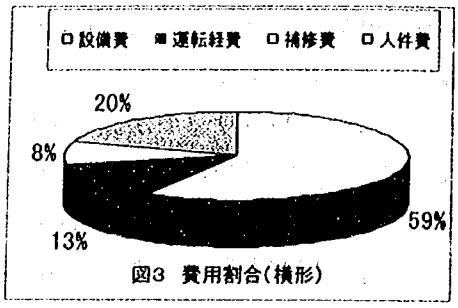


図3 費用割合(横形)

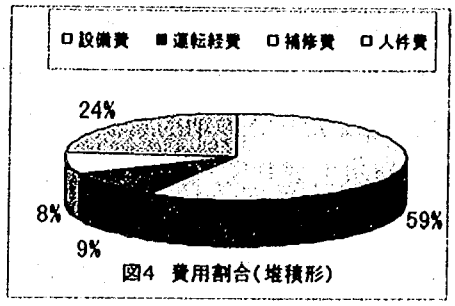


図4 費用割合(堆積形)

2)乾燥施設

下水処理場における乾燥施設の総費用をコンポスト施設と同様に算出した。乾燥施設は受熱方式により直接受熱乾燥、間接受熱乾燥と分類できるが、間接受熱乾燥方式の施設は3施設であったため、直接受熱乾燥方式と天日乾燥の総費用を式(4),(5)のとおり算出し、総費用と投入脱水汚泥量の関係を**図5**に示す。コンポスト施設と同様に右辺の第一項から設備費、運転経費、補修費、人件費を示す。なお、天日乾燥床では燃料や薬品等を使用しないため運転経費は考慮しなかった。

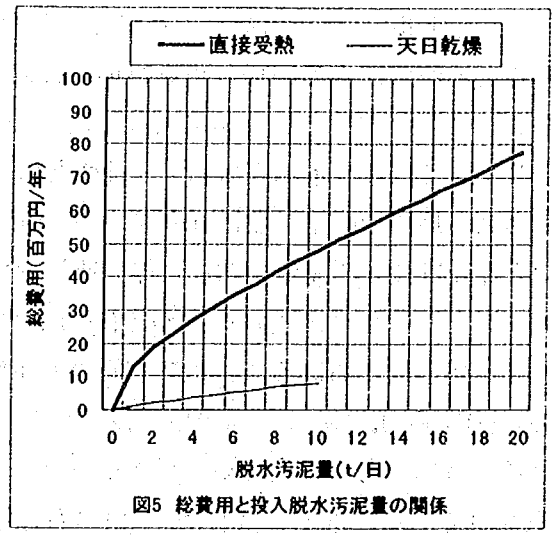


図5 総費用と投入脱水汚泥量の関係

直接受熱：$Y=10.1\cdot X_1^{0.430}+0.548\cdot X_1^{1.15}$

$+1.34\cdot X_1^{0.430}+0.944\cdot X_1$ (4)

天日乾燥：$Y=0.821\cdot X_2^{0.830}+0.0526\cdot X_2+0.216\cdot X_2$ (5)

Y：総費用(百万円/年)、X_1, X_2：投入脱水汚泥量(t/日)$[0.5\leqq X_1\leqq 20, 0.5\leqq X_2\leqq 10]$

直接受熱乾燥方式及び天日乾燥ともにスケールメリットが働いている。天日乾燥の総費用は全ての規模で直接受熱乾燥方式よりも約1/5未満であった。処理場面積が大きく、臭気などの問題が周辺環

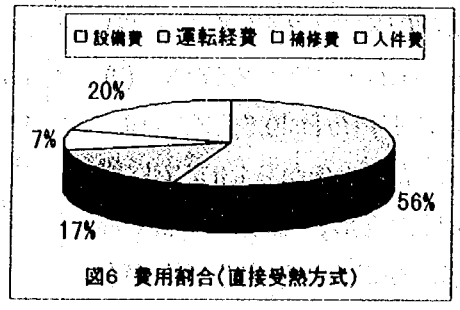


図6 費用割合(直接受熱方式)

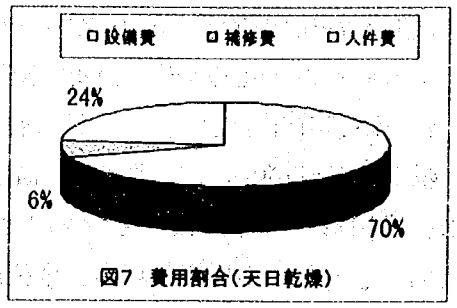


図7 費用割合(天日乾燥)

境に影響を与えない場所であれば、非常に経済的である。次に、総費用を構成している各費用の割合を**図6**, **図7**に示す。直接受熱では6割弱を設備費が占め、順に人件費、運転経費、補修費となった。コンポスト施設と比較し、補修費、人件費は同程度であったが、設備費の割合は小さくなり、反面運転経費の割合は大きくなった。天日乾燥は設備費と人件費で総費用をほとんど占めていた。

4.3.4　製造

1)下水汚泥と混合する添加物

コンポスト施設、乾燥施設に投入される下水汚泥以外の資材種類を**表4**に示す。なお、施設計と各項目の和が一致しないのは、1つの施設で2種類以上の添加物を使用しているためである。コンポスト施設では水分調整、空隙率の調整を目的としているため、無添加が少なく、反対に乾燥施設では熱風等により強制的に水分調整を行うため、無添加が多くなっている。直営のコンポスト施設では3割の処理場で無添加となっており、大部分の処理場で下水汚泥以外の投入される資材は1種類となっている。一方、民間のコンポスト施設では1社が無添加だけであり、下水汚泥以外の資材を2種類以上投入しているのは12社（**表5**参照）で、民間では水分調整だけでなく、肥効成分調整のために牛糞等の畜産系や食品加工工場から出る有機質資材を多く利用している。また、6社（重量：2社、容積：4社）では受け入れた下水汚泥量以上に他の資材を添加しており、下水汚泥を1つの有機質資材と見なしていると考えられる。

表4　添加物の種類

			コンポスト施設		乾燥施設	
			直営	民間	直営	民間
無添加			8	1	25	2
添加	有機質資材	農業系	6	5	0	0
		林業系	9	19	0	2
		畜産系	1	4	0	0
		食品加工系	1	8	0	0
	無機質資材		1	1	1	0
	その他		2	5	0	0
施設計			25	22	26	3

表5　副資材種類(複数投入)

業者名	副資材名
A社	チップ
	おがくず
B社	ビール粕
	コーヒー粕
	紅茶
	豆腐殻
C社	コーヒー粕
	おがくず
D社	バーグ
	こめぬか
E社	植物性ざんさ
	動物性ざんさ
F社	バーク
	もみがら
	おがくず
G社	炭
	木くず
	コーヒー粕
	もみがら
H社	おがくず
	木炭
I社	コーヒー粕
	チップ
	微生物資材
J社	バーク
	ダストチップ
K社	おがくず
	牛糞
L社	もみがら
	バーク堆肥

2)設備、重機に使用する燃料（電力以外）

コンポスト施設、乾燥施設の設備・重機に使用される電力以外の燃料を**表6**に示す。なお、計と各項目の和が一致しないのは1つの施設で複数の燃料を使用しているためである。直営、民間のコンポスト施設の設備に使用されているエネルギーは電力が主で、ほとんど他のエネルギーは使用されていなかった。また、コンポスト施設の重機は、切り返し作業や資材投入用のトラクターショベル、ホイルローダーであり、その燃料として軽油が使用されている。一方、直接、間接受熱乾燥方式の12処理場の内6処理場で消化ガスを利用している。H7年度現在、全国の289処理場で嫌気性消化が行われており、消化槽の加温や消化ガス発電に利用されているが、一部の消化ガスは利用されていないのが現状である。したがって、このよ

表6　設備・重機の使用燃料(電力以外)

		コンポスト施設		乾燥施設	
		直営	民間	直営	民間
設備関係	A重油	4	3	9	1
	灯油	1	0	2	0
	消化ガス	2	0	6	0
	プロパンガス	0	0	2	0
	その他	0	1	1	0
計		5	4	14	1
重機関係	A重油	0	2	—	—
	ガソリン	3	0	—	—
	軽油	8	12	—	—
	その他	0	1	—	—
計		12	15	—	—

うな処理場において乾燥施設を建設する場合、燃料面で有効利用が行え、ランニングコスト的には有利になると考えられる。

4.3.5 流通体系等

1)流通範囲

コンポスト施設、乾燥施設により製造されたものの流通範囲を**表7**に示す。直営のコンポスト施設の約7割、直営の乾燥施設の全てが県内のみの流通である。特に、乾燥施設により製造されたものはユーザーにより他の資材と混合される場合もあるため、処理場の周辺地域で利用される傾向にあると考えられる。また、民間のコンポスト施設では県外に流通している割合が高く、これは製造した民間とユーザーの間に中間業者が入っている場合が多く、その業者を通じて広い範囲に流通していると考えられる。

表7 流通範囲

		コンポスト施設		乾燥施設	
		直営	民間	直営	民間
県内のみ		17	5	22	2
県外	50%未満	4	15	0	0
	50%以上	4	4	0	1
計		25	22	22	3

(注)流通範囲が不明な直営乾燥施設のある4処理場は除いた。

2)販売価格

コンポスト施設、乾燥施設により製造されたものは、直営のコンポスト施設である25処理場の内15処理場、直営の乾燥施設である26処理場の内6処理場、民間のコンポスト施設である22社の内19社、民間の乾燥施設である3社の内1社で販売されている。なお、民間では販売することが当然と思われがちであるが、一部では無料で周辺の農家に配布しているところもあった。コンポストは販売される割合が高く、乾燥汚泥の状態で販売している割合は高くなかった。袋詰めの販売価格を比較するため、袋詰めの容量として最も多く採用されている20kg換算の販売価格を**表8**に示す。なお、計と各項目の和が一致しないのは1つのところで販売価格が複数あるためである。直営のコンポスト施設では200円以上400円未満が多数を占め、民間のコンポスト施設では200円以上600円未満が多いという結果となった。一方、直営の乾燥施設では全てが400円未満で販売されており、民間の乾燥施設では袋による販売は行われていなかった。次に、バラの販売数量で多く用いられている1,000kg換算による販売価格を**表9**に示す。全体的に袋販売よりもバラで販売しているところは少なくなっている。直営と民間のコンポスト施設での販売価格に大きな違いはなく、ほぼ同程度の価格設定であった。また、直営の乾燥施設ではバラによる販売は1処理場であり、多くのところが無償提供を行っていた。一方、民間の乾燥施設で15,000円以上の販売価格となっているところは1kg単位で販売が行われており、比較を行うため1,000kg換算したので、その価格が飛び抜けて大きなものとなった。

表8 販売価格(袋詰め20kg換算)

	コンポスト施設		乾燥施設	
	直営	民間	直営	民間
200円未満	1	1	4	0
200円以上400円未満	13	7	2	0
400円以上600円未満	3	8	0	0
600円以上800円未満	1	1	0	0
800円以上1,000円未満	0	0	0	0
1,000円以上1,500円未満	0	1	0	0
1,500円以上	0	3	0	0
計	13	17	6	0

表9 販売価格(バラ)

	コンポスト施設		乾燥施設	
	直営	民間	直営	民間
2,000円未満	2	2	0	0
2,000円以上4,000円未満	5	4	1	0
4,000円以上6,000円未満	0	3	0	0
6,000円以上8,000円未満	3	2	0	0
8,000円以上10,000円未満	2	1	0	0
10,000円以上15,000円未満	1	1	0	0
15,000円以上	0	2	0	1
計	11	15	1	1

4.3.6　民間委託

1)委託状況

民間により緑農地利用を行っている処理場の委託状況を**表10**に示す（単数委託：下水処理場が1社に委託している、複数委託：2社以上に委託している）。この表から大部分の処理場が1社に委託していることがわかる。これは、本調査を行ったほとんどの県で下水汚泥を受け入れる民間業者が1社しか存在していないためである。下水処理場の立場では、運搬可能範囲に民間が複数社あれば、1社が何らかの理由により営業ができなくなった場合の危険回避が行え、大きなメリットがあると考えられる。しかし、現在複数の民間業者が存在する県においても、委託料の下落等の理由により自然淘汰され、最終的には1社又は数社になる可能性はあると考えられる。

表10　委託状況

単数委託	複数委託	計
48	5	53

2)搬出状況

下水処理場から搬出される汚泥性状は乾燥汚泥が1処理場、焼却灰が1処理場を除くと、脱水汚泥であった。年間1社当たりの委託汚泥量は90tから33,396tの範囲にあり、中央値は964t/年で、日当たりの委託汚泥量は約2.7tであり、この程度の汚泥量では民間委託及び集約処理を行うことが効率的であり、経済的であると考えられる。委託汚泥量の傾向を把握するために、委託汚泥量と処理場数の関係を**表11**に示す。全処理場数の約7割弱に当たる43処理場で委託汚泥量が5t/日未満となっている。

表11　委託汚泥量と処理場数

委託汚泥量	処理場数
1t/日以下	14
1t/日以上5t/日未満	29
5t/日以上10t/日未満	9
10t/日以上50t/日未満	9
50t/日以上100t/日未満	2
100t/日以上	0
計	63

3)運搬距離と委託料

全県的にアンケート調査を行った4県の運搬距離と委託料（運搬費用込み）の関係を**図8**に示す。C県では概ね運搬距離80km以内の範囲から汚泥を収集しており、他県よりも運搬距離は短かった。1t当たりの平均委託料は、A県が約11,000円、B県が約17,000円、C県が約18,000円、D県が約12,000円となった。C県では25,000円以上が3処理場あるが、1処理場は島嶼部にあり船舶による運搬に頼らざるを得ず運搬費用が大きく影響しており、2処理場は委託汚泥量が少ないため、単位量当たりの委託料が高くなっていると考えられる。また、B県、C県は県内に複数の民間業者がいるが、これは他県よりも委託料が高く、新規参入しやすい環境にあるためと考えられる。

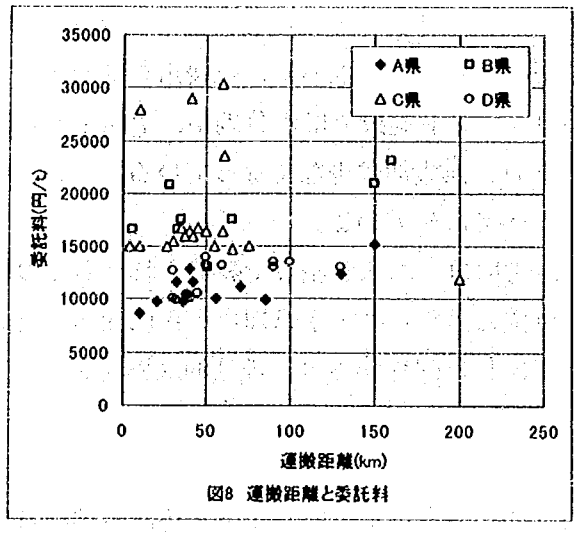


図8　運搬距離と委託料

4)委託汚泥量と委託料

3)と同様な県に関して、委託汚泥量と委託料（運搬費込み）の関係を**図9**に示す。委託汚泥量の増加に伴い単位量当たりの委託料は減少すると思われるが、A県、B県、C県ではその様な傾向は見られなかった。前述の3)運搬距離と委託料の関係でも傾向は見られず、委託料は年間の委託汚泥量、運搬距離にはあまり相関性はなく、下水処理場周辺の民間業者数等ある範囲での需給バランスにより決定されるものだと考えられる。これは汚泥の運搬距離には限界があるためであり、仮に運搬に対する障害がなければ、全国一律の委託料となると考えられる。

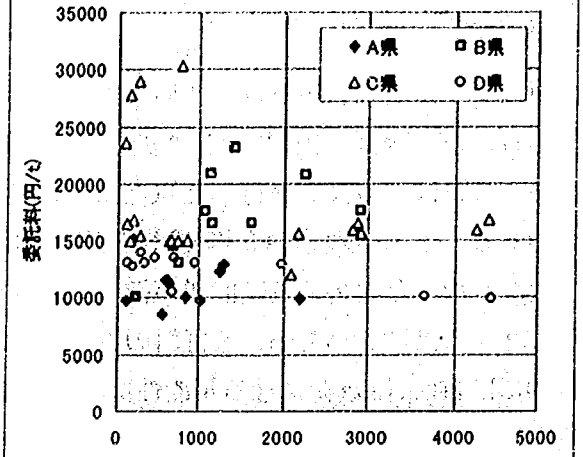


図9 委託汚泥量と委託料

5.まとめ

平成9年度は中小都市向けの有効利用方法である緑農地利用に着目し、下水汚泥を緑農地利用している全国の100処理場に関してアンケートによる実態調査を行い、調査した全ての処理場から回答があり、以下に示す結果を得た。

1)コンポスト施設は立形、横形、堆積形の発酵層別に総費用関数を算出し、乾燥施設は直接受熱乾燥方式、天日乾燥の総費用関数を算出した。しかし、乾燥施設の間接受熱乾燥方式はサンプル数が少なすぎるため、総費用関数を導くことはできなかった。

2)コンポスト施設では総費用を構成している設備費、運転経費、補修費、人件費の内、約6割を設備費が占め、順に人件費、運転経費、補修費となり、直接受熱乾燥方式では約6弱を設備費が占め、順に人件費、運転経費、補修費となった。総費用を削減するためには設備費を抑えることが重要であることが示唆された。

3)コンポスト施設では水分調整、空隙率の調整を目的としているため、下水汚泥以外の資材を投入する傾向にあり、無添加は少なくなっている。一方、乾燥施設では熱風等により強制的に水分調整を行うため、無添加が多くなっている。

4)直営のコンポスト施設で製造されたものの約7割、直営の乾燥施設の全てが県内のみの流通となっている。

5)単位量当たりの下水処理場から民間への委託料は、年間委託汚泥量、運搬距離との相関性はなく、汚泥運搬距離には限界があり、地域的な影響を大きく受けている。

参考文献

1)（社）日本下水道協会；下水汚泥処理総合計画策定マニュアル,1991

12．有機質資材の融合化と利用に関する調査

汚泥研究室　室　長　尾崎　正明
主任研究員　原田　一郎
主任研究員　落　修一

1．はじめに

従来より下水汚泥は乾燥あるいはコンポスト化され緑農地利用されてきた。今後は、地方部における下水道整備の展開が予想されるが、そこでは後背地に広大な緑農地を抱えており下水汚泥の緑農地利用を進めやすい環境にあるといえる。その一方で、地域特性及び利用者のニーズに沿った緑農地製品が求められており、高品質化のためには、下水汚泥と異なる性質を有する他の有機質資材との融合化を図り、双方の有用な特徴を引き出すことが効果的であると考えられる。なかでも、処理･処分が社会的な課題として認識されつつある有機性廃棄物を有効活用することが期待されている。また、下水汚泥の緑農地利用にあたっては一般にコンポスト化が望ましいが、コストの抑制及び維持管理の軽減を目指した簡易な手法の開発が求められている。

2．調査目的及び方法

本調査は、下水汚泥の緑農地利用をより一層推進するため、他の有機質資材との融合化の検討ならびに簡易なコンポスト化手法の開発を目的に実施するものである。そこで、有機性廃棄物の検索を行い、下水汚泥との混合コンポストの発酵性を確認するとともに、施用効果も含めた製品の肥効を把握することとする。さらに、野積み方式を用いた実用規模のコンポスト化実験を実施し最適な発酵条件を検討する。

3．平成9年度の調査結果

平成９年度は、有機性廃棄物の排出及び利用状況を調査するとともに、豚糞を混合した下水汚泥の基礎的な発酵実験及び茎葉類を副資材に用いた実用規模の発酵実験を実施し混合コンポスト化手法を検討した。さらに、牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行いその効果を評価した。

3.1 有機質資材の検索

3.1.1 目的

下水汚泥と他の有機質資材との融合化を図るにあたっては、まず対象資材がコンポスト原料として量的に利用可能であるか確認する必要がある。一方、廃棄物の有効利用が強く求められており、一般廃棄物としての生ごみも含め各種産業から排出される有機性廃棄物も例外ではなく、混合コンポストの原料としての利用が望まれる。なかでも、畜産業における家畜糞尿及び食品工場から発生する有機性廃棄物は、今後下水汚泥との融合化が有望な資材であると考えられる。

本調査は、他の有機質資材の利用可能性を検討するにあたり、家畜糞尿の発生量、食品工場における有機性廃棄物の処理･処分状況、下水汚泥コンポストに対する添加資材の実態等といった基礎的な資料を得る目的で実施した。

3.1.2 調査方法

主要な家畜である牛(乳用牛及び肉用牛),豚及び鶏(採卵鶏及びブロイラー)の糞尿排出状況を調査するとともに、家畜糞尿と下水汚泥の発生状況の関係を地域別に検討した。また、食品工場に関しては、有機性廃棄物である汚泥,植物性残渣及び動物性残渣の発生及び処理･処分状況について文献調査を行った。さらに、下水汚泥のコンポスト化における資材添加の実態については、処理場を抽出し民間委託分も含めアンケート方式により調査を実施した。

3.1.3 調査結果

(1) 家畜糞尿

近年、日本における家畜糞尿発生量は約 9 千万 t/年・現物で推移しており、窒素量換算では国内の化学肥料使用量に匹敵する 68 万 t/年程度と推計され[1]、その大半が農地還元されている。そのうち鶏糞は従来から流通化が進んでいるものの、牛及び豚の糞尿については半数以上の農家で発酵または乾燥といった処理が行われておらず[2]、コンポスト化が望まれている。一方、発生下水汚泥中の窒素分はその含有率を 4.7%・乾物とすると[3]平成 7 年度現在全国で 8 万 t/年程度であると見積もられる。これは家畜糞尿に由来する窒素の 1 割程度にすぎず、しかも 65%以上は焼却または溶融されている。したがって、下水汚泥の緑農地利用は量的にみて家畜糞尿の農地還元を妨げるものではなく、むしろ双方の特徴を生かし製品の高品質化を目指す混合コンポスト化の余地は十分にあると考えられる。

一方、都道府県別の家畜飼育数[2]と下水汚泥発生量の関係を調べたところ、牛・豚の飼育数が多いほど下水汚泥の緑農地利用が盛んな傾向が読みとれたが鶏では相関はみられなかった。また、地域間のばらつきが大きいものの、家畜糞尿の発生量及び脱水汚泥の処分量ともに多い地域が存在することがわかった。

(2) 食品工場の有機性廃棄物

食品工場から排出される産業廃棄物の発生及び処理・処分状況について、平成 7 ～ 8 年度に(財)クリーン・ジャパン・センターにおいて詳細な調査が実施されている[4]。その結果によると、食品工場から発生する有機性廃棄物のうち、植物性残渣は 90%が、動物性残渣は 59%が主に飼料として再資源化されているのに対し、汚泥の再資源化率は 36%でそのうち大半が肥料として再利用されているものの 52%が脱水汚泥の状態で埋立処分されており、下水汚泥と同様有効利用が求められている状況であった。しかし、業種によって発生量及び再資源化率が大きく異なっており、組成・性状も多種多様であると推測されるため、混合コンポスト化の検討は個別の有機性廃棄物ごと対応する必要がある。

(3) 他の有機質資材の添加状況

下水汚泥コンポストにおける添加資材の有無及びその種類についてアンケート調査により得られた結果を図-1 に示す。下水汚泥のコンポスト化を行っている処理場の 68%、民間業者の 95%において他の資材が添加されていた。民間業者では多様な有機質資材を利用しているが、全体としては農林業系の資材が主流であり、しかも数種類の副資材に限定されている。したがって、今後は有効活用が求められている他の有機性廃棄物との混合コンポスト化が課題であると考えられる。

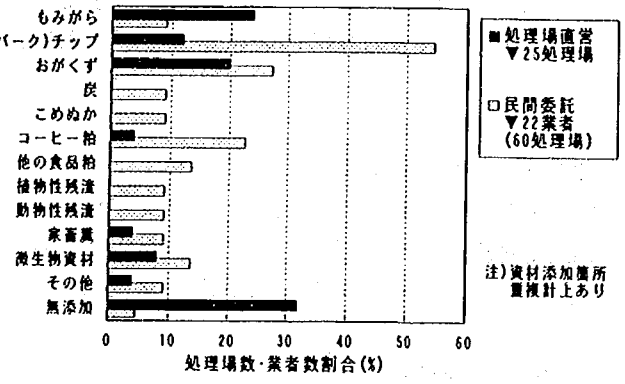


図-1 下水汚泥コンポストにおける添加資材の現状

3.2 豚糞を用いた室内発酵実験

3.2.1 目的

家畜糞尿は下水汚泥との融合化を図る原料として最も期待できるものであり、そのうち牛糞については従来の調査で有用性が示されている[5]。一方、主要な畜産廃棄物のひとつである豚糞も牛糞に近い特徴を有しており、下水汚泥との融合化の可能性が見込める。

本実験は、有機質資材として豚糞を混合した下水汚泥コンポストの発酵性を確認するとともに肥効成分の把握を目的に実施した。

3.2.2 実験方法

本実験では、原料として M 市の民間豚舎より採取し風乾させた豚糞及び T 処理場の消化乾燥汚泥を用い、混合割合は 4 ケース設定した。表-1 に実験条件を示す。なお、他の副資材は添加していない。含水率を調整し十分に混合させた後、図-2 に示す 4.7l の円筒形の発酵槽に仕込み、強制的に通気させ 30 ℃恒温室において 92 日間発酵させた。この間切り返しを随時行う

表-1 豚糞との基礎発酵実験条件

		CASE-1	CASE-2	CASE-3	CASE-4
乾重量	汚泥	1	1	1	0
混合比	豚糞	0	1	2	1
仕込時含水率		55%	60%		
仕込量		3.8 ～ 4.9kg, 4.4 ～ 4.7l			
切返し頻度		1,6,10,15,20,30,51 日目			
通気量		500ml/min から段階的に減量			
発酵日数		92 日間			

とともに発酵温度を連続計測し発酵物の性状・組成を分析した。

3.2.3 実験結果

仕込み直後から円滑な好気性発酵が認められた。発酵温度の変化を図-3 に示す。ただし CASE-2 は発酵温度の上昇が遅れた。これは、仕込み時における含水率調整後のかさ比重が 1 を超え、十分な空隙が確保できなかったためであると推定される。また、豚糞の混合割合が大きいほど長期間高温が継続する傾向がみられ、発酵物中の有機物含有率についても、下水汚泥単独の CASE-1 では仕込み時より約 10%減少した 30 日目以降は変化がみられなかったが、豚糞を混合したものは減少を続け 92 日目には仕込み時のおよそ 15%減となった。これらは、下水汚泥に比べ豚糞中有機物の分解性が低いことに起因すると考えられる。一方、豚糞は牛糞と比較すると易分解性有機物の含有率が高く良好な発酵性を有すると言われており、牛糞を用いた下水汚泥の融合コンポスト化の基礎発酵実験では、牛糞の混合割合が大きいほど温度が低く発酵の立ち上がりが緩やかであると報告されている [5]。それに対し、本実験では豚糞を混合したケースでも発酵温度はすみやかに上昇し 65 ℃以上に達した。したがって、下水汚泥に混合するコンポスト原料として豚糞を用いる場合牛糞に比べ短時間での発酵が可能であると考えられる。

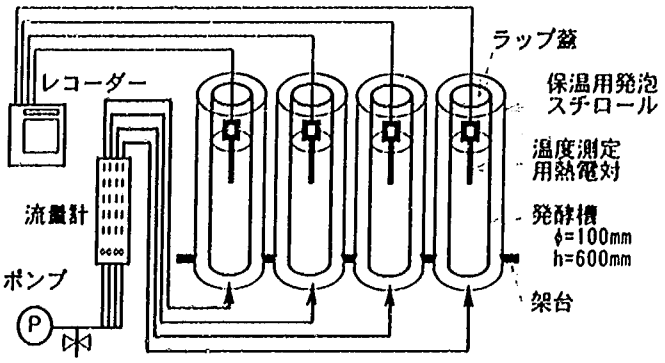


図-2 室内発酵実験装置概要図

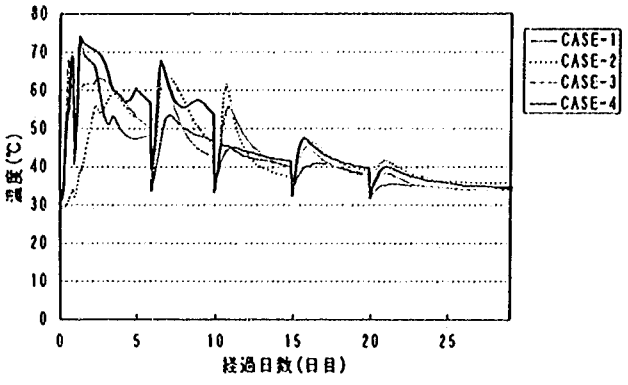


図-3 豚糞混合コンポスト発酵温度の経時変化

表-2 原料(乾燥汚泥及び豚糞)の性状・組成

項目	(単位)	乾燥汚泥	豚糞
強熱減量(VS/TS)	(%)	57	72
窒素(N)	(%・DS)	4.8	3.3
りん酸(P_2O_5)	(%・DS)	7.8	4.1
加里(K_2O)	(%・DS)	0.34	1.8
C/N 比		6.7	12
CEC	(meq/100g・DS)	68	30
pH		7.3	6.6
銅(Cu)	(mg/kg・DS)	598	85
亜鉛(Zn)	(mg/kg・DS)	975	499

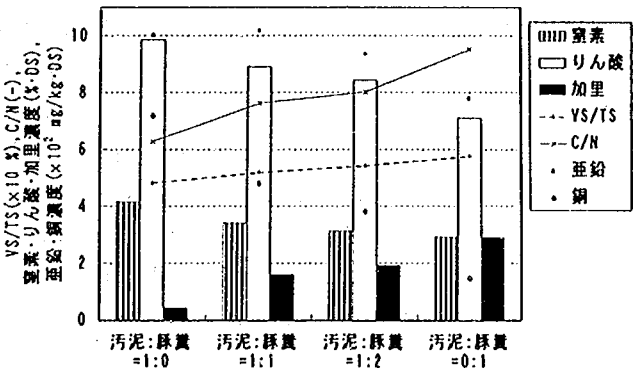


図-4 豚糞混合コンポスト最終発酵物の性状・組成

次に、原料及び最終発酵物の性状・組成について表-2 及び図-4 に示す。下水汚泥は窒素含有量、豚糞はカリウム含有量の増大に寄与し、両者を混合して行うコンポスト化が肥効成分の改良に有効であることが示された。一方、豚の飼料には成長促進を目的に亜鉛・銅が添加される場合が多く、本実験で使用した豚糞中にも乾燥汚泥の 1/2 程度の濃度の亜鉛が含有されていた。したがって、豚糞を原料として利用する場合、豚糞中の重金属濃度にも留意する必要がある。

3.3 茎葉類を用いた大規模実験

3.3.1 目的

農業で生ずる有機性廃棄物は全国で発生し、かつ、コンポストの副資材として含水率の調整及び空隙の確保といった機能を有するため、下水汚泥との融合化が期待できる。本実験は、茎葉類を用いた混合コンポス

トの適用可能性を把握するとともに、簡易なコンポスト化手法の確立を目的に実施した。なお、本実験では、発酵条件の検討に加え、茎葉類が大きな体積を必要とするため、実用規模で実施した。

3.3.2 実験方法

本実験は、北海道十勝地方に設けられた採光可能な屋根付きのコンクリート床盤(14.4m × 27.0m)上で野積み方式によりRUN1(夏季)とRUN2(秋冬季)の2回行った。無消化脱水汚泥及び消化乾燥汚泥を原料とし、副資材には夏季,秋季それぞれ20cm程度に裁断したそばがら,大豆がらを用い、仕込み直後の混合物を長さ4～8m,幅2～3m,高さ約1mに畝積みした。混合撹拌には、油圧駆動式の回転ドラムを装備したディーゼルエンジン搭載の自走式切返し装置を使用し、自然通気状態で発酵させた。実験条件の詳細を表-3に示す。夏季実験においては下水汚泥と副資材の乾重量混合比を変化させた3ケースについて初期含水率を約60%に調整後110日間発酵させ、秋冬季実験では副資材との混合比を固定し脱水汚泥と乾燥汚泥の混合割合を変えた3ケースを設定して25日間発酵させた。切返しは仕込み時に2回行うとともに、夏季は43日目まで、冬季は最終日まで1週にそれぞれ3,5回の頻度で行った。また、発酵温度及び床上約5mの気温を連続測定しするとともに、切り返し時に試料をサンプリングし性状・組成を分析した。

表-3 茎葉類との実用規模発酵実験条件

実験時期				RUN1(夏季)			RUN2(秋冬季)		
CASE No.				No.1	No.2	No.3	No.1	No.2	No.3
仕込み条件	乾混重合量比	下水汚泥	脱水	0.5	1	0.5	1	0	0.5
			乾燥	0.5	0	0.5	0	1	0.5
			計	1	1	1	1		
		茎葉		0.5	2	1	0.3		
	使用茎葉			そばがら			大豆がら		
	混合物含水率			約60%			65～80%		
	全湿重量			2.2～2.6t			1.6～2.0t		
	混合物体積			10～14m³			2～4m³		
実験期間				平成9年8月7日～平成9年11月25日(110日間)			平成9年11月27日～平成9年12月22日(25日間)		
切返し頻度				5回/週 (43日目まで)			3回/週		

注)・脱水汚泥：余剰汚泥,高分子凝集剤使用
RUN1 CASE-1,2及びRUN2 CASE-1は北海道SM町処理場,
RUN1 CASE-3及びRUN2 CASE-3は北海道SO町処理場
・乾燥汚泥：消化汚泥,間接乾燥,高分子凝集剤使用
全て北海道T処理場
・そばがら,大豆がら：北海道SO町農家より入手

3.3.3 実験結果

RUN1では、仕込み直後に温度が上昇したが急激に含水率が低下し、全ケースとも仕込み後10日目で発酵が抑制された。そのため15日目に脱水汚泥を各ケース1.0～1.5t･現物ずつ加え実験を継続したところ、発酵は円滑に進み体積が急激に減少した。発酵物の体積変化を図-5に示す。39日目には含水率が25%程度まで低下し温度上昇がみられなくなった。その後静置したが、発酵状況を確認するため92日目に牛尿を添加したところ、再び温度上昇がみられ50～70℃となった。また、最終発酵物中にはそばがらの裁断片が残留した。これらの原因としては、仕込み時かさ比重が0.2t/m³前後で副資材の添加割合が大きく、乾燥が速く進行し、十分に発酵が進まなかったためであると考えられる。

そこで、RUN2ではRUN1の結果を踏まえ副資材の混合割合を小さくした。仕込み時の性状及び発酵温度の変化を図-6に示す。初期含水率に加えかさ比重の相違で発酵の立ち上がりに相違がみられる。これらの実験結果から、茎葉類との混合コンポスト化においては空隙率に留意する必要があり、仕込み時の最適なかさ比重は0.3～0.6 t/m³の間にあると推定されるが、副資材の性状等に左右されるものと考えられる。また、体積は緩やかに減少し25日目には仕込み時より10～30%程度減少した。

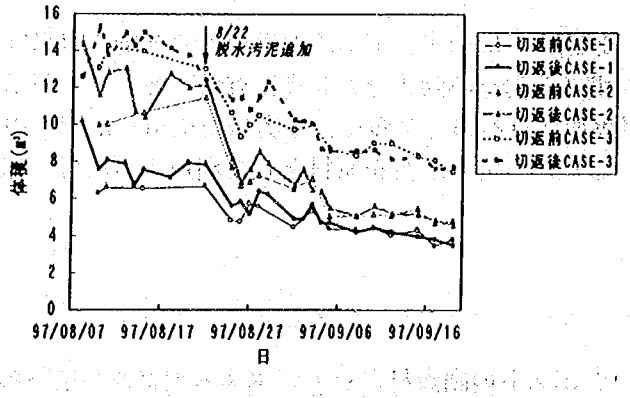


図-5 茎葉混合コンポスト(RUN1)の体積変化

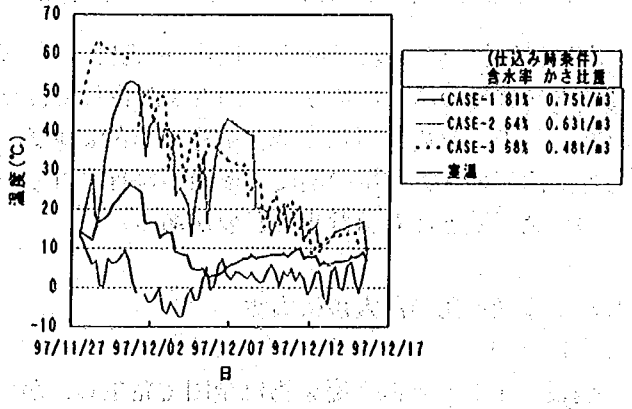


図-6 茎葉混合コンポスト(RUN2)発酵温度の経時変化

次に、RUN2 における原料及び発酵物の性状･組成を表-4 に示す。大豆がらは下水汚泥に比べ窒素含有量は小さいが有機分及びカリウムが多く、RUN1 のそばがらでも同様の傾向であった。また、発酵が良好に進行した CASE-2 及び CASE-3 の発酵物はほぼ同じ分析値を示した。

表-4 原料(下水汚泥及び大豆がら)の性状･組成

項目	(単位)	原料				発酵物(25 日後)		
		乾燥汚泥	CASE-1 脱水汚泥	CASE-3 脱水汚泥	大豆がら	CASE-1	CASE-2	CASE-3
強熱減量(VS/TS)	(%)	54	74	74	93	68	58	62
窒素(N)	(%･DS)	4.7	5.7	5.8	0.94	4.5	3.5	3.5
りん酸(P_2O_5)	(%･DS)	7.7	6.3	5.5	0.35	5.1	6.8	6.6
加里(K_2O)	(%･DS)	0.35	0.66	0.88	1.7	1.0	0.82	1.1
C/N 比		6.0	5.6	5.8	40	6.5	8.0	7.6
CEC	(meq/100g･DS)	56	78	81	37	69	75	75
pH		7.4	7.5	6.4	7.6	7.8	8.0	8.0
銅(Cu)	(mg/kg･DS)	647	563	473	20	492	576	578
亜鉛(Zn)	(mg/kg･DS)	936	646	622	27	608	854	856

以上の結果から、秋冬季においても仕込み条件が整えば下水汚泥と茎葉類との混合コンポストは良好に発酵することが確認された。しかし、最適な仕込み条件及び発酵方法についてはさらに詳細な検討が必要である。

3.4 牛糞融合コンポストの施用試験

3.4.1 目的

土木研究所では平成 7 ～ 8 年度に牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を実施しており、その発酵物を用いた幼植物試験では良好な成績が得られている [5]。一方、化学肥料と同様、有機質肥料も目的作物に応じた製品であることが望ましく、農作物の生育に及ぼす影響を十分に把握する必要があるが、そのためには施用試験が不可欠である。そこで、本実験は、牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて窒素無機化特性を把握するとともに施用効果の検討を目的に実施した。

3.4.2 試験方法

本実験は、平成 8 年度に得られた牛糞と下水汚泥の混合割合の異なる 2 種類の融合コンポスト [6] を用い、北海道立十勝農業試験場及び花･野菜センターにおいて実施した。窒素無機化特性試験は瓶培養法及びポット試験により行い、前者においては土壌の種類,培養温度及び培養期間を変化させて窒素無機化率を測定した。また、ポット試験では牧草を用い、窒素施用量を一定として化学肥料混用及びコンポスト単用の 2 ケースを設定した。一方、施用試験においては葉茎菜類のキャベツ及び根菜類のてん菜を供試作物とし、化学肥料を減肥して融合コンポストを施肥した。表-5 に使用した牛糞融合コンポスト及び実験内容の詳細を示す。

表-5 窒素無機化特性試験及び施用試験の内容

使用コンポスト	下水汚泥:牛糞(乾燥重量比)	使用牛糞敷料	使用下水汚泥	組成 N(%･DS)	P_2O_5(%･DS)	K_2O(%･DS)	C/N
	5:10	肉牛:粉砕バーク	消化乾燥汚泥(間接加熱)	2.8	3.6	1.6	11
	9:10	乳牛:麦稈	高分子凝集剤使用	4.2	5.4	1.2	7.5

実験項目		供試作物	収穫までの日数	実験条件
窒素無機化特性試験	瓶培養試験		(培養期間) 0,10,20,30 日間	使用土壌：未熟火山性土及び褐色森林土 培養温度：15,30 ℃
	ポット試験	牧草(イタリアンライグラス)	48,73,125 日目	コンポスト 0.2gN/pot ＋化学肥料 0.2gN/pot 混用及び コンポスト 0.4gN/pot 単用
施用試験	枠試験(1 枠 1m²)	葉茎菜類(キャベツ 4 株/枠)	35 日目(中間) 63 日目(最終)	化学肥料(窒素,りん酸,加里それぞれ)を減肥し、 コンポストを 2t/10a･現物ずつ施肥
	圃場試験(1 区 27.6m²)	根菜類(てん菜 200 株/区)	174 日目	化学肥料(窒素)を減肥し、 コンポストを 1 ～ 2t/10a･現物ずつ施肥

3.4.3 試験結果

瓶培養試験の結果、下水汚泥と牛糞の混合比が 5:10 及び 9:10 の融合コンポストにおける窒素無機化率は褐色森林土で 30 ℃ 30 日培養の場合それぞれ 2%,18%であり、下水汚泥の混合割合の大きい融合コンポストの方が全ての実験条件下において 10%以上高かった。また、ポット試験においても下水汚泥の含有率が高いコンポストは初期収量が大きく、すみやかな窒素無機化の進行がみられた。図-7 にポット試験における収量を示す。化学肥料を施肥しない融合コンポストのみの場合においても施用効果が認められた。

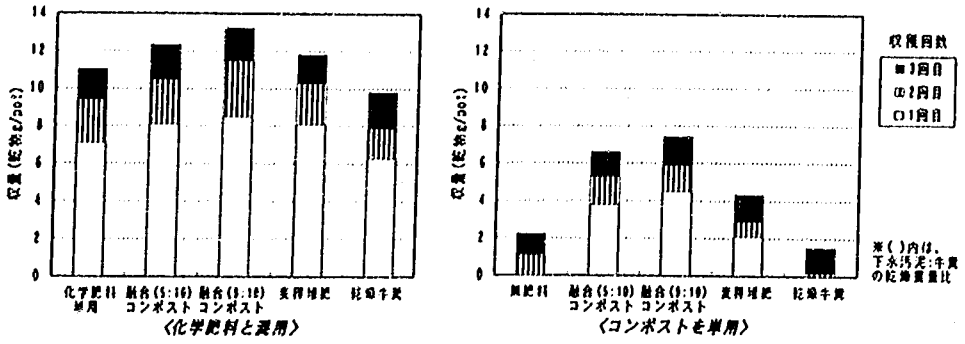


図-7 ポット試験における収量

次に、施用試験結果を図-8 及び表-6 に示す。キャベツでは下水汚泥の混合比の大きい融合コンポストの方が収量が多く、とくに中間収量でその傾向が顕著であった。これは、窒素無機化試験の結果と同様、下水汚泥中には施用直後に無機化される窒素分が多いことを示すものである。一方、てん菜の場合、融合コンポストの多量施用区では窒素吸収量が高かったが、地上部の生育が旺盛となり地上部と根部の比である T/R 比が大きくなるとともに根部の糖量が低下した。この原因は窒素供給過剰であると考えられ、根菜類の品質向上を図る観点から引き続き望ましい施用量を検討する必要がある。

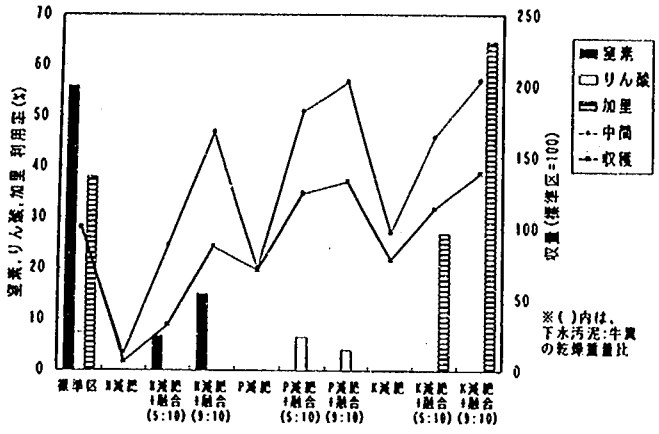


図-8 キャベツの施用試験結果

表-6 てん菜の施用試験結果

試料 1)	生根重 2)	修正糖量 2)	T/R 比	窒素吸収量 (kg/10a)
化学肥料減肥区①(③から窒素減肥)	100	100	0.47	16.9
①+(5:10)融合コンポスト 1t/10a·現物	101	97	0.45	18.1
①+(5:10)融合コンポスト 2t/10a·現物	105	95	0.65	25.6
①+(9:10)融合コンポスト 1t/10a·現物	106	97	0.56	23.8
①+(9:10)融合コンポスト 2t/10a·現物	104	88	0.69	28.6
化学肥料無窒素区②(③から窒素除き)	59	63	0.39	6.5
化学肥料標準区③	101	103	0.50	19.5

1) ( )内の比は下水汚泥と牛糞の乾重混合比
2) ① = 100 とした指数

4. まとめ

平成 9 年度は、下水汚泥と他の有機質資材の融合化に関し、以下の知見を得た。

1) 有機質資材の発生及び利用状況について調査した結果、現在は農林業系の添加資材が下水汚泥コンポストに多く利用されているが、家畜糞尿及び食品工場の有機性廃棄物について量的な利用可能性が示された。
2) 下水汚泥に豚糞を加えた混合コンポスト化実験の結果、円滑な発酵が確認され下水汚泥単独の場合よりもカリウム含有率が増加した。ただし、豚糞中の重金属含有量には留意する必要がある。
3) 副資材に茎葉類を用いた下水汚泥のコンポスト化実験を野積み方式により行った。その結果、発酵状態は仕込み時のかさ比重に大きく左右された。また、冬季でも良好に発酵することが確認された。
4) 牛糞と下水汚泥の融合コンポストについて施用試験を行った結果、下水汚泥の混合割合が大きいコンポストは窒素の無機化が早く、植物への吸収量も大きくなり生育初期における作物の収量が増大した。

今後は、他の有機性廃棄物の適用可能性を検証するとともに、茎葉類を用いた場合の最適な発酵条件について詳細な検討が必要である。また、融合コンポストの施用量についても引き続き調査が求められる。

参考文献

1) 羽賀清典,「家畜ふん尿の農耕地利用」,用水と廃水,Vol.35 No.10,pp.919-929,1993
2) 農林水産省経済局統計情報部編,「畜産統計平成 8 年」,農林統計協会,1997
3) 渡部ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」,平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集,土木研究所資料第 3294 号,pp.223-228,1994
4) クリーン·ジャパン·センター,「平成 7 年度食品工場排水汚泥リサイクル対策事業調査報告書」,1996
5) 平山ら,「下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化について」,再生と利用,Vol.19 No.72,pp.48-51,1996
6) 尾崎ら,「中小規模用汚泥乾燥システムの開発に関する調査」,平成 8 年度下水道関係調査研究年次報告書集,土木研究所資料第 3528 号,pp.209-214,1997

13．バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査

水質研究室　室　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
研　究　員　豊田　忠宏

1．調査の目的

下水道施設の維持管理に当たっては、処理後の放流水の水質監視及び、排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいて、水温，pH等の化学反応を伴わない基本項目を測定するものについては、精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーについては、精度，感度，維持管理性等の点で必ずしも満足のいく状況ではない。下水処理場の放流水の水質監視としては、BODの測定が義務づけられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要度が高い。しかし、公定法によるBODの測定は測定に5日間を要し、その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難であり、BODの短期間測定の要望は高い。

本調査は、これらの背景から下水処理水のBODを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化するための技術を開発し適用させることにより、下水道の維持管理性を向上させることを目的として実施する。

2．調査内容

2．1前処理法に関する検討

下水処理場等に、モニター装置を設置する場合の問題として、水中の微生物増殖により流路の汚染が発生する。BODセンサーでは、反応素子内の微生物によるDO消費量をモニターし、BODへの換算を行う原理のため、流路内微生物の増殖が起こった場合、DO等の変化が生じるため、測定が行えない。

従来は、微生物除去のために紫外線による殺菌を行っていたが、紫外線殺菌のみでは流路内の微生物増殖を十分に押さえることができなかった。そのため本年度の調査では、微生物除去の方法として、流路に通電することによる微生物発生抑制ろ過による除菌，銅コイルによる微生物の発生抑制について検討を行った。

2．1．1　検討方法

1）電気的殺菌

電気化学的殺菌法は、微弱電流を流した電極に長時間細菌を接触させるとその細菌は、分解されるという原理に基づく。通電流路として、ステンレス製温度調整コイルを使用した。微弱電流による細菌の分解は、陽極において起こるため、ステンレス管を陽極とし、陰極として銅板をチューブ内に取り付けた。また、温調コイル及びリード線には、漏電防止の被覆を付けた。

2）ろ過除菌

流路内での微生物増殖を抑制するために、センサー内に流入する試料に対してろ過を行い、試料中の菌の除去を行った。濾材には、観賞魚用フィルター及びろ過適用範囲を 2～0.48 μm としたろ過フィルターそして 0.2 μm ろ過フィルターの3連式のものを用いた。

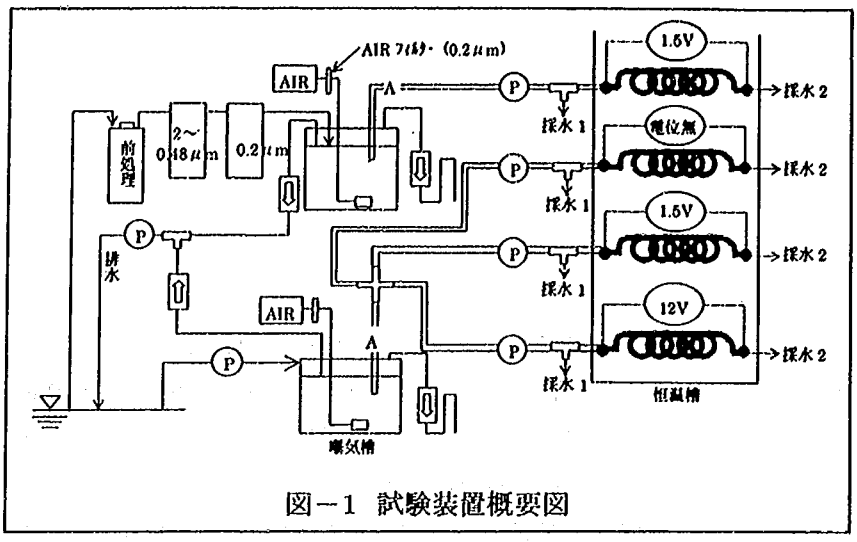
3）銅コイルによる殺菌効果

銅を素材としたコイルについては、銅イオンの殺菌効果による微生物増殖抑制効果について検討を行った。この手法については、BOD センサー膜に悪影響を及ぼす可能性があるため、銅コイルの後に、S－1株を微生物膜

としたBODセンサーを設置し、試験終了後に標準液と合成二次処理水による自記計測を行い、微生物膜に対する影響を確認した。

2．1．2 試験装置

検討試験は、図―1の装置を用いて行った。試料は、ろ過用，未ろ過用で別々に採取され、ろ過用試料については、観賞魚用のろ過装置，2～0.48μm 孔経のフィルター，0.2μm 孔経のフィルターの3段階でろ過後、曝気槽に送液を行った。曝気槽は、ろ過用，未ろ過用それぞれに設置し常時エアーポンプによって曝気を行った。曝気用 AIR はポアサイズ 0.2μmの滅菌用フィルターを通過後使用した。使用したろ材は、1週間毎の採水時に毎回交換した。曝気槽は密閉式とし、流入水及び排気用 AIR は逆流止め弁を通過し、排水、排気することで雑菌の影響を除去した。また、2つの曝気槽は流入水の排水に、ローラーポンプを使用し、排水用チューブの位置をもって曝気槽内の水位、容積を一定とした。



図－1 試験装置概要図

また、日光による藻類の増殖等の影響を避けるため、装置全体に覆いを施し、曝気槽も同様に遮光した。

前処理法検討に使用する各コイルの条件を、以下の4種に設定した。

(1)濾過処理水(フィルター孔径:0.2μm)とステンレスコイルの組み合わせ

(2)銅コイルのみ

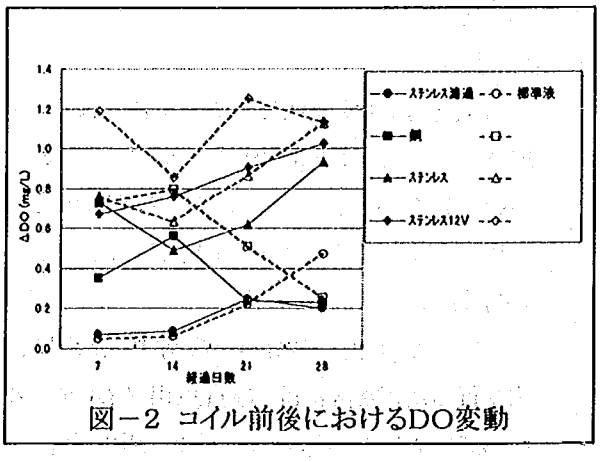
(3)ステンレスコイルのみ

(4)ステンレスコイルに 12V の電圧印加

試験期間中は、湖北下水処理場の処理水を常時各コイルに通水した。期間中約1週間毎に処理水及びグルコース・グルタミン酸標準溶液(以下標準液)10mg/l を試料水とし、コイル通水前後のDOを測定した。標準液測定時は、図中 A のチューブを差し替え、標準溶液をDO飽和として通水し、温調コイル前後でのDO変動を測定した。

2．1．3 検討結果

検討結果を図－2に示す。図から、全ての試験系で経過日数と共に、流路の一部である温調コイル前後でのDO差が拡大していったが、実験条件によるDO差への影響は、ろ過を行ったものが最も小さく、処理水で0.07～0.25mg/l、10ppm BOD標準液で 0.05～0.47mg/l であった。濾過無しの場合、ステンレスコイルに 12V の電圧を印加したものでは、電気化学的殺菌の効果が見られず、電圧を印加しないステンレスコイルとほぼ同様の傾向を示した。ステンレスコイルのみでは、処理水で 0.49～0.93mg/l、標準液で 0.64～1.13mg/l のDO変動を示した。これは、ろ過処理水への実験結果と比較して、2～4 倍の差であった。この結果、試料をろ過することで、試料通水チューブ内での微生物繁殖と試料中のDO変動を低減させる効果が見られた。



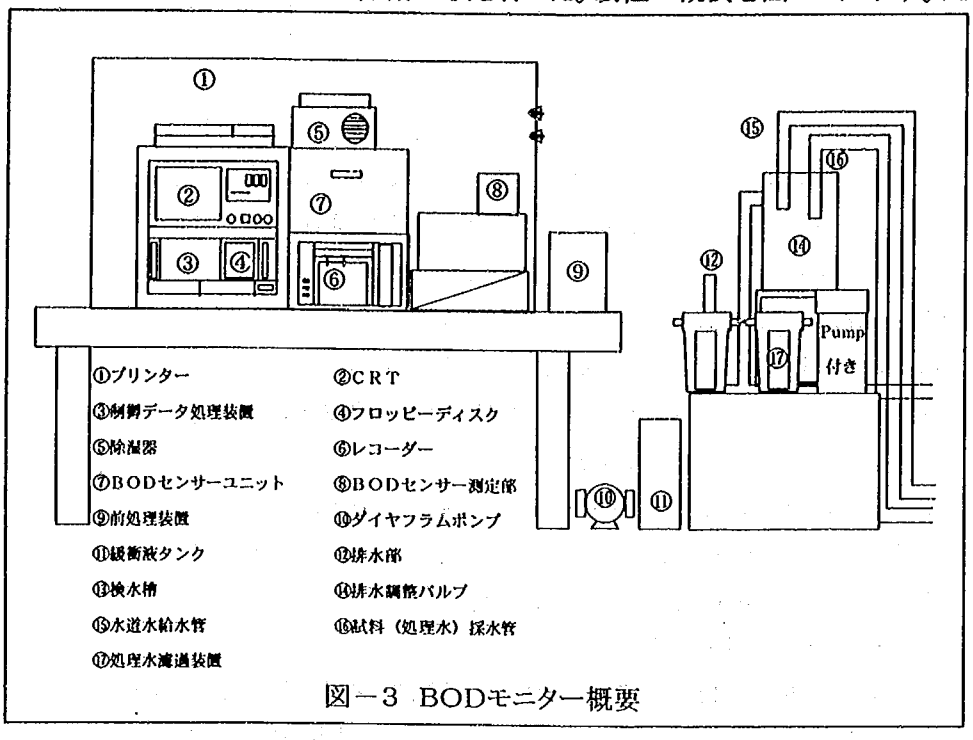
図－2 コイル前後におけるDO変動

また、銅コイルを用いた場合については、2週間経過後、DOの変動が減少し始めた。これは、銅イオンの流出が

徐々に始まり、チューブ及びコイル内での殺菌効果を示し始めたと考えられる。

2. 2処理場稼働試験

前処理法の検討結果を元に、札幌市創成川処理場処理場で稼働試験を行った。装置の概要を図－3に示す。処理水は、第1段階に粗目のフィルター(市販の観賞魚用)、そして、2～0.48μm 及び 0.2μm の濾材を通過して紫外線ランプを有する曝気槽へと流入させた。第1段階のフィルターについては、1週間毎に洗浄及び70%エタノールによる殺菌を行った。処理水の通水量は 300～350ml/min で調整した。



図－3 BODモニター概要

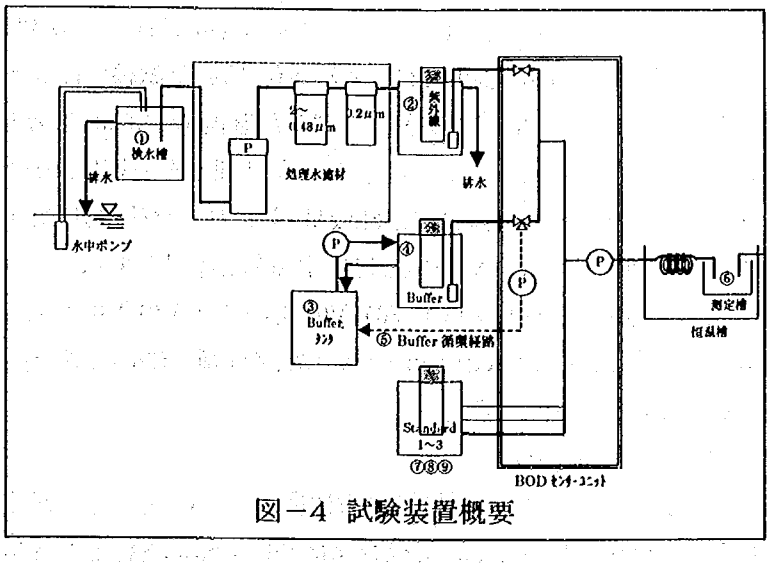
3 週間経過した時点で、濾過システム出口のチューブにSSの付着はほとんど見られなかった。この結果から、処理場における連続運転において週1回の濾材の洗浄及び交換を行ったが、特に目詰まりは起こっておらず、濾材の洗浄及び交換によってチューブ内の汚染は大きく軽減できることが分かった。

また、BOD センサーユニット内では、全ての試験液が合流するため、毎週1回チューブ交換を行った。交換から1週間程度で、標準液の通水部よりも試料水及び Buffer の通水部が汚染されることが分かった。

出力値としては、2日間程度は安定した値が得られたが、以降については流路内の汚染が進み緩衝液の通水時にも変動がみられるようになった。

2. 2. 2 処理場試験

2. 1の結果から、処理場用モニター装置にろ過装置を設置した状態で稼働試験を行い、細菌数の測定を実施した。実験装置の概要を図－4に示す。測定は、予め前処理槽の殺菌，濾材の交換を行ったBODモニターで、流路内の数カ所におけるDOの測定及び、初日及び 3 日，5 日後の細菌数を測定した。細菌の測定個所は表－1に示した。



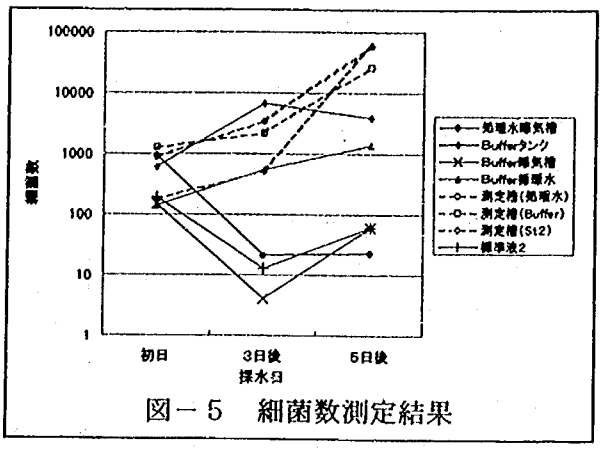
図－4 試験装置概要

DOを測定した結果、前処理槽から測定槽に至るまでの経路におけるDO変動量は、試料の種類に関わらず経過日数毎に大きくなった。また、一般細菌試験により細菌数の測定を行った。細菌数の測定結果を図－5に示す。実験初日の細菌数は、調整した緩衝液及び標準液中に含まれる細菌数に相当した。調整後の試料水には約 200 個/ml の細菌が存在していた。さらに検水槽では、1300 個/ml の細菌が測定されたが、濾材によって 30%程

度低下し、920 個/ml となった。但し、検水槽で確認される細菌数は 1300～7000 と大きく差がある検水槽において調査した処理水と曝気槽において調査した処理水は全く同一ではなく、濾材による濾過能力は、もう少し高いと考えられる。3 日後の測定においては、処理水、緩衝液及び標準液の各曝気槽は、細菌数が平均 15 個/ml まで減少した。これは、前処理槽における紫外線殺菌の効果によるものと考えられる。一方、測定槽及び緩衝液タンクでの細菌数は、処理水並の細菌数へ増殖していた。これは、緩衝液の消費が激しいために、緩衝液を循環利用しているため、緩衝液タンクが細菌の培養槽となっている可能性が考えられる。5日後では、測定槽での細菌数が 10^4 オーダーまで増殖し、緩衝液循環水も日経過と共に細菌数が増殖した。

表－1 DO, 細菌数測定個所

No.	測定個所	No.	測定個所
1	検水槽	6	BOD 測定槽（処理水、Buffer、標準液 1，2，3）
2	処理水曝気槽	7	標準液 1 曝気槽
3	Buffer タンク	8	標準液 2 曝気槽
4	Buffer 曝気槽	9	標準液 3 曝気槽
5	Buffer 循環水		



図－5 細菌数測定結果

これらの細菌数の増殖は、DO低下量に対して高い相関性を示した。この相関係数は、処理水で 0.9981、Buffer で 0.9994 そして標準液においては 0.9828 であった。

2．3 微生物に関する検討

バイオセンサーの反応素子として使用する微生物としては、下水処理水という低濃度で難分解な試料を対象とするため、そういった試料に対して高い活性を示す菌を使用することにより、より高感度な分析を行うことができる。そのため、現在までも数種の微生物を処理場放流先河川等から検索し使用している。しかし、それらの微生物のほとんどが、継体培養を行っていくうちに、処理水に対する活性を徐々に低下させて行く傾向を示した。これは、継体培養で使用する培地が、下水処理水よりも生物にとって利用しやすい物質を多く含むため、難分解性物質に対する活性を生物が失っていくためと考えられる。そのため、継体培養以外の方法で微生物種を保存する有効な保存法を検討する必要があると考えられた。

2．3．1 微生物の検索

現在使用している微生物は、4 カ所の下水処理場の二次処理水、付着生物、砂ろ過逆洗水等からを対象とし検索を行ったものである。これらの水から分離した菌について、処理水を利用した培地を用い培養を行ったところ、22種の微生物が良好な増殖を示した。これらの微生物に対して二次処理水活性，温度特性，pH 特性の検討を行った。処理水に対する活性調査としては、フラン瓶を用いた試験を行った。試験方法としては、対数増殖期における供試微生物を吸光度 OD_{660}=200 に調整し、調整した懸濁液 0.5mL を容量 100mL のフラン瓶に入れ、曝気飽和した緩衝液、合成二次下水 10mg/L もしくは下水二次処理水を充填し、密栓状態で上部にDOセンサーをセットし、経時的にDOを測定した。V0 は、菌体の内生呼吸量とし、V1 を有機物に対する活性、V2 を処理水に対する活性としたとき、有機物分解活性として(V1-V0)/V0、処理水分解活性として(V2-V0)/V0 を評価すると、下水二次処理水に対する活性の高い単離微生物として(V1-V0)/V0 及び(V2-V0)/V0 が大きい3種の菌株が得られた。さらに、汎用性を考慮し、有機物分解活性(V1-V0)/V0 の高い菌、を1種、有機物消費量(V_1)及び処理水消費量(V_2)の大きいものを1種の、5種の菌を選定した。

2．3．2 微生物保存法

保存法については、現在数種の方法について選定し、検討を行っている。検討を行っている保存法の概要を表－2に示す。現在のところこれらの保存法について検討を行っているが、保存法の選定にまでは至っていない。

表－２　各種保存法概要

保存法名	継体培養保存法	穿刺保存法	蒸留水保存法	乾燥保存	凍結保存	凍結乾燥保存
概略	・一定期間毎に新鮮な培地に移植培養する方法	・高層寒天培地中に菌体を刺し、培養する方法	・菌体懸濁液を室温において保存する方法	・菌体懸濁液をパラフィン濾紙上に滴下し、真空デシケーターで、減圧乾燥を行い、得られた乾燥菌体を低温、乾燥状態で保存する方法	・菌体懸濁液を冷凍庫（-20℃～-85℃）において保存する方法	・菌体懸濁液を凍結させた後、凍結乾燥器において乾燥させる方法
特徴	・一定期間毎に新鮮な培地に移植培養する最も基本的な方法であるが、生存期間が短く菌の性状が変化しやすい ・保存条件は、菌種によって異なり、植え継ぎ期間も１０日～４ヶ月間と様々である	・通性嫌気性細菌に対する保存法 ・菌体を高層寒天培地中に突き刺して植菌し、培地の深いところに育つほど嫌気性が強いことが観察できる培養、保存法	・室温で保存可能であり、保存期間は1～数年である ・放線菌、カビ、酵母の多くに適応できる	・乾燥器間は、４～５日かかるものの乾燥状態での保存温度は、５℃と冷蔵庫での保存が可能である	・冷凍庫（-20℃～-85℃）で凍結保存する ・保存温度は、低い方が保存性が高い ・再凍結保存は生存率が減少する	・保存法としては非常に良い ・凍結乾燥器が必要となるため一般には難しい
保存温度	5℃～10℃	5℃～10℃	室温	5℃	-20℃～-85℃	5℃
保存準備	・平面培地上に白金耳を用いて植菌する ・植菌した菌を一定温度で増殖させた後、低温において保存し増殖を抑える	・高層寒天培地中に種菌を突き刺し、インキュベーターにおいて培養する。 ・培養後は、低温で保存する。	・寒天斜面培養に滅菌蒸留水を数ml 加え、滅菌ピペット表面の菌体を軽く掻り取りよく分散させる ・菌体浮遊液を滅菌したｽｸﾘｭｰｷｬｯﾌﾟ付き試験管に移し室温で保存する	・ﾍﾟﾌﾟﾄﾝ 1%、肉ｴｷｽ 0.5%、NaCl0.5%、ｾﾞﾗﾁﾝ 10%、ｱｽｺﾙﾋﾞﾝ酸 0.25%、pH7.6 の組成の分散媒に 10^9 細胞/ml 以上懸濁する ・菌体懸濁液をﾊﾟﾗﾌｨﾝ濾紙上に滴下し、５酸化ﾘﾝを入れた真空ﾃﾞｼｹｰﾀｰ中で4.5 日間減圧乾燥する。 ・乾燥後、滅菌ﾋﾟﾝｾｯﾄによってﾊﾟﾗﾌｨﾝ濾紙上から剥がし、試験管に入れ綿栓をし、低温、乾燥状態で保存する	・良好に成育した菌体を分散媒に 10^9 細胞/ml 以上懸濁した後、滅菌ｽｸﾘｭｰｷｬｯﾌﾟ付き試験管に移し冷凍庫（-20℃～-85℃）で凍結保存する ・分散媒には、10%ｸﾞﾘｾﾘﾝやｽｷﾑﾐﾙｸ等で、なるべく電解質（NaCl）は加えない	・洗浄した細胞を濃縮し、冷凍庫で凍結させて、凍結乾燥器において一挙乾燥する ・作成した乾燥菌体は低温において保存する
菌の再生	・菌は、常に活発な状態を保つように植え継ぎを行っているため培養液等に植菌するのみで培養を行える				・37℃の水浴中において急速に融解を行う	・菌の復元は滅菌作業で行い、培養に使用する液体培地で懸濁再生させる
備考	・菌種によって保存条件が異なるため適切な保存を行えない可能性がある。					

3．まとめ

昨年度までの調査で、流路内微生物の増殖に対しては、調整槽内の殺菌等の手法を用いて微生物の除去を行ってきたが完全には除去しきれず、汚染の進行を遅らせることはできたが、汚染を防止することはできていなかった。そのため、今年度の調査では前処理として、孔径0.2μmフィルターによるろ過を行うことで、微生物の除去を行った。予備試験においては、かなりの低減効果が見られたが、実処理場での稼働試験においては、１週間に一度程度のメンテナンスで、ある程度の低減効果は得られた。また、細菌数の流路内での変化を調べた結果、ＤＯの低下量と高い相関性が見られ細菌の抑制が重要であることを示した。

微生物の探索は、新たな有用細菌を探索し、菌株の保存方法についても検討を行った。探索の結果有用な菌種として５種が選定された。これらの菌の、のＢＯＤセンサーへの適用は次年度検討する。

＜参考文献＞

1）中村，田中，豊田「バイオセンサーの実用化に関する調査」，土木研究所資料 NO.3215（1993）

2）田中，南山，豊田「バイオセンサーの実用化に関する調査」，土木研究所資料 NO.3294（1994）

3）田中，南山，豊田「バイオセンサーの実用化に関する調査」，土木研究所資料 NO.3374（1995）

4）田中，南山，豊田「バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査」，土木研究所資料 NO.3458（1996）

5）田中，南山，豊田「バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査」，土木研究所資料 NO.3528（1997）

6）化学分析部会 バイオテクノロジー専門委員会（1990），日本規格協会 JIS K 3602－1990”微生物電極による生物化学的酸素消費量（BOD_s）計測器”

14．下水道での有害化学物質の管理に関する調査

水質研究室　室長　田中宏明
主任研究員　小森行也
主任研究員　南山瑞彦
研究員　豊田忠宏
竹歳健治
重点研究支援協力員　石井信之

１．はじめに

現在、生産・使用されている化学物質は数万種に及ぶと言われている。これらの化学物質は、生活に欠くことのできない有益な物質であることは言うまでもないが、人の健康を害するものも少なくない。人の健康を害する一部の物質については、環境への排出が規制されているところであるが、平成５年１２月、水質汚濁防止法の排水基準に新たに９種類の揮発性有機物と３種類の農薬が追加された。しかし、まだ多くの化学物質の環境や下水道への排出は未規制のままである。生活排水、工場排水等を処理した後、環境へ戻している下水道においては、今後一層、様々な有害化学物質を適切に管理することが重要な課題となる。下水道に定常的・突発的に流入している様々な有害化学物質についての情報収集・整理、下水道での動態予測、人の健康に与える影響評価法の確立等、有害化学物質の管理方法を確立する必要がある。

平成９年度は、下水処理場における揮発性有機物（VOC)の実態調査と有機塩素化合物の硝化、微生物呼吸活性への影響について調査した。下水処理場における VOC の実態調査は、２処理場においてそれぞれ秋・冬の２回実施した。有機塩素化合物の硝化への影響は、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(2-CP)を供試化学物質としてﾍﾟﾝﾁｽｹｰﾙの活性汚泥処理実験装置を用い、有機塩素化合物の硝化阻害について硝化細菌数との関係から考察した。また、有機塩素化合物の微生物呼吸活性については、BOD 試験において有機塩素化合物の影響を調査し、その影響濃度を EC_{50}で評価した。

２．下水処理場における VOC の実態調査

２．１ 調査方法

８年度に引き続き下水処理場における VOC の実態調査を行った。調査対象とした処理場は、計画処理人口約３２万人、約２１万人の標準活性汚泥法を採用している２処理場であり、両処理場とも汚泥処理を有している。流入水、最初沈殿池流出水、最終沈殿池流出水を VOC 調査用の自動採水器を用い２時間間隔で 24 時間採取し HS-GC/MS により VOC の分析を行った。標準物質として「飲料水中の揮発性有機化合物分析用 22 成分混合試料」を用い、排水基準項目にある VOC11 項目を含む 22 成分について定量分析を行った。

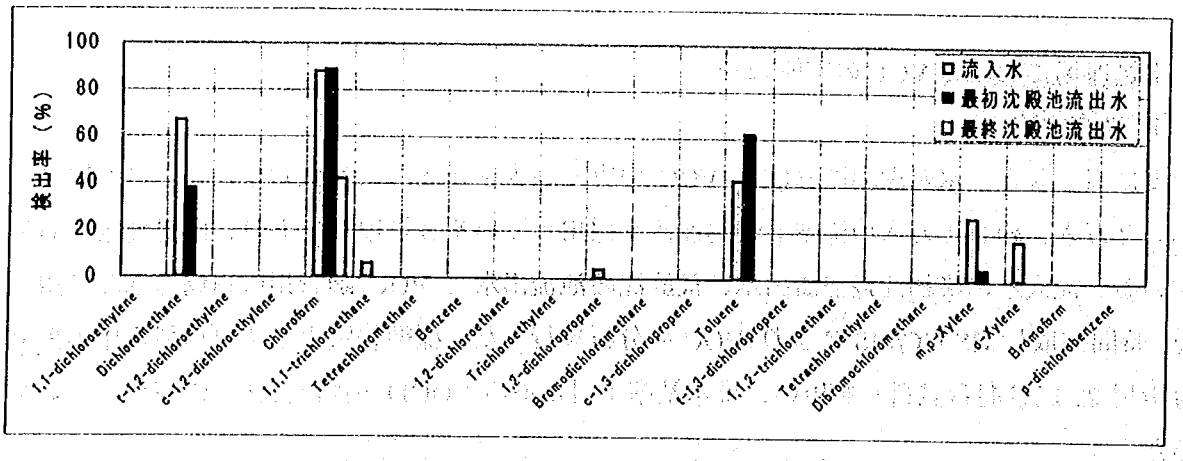
2．2 調査結果

２つの処理場において秋、冬の２回調査した。２処理場の調査時の流入水量は、それぞれ約 120,000m³/日、75,000m3/日であった。調査結果を表－１、図－１に示した。調査した 22 成分のうち、流入水ではｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、o-ｷｼﾚﾝ、最初沈殿池流出水ではｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ、ｸﾛﾛﾎﾙﾑ、ﾄﾙｴﾝ、m,p-ｷｼﾚﾝ、最終沈殿池流出水ではｸﾛﾛﾎﾙﾑが定量下限値を超える濃度で検出された。なお、検出濃度は全ての項目において、環境基準値項目にあっては環境基準値以下、要監視項目にあってはその指針値以下の５μg/l 以下であった。

表－１　検出結果と平均値

	流入水	最初沈殿池流出水	最終沈殿池流出水
1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	32/48 3.5	14/37 1.7	0/19 –
t-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
c-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	42/48 2.4	33/37 2.1	8/19 1.2
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	3/48 4.2	4/37 –	0/19 –
四塩化炭素	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ	2/48 4.0	0/37 –	0/19 –
ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
c-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ﾄﾙｴﾝ	20/48 3.8	23/37 5.0	0/19 –
t-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
m,p-ｷｼﾚﾝ	13/48 2.0	2/37 1.1	0/19 –
o-ｷｼﾚﾝ	8/48 1.6	0/37 –	0/19 –
ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ	0/48 –	0/37 –	0/19 –
p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	0/48 –	0/37 –	0/19 –

上段：検出検体数／測定検体数
下段：検出値の平均値、μg／l（幾何平均）



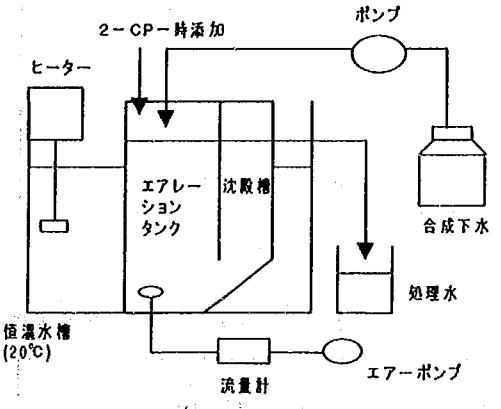
図－１　各分析項目の検出率

3．有機塩素化合物の硝化への影響

有機塩素化合物の活性汚泥処理への影響はいくつかの化学物質について硝化阻害を及ぼすことが既に報告[1)~3)]されている。この硝化阻害の原因の一つとして、有機塩素化合物の有害性により硝化細菌が減少していることが考えられるが、本調査は、有機塩素化合物が硝化能力や硝化細菌数に与える影響把握を目的とし、有機塩素化合物を一時添加した後の処理水中の NH_4-N 濃度と硝化細菌数の変化を実験的に調査した。

3．1 実験方法

実験には、合成下水を流入水とする活性汚泥処理実験装置を用いた。実験装置は図－2に示すｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ 4.5L、沈殿池 0.5L で構成されており、ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間、沈殿時間はそれぞれ 25 時間、2.8 時間である。実験装置を連続的に運転し、処理水質が安定した後、有機塩素化合物として 2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ（2-CP）を一時的に添加し、その後の処理水質と活性汚泥中のｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌数の経時変化を調査した。



図－2　活性汚泥処理実験装置

表－2　実験装置の運転条件

流入水	合成下水
エアレーションタンク容積	4.5 l
沈殿槽容積	0.5 l
流入水量	4.3 l／日
エアレーション時間	25 時間
沈殿槽滞留時間	2.8 時間
エアレーション空気量	2200 l／日
汚泥引抜き量	200ml／日

表－3　合成下水の成分組成

デキストリン	30mg	NaCl	6.6mg
肉エキス	66mg	KH_2PO_4	18.6mg
酵母エキス	74mg	KCl	13.4mg
ペプトン	66mg	$Mg_2Cl_2 \cdot 6H_2O$	11.2mg
		NH_4Cl	80 mg
		$NaHCO_3$	220 mg
水道水(脱塩素)	1000ml	$CaCO_3$	400 mg

まず、図－2に示した活性汚泥処理実験装置を処理水質が安定するまで運転する。このときの運転条件を表－2、流入水として用いた合成下水の成分組成を表－3に示す。次に、処理水質が安定したところでｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内に直接 2-CP を一時的に添加する。添加する 2-CP の量は 100%溶液で 450 μl とした。これは、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内で瞬時に拡散したとしてその濃度は 100mg/l に相当する量である。

2-CP 一時添加前の処理水質測定は原則として1日1回、水温、pH、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N、D-TOC について行った。2-CP 一時添加後は、原則として1日2回とし、2-CP の測定を加えて行った。流入水として用いた合成下水についても原則として1日1回の水質分析を行ったが、上記水質項目に加えて Org-N を測定した。更に、ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内混合液の MLSS 測定は1日1回、硝化細菌数の測定は 2-CP 添加1時間前に1回と添加後は原則として1日1回行った。水質分析及び硝化細菌数の測定（MPN 法）は、下水試験方法[4)]に準じて行った。なお、2-CP の測定はＧＣによる分析方法（定量限界 0.5mg/l）により行った。

3．2 実験結果

流入水として用いた合成下水の平均水質を表－4、2-CP 一時添加前の約1ヶ月間の平均処理水質を表－5に示した。2-CP 一時添加前の D-TOC の除去率は 81%であり良好な処理が行われていた。また、処理

水中の窒素の形態は殆どが NO_x-N であり十分硝化が起こっていた。この間の平均 MLSS は 800mg/l、SRT は 27 日であった。SRT は、引き抜き汚泥量から求めたものであり処理水中の SS 分を考慮していない。処理水中の SS が約 10mg/l だったと仮定すると SRT は 7 日ほど短い計算になる。

2-CP 一時添加後の処理水質の変動のうち 2-CP、D-TOC の経時変化を図－３に、NH_4-N、NO_x-N の経時変化を図－４に、硝化細菌数の経時変化を図－５に示した。

図－３において、2-CP 一時添加直後から 2-CP 濃度に変化が見られ、一時添加から数時間後にﾋﾟｰｸとなり２日目には定量限界以下となっている。D-TOC 濃度変化も 2-CP と同様のﾊﾟﾀｰﾝを示している。2-CP 一時添加から数時間後にﾋﾟｰｸとなり、３日目で 10mg/l、10 日目で 2-CP 一時添加前の平均値程度に回復している。2-CP 一時添加により D-TOC の除去に大きな影響を及ぼしているが、2-CP 濃度変化とほぼ同じ傾向を示していることから、この D-TOC 濃度変化は 2-CP 流出と何らかの関係があるものと考えた。2-CP は、TOC で容易に測定することができる有機物であるため D-TOC 分析結果について 2-CP の補正を行った。補正後の D-TOC 濃度変化は小さくなり、2-CP 一時添加から数時間後に一時添加前の２倍程度になっているが、６日目でほぼ元の数値に回復している。

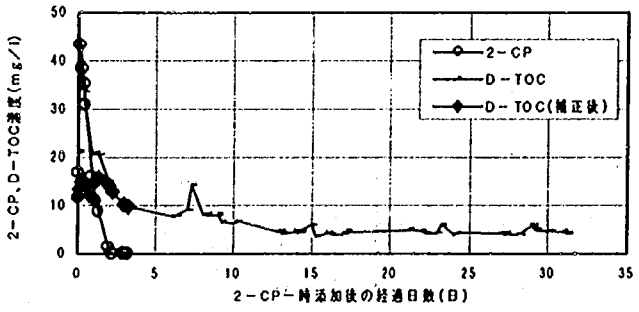
図－４の NH_4-N、NO_x-N 経時変化を見ると、2-CP 添加直後に処理水中の NH_4-N 濃度が上がりはじめ、2-CP 添加から２日目にﾋﾟｰｸ値となり８日目から減少し始め 13 日目には、元の値に回復している。このとき流出した NH_4-N 濃度のﾋﾟｰｸ値は、流入水中の NH_4-N と Org-N の合計値とおおよそ一致する。また、NO_x-N は約 30mg/l であったものが 2-CP 一時添加直後から減少し始め、３日目にほぼ０mg/l となり、NH_4-N が減少し始める８日目か

表－４　合成下水の水質分析結果

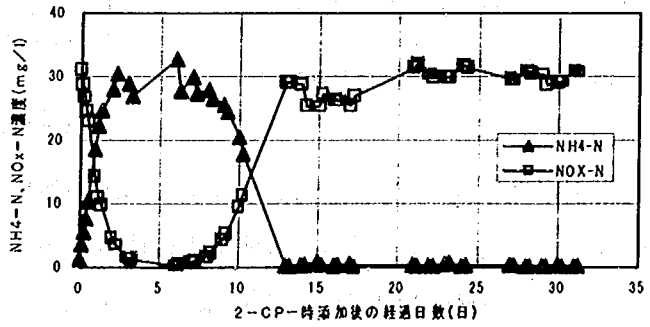
pH (-)	7.0－7.3
Org－N (mg/l)	10.8
NH_4－N (mg/l)	23.9
NO_2－N (mg/l)	0.22
NO_3－N (mg/l)	1.01
D－TOC (mg/l)	38.0

表－５　２－CP一時添加前約1ヶ月間の平均処理水質

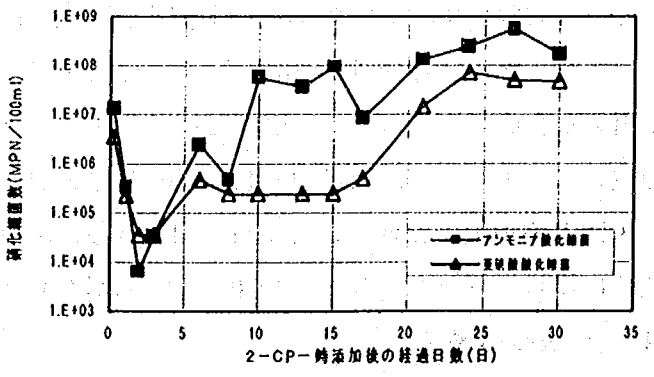
水温 (℃)	21.9
pH (-)	5.9－7.2
NH_4－N (mg/l)	1.1
NO_2－N (mg/l)	0.2
NO_3－N (mg/l)	30.7
D－TOC (mg/l)	7.2



図－３ 2-CP一時添加後の処理水中の2－CP、D－TOC経時変化



図－４ 2-CP一時添加後の処理水中のNH4－N、NOx－N経時変化



図－５ 2-CP一時添加後のｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ内の硝化細菌数の経時変化

ら増え始め13日目で元の値に戻っている。

2-CP一時添加前1時間の硝化細菌数は、ｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌が170×10⁵(MPN/100ml)、亜硝酸酸化細菌が31×10⁵(MPN/100ml)であった。図－5に示すｱﾝﾓﾆｱ酸化菌数と亜硝酸酸化細菌数の変化を見ると、2-CP添加直後から徐々に菌数が減少し、添加から2日目には細菌数が最低になった。その後ｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌ともに増え始め、ｱﾝﾓﾆｱ酸化細菌数は添加から10日目、亜硝酸酸化細菌数は21日目にそれぞれ2-CP添加前の菌数にまで回復した。

図－3、図－4、図－5を見比べながら硝化能力低下の原因について考察する。2-CPが一時添加された直後から硝化細菌数が減り始め、NH_4-N濃度が徐々に上がり始める。この硝化細菌数の減少は2-CPの有害性によるものと思われる。硝化細菌数が2-CP一時添加前に比べ2～3桁低い値まで減少し、元の菌数に回復するまでの間、NH_4-NからNO₃-Nへの変化はほぼ停止した状態となっている。硝化細菌が十分増殖してから硝化が回復していることから、2-CP一時添加による硝化能力の低下は、硝化細菌数の減少が原因であることが示唆された。

4．有機塩素化合物の微生物呼吸活性への影響

有機塩素化合物の硝化への影響については既にいくつかの報告[1)~3)]があるが、BOD等の有機物の除去に大きな影響を与えた例は少ない。しかし、微生物反応である硝化に悪影響のある有機塩素化合物等は、BOD成分を分解する細菌に対しても何らかの影響を与えているものと考えられる。そこで、BOD成分を分解する細菌の呼吸活性への影響について実験的に調査を行った。

4．1 実験方法

活性汚泥を植種した合成下水に有機塩素化合物を添加した後、培養瓶に封入し、溶存酸素量の変化を測定した。合成下水に有機塩素化合物を添加していないものを対照とし、有機塩素化合物の溶存酸素量消費への影響を調べた。合成下水に添加する化合物は、2-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、3-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、4-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、2,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙの5種類のｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類とし、添加濃度を5、10、20、40、80、160mg/lの6段階とした。ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類を加えた試料は20℃恒温室で培養しBOD_5を測定する。そして各物質、濃度別に得られるBOD_5値からｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ類が微生物呼吸活性にどれだけ影響を与えたかを次式で示す阻害率で表した。

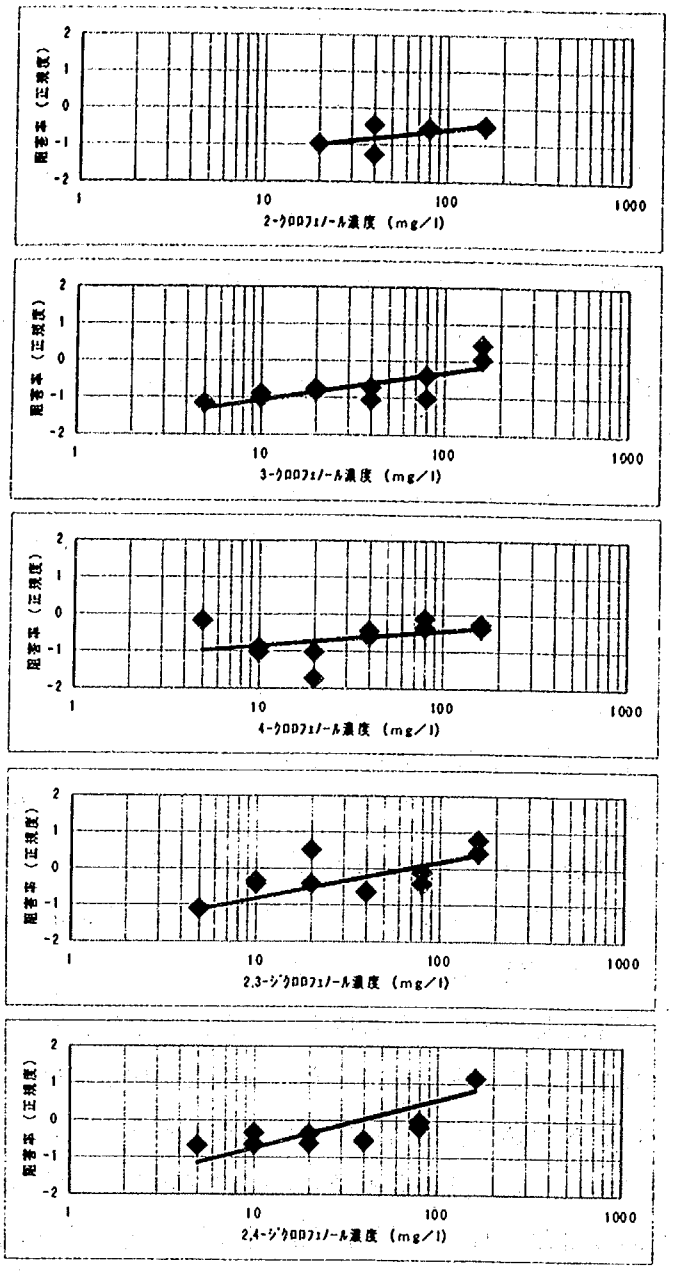
$$\text{阻害率}(\%) = \{(\text{添加化合物濃度 0mg/l の } BOD_5 - \text{添加化合物濃度 x mg/l の } BOD_5) \div \text{添加化合物濃度 0mg/l の } BOD_5\} \times 100$$

4．2 実験結果

実験により得られたBOD_5値から微生物呼吸活性への阻害率を求めた。次に、化学物質添加濃度と阻害率の関係を求めるため、この結果を対数確率紙にﾌﾟﾛｯﾄした。結果を図－6に示す。図－6からEC_{50}（EC：Effective Concentration(50%有効濃度)）を求め、表－6に示す。本実験において阻害率が50%に達していない実験系については、これらの関係からEC_{50}を推定した。EC_{50}の数値の違いで微生物呼吸活性阻害の強さ（有害性）を比較すると、ﾓﾉｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙの微生物呼吸活性への阻害の強さは3-CP＞2-CP＞4-CPの順であった。また、実験に用いたｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙでは2,4-DCP＞2,3-DCPであった。

表－6　有機物酸化細菌に対するEC50

	有機物酸化細菌
2-クロロフェノール	1000 mg/l
3-クロロフェノール	270 mg/l
4-クロロフェノール	1300 mg/l
2,3-ジクロロフェノール	68 mg/l
2,4-ジクロロフェノール	40 mg/l



図－6　クロロフェノール類の微生物呼吸活性への影響

5．まとめ

5．1 下水処理場におけるＶＯＣの実態調査

調査した22成分のうち、流入水ではジクロロメタン、クロロホルム、1,1,1-トリクロロエタン、1,2-ジクロロプロパン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレン、最初沈殿池流出水ではジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、m,p-キシレン、最終沈殿池流出水ではクロロホルムが定量下限値を超える濃度で検出された。なお、検出濃度は全ての項目において、環境基準値項目にあっては環境基準値以下、要監視項目にあってはその指針値以下の5μg/l以下であった。

5．2 有機塩素化合物の硝化への影響

有機塩素化合物が及ぼす活性汚泥の硝化能力や硝化細菌数への影響について2-CPを用いて実験した結果、2-CPの一時添加による硝化阻害は、硝化細菌数減少による硝化能力低下が原因であることが示唆された。

5．3 有機塩素化合物の微生物呼吸活性への影響

クロロフェノール類について微生物呼吸活性への阻害影響を調査した。その影響をEC50で示すとモノクロロフェノールでは270～1300mg/l、ジクロロフェノールでは40～68mg/lであった。また、阻害の強さをEC50で比較するとモノクロロフェノール3-CP＞2-CP＞4-CPの順であり、実験に用いたジクロロフェノールでは2,4-DCP＞2,3-DCPであった。

参考文献

1）中村、小森：下水処理場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2972号(1992)
2）田中、中村、小森：活性汚泥法に及ぼす有機塩素化合物の影響、環境技術、Vol.23、No.4、p.12(1994)
3）田中、小森、南山：化学物質が下水処理に与える影響、下水道協会誌、Vol.34、No.410、p.11(1997)
4）日本下水道協会：下水試験方法、日本下水道協会(1997)

15．生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
重点研究支援協力員　松原　正明
交流研究員　原田　新

1．はじめに

近年、化学物質の製造、使用は増加の一途をたどっており、それらの中には有害な物質も含まれるため、水域汚染が懸念される。そのような状況下、平成５年に人の健康の保護に関する水質環境基準及び有害物質に係る排水基準が改訂され、規制対象物質が大幅に追加された[1]。これらは、物理化学的分析によって測定されるが、基準に定められている物質は、実際に環境中に存在する他種類の物質のごく一部であり、従来の方法では、定量分析が困難な物質や未知の有害物質には対応できない、複合影響を評価できないなどの問題がある。また、基準は人の健康に対するリスクに基づくものであり、日本の環境基準は生態系保全の視点からは定められていない。そこで、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価する手法であるバイオアッセイ（生物検定）が、多種類の物質が含まれる排水や環境水の毒性を総合的に評価する手法として注目されつつある。

米国においては、既にバイオアッセイのデータに基づいて、水生生物を保護するための有害物質の環境基準が設定されている。また、下水処理場や工場からの排水については、3種類程度の水生生物（例えば、藻類、ミジンコ、魚）を用いたバイオアッセイにより定期的に毒性をチェックすることが、法的に義務付けられており、毒性が基準を超過した場合は、毒性削減のための措置をとらなければならない[2]。このような状況のもと、今後日本においても従来の水質評価方法を補完する新しい手法としてバイオアッセイの重要性が高まることが予想される。当研究室においては水循環の中で重要な位置を占めるようになった下水道の立場から水環境を考えるという視点に立ち、下水や下水処理場からの放流水の毒性をバイオアッセイを用いて評価するための検討を行ってきいる[3) 4) 5) 6) 7) 8) 9) 10) 11)]。

本研究では、様々な種類のバイオアッセイを実際の下水処理場や放流先河川で採水した試料に適用し、実態の把握を行うとともに、それぞれのバイオアッセイの適用性の検討を行った。

2．全国５ヶ所の下水処理場及び放流先河川で採水した試料のバイオアッセイによる影響評価

現在、水質研究室では下水処理水が生態系に与える影響を調べるため、下水処理場からの放流水が水量のほとんどを占めるような河川やせせらぎにおいて、どのような生物相が形成されているのかを把握するための実態調査を行っている。また同時に、調査対象処理場及び放流先の調査地点において採水した水の生物に対する影響を調べるため、様々なバイオアッセイを用いて評価を行っている。本年度は、全国５ヶ所の家庭排水が主体の下水処理場及び放流先河川、せせらぎにおいて季節毎に年３～４回の調査を行った。本調査において、放流水の水質と生物に対する毒性及び放流先河川の生物相との関係を把握するためのデータ収集を行っているが、ここでは生物に対する影響を４種類のバイオアッセイ（マイクロトックス急性毒性試験，藻類増殖阻害試験，カエル胚毒性試験，*umu* テスト）を用いて評価した結果について述べる。

2.1　方法

2.1.1　採水

採水は家庭排水が主体の５つの処理場及び放流先河川においてスポットで行った。表－１に処理場の概要

表－１　調査対象処理場の概要及び採水地点

処理場	処理方式	消毒方法	放流先	採水地点
A	標準活性汚泥法 ＋急速砂ろ過	塩素(注入率:約5mg/L)	親水用せせらぎ (全量処理水)	流入下水，初沈流出水，終沈流出水， 放流水，河川水(600m下流，1400m下流)
B	嫌気好気活性汚泥法	塩素(注入率:約0.3mg/L)	都市河川 (処理水量＞河川水量)	流入下水，初沈流出水，終沈流出水， 放流水，河川水(上流，100m下流)
C	嫌気消化内生脱窒法 ＋PAC注入＋急速砂ろ過	オゾン(注入率:約6mg/L)	親水用せせらぎ (全量処理水)	流入下水，初沈流出水，終沈流出水， 放流水，河川水(900m下流，4700m下流)
D	標準活性汚泥法 ＋急速砂ろ過	オゾン(注入率:約8mg/L)	親水用せせらぎ (全量処理水)	流入下水，初沈流出水，終沈流出水， 放流水，河川水(800m下流)
E	嫌気好気活性汚泥法 ＋急速砂ろ過＋礫間接触酸化	紫外線消毒 ＋塩素消毒(注入率:約1mg/L)	都市河川 (処理水量≒河川水量)	流入下水，終沈流出水，放流水(紫外線，塩素)， 河川水(上流，100m下流)

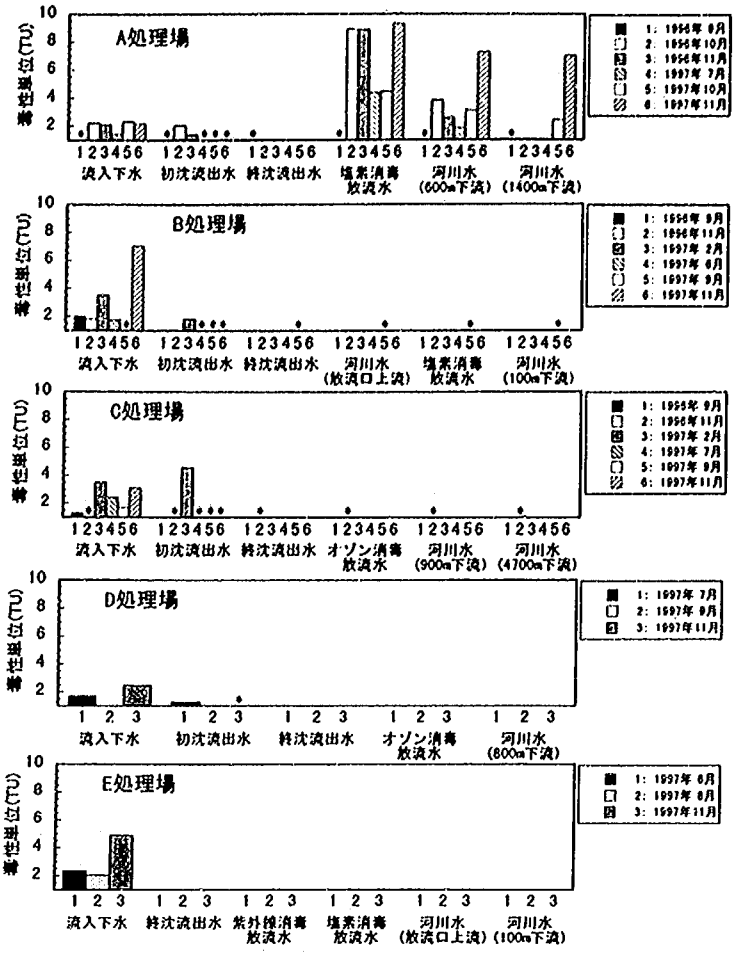
と採水地点をまとめた。

2.1.2　マイクロトックス急性毒性試験

マイクロトックスは米国 AZUR ENVIRONMENTAL 社製の簡易毒性試験システムである。試験方法は基本的に添付のプロトコールに従った。試料は未処理のまま用い、現場で試験を行った。段階希釈した試料に海洋性発光細菌 *Vibrio fischeri* を5分及び15分間暴露した後、発光量を測定し、50%発光阻害濃度(EC50)を求めた。ここでは、毒性の強さを分かりやすく表現するため、毒性単位(TU ; Toxicity Unit)を TU＝100／EC50 として算出した[12]。TU は試料の毒性濃度を EC50 と等しくするために必要な希釈倍率を表しており、毒性が強いほど TU の値は大きい。

2.1.3　藻類増殖阻害試験

緑藻セレナストラム(*Selenastrum capricornutum*)は、培養が容易で毒性物質に対して比較的感受性が高いため、世界的に広く用いられている。藻類試験は通常フラスコで行われるが、ここでは、96穴マイクロプレートを用いるカナダ環境庁の方法[13]を一部改良した方法[4]で行った。この方法は、試料量が少量で済む、一度に多くの試験を行うことができるなどの利点をもつ。残留塩素を含む試料は、輸送中における残留塩素による物質の変化を防ぐ目的で採水時にアスコルビン酸ナトリウムを適量添加した。段階希釈した試料(0.45μm filter で除菌ろ過)に培地(最終 N、P 濃度は通常の4倍)を添加し、対数増殖期の緑藻を2×10^4 cells/mℓとなるように植種した。24℃、4,000Lux、120rpm で72時間培養した後、マイクロプレートリーダーを用いて440nm における吸光度(細胞濃度に比例)を測定した。I(阻害率%)＝100×(Rc-R)／Rc (R：試験区における72時間の吸光度(440nm)変化、Rc：対照区における72時間の吸光度(440nm)変化) として阻害率 I を算出した後、横軸に試料濃度(対数)、縦軸に阻害率 I をプロットし、回帰計算により50%増殖阻害濃度(IC50)を求めた。また、マイクロトックスの場合と同様に、TU＝100／IC50 として、TU を算出した。



図－1　マイクロトックス急性毒性試験による毒性評価
(*)はデータがないことを表す

2.1.4　カエル胚毒性試験

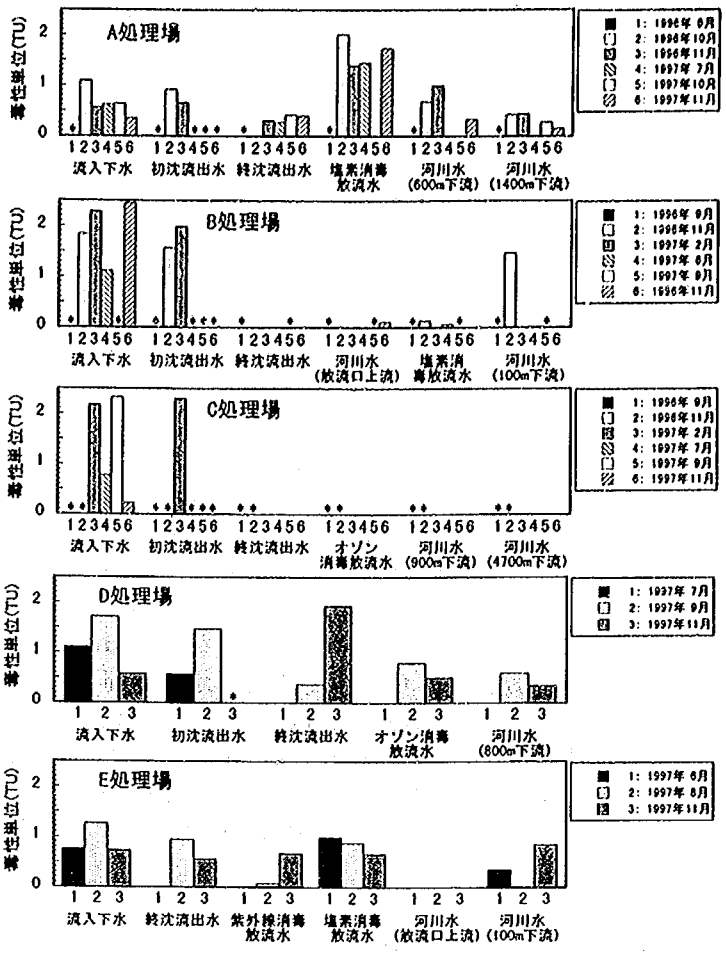
現在、バイオアッセイに多く用いられている生物種は、細菌類、藻類、甲殻類、魚類等であるが、水中の生態系を構成する重要な生物群の一つとして両生類があげられる。しかし、これまでに環境水に両生類を適用してバイオアッセイによる評価をした例は限られている。一方、生物のライフサイクルの中で重要かつ感受性の高い段階は、卵から胚を経て成体へと発達していく発生の段階であると考えられる。これらの点から、カエルの発生期における胚に着目し、その死亡、奇形の発生、成長阻害などを指標として、下水および下水処理水、さらにその放流水域を対象としたバイオアッセイ方法を検討することとし、それらが両生類に与える影響から水質を評価することを試みた。

試験には、アフリカツメガエル(*Xenopus laevis*)からホルモン投与によって交尾・産卵させて得た卵を用いた。基本的な試験手順は ASTM(American Society for Testing and Materials)に標準法として記載されているアフリカツメガエルの胚に対する催奇形性試験 (FETAX) [14]に準じて変更を加えた方法[4]を用いた。なお、残留塩素を含む試料については2.1.3と同様の処理を行った。毒性の指標とした項目は曝露開始から96時間後までの死亡個体数、奇形の発生した個体数、体長の3点とし、これらを記録した結果から半数死亡濃度(LC50)、半数影響濃度(EC50)を求め、ここから毒性単位 TU=100/LC50(または EC50)を算出した。

2.1.5　*umu* テスト

umu テストは、生体の遺伝子への影響を SOS 反応に関与する *umu* 遺伝子の発現を指標に評価する変異原

性試験である[15]。試験に供する試料はSep-Pak tC18カートリッジ(Waters製)を用いた固相抽出法により濃縮した[5]。試料は通水前に硫酸でpH2に調整し、カートリッジはジクロロメタンとメタノールでコンディショニングした。流入下水、初沈流出水については400mℓ、終沈流出水、放流水、河川水については2ℓをカートリッジに通水した後、2mℓのジメチルスルホキシド(DMSO)で溶出を行い、それぞれ200倍濃縮及び1,000倍濃縮試料を調製した。*umu* テストは菌株として *Salmonella typhimurium* TA1535/pSK1002 を用い、常法に従って行った[15]。供試菌を代謝活性系(S9mix)存在下及び非存在下で段階希釈した濃縮試料に2時間暴露した後、菌体を破砕し、β-ガラクトシダーゼ活性を測定した。得られた結果から回帰計算により試料濃度1倍当たりのβ-ガラクトシダーゼ活性を求め、変異原性を評価した。



図－2　藻類増殖阻害試験による毒性評価
(*)はデータがないことを表す

2.2　結果及び考察

2.2.1　マイクロトックス急性毒性試験

図－1に試験結果を示す。流入下水については、すべての処理場において季節を問わず毒性が確認された。初沈流出水においても毒性が認められるケースが多かったが、終沈流出水では、すべての処理場のすべての時期において毒性は本試験の検出以下のレベルであった。従って処理場における生物処理が毒性の低減に有効であることが示唆された。消毒後の放流水については、塩素消毒レベルの低いB処理場、紫外線消毒と低濃度塩素消毒のE処理場、及びオゾン消毒のC処理場とD処理場では毒性は認められないレベルであった。一方、親水利用のため一般の処理場よりも塩素注入量の多いA処理場においては放流水で流入下水よりも強い影響が認められた。さらに1,400m下流でも影響が残っている場合があった。放流水を脱塩素処理した試料では影響は認められなかったことより、A処理場放流水の発光細菌に対する毒性は主に残留塩素の影響であると考えられ、放流先では衛生微生物の消毒のみならず、元々そこに生息する細菌等に対しても影響を及ぼしていることが示唆された。

2.2.2　藻類増殖阻害試験

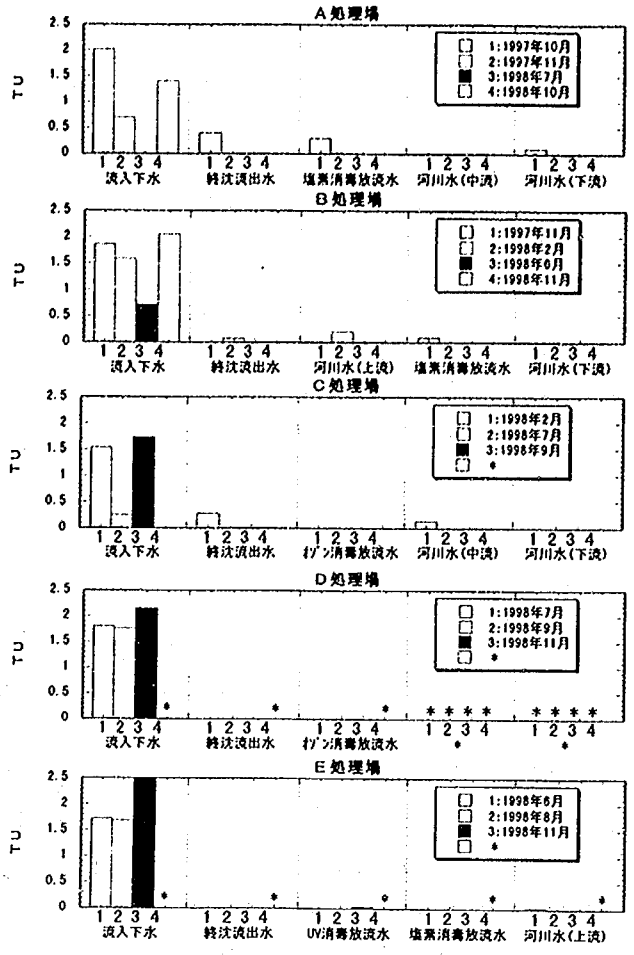
図－2に藻類増殖阻害試験で得られた結果を示す。流入下水及び初沈流出水では、すべての処理場のすべての時期においてセレナストラムに対する毒性が認められた。終沈流出水については、毒性が認められないか認められても影響は非常に小さい場合が多く、処理場での生物処理による毒性の低減効果が認められたが、一部のデータでは毒性が認められた。D処理場の1997年11月のデータでは終沈流出水の毒性が高いが、サンプリングラインの工事後に採水を行ったため、水そのものの毒性ではなく配管の影響の可能性がある。塩素消毒の影響については、塩素消毒を行っている3処理場の放流水のセレナストラムに対する毒性は、A処理場＞E処理場＞B処理場であり、塩素注入濃度が高いほど毒性が高い傾向がみられた。特に通常より高濃度の塩素消毒を行っているA処理場では、放流地点下流1,400m地点でも影響が認められた。試験に用いた水は採水時に脱塩素処理をしているため残留塩素の直接的な影響ではなく、その他の塩素処理によって副生成された物質が原因と推察された。これらの結果より塩素注入量が多い場合は消毒した放流水により放流先の藻類が何らかの影響を受けることが示唆された。オゾン消毒及び紫外線消毒については、消毒前後で特に変化がみられない場合がほとんどであり、塩素消毒の場合のような明らかな影響は認められなかった。

2.2.3　カエル胚毒性試験

試験の結果、試料によっては死亡する個体が観察され、また発生の進みが遅く体長がコントロールと比較

して短い個体が観察される試料もあった。しかし、奇形と判断される個体は観察されなかった。そこで、死亡率から毒性単位を計算し、得られた各試料の毒性単位の値を図－３に示す。

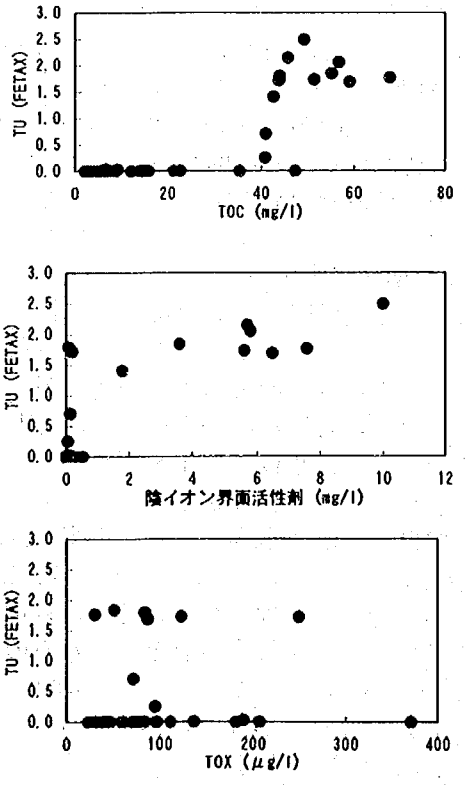
５ヶ所の処理場とも流入下水ではいくつかの例を除いて明確な毒性が観察された。一方、生物処理後の終沈流出水や放流水、放流先河川ではほとんどの試料で毒性はみられず、一部にわずかな毒性がみられたこともあったものの毒性単位の値が0.5を超えることはなかった。これは、採取した試料を仮に２倍の濃度に濃縮したとしても試験個体の半分が死亡することはないことを意味している。また、同じ処理場の流入水でも、採取時期の異なる試料の間では毒性の強さに違いがみられるが、採取方法がスポットであることなどから時期的な変化だけでなく天候や時間帯などの要因も大きいと考えられ、原因は不明である。加えて、これらの毒性を示す原因物質の解明はこれからの課題であるが、分析データを揃えることのできた全有機態炭素(TOC)及び陰イオン界面活性剤、全有機ハロゲン化合物(TOX)とカエル胚死亡率による毒性単位との関係を図－４に示す。ここでは TOC 及び陰イオン界面活性剤濃度と毒性単位の間に関係が見られたが、TOX との間には相関が得られなかった。



図－３　カエル胚毒性試験による毒性評価
（＊）はデータがないことを表す

2.2.4　*umu* テスト

図－５に *umu* テストで得られた結果を示す。すべての処理場において、流入下水、初沈流出水と比較して終沈流出水の変異原性は弱く、処理場での生物処理による変異原性の低減効果が認められた。高濃度の塩素消毒を行っている A 処理場及び低濃度塩素消毒の B 処理場ともに、塩素消毒前後で処理水変異原性は同程度であり、塩素処理による変異原性の変化は特に認められなかった。一方、処理水のオゾン消毒を行っている C、D 処理場では、オゾン消毒後の放流水の変異原性はほとんど検出されないレベルまで低下しており、オゾン処理により処理水中の変異原物質が修飾又は分解されたと考えられた。通常の放流水は固相抽出で濃縮することにより濃い緑色又は茶色を呈するが、オゾン処理した放流水を濃縮した試料はほとんど透明であり、オゾン処理により着色成分が脱色されたと考えられた。着色成分と変異原性の関係は現時点では不明である。B、E 処理場の放流先の都市河川の水の変異原性は非常に弱いが、放流水と比較して水量が少ないため放流地点下流の河川水の変異原性は放流水とほぼ同じレベルであった。代謝活性化に関しては、ほとんどの試料について S9mix による代謝により変異原性が若干強くなる傾向がみられた。紫外線消毒が行われている E 処理場では、消毒前後で変異原性に大きな変化はみられなかった。以上の結果より、本実態調査では塩素消毒と紫外線消毒は処理水の変異原性を特に変化させることはなく、オゾン消毒は、変異原性の低減に有効であることが分かった。



図－４　カエル胚による毒性単位と水質の関係

3. 消毒実験－各種消毒方法で消毒した下水処理水のバイオアッセイによる評価

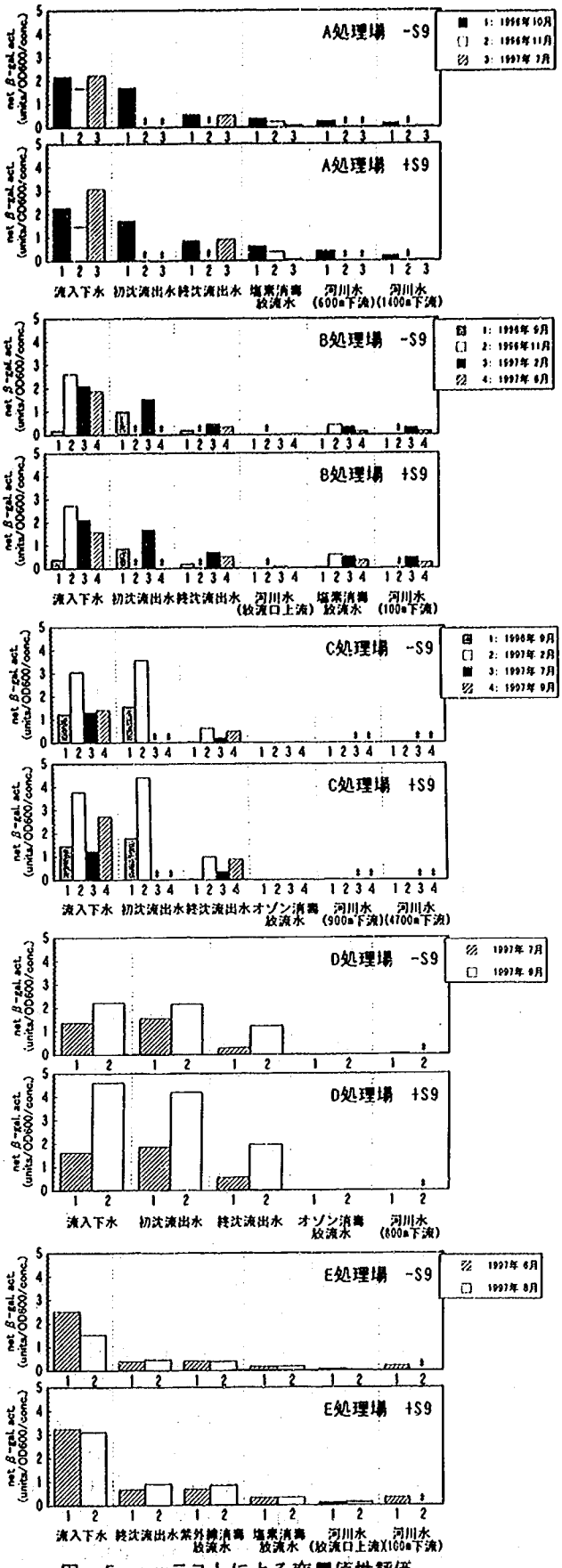
3.1 方法

下水処理水消毒の連続実験を行った。塩素消毒（1～4 mg/ℓ、接触時間15分）、オゾン消毒（O_3濃度5～20mg/NL、通気量3 NL/分、滞留時間15分）、紫外線消毒（100～300mWs/cm²）の各条件でα処理場の凝集剤添加循環脱窒法による高度処理水を用いて、バイオアッセイによる毒性影響及び変異原性の評価を行った。バイオアッセイとして、マイクロトックス急性毒性試験、緑藻セレナストラムを用いた藻類増殖阻害試験、*umu* テスト（変異原性試験）を用いた。

3.2 結果及び考察

表－2にマイクロトックス急性毒性試験の結果を示す。未消毒の処理水では毒性影響はみられなかったが、2 mg/ℓ，4 mg/ℓの塩素消毒、及び20mg/ℓのオゾン消毒を行った処理水で毒性影響が認められた。これらの毒性影響は、チオ硫酸ナトリウムによる還元処理を行うことにより大きく低減された。紫外線消毒では、毒性影響は認められなかった。塩素消毒水の場合、緑藻、umu テストについてはアスコルビン酸で塩素の中和処理をしていない。このため、塩素が存在する場合、試験を行うまで接触したことになる。藻類増殖阻害試験の結果では、4 mg/ℓの塩素消毒でのみ毒性影響がみられた（表－3）。この毒性影響は、チオ硫酸ナトリウムによる還元処理を行うことによりみられなくなった。上記1.の実態調査では、塩素消毒放流水を還元処理した試料でも藻類に対する毒性がみられたことから塩素消毒副生成物質の影響であると考えられたが、本実験ではそのような影響はみられなかった。この違いは処理水の水質特に硝化の有無や塩素との接触時間が原因であると考えられる。オゾン消毒及び紫外線消毒では、毒性影響は認められなかった。

塩素消毒（4 mg/ℓ）、オゾン消毒（20mg/ℓ）、紫外線消毒（300mWs/cm²）の各条件で消毒した処理水の変異原性の *umu* テストによる評価を図－6に示す。未消毒の処理水と比較して紫外線消毒処理水及び塩素消毒処理水の変異原性は若干低いか、ほぼ同程度のレベルであった。オゾン消毒処理水の変異原性は消毒前の処理水と比較して非常に弱く、オゾン処理による変異原性の低減効果が確認された。これらの結果は、上記1.の実態調査と一致していた。



図－5 umuテストによる変異原性評価

（*）はデータがないことを表す。

4. 標準物質を用いたマイクロトックス急性毒性試験と藻類増殖阻害試験の感受性比較

4.1 目的及び方法

本研究で適用している藻類増殖阻害試験の試験感度を調べるため、様々な標準物質を用いて試験を行い、簡便な毒性試験であるマイクロトックス急性毒性試

表－2 各種消毒方法で消毒した下水処理水のマイクロトックス急性毒性試験による評価

採水日	試料	消毒条件	5min		15min		5min		15min	
			EC50 (%)	TU	EC50 (%)	TU	EC20 (%)	TU	EC20 (%)	TU
971028	三次処理水	未消毒	－	－	－	－	－	－	－	－
		Cl：1mg/L	－	－	－	－	－	－	－	－
		Cl：1mg/L → 還元処理	－	－	－	－	－	－	－	－
		O_3：5mg/L	－	－	－	－	－	－	－	－
		O_3：5mg/L → 還元処理	－	－	－	－	－	－	－	－
		UV：100mWs/cm^2	－	－	－	－	－	－	－	－
971029	三次処理水	未消毒	－	－	－	－	－	－	－	－
		Cl：2mg/L	35.74	2.80	25.56	3.91	18.06	5.54	11.23	8.90
		Cl：2mg/L → 還元処理	－	－	103.4	0.97	－	－	47.39	2.11
		O_3：10mg/L	－	－	－	－	－	－	－	－
		O_3：10mg/L → 還元処理	－	－	－	－	－	－	－	－
		UV：200mWs/cm^2	－	－	－	－	－	－	－	－
971030	三次処理水	未消毒	－	－	－	－	－	－	－	－
		Cl：4mg/L	16.37	6.11	16.86	5.93	9.27	10.79	7.06	14.16
		Cl：4mg/L → 還元処理	－	－	－	－	－	－	60.68	1.65
		O_3：20mg/L	120.8	0.83	85.68	1.17	62.17	1.61	29.21	3.42
		O_3：20mg/L → 還元処理	－	－	－	－	－	－	－	－
		UV：300mWs/cm^2	－	－	－	－	－	－	－	－

「－」は毒性影響が小さく、毒性値が算出できなかったことを表す

表－3 各種消毒方法で消毒した下水処理水の藻類増殖阻害試験による評価

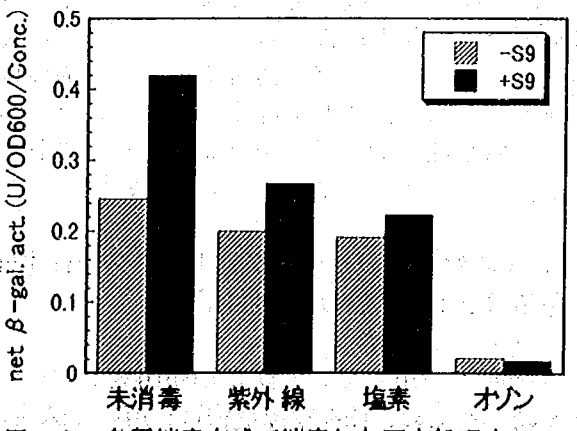
採水日	試料	消毒条件	IC50 (%)	TU	IC25 (%)	TU
971028	三次処理水	未消毒	－	－	－	－
		Cl：1mg/L	－	－	－	－
		Cl：1mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		O_3：5mg/L	－	－	－	－
		O_3：5mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		UV：100mWs/cm^2	－	－	－	－
971029	三次処理水	未消毒	－	－	－	－
		Cl：2mg/L	－	－	－	－
		Cl：2mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		O_3：10mg/L	－	－	－	－
		O_3：10mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		UV：200mWs/cm^2	－	－	－	－
971030	三次処理水	未消毒	－	－	－	－
		Cl：4mg/L	2.99	33.44	1.63	61.35
		Cl：4mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		O_3：20mg/L	－	－	－	－
		O_3：20mg/L → 還元処理	－	－	－	－
		UV：300mWs/cm^2	－	－	－	－

「－」は毒性影響が小さく、毒性値が算出できなかったことを表す

験との比較を行った。標準物質としては、硫酸亜鉛($ZnSO_4$)、塩化銅($CuCl_2$)、AF-2(フリルフラミド；変異原物質)、塩化ナトリウム(NaCl)、SDS(Sodium Dodecylsulfate；界面活性剤)、Tween80 (Polyoxyethylene Sorbitan Monooleate；界面活性剤)、チウラム(ジチオカーバメイト系殺菌剤)、シマジン(クロルトリアジン系除草剤)、チオベンカルブ(チオカーバメイト系除草剤)、オキシン銅(有機銅系殺菌剤)を用いた。また、標準物質を用いた藻類増殖阻害試験の結果から以下の検討を行った。藻類増殖阻害試験の結果は、IC50(50%増殖阻害濃度)及びIC25(25%増殖阻害濃度)で表しているが、実際に毒性影響の有無を知るためには、無影響濃度(No Observed Effect Concentration；NOEC)や最小影響濃度(Lowest Observed Effect Concentration；LOEC)を求める必要がある。しかしながら、下水試料や環境試料では、栄養塩の存在等のため増殖が促進されることもあり、影響がほとんど見られないというような微妙な基準での判定は困難である。そこで、IC50の値からNOECを推定する方法が有用であると考えられる。このため、いくつかの標準物質を用いた試験で得られたデータからIC50とNOECを求め、各物質についてIC50／NOECを求めた。この比がほとんどの物質で同程度であれば、IC50からNOECを推測することが可能となる。NOECは、一元配置の分散分析(ANOVA)において、$p<0.05$で有意差有りとして求めた。

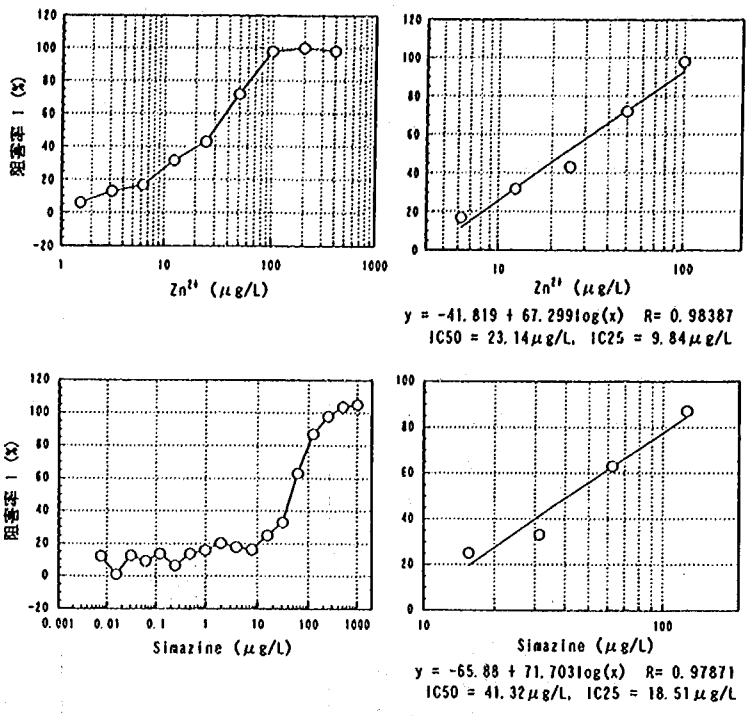
4.2 結果及び考察

藻類増殖阻害試験の結果例として、亜鉛(Zn)とシマジ



図－6 各種消毒方式で消毒した下水処理水のumuテストによる変異原性評価

ンの濃度反応曲線から毒性値を求めた例を図－７に示す。他の物質についても同様の解析を行い、得られた結果を表－４にまとめた。その結果、IC50/NOEC の値は物質によって大きく異なり、IC50 の値から NOEC を推測することは困難であると考えられた。個々の物質の結果について見ると、重金属と除草剤が非常に低濃度で影響を及ぼすことが分かった。また、界面活性剤は、大きな影響(IC50)を与えるには高濃度が必要だが、低濃度でも何らかの影響(LOEC)があることが分かった。また、感度比較のために同じ標準物質を用いて行ったマイクロトックス急性毒性試験の結果を藻類増殖阻害試験の結果とともに表－５にまとめた。マイクロトックスと比較して藻類増殖阻害試験は、重金属と除草剤について、特に感度が高いことが分かった。従って、マイクロトックスでは検出することのできない濃度の重金属や農薬のモニタリング等に、藻類増殖阻害試験が有効であると考えられた。



図－７　標準物質を用いた藻類増殖阻害試験の濃度反応曲線の例

5. 下水処理場の流入水と処理水を用いた各種バイオアッセイの感受性比較

5.1 目的及び方法

当研究室では、下水試料の毒性評価を行うために様々な水生生物を用いたバイオアッセイについて検討を進めている。ここでは、同一の試料を用いて、様々な試験機関で種々の水生生物を用いた試験を行うことにより、試験機関による結果のばらつきや生物種による感受性の違いについて検討を行った。試料として工場排水が主体であるβ下水処理場の流入水と処理水(塩素消毒前)を用いた。流入水には揮発性有機物質が高濃度で含まれており、各試験機関における保存状態等により試料の水質に違いが出ることが予想されたため、曝気処理により揮発性有機物質を除いた。なお、試料は Whatman GF/B ろ紙でろ過したものを用いた。試験に用いた生物、試験の種類、試験機関の一覧を表－６に示す。ここで、TOXKIT はベルギーの Creasel 社の商品であり、供試生物の卵と試薬等がキット化されているものである。今回使用したキットはミジンコ *Daphnia pulex* を用いた DAPHTOXKIT F PULEX、オオミジンコ *Daphnia magna* を用いた DAPHTOXKIT F MAGNA、ホウネンエビの一種 *Thamnocephalus platyurus* を用いた THAMNOTOXKIT F の３種類である。

表－４ 標準物質を用いた藻類増殖阻害試験

Sample	NOEC	LOEC	IC25	IC50	IC50/NOEC
Zn^{2+}	1.56E+00	3.13E+00	9.84E+00	2.31E+01	1.48E+01
Cu^{2+}	2.50E+01	5.00E+01	3.25E+01	4.13E+01	1.65E+00
AF-2	1.56E+00	3.13E+00	3.28E+01	7.36E+01	4.72E+01
SDS	1.22E+00	2.44E+00	1.55E+03	8.90E+03	7.30E+03
Tween 80	1.22E+01	2.44E+01	6.87E+03	2.10E+05	1.72E+04
Thiram	7.81E+01	1.56E+02	9.64E+01	1.42E+02	1.82E+00
Oxine-copper	6.25E+02	1.25E+03	9.30E+02	1.30E+03	2.08E+00
Simazine	6.10E-02	1.22E-01	1.85E+01	4.13E+01	6.77E+02
Thiobencarb	6.10E-02	1.22E-01	1.09E+01	2.12E+01	3.48E+02
NaCl	5.21E+05	1.04E+06	1.20E+06	2.11E+06	4.05E+00

(μg/L)

表－５ 標準物質の毒性値比較

試験 / Sample	マイクロトックス急性毒性試験		藻類増殖阻害試験
	5min-EC50	15min-EC50	IC50
Zn^{2+}	1.26E+04	1.45E+06	2.31E+01
Cu^{2+}	2.46E+02	1.80E+02	4.13E+01
AF-2	4.13E+02	9.03E+01	7.36E+01
SDS	1.05E+03	4.41E+02	8.90E+03
Tween80	5.12E+06	4.62E+06	2.10E+05
Thiram	2.70E+02	2.01E+02	1.42E+02
Oxine-copper	6.36E+03	2.32E+03	1.30E+03
Simazine	5.05E+05	6.92E+05	4.13E+01
Thiobencarb	1.60E+02	1.77E+02	2.12E+01

(μg/L)

5.2 結果及び考察

それぞれの試験で得られた結果を表－６にまとめた。同一の試験では、試験時間が長い(例えばオオミジンコ急性毒性試験では48時間)ほうがより低濃度で毒性影響がみられる傾向があった。これらの結果につい

て試験間の比較を容易にするために、それぞれの試験について試験期間が長いほうのデータを基に、50%影響濃度から毒性単位 TU を算出してグラフ化した(図－8)。複数の試験機関における *Daphnia magna*(オオミジンコ)による結果では、全ての試験機関において毒性単位はほぼ同程度の値で揃っていた。流入水と処理水の比較では、ほとんどの試験において毒性は同レベルであった。これは流入水を曝気処理しているために流入水の毒性が低下したためであると推察される。しかしながら、*Vibrio fischeri*(海洋性発光細菌)及び *Xenopus laevis*(アフリカツメガエル)では流入水と比較して処理水の毒性は低い結果が得られた。これらのことより試験に用いる生物により毒性影響を与える物質が異なることが示唆された。また、今回試験に供した生物の中では、*Ceriodaphnia dubia*(ニセネコゼミジンコ)、*Daphnia pulex*(ミジンコ)、*Thamnocephalus platyurus*(ホウネンエビの一種)、*Xenopus laevis*(アフリカツメガエル)が比較的感受性が高いことが分かった。しかし、これらの感受性は対象とする水により異なるため、目的及び対象に応じた生物を選択する必要があると考えられる。

表－6 下水試料に対する各種バイオアッセイの感受性比較

供試生物	試験	試験機関	試料	毒性値 (%)	
Daphnia magna オオミジンコ	急性遊泳阻害試験	A	流入水	24h-EC50	35.5
				48h-EC50	33.1
			処理水	24h-EC50	33.0
				48h-EC50	31.6
		B	流入水	24h-EC50	2.1
				48h-EC50	1.4
			処理水	24h-EC50	3.8
				48h-EC50	3.5
		C	流入水	24h-EC50	27.2
				48h-EC50	27.2
			処理水	24h-EC50	23.8
				48h-EC50	19.9
		D	流入水	24h-EC50	22.9
				48h-EC50	22.4
			処理水	24h-EC50	19.4
				48h-EC50	19.4
	急性遊泳阻害試験 (TOXKIT)	土木研究所	流入水	24h-EC50	28.1
				48h-EC50	25.0
			処理水	24h-EC50	34.6
				48h-EC50	33.3
	繁殖試験	C	処理水	NOEC	3.2
				LOEC	8.0
		A	処理水	NOEC	< 5.0
Daphnia pulex ミジンコ	急性遊泳阻害試験	B	流入水	24h-EC50	3.0
				48h-EC50	1.9
			処理水	24h-EC50	3.0
				48h-EC50	2.3
	急性遊泳阻害試験 (TOXKIT)	土木研究所	流入水	24h-EC50	16.5
				48h-EC50	9.6
			処理水	24h-EC50	15.1
				48h-EC50	8.6
Daphnia carinata	急性遊泳阻害試験	B	流入水	24h-EC50	3.2
				48h-EC50	2.8
			処理水	24h-EC50	3.1
				48h-EC50	2.2
Ceriodaphnia dubia ニセネコゼミジンコ	急性遊泳阻害試験	D	流入水	24h-EC50	7.0
				48h-EC50	5.6
			処理水	24h-EC50	9.3
				48h-EC50	8.0
	繁殖試験	D	流入水	EC50	1.0
				EC25	0.7
			処理水	EC50	10.3
				EC25	5.6
Moina macrocopa タマミジンコ	急性遊泳阻害試験	E	流入水	24h-EC50	31.0
				48h-EC50	31.0
			処理水	24h-EC50	36.0
				48h-EC50	31.7
Thamnocephalus platyurus ホウネンエビの一種	急性毒性試験 (TOXKIT)	土木研究所	流入水	24h-LC50	9.5
			処理水	24h-LC50	11.0
Vibrio fischeri 海洋性発光細菌	MICROTOX 急性毒性試験 (発光阻害)	土木研究所	流入水	5min-EC50	23.7
				15min-EC50	29.8
				5min-EC20	8.1
				15min-EC20	11.1
			処理水	5min-EC50	92.3
				15min-EC50	91.5
				5min-EC20	47.6
				15min-EC20	77.9
Selenastrum capricornutum 緑藻	藻類増殖阻害試験	土木研究所	流入水	72h-IC50	20.5
				72h-IC25	10.1
			処理水	72h-IC50	20.3
				72h-IC25	10.1
Xenopus laevis アフリカツメガエル	カエル胚毒性試験 (死亡率)	土木研究所	流入水	96h-LC50	7.3
				96h-LC25	4.1
			処理水	96h-LC50	15.0
				96h-LC25	13.0
Tanichthys albonubes アカヒレ	急性毒性試験 (死亡率)	F	流入水	48h-LC50	38.0
			処理水	48h-LC50	44.0
Paratya compressa improvisa ヌカエビ	急性毒性試験 (死亡率)	F	流入水	48h-LC50	34.0
			処理水	48h-LC50	67.0

6. 試料の前処理方法の検討

6.1 目的及び方法

環境試料は一般に毒性物質の濃度が低いため、そのままバイオアッセイに適用しても顕著な反応が現れない可能性があり、試料間の特性比較や濃度における閾値の関係を当てはめることのできない発ガン物質のような特殊毒性をみるためには、濃縮等の前処理によって試料の毒性を高める必要がある。そこで、ここでは併せて凍結濃縮法と固相濃縮法の２つの濃縮法を用いて試料の前処理を行い、試料濃縮の有効性や問題点を検討した。

6.1.1　マイクロトックス

2.1.2と同様に試験を行った。

6.1.2　ミジンコ急性毒性（遊泳阻害）試験

オオミジンコ(*Daphnia magna*)を用い、試験方法は主にOECDの方法[16]に基づいて行った。ミジンコを試験溶液中に入れ24時間曝露した後、穏やかに振動させ15秒経過しても泳がない個体の数と試料濃度の関係から50%阻害濃度（EC50）を計算し、ここからTUを求めた。

6.1.3　硝化細菌

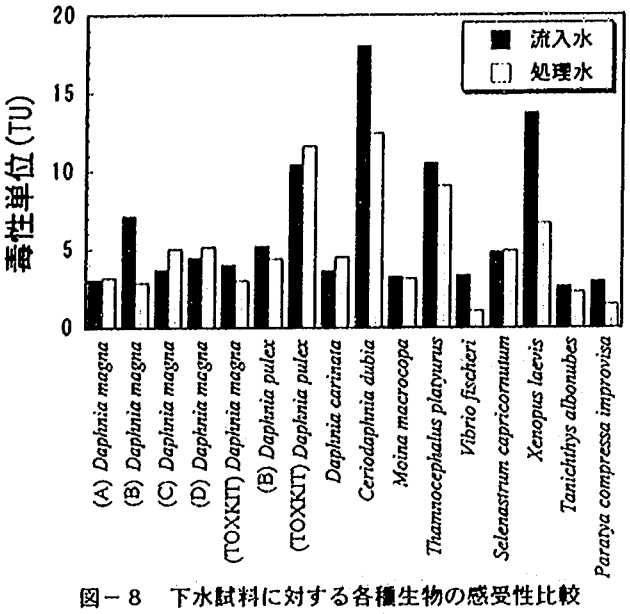
培養液中の微生物が消費した酸素を自動的に補充し、補充量を記録する装置（クーロメーター）を用いて、試験開始後24時間での硝化細菌（アンモニア酸化細菌，亜硝酸酸化細菌）の代謝阻害による硝酸・亜硝酸の生成速度の変化を測定し[17]、試料濃度との関係から50%阻害濃度（EC50）を計算し、TUを求めた。

6.1.4　藻類増殖阻害試験

2.1.3と同様に試験を行った。

6.1.5　試料と前処理方法

対象とする試料として、主に生活系排水が流入するα下水処理場の流入下水及び三次処理水の２つのサンプルを用いた。これをガラス繊維濾紙(GF/B)で濾過した後、前処理を行わない原水と、Sep-Pak tC18カートリッジを用いてジクロロメタンとメタノールで溶出した固相濃縮試料および凍結濃縮した試料を用いてバイオアッセイに適用し比較を行った。

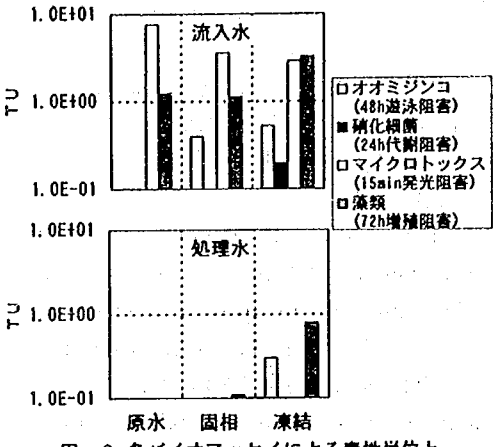


図－８　下水試料に対する各種生物の感受性比較

（曝露時間，エンドポイントは表－６参照）

6.2　結果と考察

濃縮方法の違いと各バイオアッセイによる毒性単位の比較の結果を図－９に示す。流入水においてマイクロトックスと藻類では原水、固相濃縮、凍結濃縮ともに同程度の毒性を示した。また、硝化細菌では、原水で見られなかった毒性が凍結濃縮試料では検出された。処理水においてはいずれのアッセイ系でも毒性は検出されなかったが、固相濃縮では藻類で、凍結濃縮ではミジンコと藻類で毒性が検出された。以上のことからバイオアッセイに用いる生物種によって毒性の検出感度に違いがあるものの、対象とする試料と扱う生物種によっては濃縮による前処理が有効であることが示された。また、固相濃縮法に比べ凍結濃縮法の方が毒性物質の回収率が高い傾向がみられた。これは凍結濃縮法が水中に含まれる全ての物質を濃縮するのに対し、固相濃縮法は吸着を行うカラムに物質の選択性があることによると考えられるが、簡便性及び濃縮倍率の高さにおいては固相濃縮法の方が優れており、それぞれの特徴を活かした方法を選択することが必要と考えられる。



図－９ 各バイオアッセイによる毒性単位と濃縮方法の比較（α処理場）

7. まとめ

① 様々な消毒方法の５ヶ所の下水処理場において毒性及び変異原性の調査を行った結果、処理場での処理による毒性と変異原性の低下、塩素消毒による毒性の上昇（残留塩素の発光細菌への影響、塩素消毒副生成物質の藻類への影響）、オゾン消毒による変異原性の低下などの知見が得られた。

② ベンチスケールの消毒実験を行い、生物に対する影響を調べた結果、実態調査とほぼ同様の結果が得られた。ただし、実態調査でみられた藻類に対する塩素消毒副生成物質が原因と思われる毒性影響は認められなかった。

③ 藻類増殖阻害試験が重金属や農薬などの有害物質に対して非常に感受性が高いことが明らかとなった。

④ 実際の下水処理場の水を対象として、様々な水生生物を用いたバイオアッセイを行った結果、試験機関によるばらつき、生物による感受性の違いがみられた。

⑤ 前処理方法として固相濃縮法と凍結濃縮法を用いて濃縮を行った試料に対して行ったバイオアッセイの

結果から、試料の特性や適用するバイオアッセイの生物種によっては毒性の評価法として濃縮による前処理が有効であることが示された。

＜参考文献＞

1)環境庁監修：新しい排水基準とその分析法, 環境化学会 (1994)

2)松原正明，南山瑞彦，田中宏明：河川水質管理におけるバイオアッセイの活用の展望について，1994 日本河川水質年鑑, 1007-1019 (1996)

3)田中宏明，南山瑞彦，松原正明：水中の微量有害物質の生物によるモニタリング，土木技術資料，**38**(2), 26-31 (1996)

4)松原正明，原田新，田中宏明：藻類増殖阻害試験およびカエル胚催奇形性試験の基礎的検討と下水試料への適用，水環境学会誌，**20**(11)，768-775 (1997)

5)松原正明，田中宏明，南山瑞彦：バイオアッセイの下水試料等への適用性の検討，第 33 回下水道研究発表会講演集，301-303 (1996)

6)松原正明，田中宏明，南山瑞彦：バイオアッセイの下水試料等への適用性の検討(その２)，第 34 回下水道研究発表会講演集，215-217 (1997)

7)原田新，田中宏明：バイオアッセイによる下水再利用水の水質評価，第３回エコトキシコロジー研究会・バイオアッセイ研究会合同研究発表会講演要旨集，35-36 (1997)

8)原田新，松原正明，南山瑞彦，田中宏明：カエル胚催奇形性試験(FETAX)による下水処理水の水質評価，バイオアッセイ国際シンポジウム in とやま講演論文集，58-59 (1997)

9)松原正明，南山瑞彦，原田新，田中宏明：変異原性試験のための下水試料濃縮方法の検討及び下水処理場での変異原性評価，バイオアッセイ国際シンポジウム in とやま講演論文集，88-89 (1997)

10)原田新，松原正明，南山瑞彦，田中宏明：カエルの胚を用いたバイオアッセイによる下水処理水の水質評価，第 32 回日本水環境学会年会講演集，34 (1998)

11)松原正明，原田新，田中宏明，南山瑞彦：バイオアッセイによる下水・河川水の毒性及び変異原性評価，第 32 回日本水環境学会年会講演集，109 (1998)

12)USEPA : Technical support document for water quality-based toxics control, EPA/440/4-85/032 (1985)

13)Environmental Protection, Conservation and Protection, Environment Canada : Biological test method : Growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*, Report EPS 1/RM/25 (1992)

14)ASTM : Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (Fetax), Annual book of ASTM Standards, E1439-91

15)Oda,Y., S.Nakamura, I.Oki, T.Kato and H.Shinagawa: Evaluation of the new system (*umu*-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens, Mutat.Res., **147**, 219-229 (1985)

16)OECD : *Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test, OECD Guidelines for testing of Chemicals, Method 202 (1993)

17)土木研究所下水道部：平成４年度下水道関係調査研究年次報告集，土木研究所資料 No.3215，233-252 (1993)

16．流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査

水質研究室　室　　長　田中宏明
主任研究員　小森行也
研　究　員　横田敏宏
竹歳健治

１．はじめに

河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きなものとなってきている。特に下水道整備が進んでいる都市域では、上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が、本来の自然系水循環を経由する水量をすでに上回っているところもある。このように人工系の水循環が自然系に対して十分に大きい規模になってくると、人工系の水循環での水量・水質の状態がその流域の水循環系全体を支配する状況になり得る。そのため健全な水環境の保全には、流域の水循環系に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握して、流域全体で水質及び水量に関する総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果に関する実証的な調査は少ないのが現状である。

本調査は、河川流域の水や様々な汚濁物質の循環に対して下水道整備が与える影響や効果、それにかかる資源投入量等を把握し、総合的な水管理を行う場合の下水道整備における課題を検討する目的で行うものである。

２．調査方法

２．１　調査内容

９年度は前年度に引き続き、河川流量及び流出負荷量に対する流域の下水道整備の影響を把握するため、過去に調査を行ったことがある下水道整備途上の汚濁河川で負荷量調査を行った。

２．２　調査対象河川

千葉県にある手賀沼の流入河川の１つである大津川を対象に調査を行った。この手賀沼周辺の概略図を図－１に示す。手賀沼は流域の都市化により水質汚濁が進行し、近年では毎年のように全国の湖沼中、最も高いCOD値を記録している。

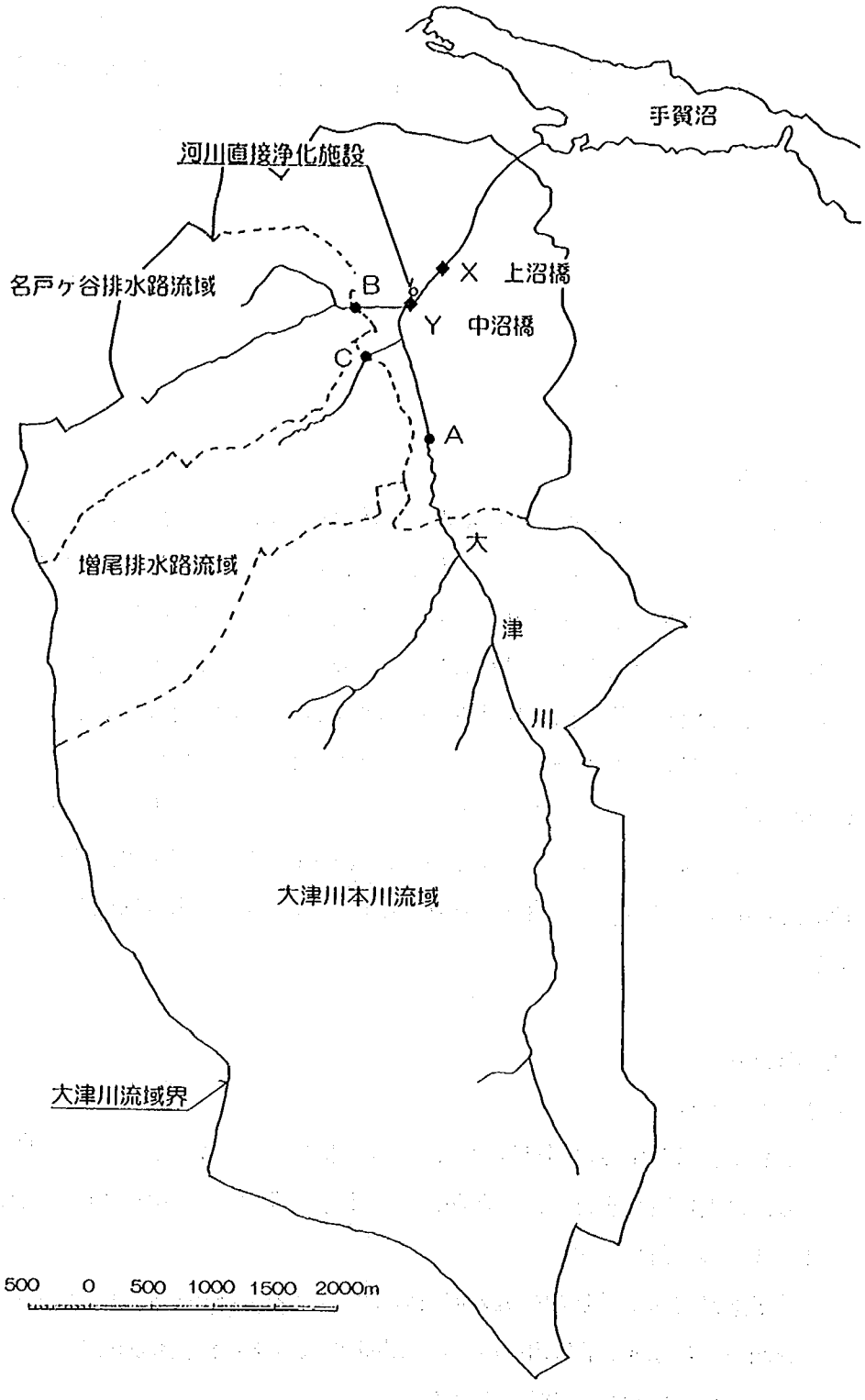
観測は前年度と同様に、大津川本川中下流部（図－１中の地点Ａ）、名戸ヶ谷排水路末流部（地点Ｂ）、増尾排水路末流部（地点Ｃ）の大津川流域の３地点で行った。なお、観測を３地点で行っている理由は、平成６(1994)年度より中沼橋（地点Ｙ）付近に設置された河川直接浄化施設の取水用ラバー堰による背水の影響を避けつつ、出来る限り流域全体からの負荷量を把握するためである。

２．３　調査方法

流量観測については、観測地点それぞれに千葉県が設置している自記式水位計の５分間隔の水位観測データから、流量の実測調査により作成した水位流量(H-Q)曲線を用いて、流量を算出した。

採水は流量観測と同じ地点で、晴天時には1時間間隔で24時間連続採水を行い、降雨時には降雨状況に応じて7.5分～数時間間隔で連続採水を行った。

水質分析については採取した試料を持ち帰り、BOD_5, COD_{Mn}, TOC, 各態N, Pの項目について、河川水質試験方法（案）に基づき、分析を行った。



図－1　大津川流域概略図

3．調査結果

3．1　調査流域の状況

大津川流域は手賀沼（手賀川、下手賀沼を含む）の流域面積の約24%を占め、同じく約20%を占める大堀川流域と合わせ、この2河川で手賀沼の流域面積の半分弱を占めている。

平成6（1994）年度末現在の大津川流域の人口、流域面積や土地利用等といった流域フレームは表－1の通りである。なお、本調査に用いた流域フレームは千葉県の資料[1]によった。

各観測地点の流域については、流域面積は大津川本川流域が一番大きく、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路では同程度の面積となっている。土地利用比率では大津川本川流域が市街地と農地がほぼ半分ずつだが、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路流域では市街地が2／3以上を占めている。また、人口については大

表－1 大津川流域フレーム(1994)

ブロック名	流域面積(ha)	土地利用比率(%)				流域人口(人)	下水道普及率(%)
		市街地	水田	畑地・雑地	林地		
大津川流域全体	3,698	55.69	6.19	28.30	9.81	196,123	38.19
調査対象3流域合計	3,261	54.85	4.31	30.62	10.22	171,451	31.05
大津川本川	2,400	48.08	5.72	36.53	9.67	109,537	20.09
名戸ヶ谷排水路	437	79.39	0.00	11.85	8.76	36,493	75.05
増尾排水路	424	67.89	0.78	16.50	14.85	25,421	15.10

津川本川、名戸ヶ谷排水路、増尾排水路の順に多い。下水道普及率に関しては、名戸ヶ谷排水路流域が75%を越えているものの、他の２流域では20%前後と低い。

３．２　晴天時における流量と水質の現況

前年度に引き続き、晴天時における通日（24 時間）観測を秋期（11 月）を行った。今年度の秋期の通日観測における水質及び流量の様子を図－２に示す。１日としての流量と負荷量、加重平均した水質を昨年度の調査結果と比較するため、表－２にまとめた。

表－２　９６年８月調査と９７年１１月調査に行った晴天時負荷量調査の比較

		比流量	比負荷量(kg/day/ha)				加重平均水質(mg/L)			
		m3/day/ha	BOD	COD	TN	TP	BOD	COD	TN	TP
96	大津川本川	12.4	118.1	144.8	53.8	10.3	9.6	11.7	4.4	0.83
8	名戸ヶ谷排水路	0.4	0.8	1.2	2.3	0.1	2.4	3.4	6.4	0.17
調	増尾排水路	1.6	13.2	19.6	9.6	2.3	8.3	12.3	6.0	1.45
査	3流域合計	14.3	132.2	165.6	65.7	12.6	9.2	11.6	4.6	0.88
97	大津川本川	10.8	97.8	139.6	89.3	14.7	9.1	13.0	8.3	1.37
11	名戸ヶ谷排水路	2.1	24.2	23.3	13.1	1.9	11.4	11.0	6.2	0.92
調	増尾排水路	4.5	35.9	52.7	39.2	7.1	7.9	11.6	8.6	1.57
査	3流域合計	17.4	157.9	215.6	141.6	23.7	9.1	12.4	8.1	1.36

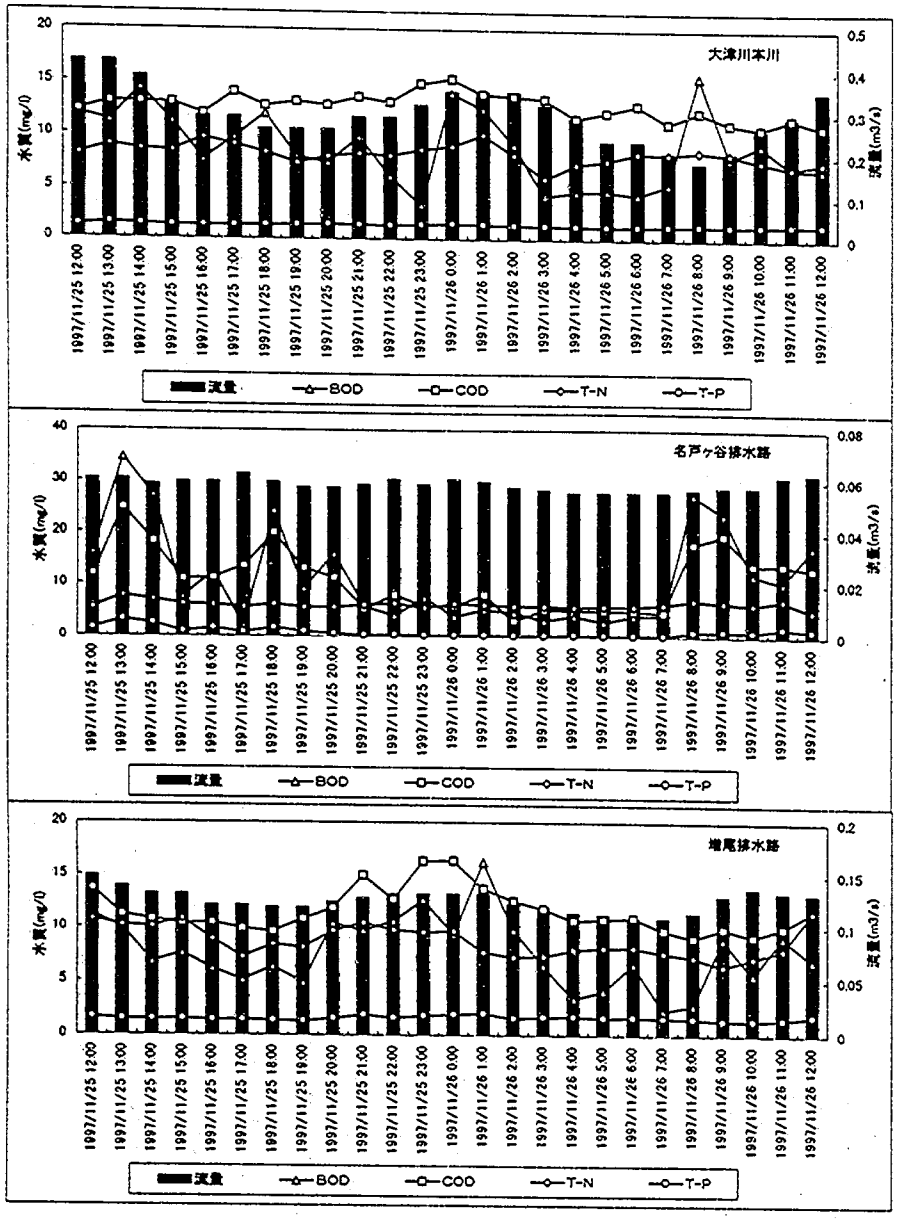
*　流量と負荷量は流域面積で除して単位面積当たりに戻している。

３．２．１　流量

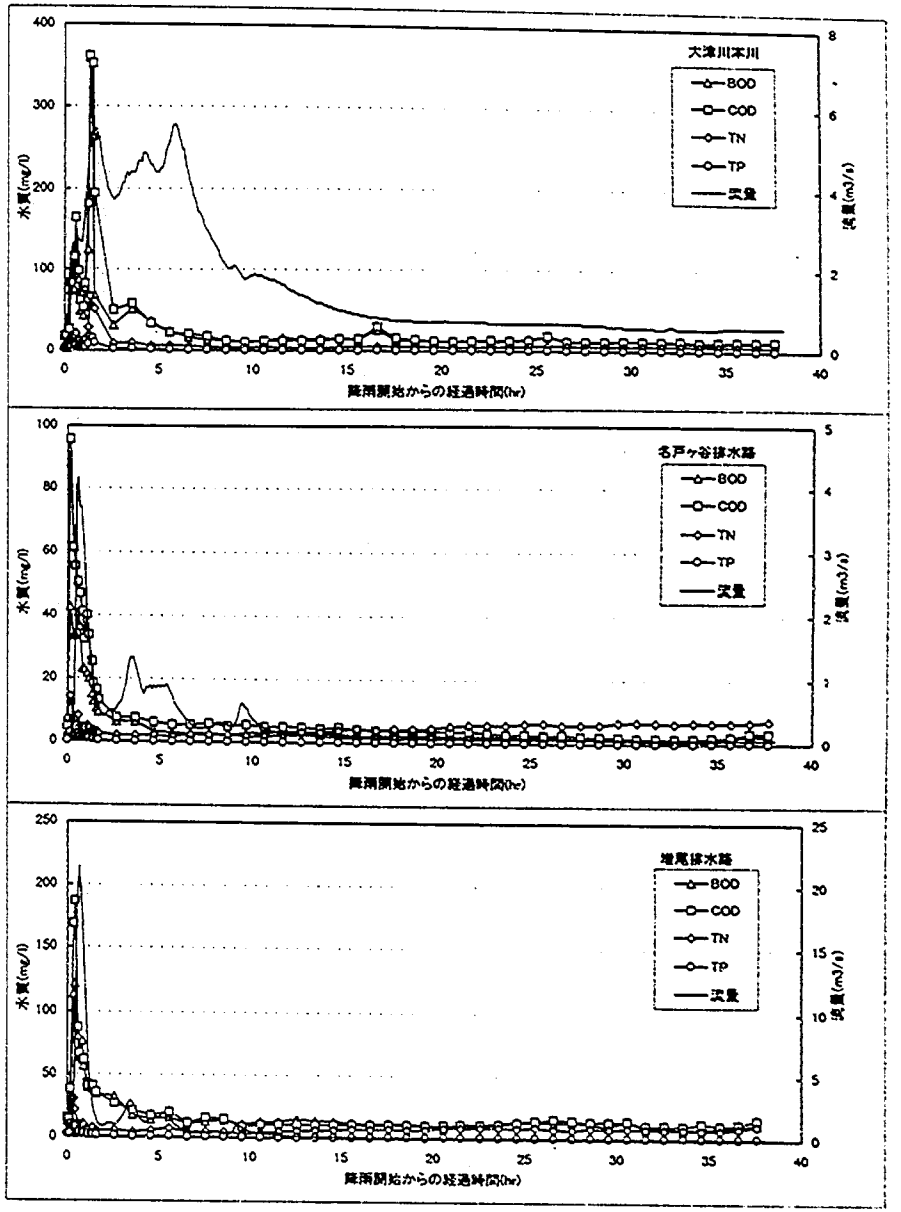
図－２のように大津川本川と増尾排水路では昼夜で変動がみられたが、名戸ヶ谷排水路では他の２地点に比べて変動は小さく、前年度と同じく量的にも少なかった。また、表－２に示すように、前年度調査時と比較すると大津川本川でほぼ同程度であったが、名戸ヶ谷排水路では約５倍、増尾排水路では約３倍と流量が増加しており、同じ晴天時でも季節的な変動が極めて大きいことが分かった。

３．２．２　水質

図－２のように各地点とも BOD については大きく変動している。また、他の項目については、大津川本川ではあまり大きな変動はみられないが、名戸ヶ谷排水路では COD、TP が、増尾排水路では COD、TN の項目が前年度の観測結果より大きな変動を示した。表－２に示した流量荷重平均水質濃度で前年度と今年度秋の状況を比較すると、大津川本川では、BOD と COD がほぼ同レベルであったが、TN、TP は２倍程度の濃度の上昇が見られた。名戸ヶ谷排水路では TN は昨年度と同レベルであったが、BOD、



図－2 晴天時における通日観測結果(1997/11/25～26)



図－3 降雨時における連続観測結果(1997/5/8～10)

COD は数倍に、TP では十倍程度と流量の増加に伴い水質の増加が見られた。増尾排水路では、BOD，COD、TP はほぼ昨年と同レベルの水質状況で、TP はやや高い濃度であった。

3．2．3　流出負荷量

図－1に示すように大津川本川については各水質項目の値が1日を通じてあまり変動がないため、負荷量は流量変動の支配を受け、流量と同様な変動傾向を示した。名戸ヶ谷排水路と増尾排水路では、水質変動の方が流量変動に比べて変動の度合が大きいため、負荷量は水質と同様な変動傾向を示した。表－2に示すように今年度秋の調査では昨年度と比べ、BOD はやや減少、COD はほぼ同レベル、TN，TP は増加した。一方、名戸ヶ谷排水路、増尾排水路では流量や水質の上昇に伴う全ての水質項目に渡って、負荷量の大幅な増大が認められた。水質水量の上昇の原因は不明であるが、晴天時調査であっても、時期の異なる通日調査を実施し、平均的な晴天時負荷を捉えることが必要であることが分かった。

3．3　降雨時における流量と水質の現況

今年度は降雨時においても連続観測を行った。その観測結果について以下に述べる。また、観測結果の一例として、春期に行った観測での水質及び流量の様子を図－3に、気象庁我孫子観測所での降雨の概要を表－3に示す。

表－3　降雨観測の概要

観測期間	1997/5/8～10
降雨量	33(mm)
降雨継続時間	11(時間)
最大降雨強度	6.0(mm/h)
先行晴天日数	4(日)

3．3．1　流量

名戸ヶ谷排水路と増尾排水路では降雨開始直後から急激に流量が増加し、降雨が収まるに連れて急激に減少していたが、大津川本川は流域面積が他の2地点よりも大きく、流達時間も長くなるため、流量増加の度合も緩やかで、長時間にわたり増加が継続している。

3．3．2　水質

各地点各水質項目とも流量の最初のピーク時に濃度が高くなっており、平水時の数十倍から数百倍程度に達していた。また、それ以降の流量ピーク時は濃度がほぼ一定であった。

3．3．3　流出負荷量

水質と同様に、各地点とも流量の最初のピーク時に流出する汚濁負荷成分が突出して多く、いわゆるファーストフラッシュ現象が確認された。それ以降は最初の流量ピーク時に比べれば小さいものの、流量に応じて汚濁負荷が流出している。

ファーストフラッシュ時の流出負荷量について検討した結果を表－4に示す。降雨の状況にもよるが、その降雨全体の流出負荷量のうち、およそ半分から8割程度を占めていた。また観測地点別では、名戸ヶ谷排水路が他の2地点に比べて、流出負荷量が大幅に少なかった。

表－4　降雨全体に占めるファーストフラッシュの割合

地点名	流量(%)	汚濁負荷量(%)			
		BOD	COD	TN	TP
大津川本川	18.92	50.70	61.09	60.01	61.71
名戸ヶ谷排水路	37.20	78.35	78.37	58.49	84.39
増尾排水路	57.56	83.41	85.12	74.66	83.72

4．まとめと今後の課題

9年度も前年度に引き続き、下水道が整備途上である流域で調査を行った。調査の結果、前年度と同様に下水道整備が進んでいる河川流域では、整備が進んでいない流域に比べ、河川流量の日変動が小さくなるとともに、流量と流出負荷量ともに減少傾向がみられたが、今年度の調査では、前年度よりもその差が小さくなった。また、大津川本川では前年度と比べ、流量は変化していないにも係わらず、名戸ヶ谷排水路や増尾排水路の小流域では、排出される流量が増加し、水質も悪化した結果、排出負荷量が極めて大きくなった。季節によって不連続に排出される負荷が非点源のみならず、点源にもあることが示唆されている。このことから、平均的な晴天時排出量を捕らえるためには特に小流域では複数回の調査が必要である。

また9年度より晴天時の通日観測に加え、降雨時の観測も開始した。観測の結果、ファーストフラッシュ現象などといった降雨時の流出形態が明らかになり、降雨時の流出量に関しても、下水道整備等の流域条件の影響が示唆された。

今後の課題としては、

・流域の灌漑用水の取排水や季節による影響といった下水道整備以外の影響因子についても検討を行う。
・下水道整備の影響を実証するため、下水道への流出水量・負荷量の収支の確認を行う。
・降雨時の流量・流出負荷量に関してデータの蓄積を進め、下水道整備や土地利用等、地域条件による影響を把握する。

などが挙げられる。次年度以降はこれらの課題を中心にさらに調査を進めていく予定である。

最後に本調査において、観測点の設置や水位データ、資料の提供等、千葉県都市河川課及び東葛飾土木事務所にご協力をいただいた。ここに関係者の方々に厚く御礼申し上げる。

参考文献

1）千葉県東葛飾土木事務所：総合浄化対策特定河川事業検討会資料（内部資料），1996/1.
2）村上健，渡部春樹，小森行也：閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査，土木研究所資料，第2129号，pp.197～202，1984/7.
3）高島英二郎，田中宏明，中村栄一：手賀沼流入河川における汚濁負荷量の流出特性および年間負荷量の把握，水環境学会誌，Vol.18，No.4，pp.297～306，1995.
4）國松孝男，村岡浩爾ら：河川汚濁のモデル解析，技報堂出版，1989.
5）曽小川久貴：総合的水管理における下水道のあり方，月刊下水道，Vol.20，No.6，pp.15～20，1997/4.
6）田中宏明，小森行也，横田敏宏，竹歳健治：流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査，土木研究所資料，第3528号，pp.257～264，1997/10.

Ⅴ．下水道事業調査費による他部の研究

１．下水汚泥の緑地へのリサイクルに関する調査

緑化生態研究室　　室長：　田中　隆
主任研究員：　森崎　耕一
石曽根　敦子

１．まえがき

地球環境保全への関心が高まるなかで、資源の有効利用が求められている。下水汚泥、街路樹の剪定枝葉なども従来は、廃棄処分されていたが、今後は、リサイクル資材としての有効利用が望まれる。しかしながら、下水汚泥、剪定枝葉は、有効利用率が低い。その原因として、下水汚泥は C/N 比が低く堆肥化しやすいが、悪臭があり利用されにくく、剪定枝葉は C/N 比が高く堆肥化しにくいことがあげられる。

本研究は、リサイクル資材の有効利用を図るため、下水汚泥と剪定枝葉を混合した汚泥枝葉堆肥を製造し、土壌改良材およびのり面緑化の基盤材としての適用可能性を検証することを目的としている。

９年度の研究内容として、８年度に行った各種汚泥枝葉堆肥を土壌改良材として用いた植栽試験の追跡調査を継続して行い、それから得られた知見をもとに最も有効的な汚泥枝葉堆肥を製造し、堆肥原料の品質および堆肥の製造方法を取りまとめた。また、新たに製造した堆肥を用いて、のり面緑化の基盤材としての適用試験および追跡調査を行った。

２．　研究方法

２．１　土壌改良材としての適用試験の追跡調査

７年度に表－１に示す４種類の下水汚泥と枝葉を混合した試作堆肥を製造した。

堆肥の性質としては、一般的に含水率が約６０％、C/N 比が約４０以下が適しているといわれている。この条件を満たすために、堆肥 A の消化脱水汚泥については含水率が、８０％と高いので、含水率が６０％となるよう剪定枝葉との混合率を設定し、他の試作堆肥は、発酵促進を考え、剪定枝葉との混合時に、植物の生育にとって窒素飢餓が起こらない C/N 比 20 となるよう剪定枝葉との混合率を設定した。各堆肥の材料を混合したうえで、箱型発酵槽を用いて、３ヶ月間、発酵、熟成させ、完成とした。３ヶ月間の発酵温度を測定し、一次発酵（好気発酵）に障害がでる 70 度以上、および温度が 60 度以下に低下した場合、もしくは、通気性の確保や堆肥の均一のため、適宜切り返しを行った（表－２）。

堆肥完成後、これら４種類の試作堆肥の成分分析、幼植物試験を行った。

表－１　堆肥材料の混合割合

材料 / 試作堆肥	下水汚泥	剪定枝葉	調　整	汚泥と枝葉の容積比
堆肥 A	消化脱水汚泥	乾燥枝葉	含水率６０％	１：３
堆肥 B	乾燥汚泥	乾燥枝葉	C/N 比２０	１：９
堆肥 C	コンポスト汚泥一次発酵品	乾燥枝葉	C/N 比２０	１：１４
堆肥 D	コンポスト汚泥完熟品	乾燥枝葉	C/N 比２０	１：２０

成分分析の結果をみると、従来、用いられているバーク堆肥の品質基準に比べ、堆肥 C,D の硝酸態窒素（NO_3-N）が低い。しかしながら、剪定屑を用いて堆肥化する場合、硝酸態窒素は、堆肥の腐熟の基準となりにくい[1]と報告されていることから、全ての試作堆肥とも、堆肥として、概ね適用可能な範囲であると判断した。

表－２　堆肥の製造条件

切り返し	温度により随時
強制通気	6L/ 分
含水率	含水率 60%に調整

また、重金属の含有量については、下水汚泥を用いる特殊肥料の基準値より低かった。次に各試作堆肥を用いた幼植物試験の結果をみると、全ての試作堆肥とも、生育は良好であり、特に堆肥 B,C の生長が良好であった（表－３）。

８年度は、これらの試作堆肥の土壌改良材としての適用可能性を検証するために、各試作堆肥および市販のバーク堆肥を土壌改良材として用いた植栽試験を行った。試験地は、建設省土木研究所構内に、幅 1.5m、長さ 7.5m の試験区を７区設け、供試木として、マテバシイのポット苗木を各試験区において５本植栽した（1996 年５月植栽）。１～６試験区の各堆肥の施用量は、土壌に対して容積比で２割混合することとした（表－４）。

９年度は、各試験区において、供試木の樹高、根元径、活力度、葉張り等の生育状況について追跡調査を行い、試作堆肥区での比較、市販バーク堆肥区との比較を行った。

表－３　試作堆肥の成分分析

分析項目	単位	堆肥 A	堆肥 B	堆肥 C	堆肥 D	バーク堆肥	特殊肥料
含水率	%	69.0	61.9	69.0	66.2	60 以下	50 以下
pH(H_2O)		6.3	7.4	6.7	6.5	5.5 ～ 7.5	8.5 以下
EC	mS/cm	2.68	2.18	2.00	1.70	3 以下	
T-C	%	35.52	33.80	39.20	40.69		
T-N	%	3.25	2.41	2.85	2.83	1.2 以上	1.5 以上
C/N 比		10.94	14.03	13.76	14.39	35 以下	20 以下
強熱減量	%	79.3	69.8	81.9	80.3	70 以上	35 以上
CEC	cmol(+)kg-1	91.95	78.29	88.63	89.57	70 以上	
NO_3^--N	mg/100g	23.12	29.72	5.34	5.19	25 以上	
T-P_2O5	%	2.86	1.79	2.84	2.70	0.5 以上	2 以上
T-K	%	1.22	1.01	1.45	1.25		
T-Mg	%	0.36	0.39	0.33	0.33		
T-Ca	%	2.25	6.62	2.14	1.9		
重　金　属　類							
T-Cr	ppm	24	25	27	21		
T-Ni	ppm	14	19	16	16		
T-Cu	ppm	144	139	123	158		
T-Zn	ppm	910	435	1160	1030		
T-As	ppm	3.25	1.49	3.67	2.52		50 以下
T-Cd	ppm	1.2	1.1	0.7	0.6		5 以下
T-Hg	ppm	0.52	0.48	0.58	0.33		2 以下
T-Pb	ppm	16	31	19	17		
幼植物試験		○	◎	◎	○		
取り扱い		△	◎	◎	○		

表－４　試験区の内容

試験区番号	施用堆肥		施用量
1	試	A 消化脱水汚泥枝葉堆肥	26.7 L/m²
2	作	B 乾燥汚泥枝葉堆肥	26.7 L/m²
3	堆	C コンポスト化一次発酵汚泥枝葉堆肥	26.7 L/m²
4	肥	D コンポスト化完熟汚泥枝葉堆肥	26.7 L/m²
5	バーク堆肥１（市販）		26.7 L/m²
6	バーク堆肥２（市販）		26.7 L/m²
7	なし　（対照区）		

2．2　堆肥の製造試験

3．1の結果より、最も良好であると考えられていた堆肥B（乾燥汚泥＋乾燥枝葉）について、堆肥化可能の枝葉の形状の範囲を検討するため、9年度は、枝葉の品質以外は、7年度と同一条件で行い、剪定枝葉について、7年度より粒径が大きいもの（表－5参照）を用いて堆肥を製造した。

表－5　剪定枝葉の粒径組成

粒径 / 剪定枝葉	＞4.76mm 枝	2.00～4.76mm 枝と葉	0.42～2.00mm 葉	＜0.42mm 微細な葉
7年度の枝葉	24.6%	24.8%	37.0%	13.6%
8年度の枝葉	43.1%	29.1%	20.0%	7.8%

また、製造過程の温度変化の測定、および完成品の成分分析を行うことにより、堆肥の品質について、7年度の試作堆肥と比較検討を行った。

2．3　のり面緑化の基盤材としての適用試験追跡調査

汚泥枝葉堆肥の厚層基材吹付工の基盤材としての適用可能性を調べるため、7年度の試作堆肥Bと同一条件で、製造した汚泥枝葉堆肥、市販のバーク堆肥、汚泥を混入のない枝葉堆肥を主材とし、ピートモスを副資材とする基盤を用いたのり面緑化試験を、土木研究所内の盛土のり面において、以下の条件（表－6）で行った（施工1997年3月12日）。

各試験区において土壌硬度、緑被率、草丈について追跡調査を行った。

表－6　試験区の内容

試験区 / 吹付材料		バーク堆肥区（対照区）			汚泥枝葉堆肥区			枝葉堆肥区		
主材：各堆肥の混合率（%）		50	80	100	50	80	100	50	80	100
副資材：ピートモスの混合率(%)		50	20	0	50	20	0	50	20	0
高度化成肥料		65.3g/m² を混入する								
侵食防止剤		65.3g/m² を混入する								
種子	トールフェスク	発生期待本数 500 本/m²								
	クリーピングレッドフェスク	発生期待本数 300 本/m²								
	オーチャードグラス	発生期待本数 300 本/m²								

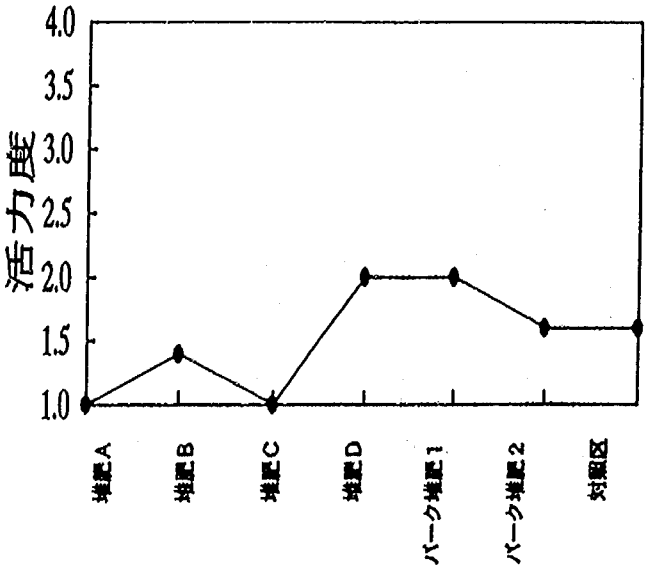
3．　研究結果

3．1　土壌改良材としての適用試験の追跡調査

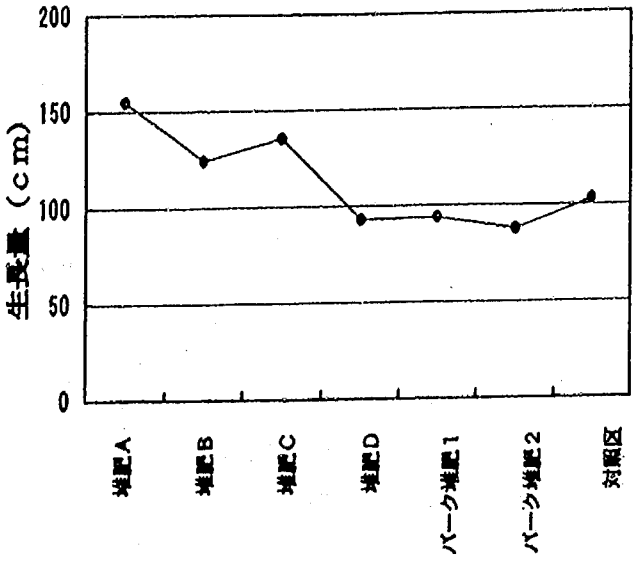
堆肥D（コンポスト汚泥完熟品＋乾燥枝葉）以外については、各試作堆肥区とも、バーク堆肥区に比べて、樹高が高く、活力が良かった（図－1，2）。

堆肥Dで用いているコンポスト汚泥完熟品は、製品そのものが、約40日間の発酵期間を経て既に完熟しているため、剪定枝葉と混合して、再度堆肥化しても、枝葉の分解が他の試作堆肥よりも劣り、堆肥化の効果が少なく、そのため供試木の生長が劣ると推測された。

各試作堆肥について総合的にみると、コンポスト化汚泥完熟品以外の下水汚泥については、乾燥した剪定枝葉と混合して堆肥化することは、有効だと考えられる。また、取り扱いの面を考慮すると、堆肥B（乾燥汚泥＋乾燥枝葉）が最も有効であると考えられる（表－7）。



図－１　各試験区の活力度調査



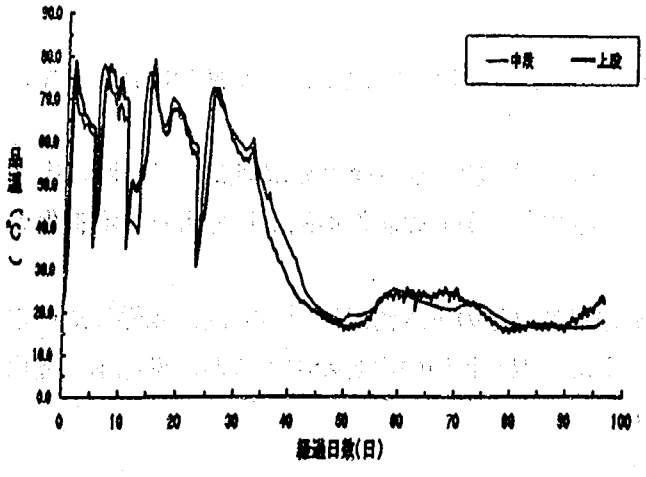
図－２　植栽時からの樹高生長量

表－７　試作堆肥の総合評価

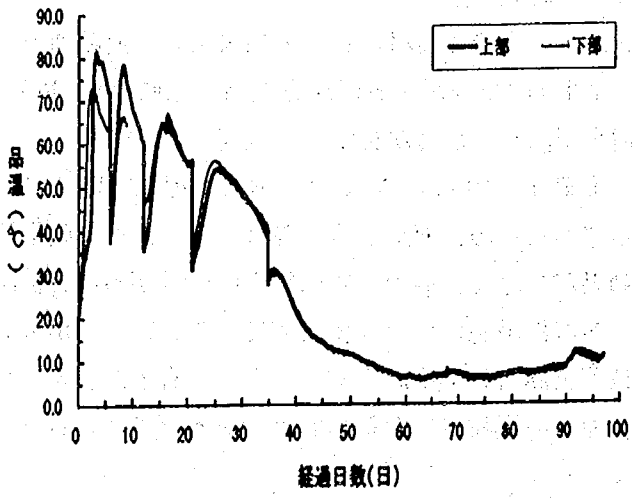
評価 ／ 試作堆肥	取り扱い	成分分析	幼植物試験	植栽木試験	総合
堆肥Ａ（消化脱水汚泥＋乾燥枝葉）	△	◎	○	◎	○
堆肥Ｂ（乾燥汚泥＋乾燥枝葉）	◎	◎	◎	◎	◎
堆肥Ｃ（コンポスト汚泥一次発酵品 ＋乾燥枝葉）	○	○	◎	◎	○
堆肥Ｄ（コンポスト汚泥完熟品＋乾燥枝葉）	○	○	○	△	△

３．２　汚泥枝葉堆肥の製造試験

７年度と９年度に試作した堆肥の製造過程の温度変化を比べると、難分解性の枝類を多く含む９年度の堆肥の方が、分解が活発に行われる６０度以上の期間が短い。また、成分分析について比べると、９年度の試作堆肥の方が、硝酸態窒素が低いものとなった。しかしながら、９年度試作した堆肥についても、バーク堆肥の品質基準と比べると、各成分とも、ほとんど遜色ないこと、硝酸態窒素の値も７年度の試作堆肥 C,D 程度の値であることから、堆肥として適用可能な範囲であると考えられる（図－３，４，表－８）。



図－３　７年度の試作堆肥の温度変化



図－４　９年度の試作堆肥の温度変化

表－８　汚泥枝葉堆肥の成分分析

分析 / 堆肥	含水率 (%)	pH(H_2O)	C/N 比	強熱減量 (%)	CEC (cmol(+)kg-1)	NO_3^--N mg/100g	T-P_2O_5 (%)	T-K (%)
９年度試作堆肥	66.7	7.8	14.5	70.1	61.6	7.91	1.31	0.8
７年度試作堆肥(B)	61.9	7.4	14.0	69.8	78.3	29.72	1.79	1.01
バーク堆肥（基準）	60	5.5 ～ 7.5	35 以下	70 以上	70 以上	25 以上		

以上のことから、土壌改良材として、適した汚泥枝葉堆肥の製造方法について、以下のように整理された（表－９）。

表－９　土壌改良材として適した汚泥枝葉堆肥の製造方法

材料	下水汚泥（汚泥と枝葉の容積比）	消化脱水汚泥（１：３） 乾燥汚泥（１：９） コンポスト化汚泥一次発酵品（１：２０）	
	剪定枝葉	乾燥した落葉広葉樹	
	剪定枝葉の粒径組成	枝類を４割含むものまでなら、堆肥化可能	
製造方法	含水率	６０％	
	C/N 比	２０	
	切り返し	一次発酵	温度７０度以上のとき 温度６０度以下のとき
		二次発酵	通気が必要なとき

３．３　のり面緑化の基盤材としての適用試験追跡調査

施工初期の土壌硬度が各堆肥区とも主材 100 %区で高く、そのため、草本による緑被が遅れるものとなった。

しかしながら、施工後 180 日目では、基盤の土壌硬度、草丈、緑被率とも全試験区で概ね同程度であり、長期的にみると市販のバーク堆肥の代替として汚泥枝葉堆肥、枝葉堆肥の厚層基材吹付工の基盤材としての有効性が確認された（図－５，６）。

ただし、今回使用した汚泥枝葉堆肥は、厚層基材吹付工の基盤材としての用途を目的として製造したものではないため、特に主材である汚泥枝葉堆肥の割合が高い試験区においては、以下の課題が抽出された。

・完熟した緻密な材料で、含水率が高い材料であるため、粘性が高い。そのため、吹付用ノズルに資材が付着し、作業効率が対照区と比べて悪かった。

・ノズルのつまりを解消するため、水を加えかつ吹付圧を高くしたため、出来上がった基盤自体が非常に締まりすぎ、土壌硬度の高いものとなり、草本の初期生長が遅れる結果となった。

・含水率の高い資材が急激に乾燥することにより、基盤に亀甲状のクラックが発生し、崩落の恐れが生じた。

上記の課題を解決するためには、以下の事項を検討する必要があると考えられる。

①吹付機械の検討

今回の施工は吹付圧の高いモルタルガンを用いたものであったが、吹付圧の低いポンプによる試験施工により、適用性を検討していく。

しかしながらポンプ施工は、一般に吹付厚さ３ｃｍ以下でないと適用できないものであり、岩盤の切土のり面等、モルタルガンを用いた厚層基材吹付工での適用を考慮すると、さらに以下の事項を検討する必要

がある。

②副資材の混合量の検討

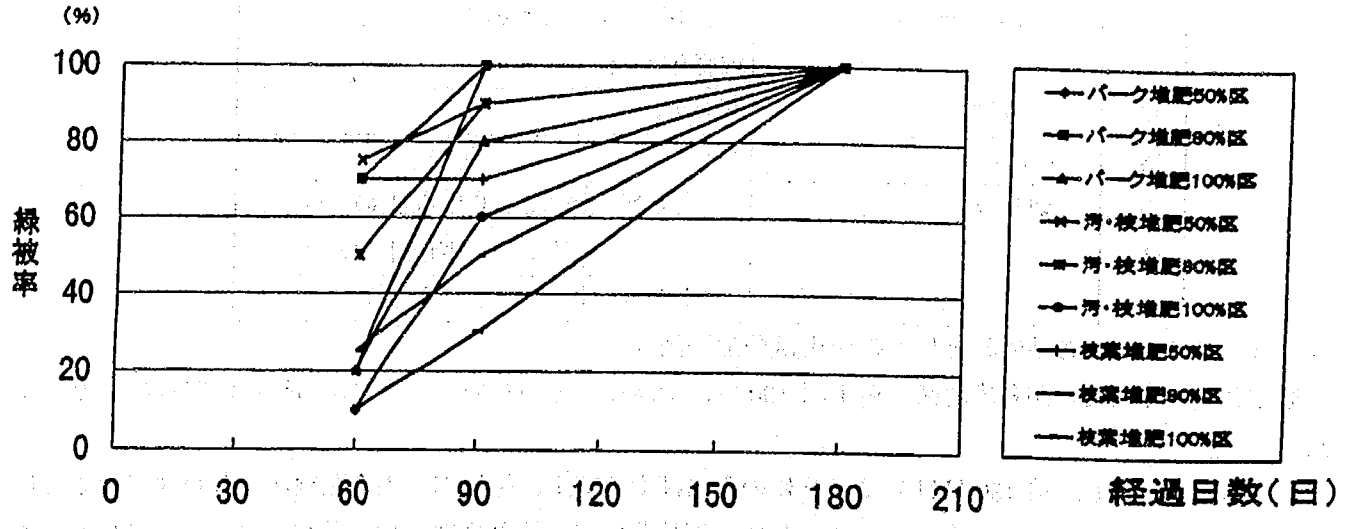
今回の試験施工でも、基盤の保水性、通気性、透水性等の改善効果のある副資材のピートモスの混合率が高い試験区においては、上述した課題はあまり見られなかった。

モルタルガンを用いた厚層基材吹付工での適用を前提で考えると、ある程度のピートモスの混合は不可欠であると考えられる。よって、ピートモスの必要最小限の配合量を検討していく必要がある。

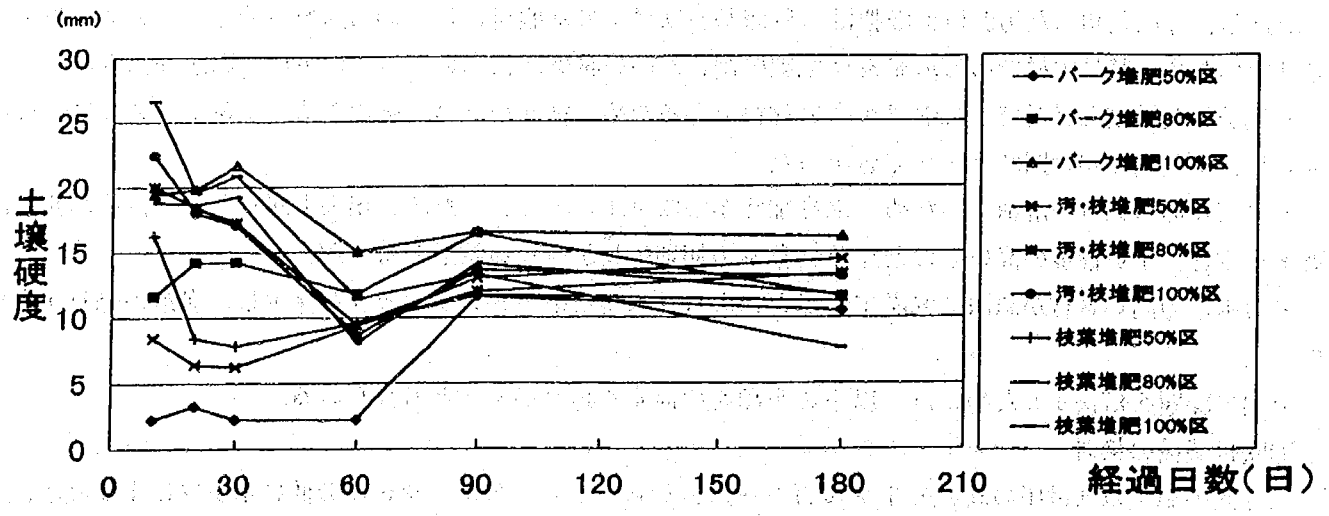
③のり面緑化の基盤材としての使用を目途とした汚泥枝葉堆肥の製造方法の検討

のり面緑化の基盤材としての使用を考慮するなら、剪定枝葉についてはある程度難分　解成分を有し緻密でない方が、基盤材の骨材的役割を果たし、かつモルタルガンで吹付　けしやすくなると思われる。そのような用途を考慮した汚泥枝葉堆肥の製造方法（剪定　枝葉の品質、堆肥化期間等）を検討していく必要がある。

今後、上記のような観点から、引き続き下水汚泥の緑地へのリサイクル手法について検討していく予定である。



図－5　緑被率の変化



図－6　土壌硬度の変化

文献1）：1986　神奈川県農業総合研究所研究報告　　第128号：67～80

２．下水道管渠の変形防止に関する調査

土質研究室　室　長　三木　博史
研究員　古本　一司
交流研究員　石田　敬一

1. まえがき

地盤の軟弱な箇所を含む地域に下水道管渠を敷設した場合、埋設管とマンホールなどの構造物との間には、その沈下挙動の違いから相対的な沈下差（不同沈下）が生じやすい。また、地盤急変箇所においても同様に、不同沈下が生ずるおそれがある。その際、管には管軸方向の曲げモーメントが作用し、管体などに損傷を引き起こすことがある。また、地盤の不同沈下の影響により、管渠のたるみ（管渠の中間部が沈下し、自然流下に必要な管路勾配が確保できない状態）が生じると、下水の停滞・腐敗・悪臭の原因となる。通常の埋設工法では、管渠がたるんだ場合の修繕方法は管渠の敷設替えしか無い。したがって軟弱地盤など不同沈下の生じやすい箇所に管渠を敷設する場合の、管路の損傷を防止する工法や、管渠勾配を容易に修正できる工法の開発が必要である。

そこで、９年度は、不同沈下の影響を受ける埋設管路の変形挙動を把握するため、管種を変化させた模型管路に対し、地盤沈下発生装置を用いた不同沈下実験を行った。また８年度の研究において、可撓性管に対しては適用性の明らかになっている「地盤変位の影響を考慮した弾性床上の梁」のモデルを用いて、鉄筋コンクリート管などの剛性管について管路の管軸方向の解析を行い、その適用性を検討した。さらに、管径を変化させた模型管路を用いて不同沈下実験を行い、管径の影響について調査した。

さらに、以上の解析結果および実験結果をもとに、沈下量に応じた管渠の不同沈下対策の選定手法について検討を行った。

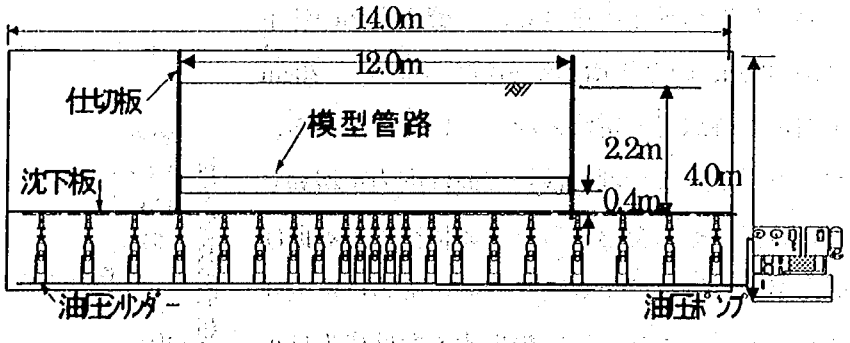
2. 管路の不同沈下模型実験

2.1 実験方法

実験装置の概要を図－１に示す。

実験は管種、管径などを変えた４ケースについて行った。各ケースに使用した管種および管径、管長を表－１に示す。また継手接合は、ケース１、３、４では、通常のゴム輪接合、ケース２では融着結合を行っている。

ただし、ケース４におい



図－１　地盤沈下発生装置

表－１　実験ケース

実験ケース	管　種	管径(mm)	管長(m)
ケース１	鉄筋コンクリート管（ヒューム管）	200	2
ケース２	ポリエチレン管	200	4
ケース３	塩化ビニル管	100	4
ケース４	鉄筋コンクリート管（可撓性リング付）	200	2

て使用した鉄筋コンクリート管には可撓性をもったリングが管体中央部に装着されている。

埋戻しには表－２に示す砂質土を使用し、１層仕上がり 0.2m でまき出し、振動ローラーにて締固めた。埋戻しは、管上高さが 1.3m となるまで行った。

表－２　埋戻材の土質特性

含水比　(%)		4.0
粒度(%)	レキ	3.0
	砂	90.3
	シルト	3.6
	粘土	3.1
c　(kgf/cm²)		0
φ　(°)		39.4

模型作製後、沈下形状が両端固定梁の等分布荷重によるたわみ曲線となるよう、また管路中央部での沈下速度が 5cm/h、最大沈下量が 30cm となるよう、地盤沈下発生装置の沈下板についている油圧シリンダーを制御しながら実験を行った。

実験中は、管体に取り付けたひずみ計などの計測機器を用いて、管沈下量・管体ひずみ量・管体たわみ量・継手部の抜け量を計測した。

2.2　実験結果

実験で計測した管路の管周方向および管軸方向のひずみから、管軸方向に作用する曲げ応力を式－１により算出した。

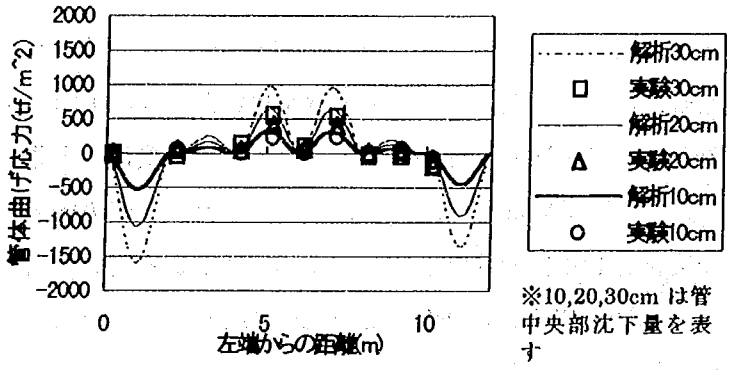
$$\sigma_y = E \cdot \frac{\varepsilon_x \cdot \nu + \varepsilon_y}{1-\nu^2} \quad \cdots\cdots\cdots \text{(式－１)}$$

σ_y;管体曲げ応力(tf/m²),　E;管体の弾性係数(tf/m²)
ε_x;管周方向ひずみ量, ε_y;管軸方向ひずみ量,
ν;ポアソン比

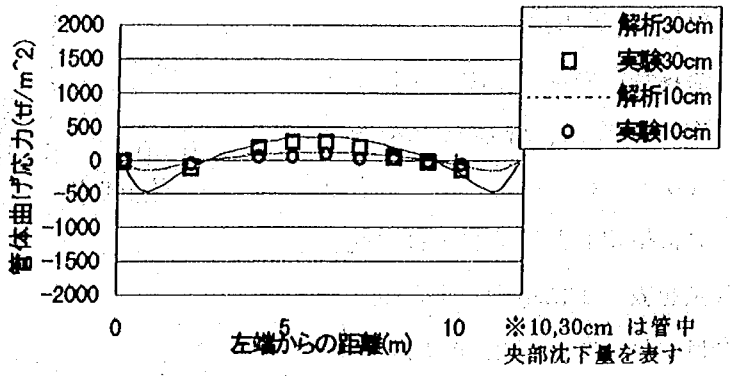
その結果を図－２～４に示す。図中にある 10cm、20cm、30cm とは、管路中央部(左端から 6m)の沈下量を表わしている。

ケース１（図－２）では、実験後管路を観察すると、両端から約 1m の箇所において亀裂が生じていたことが確認された。また、抜け量の大きい継手もあり（図－５）、管渠としては使用不能な状態となっていた。また、管の折れていた付近の継手の抜け量は、管中央部の沈下量が 13cm のとき増加から減少に転じ、20cm を超えた時点で一定値となっていたことから、沈下量 13cm までは、継手で曲げ応力を緩和しているが、それを超えると管体に発生する曲げ応力が許容値を超え破壊し、曲げ応力は亀裂部において緩和され、管に発生する曲げ応力は小さくなったと考えられる。

ケース２において使用したポリエチレン管は、熱による融着結合により管路が一体となった構造であるため曲げ応力を管路全体で緩和する。



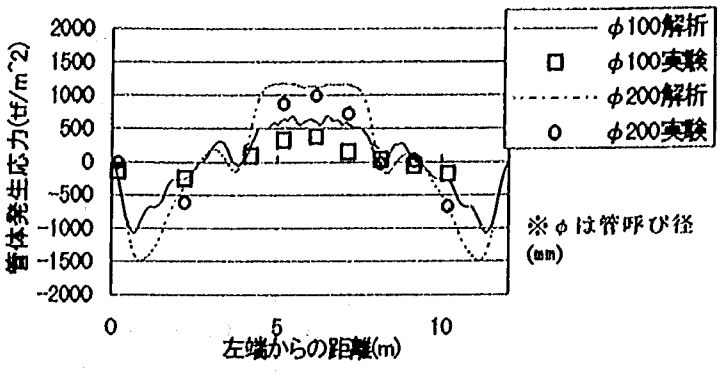
図－２　曲げ応力の分布（鉄筋コンクリート管）



図－３　曲げ応力の分布（ポリエチレン管）

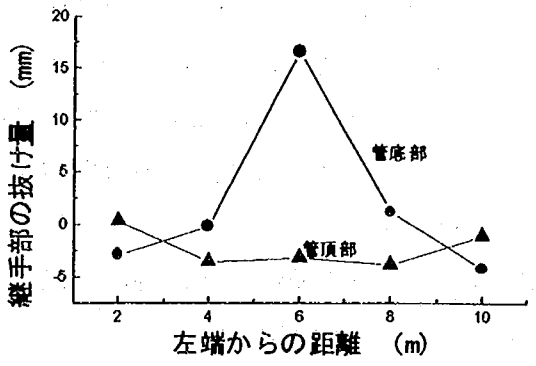
また、管自体の可撓性が大きいため、発生曲げ応力も小さくなった。(図－３)

図－４において、ケース３の結果（塩化ビニル管、管径 100mm）を昨年度結果（塩化ビニル管、管径 200mm）と比較すると、最大管体曲げ応力の値は約半分であり、剛性や断面２次モーメントなどの影響はあるが、曲げ応力の値はほぼ管径に比例する結果となった。

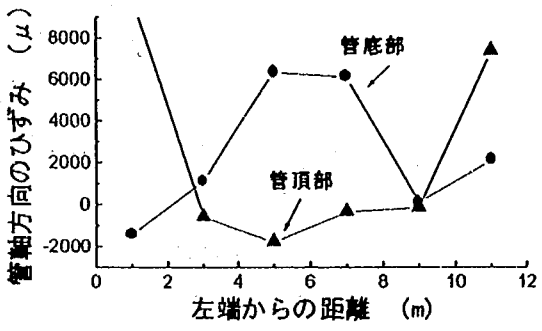


図－４ 曲げ応力の分布（塩化ビニル管,沈下量 30cm）

ケース４に用いた管種は、ケース１と同じ鉄筋コンクリート管であるが、可撓性を持つリングがあるため、継手部だけでなくリングの部分で管体曲げ応力が緩和される。そのため図－６に示すような変形がリングに生じている。一方、実験終了後の管体に損傷はなく、管渠としての機能は保たれていた。



図－５ 継手部の抜け量



図－６ 可撓リングの変形状況（ケース４）

3. 不同沈下の影響を受ける地中埋設管の挙動に関する数値解析

3.1 解析方法

一般に、杭や管路のように梁状の構造物と地盤との相互作用を解析する場合、「弾性床上の梁」モデルが用いられる。

$$\frac{EI}{B}\cdot\frac{d^4w}{dx^4}+k(w-w_g)=0 \quad \cdots\cdots \text{（式－２）}$$

EI;管の剛性(tf/･m^2), B;管体の幅(m)
K;地盤反力係数(tf/m^3), w;管たわみ(m), w_g;地盤沈下量(m)

不同沈下の影響を受ける管路を対象とした解析手法として、地盤変位・沈下を考慮した「弾性床上の梁」モデルに基づく数値解析手法（式－２）を用いて、可撓性管（塩化ビニル管、管径 200mm）における解析の適用性が検討されており、良好な結果が得られている。

そこで今回は 2.1 に示した各ケースをシミュレートしその適用性について検討した。管路の形態は、図－１に示したものと同様である。

3.2 管軸方向の数値解析結果

表－３に解析に用いた入力定数を示す。ここで、継手部分についてはバネ継手としてモデル化した。これ

表－３　解析に用いた定数

管種	地盤定数		管路定数		
鉄筋コンクリート管（φ200㎜相当）	N	地盤反力係数(tf/m²)	弾性係数(tf/m²)	断面２次モーメント(m⁴)	継手バネ定数(tf･m/rad)
	5	7.45×10^{2}	3.50×10^{6}	1.20×10^{-4}	0.34
ポリエチレン管（φ200㎜相当）	5	1.13×10^{3}	7.80×10^{4}	9.50×10^{-5}	—
塩化ビニル管（φ100㎜相当）	5	8.14×10^{2}	3.00×10^{5}	1.86×10^{-6}	1.88

らの値は、各部材の曲げ試験を行うことなどによって、曲げ特性を把握したうえで決定した。また地盤については、不同沈下の生じやすい軟弱地盤を想定してＮ値を５とし、道路橋示方書に示されている方法により求めた地盤反力係数を用いた。ポリエチレン管は、管同士が融着結合されているので、継手が無いものとしてシミュレートした。

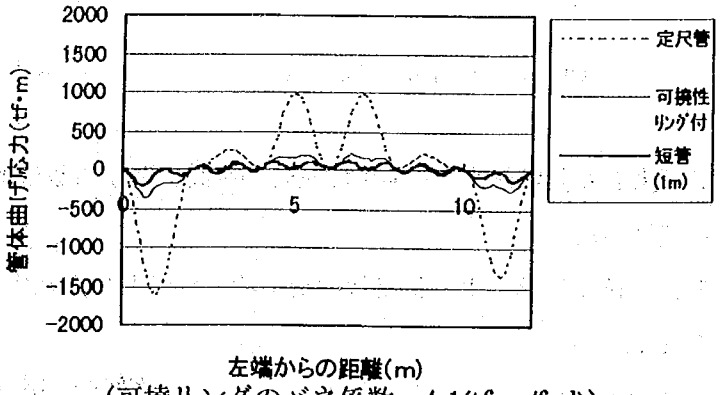
図－２～４には実験結果と合わせて解析結果についても示されている。

ケース１の場合、沈下量 10cm の場合はほぼ一致しているが、沈下量 30cm のとき実験値と解析値の開きが若干大きくなっている。これは、実験においては管が破壊し、その後は破壊部で曲げ応力が緩和されたのに対し、解析ではそれが考慮されていないためであると考えられる。また管の破壊した場所と、解析において管体曲げ応力の最大値を示した場所は一致しており、また解析による曲げ応力の値は、許容曲げ応力値を超えていることから、管が破壊するまでは、適用性が十分あることが明らかになった。

ケース２では、解析値は実験値と近似していることから、ポリエチレン管の場合、継手間隔によらず、管体は一体と見なしてシミュレーションすればよいことが分かる。

また、ケース３の結果から、管径が異なっていても、式－２で示した数値解析手法は十分に適用可能であることが明らかになった。

ケース４の解析結果を図－７に示す。このときの可撓リングを継手バネとし、バネ係数は曲げ試験より 4.1(tf･m/rad)とした。この図には、短管（1m）の場合の解析結果もあるが、可撓性リングや、継手によって管体に作用する最大曲げ応力が大幅に緩和されていることが分かる。



（可撓リングのバネ係数：4.1(tf･m/fad)）

図－７　解析結果（ケース４、沈下量 30cm）

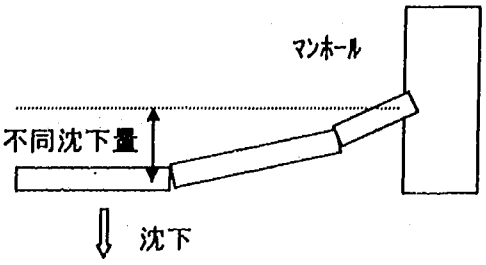
4.　不同沈下対策選定手順

今年度の結果、および７年度、８年度の結果をもとに、沈下量に応じた不同沈下対策（適用可能な管種、継手間隔、継手の種類など）の選定手法を提案した。下水道管渠の場合、マンホール際や地盤急変部において不同沈下が発生しやすい。そこで、この２ケースの不同沈下を対象とし、それぞれの対策の選定方法について述べる。

①マンホール際の場合

まず、不同沈下量を把握する。次に、敷設する管体の曲げ剛性や継手の曲げ特性などを把握する。そして、これらをもとに変形を推定する。この形状から、継手部に発生する曲げ角度を求め、マンホール際の対策を選定する。

管径が 200 ㎜の場合の不同沈下対策選定例を表－４に示す。



図－８　マンホール接続部における不同沈下

表－４　不同沈下対策選定例
（マンホール際、管径 200 ㎜）

不同沈下量	ﾚﾍﾞﾙ	管種	マンホール継手
2cm 以下	1	剛性管 可撓性管	モルタル接合
2～5cm	2	剛性管 可撓性管	流動化処理土巻立て または 可撓性継手
5～12cm	3	剛性管（短管） 可撓性管	可撓性継手
12cm 以上	4	※	

※管同士の接合において可撓性継手を使用する、あるいは地盤改良を行うことが必要となる。

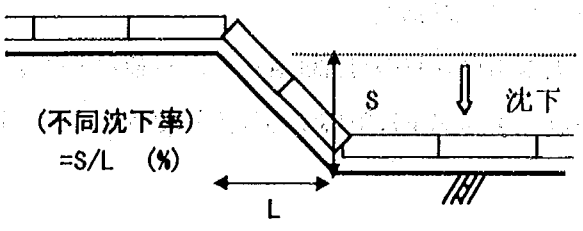
表－４に示すように、不同沈下量が小さく曲げ角度がそれほど大きくない場合は通常のモルタル接合を用いてよい（この領域をレベル１とする）。しかし曲げ角度が少し大きくなると、モルタルがはく離し始めるので流動化処理土などにより管周囲を巻き立てる、あるいは可撓性継手を使用する必要がある（レベル２）。さらに大きくなると流動化処理土にひび割れが発生し、管の拘束効果が無くなるため可撓性継手を用いる必要がある（レベル３）。不同沈下量が非常に大きい場合、マンホール際だけでなく管体に発生する応力が無視できなくなるため、管体の継手部にも可撓性継手を使用したり、短管を用いる、あるいは地盤改良などを行う必要がある（レベル４）。

②地盤急変部の場合

図－８に示すような不同沈下率について検討し、さらに敷設する管体の曲げ剛性などを把握する。これらをもとに「地盤沈下を考慮した弾性床上の梁」理論を用いた数値解析を行い、管体に発生する曲げ応力を算出する。この解析によって得られた発生曲げ応力と許容曲げ応力を比較し、許容値を超えた場合、次のような対策工法を選定する。表－５に管径が 200 ㎜の場合の不同沈下対策選定例を示す。

表－５に示すように、許容値を若干超える程度の不同沈下の場合は、短管にすることにより曲げ応力が緩和され不同沈下に対応することができる。しかし沈下量が大きい場合は、鞘管工法あるいは地盤改良などによる沈下の制御を考える必要がある。

鞘管工法とは、卵形管などの包囲体によって管渠本管の上方に予め地盤沈下に対応した空間を設けて管渠本管を敷設し、沈下収束後、空間に流動化処理土など流動性の高くかつ経時固化性の充填材を注入し、浮力によって管渠の勾配を修正するものである。鞘管工法を使用する場合は、空間と沈下量の関係、および沈



図－９　地盤急変部における不同沈下

下の際発生する曲げ応力に対し検討を行う必要がある。

また、硬質地盤と軟弱地盤の境界部など、局所的な沈下が予想される地点では、マンホール際における対策と同様に、局所変化部において可撓性継手を設けるなどの対策をとる必要がある。

表－5　不同沈下対策選定例
（地盤急変部、管径 200㎜）

不同沈下率	ﾚﾍﾞﾙ	管種	継手間隔
3%以下	1	剛性管 可撓性管	定尺管(2m) 定尺管(4m)
3～6%	2	剛性管 可撓性管	短管　(1m) 定尺管(4m)
6%以上	3 ※	鞘管工法、または 地盤改良など	

※局所的な地盤条件の変化などが予想される地点

5. まとめ

管種及び管径を変化させた管路の不同沈下模型実験、数値解析を行い、以下のことが明らかになった。

① 「地盤沈下を考慮した弾性床上の梁の理論」に基づいた数値解析手法は、継手部の曲げ定数などを適切に評価することにより各種管材に関して実用上良好な適用性を有する。

さらに、数値解析および実験結果をもとに沈下量に応じた不同沈下対策の選定方法について検討した。その結果、対策工法は以下のような傾向になった。

② マンホール際においては、不同沈下量が軽微な場合、流動化処理土の巻き立てあるいは可撓性継手により対応できる。しかし、沈下量が大きくなると巻き立て工法は適用できなくなる。さらに大きくなるとマンホール継手のみでは対処できず、短管を用いたり、管同士の接合に可撓性継手を用いる、あるいは地盤改良などを検討する必要がある。

③ 地盤急変部においては、不同沈下率が小さい場合、短管工法の適用により対処することができる。しかし、不同沈下率が大きくなると、管体のみでは対処できず、鞘管工法や地盤改良といった工法による対策が必要である。また、局所的に沈下形状が変化している場合には、その部分に可撓性継手を使用するといったことにより対処する必要がある。

6. 主な研究成果物

1)三木博史、森範行、田中正「不同沈下の影響を受ける地中埋設管路の変形挙動に関する模型実験および数値解析」土木学会第 52 回年次学術会議講演会講演概要集 3-B,pp.326～327

2)三木博史、森範行、田中正「不同沈下の影響を受けるマンホール際管路の変形挙動」土木学会第 51 回年次学術会議講演会講演概要集 3-B,pp.388～389

3)三木博史、古本一司、石田敬一「不同沈下時の埋設管の変形挙動に関する模型実験」土木学会第 53 回年次学術会議講演会

4)「矢板引抜き時の可撓性管の変形挙動および変形防止工法に関する調査」土木研究所資料第 3397 号

5)特許「不同沈下に対応する埋設管の敷設方法」特願平 8-271922

など

３．下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査

化学研究室　室　長　明嵐 政司
研究員　西尾　隆

１．まえがき

下水道施設コンクリートは、下水から発生する硫化水素に起因したコンクリートの劣化が問題となっている。そこで各種の防食工法が行われているが、十分な性能を有する防食技術は確立されておらず、より耐久性の優れた防食材料の利用技術の開発が望まれている。

本研究では、プラスチック板等の貼付工法及び繊維補強による防食材の試験調査を行っている。

平成９年度は、前年度に引き続き防食材を施したコンクリート供試体を各薬品に浸漬を行い、質量変化及び外観観察を行った。プラスチック板型防食材を硫酸１０％で浸漬試験を行った場合、ビニルエステル、オルソ型ポリエステルで質量変化が非常に小さくなり、厚膜型被覆防食材を硫酸１０％で浸漬した場合にはビスフェノール型、ノボラック型及びノボラック型ガラス入りで質量変化が最も小さくなった。

２．調査方法

９年度は、８年度に引き続き防食材の耐久性試験調査を行った。防食材の耐久性試験調査は、防食材としてプラスチック板型防食材及び厚膜型被覆防食材の試験調査を行った。表－１に調査に用いた防食材を示す。プラスチック板の材質には、高密度ポリエチレン、塩化ビニル、ポリエステル、ビニルエステルを用いた。厚膜型被覆材の材質には、ビニルエステル樹脂系、ポリウレア樹脂系、エポキシ樹脂系のものを用いた。

評価のために、防食材を施したコンクリートの評価試験として表－２に示す条件で質量測定及び外観観察を実施した（表－２）。

表－１　調査に用いた防食材

ﾀｲﾌﾟ	No.	材　　質	備　　考
プラスチック板型	①	高密度ポリエチレンⅠ	厚さ1.5mm、2.0mm、溶接による接合
	②	高密度ポリエチレンⅡ	厚さ2.0mm、溶接による接合
	③	塩化ビニル	厚さ2.0mm、同材質の専用ジョイントによる接合
	④	高密度ポリエチレンⅢ	厚さ2.0mm、溶接による接合
	⑤	オルソ型ポリエステル	厚さ10mm
	⑥	ビニルエステル	厚さ2.0mm
厚膜型被覆	⑦	ビスフェノール型ビニルエステル樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー、エポキシ下塗使用
	⑧	ノボラック型ビニルエステル樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー、エポキシ下塗使用
	⑨	ノボラック型ビニルエステル樹脂（ガラスマット入り）	膜厚1mm、2mm、ビニルエステル専用プライマー、ガラスマット使用
	⑩	ポリウレア樹脂	膜厚1mm、2mm、エポキシ専用プライマー
	⑪	エポキシ樹脂Ⅰ	膜厚3mm、5mm
	⑫	タールエポキシ樹脂	膜厚7mm
	⑬	エポキシ樹脂Ⅱ	膜厚1mm、2mm
	⑭	エポキシエマルジョン（炭素繊維・セラミック配合）	膜厚1mm、2mm

３．調査結果

３．１　プラスチック板型防食材を施したコンクリートの評価試験

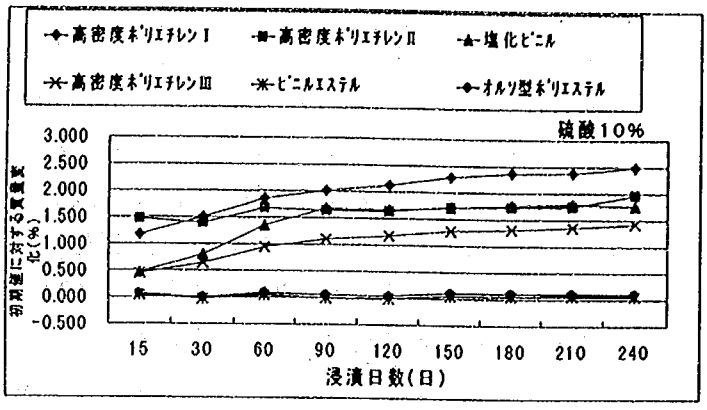
プラスチック板型防食材を硫酸１０％溶液に浸漬した際の質量変化を、図－１に示す。高密度ポリエチレンⅠが、浸漬試験前の供試体重量と比べて最も質量変化が大きくなった。高密度ポリエチレンⅠは、浸漬日数が長くなるにつれて質量変化は増大していく傾向にある。高密度ポリエチレンⅡは、浸漬試験開始直後に質量変化は大きくなるが、その後は質量変化の増加傾向は非常に小さくなった。逆にオルソ型ポリエステルとビニルエステルでは、質量変化は非常に小さく、増加傾向は見られなかった。

次に水酸化ナトリウム１０％溶液に浸漬したときは、オルソ型ポリエステルが最も質量変化が大きく約２.０％であった。表面を観察したところ劣化しているのが確認された。その他の材料では、質量変化はほとんど見られなかった。特にビニルエステルでは質量変化は０.５％以下であった。

さらに、飽和水酸化カルシウム溶液に浸漬した結果、高密度ポリエチレンⅠは質量変化が非常に大きく約２.８％となった。その他の材料は、質量変化が１.５％以下であった。

表－２　試験条件

試験項目
（防食材を施したコンクリートの評価試験）
浸漬試験（耐薬品性試験）
供試体寸法：30×15×5cm
接合部：あり（プラスチック板型防食材のみ）
防食材膜厚：1mm、2mm（対応できないものは推奨膜厚、ただし厚膜型被覆防食材のみ）
浸漬液：硫酸 10%、水酸化ナトリウム 10%、 水酸化カルシウム（飽和溶液）、 気中放置、水道水
浸漬温度：20℃
評価項目：表面観察、質量変化

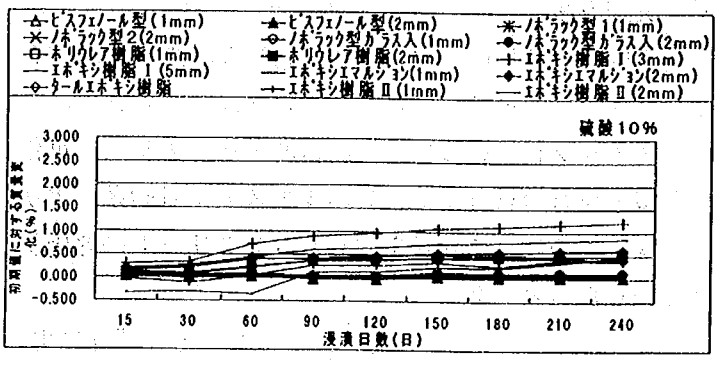


図－１　プラスチック板型防食材浸漬試験（硫酸 10％）

３．２　厚膜型被覆防食材を施したコンクリートの評価試験

厚膜型被覆防食材を硫酸１０％に浸漬した際の重量変化を図－２に示す。エポキシ樹脂Ⅰ(3mm)で質量変化が大きく、次にエポキシ樹脂Ⅰ(5mm)となった。表面を観察した結果、隅角部から亀裂が発生し、その部分から硫酸が浸入したと思われる。その他の材料では大きな質量変化は見られないが、エポキシ樹脂Ⅱ(1mm)及びエポキシ樹脂Ⅱ(2mm)では隅角部より非常に大きな裂け目が 発生し、硫酸の浸入によるコンクリートの膨化により裂け目が大きくなることが観察できた。

次に、水酸化ナトリウム１０％溶液に浸漬したとき、材料間にほとんど差は見られず、また全ての材料で質量変化が０.５％以下となった。



図－２　厚膜型被覆防食材浸漬試験（硫酸 10％）

また、飽和水酸化カルシウム溶液に浸漬したときは、ビスフェノール型(2mm)、エポキシ樹脂Ⅱ(1mm)及びエポキシエマルジョン(2mm)で質量変化が２.０％以上となった。その他の材料は、質量変化はこれに比べると小さくなった。

４．まとめ

１）硫酸 10％、水酸化ナトリウム 10％溶液、飽和水酸化カルシウム溶液の３種類の 240 日までの浸漬試験の結果、外観及び質量変化とも問題のなかった材料はプラスチック板型防食材ではビニルエステルで、厚膜型被覆防食材ではノボラック型とノボラック型ガラス入りであった。

２）長期的な防食性を評価するため、浸漬試験を継続して調査を行う必要がある。

５．主な研究成果物

・明嵐政司：土木材料と施工に関する最近の技術開発（その３）化学, 土木コスト情報, p.11-22, 1998 年４月

４．下水道施設の液状化対策に関する調査

動土質研究室　　室　長　松尾　修
研究員　近藤　浩市
研究員　佐々木哲也

１．まえがき

下水管路、下水処理施設等の地中構造物の地震時液状化による被害として、浮上がりがある。この現象は、地中構造物は一般にその構造上、原地盤の土の重量に比べ著しく軽い構造物であり、地震による繰返しせん断により周辺地盤に過剰間隙水圧が発生し、構造物に大きな揚圧力が作用することが原因となって生じる。事実、新潟地震、日本海中部地震、釧路沖地震、東方沖地震、三陸はるか沖地震等の過去の地震において、下水道管路施設に浮上がりによる被害が報告されており、1993 年 1 月 15 日に発生した釧路沖地震においては、釧路町管内の汚水管のマンホールの一部が最大約 1.5m も地上に突出した。他方、1995 年兵庫県南部地震では上記地震よりも激しい地震動が発生したにも関わらず、下水施設の顕著な浮上がり被害は少なかった。

下水管渠・下水処理場等の地中構造物の地震時液状化に対する現実的な浮上がり防止対策として、矢板締切り工法が考えられるが、矢板締切り工法の効果、設計法については未解明な点が多い。そこで、９年度は、地中構造物の地震時浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果について振動台実験により検討を行った。また、浮上がり被害の発生要因を検討する目的で、北海道東方沖地震での北海道標津町での下水管渠被害原因について統計分析を行った。さらに、有効応力法に基ずく２次元液状化解析プログラムによりシミュレーションし、地中構造物の液状化による浮上がりに対する本解析法の適用性について検討した。

２．　地震時浮き上がり対策としての矢板締切り工法の効果に関する振動台実験

2.1　はじめに

地中構造物の地震時液状化に対する比較的安価な浮上がり防止対策として、矢板締切り工法（図 1 参照）が考えられる。浮上がりが生じるためには液状化した周辺地盤が地中構造物底面に回り込む必要があり、この工法は、液状化した砂の回り込みを防ぐことで浮上がりを防止しようとする工法である。しかし、矢板締切り工法の効果、設計法については未解明な点が多い。そこで、９年度は、下水処理施設等の面状地中構造物の浮上がり特性を明らかにすること、および地中構造物の浮上がり対策としての矢板締め切り工法の効果を明らかにすることを目的に振動台実験を行い、地中構造物の地震時浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果について検討を行った。

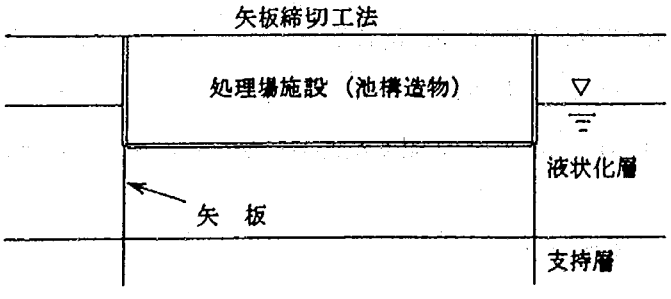


図１　矢板締切り工法の概要

2.2 実験の概要

実験条件を表 1 に、実験模型の概要を図 2 に示す。実験は土木研究所ダム耐震実験施設の振動台を用いて行った。内寸法が幅 250cm、高さ 50cm、奥行き 68cm の箱形土槽の中に模型を作成した後、加振を行い、地中構造物の浮上がり変位、矢板に作用する曲げモーメント、土圧、変位、加速度、間隙水圧等を測定した。地中構造物模型は下水道処理場等の面状構造物および下水管路施設等の線状構造物を想定し、Case1,2 では幅 90cm、高さ 20cm、奥行き 68cm、Case3 では幅 60cm、高さ 20cm、奥行き 68cm のアクリル製の箱を用いた。地盤は各ケースとも、東北硅砂 7 号を用いて、相対密度約 60%を目標に空中落下法により作成した。Case2,3 では構造物側面に矢板を設置した。矢板は土槽底面にボルトで固定した。加振条件は表 1 に示したとおり、Step1 は 15 波毎に加速度振幅が 75gal から 300gal まで階段的に増加する 5Hz の漸増正弦波、Step2 は兵庫県南部地震の際に神戸海洋気象台で観測された波の卓越周波数を 5Hz、最大加速度を 400gal に調整した波（以下、神戸波と呼ぶ）、Step3 は加速度振幅 600gal、5Hz の正弦波 20 波である。

表 1　実験条件

CASE	地中構造物（模型）	矢板補切り	入力波形 step1	入力波形 step2	入力波形 step3
1	面状地中構造物	無	段階的漸増正弦波 300gal(5Hz) 入力時間 24sec	地震波（神戸波）400gal(5Hz) 入力時間 9sec	定常正弦波 600gal相当 (5Hz) 入力時間 4sec
2		有			
3	線状地中構造物	有			

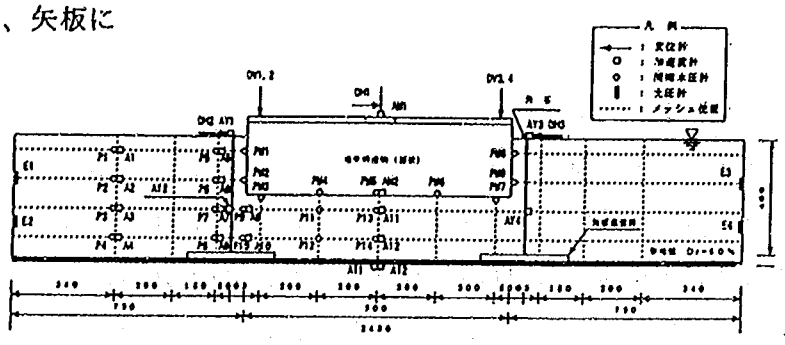


図 2　実験模型の概要

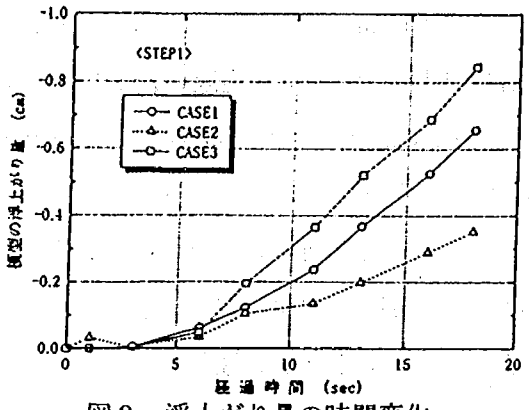


図 3　浮上がり量の時間変化

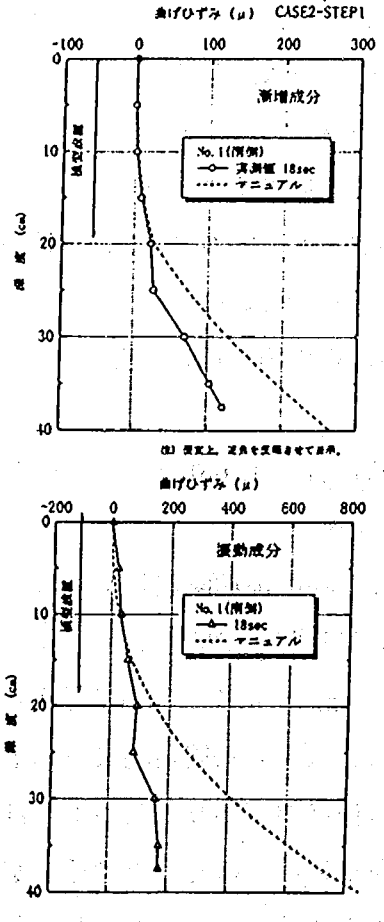


図 4　矢板のひずみ分布

2.3 実験結果

各ケースでの Step1 における地中構造物模型の浮上がり量の時間変化を図 3 に示す。Case1 と Case2 の比較より、矢板対策を行ったケースの浮上がり量が抑制されていることがわかる。しかし、矢板対策を行っても、若干の浮上がりは生じた。この浮上がりは、地震時漸増成分による矢板の残留変位分の砂が構造物底面に回り込むこと、および矢板と構造物の間の砂が構造物底面に回り込むこと

により生じたものと考えられる。また、模型の幅の小さい Case3 では矢板対策を行ったにもかかわらず、模型の幅が大きく無対策の Case1 よりも浮上がり量が多くなっていることから、地中構造物の幅が大きいほど浮き上がりは生じにくいことがわかる。

矢板に作用する曲げモーメントの漸増成分と振動成分の実測値と、既往の設計法 "から求められる値との比較を図 4 に示す。設計法では矢板外力として、静水圧・常時有効土圧・地震時土水圧の漸増成分・地震時土水圧の振動成分を考慮することとしている。ここでは設計震度として、各 Step での入力加速度の最大値を重力加速度で除した値を用いた。図 4 より、模型設置位置の深度 20cm 付近を境に、既往の設計式による曲げひずみは、漸増成分および振動成分とも実測値よりも過度に大きくなっており、既往の設計式から求められる土水圧は設計上安全側の値を与えることがわかる。

3．北海道東方沖地震による標津町下水管渠の被害調査

3.1 概要

平成 6 年に発生した東方沖地震では、標津町において、埋戻し土の液状化が原因と考えられる下水道管渠の浮上がりが発生し、敷設延長の 56%が何らかの被害を受けた。そこで、9 年度は標津町の被害管路（100 箇所）と周辺の無被害管路（49 箇所）を対象として、地盤条件等の統計的検討を行い、被害原因を検討した。

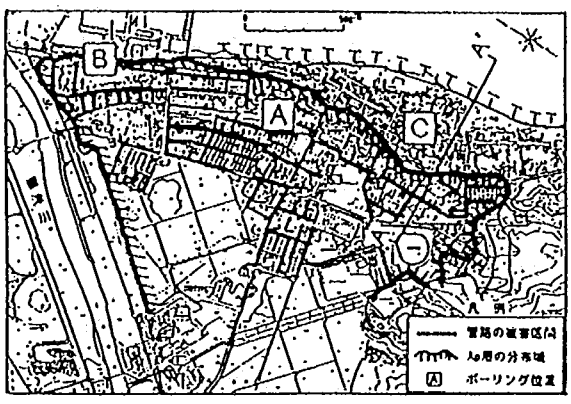


図 5　標津町の平面図

3.2 調査地点

標津町の平面図および同図中の横断測線に沿った地質断面図を図 5、図 6 にそれぞれ示す。標津町の地質は大きく分けて、泥炭層（Ap 層）、砂質土層（As 層）および粘性土（Ac 層）からなる後背地と、海浜堆積物である礫質土層（Ng 層）からなる海浜地帯に分けられる。下水管の被害の大半は後背地に発生し、海浜地帯にはほとんど被害が見られなかった。図 7 に後背地と海浜地帯の代表的な土層構成を示した。海浜地帯に被害が少ないのは、同図 No.C に見られるように、礫混じり砂質土が主体で

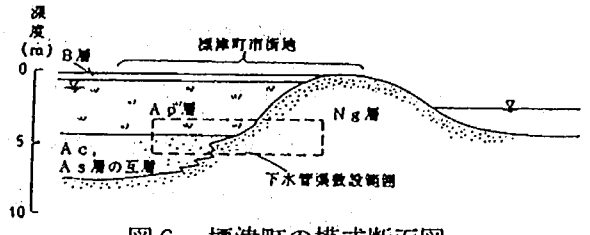


図 6　標津町の模式断面図

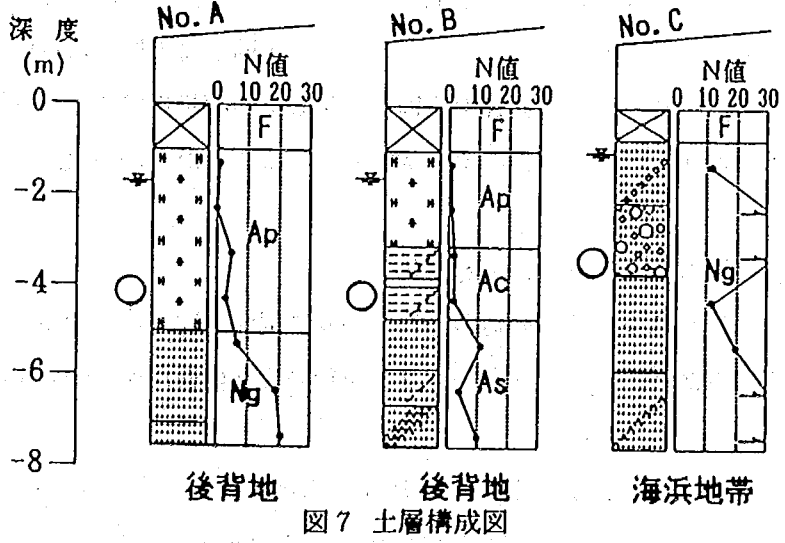


図 7　土層構成図

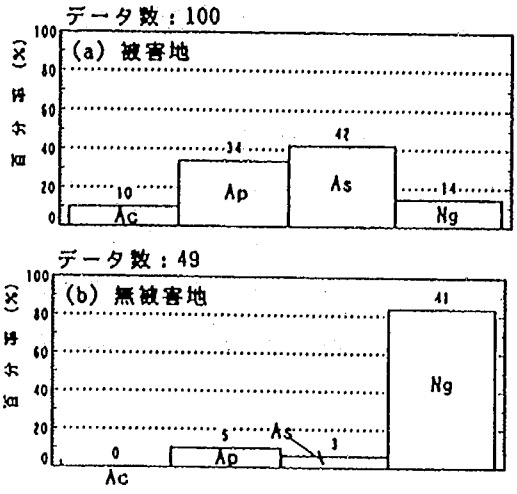


図８　管渠埋設中心位置における
原地盤の土層頻度分布図

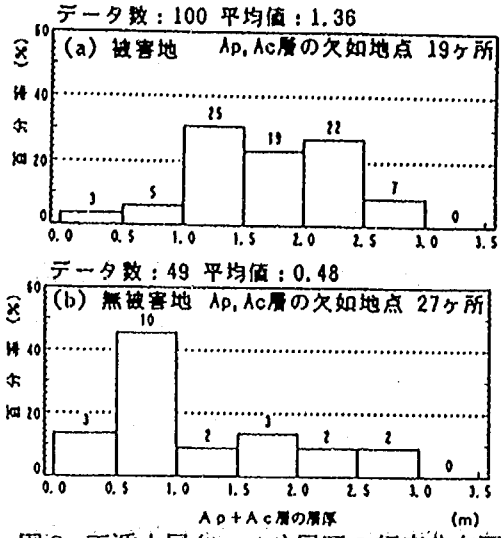


図９　不透水層(Ap+Ap)層厚の頻度分布図

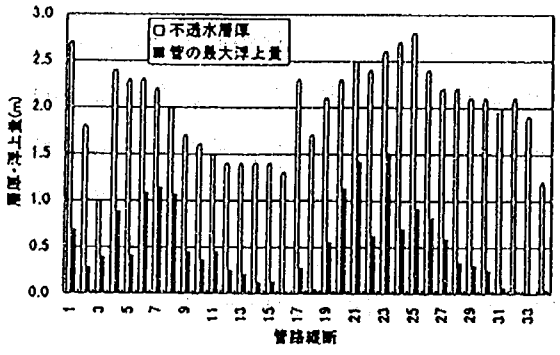


図 10　代表的被害路線の管路縦断

あり、しかも締まっていることによるものと考えられる。

3.3　調査結果

図 8 に被害・無被害地点での管渠埋設深度における原地盤部の土層の頻度分布図を示す。これより、被害地点と無被害地点に明瞭な差異がみられ、被害地点は Ac,Ap,As 層が全体の約 80%を占めるのに対し、無被害地点は Ng 層が全体の約 90%を占めていた。図 9 に地下水位から管渠埋設深度までの飽和原地盤の中から不透水層と判断される Ap+Ac 層の層厚の頻度分布図を示した。被害区間の不透水層の平均層厚は 1.36m であり、無被害区間のそれは 0.48m と薄かった。図 10 に被害区間のうち浮上がり量の大きかった路線につて、マンホール間の最大浮上がり量と不透水層厚の厚さを縦断方向に並べたものである。不透水層の厚さに対応して浮上がり量が変化する明瞭な関係がみられる。これらより、被害の原因は埋戻し土の液状化が浮上がり被害の主因であると考えられるが、原地盤の不透水層の影響が被害程度に関与していることがわかった。

4．　弾塑性有限要素解析による評価

別途実施した地中構造物の地震時浮上がりに関する遠心実験の結果[2]を対象に、有効応力法に基づく２次元液状化解析法によりシミュレーションを行い、その適用性について検討を行った。

4.1　検討手法

解析には、有効応力法に基づく２次元液状化解析プログラム LIQCA[3]を用い、砂の繰返し構成則として Oka[4]により提案された非線形移動硬化モデルに Tateishi[5] による流れ則の一般化等を導入したモデルを用いた。

4.2　検討結果

解析メッシュを図 11 に、解析結果による変形の一例を図 12 に示す。これより、構造物下方の側方地盤が構造物下方に回り込むことにより浮上がりが生じる様子がわかる。

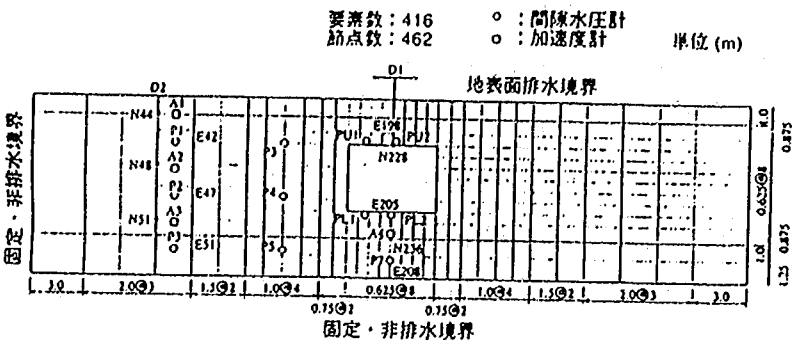


図 11　解析メッシュ

解析結果による浮上がり量と加振加速度の関係を図 13 に示す。なお、同図には実験による浮上がり量も併記した。これより、加振加速度が大きくなるほど浮き上がり量は大きくなること、および地盤の密度が高いほど浮上がり量が大きくなることは解析によりある程度表現することができた。しかし、浮上がり量は加振加速度が小さい条件では解析結果が実験値と比較して大きくなる傾向があり、他方、加振加速度が大きな条件では解析結果が小さくなる傾向が見られた。さらに、地下水位の影響は解析結果には大きく現れており、実験での浮上がり量に及ぼす地下水位の差はほとんどなかったという事実を表現することはできなかった。浮上がり量を予測する手法としての弾塑性 FEM の適用性については、今後の課題である。

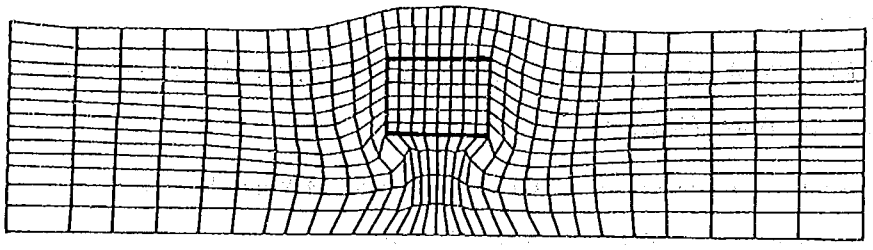


図 12　変形状況（Dr=50%, 200gal）

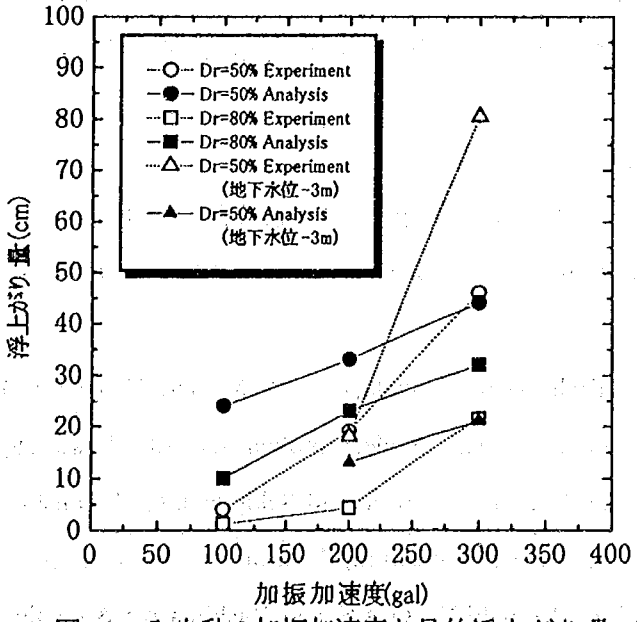


図 13　入力動の加振加速度と最終浮上がり量

5．まとめ

5.1　下水道振動台実験

下水処理場等の面状構造物の液状化対策としての矢板締切り工法の効果について、模型振動台実験を行った。その結果以下のことがわかった。

(1) 矢板締切りにより地中構造物の地震時浮上がりを抑制することを確認した。

(2) 模型の幅の広いほうが浮き上がりにくかった。

(3) 既往の設計式から求められる土水圧は設計上安全側の値を与えることがわかった。

5.2　標津町下水道被害調査

(1)被害の原因は埋戻し土の液状化が浮上がり被害の主因であると考えられるが、原地盤の不透水層の影響が被害程度に関与していることがわかった。

(2)上記の原因として過剰間隙水圧の消散がしにくいためか、地震動の増幅によるかは不明であった。

5.3　弾塑性 FEM 解析による評価

遠心実験の結果を対象に、有効応力法に基づく２次元液状化解析プログラム LIQCA によりシミュレーションを行った結果、浮上がり現象を解析によりある程度表現することができたが、浮上がり量は実験値と一致するとはいえず、また地下水位の影響を表現することはできなかった。

６．主な成果物

(1) 斉藤, 佐々木, 松尾, 古関： 1994 北海道東方沖地震による標津町下水管路の被害特性, 第 33 回地盤工学研究発表会, 1998（投稿中）.

(2) Koseki,J., O.Matsuo, T.Sasaki, K.Saito and M.Yamashita: Effects of peat layer on damage to sewer pipes during earthquakes, IS-Tohoku, 1998（投稿中）.

(3) 建設省土木研究所：1993 年釧路沖地震・1994 年北海道東方沖地震及び 1994 年三陸はるか沖地震による下水道管路施設の被害調査, 土木研究所資料第 3498 号, 1998.

〈参考文献〉

1)建設省土木研究所：液状化対策工法設計・施工マニュアル(案), 共同研究報告書 第 186 号, 1997.

2)近藤, 松尾, 佐々木: 共同溝の浮上がりに関する動的遠心模型実験, 第 33 回地盤工学研究発表会, 1998.（投稿中）

3) Oka,F., Yashima,A., Shibata,T., Kato,M. and Uzuoka,R: FEM-FDM coupled liquefaction analysis of a porous soil using an elasto-plastic model, Applied Scientific Research, Vol.52, pp.209-245, 1994.

4) Oka,F., Yashima,A., Kato,M. and Sekiguchi,K.: A constitutive model for sand based on the non-linear kinematic hardening rule and its application, Proc. of 10th WCEE, pp.2529-2534, 1992.

5) Tateishi,A., Taguchi,Y., Oka,F. and Yashima,A.: A cyclic elasto-plastic model for sand and its application under various stress conditions, First International Conference on Earthquake Geotechnical Engineering, IS-TOKYO '95, op.399-404, 1995.

VI. 河川事業調査費による研究

１．水質事故対策技術に関する調査

水質研究室　室　長　田中　宏明
研究員　横田　敏宏

１　はじめに

水質事故の年間発生件数はここ数年横這いであるが、上水道の取水停止を伴った重大事故の件数は増加傾向にある。水質事故では、流出初期の迅速な対応が効果的であるが、現状は事故発見、通報の遅れとともに油流出以外の事故では、事故原因物質の特定に多大の時間を要している。

このような現状の水質事故対応における問題点の改善のため、昨今の情報基盤整備などを踏まえた水質事故対応の新たな方向性について、各地建技術事務所・開発土木研究所との共同研究において検討するものであり、河川管理者の早期の水質事故の発見、水質事故処理技術の開発などを検討し、水質事故における迅速な対応を図ることを目的とする。

この中で土木研究所においては油の水質影響予測手法を担当しており、平成９年度は、油流出予測に関する分野の既往知見を収集・整理し、事故の内容、教訓から事故発生時に必要とされる情報を明確にした後、予測モデルの調査結果をとりまとめ、各種項目の予測方法、問題点について整理した。

２　モデルの概要

河川における油流出については以下のような過程が考えられる。

1)　流れと風による輸送
2)　乱流拡散と張力－重力バランスによる油膜の広がり
3)　河岸への接岸
4)　エマルジョン化と乱流混合
5)　風化過程における蒸発、溶解による物性変化

上記の全過程が定式化されているわけではなく、不明な点も多い。

次に、海洋流出油拡散予測モデルと比較した場合に、河川流出油拡散予測モデルで要求される点を以下に示す。

1)河川は横断方向に大きく変化する流速を持つ可能性があるため、モデルではその流速を正確に再現する必要がある。

2)河川の場合、流出油は早期に着岸し、河岸の影響によって流下速度は低下するため、複雑な河岸情報と河岸での物理的動態を考慮する必要がある。

3)河川における防災計画立案の際には流量の増減による流出油への影響を考慮する必要がある。

4)水位変動により河岸位置、河川形状は急速に変化するため、水位変動に伴う変化を考慮する必要があ

る。

5) 風のデータは通常近傍の観測点データを用いるが、実際の河道上の風との関係を把握しておく必要がある。

6) エクマン層の影響は海洋では考慮されるが、河川では影響が小さいため無視できる。

3　河川での流出予測における課題の整理

3．1　流れと風による輸送

3．1．1　河川流動

河川流動については、モデルにより計算方法は多岐に渡り、一次流を管路流れとして計算するものから曲線座標を用いた3次元乱流モデルまで様々である。最も適用事例が多いのは管路流れとして2次元流速分布を計算する場合と長方形グリッドに分割し2次元浅水方程式を解く場合である。しかし、実際の河川管理に際しては実測によるH－Q曲線を利用した不等流計算により流下速度を求めるのが一般的である。

また、オイラー系ととして解析する場合とラグランジェ系として解析する場合がある。

1) 拡散方程式

2次元モデルの表層における移流拡散方程式は、水深y方向について積分した場合以下の通りである。

$$\frac{\partial C_s}{\partial t}+\frac{\partial}{\partial x}(u_s C_s)+\frac{\partial}{\partial z}(w_s C_s)=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial C_s}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(D_z\frac{\partial C_s}{\partial z}\right)+\alpha V_b C_r-\gamma C_s-C_s S_E \qquad \text{式（1）}$$

ここで、

x,z,t=空間、時間変数

C_s=単位面積当たりの表層における油量

C_r=単位体積当たりの下層における油量

u_s, w_s=表層流速のx,z成分

D_t, D_t=表層での拡散係数（溶存物質の拡散係数とほぼ同様の値）

α=水面に到達した油粒子の沈降を表す係数

V_b=浮遊油粒子の上昇速度

C_t=表面油濃度

S_E=油層中での蒸発分解率

γ=単位水面当たりの油層のエマルジョン化を表す係数

また、下層では

$$\frac{\partial C_r}{\partial t}+u\frac{\partial}{\partial x}C_r+w\frac{\partial}{\partial z}C_r=\frac{1}{h}\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(hD_t\frac{\partial C_r}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(hD_t\frac{\partial C_r}{\partial z}\right)-\alpha V_b C_r+\gamma C_s-\beta C_r\right] \qquad \text{式（2）}$$

ここで

u,w=下層でのx,z方向の流速

h=水深

β=単位面積当たりの沈降率を定義する係数

2) ラグランジェ方程式

表層での移動をラグランジェ方程式で表す場合、次のように風速を考慮する。

$$\vec{V}=\vec{V}_m+\vec{V}_1 \qquad \text{式（3）}$$

ここで

$\vec{V}$＝油粒子の移動速度

$\vec{V}_m$、$\vec{V}_1$＝流速の平均流成分と乱流変動成分

また、移動平均速度は

$$\vec{V}_m=\alpha_c\vec{V}_c+\alpha_w\vec{V}_w \qquad \text{式（4）}$$

ここで

$\vec{V}_c$＝水深方向に平均化した流速

$\vec{V}_w$＝風速

α_c、α_w＝観測により得られる係数

3．1．2　風圧流・表層流

河川における移流は表層の油層と懸濁油の移動として与えられる主要な機構である。流出した油は表層流と風圧流により流下方向に輸送される。ほとんどのモデルで風圧流は直上風速の一定割合として与え、その係数は0.03が一般に用いられている。また河道上の風は近傍の気象観測点における値をそのまま用いることが多い。地形影響等により両者の値が異なる可能性はあるものの、両者の関係について言及されることはまれ"である。また、表層流は水深方向に平均化した流れの1.1倍"として扱われることが多い。

3．2　張力－重力バランスによる油膜の広がり

油膜は慣性、重力、粘性、表面張力により広がり、静水中での油膜の広がりについてはFayの拡散式"がある。また、流水中においても適用される場合が多い。流水中の拡散は静水中の拡散とは明らかに異なるはずであるが、あまり調査されていない。

静水面で油膜が広がる初期段階について、非常に薄い平板上に広がる場合と、厚い油層がレンズ状に広がる場合について油膜の推定面積が次のように定式化されており、以下に示す。

1）薄い場合

$$\frac{dA_t}{dt}=C_1(A_k)^{1/3}\exp\left[\frac{-C_3}{h_k+0.00001}\right] \qquad \text{式（5）}$$

2）厚い場合

$$\frac{dA_t}{dt}=C_2(A_k)^{1/3}(h_k)^{4/3} \qquad \text{式（6）}$$

ここで

A_t, A_k：（厚い／薄い）油膜域の面積（m^2）

h_k：油層厚（m）

t：時間（s）

c_1, c_2, c_3：一定値

3．3　河岸への接岸

河川では、流出油は海洋と比較して早期に接岸する。一度接岸した油は堆積し、流れと水位の変化により再浮遊する。再浮遊の過程は河岸性状により大きく異なり、その知見は非常に少ない。最も有効な結果はGundlach[4]によるものである。また岸の状況毎の付着油の減衰について半減期として算出されたものがある。

表－1　岸の状況毎に設定された半減期

海岸種類	半減期（時間）
岬	1
防波堤	1
内浜	24
砂浜	24
砂礫海岸	24
礫海岸	8760
海岸に面した干潟	1
海から遮断された岩海岸	8760
海から遮断された干潟	8760
海から遮断された入り江	8760
陸地	8760

この半減期によって示される再浮遊量は

$$\frac{\Delta V_b}{V_b}=1-0.5^{\Delta t/\lambda} \qquad \text{式（7）}$$

ここで

$V_b, \Delta V_b$：接岸油量、Δtの間の再浮遊量

Δt：タイムステップ（経過時間）

λ：半減期

3．4　エマルジョン化

混合の進んだ水中においては油は懸濁粒子として存在する。これらの油粒子は乳化が進むが、海洋の油流出事故の場合は原油が多いのに対して河川の場合は精製油が多く、海洋に比べて乳化するものは比較的少ない。また乳化の原因となる撹乱も海洋よりは少ない。エマルジョン化は見かけの体積と粘性の増加を招く。定式化はMacayら[4]により行われている。またMacayらは、本来非常に複雑で多くのパラメータを持つエマルジョン化過程を以下のように簡便化している。

$$\mu_E=\mu_0\exp\left[\frac{2.5W}{1-K_1W}\right],\ \Delta W=\frac{K_2\Delta t}{\mu_E}\quad \text{または}\quad \Delta W=K_3\left[\frac{1-W}{0.8}\right]\Delta t \qquad \text{式（8）}$$

ここで

μ_E,μ_0:粘性(エマルジョン後、エマルジョン前)

w:含水率

K_1:1.33

K_2,K_3：河川の状態により決定される定数

上式は、含水率が80%程度に漸近するまでは線形に増加すると仮定した上で、増加途中の粘性を算出するものである。

3．5　風化過程における蒸発、溶解による物性変化

3．5．1　蒸発

蒸発は油膜の広がりに比例して増加し、風速、気温、油膜面積により変化する。精製度の高い油の場合には75%以上が数日のうちに蒸発によって失われる。モデル中で蒸発量を計算する場合、油を構成する成分別に分けて取り扱う場合と、油種毎に一組のパラメータを与え、一括して計算する場合とがある。成分別に分けることが可能な場合には予測精度は高いものの、パラメータ取得が困難であるため、簡便な手法をとる場合が多い。Mackayら[5]によれば蒸発量Fは

$$F=\left(\frac{1}{C}\right)\left[\ln Po+\ln\left(C\,K_E t+\frac{1}{Po}\right)\right] \qquad \text{式（9）}$$

ここで

$K_E=K_M AV_M/(RTV_0)$

$K_M=0.0025U_{wind}^{0.78}$= 質量輸送係数(m/s)

U_{wind}=風速(m/s)

A=油膜面積（m^2）

V_M=モル当りの体積(m^3/mol)

R=気体定数=82.06×10^{-6}atm・m^3・mol^{-1}・$^\circ K^{-1}$

T=油層表面温度（$^\circ K$）

T_E=気温($^\circ K$)

V_o=初期流出量(m^3)

T_εにおける水蒸気圧P_oは

$\ln P_o = 10.6(1-T_o/T_\varepsilon)$

ここで

T_o=初期沸点(°K)

C=定数

また海洋を含めた油の毒性・挙動予測モデルに対するレビューにより、モデル別に採用している蒸発過程をまとめている。

3．5．2　溶解

溶解速度についてはCohen ら[6]、Lu and Polak[7]、Mackay and Leinonen[8] による事例がある。

4　今後の課題

個別の過程については実験等により定式化されたものはあるが、実際の流出事故発生時には各過程の相互作用があると思われ、全てを含んだ定式化は困難と思われる。次なる過程としては今回収集した各過程の式を横並びに評価し、パラメーター入手の容易さ、運用の簡便さ、精度等を考慮した上でモデル化を進めることがある。

参考文献

1) Weeks,W.F.,and Dingman,S.L.,Thermal modification of river ice covers:Progress and problems,Proceedings,The Role of Snow and Ice in Hydrology,Banff,1972,p.1427-1435

2) Shen,H.T. and Yapa, P.D., Oil Slick Transport in Rivers, Journal of Hydraulic Engineering, ASCE,114(5)May 1988,p.529-543

3) Fay,J.A. Physical processes in the spread of oil on a water surface, Proceedings of the Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills, Washington,D.C.,June,Amer.Petrol.Inst.,1971,p.463-467

4) Gundlach,E.R.,and Hayes,M.D.,Vulneravility of coastal environments to oil spill impacts, Marine Tech.Society Journal,Vol.12,No4,1987,p.18-27

5) Mackay,D.,Buist,I.Mascharenhas,R.,and Paterson,S.,Oil Spill Processes and Models,Report EE-8 submitted to Environmenni Canada,University of Toronto,1980

6) Cohen,Y.,Mackay,K.,and Shiu,W.Y.,Mass transfer rates between oil slicks and water,The Canadian Journal of Chemical Engineering,Vol.58,October 1980.

7) Lu,C.Y.and Polak,J.,A study of solubility of oil in water, Environmental Protection Service,Canada,Report EP5-4-EC75-1.

8) Mackay,D. and P.J.Leinonen.,Mathematical Model of the Behaviour of Oil Spills on Water With Ntural and Chemical Dispersion.Report EPS-3-EC-77-19,Envirnmental Protection Service,Fisheries and Environment canada,1977.

Ⅶ. 建設技術研究開発経費による研究

１．河川水質と水生生物相との関係把握

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
重点研究支援協力員　松原　正明
交流研究員　原田　新

１．はじめに

河川の水質は、環境庁や建設省の発表する水質環境基準の適合率に表されているように、徐々に改善されてきている。しかし、この評価は多くの場合、BOD などの生活環境項目あるいは人の健康に係わる項目での評価であり、いずれも人の水利用や人の健康に係わる視点からの評価である。一方、近年、環境基本法では生態系の多様性を維持するとの新たな視点が盛り込まれ、建設省においても環境政策大綱や河川審議会、都市計画審議会において河川や都市空間での生態系保全施策の必要性が強く打ち出され、国民のニーズもそれを支持している。生態系、特に水生生態系の保全のためには、生息空間(habitat)構造、流況、生物相互作用、食物（エネルギー）源の他に、水質が大きな役割を果たしていると考えられる[1) 2)]。

このため本研究では、水生生態系を保護するための水質条件としてはどのようなものが必要か、またその条件設定のためにどのような調査研究方法があるのかを文献的に調べるとともに、限られた我が国での情報を補うために都市を中心とした河川などの水質とそこに形成される水生生物相の関係についての基礎的知見を現地調査などにより把握することを目的としている。

９年度は、前年度に引き続き下水処理水が主に流れる都市河川において、水生生物相の調査と水質調査を実施した。

２．生物相実態調査

水生生物相と水質との関連を把握するにあたり、その基礎資料を得るため、河川中の生物相について現地調査を行うと同時に、栄養塩、微量化学物質等を含めた水質を測定した。

2.1　調査地点

生物相と水質との関連をみることが主な目的であることから、対象とする河川は水質の変動が少ないか、または変動の状況や原因を特定できることが望ましい。そこで、今回の調査においては流量の全量またはほとんどが下水処理水となっている都市河川で行った。従って自然系や特定の難しい負荷源からの流入が少ないため、水質要素を主に下水処理水質の変化として把握できると考えられる。また９年度は８年度に調査した地点において傾向を確認するための再調査を行うとともに、地域的な傾向を把握することを目的として新たな調査地点を設定した。

本調査では３つの河川を対象として、以下にそれぞれの河川における調査地点および特徴を記した。

①ａ川：この河川はＡ処理場からの放流水を水源としており、流量の全てが処理水となっている水路である。この処理水は塩素消毒されており調査時の処理水への塩素注入濃度は約 5.0mg/l であった。

調査は St.1 として処理水放流口、St.2 として中流地点（放流口から 620m 下流）、St.3 として下流地

点（放流口から 1,420m 地点）の３地点で行った。なお、St.2 についてはこの地点を境にして河床材料が変化し、上流側は石畳、下流側は玉石となっていた。

②ｂ川：この河川は水源から約 5,000m 下流地点にB処理場からの処理水が流入している。河川の自流量は少なく処理水流入後は流量のほとんどが処理水で占められる。この処理水は塩素消毒されており調査時の処理水への塩素注入濃度は約 0.1mg/l であった。

調査は St.1 として放流口直上（河川水のみ）、St.2 として処理水放流口、St.3 として下流地点（放流口から 260m 地点）の３地点で行った。

③ｃ川：この河川はC処理場からの放流水を水源としており、流量の全てが処理水となっている水路である。この処理水はオゾン消毒されている。

調査は St.1 として処理水放流口、St.2 として上流地点（放流口から 900m 下流）、St.3 として中流地点（放流口から 3,500m 地点）、St.4 として下流地点（放流口から 4,650m 地点）の４地点で行った。

④ｄ川：この河川はD処理場からの放流水を水源としており、流量の全てが処理水となっている水路である。この処理水はC処理場と同様にオゾン消毒されている。

調査は St.1 として処理水放流口、St.2 として中流地点（放流口から 510m 地点）、St.3 として下流地点（放流口から 830m 地点）の４地点で行った。

⑤ｅ川：この河川は水源から約 3,000m 下流地点にE処理場からの処理水が流入している。河川の自流量と放流される処理水量はほぼ同量であった。なお、E処理場では流量変動のピークカット及び放流水質の平準化を目的として、処理水の一部を河川に放流する手前で一度安定地と呼ばれる処理場内に設けた池に滞留させてから残りの処理水と合わせて塩素消毒の後、河川へ放流を行っている。調査時の処理水への塩素注入濃度は約 1.0mg/l であった。

調査は St.1 として放流口直上（河川水のみ）、St.2 として処理水放流口、St.3 として下流地点（放流口から 260m 地点）の３地点で行った。

2.2　調査項目

調査は、春期、夏期、秋期および冬期の４回行い、下記の項目について調査した。

①水質：一般項目（水温・pH 等），生活環境項目（BOD 等），富栄養化関連項目（窒素・リン等），人の健康に係る環境基準項目，要監視項目の５項目に含まれている主なもの，総残留塩素

②生物：植物プランクトン，動物プランクトン，付着藻類，水生植物，底生動物，魚介類

2.3　結果

得られた結果のうち、特徴的なものについて次にまとめた。

2.3.1　生物相

(1) 放流口における生物相

各河川の処理水放流口における付着藻類について出現種数と 1cm² あたりの出現細胞数の多かった上位３種を表－１に示し

表－１　放流口（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜平成９年度＞

		春期		夏期		秋期		冬期	
a川	1位	*Chlorolobion sp.?*	緑	*Chlorolobion sp.?*	緑	*Chlorolobion sp.?*	緑	未調査	－
	2位	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑		
	3位	*Stigeoclonium sp.?*	緑	*Stigeoclonium sp.?*	緑	*Stigeoclonium sp.?*	緑		
	出現種数	3		7		4			
b川	1位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Gomphonema parvulum*	珪
	2位	*Gomphonema parvulum*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Phormidium (cf.favosum)*	藍
	3位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Nitzschia palea*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑
	出現種数	20		26		20		15	
c川	1位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Calothrix sp.*	藍
	2位	*Nitzschia palea*	珪	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Homoeothrix janthina*	藍
	3位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Nitzschia palea*	珪	*Navicula minima*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑
	出現種数	11		16		14		12	
d川	1位	*Navicula cryptoceptala v.venela*	珪	*Nitzschia palea*	珪	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑
	2位	*Nitzschia palea*	珪	*Navicula minima*	珪	*Homoeothrix janthina*	藍	*Navicula minima,*	珪
	3位	*Navicula minima*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪	*Navicula minima*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪
	出現種数	18		8		10		13	
e川	1位	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Phormidium (cf.favosum)*	藍
	2位	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Chlorolobion (cf.braunii)*	緑
	3位	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Stigeoclonium sp.*	緑	*Phormidium (cf.favosum)*	藍	*Gomphonema parvulum*	珪
	出現種数	17		15		10		19	

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

た。上位優占種の構成をみると、a川では全ての季節において緑藻類が上位を占め、特に *Chlorolobion* の優占する割合が高かった。またd川では珪藻類が占める割合が高かった。さらに、出現種数でみるとa川は他の河川と比較して出現種数が少ないことが特徴的であった。また、b川では夏期の出現種数が多く冬期に少ない傾向を示したが、他の河川でも夏期にやや種数が増える場合が多いものの、明確な季節的傾向はみられなかった。一方、a，b，c川について８年度の結果（表－２）と比較してみると優占種の構成に大きな変化はなかったが、b川において９年度の夏期および秋期調査時には８年度と比較して出現種数が倍近くに増えていた。

表－２ 放流口（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜平成8年度＞

		夏期		秋期		冬期	
a川	1位	*Chlorolobion* sp.?	緑	*Chlorolobion* sp.?	緑	*Chlorolobion* sp.?	緑
	2位	*Stigeoclonium* sp.?	緑	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑
	3位	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑	*Stigeoclonium* sp.?	緑	*Scenedesmus spinosus*	緑
	出現種数	3		3		4	
b川	1位	*Chlorolobion* sp.?	緑	*Gomphonema parvulum*	珪	*Gomphonema parvulum*	珪
	2位	*Phormidium* (cf.*favosum*)	藍	*Chlorolobion* sp.?	緑	*Chlorolobion* sp.?	緑
	3位	*Stigeoclonium* sp.?	緑	*Phormidium* (cf.*favosum*)	藍	*Navicula minima*	珪
	出現種数	12		11		19	
c川	1位	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Stigeoclonium* sp.	緑
	2位	*Nitzschia palea*	珪	*Navicula minima*	珪	*Nitzschia palea*	珪
	3位	*Homoeothrix janthina*	藍	*Navicula cryptocephala v.veneta*	珪	*Ulothrix* (cf. *Tenerrima*)	緑
	出現種数	14		11		16	

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

(2)流下過程における生物相の変化

河川の流下に伴う生物相の変化をみるため、水源から処理水が水量の全てを占めているａ，ｃ，ｄ川について全般に出現種数の多かった夏期の結果を表－３にまとめた。これをみると、優占種の構成はａ川では優占順位が多少変化するものの全ての地点で優占種は同じであり、ｄ川においてもほとんど変化していなかった。しかし、ｃ川では優占種の構成がかなり異なる結果となった。また、出現種数ではａ川では流下方向で明確な変化はみられなかったが、他の河川では下流ほど出現種数が増える傾向がみられた。ただしｃ川の最下流では、その上流地点と比べて種数が減少していた。また、ａ川とｄ川では出現種数はほぼ同程度であったが、ｃ川は他の２河川と比べて２～４倍程度の種数がみられた。

表－３ 流下過程における生物相の変化（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜夏期＞

		St.1		St.2		St.3		St.4	
a川	1位	*Chlorolobion* sp.	緑	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Chlorolobion* sp.	緑		
	2位	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑	*Chlorolobion* sp.	緑	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑		
	3位	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑	*Stigeoclonium* sp.	緑		
	出現種数	7		14		8			
c川	1位	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Nitzschia amphibia*	珪	*Homoeothrix janthina*	藍	*Stigeoclonium* sp.	緑
	2位	*Phormidium* (cf.*favosum*)	藍	*Navicula confervacea*	珪	*Spirogyra* sp.	緑	*Chamaesiphon* sp.	藍
	3位	*Nitzschia palea*	珪	*Fragilaria pinnata*	珪	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Navicula pupula*	珪
	出現種数	16		36		38		23	
d川	1位	*Nitzschia palea*	珪	*Homoeothrix janthina*	藍	*Homoeothrix janthina*	藍		
	2位	*Navicula minima*	珪	*Nitzschia palea*,	珪	*Nitzschia palea*	珪		
	3位	*Gomphonema parvulum*	珪	他		*Navicula cryptocephala v.veneta*	珪		
	出現種数	8		9		14			

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

(3)放流水と河川水の合流による生物相の変化

河川水と処理水の放流に伴う生物相の変化をみるため、自流を持つ河川へ処理水が放流されているｂ，ｅ川について全般に出現種数の多かった夏期の結果を表－４にまとめた。これをみると優占種の構成は、どちらの河川においても河川水のみの水域と処理水のみの水域では優占種となる種の構成はかなり異なっていた。また河川水と処理水が混ざった水域でも、やや河川水のみの水域と類似しているものの、優占種の中にはどちらの水域にもみられなかった種が出現していた。

表－４ 放流水と河川水の合流による生物相の変化（付着藻類優占種上位3種および出現種数）＜夏期＞

		放流口上流（河川水のみ）		放流口（処理水のみ）		放流口下流（河川水＋処理水）	
b川	1位	*Homoeothrix janthina*	藍	*Phormidium* (cf.*favosum*)	藍	*Stigeoclonium* sp.	緑
	2位	*Nitzschia amphibia*	珪	*Navicula cryptocephala*	珪	*Eunotia* sp.	珪
	3位	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Nitzschia palea*	珪	*Cladophora glomerata*	緑
	出現種数	36		26		31	
e川	1位	*Navicula confervacea*	珪	*Phormidium* (cf.*favosum*)	藍	*Navicula confervacea*	珪
	2位	*Phormidium* (cf. *Ambiguum*)	藍	*Chlorolobion* (cf.*braunii*)	緑	*Gomphonema parvulum*	珪
	3位	*Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*	珪	*Stigeoclonium* sp.	緑	*Scenedesmus acutus*	緑
	出現種数	34		15		28	

注）緑：緑藻，藍：藍藻，珪：珪藻

(4)河床材料による生物相の変化

ａ川の St.2 はこの地点を境にして河床材料が変化し、上流側は石畳、下流側は玉石となっている地点であり、それぞれの部分で水質に大きな違いはないと考えられるが、８年度の調査においてはこの２点の間で底生動物の出現種構成および種数に大きな違いが観察され、河床材料と底生動物相の関係が確認された地点

である。そこで９年度は St.2 において昨年と同様の調査と併せて、同河川の St.1 及び St.2 で部分的に河床材料を変化させて生物の出現状況を観察する実験を行った。これらの調査の結果を表－５に示す。まず、St.1 において元の河床である石畳では季節を問わずほとんど出現がみられず、籠に石を入れて河床を変化させた所では石畳に比べると、ある程度は出現がみられた。一方、St.2 においては元々玉石の部分及び籠に石を入れて設定した所と比較して石畳の部分では出現種数，個体数ともに少なかった。

表－５ a川における河床材料による生物相の変化（底生動物優占種上位３種および出現種数）＜夏期＞

		春期		夏期		秋期	
		種名	個体数 (ind/m²)	種名	個体数 (ind/m²)	種名	個体数 (ind/m²)
St.1 (石畳)	1位	－		ユスリカ科蛹	2	－	
	2位	－		－		－	
	3位	－		－		－	
	出現種数（総個体数）	0	(0)	1	(2)	0	(0)
St.1 (石籠)	1位	ユスリカ属	550	－		ユスリカ属	7
	2位	ミズムシ	57	－		ツリミズ科	4
	3位	ユスリカ亜科	7	－		－	
	出現種数（総個体数）	3	(614)	0	(0)	2	(11)
St.2 (石畳)	1位	ユスリカ属	43	ユスリカ属	1	ミズムシ	11
	2位	ミズムシ	6	ミズムシ	2	エリユスリカ亜科	9
	3位	ユスリカ亜科	2	イトミミズ科	2	ユスリカ属(2)	4
	出現種数（総個体数）	3	(51)	3	(11)	6	(30)
St.2 (玉石)	1位	ユスリカ属	2638	イトミミズ科	960	ミズムシ	730
	2位	ミズムシ	614	ミズムシ	215	イトミミズ科	502
	3位	イトミミズ科	725	ユスリカ属	65	ユスリカ属	102
	出現種数（総個体数）	5	(4558)	7	(1250)	8	(1368)
St.2 (石籠)	1位	ユスリカ属	6741	ミズムシ	1090	ミズムシ	621
	2位	ユスリカ亜科	1878	ユスリカ属	217	ユスリカ属(2)	50
	3位	エリユスリカ亜科	454	エリユスリカ亜科	28	ユスリカ属 エリユスリカ亜科	4 4
	出現種数（総個体数）	5	(9450)	5	(1343)	4	(679)

さらに、同じ河床条件である石籠の St.1 と St.2 で比較すると、St.2 の石籠の方が出現種数，個体数ともに多かった。また、いずれの地点及び季節においても優占する種に大きな変化はみられなかった。

2.3.2　水質

(1)放流口における水質

各河川の放流口における主な水質測定結果を表－６に示す。各項目についての特徴としては、T-N の値がｃ川で他の河川と比べて相対的に低い値となっていた。また、T-P の値についてはａ及びｃ川で相対的に低い値となっていた。ｃ川において窒素、リンともに低い値となったことは、ｃ川に放流するＣ処理場では、高度処理として、嫌気－硝化内生脱窒法および PAC 凝集沈殿による窒素及びリンの除去が行われていることによると考えられる。

一方、消毒による残留塩素についてはｂ及びｅ川では測定限界以下の値であったのに対して、ａ川では秋期において 2.0mg/l 以上という高い値も測定された。なお、ｃ及びｄ川についてはオゾン消毒のため残留塩素を測定していない。

表－６ 放流口における主な水質項目測定結果

調査地点	項目	春期	夏期	秋期	冬期
a川 St.1	DO	7.7	7.9	11.6	
	BOD	1.1	4.1	0.2	
	TOC	5.76	4.90	3.62	
	NH_4-N	0.01	0.04	0.01	
	T-N	10.8	14.1	5.0	
	T-P	0.10	0.13	0.12	
	総残留塩素	0.2	1.5	>2.0	
b川 St.2	DO	7.7	5.3	10.2	8.1
	BOD	1.3	1.0	1.4	1.3
	TOC	4.57	4.46	7.26	6.24
	NH_4-N	0.09	0.06	0.12	0.02
	T-N	9.6	7.5	11.0	12.4
	T-P	1.46	1.01	1.61	1.26
	総残留塩素	0.05>	0.05>	0.05>	0.05>
c川 St.1	DO	7.7	9.2	7.4	8.6
	BOD	1.4	1.5	1.7	2.3
	TOC	5.15	4.20	4.30	5.79
	NH_4-N	3.60	0.04	0.02	0.00
	T-N	6.7	2.8	3.1	9.7
	T-P	0.14	0.08	0.05	0.56
d川 St.1	DO	12.3	8.8	9.3	16.1
	BOD	2.0	3.2	1.0	2.7
	TOC	4.35	4.30	4.62	6.15
	NH_4-N	2.24	0.14	0.01	0.19
	T-N	12.5	11.6	12.4	15.8
	T-P	1.79	1.78	1.90	1.49
e川 St.2	DO	4.6	9.0	7.7	10.7
	BOD	0.4	0.5	1.6	1.2
	TOC	6.50	5.92	6.42	7.29
	NH_4-N	0.08	0.09	0.02	0.00
	T-N	8.0	9.0	10.9	11.1
	T-P	1.40	0.30	2.21	0.96
	総残留塩素	0.05>	0.05>	0.05>	0.05>

単位:(mg/l)

(2)流下過程における水質の変化

処理水のみを流すせせらぎ水路において、放流口から流下方向に設定した調査地点の水質測定結果について、主な項目を表－７に示す。ａ川では DO 及び T-P について下流ほど高くなっており、逆に T-N と残留塩素については低い値となっていた。ｃ川でも DO が下流ほど高くなっていく傾向があるが、最下流では若干落ち込んでおり、T-N についても下流ほど低くなる傾向であるが、最下流では増加していた。また、他の項目についても一定の傾向は持たないが変動しているものがみられた。ｄ川では流下方向に大きく変動する項目はみられなかった。

(3)放流水と河川水の合流による水質の変化

既存の河川に処理水が放流されている所の、放流口上流（河川水のみ）、放流口（処理水のみ）及び放流

口下流（河川水と処理水）における主な水質項目の測定結果について表－８に示す。ｂ川では NH_4-N を除いて合流後の水質は河川水と放流水の間の値となったが、やや放流水に近い水質となる傾向がみられた。また、ｃ川でも同様の傾向がみられた。

表－7 流下過程における水質の変化
（主な測定結果：夏期）

	項目	St.1	St.2	St.3	St.4
a川	DO	7.9	8.2	10.2	
	BOD	4.1	2.3	3.1	
	TOC	4.90	5.47	5.57	
	NH_4-N	0.04	0.04	0.05	
	T-N	14.1	13.8	10.4	
	T-P	0.13	0.15	0.17	
	総残留塩素	1.5	0.4	0.1	
c川	DO	9.2	11.3	0.2	12.1
	BOD	1.5	0.7	1.2	1.0
	TOC	4.20	3.92	4.20	3.90
	NH_4-N	0.04	0.03	0.03	0.01
	T-N	2.8	1.8	1.8	2.9
	T-P	0.08	0.03	0.00	0.06
d川	DO	8.8	8.8	8.2	
	BOD	3.2	2.2	2.2	
	TOC	4.30	4.88	4.63	
	NH_4-N	0.14	0.32	0.22	
	T-N	11.0	11.0	12.0	
	T-P	1.78	1.74	1.71	

単位：(mg/l)

2.4 考察

(1)放流口における変化について

まず最も特徴的な点であるａ川において全ての季節で *Chlorolobion* が優占種となり、出現種数が極端に少なかったことは、消毒用の残留塩素が高いことが原因と考えられる。このことは８年度の調査においても推測されたことであるが、今回の調査においても残留塩素濃度の高いａ川で同様の傾向がみられたこと、今回から新しく調査を行ったｄ及びｅ川においてはオゾン消毒のため消毒用塩素の影響を受けないｄ川では *Chlorolobion* が出現しなかったのに対して、塩素による消毒を行っているｅ川ではが優占種として出現していることからも裏付けられると考えられる。一方、どの河川においても季節間での優占種の違いはそれほど大きなものではなかったが、これは温度を含めた水質や水量が季節を通してほぼ安定しており、放流口の状態も一定であることを示すものと推測される。なお、ｂ川の出現種数が８年度と比較して多くなったことは、８年度には行われていた河川の清掃を、９年度は調査区間について管理者である自治体に河川清掃中止の協力を得たことによると考えられる。

表－8 放流水と河川水の合流による水質の変化
（主な測定結果：夏期）

	項目	St.1 (河川水)	St.2 (放流口)	St.3 (合流後)
b川	DO	17.5	5.3	8.7
	BOD	1.5	1.0	1.1
	TOC	2.19	4.46	4.06
	NH_4-N	0.06	0.06	0.07
	T-N	6.8	7.5	7.0
	T-P	0.07	1.01	0.79
	総残留塩素		0.05>	0.05>
e川	DO	>20.0	9.0	10.3
	BOD	3.1	0.5	1.6
	TOC	7.20	5.92	5.87
	NH_4-N	0.23	0.09	0.29
	T-N	2.4	9.0	7.5
	T-P	0.32	0.30	0.41
	総残留塩素		0.05>	0.05>

単位：(mg/l)

(2)流下過程における変化について

ａ及びｂ川では流下に伴う優占種の変化は少なかったことに対して、ｃ川での変化が大きかったことは主に、流下距離の違いによるものと思われる。この違いはせせらぎの総延長の違いによるものであるが、ａ川とｄ川の地点の設定距離はほぼ同じであるのに対して、ｃ川では各地点間の距離が２～３倍近く異なり、最下流地点では４倍近い距離の違いが生じている。また、流域の状態が、ａ，ｄ川は住宅地であるのに対して、ｃ川は工場地帯を流下し、途中に暗渠部分が存在するなどの違いもある。これらのことから、水質データについてもｃ川では流下方向に比較的大きく変化しており、付着藻類相の構成にも影響を与えているものと思われる。

(3)放流水と河川水の合流による出現種の変化について

放流口と合流前の河川上流地点や合流後の河川下流地点において生物相が異なる要因としては水質の他には河床形態や流速の違いが挙げられる。しかし、今回選定した調査対象河川の上流と下流では河床や流速に大きな差はない。一方、水質のデータは河川水のみの水域と放流水と合流した後の水域では値が大きく異なる項目が多く、ここに挙げた以外の項目についても違いがあることが推測される。従って、河川の合流前後での生物相の差は主に水質の違いによるものと思われ、それぞれの水質に適応できる生物種が優占するものと考えられる。

(4)河床材料による変化について

a川の調査から、同一地点のため水質に変化はないと考えられるにもかかわらず、河床材料を変化させると石畳と比較して小石や玉石の方が、いずれの場合も出現する底生動物の種数及び個体数ともに多くなる傾向がみられた。しかし、同じ河床材料に設定した石籠でも、St.1 と St.2 では出現種数や個体数が異なっていた。これらの調査地点間で異なる点は、表－８に示す水質の違い、特に残留塩素量の違いが挙げられる。これらのことから、底生動物相は河床材料と水質の２つの要因の相互関係の中で構成されるものであり、どちらかの生息条件が適さない場合には出現する個体数が特に減少すると考えられる。なお、全ての調査地点で出現した底生動物は種が類似し、出現種数も少なかった。このことは付着藻類と同様に、a川が他の調査河川と比較した場合、調査地点全体に残留塩素濃度が高いという特徴があるためと推測されるが、今後さらに他の河川において調査を行うなどして確認する必要がある。

３．まとめ

上で述べた考察については、それぞれの調査項目についての概略の傾向を述べたものであり、それらの関連性について詳細な分析を行うには、現状ではデータが不足している。従って、より具体的に水質と生物相との関連を把握していくためには、今後同様の調査を継続し、多くの集積されたデータをもとに統計的な手法を用いて解析する必要がある。特に、８年度と９年度でいずれも同様の傾向が示唆された付着藻類の緑藻 *Chlorolobion* と残留塩素の関係については、地域や処理、消毒方法の異なる様々な処理場の放流口における付着藻類に絞った調査を数多く行うなどによりその傾向を確認することで、より確かな裏付けを得る必要があると思われる。　また、e川へ放流しているE処理場の安定池では紫外線による消毒が行われており、その調査地点の結果を含めて解析することで、各消毒方法と生物相との関係を把握できることが期待される。

なお、ここでは付着藻類と底生動物についてのみ述べてきたが、魚類などより上位の生物については、出現が少なく移動能力も大きい生物であること、人為的な魚の放流が行われている河川があることなどから、この調査結果では水質との明確な関連を把握することはできなかった。

また、現在水質分析の試料はスポットによる採水であり、累積的な水質変化を反映する付着藻類や底生動物等の生物との関連を比較するデータとしては不十分である。しかし長期間にわたる試料の採取は現実的には難しく、水質の代表値の取り扱いについても今後の課題であり、処理場で把握している水質データとの比較などから検討を行う予定である。

４．謝辞

本研究を実施するにあたり、現地生物相データ及び水質データの入手にあたっていただいた関係自治体のご協力に感謝いたします。

＜参考文献＞

1) Karr et al. : Assessing Biological Intgrity in Running Waters: Amethod and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Campaign, IL, USA, 1986.

2) Karr J.R. : Protecting Auatic Ecosystems: Claen Water Is Not Enough In Davis W.S. & T.P. Simon (Eds.) Biological Assessment And Criteria: Tools for Water resource Planning And decision Making, Lewis Publishers, 1996.

２．下水道工種の体系化に関する調査

建設システム課　課　　長　大澤　健治
研　究　員　小林　一三

１．まえがき

既存の積算に関する大系は、長年の事業執行を集大成したもので精緻なものとなっているが反面細分化・複雑化したため分かりにくい体系となっている。また、ＷＴＯ政府調達協定の合意など今後我が国への建設市場への外国企業の参入対象が拡大していく情勢にありこれを念頭においた事業プロセスの見直しが課題となっている。さらに昨今、公共事業の執行に対する批判が社会問題化しており、平成５年 12 月の中央建設審議会においても透明性・客観性・妥当性の向上に向けた入札・契約制度の早急な改革について提言がなされている。平成９年４月に発表した「公共工事コスト縮減対策に関する行動計画」では積算の合理化と入札・契約制度の検討を今後進めることとしている。

建設省では、公共事業における一連のプロセスについて、合理的・一貫性のある新たな積算大系として「新土木工事積算大系」の整備を行っている。工事工種の体系化とは、公共土木工事を請負施工に付する場合の工事内容について、階層別に工種を細分類すると共に、工種用語の標準化及び契約等に係る表示単位を標準的に規定することであり、河川・道路事業についてはほぼ概成している。

本研究は、下水道事業分野における工事工種の体系化について、工事内容や現行の積算体系の特性を考慮して、その体系構造を構築し、実際に体系化を行うものである。９年度は管路工事区分に関し、地方自治体を対象に工事工種体系による積算の試行を行うと共に、ポンプ場・処理場工事区分の工事工種体系化の検討を行った。

１．研究方法

１．１　下水道工事工種体系の構造検討（体系ツリー図の検討）

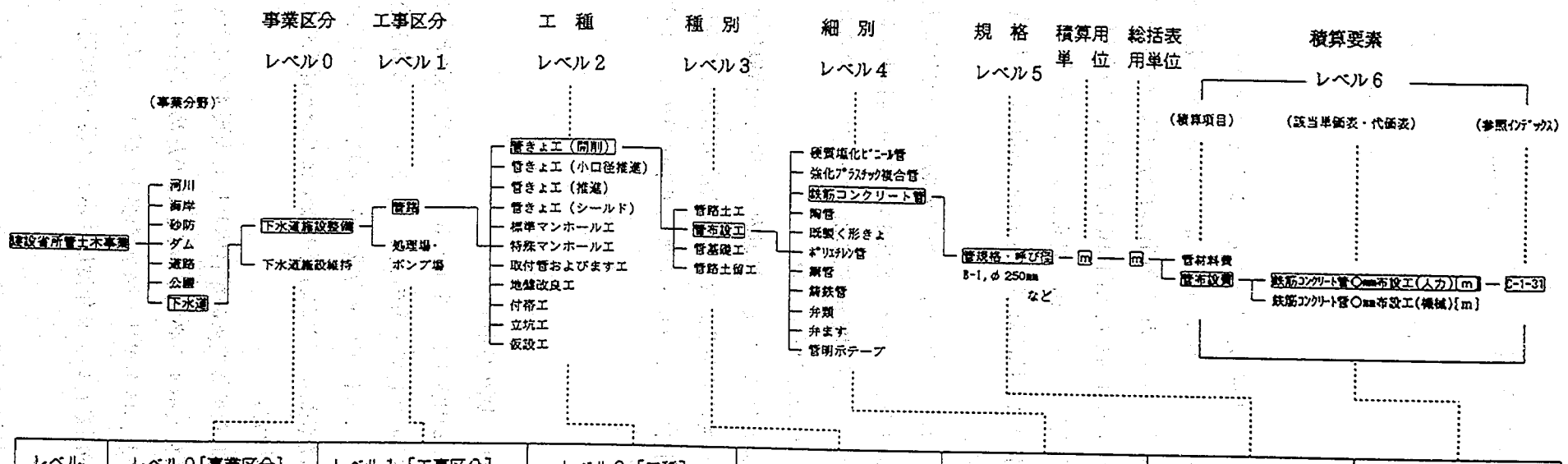
下水道工事工種の体系化として、図－１の様に工事内容をレベル１～６までの階層構造として表現した(体系ツリー図の作成)。レベル１からレベル３までは主として工事の発注ロットや一定の構造を持つ部位を表すための総称を表示するレベルである。また、レベル４は工事を構成する基本的な単位目的物であり単位と共に契約数量を表示するレベルである。この表示方法にて下水道分野の様々な工種を体系化した。

１．２　積算要素表の検討（細別モジュール表の検討）

基本的な工事単位目的物を表すレベル４は具体的な積算要素の集合体として表現することが必要であり、個々の積算項目に対応する歩掛や代価表との関係を表示する必要がある。このため、各レベル４に対応する積算要素表（細別モジュール表）を作成した。なお、体系ツリー図及び細別モジュール表とも、８年度には主として「管路」工事区分(レベル１)について検討を行い、９年度は「ポンプ場・処理場」工事区分(レベル１)について検討を行った。

１．３　工事工種の体系化を用いた積算の試行と結果の反映

図－1　下水道工事工種体系の階層定義



レベル	レベル0［事業区分］	レベル1［工事区分］	レベル2［工種］	レベル3［種別］	レベル4［細別］	レベル5［規格］	レベル6［積算要素］
内　容	予算制度上及び事業執行上の区分を中心とした区分	工事発注ロット及び受注者を考慮してレベル0を分割したもの	レベル1を構成する要素のうちで、一定の構造を持つ部位を施工するための一連作業の総称	体系全体の見通しをよくするため、レベル2とレベル4をつなぐレベル区分	工事を構成する基本的な単位目的物もしくは単位仮設物であって、単位とともに契約数量を表示するレベル	レベル4を構成する材料等の客観的な材質・規格ならびに契約上明示する条件等	レベル4の価格算定上の構成要素であって、基本的には契約上明示しないもの
補足説明	工事数量総括表には表示されない発注時の支出予算科目を示す。	通常、1件の工事として発注される区分	複数の工事区分で共通的に行われる工種については、主体となる工事区分で体系化する。	工種によっては、表示しない場合もある。また、可能な限り、施工順序に従った構成とする。	検収対象となる単位目的物と検収対象とならない単位仮設物がある。積算・見積り時にはこのレベル項目が価格算出の基本になる。	レベル4に付随して表示するレベルで、総括表では原則としてレベル4と同行に記述されるレベル	費用構成として積算項目と、積算上の最小構成単位としての歩掛項目から構成されている。
他の例	河川改修、道路新設・改築	築堤・護岸、排水機場、舗装	沈砂池工、擁壁工、トンネル掘削工	作業土工、既製杭工、躯体工	鋼管杭、コンクリート、鉄筋、型枠	コンクリート規格(21-8-25-BB)など	【積算項目】自工区外への運搬費

8年度作成した「管路」工事区分について、9年度は下水道事業を実施する地方自治体を対象に体系化による工事積算の試行を実施した。方法としては、市町村等に実際発注する工事を対象とした工種体系を用いた設計書の作成を依頼し、その積算結果をアンケート方式にて回収し、下水道工事工種体系の妥当性、利便性、問題点等の把握を行った。

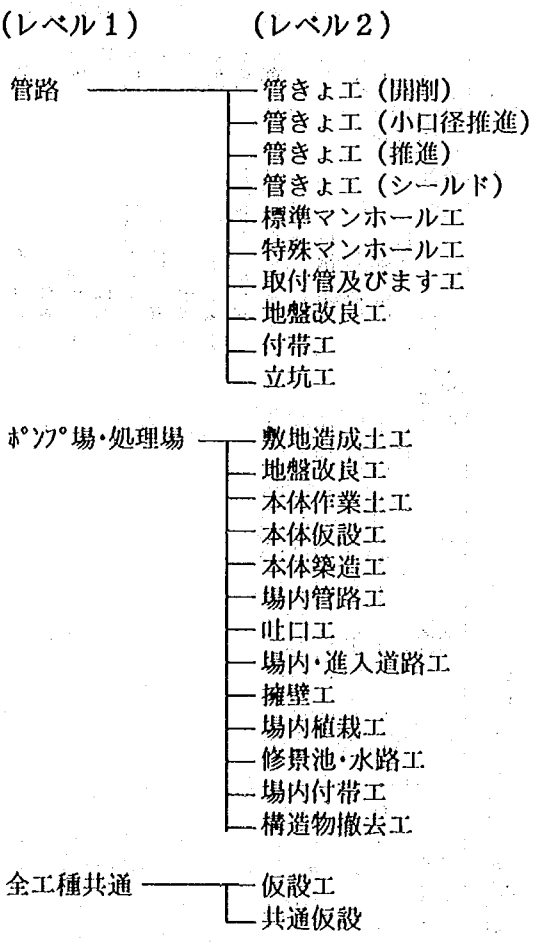
2．研究結果

2．1　体系ツリー図の作成

下水道工事では下水道特有の工種だけでなく、付帯工や仮設工など一般土木分野の歩掛も多く用いられている。一方、シールド工法や推進工法など下水道用として整備された歩掛も近年一般土木分野での共同溝や水路トンネルなどの事業に準用される例も多くみられる。このため、仮設工などは一般土木工事と共通化するなどの整合性を考慮して図－2に示す体系ツリーを作成した。

レベル1管路区分では、管きょ、マンホール、取付管など下水道を構成する主な目的物毎にツリーを作成した。また、管きょを布設する工法は本来任意施工的なものであるが、「下水道工事積算基準」では工法別に工種の階層化が図られていることから、レベル2を開削、小口径推進、推進、シールド等の工法別に階層化を行う事とした。

レベル1処理場・ポンプ場区分では、工事目的物を構成する施設は多種多様であり、施設毎の体系化はツリーの煩雑化につながるため、本体作業土工、本体仮設工、本体築造工の様に各施設で共有できる施工形態については統一したレベル2構成を作成した。土工については工事目的物で検収対象となる工事目的物であるか否かにより、敷地造成土工と本体作業土工に区分した。作成したツリー図の一例を表－1に示す。



図－2　下水道工事における工事区分（レベル1）と工種（レベル2）
＊（レベル3）以下は省略

2．2　細別モジュール表の作成

細別モジュールの作成に当たっては以下の下水道事業の特徴を考慮した。

①主な事業主体が地方自治体である。
②一般土木モジュールの取り込みと共有化
③下水道工事積算基準独特の積算階層
④細別（レベル4）定義の明確化の必要性

第1に下水道事業の事業主体は市町村レベルの地方自治体であり、細別モジュールの作成に当たっては全国的に広く利用可能なものでなければならない。また、中小市町村では積算システムの普及度も低いため、新土木積算システムの利用を前提とせず、ペーパーベースでの利用が可能でなければな

図－2　下水道体系ツリー図の例

［ﾚﾍﾞﾙ0　事業区分：下水道施設整備］管路－1

SEQ NO.	レベル1 工事区分	工区名・構造物名	レベル2 工種	箇所名・工法名等	レベル3 種別	箇所名・工法名等	レベル4 細別	箇所名・工法名等	レベル5 規格	積算用単位	総括表用単位	起別管理No.	摘　要	備考
1	管路		管きょ工（開削）<内径○mm>		管路土工		管路掘削		【－】	m3	式	S-016-01		
2							管路埋戻		【－】	m3	式	S-016-02		
3							発生土処理		【－】	m3	式 *1	S-016-03		
4					管布設工		硬質塩化ﾋﾞﾆｰﾙ管		【規格、管径】	m	m	S-411-01		
5							強化ﾌﾟﾗｽﾁｯｸ複合管		【規格、管径】	m	m	S-411-02		
6							鉄筋ｺﾝｸﾘｰﾄ管		【規格、管径】	m	m	S-411-03		
7							陶管		【規格、管径】	m	m	S-411-04		
8							既製く形きょ		【規格、形状】	m	m	S-414-01		
9							ポリエチレン管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-05		
10							鋼管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-06		
11							鋳鉄管		【規格、管径、付帯材の種類・有無】	m	m	S-411-07		
12							弁類		【弁種類・規格】	箇所	箇所	S-418-02		
13							弁ます類		【弁ます規格、深さ、蓋規格】	箇所	箇所	S-418-03		
14							管明示テープ		【－】	m	m	S-418-04		
15					管基礎工		砂基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-09		
16							砕石基礎		【高さ、幅、砕石規格】	m	m	S-411-10		
17							まくら土台基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-11		
18							ｺﾝｸﾘｰﾄまくら土台基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-17		
19							はしご胴木基礎		【材質、幅】	m	m	S-411-12		
20							鳥居胴木基礎		【材質、幅、杭種、杭長】	m	m	S-411-13		
21							ｺﾝｸﾘｰﾄ基礎		【高さ、幅、ｺﾝｸﾘｰﾄ規格、鉄筋の有無と規格】	m	m	S-411-14		
22							ｿｲﾙｾﾒﾝﾄ基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-15		
23							ﾍﾞｯﾄﾞｼｰﾄ基礎		【高さ、幅】	m	m	S-411-16		
24					水路築造工		既製く形きょ		【規格、形状】	m	m	S-414-01		
25							現場打水路		【内幅、内高、ｺﾝｸﾘｰﾄ規格】	m	m	S-071-07		
26							樋渠		【内幅、内高、杭長、樋板幅、長さ】	m	m	M-071-10		
27					管路土留工		（木矢板土留）		【掘削幅】	m	式 or m	S-911-01	任意とする場合レベル3で1式	
28							（建て込み簡易土留）		【掘削幅】	m	式 or m	S-911-02		
29							（軽量鋼矢板土留）		【掘削幅、軽量鋼矢板型式】	m	式 or m	S-911-03		
30							（親杭横矢板土留）		【掘削幅、H鋼型式、横矢板厚】	m	式 or m	S-911-04		
31							（鋼矢板土留）		【掘削幅、鋼矢板型式】	m	式 or m	S-911-05		
32					管きょ路面復工		（復工）		【復工規格、復工幅】	m	式 or m	S-911-06	任意とする場合、レベル3で1式	
33					補助地盤改良工		（薬液注入）		【工法、注入長、削孔長】	本	式 or 本	S-040-11	任意とする場合レベル3で1式	
34							（高圧噴射撹拌）		【注入材料、注入長、土被長】	本	式 or 本	M-040-02		
35							（機械撹拌）		【改良材料、径、打設長、杭長】	本	式 or 本	S-040-10		

らない。このため、細別モジュールの表現に関し、建設省積算基準書の歩掛コード（ＳＴコード）の代わりに、積算基準書の一般公表版である「土木工事標準歩掛」の記載ページを表現するなどより汎用性を持たせた表示方法を採用した。

第２に一般土木で作成されている細別モジュールの内、下水道分野で利用できるものについては極力利用することとした。特に処理場・ポンプ場工事区分では一般土木の歩掛である「土木工事標準歩掛」中の歩掛を用いる工種が非常に多く、下水道固有の歩掛を利用する割合は非常に少ない。このため、Ｍ番号で整理されている一般土木の細別モジュールはそのまま利用するものとし、下水道特有の工種や歩掛を用いるモジュールはＳ番号として整理し、その出典を明確にした。

第３に建設省制定の「下水道工事積算基準」には単なる単価表・代価表の記載だけでなく、主要工種の積算上の階層構成まで定義されている。この階層構成は広く地方で利用されており、積算積み上げ過程の標準化、数量の標準化に大きく寄与している。このため、細別モジュールの構成に関し、この階層構成（Ａ、Ｂ、Ｃ代価表で表現されている）を大きく変更することなく構築するものとした。

第４に細別（レベル４）の定義を、一般土木分野より明確に細別モジュール表上で表現することとした。下水道分野では、現在一般土木分野にあるような図書としての細別（レベル４）の定義集が存在しない。また、下水道積算基準の代価表は、積算項目の内容を代価表名称だけで適切に表現できておらず、材料費や機械損料等の有無についても統一された形となっていない。このため、細別モジュール内の積算項目だけでは明確に定義付けができない場合があるため、積算項目と歩掛項目の間に必要に応じ代価内訳項目を作成し、備考欄の説明書きと合わせ、レベル４定義の明確化を図ることとした。

細別モジュール表の一例を表－２に示す。

２．３　工事工種の体系化を用いた積算の試行

積算の試行では、上記体系ツリー及び細別モジュールを用いた設計書の作成を実施した。試行結果では概ね利便性は高いとの意見が多かったものの、付帯工などにおける一般土木工種の引用不足や近年の技術革新による新工法への対応などについて多く意見が提案された。このため、より多くの一般土木工種の取り込みを図ると共に、細別モジュール表の積算項目を新工法にも応用できるような表現とし、一部管路工事区分の体系ツリー及び細別モジュールの修正を行った。

３．あとがき

管路及び処理場・ポンプ場の体系化についてはほぼ完成させることができたが、１０年度以降は処理場・ポンプ場工種の積算の試行などを行い、より利便性の高い工事工種体系を構築する予定である。

参考文献

１）「新土木工事積算大系の解説」　建設大臣官房技術調査室監修、（財）日本建設情報総合センター企画、（財）経済調査会発行

２）川島　正　「下水道工事工種の体系化作業の現状」　積算技術　1996.11

表－２　細別モジュール内訳表例（下水道用）

レベル４名称	管路掘削
総括表用単位	式
積算用単位	ｍ３

細別管理No.	S-016-01
策定年月	1998.5.1作成
対応する細別モジュール番号	

該当レベル４一覧表

レベル１	レベル２	レベル３	レベル４	SEQ.NO
管路	管きょ工（開削）	管路土工	管路掘削	
管路	特殊マンホール工	管路土工	管路掘削	
管路	取付管およびます工	管路土工	管路掘削	
管路	立坑工	管路土工	管路掘削	

レベル５（規格）一覧表

レベル６（積算要素）表　　該当下水道代価番号　なし　（立坑のみ　Ｂ－７０）

積算項目	代価・内訳項目	該当単価表・代価表	単位	親ｲﾝﾃﾞｯｸｽ	材料有無	備　考
開削管路掘削費		機械掘削工（ﾊﾞｯｸﾎｳ）	ｍ３	下水 C-1-1		積込費を含む
土砂掘削費		ﾊﾞｯｸﾎｳ掘削積込	ｍ３	土木 2-2-7		WB-1002　積込費を含む
		ﾊﾞｯｸﾎｳ床掘	ｍ３	土木 2-2-7		WB-1009
岩掘削費		大型ﾌﾞﾚｰｶ掘削	ｍ３	土木 2-3-7		WB-1206
		片切掘削(人力併用機械掘削)岩	ｍ３	土木 2-3-7		WB-1211
小規模掘削費		小型ﾊﾞｯｸﾎｳ掘削積込	ｍ３	土木 2-5-4		積込費を含む
		小型ﾊﾞｯｸﾎｳ床掘	ｍ３	土木 2-5-4		WB-1253　積込費を含む
土砂人力掘削費		人力切崩し	ｍ３	土木 2-6-1		WB-1101
		人力掘削（床掘）	ｍ３	土木 2-6-1		WB-1102　積込費を含む
立坑掘削費		ﾊﾞｯｸﾎｳ掘削工	ｍ３	下水 C-71-1		積込費を含む
		ｸﾗﾑｼｪﾙ掘削工	ｍ３	下水 C-71-2		積込費を含む
		小型ﾊﾞｯｸﾎｳ投入搬出工	回	標準歩掛なし		下水B-70立坑掘削工参照
基面整正費		基面整正（床付面の整正作業）	ｍ２	土木 2-2-7		WB-1022
積込費		ﾊﾞｯｸﾎｳ積込	ｍ３	土木 2-2-7		WB-1002
		小型ﾊﾞｯｸﾎｳ積込	ｍ３	土木 2-5-4		
		人力積込（土砂）	ｍ３	土木 2-6-1		WB-1103

総括備考欄：
①本細別は、レベル１「管路」のみに適用する。

Ⅷ. 測量及び試験費による研究

１．原虫による水質汚染実態調査

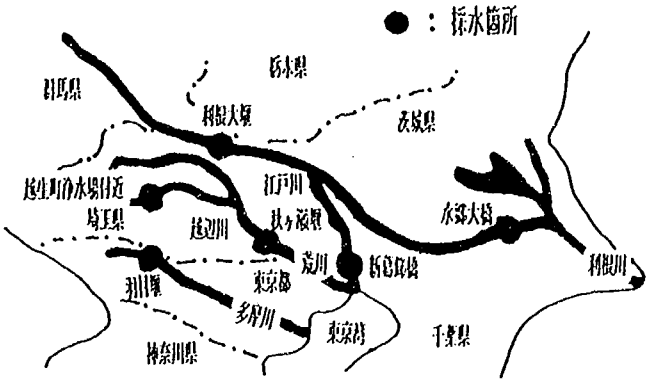
下水道部 三次処理研究室　　室　長　鈴木　穣
研究員　諏訪　守

１．調査目的

埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムによる大規模な感染症は、越生町の上水源である越辺川伏流水にクリプトスポリジウムのオーシストが混入し、浄水過程で除去しきれなかったオーシストを含む水道水が各家庭に給水されたことが原因であり、８千人以上にもおよぶ感染者が発生した[1]。このため、本調査は水道水源として供される河川水等でのオーシスト存在有無の確認を目的に実施するものである。尚、関東地方の主要河川における本調査は、関東地方建設局の委託を受け平成８年度から実施している。

２．調査方法

関東圏内の主要河川、とりわけ大規模な取水を行っている河川においてクリプトスポリジウムのオーシストの調査を実施した。採水箇所の概略位置を図－１に示す。採水箇所は越生町浄水場付近の越辺川をはじめ荒川水系秋ヶ瀬堰、利根川水系利根大堰、水郷大橋、江戸川水系新葛飾橋、多摩川水系羽村堰の６箇所であり、底泥についても測定を行った。平成９年度における調査は、４月より平成10年３月まで実施した。



図－１　採水箇所の概略位置

オーシストの集積液等の作成方法は、J. E. Aldom[2]の方法を参考とした諏訪ら[3]の方法によった。しかし、懸濁物の多い試料については遠心分離を行い、沈査と上澄液を別々に回収し上澄液は上記手法により集積液を作成した。沈査(等量の10%リン酸緩衝ホルマリン溶液で固定)については、パーコール蔗糖液により密度勾配遠心処理を行いオーシストを分離した後、分離液を溶出液で洗浄して集積液を作成(６月の試料より沈査のみの濃縮)した。また、底泥については、表泥を乱さないよう静かに採泥を行い、採泥量と等量の10%リン酸緩衝ホルマリン溶液を添加し、この底泥分２mℓを用いて、上記の沈査と同様な処理を行い集積液を作成した。

なお、平成10年３月の試料については、免疫磁気ビーズ法によって後述する濃縮試料からオーシストを分離した(新葛飾橋試料は従来法を併用)。すなわち、懸濁物の少ない河川水は公称孔径が２μmのポリカーボネート製のフィルターによりろ過を行い、フィルターを超音波処理しオーシストを剥離させ濃縮試料を作成しまた、懸濁物の多い河川水は遠心分離(1,050G・10分間)し、回収した沈査を含む懸濁液を濃縮試料とした。この濃縮試料に磁気ビーズを添加しオーシストを付着させ、磁気ビーズを回収しオーシストを剥離させオーシスト集積液を作成した。

各々作成したオーシスト集積液は、フィルター(直径25mm、材質ｾﾙﾛｰｽｱｾﾃｰﾄ、公称孔径0.2μm)に通し間接蛍光抗体染色した後、落射蛍光専用顕微鏡にてオーシストを観察・定量した。間接蛍光抗体染色にはHYDROFLUOR-Comboキット, ENSYS INC.を用いた。

２．調査結果およびまとめ

調査結果を表－１に示す。秋ヶ瀬堰(９月)、新葛飾橋(12, ３月)および利根大堰(３月)河川水から0.05～0.10個/ℓのオーシストが検出された。３月の新葛飾橋河川水は、従来法と免疫磁気ビーズ法でともにオーシストが検出された。しかし、越辺川を含む羽村堰、水郷大橋の河川水からはオーシストが検出されなかった。また、６月に実施した底泥調査においては、全ての地点でオーシストが検出されなかった。平成９年度における調査では、合計36検体(底泥試料含む)の試料に対して４検体の試料が陽性であり、検出割合としては約11%で

あった。平成８年度と併せると、89検体中７検体の試料から検出されたので、検出割合は約８％となる。一方、クリプトスポリジウム症が多く発生している米国で行った調査例[1]では、河川表流水中のオーシスト濃度は最大で 18個/ℓ という報告もある。今回の検出濃度をそれらと比較した場合、２オーダー以上も低いものとなっている。

９年度の調査結果では、６河川の内、３河川からオーシストが検出されたが、現段階においては検出割合、検出濃度とも低いものと考えられた。しかしながら、昨年度の調査では検出されなかった利根大堰、新葛飾橋河川水で、新たにオーシストが検出されたことから、今後も継続して河川水中におけるオーシストの実態調査を行う必要があるものと考えられた。

オーシストの検出状況とジアルジアのシスト、ＳＳ、大腸菌群数との関係を表－２に示す。秋ヶ瀬堰、新葛飾橋においては、オーシストの検出された河川水は、平均シスト濃度がオーシスト不検出時に比較して３倍、同様にＳＳ濃度で２倍、大腸菌群数はばらつきがあるものの10倍程度に上昇していた。特に、シスト濃度が、オーシスト不検出時よりも上昇することによって、オーシストの存在の可能性が高まると考えられた。しかし、秋ヶ瀬堰の一部のデータおよび利根大堰においては、ＳＳ濃度、大腸菌群数が通常よりも上昇しなくても、オーシストが検出される場合が見られたことから、さらなるデータの蓄積が必要である。

表－１　クリプトスポリジウム実態調査結果表（平成９年度）

	越辺川*	秋ヶ瀬堰	利根大堰	羽村堰	新葛飾橋	水郷大橋
調査期間	H9.4.22 ～ H10.3.10		H9.6.3 ～ H10.3.3			
調査検体数**	8	8	5	5	5	5
試料濃縮法	(f)	(C)	(C)	(f)	(C)	(C)
検出検体数	不検出	1	1	不検出	2	不検出
検出濃度（個/ℓ）	－	0.05	0.10	－	0.06－0.10	－
平均回収率（%）	**47(f)**	**18(C)**	－	－	－	－
平均回収率(%)****	**47(f)**	**15(C)**	－	－	**8(C)**	－
検出限界値(個/ℓ)***	0.05～0.08	0.05	0.05	0.05～0.10	0.06～0.10	0.05～0.13

（f：ﾌｨﾙﾀｰによる濃縮、C：遠心分離による濃縮）

各試料は基本的に上記濃縮法によるが、試料中の濁質の多少により適宜変更している。

＊ 越辺川は越生浄水場取水口付近の河川水。

** 各地点において底泥試料１検体分を含む。　　*** 河川水試料のみの値。

**** 免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法による回収率。免疫磁気ﾋﾞｰｽﾞ法は、平成10年3月の各河川水試料のみに適用。

表－２　ｵｰｼｽﾄ検出とSS、ｼﾞｱﾙｼﾞｱ、大腸菌群数(TC)との関連性（検出限界値0.1個/ℓ以下、平成９年～）

河川 / 項目		秋ヶ瀬堰		利根大堰		新葛飾橋	
		ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時	ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時	ｵｰｼｽﾄ不検出時	ｵｰｼｽﾄ検出時
ＳＳ	範囲	3 - 10	5 - 25	3 - 9		6 - 58	40 - 73
(mg/ℓ)	平均	5	**12**	6	6	25	**57**
ｼﾞｱﾙｼﾞｱ	範囲	0.05 - 0.80	0.59 - 1.15	0.20 - 1.00		0.10 - 1.78	1.68 - 2.30
(個/ℓ)	平均	0.32	**0.95**	0.74	NR	0.70	**1.99**
ＴＣ(MPN	範囲	4.9E2-1.1E4	4.9E2-9.2E4	2.8E3-7.9E3		7.9E2-7.9E3	7.0E3-7.0E4
/100mℓ)	平均	2.7E3	**3.1E4**	4.7E3	**7.9E3**	5.5E3	**3.9E4**

ＮＲ：データなし

【参考文献】

1) 埼玉県衛生部、「クリプトスポリジウムによる集団下痢症報告書」、1997

2) J.E.Aldom and A.H.Chagla, " Recovery of Cryptosporidium oocyst from water by a membrane filter dissolution method " *Letters in Applied Microbiology*, Vol.20, pp.186～187, 1995

3) 諏訪守ら「下水中からのｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの濃縮方法について」、第31回日本水環境学会年会講演集、1997

4) Rose, J.B., Occurrence and significance of Cryptosporidium on water, *Journal American Water Works Association*, Vol.80, No.2, pp.83-89, 1988

２．毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　南山　瑞彦
研　究　員　横田　敏宏
豊田　忠宏

１．研究概要

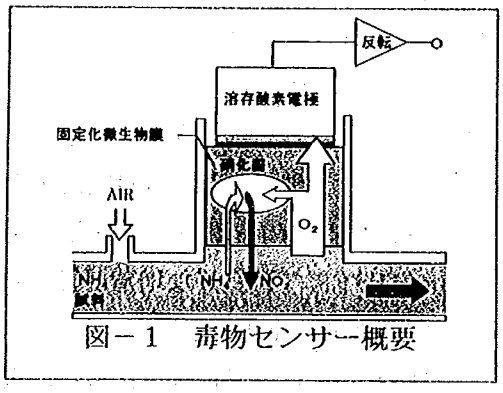
河川等において、毒性物質が流入した際の検出・対応方法としては、現在のところ、河川管理者の直接的な監視、もしくは他の数種の水質センサーによる異常値の検出からの類推等に頼る以外方法がないのが現状である。それらの毒性物質を早期に発見することは非常に重要であり、そのために毒性物質を対象としたモニタリングを行うことが有効である。

本調査では、その様な毒物の流入に対して、迅速に検出、対応することが出来る硝化細菌を用いたバイオセンサーを利用した、毒物モニターを実用化し、河川水質監視等に適用することを目的とし、実施する。

２．調査概要

２．１装置概要

実験に使用した毒物モニターの概要を図－１[1]に示す。微生物膜として、純粋培養した硝化細菌（*Nitrosomonas europaea*）を固定化し溶存酸素電極に装着し微生物電極として使用する。測定の方法は、硝化細菌の基質となるアンモニア性窒素を検水と混合後、エアーとともに連続的にセンサーに供給し、膜内の硝化細菌のアンモニア酸化による溶存酸素の消費量を連続的に監視し、硝化細菌のアンモニア酸化活性の毒物による阻害を、溶存酸素の消費量の減少として検出する。



図－１　毒物センサー概要

２．２毒物センサーの開発

毒物センサーの感度向上、モニタリングシステムの構築等を目的として調査を行った

１）応答性・検出感度の向上の検討

従来のリン酸塩を主成分とした緩衝液では硬度の高い水の場合、硬度成分のカルシウムとリン酸が反応し沈殿を生じ測定の妨害となる場合があった。また、沈殿防止対策としてのキレート試薬の添加は、センサーの反応素子である硝化細菌の生育を妨害するため添加量に限界がある。そのため、緩衝液の組成について検討を進めた。その結果ホウ酸塩を主成分とした緩衝液を使用することで、試料の硬度成分の妨害を受けずに長期的に安定した測定が可能となった。

２）下水試料測定検討

下水処理場流入水，処理水試料について検討を行った。カルシウムが高濃度で含まれているため従来の緩衝液では沈殿を生じ、測定の際に前処理が必要であった。しかし、ホウ酸塩緩衝液を用いることで前処理を要せず測定が可能となった。

３）河川水試料特性検討

河川水に対してのモニターの維持管理性と応答性を見るために、関東地方建設局江戸川工事事務所槻戸

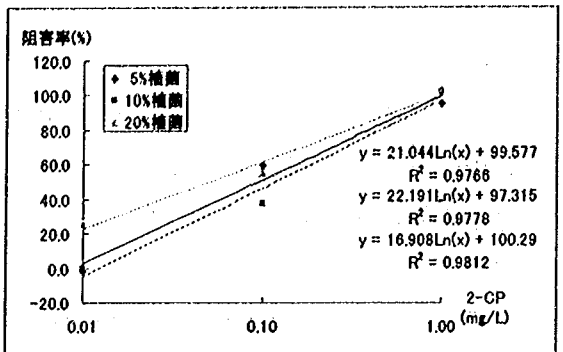
水質自動観測所において稼働試験を行った。昨年度行った中空糸膜除濁装置の導入により、１枚の膜で２ヶ月程度の間、安定したモニタリングができるようになった。メンテナンスの頻度としては３週間に一度程度であった。

２．３硝化細菌を使用した室内実験

毒物センサーに使用している硝化細菌の特性とセンサーの改良法を検討するため、純粋株を用いて硝化細菌のバイオアッセイ法について検討を行った。

１）植菌量の検討

アッセイ系としてフラスコを用いて[2]、5,10,20％の３段階の植菌量に対して 2-クロロフェノール（2-CP）添加による硝化阻害試験を行い、適正な植菌量の判定を行った。結果としては、植菌量 20％で 50％硝化阻害濃度（EC_{50}）が 0.051mg/l 程度であり、濃度（対数）に対する阻害率の相関性も r^2=0.98～0.99 と高い値が得られた。



図－２　2-CP による阻害率試験結果

当研究室で得られたデータとして、マイクロトックス急性毒性試験による 2-CP の EC_{50}=17mg/L、硝化細菌クーロメーターによる 2-CP の EC_{50}=0.091mg/L であり、本試験系はこれらと比較して 2-CP に対する感受性が高いことが分かった。

２）下水試料への適用

下水処理場流入水，処理水に対しての適用を検討するために上記１）で設定した試験系を用いて実験を行った。しかし、試料水中の成分とリン酸の反応により沈殿が生じ良好な試験結果が得られなかった。そのため、リン酸に変わるｐＨ緩衝剤として文献中[3]で使用されていた N-(2-ﾋﾄﾞﾛｷｼｴﾁﾙ)ﾋﾟﾍﾟﾗｼﾞﾝ-N'-2-ｴﾀﾝｽﾙﾎﾝ酸(HEPES)を用いて実験を行ったところ、良好な試験結果が得られた。ただし培養時にはｐＨの関係上 HEPES では良好な増殖が得られないことがわかった。

３）試験系の小型化

試験をさらに簡易に行うために、現在使用しているフラスコの系（100ｍｌ三角フラスコ中 30ｍｌ培地 20％植菌）から、試験管での試験系（10ｍｌ試験管中 4ｍｌ培地 20％植菌）に変更して実験を行った。実験の結果、試験系を小型化してもフラスコとほぼ同様な結果が得られることがわかった。

３．まとめ

今年度の調査では、センサーの機能性の検討，実河川での稼働性及び、簡易アッセイ系による硝化菌の感受性検討を行った。課題としては、硝化菌での簡易アッセイ試験の結果を基に、毒物センサーの高感度化の可能性及び手法の検討、また河川のみでなく、排水を対象とした処理場等の実施設における設置試験を行い応答性の基礎データを採取し適用性及び維持管理正等についての把握を進める必要がある。

＜参考文献＞

１）バイオセンサを用いた急性毒性物質の連続自動監視装置の開発，学会誌「EICA」第１巻第２号　(1996)

２）硝化細菌*Nitrosomonas europaea*を用いたバイオアッセイ，下水道研究発表会　(1998)

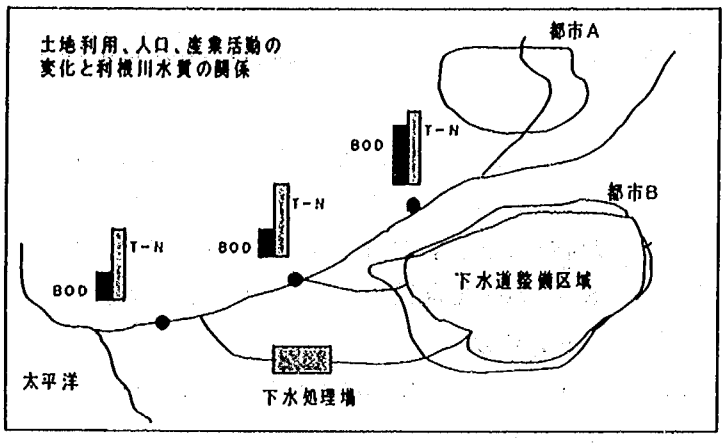
３）Watson, S. W., Bock, E., Harms, H., Koops, H. and Hooper, A. B. : American Society for Microbiology, 107(2), 563-569(1971)

３．利根川水系水質実態調査

担当：水質研究室　室長：田中宏明，主任研究員：小森行也，研究員：横田敏宏，竹歳健治

【要旨】

利根川水系の取・排水が交錯しつつあるなか、流域における土地利用、人口、産業活動が大きくなってきている。流域内の排水対策は、下水道施設や浄化槽等を中心として進んできており、BOD としてみた場合には水質の改善がみられる。しかしながら、環境基準にない栄養塩類等についての動向は、悪化がみられるものがある。水利用そのものが今後一層高度化していく中、これからの水利用の変化、社会・流域活動の変化にともなう利根川水系の水質の動向を把握することは、水質保全に関する施策を実施していく上で重要である。



本調査の目的は、利根川の水質、負荷量変化とその流域の土地利用、人口、産業活動の変化の関係について過年度の状況を調査・解析し、将来の動向を考慮するものである。

９年度は、昨年度に引き続き、流域フレームのﾃﾞｰﾀ収集を進めるとともに利根川水系の水質実態調査を行い、D-TOC、窒素、リン、ｸﾛﾛﾌｨﾙ、全有機ﾊﾛｹﾞﾝ(TOX)、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能(THMFP)、農薬等の水質状況を把握した。

１．調査方法

１．１　流域フレーム調査

利根川流域の自然条件、社会・経済活動状況を調査するため関係資料の収集を行い、①処理形態別人口の動向とその汚濁負荷量、②工場出荷額の推移とその汚濁負荷量、③土地利用状況について整理した。

１．２　水質実態調査

pH、BOD、SS、大腸菌群数等の生活環境項目の水質調査は、水質測定計画に基づく定期水質調査において毎月実施されている。しかし、窒素、リン等の富栄養化関連項目、重金属類、揮発性有機塩素化合物等の健康項目については、年４回程度と測定頻度が小さくなっている。本調査では、定期水質調査に加え、今後多様化する水利用の観点から重要になると考えられる幾つかの水質項目（表－１）について実態を調査した。本調査における調査地点は、利根川水系全体で８０ヶ所ある水質観測地点のうち、利根川本川と江戸川に限定した。全２６ヶ所の水質調査地点を図－１に示す。

表－１　水質調査項目

・D－TOC	・ｸﾛﾛﾌｨﾙa
・NH4－N	・ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa
・NO2－N	・TOX
・NO3－N	・TOXFP
・K－N	・THMFP
・T－N	・農薬
・PO4－P	
・T－P	

２．調査結果

２．１　流域フレーム調査

利根川における水量、水質観測の行われている地点から検討対象地点を選定し、その地点に対する流域分割を行った。既往の「利根川流域別下水道整備総合計画」[1]等を参考に流域分割した小流域毎に昭

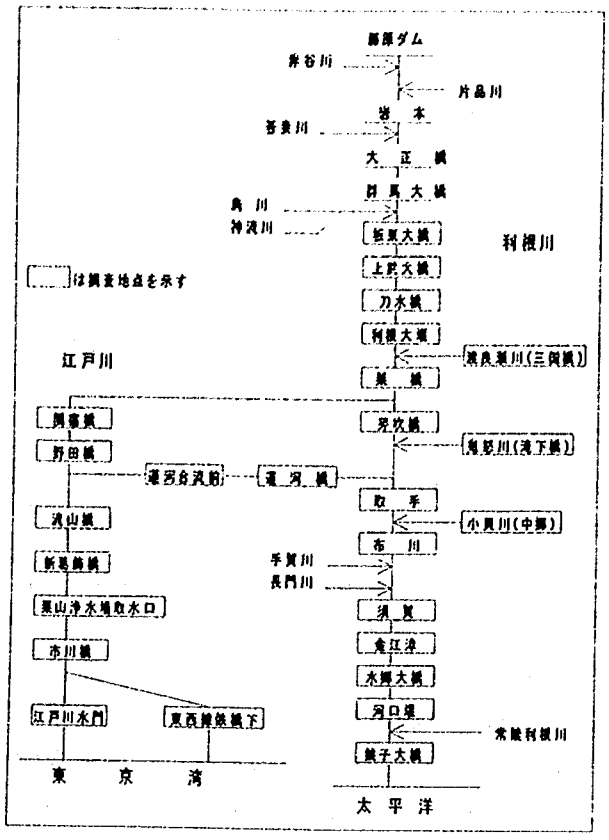
和５５年、６０年、平成２年、７年のﾃﾞｰﾀを整理した。９年度は、埼玉県、群馬県の以下の項目について整理した。

①処理形態別人口の動向とその汚濁負荷量、②工場出荷額の推移とその汚濁負荷量、③土地利用状況

２．２　水質実態調査

水質測定計画に基づく定期水質調査に合わせ平成９年４月から平成１０年３月までの１２回実施した。調査項目は、全有機ﾊﾛｹﾞﾝ化合物（TOX）、全有機ﾊﾛｹﾞﾝ化合物生成能（TOXFP）、ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ生成能（THMFP）、ｸﾛﾛﾌｨﾙa、ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa、D-TOC、各形態別の窒素、リンである。８年度の調査結果も合わせてまとめ、その平均値を表－２に示す。

T-Nは、板東大橋で1.94mg/lであるが下流に行くに従い徐々に高くなり、河口堰では3.26mg/lであった。なお、刀水橋では5.54mg/lと上下流地点の２倍程度の値を示しているが、調査地点が支川の流入直下であることから、本川の代表水質とは考えにくい。T-P、TOXは、T-N同様下流に行くに従い徐々に高くなり、板東大橋と河口堰での増加は1.5倍程度、TOXFP、THMFPは２倍程度であるが、ｸﾛﾛﾌｨﾙ、ﾌｨｵﾌｨﾁﾝでは10倍程度となっていた。



図－１　水質調査地点

また、DDVP、BPMC、CAT、TPN、ﾌﾟﾛﾋﾟｻﾞﾐﾄﾞ、ﾀﾞｲｱｼﾞﾉﾝ、IBP、MEP、ﾁｵﾍﾟﾝｶﾙﾌﾞ、ｲｿﾌﾟﾛﾁｵﾗﾝ、ｲｿｷｻﾁｵﾝ、CNP、EPN、ﾁｳﾗﾑ、ｵｷｼﾝ銅の15項目の農薬について測定した結果、DDVP、BPMC、CAT、ﾀﾞｲｱｼﾞﾉﾝ、IBP、MEP、ﾁｵﾍﾟﾝｶﾙﾌﾞ、ｲｿﾌﾟﾛﾁｵﾗﾝの８項目が春から夏の調査において定量下限値以下のレベルではあるが検出されることがあった。

表－２　利根川本川水質分析結果　（平成8年9月～10年3月までの平均値、n＝19）

調査地点		D-TOC mg/l	NH4-N mg/l	NO2-N mg/l	NO3-N mg/l	K-N mg/l	T-N mg/l	PO4-P mg/l	T-P mg/l	ｸﾛﾛﾌｨﾙa μg/l	ﾌｨｵﾌｨﾁﾝa μg/l	TOX μg/l	TOXFP μg/l	THMFP μg/l
板東大橋	TO－1	2.3	0.17	0.02	1.26	0.63	1.94	0.039	0.102	2	2	10	124	34
上武大橋	TO－2	2.3	0.19	0.03	1.64	0.48	2.14	0.045	0.095	3	3	8	156	37
刀水橋	TO－3	4.2	0.79	0.13	4.24	1.18	5.54	0.199	0.253	5	5	16	287	70
利根大堰	TO－4	2.7	0.18	0.04	2.12	0.61	2.75	0.053	0.091	7	4	9	160	48
栗橋	TO－5	2.5	0.10	0.02	2.24	0.67	2.92	0.044	0.092	7	3	9	212	43
芽吹橋	TO－6	2.7	0.16	0.02	2.41	0.62	3.01	0.043	0.118	11	5	8	199	51
取手	T－1	2.7	0.15	0.03	2.46	0.73	3.16	0.047	0.135	13	5	8	216	50
布川(栗橋)	T－2	2.9	0.16	0.03	2.39	0.73	3.08	0.041	0.145	12	5	9	182	49
須賀	T－3	3.1	0.38	0.05	2.46	0.75	3.21	0.056	0.138	16	7	9	224	56
金江津	T－4	3.0	0.33	0.04	2.46	0.87	3.31	0.056	0.137	19	8	12	235	66
水郷大橋	T－5	3.3	0.27	0.05	2.41	0.89	3.28	0.042	0.192	25	12	13	235	66
河口堰	T－6	3.2	0.19	0.05	2.38	0.89	3.26	0.036	0.141	29	14	14	259	72

３．主な研究成果物

・田中宏明、小森行也、横田敏宏、竹歳健治、土木研究所資料、平成８年度下水道関係調査研究年次報告書集、「利根川水系水質実態調査」、pp.333-334、平成９年１０月

参考文献：１）建設省関東地方建設局利根川流域別下水道整備総合計画検討委員会、利根川流域別下水道整備総合計画に関する基本方針策定調査報告書、昭和63年

付　　録

付録１．平成９年度下水道関係刊行報告書一覧

下水処理場などにおけるクリプトスポリジウムの検出方法の検討及び実態調査

土木研究所資料第3533号　1998年1月
下水道部三次処理研究室

要旨

現在、原虫等による水系感染症がクローズアップされてきているようであり、我が国でも神奈川県平塚市及び埼玉県越生町において病源性原虫類の一種であるクリプトスポリジウムによる集団感染事例が発生し、感染者は数千人も及んだ。このため、本報告においては、下水処理（再生水）を親水・修景利用している全国の下水処理場を対象に流入下水及び下水処理水（再生水）についてクリプトスポリジウムの実態調査を実施し、我が国におけるオーシストの存在状況の把握を行った。さらには、関東地方の主要河川におけるクリプトスポリジウムの実態調査を併せて実施した。

キーワード：原虫、クリプトスポリジウム、下水、下水処理水、河川水

下水道施設における経済的な硫化水素対策技術の開発に関する共同研究報告書

共同研究報告書第194号 1998年1月
下水道部　下水道研究室
株式会社ガステック　技術部
川崎化成工業株式会社　技術研究所
栗田工業株式会社　薬品開発グループ
下水道圧送管路研究会
昭和エンジニアリング株式会社　環境装置部
川崎研究センター
株式会社間組　技術研究所　技術研究部

要旨

近年、下水道施設内で発生する硫化水素によるコンクリートの腐食が問題となっており、その経済的な対策の確立が求められている。

本研究では、圧送管路における硫化水素抑制技術として、空気、酸素、硝酸塩、キノン系薬剤の各注入手方法について、それぞれ硫化水素の抑制効果とその影響因子、注入物質の消費速度、経済性等を調査した。また、本研究では、腐食劣化施設の健全度診断技術として、簡易なコンクリート構造物の劣化評価手法の検討、連続測定可能な小型硫化水素濃時計の開発を行った。

キーワード：下水道、硫化水素、コンクリート腐食、圧送管、劣化診断、抑制技術

河川、湖沼、ダム貯水地等の浄化手法についての総合的検討

土木研究所彙報第66号　1998年3月
下水道部　水質研究室

要旨

本報告は、水質連絡会を通して研究を行った「河川・湖沼・ダム貯水地等の浄化手法についての総合的検討」をとりまとめたものである

本書は、これまで全国各地で実施されてきた各種水域浄化手法をとりまとめた上で、そのうち河川、湖沼等公共用水域で一般的に適用実績の多い手法についての事例も交えての概説、さらに、新しい取り組みとして行われた研究成果及び各地の浄化施設の稼動状況についてまとめたものである。
キーワード：河川直接浄化、維持管理、アンケート、汚泥

下水管渠の流量に関する基礎的実験報告書

土木研究所資料第3518号　1997年10月
下水道部　下水道研究室

要旨

下水管渠内の流量を把握することは、下水道計画策定上において、重要な項目の一つである。しかしながら下水道管渠に代表される円管内の流量測定は、測定機器の設置箇所が限定されており、かつ設置そのものが困難であること、下水の流量変動が大きく変動幅の全てを測定できる万能な機器が存在しないこと、下水中の固形物や油分による障害が大きく保守管理が容易でないこと等の多数の困難な問題を抱えている。また円管内の流れの現象については、未だ未解明の部分が多く、特に下水管渠で多く見られる自由水面をもった流れの減少についてはほとんど実験例がないのが現状である。

ここでは、以上の現状や諸問題を踏まえて、とくに下水管渠内の流れの特性を把握することに重点をおき水理実験を行い、水路勾配や管内水深の変化に伴う流速分布の変化について検討した。さらにはそのデータを基にした新しい流量算出法の提案に努めた。
キーワード：下水管渠、流速分布、流量測定法

付録２．平成10年度 下水道関係調査研究課題表

担当研究課室	研究課題
下水道研究室	1. 下水管の堆積物の特性に関する研究 2. 熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究 3. 汚水管の機能改善に関する調査 4. 管渠システムのコスト縮減に関する調査 5. 下水道整備による環境改善効果に関する調査 6. 都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査
三次処理研究室	1. 下水処理水の安全性向上に関する研究 2. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究 3. 下水処理・資源回収のための最適システムの開発に関する調査 4. 下水処理水再利用システムの評価に関する調査 5. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査 6. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査
汚泥研究室	1. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究 2. 下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御に関する研究 3. 温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術 4. 汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査 5. 中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査 6. 有機質資材の融合化と利用に関する調査 7. 下水道システムのLCAに用いる原単位に関する調査
水質研究室	1. 水道水源河川における汚濁物質モデルに関する研究 2. 下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究 3. バイオセンサーの下水道施設への適用に関する調査 4. 生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査 5. 下水道での有害化学物質の管理に関する調査 6. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査 7. 水質事故対策技術に関する調査 8. 河川水質と水生生物相との関係の把握 9. 毒物センサーを用いた河川水質監視技術に関する調査 10. 利根川水系水質実態調査 11. 都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方法に関する基礎的研究
都市河川研究室	1. 浸水被害軽減のための各種施設の組み合わせに関する調査
施工研究室	1. 小規模シールド工事のコスト縮減方策に関する調査
土質研究室	1. 可撓性下水管の道路下埋設工法に関する調査
化学研究室	1. 下水道施設コンクリート防食材の耐久性向上技術に関する調査
建設システム課	1. 下水道工種の体系化に関する調査
動土質研究室	1. 下水道施設の液状化対策に関する調査